



HAL
open science

Multi-exposition en milieu urbain : approche multi-échelle de l'exposition humaine au bruit et à la pollution atmosphérique

Quentin Tenailleau

► **To cite this version:**

Quentin Tenailleau. Multi-exposition en milieu urbain : approche multi-échelle de l'exposition humaine au bruit et à la pollution atmosphérique. Environnement et Société. Université de Franche-Comté, 2014. Français. NNT : 2014BESA2052 . tel-01228012

HAL Id: tel-01228012

<https://theses.hal.science/tel-01228012>

Submitted on 19 Jan 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.



UNIVERSITÉ DE FRANCHE-COMTÉ

ÉCOLE DOCTORALE n°554 « ENVIRONNEMENTS - SANTÉ »

Thèse en vue de l'obtention du titre de docteur en

SCIENCES DE LA VIE ET DE L'ENVIRONNEMENT

MULTI-EXPOSITION EN MILIEU URBAIN :

UNE APPROCHE MULTI-ÉCHELLES SPATIALES DE L'EXPOSITION

HUMAINE AU BRUIT ET A LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

Présentée et soutenue publiquement par

Quentin M.J. TENAILLEAU

Le 30 Octobre 2014

Sous la direction des professeurs Nadine BERNARD et Frédéric MAUNY

Membres du Jury

Rapporteur : WEBER Christiane, Directeur de Recherche, UMR 7362 LIVE

Rapporteur : RÖÖSLI Martin, Assistant Professor, Swiss Tropical and Public Health Institute

Examineur : DEFRANCE Jérôme, Docteur, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment

Co-directeur de thèse : BERNARD Nadine, Professeur, UMR 6249 Chrono-environnement

Co-directeur de thèse : MAUNY Frédéric, Professeur, UMR 6249 Chrono-environnement

REMERCIEMENTS

Je tiens à adresser mes tous premiers remerciements à la commune de Besançon, « *vieille ville espagnole* » qui a non seulement financé cette recherche, mais en a aussi été partenaire via ses services d'hygiène-santé et de voirie. Ce travail et tout ce qui en découle n'aurait pu exister sans ce soutien.

De même, je remercie le laboratoire Chrono-Environnement (UMR 6249 CNRS-UFC) et le Centre de Méthodologie Clinique du CHRU de Besançon pour leur accueil et leur aide aussi bien matérielle qu'humaine.

Je remercie tout particulièrement mes deux directeurs de thèse, le duo de chic et de choc composé de Nadine Bernard et Frédéric Mauny pour tous les conseils qu'ils m'ont donnés. Le savoir qu'ils m'ont transmis, tant en termes de connaissances que de techniques, a été un enrichissement professionnel et personnel qu'il me serait difficile d'évaluer. Je les remercie aussi pour leur investissement, ayant toujours su se rendre disponibles malgré mes sollicitations parfois intempestives, leurs emplois du temps de cumulards, et notre répartition sur plusieurs sites. De la même façon, je remercie sincèrement Daniel Joly et Hélène Houot pour avoir été mon comité de thèse officieux. Leur expertise de géographes m'a été d'un grand secours, en particulier dans les débuts de cette thèse. L'œil extérieur qu'ils ont su poser sur mon travail n'a fait que l'enrichir et a permis de lui donner sa réelle dimension transdisciplinaire.

J'adresse une profonde pensée et un grand remerciement à mes collègues du CMC. En particulier à Sophie Pujol pour ses conseils, son aide, sa bonne humeur rafraîchissante et ses petits plats qui furent de vrais réconforts moraux et stomacaux. Plus récemment arrivés, je remercie aussi Marc, Natacha, Anne-Lise et bien sûr Anne-Laure dont la présence au service fut pour moi une vraie bouffée naturaliste au milieu de cet environnement parfois si médical. J'ai aussi une pensée profonde pour tous ceux qui étaient là à mon arrivée mais qui sont partis sous d'autres cieux : le Professeur Viel qui profite maintenant du vent et des embruns sur les rivages de l'Atlantique et de la Manche après m'avoir si agréablement accueilli dans son service ; Erika Sophia Upegui-Cardonna, retournée profiter des températures plus clémentes de Colombie après m'avoir transmis une partie de son savoir de géomaticienne ; et bien sur toute l'équipe du DIM.

Je remercie ATMO Franche-Comté en général, et en particulier Francis Schwetzer, Stéphane François, Benjamin Pauc et Mathieu Boilleaut pour leur aide dans la compréhension de la Pour m'avoir si bien accueilli et conseillé dans les enseignements que j'ai eu la chance de prodiguer au sein de l'UFR STGI, je remercie du fond du cœur toute « la montbéliardaise » de Chrono-Env : Daniel Gilbert (avant qu'il ne devienne le Big Boss), Philippe « Sgt. Hartmann » Binet, Geneviève Chiapusio, Dorine Desalme, Vincent « Stakhanov » Jassey, Marie-Laure Toussaint et Caroline Meyer. Un grand merci également à Ghislain Peter et à toute l'équipe administrative qui ont su faciliter à moult reprises les problèmes causés par la SNCF.

Remercier, un à un, tous les amis qui m'ont accompagné dans cette formidable aventure serait une gageure ne débouchant au final que sur un interminable listing qui ne saurait leur rendre véritablement hommage. Je me contenterai donc de tirer au plus bas mon chapeau à l'ensemble de celles et ceux qui font de ma vie un plaisir sans cesse renouvelé : les rôlistes de Franche-Comté et d'ailleurs, à l'imagination plus débordante qu'une casserole en ébullition ; les Bretons bretonnisants (de Plouarzel à Vitré et de Cancale à Lorient, en passant par Rennes, Nantes et le Mont Saint-Michel) ; les Wargameux pousseurs de figurines ; les littéraires enamorés de belles lettres et de bons mots ; les métalleux amateurs de gros sons, tous secrètement fans de Christine B. ; les airsofteux qui tirent et qui pointent ; les samouraïs du Gono... A vous tous, bande de geeks assumés, je tiens à vous dire que je vous aime. Je n'ai pas été très présent ces derniers temps, mais comme disait Schwarzy dans ce monument culturel de 84 : « *I'll be back* ».

Enfin, je tiens à remercier toute ma famille pour son aide et son soutien. Je ne saurais jamais exprimer réellement toute la gratitude que j'ai pour tout ce que je vous dois. Grâce à vous, j'ai été élevé dans une soif d'apprendre, dans une curiosité sans cesse entretenue, bercé par des histoires d'aventures qui m'ont donné envie de découvrir le monde et de mieux le comprendre. Vous m'avez appris à me tenir droit face aux difficultés, et que rien n'était insurmontable à qui faisait preuve d'assez de volonté. Grâce aux sacrifices que vous avez consentis malgré les difficultés, j'ai pu faire des études, j'ai pu apprendre, m'enrichir, et j'espère que vous trouverez ici la preuve et la fierté de ne pas avoir fait tout cela en vain. Maman, Papa, je vous aime.

« This is the story of how a Baggins had an adventure, and found himself doing and saying things altogether unexpected » - J.R.R. Tolkien (1937), *The Hobbit*.

SOMMAIRE

Introduction	2
Chapitre 1 – Synthèse bibliographique.....	9
1. Le bruit en environnement-santé.....	10
1.1. Définition et présentation du bruit.....	10
1.2. Impact sanitaire du bruit environnemental	14
1.3. Législations relatives au bruit environnemental	17
1.4. Métrologie du bruit environnemental	18
2. La pollution atmosphérique extérieure	19
2.1. Définition et présentation de la pollution atmosphérique	19
2.2. Impact sanitaire des polluants retenus	22
2.3. Législations relatives aux polluants retenus.....	23
2.4. Métrologie des polluants retenus	25
3. L'évaluation de l'exposition des populations à la pollution extérieure.....	27
3.1. Les enjeux de l'évaluation de l'exposition environnementale	27
3.2. Le processus d'évaluation de l'exposition environnementale	28
3.3. Modélisation : principes généraux et état des lieux	30
3.4. Techniques d'échantillonnage : comment affecter une valeur d'exposition.....	38
3.5. Limites et perspectives de l'évaluation de l'exposition	41
4. Problématique de la multi-exposition	43
4.1. Présentation de la multi-exposition.....	43
4.2. Caractérisation de la multi-exposition	45
4.3. Problématique de l'évaluation des effets sanitaires	46
4.4. Problématique de la quantification de l'exposition	47
4.5. Multi-exposition au bruit et à la pollution atmosphérique.....	48
Chapitre 2 – Matériel et Méthodes	57
1. Lexique et définitions	58
2. Site d'étude : la ville de Besançon	59
2.1. Présentation générale.....	59
2.2. Topographie et météorologie.....	60
2.3. Urbanisme.....	61
2.4. Sources de bruit et de pollutions atmosphériques	64
3. Méthodologie de modélisation.....	66
3.1. Inputs utilisés dans les modèles.....	66
3.2. Développement du modèle de bruit environnemental	67
3.3. Développement des modèles de polluants environnementaux	69
4. Méthodologies d'affectation d'une valeur d'exposition	72
Chapitre 3 – Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain : Impact de l'échelle spatiale	75
1. Préambule	76
2. Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter?	77

Chapitre 4 – Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain : à l'échelle de la façade	87
1. Préambule	88
2. Modeling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter?	89
Chapitre 5 – Modélisation de l'exposition aux polluants atmosphériques en milieu urbain : Impact de l'échelle spatiale	97
1. Préambule	98
2. Air pollution exposure assessment and size of the living neighborhood: what about middle sized cities?	99
Chapitre 6 – Bruit et pollution de l'air en milieu urbain : une première approche de la multi-exposition	113
1. Préambule	114
2. Do Environmental Noise and NO2 atmospheric levels spatially overlap in urban areas?	115
Chapitre 7 - Discussion et perspectives.....	125
1. Rappel des principaux résultats	126
2. Discussion générale.....	127
2.1. Site d'étude et méthode : une approche commune	127
2.2. Caractérisation de la multi-exposition	129
2.3. L'exposition environnementale : reflet d'une dimension spatiale et socio-économique.....	131
2.4. Exposition extérieure au domicile : une évaluation effective de l'exposition environnementale ?.....	133
3. Perspectives.....	136
3.1. Poursuite des travaux de recherche.....	136
3.2. Vers une ville plus saine ?	137
Bibliographie	142
Liste des publications et communications relatives aux travaux de thèse.....	158
Publications	158
Posters.....	158
Communications orales	159
Culture scientifique et Communications tout publique	159
Liste des figures.....	160
Liste des tableaux.....	161
Liste des équations.....	161
Annexes	162

INTRODUCTION

Dans la littérature généraliste, la ville est souvent comparée à un gigantesque organisme, un ogre monstrueux aux proportions cyclopéennes, qui dévore hommes comme ressources dans une faim à jamais inassouvie de croissance et de développement (Georges Gordon Byron, 1856). Si cette représentation pouvait s'avérer réaliste pour les villes européennes et américaines des XVIII^e et XIX^e siècles, il apparaît qu'au cours des dernières décennies, l'ogre urbain s'est mis à changer, à évoluer. Ses artères autrefois sclérosées de véhicules semblent s'éclaircir et s'élargir. Des moyens de transport plus respectueux et agréables à vivre, qu'ils soient nouveaux ou redécouverts, desservent ses centres névralgiques. Et même si beaucoup de travail reste à effectuer sur tous les plans, la bête semble chaque année s'adoucir un peu plus selon la volonté commune de ses constituants individuels : les humains. Car plus qu'un monstre mythologique, reflet de notre société pour le poète, la ville constitue avant tout l'écosystème humain par excellence. L'environnement urbain abrite depuis 2007 plus de la moitié de la population humaine (U.N., 2006), et constitue le milieu présentant les plus grandes densités de population.

Directement structurée et conditionnée par et pour l'être humain, la ville est un écosystème à part entière : le plus anthropisé de tous. C'est aussi, par conséquent, l'environnement le plus rapidement et le plus fortement impacté par les évolutions sociales et par les changements de politique publique. Le terme « environnement » est ici employé dans son acception écologique courante, celle désignant « l'ensemble des conditions chimiques, physiques, biologiques, et des facteurs sociaux exerçant, à un moment donné, une influence sur les êtres vivants et les activités humaines. » (Académie Française, 2013)

Au cours des dernières décennies, les villes européennes, et particulièrement françaises, ont connu d'importantes modifications d'urbanisme afin de répondre aux attentes, aux besoins et aux inquiétudes nouvelles de la société. L'une de ces évolutions concerne la place des véhicules automobiles individuels dans la société et vise à promouvoir un changement en profondeur dans les modes de transport employés par la population (Servant, 1978) (EMEP/EEA, 2009) (EMEP/EEA, 2013) (U.N., 2004) (U.N., 2008). La promotion des déplacements « doux » sans motorisation, la création et la généralisation de pistes cyclables, le développement des réseaux de transport en commun, et la rénovation des parcs roulant en faveur de motorisations plus économes et moins polluantes sont autant d'indicateurs d'une volonté publique de faire évoluer la ville vers un fonctionnement plus respectueux de l'environnement et de sa population.

De telles actions s'avèrent nécessaires pour lutter contre l'émission de polluants. Les villes réunissent en effet sur un même territoire d'importantes concentrations de population (U.N., 2002) et de sources de pollutions fixes et mobiles (CITEPA, 2013), favorisant ainsi fortement la mise en relation entre les polluants et la population. Il est ainsi courant qu'au cœur des villes, les citoyens se retrouvent simultanément exposés à plusieurs polluants. C'est ce qu'on nomme le phénomène de multi-exposition.

Deux types de pollution urbaine ayant pour origine le trafic routier constituent les principales inquiétudes sanitaires des Français. D'après la dernière version du *baromètre santé environnement* (Menard *et al.*, 2007), 85,1% des Français interrogés « perçoivent un risque élevé ou très élevé » dû à la pollution atmosphérique extérieure, et 69,2% dû au bruit environnemental. Mais au-delà de simples inquiétudes, ce phénomène de multi-exposition au bruit et à la pollution atmosphérique présente de forts intérêts sanitaires, politiques et sociétaux. Ainsi, de nombreuses études ont mis en évidence l'existence de liens entre chacune de ces pollutions et la santé du public. L'OMS considère ainsi la pollution de l'air comme la seconde cause de diminution de la durée de vie (Lim *et al.*, 2012), et la classe d'ailleurs comme cancérigène (World Health Organisation, 2013). Les troubles cardio-respiratoires en lien avec la pollution atmosphérique constituent la première cause de mortalité, mais les impacts sont aussi nombreux que les polluants sont variés. Des liens similaires ont été montrés entre expositions aux nuisances sonores et troubles cardio-vasculaires (Babisch *et al.*, 2005). Le bruit est dorénavant considéré par l'OMS comme un problème sanitaire majeur dont l'impact serait équivalent à celui du diabète (World Health Organisation Europe, 2009). Malgré cela, les études s'intéressant à une réelle prise en compte des effets de la multi-exposition en tant qu'entité propre restent peu nombreuses, et les connaissances relatives à l'impact d'une exposition simultanée à ces deux pollutions (indépendance, cumulation, synergie...) restent lacunaires.

Fort des constats sanitaires relatifs à ces deux types de pollution, un intérêt politique et sociétal de plus en plus grand s'est développé pour la prévention des problèmes liés à l'exposition des populations. La lutte contre la pollution atmosphérique, et dans une moindre mesure contre la pollution sonore, sont actuellement deux des préoccupations majeures de la politique environnementale des pays industrialisés (US EPA, 2010). En Europe, cet intérêt s'est traduit par la mise en place du programme Clean Air For Europe (CAFE) en 2001 (Commission of the European Communities, 2001), et de la directive européenne environnementale sur le Bruit (END 2002/49/CE) en 2002 (European Commission, 2002) qui ont tous deux débouché sur une meilleure prise en compte législative des problèmes d'exposition environnementale.

Bien que les paramètres environnementaux, modulant l'exposition à l'un ou l'autre des polluants, commencent à être en grande partie connus, leurs influences sur la multi-exposition restent à étudier. De nombreuses études de sociologie et de géographie se sont intéressées aux inégalités d'exposition des populations et aux causes de ces inégalités (Brulle and Pellow, 2006) (Havard *et al.*, 2008) (Havard *et al.*, 2011). Toutefois, les paramètres liant ceux-ci et la multi-exposition restent encore aujourd'hui obscurs et nécessiteraient des études approfondies.

Le domaine de la multi-exposition au bruit et à la pollution de l'air en milieu urbain reste donc largement méconnu. Peu d'études ont jusqu'à présent été menées, et ce domaine nécessite l'amélioration des connaissances relatives aux impacts sanitaires et aux mécanismes d'action des polluants (Schwela *et al.*, 2005). Il requiert également des connaissances relatives à l'environnement d'exposition, à son influence sur le comportement des polluants, et aux conditions de mise en relation entre polluants et sujets. Compte tenu des multiples disciplines touchées par les recherches en multi-exposition, seule une approche pluridisciplinaire liant épidémiologie, biologie, chimie, acoustique, métrologie, modélisation, géographie, urbanisme, psychologie comportementale et écologie peut permettre l'obtention d'une compréhension approfondie du phénomène et de ses effets.

Le champ de recherche portant sur les relations existantes entre la qualité de l'environnement et la santé humaine est appelé « santé-environnement ». Ce domaine est intimement lié à celui de la santé publique et de l'éco-épidémiologie, et la quantification de l'exposition des populations aux polluants en constituent la base. De nombreuses approches existent pour ce faire, et à l'heure actuelle, l'utilisation de modèles visant à quantifier l'émission et la propagation des polluants dans l'environnement est devenue un standard (Babisch *et al.*, 2005) (de Kluizenaar *et al.*, 2007) (Murphy *et al.*, 2009) (Selander *et al.*, 2009) (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006) (Auchincloss *et al.*, 2012). Il existe toutefois plusieurs types de modèles, dont la nature, la précision et les conditions d'utilisation diffèrent parfois sensiblement.

Dans la plupart des cas, les niveaux de polluants sont ensuite spatialisés sous forme de cartes telles que les cartes stratégiques de bruit exigées par l'Union européenne (U.E.) (European Commission, 2002). L'évaluation de l'exposition s'effectue enfin par recoupement des valeurs modélisées avec la position des sujets de l'étude. Pour autant, là encore, de nombreuses approches différentes existent afin d'affecter à chaque sujet la valeur d'exposition qui lui correspond. Aucun consensus ne se dégage concernant les méthodologies à employer pour assigner une valeur d'exposition à un individu, et ces méthodes peuvent être très variables en fonction des contraintes et des objectifs inhérents à chaque étude.

L'absence d'homogénéité des pratiques de modélisation et d'échantillonnage existantes s'accompagne donc d'une prise en compte variable de l'environnement, dont les influences sur l'exposition restent encore très peu connues. Ceci rend l'analyse et la comparaison des résultats obtenus difficiles, et il existe un véritable besoin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents aux relations existantes entre méthode de quantification de l'exposition, définition de la zone d'exposition et composition de l'environnement. Cette thèse d'université vise donc à répondre à la problématique suivante :

Comment décrire les situations de multi-expositions au bruit et à la pollution atmosphérique d'une population urbaine, au regard des multiples échelles spatiales existantes.

Devant l'ampleur de cette problématique et le manque méthodologique induit par le caractère récent des recherches en multi-exposition, l'obtention d'une réponse à cette question exige le développement d'une feuille de route simple et précise. Deux objectifs intermédiaires ont donc été développés afin de permettre l'acquisition des connaissances et le développement des outils nécessaires :

1. Evaluer l'impact de l'échelle spatiale sur le niveau d'exposition pour les deux types de pollution. Ce premier objectif vise à acquérir une meilleure compréhension de l'influence des choix méthodologiques sur les niveaux d'exposition affectés.
2. Décrire la multi-exposition en zone urbaine, en étudiant le cas d'une ville française de taille moyenne : Besançon, et explorer les possibles situations de concordance et de discordance d'expositions.

La structuration de ce manuscrit de mémoire de thèse suit un format permettant d'apporter des réponses aussi bien à la problématique qu'à chacun des objectifs intermédiaires.

Le premier chapitre de ce travail constitue un état des lieux des connaissances relatives à l'exposition urbaine au bruit (Chapitre 1 §1) et à la pollution atmosphérique extérieure (Chapitre 1 §2). Cet état des lieux s'accompagne d'une présentation des techniques employées pour quantifier l'exposition à chacun de ces polluants (Chapitre 1 §3), puis d'une présentation du phénomène de multi-exposition et des problématiques soulevées par ce phénomène (Chapitre 1 §4).

Le second chapitre aborde l'impact de la variation d'échelle spatiale, découlant des techniques de quantification d'exposition employées, sur les niveaux d'exposition sonore estimés. Il aborde en outre le lien existant entre ces techniques et la prise en compte de la composition de l'environnement urbain.

Le troisième chapitre effectue un focus sur l'une des techniques de quantification d'exposition les plus employées dans le cadre de l'exposition au bruit : l'exposition en façade du domicile. Ce chapitre aborde la question de l'utilité du respect des recommandations européennes édictées pour la mesure en façade lors de l'usage de données modélisées. Il s'intéresse aussi au choix de la façade retenue pour quantifier l'exposition des habitants.

Le quatrième chapitre aborde lui aussi l'impact de la variation d'échelle spatiale, mais cette fois-ci du point de vue de la pollution atmosphérique *via* certains polluants réglementés . Sur la base des données obtenues dans les chapitres précédents, le cinquième chapitre présente la description des situations de multi-exposition au bruit et au dioxyde d'azote (NO₂) mises en évidence dans la ville de Besançon.

Enfin, le sixième chapitre discute les résultats présentés et leurs intérêts dans le contexte des connaissances scientifiques actuelles (§1 et §2). Il propose enfin de nouvelles pistes d'études visant à développer les recherches et les connaissances liées à la multi-exposition dans le domaine des études en environnement-santé (§3).

CHAPITRE 1

—

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Le bruit en environnement-santé

1.1. Définition et présentation du bruit

Dans le cadre des études en environnement-santé, le mot bruit est employé dans son usage commun faisant exclusion de la définition de perturbation d'un signal utilisée dans les sciences physiques. Il s'agit d'un « son extérieur non désiré ou nuisible résultant de l'activité humaine » (European Commission, 2002). L'Agence Française de Normalisation (AFNOR) définit les sons comme « une variation sinusoïdale de la pression acoustique au cours du temps » (NF S 31-010, 1996). Il s'agit d'une vibration mécanique produite par un corps, qui se transmet aux molécules atmosphériques et se diffuse de proche en proche. Cette vibration provoque une variation répétée de la pression de l'air qui devient une *onde sonore* lorsqu'elle se produit dans le domaine de fréquence et de pression correspondant à l'audition humaine (en moyenne 20Hz à 20 000Hz ; 2×10^{-5} Pa à 20Pa). Trois variables caractérisent principalement un son (Murray Schafer, 1979) : sa durée, sa fréquence (en Hz), et son intensité (en Pa). L'intensité du son correspond à l'amplitude de la variation de pression. Du fait de l'étendue importante du champ de l'audition humaine (10^6 Pa), l'intensité sonore est rarement utilisée et souvent remplacée par un *niveau sonore* exprimé en décibels (dB). Ce niveau sonore correspond à une fonction logarithmique du rapport entre deux grandeurs d'intensité, de puissance ou d'énergie acoustique. L'échelle du niveau sonore est présentée **Figure 1**.

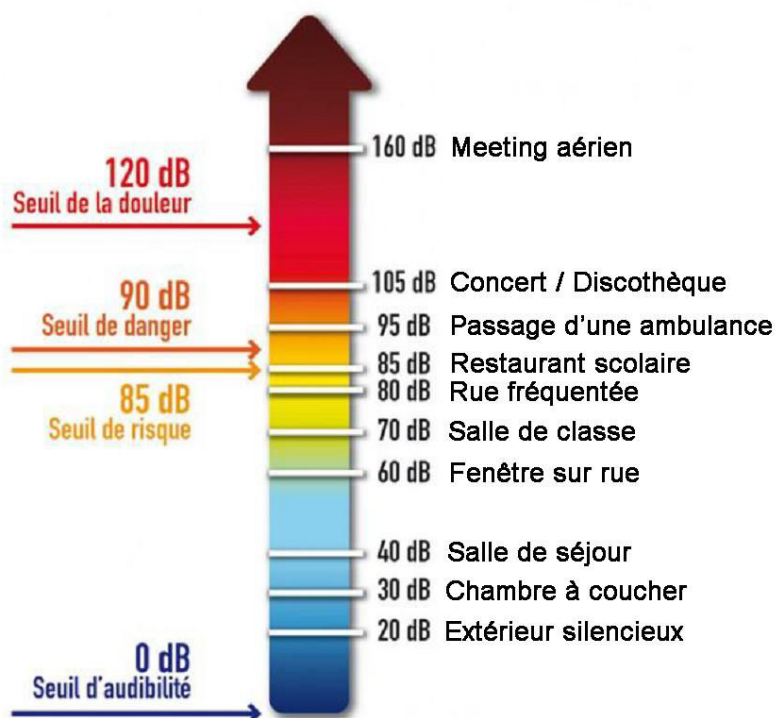


Figure 1: Échelle de bruit, adaptée de www.ademe.fr.

L'appareil auditif humain ne présente pas une sensibilité identique aux différentes fréquences sonores, et s'avère en général plus sensible aux fréquences situées entre 500Hz et 6000Hz. Deux sons d'intensité égale peuvent donc être perçus de façon différente par l'oreille humaine en fonction de leurs fréquences respectives (Fletcher and Munson, 1983). Afin de permettre la prise en compte de cette différence de perception dans le calcul du niveau sonore, plusieurs pondérations ont été développées (**Figure 2**) (ISO 226:2003, 2006). Parmi les différentes pondérations utilisées, la pondération A a été développée pour étudier l'exposition humaine au bruit intérieur et est depuis couramment employée dans le cadre de mesures de l'exposition au bruit environnemental. Le niveau sonore global s'exprime ainsi en dB(A) (décibels pondérés A) (NF S 31-010, 1996).

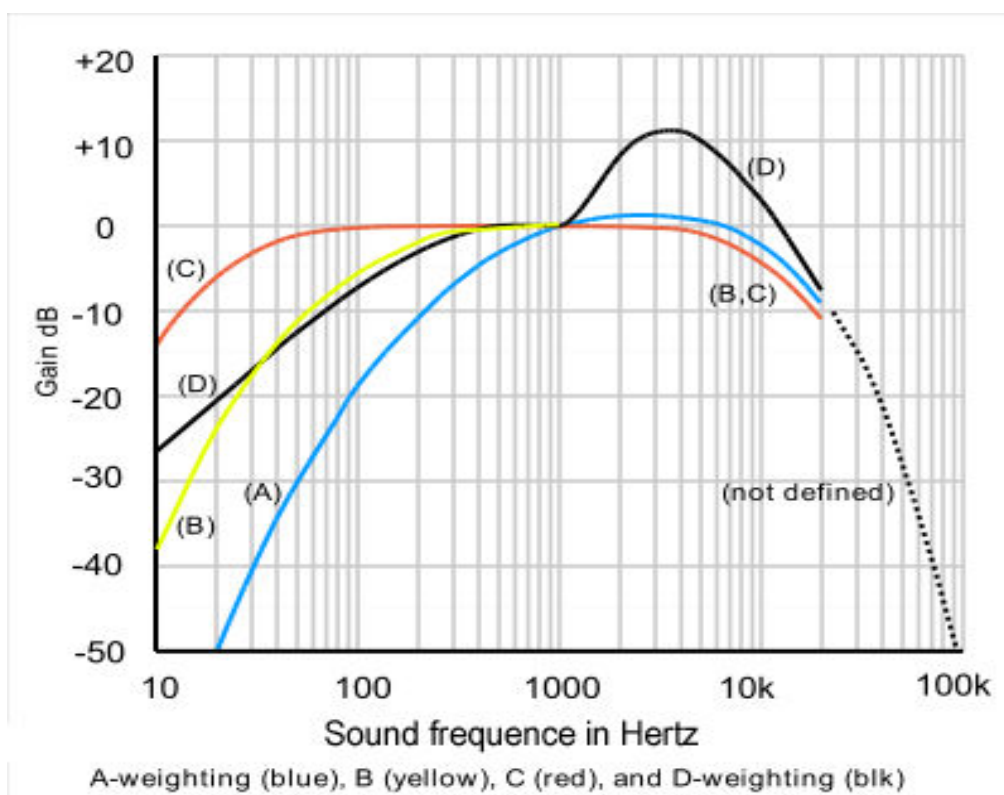


Figure 2: Courbes de pondération du niveau sonore en fonction de la fréquence (modifié d'après (World Health Organisation, 1995)).

L'environnement se caractérise par un grand nombre et une grande variété de sources sonores pouvant être présentes simultanément à un endroit donné. Ces sources sont à l'origine de l'émission conjuguée d'une multiplicité de sons, provoquant la superposition dans l'environnement de nombreuses fréquences sonores dont seule une partie est audible pour les individus qui y sont exposés. L'ensemble de ces sons environnementaux, tels qu'ils sont perçus à travers le filtre de perception individuelle, constituent le *soundscape* (*paysage sonore* ou encore *environnement sonore*) de cet endroit (Murray Schafer, 1979).

Dans le paysage sonore extérieur des sociétés développées, le réseau routier constitue le principal contributeur parmi les différentes sources de bruit environnemental. Il est suivi par le réseau ferré et les bruits liés aux infrastructures aéroportuaires (EEA, 2009). Les émissions produites par ces sources de bruit ne sont pas constantes, et le bruit environnemental se caractérise par une irrégularité temporelle des émissions, avec des périodes de pic entrecoupées de périodes plus calmes (**Figure 3**).

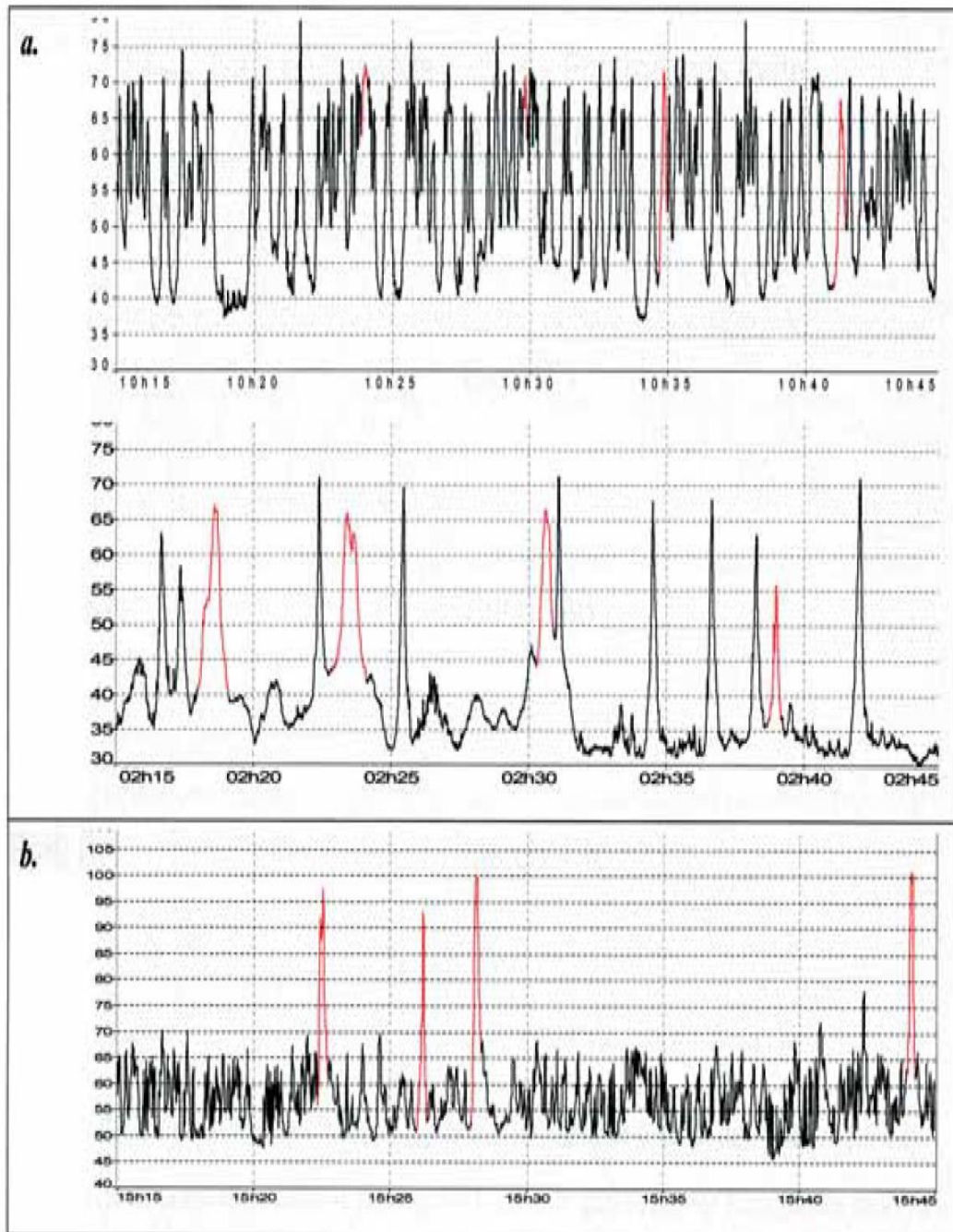


Figure 3: Illustration de la dynamique temporelle du bruit environnemental. Profils types de dominance routière diurne et nocturne (a), et de dominance ferroviaire (b) pour des fragments de 30 minutes. Le signal coloré en rouge indique le passage d'un train. D'après (Raimbault *et al.*, 2004).

Le niveau sonore continu équivalent (L_{eq}) est un indicateur permettant d'évaluer le niveau sonore d'une source fluctuante sur une période de temps donnée. Cet indicateur considère l'énergie totale produite par les fluctuations de niveau sonore pour une durée donnée et calcul l'énergie équivalente moyenne afin de représenter le niveau sonore moyen émis par la source pour la période considérée. Ainsi, le $L_{Aeq\ 24h}$ correspond au niveau sonore équivalent observé en moyenne sur 24h et exprimé en dB(A). D'autres indicateurs existent en fonction de la période de temps considérée (**Tableau 1**). L'Union Européenne (UE) exige ainsi l'emploi des niveaux sonores équivalent jour (L_{day}), soir ($L_{evening}$) et nuit (L_{night}) (European Commission, 2002) Ces indicateurs de niveau sonore sont respectivement calculés comme les niveaux sonores moyens observés sur les périodes suivantes : 06h à 18h pour le L_{day} ; 18h à 22h pour le $L_{evening}$; et 22h à 06h pour le L_{night} . Un indice combiné, le L_{den} , peut être calculé à partir de ces trois indices afin de représenter l'exposition sur une journée complète. Le L_{den} se différencie du $L_{Aeq\ 24h}$ par l'intégration de pondérations de +5dB sur la période 18h – 22h et +10dB sur la période 22h – 06h afin de mieux prendre en compte la gêne et les perturbations de sommeil engendrées par une exposition au bruit (European Commission, 2002). Afin de s'affranchir de la nature fluctuante et instantanée du niveau sonore, il est nécessaire d'utiliser des mesures répétées dans le calcul du niveau sonore équivalent. Ainsi, les niveaux sonores équivalents tels que le $L_{Aeq\ 24h}$, ou le L_{den} sont souvent calculés pour être représentatifs de l'exposition moyenne sur une année.

Dans le cadre de ce travail de thèse, le choix a été fait d'employer le $L_{Aeq\ 24h}$ comme indicateur du bruit environnemental. Ce choix correspond aux recommandations effectuées par l'*European Network on Noise and Health* qui considère le $L_{Aeq\ 24h}$ comme mieux adapté aux études de recherches en santé publique de par son absence de pondération (Houthuijs *et al.*, 2010) : « *From a health view point the END indicators L_{den} and L_{night} might not be the most relevant indicators for other effects than annoyance and sleep disturbance. So there is a need for a broader variety of indicators like L_{Aeq} (without penalties for evening or night) for health endpoints or event characteristics (f.e. L_{max} , SEL, Number Above a certain threshold, Time Above a certain threshold).* ». Ce choix permet en outre une meilleure comparaison avec les concentrations de pollution atmosphérique, elles aussi non pondérées, dans le cadre du travail sur la multi-exposition.

Tableau 1: Exemple de valeurs d'expositions au bruit extérieur urbain obtenues à partir de différents indicateurs d'exposition sonore. Données obtenues par modélisation de l'exposition en façade du domicile de 587 enfants bisontins, pour la façade la plus exposée et la façade de la chambre à coucher. Source : S. Pujol (données non publiées).

	n	$L_{Aeq\ 24h}$		L_{DEN}		L_{day}		$L_{evening}$		L_{night}	
		Mean (SD)	Min – Max	Mean (SD)	Min – Max	Mean (SD)	Min – Max	Mean (SD)	Min – Max	Mean (SD)	Min – Max
Child's bedroom	587	53.8 (4.4)	42 – 66	56.4 (4.4)	44 – 69	55.8 (4.4)	44 – 68	53.7 (4.5)	42 – 67	48.0 (4.5)	35 – 60
Most exposed façade	587	56.6 (4.0)	46 – 68	59.2 (4.0)	47 – 69	58.5 (4.0)	46 – 49	56.4 (4.1)	44 – 67	50.7 (4.0)	38 – 60

1.2. Impact sanitaire du bruit environnemental

L'exposition au bruit environnemental constitue souvent un phénomène incoercible, auquel il n'est possible de se soustraire que par des mécanismes d'évitement ou de protection. Jusqu'à très récemment (World Health Organisation Europe, 2011), le bruit environnemental n'était officiellement considéré que comme une source potentielle de gêne pour les populations exposées. La notion de gêne est en effet hautement subjective. De nombreux paramètres influent sur la perception du bruit comme source de gêne pour l'individu récepteur : l'origine du bruit, le type de bruit, les conditions d'émission et de réception, et bien sur les caractéristiques individuelles inhérentes au récepteur telles que sa culture, sa sensibilité ou ses conditions sociales (Murray Schafer, 1979). De nombreuses études se sont penchées sur les paramètres expliquant la perception du bruit environnemental, et une partie de ces résultats (**Figure 4**) sont présentés plus en détail dans les travaux de thèse de S. Marry (Marry, 2013).

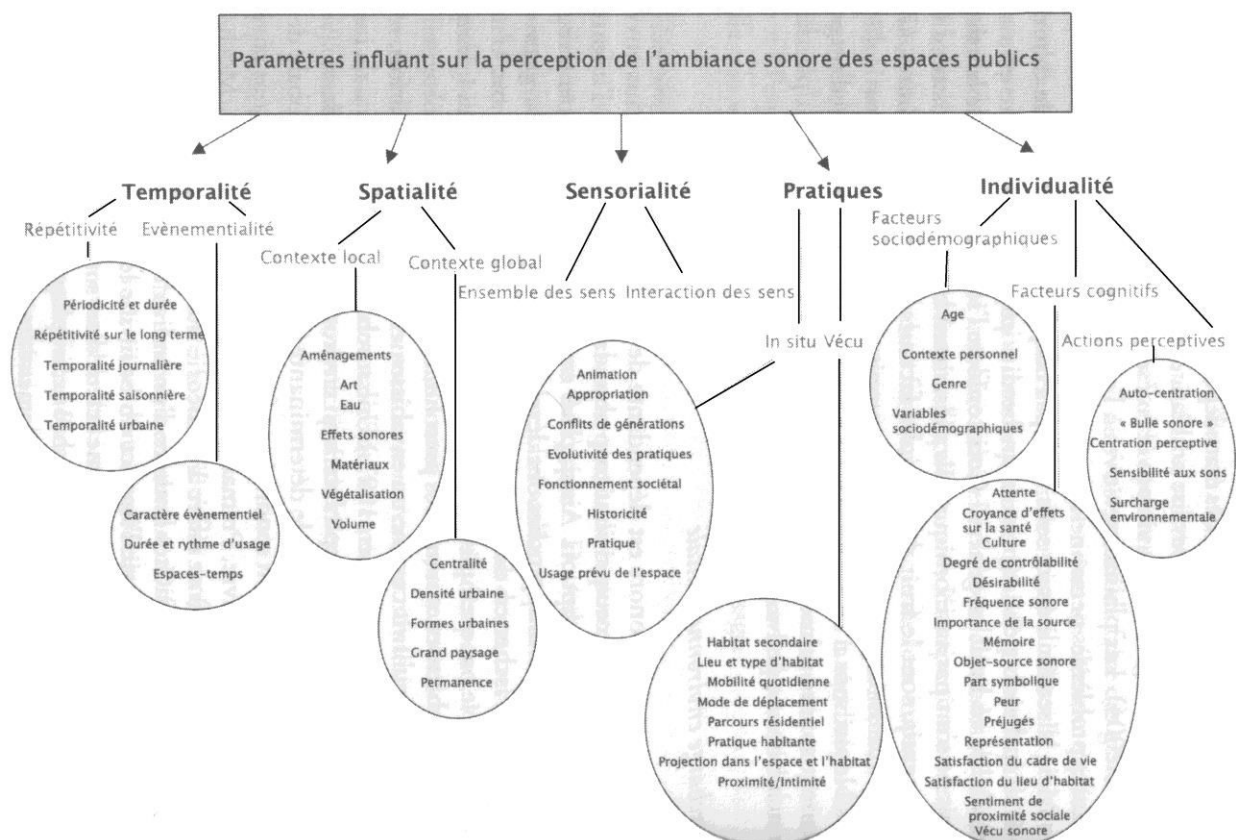


Figure 4: Schéma thématique théorique récapitulatif des paramètres influant sur la perception de l'ambiance sonore des espaces publics. D'après (Marry, 2013).

Souffrant probablement d'un manque de considération par les pouvoirs publics (Basner *et al.*, 2014), le bruit constituait malgré tout la première cause de gêne déclarée par les ménages français en 2002 (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2002). D'un point de vue scientifique, de nombreuses études ont été développées et conduites afin de mieux comprendre les impacts biologiques d'une exposition au bruit. Plusieurs rapports, synthèses et études publiés au cours des dernières décennies ont ainsi démontré l'existence de nombreux effets sur l'organisme (Ising and Kruppa, 2004), (Basner *et al.*, 2014). Cette mise en évidence, et plus particulièrement les résultats obtenus dans le cadre du projet international de recherche *Global Burden of diseases* a conduit l'OMS à ne plus considérer officiellement le bruit comme une simple nuisance environnementale, mais comme une *pollution* sonore à part entière (World Health Organisation Europe, 2011). Les effets sanitaires du bruit environnemental mis en évidence sur l'Homme, ainsi que leurs interactions connues, sont résumés dans la **Figure 5**.

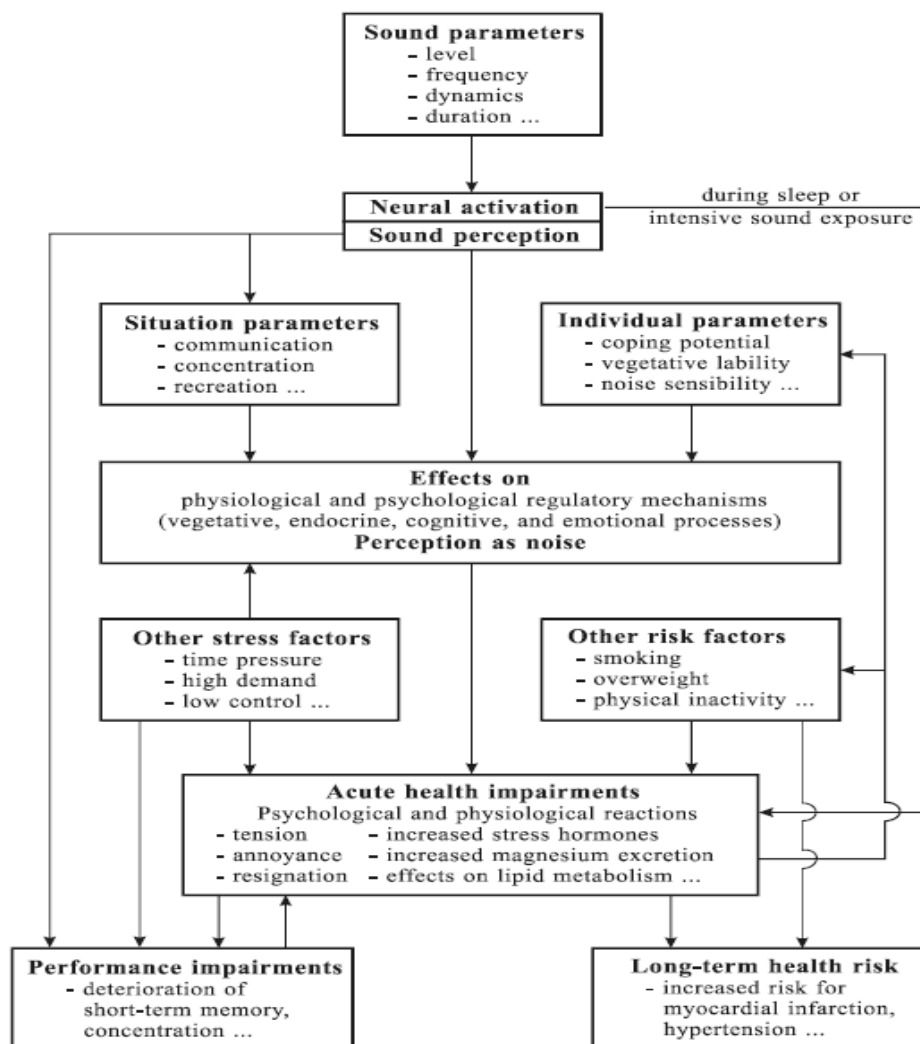


Figure 5: Présentation des effets sanitaires d'une exposition chronique au bruit et de leurs interactions, d'après (Ising and Kruppa, 2004).

L'impact le plus connu d'une exposition au bruit concerne la capacité auditive. Il peut se traduire par une élévation temporaire du seuil de perception sonore (fatigue auditive), une perte définitive partielle (déficience auditive) ou totale (surdité) des facultés auditives, ou encore l'apparition d'acouphènes. D'après C. Gelis (Gelis, 2002), ces problèmes auditifs sont susceptibles de survenir à partir d'une exposition à un niveau sonore équivalent à 85 dB sur une période de 8h. De telles conditions d'exposition restent toutefois rarement atteintes en dehors du cadre professionnel (World Health Organisation Europe, 2011) ou de comportements à risque (surutilisation des appareils d'écoute ou sur-fréquentation de certains  v nements culturels à fort niveau sonore).

D'après L'OMS, une exposition au bruit nocturne d'un niveau supérieur à 30dB (L_{night}) est susceptible d'altérer la qualité du sommeil, et une exposition à plus de 40dB (L_{night}) est susceptible de provoquer un impact négatif important sur la qualité du sommeil (World Health Organisation Europe, 2009). La valeur d'exposition de 30dB (L_{night}) constitue ainsi la No Effect Limit (NOEL) et celle de 40dB (L_{night}) la No Adverse Effect Limit (NOAEL) de l'exposition nocturne. Une réduction chronique de la qualité du sommeil et un dérèglement des cycles circadiens sont susceptibles de provoquer de nombreux effets parmi lesquels une diminution des capacités psychomotrices, mémorielles, créatives et réactives, ainsi qu'un dérèglement hormonal et une diminution des capacités de reconstruction cellulaire (World Health Organisation Europe, 2011) (EEA, 2010). Le sommeil jouant un rôle essentiel dans le fonctionnement de l'organisme, l'impact du bruit sur la qualité du sommeil s'avère particulièrement important chez les catégories de population les plus sensibles telles que les jeunes enfants (Sadeh *et al.*, 2003). En conséquence, l'impact du bruit environnemental sur le sommeil fait aujourd'hui partie des principaux sujets de préoccupation des autorités sanitaires (World Health Organisation Europe, 2011).

De par son action mécanique incoercible sur le système auditif, le bruit est susceptible de provoquer une réponse automatique et immédiate de l'organisme, contribuant ainsi au stress biologique. Son action sur les systèmes végétatifs, endocriniens et immunitaires est directe, et ses effets peuvent être aggravés par la fatigue organique provoquée par un manque de sommeil (Ising and Kruppa, 2004). L'augmentation du stress biologique favorise en outre l'apparition de problèmes plus importants tels que les risques cardio-vasculaires (Van Kempen *et al.*, 2002), les problèmes de développements fœtaux (Committee on Environmental Health, 1997), ou encore la diminution des capacités d'apprentissage (Stansfeld *et al.*, 2009). Au total, l'OMS estime que l'exposition au bruit environnemental serait responsable de la perte d'un nombre d'années de vie en bonne santé équivalente à celle due au diabète (World Health Organisation Europe, 2011).

En 2012, l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) évaluait que plus de 62% des Européens résidant dans de grandes villes étaient exposés à un niveau sonore environnemental moyen journalier considéré comme élevé (>55dB (L_{den})) (EEA, 2012). Ce chiffre représente plus de 70 millions de personnes, soit environ 14% de la population européenne totale. Toutefois, l'étude en question ne portant que sur 26 des 28 états membres de l'UE, et seules les villes de plus de 250 000 habitants étant considérées comme « grandes » par l'EEA, il est possible que ces 14% sous-évaluent le nombre réel d'Européens exposés.

1.3. Législations relatives au bruit environnemental

Afin de réduire les risques posés par l'exposition au bruit, les instances nationales et transnationales ont émis plusieurs directives visant à réguler le bruit environnemental. Au niveau mondial, l'OMS a édité plusieurs guides de recommandations correspondants aux grandes régions du globe (World Health Organisation Europe, 2009). Au niveau européen, la Directive Environnementale sur le Bruit (European Commission, 2002) exige la création de *cartes stratégiques* de bruit pour toutes les villes de plus de 100 000 habitants, sans pour autant indiquer de valeurs limites. Le droit européen primant sur le droit français, la réalisation de cartes stratégiques exigée par l'Union européenne a été codifiée dans le Code de l'environnement (Code de l'environnement - Chapitre L572, 2013) qui remplace l'ancienne loi de 1992 dite « loi Royale ».

En droit français, plusieurs textes cohabitent en fonction du secteur considéré (bruits de voisinage, activités bruyantes, installations classées, logement, bruit au travail) pour codifier des valeurs limites d'émission ou des valeurs limites d'exposition. Pour autant, contrairement à la pollution atmosphérique extérieure, aucune valeur limite d'exposition n'existe en droit français pour le bruit environnemental. L'ensemble des informations et des textes de lois français relatifs au bruit sont présentés et résumés sur le site internet du Centre d'Information et de Documentation sur le Bruit (www.bruit.fr).

Des valeurs d'exposition chronique sont toutefois souvent employées comme références dans de nombreuses publications scientifiques, sans pour autant présenter de valeur légale. Parmi celles-ci, les plus utilisées sont les valeurs de seuil nocturne NOAEL (*No Observable Adverse Effect Level* - dose sans effet toxique observable) de 30dB (L_{night}) et LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level* - dose minimale avec effet nocif observé) de 40dB (L_{night}) (World Health Organisation Europe, 2009). Il est aussi possible de se référer à la valeur seuil intermédiaire de 55dB (L_{Aeq 16h}) employée par l'OMS (World Health Organisation, 2000), ou à celle de 50dB (L_{den}) considérée par l'UE (CALM, 2007).

1.4. Métrologie du bruit environnemental

L'exposition au bruit environnemental fait appel à deux approches, toutes deux couvertes par la directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement (European Commission, 2002) : la mesure et la modélisation.

Plusieurs techniques existent pour mesurer le bruit environnemental. La méthode la plus communément utilisée afin de quantifier l'exposition est celle recommandée dans le cadre de la directive 2002/49/CE, en accord avec les recommandations de l'Organisation de standardisation internationale (ISO 1996-1:2003, 2003) et (ISO 1996-2:2007, 2006). Elle consiste à placer un microphone sur la façade la plus exposée de l'habitation, à une hauteur d'au moins 1,50m et à au moins à 2m de la façade du bâtiment (**Figure 6**) (Sophie Pujol et al., 2012), (Pujol *et al.*, 2013). Une autre méthode de mesure communément employée consiste à équiper directement les individus suivis de sonomètres (Boogaard *et al.*, 2009) (**Figure 7**). Cette méthode ne semble toutefois pas être normalisée ni faire l'objet de recommandations officielles.



Figure 6: Microphones installés en façade de bâtiments pour l'estimation de l'exposition au bruit environnemental. Crédit photo Quentin Tenailleau.



Figure 7: Microphone et sonomètre pour l'estimation de l'exposition au bruit environnemental. Crédit photo Quentin Tenailleau.

A l'heure actuelle, la plupart des études s'effectuent sur de larges échantillons de population ne pouvant pas aisément faire l'objet de mesures individuelles. Elles tendent donc à se reposer sur la modélisation de l'exposition, qui peut se faire soit par un calcul direct de l'exposition, en application des directives ISO citées à l'annexe 2 de la directive de la Commission européenne (European Commission, 2002), soit par l'utilisation de cartes stratégiques de bruit (Eriksson *et al.*, 2012).

2. La pollution atmosphérique extérieure

2.1. Définition et présentation de la pollution atmosphérique

En 1968, le Conseil de l'Europe a défini la pollution atmosphérique de la façon suivante : "il y a pollution atmosphérique lorsque la présence d'une substance étrangère, ou une variation importante dans la proportion de ses composants, est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer ou une nuisance ou une gêne." (Concil of Europe, 1968). Cette définition a été reprise et élargie en droit français via le Code de l'environnement. A l'heure actuelle (2014), la législation française considère que : « Constitue une pollution atmosphérique au sens du présent titre l'introduction par l'homme, directement ou indirectement ou la présence, dans l'atmosphère et les espaces clos, d'agents chimiques, biologiques ou physiques ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives. » (Code de l'environnement - Article L220-2, 2012). Cette définition de la pollution atmosphérique fait état de la grande variabilité de nature des agents polluants. Cette variabilité se retrouve dans la variété des états de la matière pouvant être pris par les polluants dans les conditions atmosphériques ambiantes (solide, liquide ou gazeux). Le Tableau 2 présente quelques-uns des principaux polluants de l'atmosphère, classés par types.

Tableau 2: Principaux polluants atmosphériques classés par types. Adapté de (World Health Organisation Europe, 2000)

	Gaseous	Non-Gaseous
Classical Gaseous pollutants:	Nitrogen oxides (NO, NO ₂ , N ₂ O, ...)	Particulate Matters (PM):
	Ozone (O ₃)	Asbestos
	Oxocarbons (CO, CO ₂ , ...)	Ash
	Sulfur Dioxide (SO ₂)	Dust
	Hydrogen sulfides (H ₂ S)	Viruses
	Carbon disulfide (CS ₂)	Bacteria
	Formaldehyde (CH ₂ O)	Spore
	...	Pollen
		...
Volatile Organic Coumpounds (VOCs):		Heavy Metals:
	Methane	Lead (Pb)
	Non-Methane Volatile Organic Coumpounds (NMVOCs):	Arsenic (Ar)
	- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)	Cadmium (Cd)
	- Chlorofluorocarbons (CFCs)	Chromium (Cr)
	- Polychlorinated biphenyls (PCBs)	Mercury (Hg)
	- Polychlorinated dibenzodioxins (PCDDs)	Nickel (Ni)
	- Polychlorinated dibenzofurans (PCDFs)	Aluminum (Al)
	-

Le terme de *pollution atmosphérique* est donc employé de manière assez versatile pour désigner indifféremment une grande variété de polluants présents dans l'air ambiant. Mais il est aussi employé de façon plus générale pour désigner la *mixture* atmosphérique composée par l'ensemble de ces polluants en cohabitation. Au sein de cette mixture, les interactions entre les éléments peuvent être à l'origine de nouveaux composés. Une distinction est ainsi faite entre les polluants *primaires* directement émis par une source, et les polluants dits *secondaires* tels que l'ozone (O₃), issus de réactions physico-chimiques ayant lieu dans le compartiment atmosphérique (Jenkin and Clemitshaw, 2000). D'autres interactions peuvent exister sans pour autant donner lieu à l'apparition de nouveaux composés. C'est par exemple le cas du phénomène d'adsorption des métaux et des germes sur les Composés Organiques Volatiles (COV) ou les pollens (Bellanger *et al.*, 2012).

La multiplicité des polluants atmosphériques se retrouve dans la pluralité des sources existantes. Un même polluant peut ainsi être issu de plusieurs sources différentes, et une même source peut être à l'origine de plusieurs polluants de différentes natures (CITEPA, 2013) (EMEP/EEA, 2013). Les sources de polluants atmosphériques peuvent être aussi bien anthropiques que naturelles. Certains événements comme le volcanisme ou les incendies forestiers peuvent ainsi générer des phénomènes de pollution atmosphérique de courte durée mais de forte intensité (Ferrare *et al.*, 1990). Tous les végétaux supérieurs sont producteurs de grains de pollen, et certains conifères sont naturellement producteurs d'hydrocarbures tels que les terpènes (Martin *et al.*, 2003). Enfin, les phénomènes de dégradation biologique peuvent contribuer à la production de polluants, tels que le méthane. En ce qui concerne la contribution des différents secteurs d'activités humaines, celle-ci est présentée dans la **Figure 8** pour quelques-uns des principaux polluants.

Seuls certains polluants atmosphériques font l'objet d'une surveillance constante par les pouvoirs publics. En France, c'est l'article R221-1 du Code de l'environnement (Code de l'environnement - Article R221-1, 2013) qui donne la liste des polluants concernés. Il s'agit des oxydes d'azote (NO_x) en général, dont le dioxyde d'azote (NO₂) en particulier ; des particules microscopiques en suspension dans l'air (PM₁₀ – d'une taille inférieure ou égale à 10µm) et ultrafines (PM_{2,5} – d'une taille inférieure ou égale à 2,5µm) ; du plomb (Pb) ; du dioxyde de soufre (SO₂) ; de l'ozone (O₃) ; du monoxyde de carbone (CO) ; et du benzène (C₆H₆) qui est le principal composé organique volatile (COV).

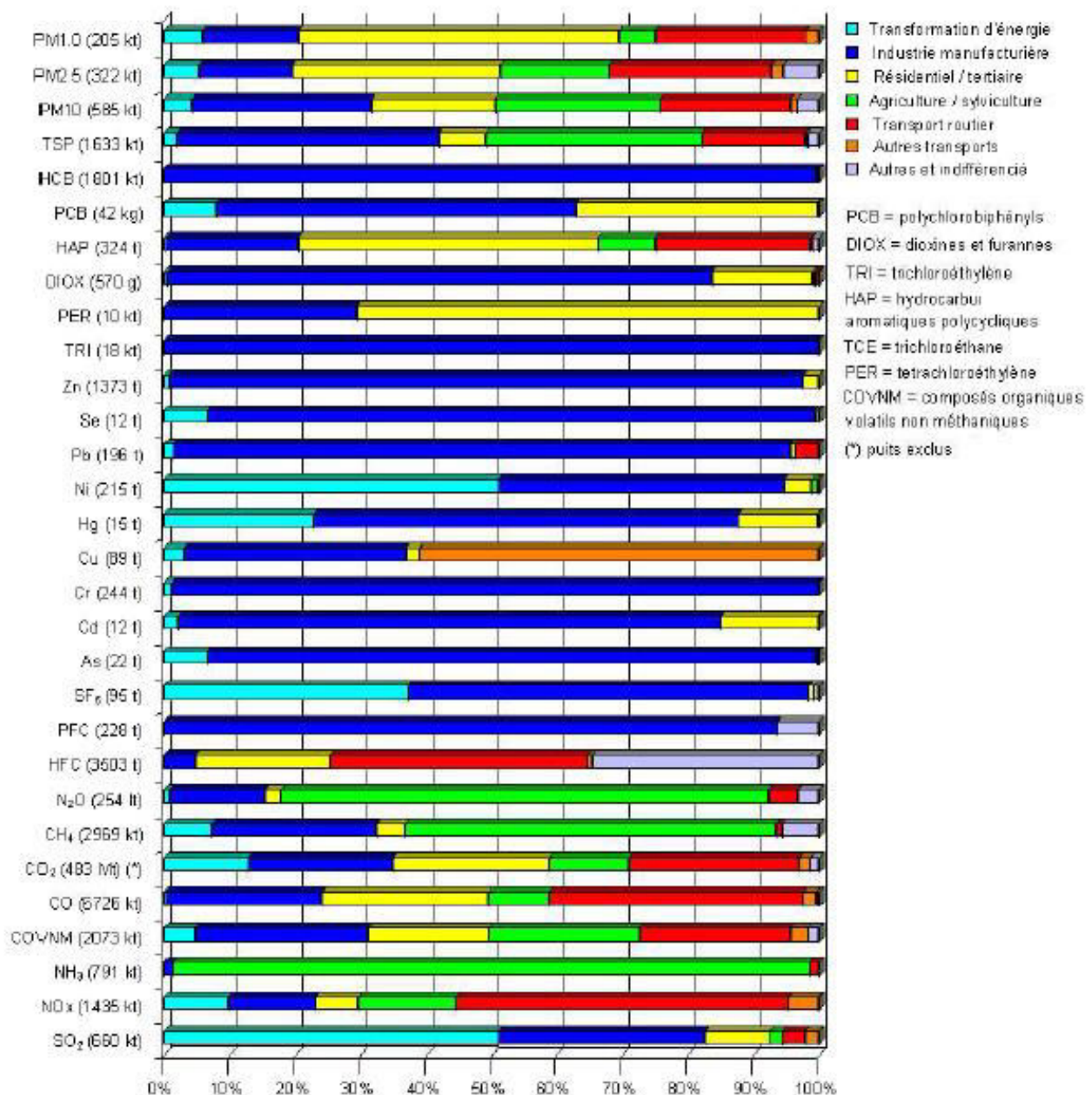


Figure 8: Distribution sectorielle des sources de polluants, d'après (CITEPA, 2002)

Seuls quelques-uns des nombreux polluants atmosphériques existants ont été étudiés dans le cadre de ce travail de thèse. Les polluants choisis ont été retenus en fonction de leur nature, de leur représentativité vis-à-vis des sources d'émission et de leurs impacts sanitaires connus :

- Le **NO₂** est un polluants gazeux, principal marqueur du trafic routier (EEA, 2011a).
- Les particules en suspension (**PM₁₀** et **PM_{2,5}**) sont des éléments d'origine et de nature variables, auxquels leur faible taille confère un impact sanitaire encore méconnu mais considéré comme potentiellement très important (EEA, 2011a) (Anderson *et al.*, 2012) (Beelen *et al.*, 2013).
- Le **benzène** est un COV, fort marqueur du trafic routier et des émissions dues au bâti. Il a été identifié comme étant à l'origine d'effets biologiques graves (EEA, 2011a).

2.2. Impact sanitaire des polluants retenus

Nous avons pu voir dans le paragraphe précédent que la pollution atmosphérique recouvre en réalité une grande variété de polluants différents. Chacun de ces polluants est susceptible de présenter une action particulière sur l'organisme, et en conséquence, les effets sanitaires causés par une dégradation de la qualité de l'air sont multiples. Pour des raisons de simplicité, les informations existantes concernant les impacts sanitaires de la pollution de l'air ne seront présentées ici que de façon succincte, et seuls ceux des polluants retenus seront détaillés.

La pollution atmosphérique aurait été responsable, en 2004, de 1,8% à 6,4% des décès d'enfants européens de moins de 4 ans (Valent *et al.*, 2004). Il s'agit du second facteur de risque conduisant à une diminution de la durée de vie dans les pays développés ou en voie de développement (Lim *et al.*, 2012). En conséquence, depuis 2013, elle est classifiée dans sa globalité, comme cancérogène de groupe 1 pour l'homme (dits *cancérogènes certains*) (World Health Organisation, 2013).

En ce qui concerne les polluants retenus pour ce travail de thèse, leurs principaux effets sanitaires et écologiques connus sont résumés dans le **Tableau 3**. Il est à noter qu'en ce qui concerne les PM, un lien entre mortalité naturelle et exposition à long terme, même pour des concentrations bien inférieures aux valeurs seuils actuellement en vigueur, a récemment été mis en évidence (Beelen *et al.*, 2013). De façon générale, les principaux effets sanitaires connus sont les suivants : troubles respiratoires (Cesaroni *et al.*, 2008), cardio-vasculaires (Hoffmann *et al.*, 2009), et impact délétère sur la grossesse (Pedersen *et al.*, 2013a).

D'après des données de l'Agence environnementale européenne (EEA, 2011a), au cours de l'année 2011, entre 7% et 19% de la population urbaine européenne a été exposée à des concentrations moyennes annuelles de NO₂ dépassant les valeurs légales présentées dans le paragraphe 2.3. Pour l'exposition aux PM₁₀, les données de surveillances exploitées jusqu'en 2009 indiquent que, cette année-là, environ 20% de la population a été exposée à des concentrations moyennes quotidiennes dépassant la valeur légale. D'après un rapport de de Leeuw & Ruysenaars commandé par l'EEA, sur la période 2006-2008 entre 80% et 90% de la population a été exposée à des concentrations moyennes quotidiennes dépassant les valeurs limites recommandées par l'OMS (de Leeuw and Ruysenaars, 2011). Aucun chiffre officiel n'a pu être trouvé en ce qui concerne l'exposition aux PM_{2.5}. En ce qui concerne l'exposition vis-à-vis du benzène, celle-ci serait « limitée à quelques zone locales, proches du trafic ou des sources industrielles », et la majeure partie de l'Europe présenterait une exposition moyenne annuelle inférieure à la valeur limite annuelle.

Tableau 3: Effets sanitaires, écologiques et climatiques des polluants retenus. D'après (EEA, 2011a)

Pollutant	Health effects	Environmental effects	Climate effects
Particulate matter (PM)	Can cause or aggravate cardiovascular and lung diseases (e.g. reduced lung function, asthma attacks, chronic bronchitis, susceptibility to respiratory infections), heart attacks and arrhythmias. Can affect the central nervous system, the reproductive system and cause cancer. The outcome can be premature death.	Can affect animals in the same way as humans. Affects plant growth and ecosystem processes. Can cause damages and soiling of buildings, including monuments and objects of cultural heritage. Reduced visibility.	Climate effect varies depending on particle size and composition: some are reflective and lead to net cooling, while others absorb solar radiation leading to warming. Can lead to changed rainfall patterns. Deposition can lead to changes in surface albedo.
Nitrogen oxides (NO_x)	NO ₂ can affect the liver, lung, spleen and blood. Can aggravate lung diseases leading to respiratory symptoms and increased susceptibility to respiratory infection.	Contributes to the acidification and eutrophication of soil and water, leading to changes in species diversity. Enhances sensitivity to secondary stress (such as drought) on vegetation. Acts as a precursor of ozone and, particulate matter, with associated environmental effects. Can form nitric acid and damage buildings by surface recession.	Contributes to the formation of ozone and particulate matter, with associated climate effects.
Benzene	A human carcinogen, which can cause leukaemia and birth defects. Can affect the central nervous system and normal blood production, and can harm the immune system.	Has an acute toxic effect on aquatic life. It bioaccumulates, especially in invertebrates. Leads to reproductive problems and changes in appearance or behaviour. It can damage leaves of agricultural crops and cause death in plants.	Benzene is a greenhouse gas contributing to the warming of the atmosphere. It also contributes to the formation of ozone and secondary organic aerosols, which can act as climate forcers.

2.3. Législations relatives aux polluants retenus

En France, l'ensemble des dispositions relatives à la surveillance et à la protection de l'atmosphère sont codifiées aux titres L22 et R22 du Code de l'environnement (Code de l'environnement - Titre L22, 2013) (Code de l'environnement - Titre R22, 2013). Cette législation est une adaptation directe de la directive européenne (European Commission, 2008) et des recommandations émises par l'OMS (World Health Organisation Europe, 2000). Ainsi, pour chaque polluant codifié, le Code de l'environnement dispose de plusieurs types de valeurs seuils : la *valeur limite horaire* et la *valeur limite annuelle* correspondent respectivement aux concentrations maximales dont les dépassements ne sont pas autorisés. L'*objectif qualité* correspond à une concentration maximale, inférieure aux valeurs limites actuellement en vigueur, devant être atteinte sur le long terme (dans quelques années à partir de la date de proposition) par abaissement successif des concentrations. Le *seuil d'information* correspond à la concentration à partir de laquelle le public est informé d'un risque pour sa santé. Enfin, le *seuil d'alerte* correspond à la concentration à partir de laquelle les pouvoirs publics sont tenus de mettre en place des mesures d'urgences visant à réduire rapidement la concentration du polluant impliqué (trafic alterné, réduction des vitesses maximum autorisées,...). L'ensemble des valeurs seuils concernant les polluants retenus dans ce mémoire est présenté dans le **Tableau 4**.

Le caractère légal de ces valeurs et seuils conduit à leur révision régulière, sur la base des connaissances scientifiques du moment. Ainsi, la société française de Santé Environnement (SFSE) vient, à la demande du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, de prendre position pour la mise en place d'une « politique ambitieuse de réduction de l'exposition aux particules fines soit mise en place avec l'objectif affiché de la valeur guide OMS ($10\mu\text{g}/\text{m}^3$) »

Tableau 4: Valeurs seuils définies pour la France pour les polluants suivants : NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ et benzène. Les valeurs sont en microgrammes par mètres cubes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et valables en date du 1^{er} janvier 2014, d'après (Code de l'environnement - Titre R22, 2013)

	NO_2	PM_{10}	$\text{PM}_{2.5}$	Benzène
Objectif qualité (recommandation OMS)	40*	30*	10*	2*
Seuil d'information (législation française)	200 [†]	50 [‡]	Aucun	Aucun
Seuil d'alerte (législation française)	400 [†]	80 [‡]	Aucun	Aucun
Valeur limite horaire (législation française)	200 [†]	50 [†]	Aucun	Aucun
Valeur limite annuelle (législation française)	40*	40*	25*	5*

* moyenne annuelle. [†] moyenne horaire. [‡] moyenne journalière.

En France, le Code de l'environnement dispose que la surveillance de la qualité de l'air extérieur doit être effectuée de façon continue dans l'ensemble des villes de plus de 100 000 habitants. Cette mission d'intérêt général est confiée par le ministère de l'Environnement à la fédération ATMO. Il s'agit du réseau national des Associations agréées de Surveillance de la qualité de l'air (AASQA). De ce point de vue, leur rôle principal consiste à effectuer un suivi en temps réel des concentrations des polluants codifiés. En cas de dépassement des valeurs seuils, il est de leur devoir d'en informer les pouvoirs publics et la population.

Du point de vue légal, les AASQA se voient en outre chargées de missions de prévision de la qualité de l'air, d'information quotidienne du public, et le cas échéant de réalisation d'études concernant le domaine atmosphérique. Elles ont ainsi pour rôle de participer à la création des plans régionaux et locaux tels que les *Plans de Protection de l'Atmosphère* (PPA), exigés par le Code de l'environnement, dont le but est de définir les moyens et les méthodes permettant d'abaisser et conserver la pollution sous les seuils légaux dans les agglomérations de plus de 250 000 habitants et les zones à risques.

En complément de ces missions officielles, les AASQA ont étendu leur domaine de compétences à d'autres thématiques atmosphériques, telles que les pollens ou les gaz à effet de serre. Ces compétences étendues dans le domaine atmosphérique leur permettent de contribuer à la protection de la santé publique, d'exercer un rôle de conseiller auprès des décideurs locaux, et de venir en aide aux recherches scientifiques portant sur le compartiment atmosphérique.

2.4. Métrologie des polluants retenus

Dans le domaine de l'évaluation de l'exposition à des polluants atmosphériques, tout comme pour celui de l'exposition au bruit, deux approches existent : la mesure et la modélisation.

La mesure est principalement employée à des fins de surveillance de la qualité de l'air et de vérification du non dépassement des valeurs seuils. Le Code de l'environnement et la directive 2008/50/EC relative à la qualité de l'air ambiant et à l'amélioration de la qualité de l'air en Europe (European Commission, 2008) décrivent les processus et les moyens à utiliser pour la surveillance de la qualité de l'air. Les multiples polluants atmosphériques se présentant sous des formes et des natures très différentes, une grande variété de matériels et d'outils ont été développés afin de permettre les mesures des concentrations. Les capteurs de pollution atmosphérique sont distingués en deux types : les échantillonneurs *passifs*, où l'air diffuse passivement dans l'appareil de mesure, et les échantillonneurs *actifs*, où l'air est aspiré dans l'appareil de mesure à l'aide d'une pompe.

Les échantillonneurs passifs (**Figure 9**) se présentent le plus souvent sous la forme de tubes ou de coupelles mis en place sur le lieu d'étude (Kouniali *et al.*, 2003) (Jerrett *et al.*, 2009) ou équipés sur les sujets dont on désire quantifier l'exposition (Bernard *et al.*, 1999) (Slama *et al.*, 2009). Ce type de capteurs permet d'obtenir, en différé, des informations relatives à la concentration moyenne présente dans l'air ambiant du polluant suivi. L'air diffuse passivement à travers le capteur, permettant la fixation du polluant sur une membrane interne sélective ou sur de fines grilles en acier inoxydable retenant un absorbant. A la fin de la période définie pour la campagne de mesure, l'échantillonneur est analysé en laboratoire à l'aide de méthodes de dosage (spectrophotométrie) et la quantité de polluant retenue est déterminée. Il est ensuite possible, à partir de la durée d'échantillonnage, des caractéristiques physiques du capteur et du flux d'air moyen échantillonné, de calculer la concentration de polluant présente dans l'atmosphère de la zone suivie. Cette méthode est principalement utilisée afin d'échantillonner les polluants tels que le NO₂, l'Ozone et certains COV.



Figure 9: Exemple d'échantillonneur passif à NO₂ de marque Radiello et détail de son fonctionnement.

Les échantillonneurs actifs sont au cœur du processus de surveillance continue de la qualité de l'air. Il s'agit d'appareils fiables permettant d'obtenir en temps réel et avec une grande précision les concentrations des polluants dont la surveillance fait l'objet d'une obligation législative (Cf. §2.3). Ces instruments se composent de systèmes de prélèvement, de filtres, de pompes et d'analyseurs chimiques et restent malheureusement complexes et encombrants (**Figure 10**). Ils nécessitent un environnement d'analyse constant (climatisé) et l'accès au courant électrique. En conséquence, ils sont souvent regroupés au sein de bâtiments constituant des stations fixes de mesure, ou équiper des véhicules ou des remorques afin de constituer des éléments de mesure mobiles. Ces restrictions limitent sensiblement les possibilités d'utilisations de tels appareils dans le cadre d'études sanitaires. L'utilisation de ces instruments se fait alors le plus souvent de façon indirecte, les concentrations mesurées servant pour la création de modèles de dispersion de la pollution atmosphérique (Hoek *et al.*, 2002) (Huynh *et al.*, 2006).



Figure 10: Station de mesure fixe avec analyseurs de PM, de NO_x, de CO et d'O₃. Détail des analyseurs NO_x par chimiluminescence (AC 31M) et d'ozone par absorption dans l'UV (O₃ 41M), et vue interne d'un analyseur NO_x par chimiluminescence (AC 31M). Crédit Photo Nadine Bernard.

En santé-environnement, l'utilisation de capteurs passifs peut s'avérer coûteuse et difficile à mettre en place pour des études incluant un nombre important d'individus. Quant aux capteurs actifs, leur immobilisme, leurs besoins en alimentation électrique et en conditions contrôlées, ainsi que le fort coût d'achat et d'entretien les rendent majoritairement inutilisables pour un autre emploi que du suivi continu de concentrations. Tout comme pour le bruit, la modélisation s'est rapidement imposée comme la principale alternative à l'échantillonnage direct. Elle s'avère là encore moins coûteuse, aisément applicable à un grand nombre d'individus, et présente l'avantage de pouvoir être utilisée aussi bien pour des analyses rétroactives que prospectives. De par cet usage régulier, de nombreuses publications ont été produites afin de fournir des guides standardisant les méthodes de modélisation (EMEP/EEA, 2013) (US EPA, 1986) (EEA, 2011b).

3. L'évaluation de l'exposition des populations à la pollution extérieure

3.1. Les enjeux de l'évaluation de l'exposition environnementale

La variété et l'importance des problèmes sanitaires causés par le bruit et la pollution atmosphérique font de ces deux pollutions des préoccupations majeures, aussi bien pour les chercheurs et acteurs de la santé publique que pour les décideurs politiques et les pouvoirs publics. L'étude et la gestion des problèmes sanitaires liés à la pollution repose en effet sur le développement de politiques publiques visant à protéger les populations. Or, pour être pleinement efficaces, de telles politiques ne peuvent s'appuyer que sur une connaissance scientifique approfondie des risques encourus par les populations, ainsi que des situations et des comportements susceptibles de favoriser ces risques (Röösli, 2014).

L'expologie est le domaine scientifique qui va s'intéresser aux situations réelles de mise en contact des populations avec les polluants étudiés. Ses objectifs sont d'identifier et de caractériser les situations de contact (Lioy *et al.*, 2005), de déterminer les catégories de populations concernées, les conditions de contact (lieux, moment, durée), ainsi que l'intensité de celui-ci. Pour ce faire, l'expologie nécessite l'obtention et l'analyse des données relatives, au comportement des populations étudiées (sociologie), au territoire occupé et à sa configuration (géographie), au déplacement et à la présence des polluants (physique, chimie) dans un environnement complexe interaction en permanente (écologie). Cette science s'inscrit en outre dans une collaboration approfondie avec les domaines de la toxicologie, qui va permettre de déterminer et quantifier la toxicité des polluants étudiés, et de l'épidémiologie, qui va s'intéresser aux impacts sanitaires résultant de ces différentes expositions. Il s'agit donc d'une science se situant à l'interface de nombreuses disciplines, revêtant ainsi un caractère hautement pluridisciplinaire (**Figure 11**).

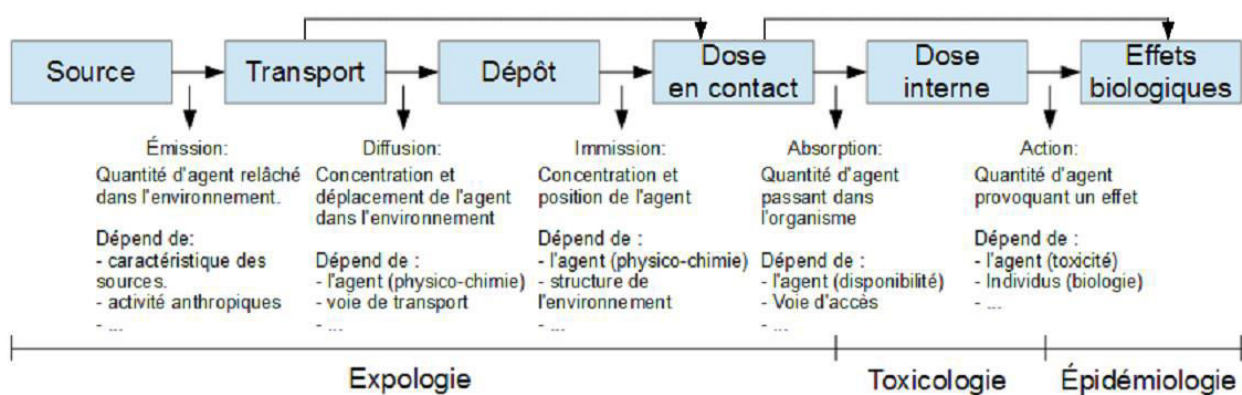


Figure 11: Intervention de l'expologie dans la chaîne d'événements « émission-transport-exposition-effets sanitaires », d'après (Nieuwenhuijsen, 2003), (Hoppin *et al.*, 2006) et (Vardoulakis, 2009).

3.2. Le processus d'évaluation de l'exposition environnementale

L'évaluation de l'exposition constitue donc une base importante dans la démarche des études liant polluants et santé publique (Röösl, 2014). Toutefois, de nombreuses approches existent afin d'obtenir cette évaluation, et le terme d'exposition peut représenter plusieurs situations différentes en fonction de la situation étudiée et de sa position dans la chaîne d'événements (**Figure 11** & Figure 12). Les deux principales catégories d'approches sont basées sur la méthodologie employée pour quantifier l'exposition. Il s'agit de l'approche directe et de l'approche indirecte.

L'approche directe repose sur l'utilisation d'outils de mesure afin de quantifier directement la *dose en contact*. Cette approche s'avère de loin la plus précise, mais nécessite de pouvoir déterminer le moment et le lieu exact du contact de l'individu avec le polluant étudié pour chacun des individus concernés. Ceci limite donc sensiblement la taille des échantillons ainsi que la faisabilité des études.

L'approche indirecte constitue la principale alternative permettant de contourner ce problème. Il ne s'agit plus alors d'obtenir une valeur exacte d'exposition pour chacun des sujets, mais de construire des *indices d'exposition*. Ces indices peuvent toutefois être obtenus par plusieurs méthodes (Figure 12), et l'approche indirecte est en fait constituée d'un ensemble très variable de méthodes de spatialisation (Jerrett *et al.*, 2004)(Auchincloss *et al.*, 2012).

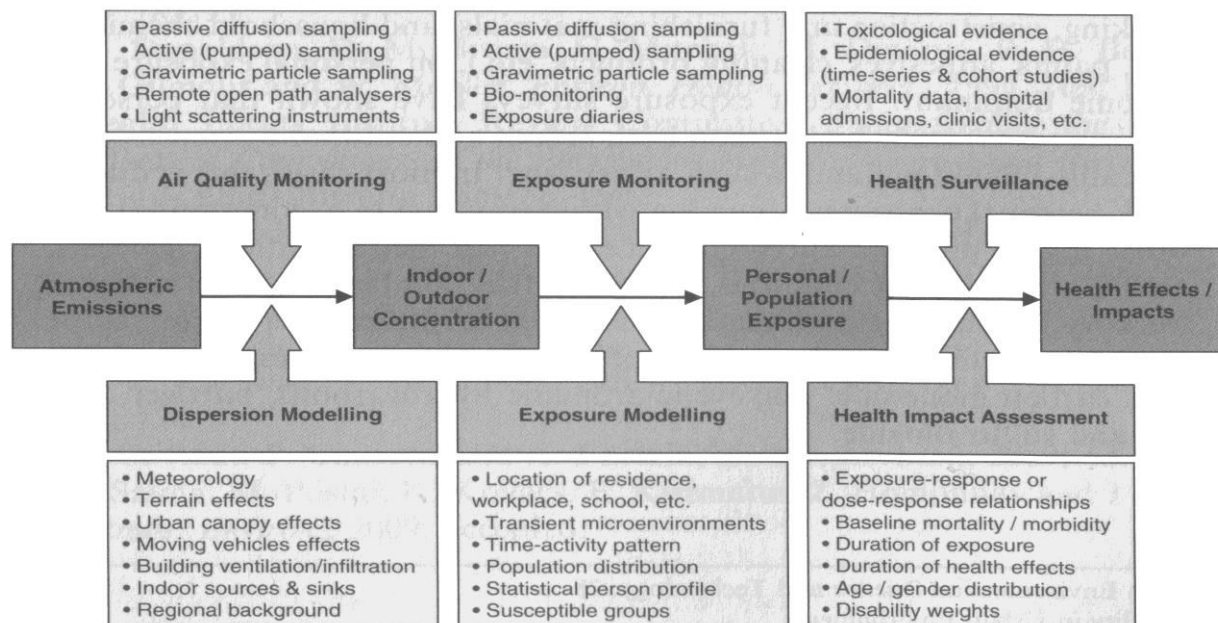



Figure 12: Illustration schématique de la chaîne d'événements depuis l'émission de polluants atmosphériques jusqu'aux effets sanitaires, et présentation de quelques méthodologies de surveillance associées. D'après (Vardoulakis, 2009).

Une des méthodes les plus anciennement utilisées repose sur l'utilisation de *variables de substitution* (ou *variable proxy*). Il s'agit de données aisément quantifiables pour chacun des individus et considérées comme représentatives de l'exposition réelle : gêne exprimée par les sujets, concentrations relevées sur le site de mesure le plus proche, distance séparant les zones d'exposition de la source, *etc.* (Dockery *et al.*, 1993) (Pope *et al.*, 1995) (Van Vliet *et al.*, 1997) (Ciccone *et al.*, 1998) (English *et al.*, 1999). Cette approche est construite sur l'hypothèse que la variable de substitution reflète le phénomène réel d'exposition, et qu'elle possède les mêmes réactions. Ce n'est toutefois qu'une estimation et les variables de substitution ne reflètent généralement que partiellement la réalité et la complexité de l'exposition (**Tableau 5**). Il existe ainsi une perte de précision par rapport à la quantification réelle. Ces variables sont en outre susceptibles d'être influencées par divers facteurs confondants (la sensibilité individuelle des sujets dans le cas d'études portant sur la gêne), d'ignorer d'autres facteurs importants (la topographie dans le cas d'études se focalisant sur la distance à la route), ou encore de réduire la capacité de mise en évidence d'impacts sanitaires (par le fait que tous les individus proches d'un même site, qu'ils soient sains ou malades, se trouvent affectés de la même valeur d'exposition (Vienneau *et al.*, 2009)).

Tableau 5: Qualité de l'approximation de l'exposition en fonction du type de données, d'après (Nieuwenhuijsen, 2003).

Type de données	Qualité de l'approximation
Mesures personnelles de l'exposition	+++
Mesures environnementales proche du lieu d'exposition	
Variable de substitution	
Distance vis a vis du site d'émission ou d'exposition	
Localisation du sujet dans une aire géographique proche du site d'exposition	
Localisation du sujet dans une surface administrative géographiquement incluant le site d'exposition	
	-

Afin de s'affranchir de ce manque de représentativité, de nouvelles méthodes ont été développées pour quantifier de la façon la plus précise possible l'exposition des individus. La modélisation des polluants s'est ainsi imposée comme la base des techniques d'évaluation de l'exposition la plus utilisée au cours de ces dernières années (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006).

3.3. Modélisation : principes généraux et état des lieux

3.3.1. Principes généraux de la modélisation

Dans le cadre des études scientifiques, la modélisation est une approche visant à représenter un système réel complexe par un système simplifié appelé *modèle*. Cette représentation est créée en vue de faciliter l'analyse, la compréhension et éventuellement de prévoir l'évolution du système. Pour cela, les principaux paramètres du système sont réduits à un ensemble de caractéristiques utilisées comme base pour simuler les interactions entre les composantes du modèle. Ces caractéristiques sont intégrées dans le modèle sous le nom d'*inputs*. Les résultats de la modélisation, obtenus après calculs, sont désignés sous le nom d'*outputs*. Pour être considéré comme valide et utilisable, un modèle se doit d'être suffisamment représentatif du système étudié. Cette validation est obtenue par confrontation des résultats du modèle à des mesures issues du système réel.

Pour le bruit comme pour les polluants atmosphériques, la modélisation peut intervenir à plusieurs étapes des études d'exposition (Figure 12). Il est ainsi possible de modéliser *l'émission* des polluants en se basant sur les informations relatives aux sources de polluants (positions, capacités d'émission, périodes de fonctionnement, *etc.*). La modélisation *du transport* des polluants dans l'environnement peut être obtenue en appliquant aux émissions les lois de l'acoustique (pour le bruit) ou de la mécanique des fluides (pour les polluants de l'air). Il devient alors possible d'évaluer les niveaux de polluants présents sur l'ensemble d'une aire géographique. Enfin, la modélisation de *l'exposition* des populations se réalise par la mise en relation des concentrations modélisées dans un milieu et la présence d'individus dans ce même milieu (localisation, durée, *etc.*).

L'exposition des populations peut être évaluée à partir des résultats de chacune de ses modélisations (**Figure 11** et **Figure 12**). Toutefois, l'usage le plus courant à ce jour est d'employer successivement chacun de ces modèles afin d'obtenir une approximation de l'exposition individuelle (**Tableau 5**) (Mukerjee *et al.*, 2009) (Pujol *et al.*, 2013). Ainsi, les outputs d'un modèle d'émission sont employés comme input dans un modèle de dispersion (pour les polluants atmosphériques) (Fouillé *et al.*, 2012) ou un modèle de propagation (pour le bruit). Les résultats du modèle sont à leur tour employés comme input dans l'évaluation de l'exposition (Sophie Pujol *et al.*, 2012) (Pujol *et al.*, 2013). La qualité des informations concernant les sources de polluant devient alors essentielle afin de garantir une modélisation finale qui ne souffre pas d'une pollution des données à la source (Fouillé *et al.*, 2012). Bien que reposant sur des principes similaires, les modélisations de la propagation du bruit et de la dispersion des polluants atmosphériques n'obéissent pas aux mêmes lois et ne font pas appel aux mêmes logiciels ni aux mêmes méthodes de calculs.

3.3.2. Modélisation de la prévision du bruit dans l'environnement

Plusieurs méthodologies de calcul et guides ont été édités afin de présenter la marche à suivre pour modéliser les niveaux sonores dans l'environnement urbain (European Commission, 2002) (CERTU, 2006). La modélisation de la propagation du bruit en milieu extérieur repose sur les principes de la propagation acoustique (Delany, 1977), (Attenborough, 1988). Elle peut être influencée par de nombreux effets dus aux éléments de l'environnement extérieur : divergence géométrique, effets de sol, absorption atmosphérique, diffraction due à la topographie, réfraction et absorption par les surfaces. Une prise en compte précise des paramètres environnementaux s'avère donc nécessaire pour permettre une modélisation réaliste des niveaux sonores. Toutefois, la qualité de cette prise en compte s'avère variable d'une méthode de calcul à l'autre (Priour, 2005).

La méthode de calcul *par tir de rayon* s'est imposée comme la méthode d'évaluation du niveau sonore extérieur la plus courante, et se retrouve à ce titre dans la *Nouvelle méthode de prévision du bruit* NMPB2008 qui est la méthodologie rendue obligatoire pour le calcul du bruit routier extérieur en France (SETRA, 2009). Le tir de rayon est une méthode simple d'utilisation qui correspond bien à la complexité de l'environnement urbain. Elle constitue le cœur de la plupart des logiciels commerciaux développés pour la prévision du niveau sonore urbain (MITHRA, NoiseMap). Son fonctionnement est basé sur les concepts d'optique géométrique, où l'onde sonore est traitée comme un rayon lumineux. Ainsi, dans un milieu atmosphérique homogène, un « rayon sonore » sera représenté sous la forme d'une succession de trajets rectilignes allant de l'émetteur au récepteur et pouvant être directe, réfléchi, diffracté ou bien encore réfracté par les éléments physiques rencontrés durant de son trajet (Figure 13).

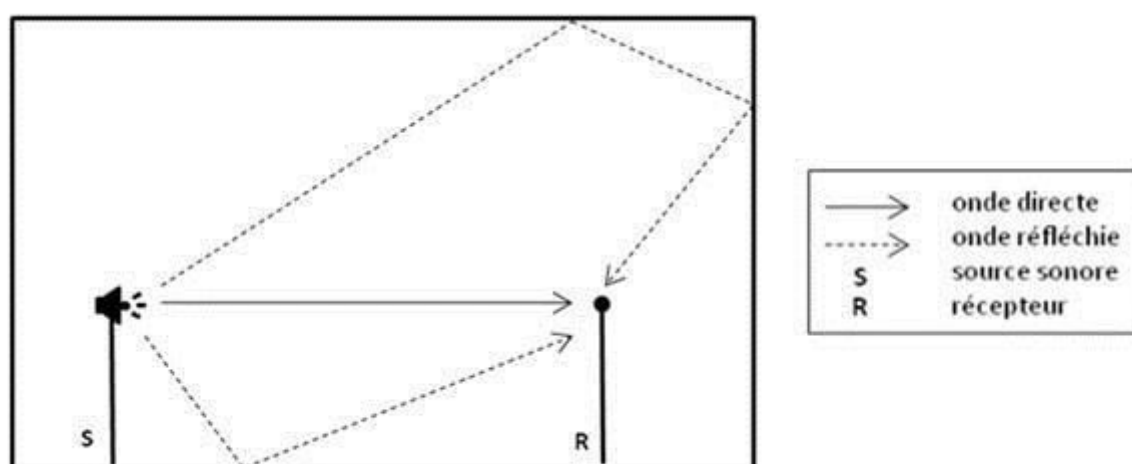


Figure 13 : Principe du tir de rayon, d'après (Pujol, 2012)

Le principe de la méthode par tir de rayon repose sur la méthodologie suivante ; Dans un premier temps, les sources sonores retenues pour l'étude sont identifiées et placées dans l'environnement étudié. Dans un second temps, un ensemble de points récepteurs virtuels est distribués dans l'environnement étudié. Ensuite, on modélise l'ensemble des rayons directs et indirects permettant de relier les sources retenues et les récepteurs positionnés en prenant en compte la topographie, l'urbanisation et la nature du terrain de la zone étudiée (Figure 14).



Figure 14: Exemple de rayons reliant un point récepteur et l'ensemble des sources situées dans un rayon de 1km, d'après (Pujol, 2012)

En connaissant la puissance sonore émise par les sources ainsi que les capacités d'atténuation, de réflexion et de réfraction des différents milieux rencontrés par l'onde sonore, il devient possible de modéliser le niveau de pression sonore totale arrivant à chaque récepteur. Cette méthode est valable à haute fréquence et permet une bonne prise en compte de la topographie.

D'autres méthodes numériques de calcul existent, bien qu'elles soient plus rarement utilisées dans le cadre d'études en environnement-santé. En conséquence, ces méthodes seront simplement évoquées ici et de plus amples détails peuvent être obtenus dans les travaux de Maude Priour (Priour, 2005), portant sur la méthode des *éléments finis de frontière*.

3.3.3. Modélisation de la dispersion de la pollution atmosphérique

Tout comme pour le bruit, plusieurs recommandations et guides ont été édités à travers le monde afin de fournir des instructions pour la modélisation de la pollution atmosphérique (US EPA, 1986) (EEA, 2011b). Ces recommandations sont à l'origine du développement de plusieurs méthodologies et suites logicielles créées pour permettre la quantification des concentrations de polluants présents dans l'environnement.

D'après les travaux de Vardoulakis en 2009, deux grandes catégories de modèles de dispersion peuvent être définies (Vardoulakis, 2009). La première catégorie inclut les différents types de *modèles de dispersion*, qui se basent sur les informations relatives aux sources de pollution (taux d'émission, proximité) pour prédire les concentrations de polluants sur la zone étudiée. La seconde catégorie inclut les *modèles d'interpolations géostatistiques* et les *modèles Land Use Regression (LUR)* qui utilisent des techniques statistiques pour interpoler les concentrations de polluants sur l'ensemble de la zone étudiée à partir de concentrations déjà connues (sites de mesure, connaissance des émissions). Il est toutefois important de noter que d'autres façons de classifier les modèles peuvent exister, et que de nombreux modèles "hybrides" combinent les différentes approches (Holmes and Morawska, 2006).

3.3.3.1. Modèles de dispersion (gaussiens, lagrangiens et eulériens)

Les modèles de dispersion reposent sur le principe de la dispersion du polluant dans l'air. L'hypothèse supportant ce type de modèles est que la concentration de polluants présents dans l'atmosphère va diminuer à mesure de l'éloignement par rapport à la source, sous l'effet de deux paramètres : le transport par dispersion de la matière et le brassage par le mouvement des masses d'air. Le principal contributeur est le mouvement des masses d'air, sa prise en compte constitue donc une des données essentielles à la réalisation d'un modèle de dispersion. Afin de rendre compte au mieux de l'influence de ces mouvements, plusieurs types de modèles de dispersion ont été développés.

La base des différents modèles est le **modèle gaussien**. Sa formule de calcul est basée sur la théorie du panache gaussien (gaussian plume) qui suppose que la dispersion des polluants depuis une source se fait sous la forme d'un panache dans lequel la distribution du polluant suit la loi normale avec le maximum de concentration au centre du panache (**Figure 15**). Le panache est ensuite soumis aux conditions atmosphériques caractérisant le site étudié (vitesse du vent, direction, hauteur du bâti, altitude, *etc.*) afin de représenter son mouvement et celui des polluants qui le composent.

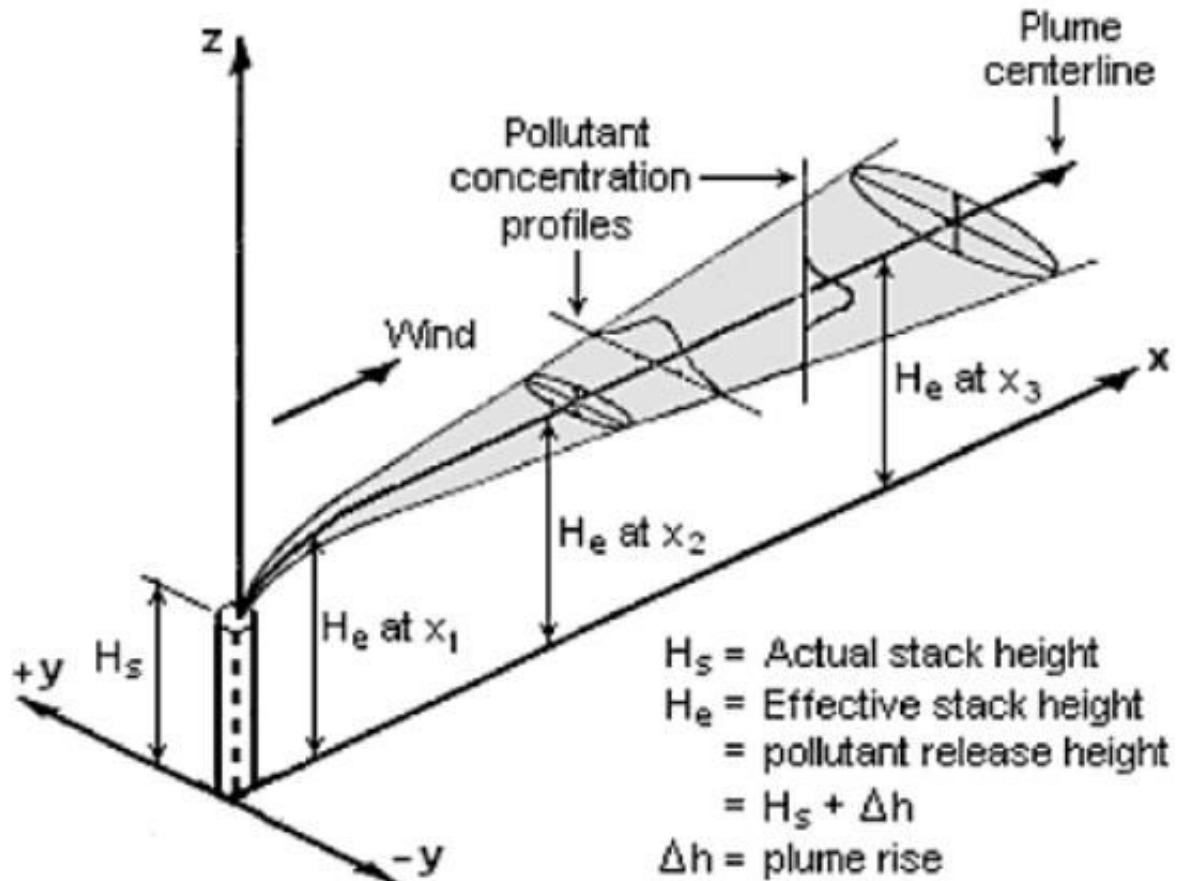


Figure 15: Exemple de modélisation gaussienne d'un panache de dispersion. D'après (Vardoulakis, 2009)

Un modèle gaussien simple repose donc sur les trois principales données d'entrées suivantes : les capacités d'émission des sources, leurs distributions géographiques, et les données météorologiques. Ce type de modèles peut être appliqué aussi bien aux sources mobiles que stationnaires. Cependant, il est présupposé que l'émission des polluants se réalise de façon stable et continue, que la diminution des concentrations se fait uniquement par dispersion, et que les conditions météorologiques sont stables. Les avantages des modèles gaussiens sont la simplicité, la robustesse et la rapidité. Ils sont recommandés pour la modélisation de la dispersion sur de courtes distances, et perdent en fiabilité à une distance des sources supérieure à 50 kilomètres, ou lors de situations présentant une forte instabilité atmosphérique, une topographie irrégulière, ou de faibles vitesses des vents (Holmes and Morawska, 2006). Ce type « basique » de modèle s'avère relativement efficace pour la modélisation de polluants gazeux, mais montre des limites pour la modélisation de pollution particulaire, ainsi que par son incapacité à prendre en compte l'évolution chimique des polluants (Holmes and Morawska, 2006).

Deux autres types de modèles de dispersion ont été développés sur la base du modèle gaussien afin de corriger son manque de réalisme physique. Les **modèles lagrangiens** et les **modèles eulériens** permettent d'obtenir des simulations plus réalistes et précises du transport atmosphérique sur des distances supérieures à celles des modèles gaussiens (Borrego *et al.*, 2006).

Les **modèles lagrangiens** se basent sur les principes de la mécanique lagrangienne qui consiste à se placer dans un référentiel lié au milieu (ici le panache de polluants) pour observer les déformations de celui-ci. Les modèles lagrangiens s'intéressent aux mouvements de polluants par rapport aux mouvements moyens des masses d'air. Ceci permet de mieux modéliser la dispersion dans des lieux présentant une forte variabilité des conditions atmosphériques en terrain complexe (variation d'altitude, de rugosité, *etc.*) (Du, 2001) (Jung *et al.*, 2003), ou pour modéliser des conditions stables en terrain plat (Oetl *et al.*, 2001) (Tsuang, 2003). L'utilisation de ce type de modèles est préférable pour modéliser une dispersion à proximité et à longue distance pour un nombre limité de sources (Vardoulakis, 2009).

Les **modèles eulériens** se basent sur les principes de la mécanique eulérienne qui consiste à se placer dans un repère fixe et à observer les déformations du panache. Dans les faits, les modèles eulériens considèrent les sources comme le repère fixe permettant d'observer les mouvements de polluants. Ceci permet de s'affranchir de la distance par rapport à la source et de réaliser des modélisations précises sur des surfaces importantes (urbaines et régionales). L'utilisation de ce type de modèles est préférable pour modéliser une pollution de fond pour un grand nombre de sources sur une échelle régionale ou supérieure (Vardoulakis, 2009).

D'autres **sous-catégories de modèles** existent, mais ce ne sont le plus souvent que des variations des modèles susmentionnés. Celles-ci ne sont développées que ponctuellement pour permettre la simulation d'un type spécifique de polluants (dioxyne, radionucléides) (Floret *et al.*, 2003) ou pour modéliser certaines situations topographiques précises (rues canyons)(Vardoulakis *et al.*, 2003). L'usage de tels modèles reste cependant restreint aux situations particulières pour lesquels ils ont été construits et ils ne seront donc pas développés plus avant dans cet ouvrage.

La plupart des modèles commerciaux existants sont en fait des **modèles hybrides**. Ces modèles sont construits sur un noyau de calcul appartenant à un des types de modèles susmentionnés, mais incluant des éléments issus des autres types. Ceci permet en partie au modèle commercial de pallier aux faiblesses de son type d'origine. Ainsi, AERMOD utilisé par l'U.S. Environmental Protection Agency (U.S. E.P.A.) et ADMS reconnu par l'U.E., sont des modèles commerciaux à noyau principalement gaussien, mais capables de prendre en compte de vastes gammes de polluants et de situations variées par l'ajout de modules spécifiques (ADMS « *urban* »,

ADMS « *airport* » *etc.*). Le choix d'un modèle de dispersion doit donc être fait en fonction de son type, de ses capacités, et des présupposés requis pour son bon fonctionnement afin de correspondre aux besoins du modélisateur, à la zone modélisée et aux polluants étudiés (Leduc, 2005).

La qualité des résultats des modèles de dispersion dépend entièrement de la qualité des inputs sur lesquels se basent les calculs, et du respect des présupposés des modèles (Vardoulakis *et al.*, 2003). Afin de s'affranchir de ces présupposés et d'obtenir une simulation plus proche de la réalité, il est possible d'ajouter d'autres formules de calcul, appelées modules, à la formule initiale (le noyau). Il devient ainsi possible de prendre en compte des paramètres tels que les données topographiques influençant la dispersion et le dépôt des polluants (collines, bâtiments), la diminution de concentration de polluants par réactions chimiques (pour l'étude des polluants non-inertes), ou la variation des conditions météorologiques. Ceci nécessite toutefois d'intégrer de nouveaux inputs et complexifie énormément le modèle. Il s'avère souvent nécessaire d'ajouter aux concentrations modélisées la pollution « de fond » afin de prendre en compte la contribution issue de sources non référencées. Les concentrations de fond peuvent être obtenues à partir de deux types de données d'entrée. Le premier type correspond aux concentrations enregistrées sur les sites de surveillance de la qualité de l'air situées dans des zones qui ne sont pas directement affectées par les sources simulées et le second aux modèles construits à l'échelle régionale (Vardoulakis, 2009).

3.3.3.2. Modèles d'interpolation et Modèles Land Use Regression

Contrairement aux modèles de dispersions qui calculent la dispersion des polluants dans l'environnement à partir des données d'émission et des conditions environnementales, les **modèles d'interpolation** déduisent les niveaux de polluants sur l'ensemble de la zone d'étude à partir d'un jeu de points, positionnés dans l'espace, pour lesquels les niveaux de polluants sont déjà connus (Jerrett *et al.*, 2004). Ces points peuvent avoir pour origine des mesures effectuées spécialement pour la modélisation, des données issues des réseaux officiels de surveillance de la qualité de l'air, ou encore être issus des résultats de modèles de dispersion. Le calcul des niveaux de polluant dans la zone d'étude se fait par régression à partir de la distance séparant les points et des valeurs que ceux-ci indiquent. L'ensemble de la zone située entre deux points se trouve ainsi affectée de niveaux de polluants directement dépendant des valeurs indiquées par les points. Du fait de ce mode de construction, la densité des points s'avère être le paramètre le plus important pour la qualité du modèle. Bien que potentiellement très fiable, ce type de modélisation est limité par la non prise en compte des conditions météorologiques et de la topographie. Les méthodologies d'interpolation les plus connues et les plus employées dans ce type de modèles sont le **krigeage** et l'**Inverse Distance Weighting (IDW)**.

Les modèles **Land Use Regression** (LUR models) reposent sur un principe similaire à celui des modèles d'interpolation. Les résultats calculés par ce type d'approches reposent également sur un réseau de mesures, mais le processus employé permet cette fois-ci la prise en compte des variables environnementales. Comme dans les modèles précédemment décrits, la principale variable prise en compte est la distance séparant les points utilisés comme base de calcul. Mais l'influence de la topographie, des bâtiments, de la densité du trafic routier ou de la météorologie peut être prise en compte pour améliorer le réalisme des résultats (**Figure 16**). Les modèles LUR sont utilisés dans un nombre croissant d'études d'exposition (Hoek *et al.*, 2008), mais leur nature particulière fait qu'ils doivent être construits de toute pièce pour la zone étudiée et ne peuvent pas être utilisés pour d'autres sites (Jerrett *et al.*, 2004).

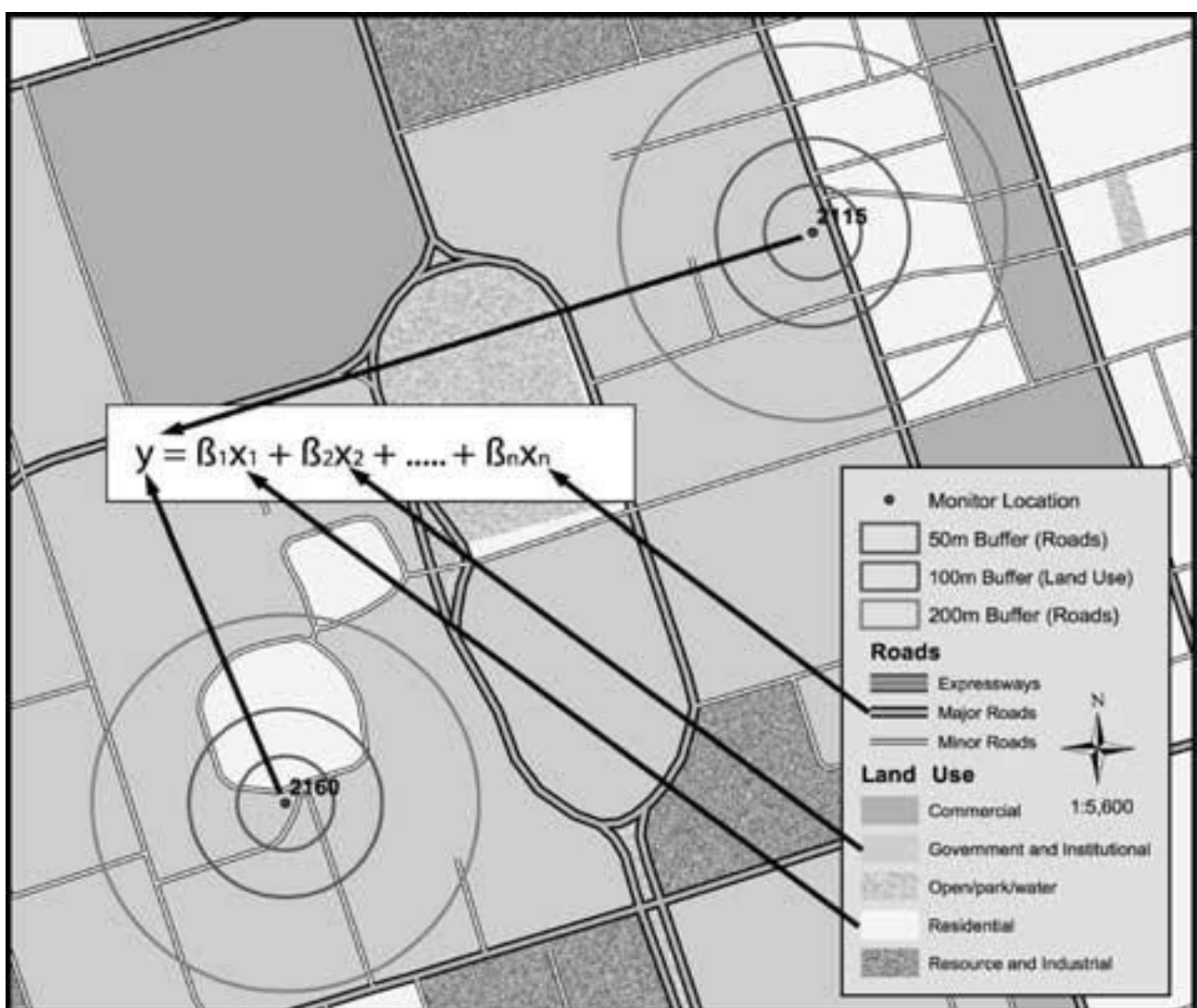


Figure 16: Éléments d'un modèle de régression (LUR) montrant les mesures d'input (monitoring locations) et la formule de calcul. La concentration de polluants en tous points du modèle (y) est exprimée comme une variable réponse des paramètres paysagers dans les buffers entourant les sites de mesure. D'après (Jerrett *et al.*, 2004).

3.4. Techniques d'échantillonnage : comment affecter une valeur d'exposition.

Suite à l'obtention des niveaux environnementaux de polluants par modélisation, il devient possible de mettre en relation ces données avec les individus potentiellement exposés, vivant dans la zone étudiée. L'être humain peut faire preuve d'une grande mobilité au quotidien, qu'il s'agisse de trajets domicile-travail ou de déplacements personnels (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004) (Le Jeannic, 2010). Il en résulte une grande variété de lieux fréquentés et d'activités pratiquées au cours d'une journée, faisant varier de la même façon les situations et les conditions d'exposition. Étudier « l'exposition » des populations correspond donc plutôt à étudier « l'ensemble des expositions existantes », en fonction des différentes activités humaines et des lieux où celles-ci se produisent.

D'après les études portant sur les emplois du temps des Européens et des Nord-Américains, en moyenne 70% des budget-temps des populations occidentales est passé au domicile des individus (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004). Cette prépondérance explique que le lieu d'habitation soit majoritairement considéré comme le principal site d'exposition et que de nombreuses approches cherchent à quantifier l'exposition qui s'y produit. Cependant, l'obtention de données d'expositions à l'intérieur du domicile fait l'objet de nombreuses contraintes : le sentiment d'intrusion, le matériel nécessaire, la nécessité de coupler les données obtenues avec un cahier de suivi des activités, les variations des comportements des individus, les structures intérieures et les types de matériaux rencontrés. Il est difficile de quantifier ou de modéliser l'exposition intérieure, *a fortiori* pour un grand nombre de sujets. Du fait de ces difficultés de quantification, l'exposition extérieure observée dans l'environnement proche de l'habitation est couramment employée comme substitut à l'exposition au domicile (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006).

L'exposition aux polluants intérieurs diffère en de nombreux points de l'exposition extérieure, même à proximité du domicile. Bien que des études fassent état d'une bonne corrélation entre les niveaux de polluants intérieurs et extérieurs, les liens existants entre ces deux situations d'exposition sont complexes (Jones *et al.*, 2000) (Chan, 2002) (Ryu and Jeon, 2011) (Pujol *et al.*, 2014), et de nombreux polluants ne sont spécifiques qu'à une seule des deux situations (Zeghnoun and Dor, 2009). L'utilisation des concentrations extérieures pour évaluer l'exposition au domicile reste toutefois d'un usage courant pour certains polluants (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2006). Contrairement à l'exposition intérieure, celle-ci présente les deux avantages suivants : elle est bien plus aisément quantifiable pour une large population et peut faire l'objet d'une régulation et de mesures de gestion par les pouvoirs publics.

En fonction de la finesse des modèles employés pour évaluer les niveaux de polluants, plusieurs techniques différentes peuvent être utilisées pour quantifier l'exposition environnementale à domicile. La technique la plus courante est l'utilisation du point adresse (Hoek *et al.*, 2002) (Selander *et al.*, 2009) (Beelen *et al.*, 2009) (Hoffmann *et al.*, 2009). Il s'agit des coordonnées géographiques (latitude et longitude) du point correspondant à l'adresse du domicile dans les bases de données officielles. Ce point adresse correspond à l'interface entre le lieu de vie (le domicile) et l'environnement extérieur et constitue de ce fait une position logique de l'évaluation de l'exposition. Avec cette technique, la valeur d'exposition calculée par le modèle à l'emplacement du point adresse est affectée à l'ensemble des habitants du domicile. Bien que très utilisée, cette technique fait l'objet de nombreuses critiques. La nature exacte du point adresse varie en effet d'une base de données à l'autre, et il peut s'agir aussi bien de l'emplacement de la boîte aux lettres, que de la porte d'entrée, ou de la voie d'accès principal à la propriété... Ceci s'accompagne en outre d'une grande variabilité spatiale entre la position du point adresse et la position réelle du domicile (Cayo and Talbot, 2003) (Bonner *et al.*, 2003), ce qui conduit à une grande incertitude quant à la validité des valeurs d'exposition affectées à un individu par le biais de cette technique.

Une technique similaire mais géographiquement plus précise consiste à évaluer l'exposition sur la façade la plus exposée du domicile (Murphy *et al.*, 2009) (de Kluizenaar *et al.*, 2007). Cette technique suit les recommandations édictées par l'UE (European Commission, 2002) pour le bruit et cherche à se rapprocher au mieux de l'exposition réelle des habitants. Elle possède toutefois le travers de maximiser l'exposition de façon parfois assez importante (Tenailleau *et al.*, 2013) car la façade la plus exposée n'est pas nécessairement celle qui correspond au lieu de vie des habitants. Deux variations de cette technique se sont récemment développées. La première consiste à évaluer l'exposition sur la façade de la chambre à coucher, qui constitue la pièce du domicile la plus utilisée quotidiennement (Pujol *et al.*, 2010) (Sophie Pujol *et al.*, 2012). Cependant, cette variation de la technique nécessite d'être capable d'identifier la façade en question pour chacune des habitations, et limite donc son usage aux études présentant une population de taille réduite. La seconde variation de l'approche par façade se base, quant à elle, sur la prise en compte de l'ensemble des façades du bâtiment, dans l'objectif de mieux prendre en compte les différents comportements de vie des sujets. Cette dernière variation s'avère facilement employable sur un grand nombre de sujets mais présente une précision moindre. Comme elles nécessitent de différencier avec précision les façades d'un bâtiment, ces trois variations (façade la plus exposée, façade de la chambre ou façade totale) ne s'avèrent toutefois réellement efficaces qu'avec un modèle lui-aussi suffisamment fin.

D'autres techniques basées sur la localisation du domicile peuvent être employées afin de refléter une perception plus large de la *zone de vie* des sujets. Cette approche permet une prise en compte non seulement du temps passé au domicile et dans le voisinage proche du domicile (jardinage, bricolage), mais aussi d'une partie des trajets de courte distance. Ces techniques reposent sur le concept de *buffers*, du nom de l'objet géographique employé pour quantifier l'exposition. Il s'agit de définir une zone, centrée sur le domicile, et d'affecter aux individus la valeur moyenne d'exposition calculée sur l'ensemble de la zone considérée. La taille de cette zone de vie est sujette à controverse et varie sensiblement d'une étude à l'autre (Cesaroni *et al.*, 2008) (Havard *et al.*, 2011). Les études américaines considèrent souvent un rayon de un mille terrestre (1609m) comme étant le plus adapté (Saelens *et al.*, 2003) (Cerin *et al.*, 2006) (Ball *et al.*, 2008) (Prins *et al.*, 2009). Toutefois, de récentes études européennes portant sur la perception et l'usage du voisinage tendent à réduire cette distance à 400m (Smith *et al.*, 2010) (Forsyth *et al.*, 2008). Cette différence dans l'étendue du voisinage entre études américaines et européennes tient probablement à une perception différente de celui-ci en fonction du continent. La conception des villes européennes date d'une période antérieure à la révolution automobile, là où la plupart des grandes villes américaines se sont construites toute ou partie avec l'automobile. Il en résulte une structuration différente des zones urbaines : l'Europe présente des villes concentrées mettant à disposition des populations une vaste gamme de services sur une zone restreinte, les rendant accessibles sans avoir recours au véhicule ; *a contrario*, les villes américaines présentent une structure très étendue avec des quartiers typés. L'accès aux services y nécessite souvent de parcourir une distance bien plus grande qu'en Europe, rendant ainsi indispensable l'usage d'un véhicule. D'après (Forsyth *et al.*, 2008), les résidents des U.S.A. se caractérisent en outre par un comportement beaucoup plus sédentaire, la marche et l'activité physique ne présentant qu'une part peu importante du temps passé hors du domicile.

Enfin, il est possible d'affecter à un sujet des valeurs d'exposition mesurées à l'échelle de surfaces administratives auxquelles le sujet est rattaché. De telles études ont été menées en employant des surfaces telles que les zones de distribution postale (Ritz *et al.*, 2007) (Gan *et al.*, 2012) ou le comté (US county – subdivision territoriale américaine de taille et de nature profondément variable située entre la ville et l'état) (Huynh *et al.*, 2006) (Bell *et al.*, 2007). En France, de telles études sont souvent effectués à l'échelle des Ilots (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2013a) ou des IRIS (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2013b), deux découpages des villes mis en place par l'INSEE pour ses travaux statistiques (Havard *et al.*, 2011) (Tenailleau *et al.*, 2014).

3.5. Limites et perspectives de l'évaluation de l'exposition

Trois axes peuvent être identifiés comme sources de limitation à l'évaluation de l'exposition par le biais de modèles : les modèles eux-mêmes, l'espace-temps d'application et la méthodologie d'échantillonnage.

Tout d'abord, un modèle étant une simulation simplifiée d'un système complexe, les valeurs modélisées ne constituent de fait qu'une approximation de la réalité. Le processus de simulation peut ignorer une partie importante des variables impactant réellement la dispersion des polluants, et conduire ainsi à des erreurs de calcul. En tant qu'outil mathématique, un modèle donnera toujours un résultat, mais la validité et la qualité de ce résultat dépendent directement du respect des présupposés d'utilisation du modèle et de la qualité des inputs servant de base aux calculs (Fouillé *et al.*, 2012). L'intégration d'inputs partiels ou erronés ne peut conduire qu'à l'obtention de résultats faux, plus ou moins éloignés de la réalité de l'exposition. Quant au non-respect des présupposés du modèle, il ne peut conduire qu'à utiliser un modèle en dehors du cadre pour lequel il a été construit et donc provoquer la création de résultats inadaptés (Vardoulakis, 2009). L'étape de validation du modèle, permettant de définir qualitativement et quantitativement la capacité du modèle à approximer la réalité, et donc de s'assurer du bon fonctionnement du modèle et de son réalisme, constitue dès lors une étape des plus nécessaires.

Les techniques classiques d'évaluation de l'exposition reposent généralement sur une simulation d'une situation précise à un moment donné. Cette fixité spatiale et temporelle ne correspond pas à la réalité de la mobilité des populations. Les lieux d'exposition sont multiples : les lieux de travail, de loisirs et l'ensemble des déplacements représentent près du tiers du budget-temps. Ils sont autant de situations contribuant à l'exposition des populations, dans laquelle le domicile ne reflète au final qu'une fraction partielle de l'exposition totale. Une approche alternative considère que l'exposition totale des individus peut être approximée en considérant l'ensemble des concentrations relevées dans les différents lieux fréquentés. L'utilisation d'études basées sur le budget-temps, dites « *études temps-microenvironnement-activité* », permettrait ainsi d'évaluer le temps passé dans chacune des conditions d'exposition. Le calcul de l'exposition totale peut ainsi être effectué au plus près de la réalité de l'exposition par l'addition, pondérée par la durée d'exposition, des expositions relevées sur chaque site (Jantunen *et al.*, 1998) (Lai *et al.*, 2004) (Schweizer *et al.*, 2006) (Hatzopoulou and Miller, 2010). Les budgets-temps servant de base aux calculs de pondération peuvent être obtenus depuis des mesures, des questionnaires ou des données du type de celles produites par l'INSEE (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004) (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011). La prise en compte de l'ensemble de ces micro-

environnements permettrait d'obtenir une meilleure compréhension des situations d'exposition à risques et des impacts sanitaires potentiels. Ce type de modélisations a déjà été utilisé pour la prédiction d'exposition personnelle aux NO₂, CO et PM (Jantunen *et al.*, 1998) (Lai *et al.*, 2004), mais elle s'avère très difficile à mettre en place du fait de la grande quantité de données à gérer pour réaliser les modélisations, des différentes situations à modéliser, et de la variation des budgets-temps d'une population à l'autre (Klepeis *et al.*, 1995) (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004).

Enfin, la technique d'échantillonnage employée pour affecter une valeur d'exposition aux sujets peut elle aussi être considérée comme une limitation et une source d'erreurs potentielles. De nombreuses techniques cohabitent sans qu'un consensus n'ait pu être dégagé sur le meilleur choix existant, chacune possédant une définition propre. Le choix de la technique d'échantillonnage influe sur la définition donnée à la zone de vie du sujet, sur les paramètres environnementaux considérés (Stroh *et al.*, 2005), et donc probablement sur les niveaux de polluants calculés et affectés aux individus concernés. La méconnaissance des différences et des relations existantes entre les méthodes d'échantillonnage conduit à rendre impossible toute comparaison d'expositions évaluées à partir de méthodes différentes.

L'exposition des populations humaines peut donc être évaluée *via* une variété de techniques de modélisation et d'échantillonnage, avec une considération variable pour l'environnement et le comportement des populations. Chacune de ces techniques présente des conditions particulières d'utilisation, des inconvénients et des avantages nécessitant une identification claire des conditions, des besoins et des attentes de la modélisation. Certaines techniques peuvent ainsi apparaître plus appropriées en fonction de telles ou telles situations à simuler. Cette variabilité et la méconnaissance des relations entre ces techniques restent toutefois un frein important à l'analyse et à la comparaison de données entre les études, et entre les polluants.

4. Problématique de la multi-exposition

4.1. Présentation de la multi-exposition

De nos jours, une large gamme de polluants se trouve présente dans l'environnement. Environ 70 000 produits chimiques d'usage courant étaient répertoriés en 2006, auxquels viendraient s'ajouter chaque année 1 000 nouveaux composés (Koppe *et al.*, 2006) ainsi qu'une quantité indéfinie de sous-produits issus des phénomènes de dégradation et d'interaction. L'exposition environnementale de la population se fait donc de façon simultanée à une multitude de polluants. Cette *exposition multiple*, ou encore *multi-exposition*, constitue un champ émergent des études de santé-environnement et demeure un phénomène mal connu.

Le concept d'exposition à de multiples polluants peut présenter plusieurs noms en fonction de la discipline scientifique étudiée. Et de façon similaire le terme de multi-exposition peut recouvrir plusieurs concepts différents en fonction du champ disciplinaire. Ainsi, en acoustique, on parlera de multi-exposition lors d'une exposition simultanée à plusieurs sources **sonores** (Piscot, 2002), préférant le terme de *co-exposition* ou *d'exposition conjointe* à une exposition simultanée au bruit et à un autre polluant (Institut National de Recherche et de Sécurité, 2013). En écotoxicologie, le terme de *mixture* est employé pour parler d'une pollution constituée de plusieurs polluants (fumée de cigarette, pollution atmosphérique) (Fox *et al.*, 2004) (Monosson, 2005), et celui *d'exposition combinée* (combined exposure) pour désigner une exposition simultanée à plusieurs type de pollution (Morata *et al.*, 1997). Dans le cadre des études en éco-épidémiologie, le terme de multiexposition / exposition multiple reste le plus employé (Houthuijs *et al.*, 2010). Aucun consensus ne semble toutefois exister à propos du terme à employer. La forme rencontrée semble principalement dépendre du domaine de formation initial des chercheurs à l'origine des publications, et d'autres expressions telles que *multi-nuisance* ou *exposition multi-agents* peuvent elles-aussi être employées.

Dans le cadre de ce travail de thèse, le terme de **multi-exposition** sera employé dans sa compréhension la plus générale : pour désigner l'exposition à plusieurs polluants, quels que soient leur nombre et leurs natures, au cours d'une même unité temporelle.

Le concept de multi-exposition peut ainsi être mis en lien avec deux autres concepts : l'*exposome* et l'*exposition cumulative (cumulative exposure)*. L'*exposome* se définit comme l'ensemble des expositions se déroulant au cours de la vie d'un individu, de sa conception jusqu'à sa mort (Wild, 2005) (**Figure 17**). Ce concept vise à permettre une meilleure compréhension des interactions entre les expositions environnementales et les caractéristiques individuelles (génétiques et physiologiques) lors de leurs impacts sur la santé. Quant à l'exposition cumulative, elle se définit pour sa part comme la quantification des expositions aux multiples polluants environnementaux, que celles-ci soient simultanées, chevauchantes ou consécutives (Sexton and Hattis, 2007). Cette notion intègre l'idée que les expositions n'ont pas forcément besoin d'être simultanées pour provoquer une accumulation d'impacts, et que l'exposition passée à certains polluants peut modifier les capacités de réaction de l'organisme aux expositions présentes.

Loin d'être en compétition, ces deux approches s'avèrent être hautement complémentaires et mettent l'accent sur l'existence, tout au long de la vie, d'expositions à des polluants multiples pouvant intervenir selon de nombreuses voies. Elles s'accordent en outre sur la nécessité de comprendre comment la multi-exposition, qu'elle soit simultanée ou bien asynchrone, peut contribuer à une série d'évènements biologiques provoquant des effets délétères.

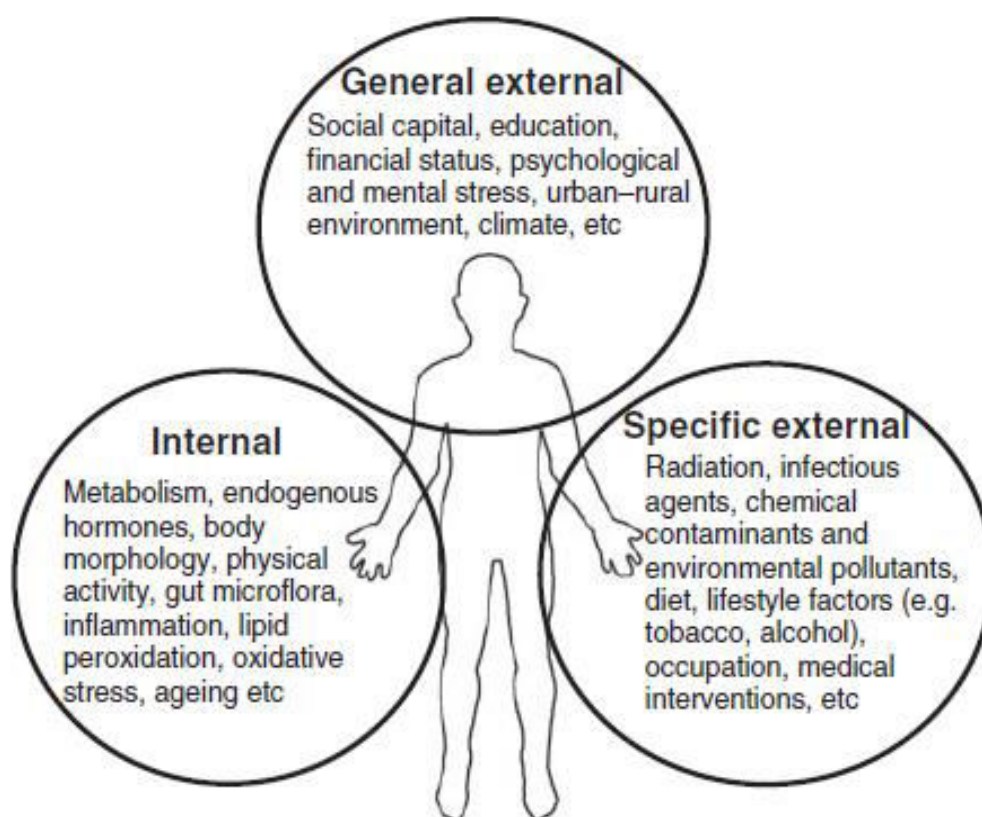


Figure 17: Schématisation des trois domaines de l'exposome et exemples de polluants relatifs à chaque domaine. D'après (Wild, 2012)

4.2. Caractérisation de la multi-exposition

Les premières études portant sur l'évaluation des risques lors de l'exposition à de multiples polluants environnementaux ont permis de définir trois catégories de multi-expositions. Ces catégories sont basées sur la nature des polluants pris en compte, leurs comportements et leurs conditions d'émission. On distingue ainsi la multi-exposition *similaire*, la multi-exposition *définie* et la multi-exposition *coïncidente* (Vouk *et al.*, 1987) (Sexton *et al.*, 1995a).

La multi-exposition *similaire* concerne des polluants présentant des structures chimiques, des voies d'accès, des mécanismes de toxicité ou des cibles similaires. La similarité des polluants concernés fait de ce type de multi-exposition celui qui se prête le plus aisément à la quantification des risques physiologiques et à l'estimation des impacts sanitaires (Van den Berg *et al.*, 1998) (U.S. EPA, 2000) (U.S. EPA, 2002).

La multi-exposition *définie* se distingue par son origine et sa nature. Elle se produit lors de certaines situations particulières. C'est par exemple le cas de la multi-exposition aux polluants issus du trafic routier, aux émissions produites par les moteurs diesel ou la fumée de tabac. Les situations et les polluants impliqués conduisant à ce type de multi-expositions sont généralement connus. Les polluants concernés ne possèdent pas nécessairement de similarité dans leurs comportements ou leurs propriétés. Cette multi-exposition est principalement orientée vers les sources et permet donc de s'intéresser plus particulièrement aux conditions d'apparition des situations de multi-exposition (U.S. EPA, 2003).

La multi-exposition *coïncidente* se produit naturellement, en dehors de situations particulières, et concerne des polluants n'ayant pas nécessairement de similarités. Il s'agit de la multi-exposition la plus complexe, mais aussi la plus représentative des situations réelles d'exposition environnementale (Caldwell *et al.*, 1998) (Fox *et al.*, 2004) (Morello-Frosch *et al.*, 2000) (Tam and Neumann, 2004). Elle est principalement orientée vers le récepteur et permet donc principalement de s'intéresser aux impacts sur la population et les écosystèmes.

L'agence de Protection environnementale américaine (U.S. EPA) opère une distinction similaire basée sur les polluants en interaction (U.S. EPA, 2000). Elle distingue les mélanges pouvant être considérés comme une substance unique (fumée de cigarette, pollution atmosphérique) de celles devant être considérées comme un ensemble d'éléments individuels.

4.3. Problématique de l'évaluation des effets sanitaires

La notion de multi-exposition pose toutefois un problème majeur dans la démarche épidémiologique. Traditionnellement, les études ne s'intéressent aux effets sanitaires produits que lors de l'exposition à un polluant particulier, et beaucoup plus rarement à plusieurs polluants en simultané. Or, si les effets individuels de la plupart des polluants restent aujourd'hui gravement méconnus, ce constat est d'autant plus vrai pour leurs effets combinés. Les travaux de Koppe et ses collaborateurs considèrent qu'au moins 166 millions d'analyses seraient nécessaires pour tester les effets, combinés par paires, des 1 000 composés chimiques les plus utilisés (Koppe *et al.*, 2006). A l'heure actuelle et depuis 1939, trois catégories d'interactions pouvant exister entre des polluants ont été identifiées (Bliss, 1939) :

L'action *simultanée indépendante*, qui se produit quand les polluants agissent de façon indépendante et selon des mécanismes différents. Les polluants ne présentant pas d'interaction et les mécanismes d'action étant connus, la toxicité du mélange peut alors être évaluée à partir de la toxicité individuelle de chacun des polluants selon des approches classiques de la toxicologie. (Koppe *et al.*, 2006).

L'action *simultanée analogue*, qui se produit quand les deux polluants agissent de façon indépendante mais selon des mécanismes similaires. La toxicité du mélange est alors dépendante de la capacité d'un polluant à favoriser ou contrecarrer les effets de l'autre.

L'action *synergique*, qui se produit quand les effets du mélange sont plus importants que les effets produits par les polluants seuls (Grandjean *et al.*, 1997). Ainsi, les effets d'une faible dose du mélange peuvent s'avérer plus toxiques que des expositions séparées à de fortes doses de polluants (Koppe *et al.*, 2006). La puissance des effets synergiques peut varier en fonction de la dose individuelle de chacun des polluants (Sexton and Hattis, 2007).

Dans le cadre d'une action analogue ou synergique, une simple addition de la toxicité des polluants ne permet pas de prévoir les résultats des interactions du fait des potentielles interactions. Il est ainsi possible que la toxicité du mélange diffère sensiblement des caractéristiques des polluants, aussi bien en termes d'effet biologique que de durée (Sexton and Hattis, 2007). Il s'avère donc nécessaire d'explorer plus en profondeur la nature des interactions, leur probabilité d'apparition, et leurs impacts potentiels sur la santé (Koppe *et al.*, 2006). L'évaluation des risques sanitaires doit prendre en compte la complexité de la multi-exposition en s'intéressant à la nature des polluants en interaction, à leurs concentrations, aux fenêtres spatio-temporelles d'exposition, aux populations étudiées et effets sanitaires retenus (Monosson, 2005).

4.4. Problématique de la quantification de l'exposition

La principale explication à la méconnaissance des effets sanitaires d'une multi-exposition est la difficulté d'évaluation de l'exposition des sujets au mélange de polluants (Koppe *et al.*, 2006). Quantifier avec précision l'exposition constitue déjà un exercice difficile lorsqu'on ne s'intéresse à un polluant unique : celui-ci peut présenter de multiples sources, de multiples voies d'accès à l'organisme et une capacité de transport spatio-temporelle dépendante des variables environnementales. L'évaluation d'une multi-exposition est donc méthodologiquement bien plus complexe car elle nécessite de prendre en compte les comportements inhérents à chacun des polluants étudiés, ainsi que l'ensemble des paramètres susceptibles de les influencer.

D'après les travaux de l'US EPA sur l'évaluation du risque cumulatif, trois principaux paramètres doivent être pris en compte dans une étude de multi-exposition (Mileson *et al.*, 1999) (U.S. EPA, 2003). Le premier de ces paramètres est la capacité de *concordance spatiale des polluants*, qui spécifie que le contact avec les polluants doit avoir lieu dans un espace géographique correspondant à leurs capacités individuelles de propagation. Le second de ces paramètres est la capacité de *concordance temporelle des polluants*, qui spécifie que l'exposition aux deux polluants doit avoir lieu dans un laps de temps correspondant à leurs capacités d'actions toxicologiques. Il est en effet difficile d'étudier les effets sanitaires de la multi-exposition si l'organisme a totalement récupéré des effets de l'exposition au premier polluant avant d'être exposé au second. Enfin, le troisième paramètre devant être pris en compte est la *concordance sociodémographique des polluants* qui correspond à la capacité des polluants à être mis en relation avec les mêmes catégories de populations. Non seulement les diverses catégories de population ne présentent pas les mêmes comportements susceptibles de provoquer une exposition (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004), mais l'impact sanitaire des polluants s'avère en outre dépendant de la catégorie de population exposée (les enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées ou immunodépressives).

Même en ayant connaissance de l'ensemble des paramètres cités au paragraphe précédent pour chacun des polluants étudiés, la quantification de la multi-exposition reste difficile. L'exposition à de multiples polluants signifie souvent la nécessité de prendre en considération plusieurs sources, plusieurs voies biologiques d'exposition et d'utiliser des outils de mesure ou de modélisation propres à chacun des polluants considérés, multipliant ainsi les risques d'erreurs au cours du processus d'évaluation.

Les études épidémiologiques reposent souvent sur des analyses rétrospectives comparant l'exposition passée et l'apparition, *a posteriori*, de problèmes sanitaires (Babisch, 2006)(Hoek et al., 2013). Ces études rétrospectives supposent de quantifier des expositions ayant eu lieu longtemps dans le passé, parfois plusieurs décennies avant que ne se déclarent les effets de l'exposition. Outre les difficultés liées aux potentiels changements de cadre de vie des sujets (déménagement, modification paysagère du lieu de vie, *etc.*), il est très difficile d'accéder aux données permettant d'évaluer ou de modéliser l'exposition des sujets. Dans la plupart des cas, les seules données réellement fiables sont les archives des réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Malheureusement, tous les polluants environnementaux ne sont pas surveillés en permanence. De plus des données manquantes peuvent apparaître en fonction de la période de temps considérée pour l'étude entreprise. Il est souvent alors nécessaire d'employer des méthodes d'évaluation de l'exposition moins exactes, telles que les interviews ou les questionnaires permettant de déduire indirectement l'exposition à partir de la quantification de la gêne ressentie par les sujets ainsi que leurs habitudes de vie passée (National Research Council, 1991) (Sexton *et al.*, 1995b) (Sexton *et al.*, 2004) (Klaeboe *et al.*, 2000)

4.5. Multi-exposition au bruit et à la pollution atmosphérique.

De nombreuses études sur la mono-exposition au bruit ou aux polluants atmosphériques ont été menées (Cf. §1.2 & §2.2), dans un premier temps dans le cadre de l'exposition professionnelle, puis dans le cadre de l'exposition environnementale. Au contraire, les études portant sur la multi-exposition environnementale à ces deux pollutions restent rares, principalement à cause de leur complexité (Schwela *et al.*, 2005). Ces études peuvent principalement être divisées en deux catégories : les études épidémiologiques et les études métrologiques. Les premières visent à mieux comprendre les relations entre multi-exposition et un paramètre sanitaire donné, et les secondes cherchent à mieux appréhender le comportement du bruit et de la pollution atmosphérique, leurs interactions, et l'influence exercée par les variables environnementales sur les relations suscitées.

Les études portant sur les effets sanitaires ont mis en évidence plusieurs impacts potentiels de la multi-exposition (**Tableau 6**). De façon générale, ces études souffrent d'une grande variabilité méthodologique rendant difficiles toutes mise en relation et comparaison. Certaines ne s'intéressent réellement qu'à un seul polluant (bruit ou polluant atmosphérique) et ne prennent en compte le second que comme un ajustement dans le modèle linéaire liant le polluant principal aux effets sanitaires. Il est aussi courant qu'au moins un des polluants soit considéré comme une variable catégorielle (exposition inférieure à un certain seuil vs exposition supérieure) plutôt que comme une

variable quantitative. De plus, la notion de spatio-temporalité de l'exposition s'avère très variable. Ainsi, il est possible que les polluants soient mesurés sur des périodes de temps ou pour des aires spatiales différentes en fonction des études, voire au sein d'une même étude.

Tableau 6: Résumé des études portant sur les impacts sanitaires de la multi-exposition.

Auteur	Date	Prob Sanit	Bruit	Modèle bruit	Polluant	Modèle polluant	Echantillon	Corrélation bruit/polluant	Méthode statistique
Beelen	2008	Morbidité cardiovasculaire	$L_{Aeq,24h}$	EMPARA	Fumée noire	IDW	5 000 points adresses	Non quantifiée	Modèle linéaire Bruit variable qualitative
Selander	2009	Infarctus du Myocarde	$L_{Aeq,24h}$	NPMFRTR Nordic Prediction method for road Traffic noise	NO ₂	LUR	3 666 points adresses	$L_{Aeq,24h} / NO_2 = 0.6$	Odds ratio
Huss	2010	Infarctus du Myocarde	$L_{Aeq,24h}$	Modèle du Federal Office of Civil Aviation	PM ₁₀	Modèle du Federal Office for the Environment	4 580 311 points adresses	Non quantifiée	Cox proportional hazard model Bruit variable qualitative
Huang	2013	Variabilité du rythme cardiaque	$L_{Aeq,24h}$	Aucun : Mesures individuelles	Black Carbon PM _{2.5} NO	Aucun : Mesures individuelles	40 volontaires	Non quantifiée	Modèle linéaire
Tobias	2001	Taux d'admission aux urgences	$L_{Aeq,24h}$	Aucun : Mesures stations	SO ₂ TSP NO ₂ NO O ₃	Aucun : Mesures stations	Bruit : 6 stations Pollution : 24 stations	$L_{Aeq,24h} / SO_2 = 0.30$ $L_{Aeq,24h} / TSP = 0.21$ $L_{Aeq,24h} / NO_2 = 0.32$ $L_{Aeq,24h} / NO = 0.35$ $L_{Aeq,24h} / O_3 = -0.42$	Régression de poisson et model Box-Jenkins
Ising	2004	Maladies respiratoires	L_{night}	Aucun : Mesures en façade	NO ₂	Aucun : Mesures en façade	401 façades	$L_{night} / NO_2 = 0.83$	Odds ratio
Van Kempen	2012	Capacité cognitive des enfants	$L_{Aeq,7h-23h}$	Oui Type non spécifié	NO ₂ PM ₁₀	LUR	553 points adresses 24 écoles primaires	Ecole : Aviation / polluants = 0.1 Route / polluants = 0.2 Domicile : Aviation / polluants = 0.1 Route / polluants = 0.3	Modèle linéaire Bruit variable qualitative
Clark	2012	Capacité cognitive des enfants	$L_{Aeq,24h}$	Oui Type non spécifié	NO ₂	King's college london Air pollutant toolkit	22 écoles primaires	$L_{Aeq,24h} / NO_2 = 0.41$ $L_{Aeq,24h} / NO_2 = 0.43$	Modèle linéaire
Klaeboe	2000	Gêne perçue	$L_{Aeq,24h}$	Nordic Calculation Method	NO ₂ PM ₁₀ PM _{2.5}	EPISODE (Lagrange/Julien)	3 285 questionnaires et Points Adresses	$L_{Aeq,24h} / NO_2 = 0.46$ $L_{Aeq,24h} / PM_{10} = 0.34$ $L_{Aeq,24h} / PM_{2.5} = 0.39$	Modèle de régression logistique

PNC = nombre de particules totales

Les résultats obtenus dans le cadre de ces études peuvent s'avérer différents. Ainsi, les recherches de Beelen et de ses collaborateurs n'ont pas pu mettre en évidence d'influence de l'exposition moyenne annuelle au bruit sur la relation entre morbidité cardiovasculaire, densité du trafic et exposition aux fumées noires (Beelen *et al.*, 2009). En 2012, les études menées par Gan et ses collaborateurs ont montré pour leur part l'existence d'une association entre bruit ($L_{(A)den}$), fumées noires et problèmes coronaires, sans pour autant arriver à mettre en évidence une association significative avec les $PM_{2.5}$ et les oxydes d'azote (Gan *et al.*, 2012). Ils concluaient en la possibilité d'effets indépendants du bruit et de la pollution atmosphérique. Selander, puis Huss se sont tous deux intéressés aux liens entre bruit, polluant et maladies cardiovasculaires. Selander et ses collaborateurs ont démontré un lien entre maladies cardiovasculaires et exposition au bruit ($L_{Aeq,24h}$) (Selander *et al.*, 2009). Ils n'ont toutefois pas pu mettre en évidence de modification de la relation par un ajustement sur l'exposition aux concentrations moyennes annuelles de pollution atmosphérique, probablement du fait de l'importance des corrélations existantes entre bruit et polluants atmosphériques. Huss et ses collaborateurs se sont intéressés à la relation entre maladies cardiovasculaires, $L_{(A)dn}$, et distance à la route sans pouvoir mettre en évidence une influence de la part de la pollution atmosphérique (Huss *et al.*, 2010). Dans une étude de 2013, Huang et ses collaborateurs ont pu montrer un effet potentiel du bruit sur la relation existante entre pollution de l'air et variabilité de la fréquence cardiaque, après avoir divisé l'exposition sonore en deux catégories : supérieure ou inférieure à 65,6 dB ($L_{Aeq,5min}$) (Huang *et al.*, 2013). Tobias et ses collaborateurs ont montré une relation entre admission aux urgences hospitalières pour causes de problèmes circulatoires, niveau sonore ($L_{Aeq,24h}$) et pollution atmosphérique après ajustement sur les variables environnementales (Tobias *et al.*, 2001). Un résultat similaire a été obtenu lorsqu'ont été prises en compte toutes les causes d'admission.

En ce qui concerne les problèmes non cardiaques, les équipes de Van Kempen et de Clark se sont intéressées aux problèmes cognitifs des enfants. D'après Van Kempen et ses collaborateurs, l'exposition aux NO_2 et aux PM_{10} à l'école est associée à la diminution de leur capacité d'attention (Van Kempen *et al.*, 2012). Et l'ajustement sur les bruits routier et d'aviation montre un effet faible sur les associations observées. De façon similaire, Clark et ses collaborateurs ont mis en évidence un effet du bruit d'aviation ($L_{Aeq,16H}$) sur les capacités cognitives des enfants, après ajustement sur les oxydes d'azotes (Clark *et al.*, 2012). Klæboe et ses collaborateurs indiquent pour leur part que plus l'exposition au trafic sonore est forte, plus il est probable que la population se déclare gênée par la pollution atmosphérique (Klæboe *et al.*, 2000). Enfin, Ising et ses collaborateurs ont identifié une aggravation des symptômes bronchitiques chez des enfants exposés à de forts niveaux de $NO_2 (>40\mu g/m^3)$ et à des niveaux sonores nocturnes élevés ($L_{night} >53dB$) (Ising *et al.*, 2004).

En complément à ces études portant sur les impacts sanitaires de la multi-exposition au bruit et à la pollution atmosphérique, beaucoup d'autres travaux se sont intéressés aux relations spatiales et temporelles entre bruit et pollution de l'air. Les méthodologies employées dans le cadre de ces études sont nombreuses, et les relations observées s'avèrent variables (Tableau 7). On peut toutefois noter qu'il en résulte l'existence de corrélations positives dans pratiquement tous les cas et pour pratiquement tous les polluants. L'étude de (Ross *et al.*, 2011), bien que portant sur un site unique, s'avère intéressante et originale par son approche temporelle qui met en évidence une très forte variabilité de la relation entre polluants en fonction de la période de la journée et de la période hebdomadaire.

Tableau 7: Résumé des études portant sur les relations entre le bruit et des polluants atmosphériques.

Auteur	Date	Bruit	Quantification bruit	Polluant	Quantification polluant	Mesures	Correlation bruit/polluant
Allen	2009	$L_{Aeq,5min}$	Mesures individuelles	NO NO ₂ PM _{2.5}	Mesures individuelles	105 points	$L_{Aeq,5min} / NO$: 0.25 – 0.68 $L_{Aeq,5min} / NO_2$: 0.41 – 0.62 $L_{Aeq,5min} / PM_{2.5}$: 0.31 – 0.41
Beelen	2008	$L_{Aeq,24h}$	Modèle EMPARA	Fumée noire	Modèle IDW	5 000 points adresses	Non quantifiée
Boogard	2009	$L_{Aeq,10min}$	Mesures individuelles	PNC PM _{2.5}	Mesures individuelles	12 trajets	$L_{Aeq,10min} / PNC$: 0.21 – 0.60 $L_{Aeq,10min} / PM_{2.5}$: aucune
Clark	2012	$L_{Aeq,15h}$	Type non spécifié	NO ₂	King's college london Air pollutant toolkit	22 écoles primaires	$L_{Aeq,15h} / NO_2$: 0.41 $L_{Aeq,24h} / NO_2$: 0.43
Davies	2009	$L_{Aeq,5min}$	Mesures individuelles	NO (moyenne 2 semaines) NO ₂ (moyenne 2 semaines)	Mesures individuelles	103 points	$L_{Aeq,5min} / NO$ = 0.64 $L_{Aeq,5min} / NO_2$ = 0.53
Huang	2013	$L_{Aeq,2min}$	Mesures individuelles	Black Carbon NO PM _{2.5}	Mesures individuelles	40 volontaires	Non quantifiée
Huss	2010	$L_{Aeq,5min}$	Modèle du Federal Office Of Civil Aviation	PM ₁₀	Modèle du Federal Office for the Environment	4 580 311 points adresses	Non quantifiée
Ising	2004	$L_{Aeq,1h}$	Mesures en façade	NO ₂	Mesures en façade	401 façades	$L_{Aeq,1h} / NO_2$ = 0.83
Klaeboe	2000	$L_{Aeq,24h}$	Nordic Calculation Method	NO ₂ PM ₁₀ PM _{2.5}	EPISODE (Lagrangien/Eulérien)	3 265 questionnaires et Points Adresses	$L_{Aeq,24h} / NO_2$ = 0.46 $L_{Aeq,24h} / PM_{10}$ = 0.34 $L_{Aeq,24h} / PM_{2.5}$ = 0.38
Ross	2012	$L_{Aeq,1h}$	Mesures individuelles	Carbone élémentaire NO ₂ NO	Mesures individuelles	1 site	$L_{Aeq,1h} / Carbone\ élémentaire$: 0.01 $L_{Aeq,1h} / NO_2$: -0.50 – 0.83 $L_{Aeq,1h} / NO$: -0.40 – 0.73
Selander	2009	$L_{Aeq,24h}$	Nordic Prediction Method for road Traffic noise	NO ₂	Modèle LUR	3 666 points adresses	$L_{Aeq,24h} / NO_2$ = 0.6
Tobias	2001	$L_{Aeq,24h}$	Mesures en 6 stations	SO ₂ PNC NO NO ₂ O ₃	Mesures en 24 stations	Mesures en stations	$L_{Aeq,24h} / SO_2$ = 0.30 $L_{Aeq,24h} / TSP$ = 0.21 $L_{Aeq,24h} / NO$ = 0.35 $L_{Aeq,24h} / NO_2$ = 0.32 $L_{Aeq,24h} / O_3$ = -0.42
Van Kempen	2012	$L_{Aeq,1-22h}$	Type non spécifié	NO ₂ PM ₁₀	LUR	553 points adresses et 24 écoles primaires	Ecole : Aviation / polluants = Route / polluants = 0. Domicile : Aviation / polluants = Route / polluants = 0.
Weber	2009	$L_{Aeq,1h}$	Mesures individuelles	PNC	Mesures individuelles	50 points de mesure	$L_{Aeq,1h} / PNC$: 0.28 – 0.74

PNC = nombre de particules totales

La plupart des études portant sur la multi-exposition au bruit et aux polluants atmosphériques ont tendance à considérer ces pollutions de manière indépendante. Cette pratique peut s'expliquer par la différence de nature existant entre ces pollutions (l'une physique et l'autre chimique) et par la longue période pendant laquelle le bruit n'a été considéré que comme un simple facteur de gêne annexe et non pas comme un polluant à part entière. Certaines études récentes se sont toutefois penchées sur l'étude de la multi-exposition de façon globale. Il n'est plus alors question de s'intéresser à la multi-exposition à ces deux facteurs de façon séparée, mais d'évaluer le degré d'exposition simultanée par la construction de métriques artificielles permettant de quantifier le niveau de multi-exposition.

Peu d'études de ce type ont été menées jusqu'à présent. En 2007, le projet AlpNAP intégrait une partie multi-exposition et proposait deux approches d'évaluation de la multi-exposition basées sur la construction d'un indice composite (Heimann et al., 2007). Cet indice d'exposition composite « EI » repose dans les deux cas sur les indices d'exposition calculés individuellement pour la pollution de l'air « API » et le bruit « NPI ». La première approche repose sur la prise en compte des deux indices, et permet de jouer sur le taux de pondération afin de prendre en compte l'importance plus ou moins grande d'un agent par rapport à l'autre en fonction des intérêts de l'étude (Équation 1). La seconde approche proposée repose sur une approche communément employée dans l'estimation de l'exposition l'utilisation de l'indice API/ANI présentant la valeur la plus élevée comme indicateur de l'exposition maximale (Équation 2). Ce type d'indice est communément employé dans la quantification de l'exposition à la pollution atmosphérique et présente le défaut d'être facilement dominé par un seul polluant susceptible de masquer la variation des autres.

Équation 1: Formule de calcul de l'indice composite basé sur la pondération, d'après (Heimann et al., 2007)

$$EI = W_{air} \times API + W_{noise} \times NPI \quad \text{with } W_{air} + W_{noise} = 1$$

Équation 2: Formule de calcul de l'indice composite basé sur l'exposition maximale, d'après (Heimann et al., 2007)

$$EI = \max(API, NPI)$$

A notre connaissance, une seule autre étude scientifique a mis en pratique l'approche par indice de calcul composite pondéré pour s'intéresser à la multi-exposition (Silva and Mendes, 2012). Silva et Mendes ont ainsi développé l'indice *CityNoise-Air* dont la valeur varie entre 0 et 1 de telle sorte que sa valeur soit de 0 quand le niveau de bruit ou de polluant est supérieur à la valeur limite légale. La valeur de 1 est obtenue quand l'ensemble des polluants est en dessous des valeurs recommandées par l'OMS (World Health Organisation Europe, 2005) (World Health Organisation

Europe, 2009). Cet indice est construit de façon composite à partir de deux indices quantifiant l'exposition au bruit ($City_{Noise}$) et l'exposition aux polluants atmosphériques ($City_{Air}$), suivant la formule suivante (**Équation 3**) :

Équation 3: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Noise-Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012)

$$City_{Noise-Air} = \frac{1}{2} \times City_{Noise} + \frac{1}{2} \times City_{Air}$$

Le sous-indice $City_{Noise}$ est construit sur la base de l'exposition aux niveaux sonores journaliers en L_{den} . Chacune des valeurs d'exposition relevées est comparée à un couple de valeurs servant de bornes supérieures (ici 55dB) et inférieures (ici 45dB). L'indice prend la valeur de 0.0 quand l'exposition relevée est supérieure à la valeur considérée comme la borne supérieure. Quand l'exposition relevée est comprise entre les deux bornes retenues, alors l'indice est compris entre 0.0 et 1.0. Quand l'exposition relevée est inférieure à la borne inférieure, alors l'indice présente la valeur 1.0. Ces valeurs sont obtenus par l'utilisation de la formule suivante (**Équation 4**) :

Équation 4: Formule de normalisation des niveaux de pollution, d'après (Silva and Mendes, 2012)

$$score = \frac{1}{\sin^2 \alpha} = \cos^2 \alpha \quad \text{where } \alpha = \left[\frac{(x - x_a)}{(x_b - x_a)} \right] \times \frac{\pi}{2}$$

where x is the concentration value being normalised, and x_a and x_b are control points in the function.

Le sous-indice $City_{Air}$ est obtenu selon un principe de normalisation similaire à $City_{Noise}$, mais appliqué à cinq polluants atmosphériques : le NO_2 , le benzène, les PM_{10} , l'Ozone (O_3) et le monoxyde de carbone (CO). Chaque polluant donne un indice à part entière qui est ensuite pondéré en fonction de l'importance relative du polluant et additionné aux autres pour donner l'indice final $City_{Air}$. Chaque polluant étant considéré comme ayant la même importance, l'indice City-air est calculé selon la formule suivante (**Équation 5**) :

Équation 5: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012).

$$City_{Air} = \sum_n \frac{1}{n} \times City_{Polluant}$$

L'approche développée dans ce premier travail publié de construction d'un métrique entièrement dédié à la multi-exposition à la pollution sono-atmosphérique s'avère très intéressante. On peut toutefois regretter que la robustesse de l'outil n'ait pas été éprouvée de manière plus approfondie. En effet, l'indice $City_{Noise-Air}$ a été testé uniquement dans le cadre d'une étude portant sur la ville portugaise de Viana do Castelo ($37km^2 - 30\ 000hab$). Cette ville ne présente, d'après les auteurs, qu'un unique axe routier principal scindant la ville en deux parties. Ceci fait du site choisi un excellent lieu de test, mais limite sensiblement l'exhaustivité des situations d'exposition. Il

pourrait donc s'avérer intéressant de tester cet outil dans une situation de multi-exposition urbaine plus complexe et généralisable. De la même façon, le croisement des résultats obtenus avec des données socio-économiques et urbanistiques pourrait s'avérer d'un grand intérêt. Enfin, le choix pratiqué par les auteurs consistant à regrouper à part égale l'ensemble des polluants atmosphériques au sein de l'indice $City_{Air}$, et d'ensuite moyenner cet indice avec $City_{Noise}$ peut s'avérer discutable. Il est vrai qu'ainsi, la pollution sonore et la pollution atmosphérique sont traitées à parts égales, chacune étant pondérée par un coefficient de 0.5 dans le calcul de $City_{Noise-Air}$. Mais tous les polluants ne sont pas traités de la même façon. L'indice $City_{Air}$ regroupe en effet 5 polluants, tous affectés d'un coefficient de 1/5. En conséquence, le calcul final de $City_{Noise-Air}$ pondère le polluant sonore par 0.5 et les cinq polluants atmosphériques par 0.1, surévaluant donc par un facteur de 5 l'importance du bruit par rapport aux autres polluants (**Équation 6**).

Équation 6: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Noise-Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012).

$$City_{Noise-Air} = \frac{1}{2} \times City_{Noise} + \frac{1}{10} \times City_{NO_2} + \frac{1}{10} \times City_{CO} + \frac{1}{10} \times City_{O_3} + \frac{1}{10} \times City_{PM_{10}} + \frac{1}{10} \times City_{C_6H_6}$$

Enfin, une autre approche a été développée par King et ses collaborateurs à Dublin, le long d'une route située en milieu urbain (King *et al.*, 2009) (McNabola *et al.*, 2008). L'objectif de cette étude n'était pas de s'intéresser à la multi-exposition mais de quantifier le différentiel d'exposition au bruit et aux polluants atmosphériques existant entre deux situations d'exposition. La première situation étant un trottoir situé le long de la route, et la seconde une passerelle pour piétons séparée de la route et du trottoir par un muret protecteur. Pour cela, les auteurs ont construit et proposé un *indice de réduction de la pollution air-bruit* (*Air-Noise Pollution reduction index – ANPr*). Le calcul de l'ANPr s'effectue sur la base d'une simple moyenne entre les diminutions de niveaux relevées pour le bruit (NPr) et pour le benzène (APr), chacune des moyennes étant affectée d'un coefficient de pondération égal. Les auteurs font toutefois remarquer la possibilité de modifier les coefficients afin de mettre en avant le bruit ou l'air en fonction de l'axe désiré dans les futures études. Cet indice de réduction constitue, à notre connaissance, la première construction officielle d'une métrique permettant d'exprimer et de quantifier la multi-exposition au bruit et à la pollution atmosphérique. Cette métrique démontre la possibilité de considérer et de mesurer de façon combinée l'exposition à ces deux pollutions. Il s'agit, d'après les auteurs eux-mêmes, d'un outil préliminaire ayant vocation à être repris, adapté et amélioré dans le cadre d'études plus rigoureuses. En effet, l'étude initiale ne portait que sur le cas particulier d'une passerelle dans le cœur de Dublin. La robustesse et la fiabilité de cet indice reste à démontrer car aucune analyse spatiale et temporelle, aucune affectation de l'indice à des sujets, et aucune étude sur les variables environnementales n'ont à ce jour été menées.

CHAPITRE 2
—
MATERIEL ET METHODES

1. Lexique et définitions

La nature pluridisciplinaire de ce travail de thèse impose d'employer des termes spécifiques à chaque champ disciplinaires. Certains termes, synonymes en langage courant mais présentant une définition particulière dans certains champs disciplinaires, sont susceptibles d'induire en erreur les spécialistes des disciplines concernées. La création d'un lexique précisant la définition attribuée à certains termes, dans le cadre de ce travail, s'avère donc nécessaire afin de permettre d'établir un langage commun respectant au mieux les différents champs concernés.

- Polluant : Le terme polluant est employé ici dans son acceptation la plus générale. Il désigne tout élément physique ou chimique dont la variation de proportion dans l'environnement est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer ou une nuisance ou une gêne.
- Agent : Le terme agent est employé pour désigner de façon neutre l'élément physique ou le composé chimique un polluant, sans préciser sa nature physique, chimique ou biologique (Röösli, 2014).
- Expologie : L'expologie, où science de l'exposition, est l'étude des mécanismes et de la dynamique de la mise en contact entre l'être humain et les agents chimiques, physiques ou biologiques présents dans l'environnement.
- Exposition : L'exposition se définit comme le contact entre un agent et le corps humain. Il peut se faire sous la forme d'inhalation, d'ingestion, ou par contact dermique (Röösli, 2014).
- Transport : Le terme transport est employé ici pour parler de façon générique du déplacement et de la redistribution des agents dans l'environnement, sans considération de leur nature ou de leur origine.
- Propagation : Le terme propagation est employé en particulier pour désigner la façon dont le bruit se déplace et se transmet dans l'environnement.
- Dispersion : Le terme dispersion est employé en particulier pour désigner la façon dont les polluants atmosphériques se déplacent et se transmettent dans l'environnement.

2. Site d'étude : la ville de Besançon

2.1. Présentation générale

Ce travail de recherche s'est effectué avec pour site d'étude la commune de Besançon, préfecture du département du Doubs et chef-lieu de la région Franche-Comté. En 2011, le recensement conduit par l'Institut National des Statistiques et des Etudes Economiques (INSEE) dénombrait 115 879 habitants. Besançon se trouve ainsi placée en 32^{ème} position du classement des communes Françaises par population (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2014a), et rattachée à la catégorie des villes européennes de taille moyenne (Boddy, 1999). La commune constitue le cœur de l'agglomération du « Grand Besançon » (59 communes) dont elle abrite 87 % de la population, faisant de l'aire urbaine une unité quasi mono-communale. Le territoire communal s'étend sur une superficie de 65 km² et présente de nombreuses zones non-bâties (**Figure 18**). Il est couvert à 42.5 % de zones arborées, 4.3 % de surface routière, 5.7% de surface bâtie et 47.5% de surfaces d'autre type (parkings, pelouses, trottoirs, rues piétonnes, parvis, etc...) dites « non catégorisée » (**Tableau 8**). Le développement urbain suit un plan longitudinal d'axe Nord-Est / Sud-Ouest, majoritairement conditionné par la topographie locale.

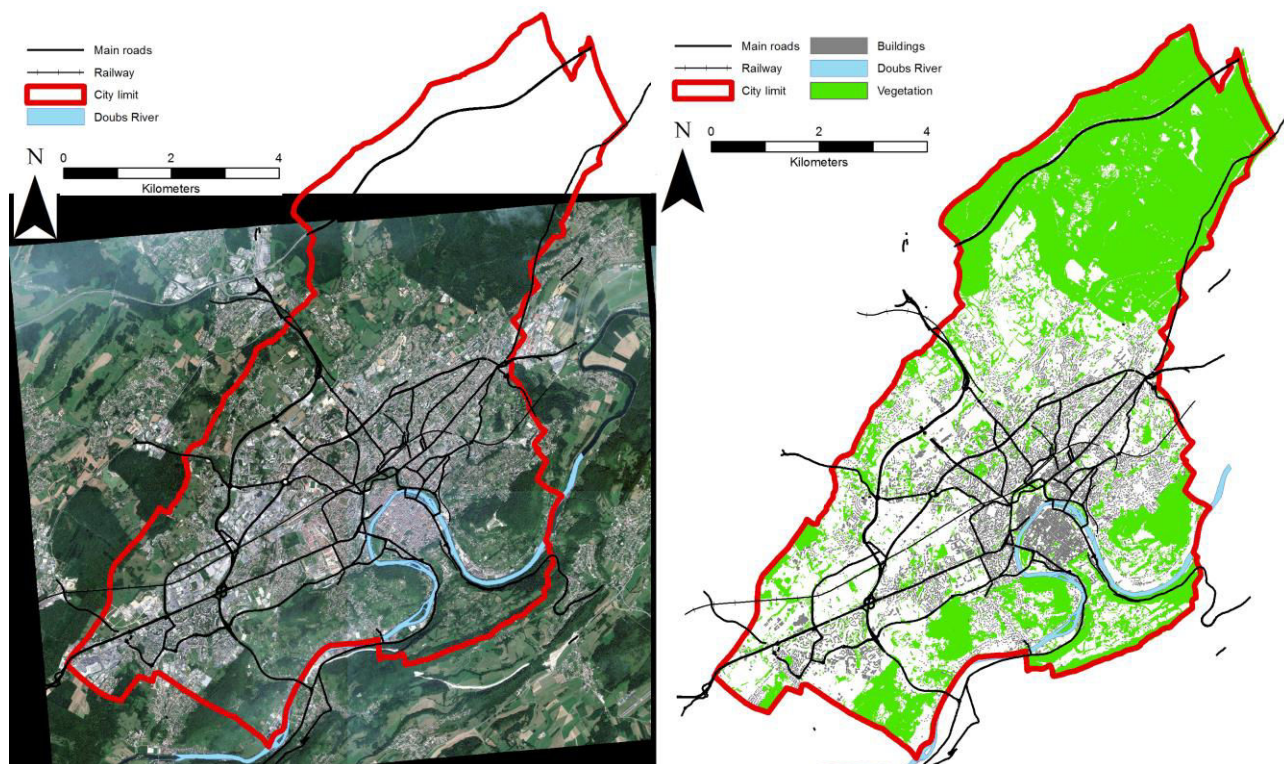


Figure 18: Photographie aérienne et couverture paysagère de la commune bisontine.

2.2. Topographie et météorologie

La commune de Besançon est située dans la partie externe nord-ouest du massif géologique du Jura. Elle se trouve dans la vallée du Doubs qui s'écoule selon un axe Nord-Est / Sud-Ouest entre les deux faisceaux géologiques des *avants-monts du Jura* au Nord-Ouest et du *faisceau bisontin* au Sud-Est. La ville s'est développée dès l'antiquité depuis le centre d'un méandre du Doubs qui contourne le faisceau bisontin en formant une boucle d'environ 1 km de diamètre, ouverte vers le Nord-ouest et fermée en son point le plus étroit par le Mont Saint-Etienne au Sud-Est (**Figure 19**). La commune étant directement située au pied du faisceau bisontin, elle présente sur son territoire sept collines qui font varier son altitude de 235 m au centre de la boucle à 620 m au sommet du mont Saint-Etienne. L'altitude moyenne de la commune est de 303 m, avec 75 % de sa surface située en dessous de 330 m et présentant une pente inférieure à 10 % (**Figure 19**).

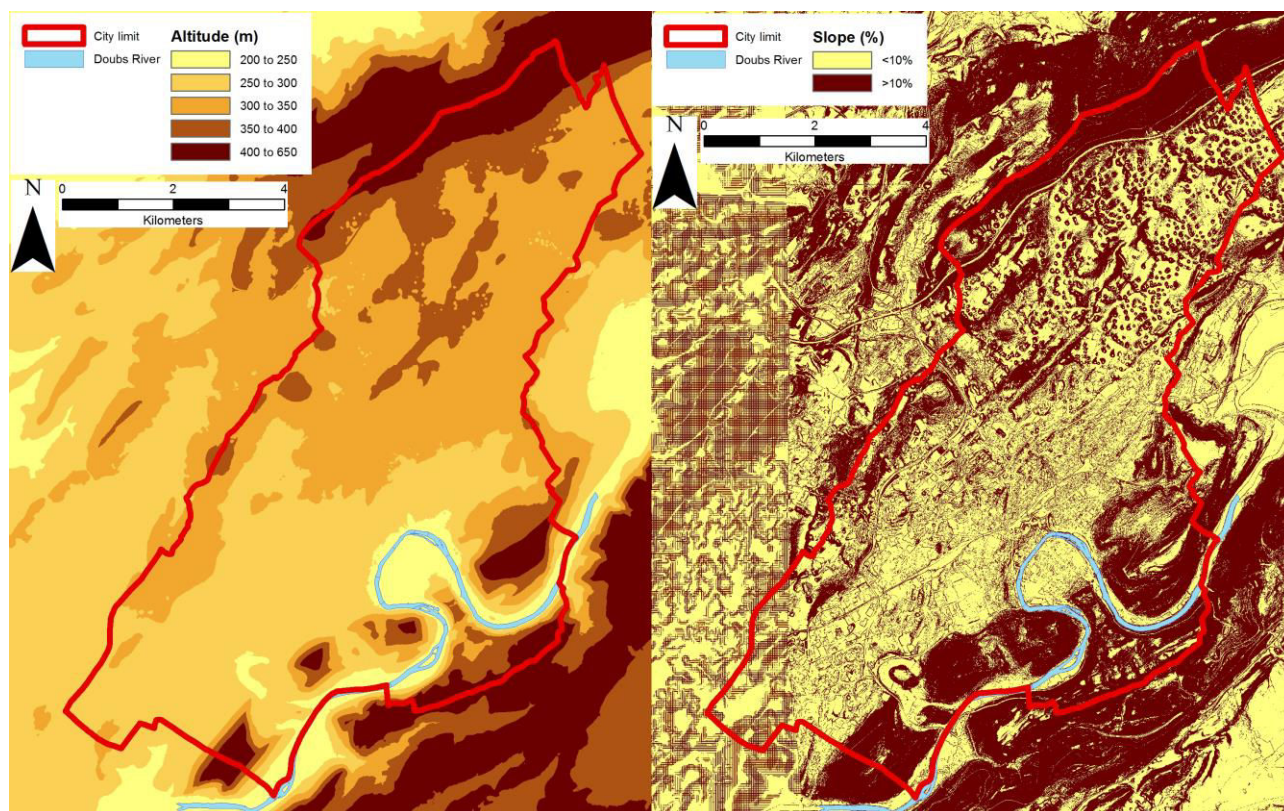


Figure 19: Cartes d'altitudes et de pente de la commune de Besançon. Obtenue à partir des données de la BDTOPO 2011 de l'IGN.

Les données météorologiques recueillies par Météo-France mettent en avant une forte variabilité saisonnière du climat Bisontin. La ville présente une forte pluviométrie (1 100mm) et une vitesse moyenne des vents de 8 km/h. Sous l'influence de la configuration topographique, la majorité des masses d'air suivent un mouvement du Nord-Est vers le Sud-Ouest.

2.3. Urbanisme

Dans sa thèse de doctorat (Houot, 1999), Hélène Houot s'était intéressée aux physionomies et aux compositions socio-économiques des différents quartiers de la ville. Dans ce travail, huit catégories de quartiers avaient été dégagés en fonction des divergences architecturales, morphologiques et populationnelles. Ces huit types de quartiers correspondaient majoritairement au découpage officiel de la ville, ce qui s'explique par la succession des épisodes de construction et de rénovation connus par la ville (Houot, 1999). Pour les besoins de ce travail de thèse, la typologie développée par Hélène Houot a été réduite à cinq catégories afin de la recentrer sur la morphologie environnementale et l'usage humain. A l'exception de l'îlot forestier et majoritairement non peuplé de Chailluz, qui a été retiré de l'étude, chacun des Ilots de l'INSEE présent dans la commune s'est vu affecté un des type urbain suivant (**Figure 20**) :

- **Centre Urbain Dense (Densely urbanized area)**

Ce type urbain couvre un peu moins de 5 % de la surface communale et regroupe des ilots appartenant aux quartiers de *Battant*, de *la Boucle* et *des Chaprais*. Ils sont caractérisés par une urbanisation ancienne, voir très ancienne en ce qui concerne les quartiers de Battant et de la Boucle. Cette urbanisation se ressent dans la morphologie urbaine, avec un plan à tendance hippodamien dans le quartier de la boucle et des réseaux bâtis et routiers très dense dans les trois quartiers Tableau 8. Les routes y sont souvent étroites et majoritairement à sens-unique, même pour les boulevards périphériques présentant deux voies de circulation. Un secteur piéton, mis en place en 1974, couvre la partie nord-ouest de la boucle ainsi que la majorité du quartier Battant. Bien que ne représentant qu'une faible part de la surface totale, plusieurs zones arborées importantes sont aussi présentes. L'utilisation des quartiers inclue une grande quantité de commerces, d'administrations et d'habitations situées dans les étages supérieurs. Du fait des différentes époques d'urbanisation présentées, la hauteur des bâtiments s'avère très variables d'un point à un autre d'un même quartier.

Tableau 8: Composition environnementale et morphologique de la commune et des différents types urbains

	Occupation du territoire	Population	Surface Bâtie	Surface Arborée	Surface Routière	Surface non catégorisée	Surface moyenne des bâtiments	Hauteur moyenne des bâtiments
Commune	100.0 %	115 879 hab.	5.7 %	42.5 %	4.3 %	47.5 %	316 m ²	9 m
Valeur par typologie								
Centre urbain dense	4.6 %	20.8 %	27.7 %	9.8 %	7.1 %	55.4 %	1186 m ²	13 m
Zone de bâti mixte	20.0 %	42.9 %	11.8 %	10.7 %	5.6 %	71.9 %	272 m ²	9 m
Zone d'habitats sociaux	4.9 %	23.6 %	11.1 %	10.3%	7.7 %	70.9 %	503 m ²	11 m
Zone pavillonnaire	37.7 %	12.0 %	3.3 %	38.0 %	2.6 %	56.1 %	189 m ²	7 m
Zone d'activité	5.8 %	0.5 %	3.5 %	8.7%	6.1 %	81.7 %	455 m ²	7 m
Forêt de Chailluz	27.0 %	0.2 %	0.02%	91.2%	3.4 %	5.4 %	152 m ²	7 m

- **Zone de Bâti Mixe (Mixed residential area)**

Ce type urbain couvre 20 % de la surface communale et se caractérise par une grande variété de morphologie et d'usage. On y trouve des Ilots appartenant aux quartiers de *Montrapon*, de la *Butte*, de *Grette*, de *Saint-Ferjeux*, de *Saint-Claude*, des *Cras*, de *Palente*, des *Orchamps* et de *Saragosse*. Ces quartiers constituent une couronne d'urbanisation datant majoritairement des XVII^{ième} et XIX^{ième} siècle autour du centre-ville. Le paysage y est principalement marqué par des habitations individuelles. La majorité des habitants réside toutefois dans des immeubles collectifs distribués de façon éparse et dont la construction a débutée dans les années 1950 (Houot, 1999). Du fait de l'histoire de la ville, de nombreux sites militaires actifs et réformés sont présents dans les quartiers de *la Butte*, de *Grette* et de *Saint-Ferjeux*. Les données du Tableau 8 montrent des proportions équilibrées de surface bâtie, de surface routière, et de zones arborées.

- **Zone d'habitats sociaux (Social housing)**

Directement Issue de la fusion des catégories « Cités HLM » et « ZUP / ZAC de Planoise » présentes dans la thèse d'Hélène Houot, cette catégorie urbaine se trouve principalement dans les quartiers des *Clairs-Soleils*, de *Planoise*, et de façon ponctuelle au sein de quartiers appartenant à la typologie « bâti mixte ». Elle présente majoritairement des bâtiments d'habitation de type « tours » et « barres ». Ces bâtiments, plus ou moins isolés et indépendants des autres bâtiments, se caractérisent par de très fortes surfaces individuelles (503 m² en moyenne) et de grandes hauteurs (11 m en moyenne). Cette catégorie urbaine se caractérise toutefois par une distribution équilibrée des pourcentages de surface bâtie et arborée, du fait du grand nombre de parcs urbains. On peut aussi noter un taux élevé de surface routière du fait du grand nombre de routes intra-urbaines desservant les différents groupes de bâtiments (**Tableau 8**).

- **Zone pavillonnaire (Individual Housing)**

Cette catégorie urbaine se retrouve en majorité sur les zones de collines entourant la ville : Quartier des *Torcols*, des *Montboucons*, des *Tilleroyes*, de *Velotte*, de la *Chapelle des Buis*, de *Bregille* et des *Vaites*. Ces zones qui présentent une pente parfois importante (souvent supérieure à 10 % - cf. **Figure 19**) sont les plus difficiles à urbaniser et sont donc dominées par les habitations individuelles. Il s'agit de la zone présentant le plus faible pourcentage de surface bâtie et routière, ainsi que le plus fort pourcentage de surface arborée (**Tableau 8**). Les routes y sont principalement de deux types : les routes intra-urbaines de petites tailles à double voie, et les chemins d'accès à voie unique. Il s'agit de la typologie urbaine la plus présente sur la commune (37.7 % de la surface totale)

- **Zone d'activités (Activity center)**

Cette catégorie occupe une grande partie du Sud-Ouest de la ville, le long de la voie ferrée et de la rue de dôle, qui constitue le principal axe de communication de la ville vers le Sud-Ouest. Cette zone d'activité industrielle et commerciale représente 5.8 % de la surface totale de la commune, et s'inclue dans les quartiers de *Chateaufarine*, et des *Tilleroyes*. Elle se caractérise par la présence de bâtiments de forte taille (moyenne 455 m²) et de faible hauteur (moyenne 7 m). Cette catégorie présente une faible empreinte bâtie et végétale, mais une forte empreinte routière et une très faible population (**Tableau 8**).

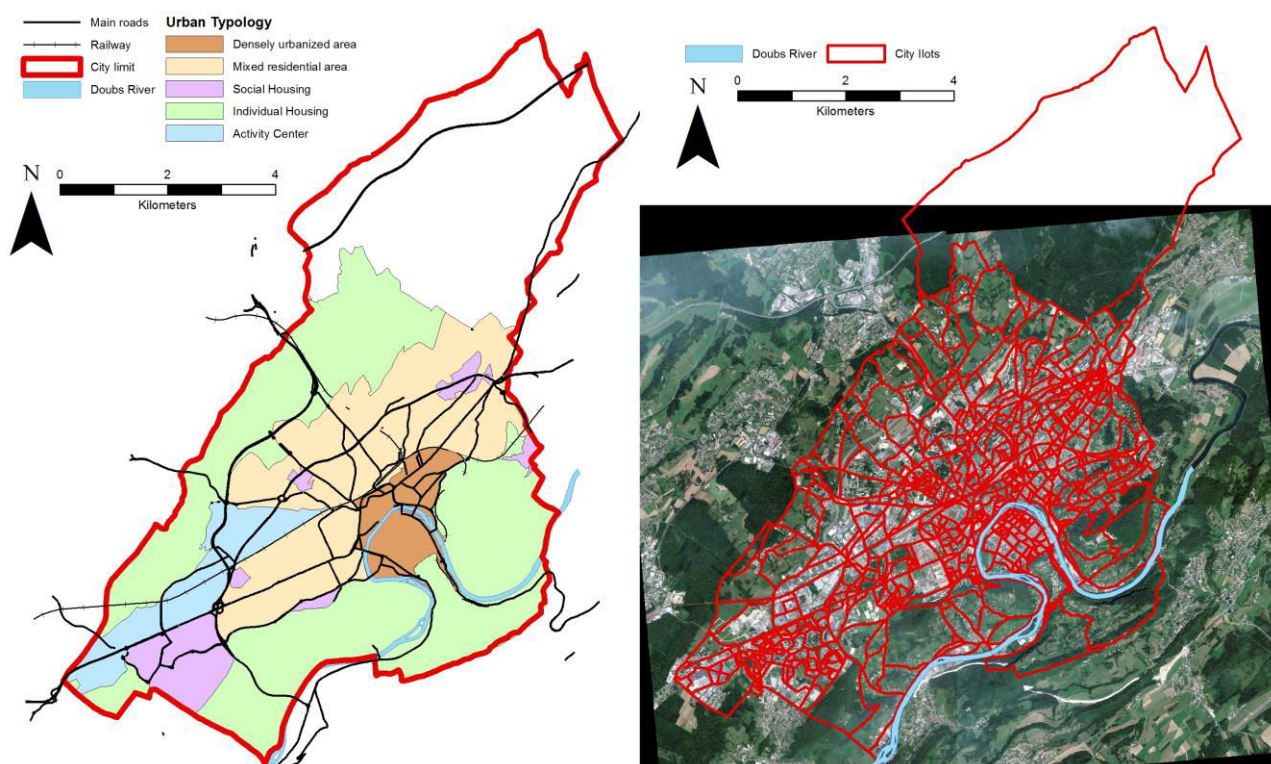


Figure 20: Typologie urbaine et découpage en Ilots de la commune de Besançon.

2.4. Sources de bruit et de pollutions atmosphériques

2.4.1. Sources routières et ferroviaires

La fermeture topographique due au faisceau Bisontin isole la ville au Sud et étend ses voies de communications selon l'axe Nord-Est / Sud-Ouest. Trois types de voies de communications connectent la ville : Le réseau routier, le réseau autoroutier, et le réseau ferroviaire.

Le territoire communal présente 879 km de routes et de chemins. Cinq axes principaux supportent l'essentiel du trafic quotidien avec entre 15 000 et 35 000 véhicules par jour chacun, pour une longueur totale de 143 km. La *rue de Dole* s'ouvre vers l'Ouest et permet la connexion vers la Bourgogne. La *Rue rue de Vesoul* s'étend vers le Nord-Ouest et permet la connexion vers les régions de Champagne-Ardenne et de Lorraine. Vers le Nord-Est, la *rue de Belfort* assure la liaison vers l'agglomération de Belfort-Montbéliard, la région Alsace, et l'Allemagne. Vers le Sud-Est, la *route de Morre* permet de rejoindre Pontarlier et la Suisse. Enfin, *l'avenue de la septième armée américaine* s'étend le long du Doubs vers le Sud-Ouest permet de rejoindre l'agglomération lyonnaise et la région Rhône-Alpes. Une rocade (N57) contourne la ville par l'Ouest et permet de reporter l'essentiel du trafic routier interrégional et international hors de la ville. Dans la ville, de nombreuses routes secondaires transversales permettent de reconnecter les axes principaux. La ville possède un des plus anciens centres-villes piétonnier de France (Servant, 1978) et l'accès par véhicule y est limité. De nombreux efforts ont été mis en place pour développer les pôles multimodaux. La ville en compte 5 : Micropolis, Chamars, Témis, Viotte, Palente. Ces pôles permettent l'accès à l'une des nombreuses lignes de bus desservant la ville. Au niveau autoroutier, la ville est desservie au nord et à l'Ouest par l'autoroute A36. Celle-ci relie Ottmarsheim (périphérie de Mulhouse) à Beaune (Bourgogne) et connecte l'A35, l'A39 et l'A5.

Au niveau ferroviaire, Besançon est desservie par trois gares : Viotte, Mouillère et Besançon-TGV ; et quatre lignes de chemin de fer. La gare de Besançon TGV joue le rôle de gare centrale et permet de faire le lien avec la gare TGV située à 15 minutes de la ville via l'ancienne ligne Besançon – Vesoul s'étendant vers le Nord. Le principal axe ferroviaire traverse la ville selon l'axe Nord-est / Sud-Ouest et permet de rejoindre Paris et Dijon à l'Ouest et Belfort-Strasbourg à l'Est. Un axe secondaire s'étend vers le Sud-Est en direction de Pontarlier et de Lausanne.

Depuis le 1^{er} septembre 2014, la ville de Besançon s'est rééquipée d'un tramway évoluant sur deux lignes. Les données employées dans ce travail de thèse étant antérieures à sa mise en fonction, celui-ci n'a pas été pris en compte. L'impact de ce moyen de transport sur la pollution urbaine reste encore inconnu à l'heure actuelle (octobre 2014).

2.4.2. Sources aéroportuaires

Le territoire Bisontin ne présente pas de zone aéroportuaire. Les aéroports les plus proches de la ville sont ceux de Dole (47 km), de Genève (112 km), de Bern (116 km), de Bâle-Mulhouse (119 km), et de Lyon (230 km). Seuls deux aérodromes sont situés à moins de 10 kilomètres de la ville, celui de Besançon–Thise (6 km) et celui de Besançon–La Vèze (5 km). Tous deux sont principalement à vocation de loisir et ne présentent aucuns vols commerciaux. En conséquence, la ville n'est survolée à basse altitude que de façon épisodique au cours de l'année, principalement par des appareils appartenant à la sécurité civile ou aux forces aériennes françaises et helvètes.

2.4.3. Sources industrielles

Concernant la pollution atmosphérique, Besançon ne présente pas de source industrielle hautement productive. L'économie de la ville est essentiellement tournée vers le secteur tertiaire (74,7% des emplois dont 62,3% dans le domaine des services). L'industrie ne représente que 17,0% des emplois et est principalement orientée vers les microtechniques (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2014b). Seules deux ICPE sont présentes sur le territoire communal : la chaufferie biomasse/gaz opérée par la ville de Besançon, et le centre de tri des déchets ménagers opéré par le Syndicat mixte de Besançon et de sa région (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, 2014).

3. Méthodologie de modélisation

3.1. *Inputs utilisés dans les modèles*

La qualité d'une étude basée sur des modèles repose en grande partie sur la qualité des données employées comme base pour la modélisation. Ce travail étant de plus basé sur l'exploitation simultanée de plusieurs modèles, un autre paramètre important à prendre en compte est la compatibilité des modèles employés. Afin de maximiser aussi bien la qualité des modèles que leurs compatibilités, les mêmes données ont été employées comme base pour le calcul des niveaux environnementaux de l'ensemble des polluants.

- Les données relatives aux bâtiments (forme et position) ont été obtenues à partir de la base de données topographique 2011 (BDOPO® 2011) de l'Institut National de l'information Géographique et Forestière (IGN).
- Les données de topographie ont été obtenues à partir de la même source et transformées afin de se présenter sous la forme d'une grille de 4 m² donnant pour chaque pixels l'altitude du terrain.
- Les données météorologiques nécessaires à la modélisation (température, nébulosité, radiation solaire, direction et vitesse du vent) ont été obtenues auprès de Météo-France pour la station de Besançon (station 25056001) et pour chaque jour de l'année 2011.
- Les informations relatives à la position et à l'utilisation du réseau ferré dans la ville de Besançon ont été obtenues auprès de Réseau Ferré de France (RFF).
- Enfin, le trafic routier sur la ville de Besançon a été obtenu auprès des services de la ville, et la composition de la flotte a été fournie par le Centre Interprofessionnel pour l'Etude de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). Les données en question représentent le trafic moyen journalier annuel de 2011 pour tous les types de véhicules et pour trois créneaux horaires (jour 06:00 to 18:00; soir 18:00 to 22:00; et nuit 22:00 to 06:00 (S. Pujol et al., 2012).

Afin de simplifier la mise en relation des modèles, l'ensemble des résultats de modélisation obtenus a été représenté suivant la grille de pixels de 4m² (2m x 2m) obtenue lors de la transformation des données topographiques.

3.2. Développement du modèle de bruit environnemental

3.2.1. Réalisation du modèle de bruit environnemental

Les niveaux sonores environnementaux ont été calculés sur l'ensemble de la zone d'étude par le biais du logiciel *MITHRA-SIG*© (V2) (S. Pujol et al., 2012), développé par l'entreprise Geomod et le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB). Ce logiciel repose sur la méthodologie de calcul par tir de rayon présentée plus en détail dans le Chapitre 1, paragraphe 3.3.2.

Les données suivantes ont été introduites dans Mithra-SIG : topographiques, météorologiques, distribution du bâti, distribution et utilisation du réseau routier, distribution et utilisation du réseau ferré. Les résultats obtenus se présentant sous la forme d'isolignes de 1dB, ceux-ci ont fait l'objet d'une transformation dans le logiciel *arcGIS*© (V9.3.1) développé par la société ESRI.

Il a ainsi été possible d'obtenir une carte présentant le niveau sonore à 2m au-dessus du sol sous la forme d'une grille de pixels de 4m² (2m x 2m) (Figure 21). Le niveau sonore y est exprimé en dB(A) arrondis à l'unité, et le choix a été fait d'employer le niveau sonore quotidien équivalent pondéré A ($L_{Aeq,24h}$), en accord avec l'European Network on Noise and Health (Houthuijs et al., 2010).

3.2.2. Validation du modèle de bruit environnemental

Le modèle spatial obtenu a fait l'objet d'une validation statistique basée sur des mesures environnementales de niveau sonore. Ces données ont été obtenues lors d'une campagne de mesure conduite en façade de 44 habitations sur l'ensemble de l'année 2011 (Sophie Pujol et al., 2012). La comparaison entre données modélisées et données mesurées sur les 44 sites en question met en évidence une bonne corrélation entre la situation réelle et la situation représentée par le modèle (spearman rho=0,81, p<0,01).

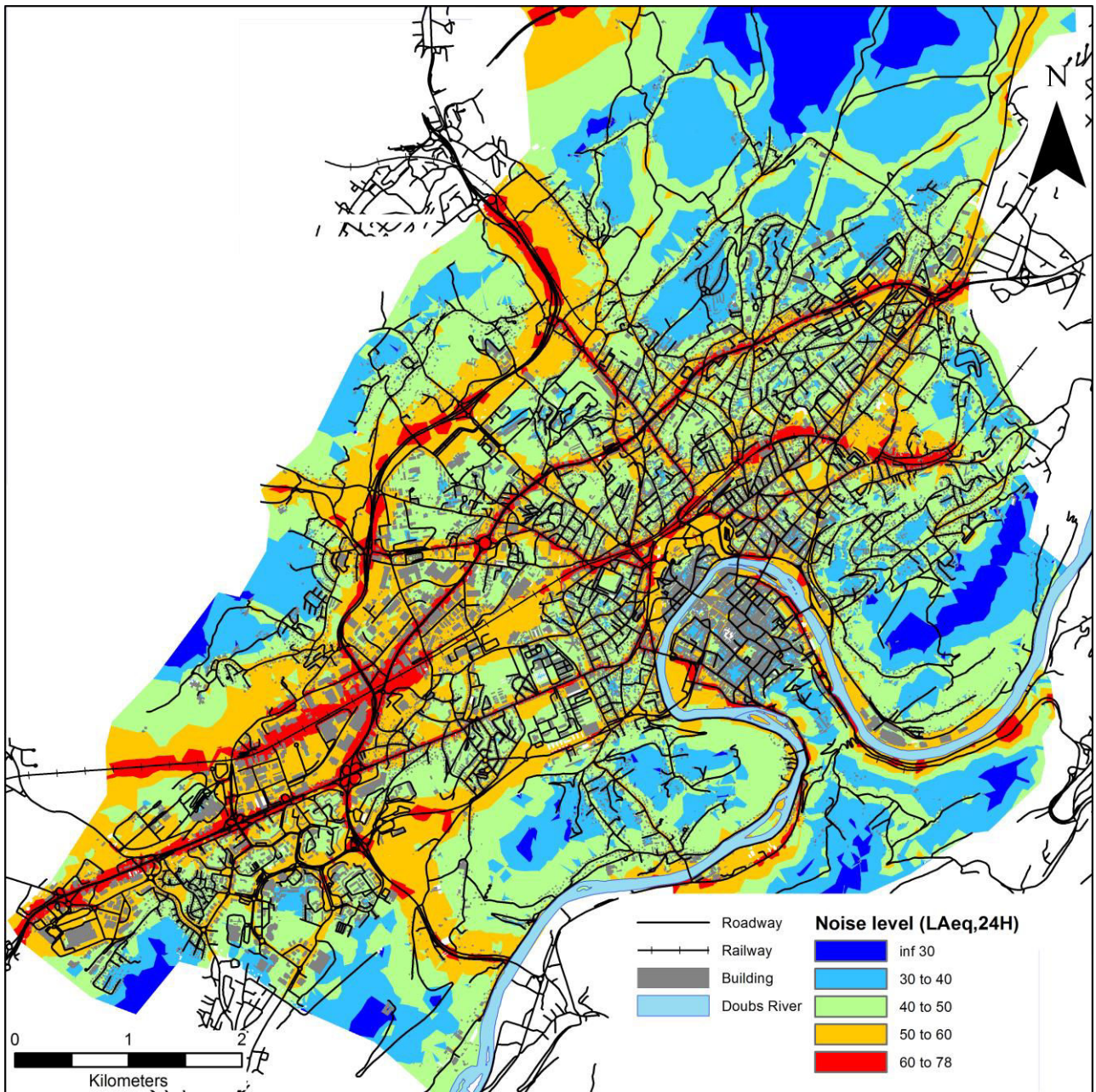


Figure 21: Carte de distribution du bruit extérieur (LAeq, 24H)

3.3. Développement des modèles de polluants environnementaux

3.3.1. Réalisation des modèles de polluants environnementaux

Les niveaux environnementaux de polluants ont été calculés par le biais d'une approche en deux étapes. Dans un premier temps, les émissions moyennes annuelles pour 24h dues au trafic routier ont été calculées via *Circul-Air*. Ce logiciel de calcul des émissions a été développé par le réseau alsacien de surveillance de la qualité de l'air et repose sur la méthodologie européenne standard *COPERT4* (EMEP/EEA, 2009). Dans un second temps, les émissions dues au trafic routier, celles dues au chauffage et à l'industrie, ainsi que les variables environnementales ont été introduites dans le logiciel *ADMS-Urban*© développé par l'entreprise Cambridge Environmental Research Consulting, afin de calculer la dispersion des polluants. Les émissions dues au chauffage et à l'industrie ont été évaluées par ATMO Franche-Comté et introduite dans le modèle sous la forme d'une grille pixellisée de 500 m par 500 m. Les résultats d'ADMS-urban se présentant sous la forme d'une grille de points géoréférencés indiquant les niveaux de NO₂, de benzène, de PM₁₀ et de PM_{2.5} modélisés en ces points, un krigeage simple a été effectué dans le logiciel *ESRI arcGIS*© (V9.3.1) afin de présenter les résultats sous la forme de grilles de pixels de 4 m² (2 m x 2 m) présentant les niveaux de polluants en microgrammes par mètre cube (µg/m³) à 2m au-dessus du sol. Les cartes en questions sont présentées dans les **Figure 22, Figure 23, Figure 24 et Figure 25**.

3.3.2. Validation des modèles de polluants environnementaux

Les modèles de NO₂ et de benzène ont été validés en utilisant les résultats de quatre campagnes de mesures de deux semaines effectuées en automne et hiver 2010, et au printemps et été 2011. En utilisant des capteurs passifs, ATMO Franche-Comté a échantillonné à chaque fois 200 sites (principalement des poteaux et des panneaux indicateurs) choisis pour illustrer différentes situations d'exposition vis-à-vis des sources locales. Les résultats obtenus mettent en avant une bonne corrélation entre les valeurs modélisées et les valeurs échantillonnées (spearman rho=0,80 pour le NO₂ et 0,82 pour le benzene, p<0,01).

Les modèles de PM₁₀ et de PM_{2.5} n'ont pas fait l'objet de validation statistique de par l'absence de données existantes lors des campagnes de mesures effectuées par le passé. Les résultats obtenus ont toutefois été vérifiés en utilisant les données issues des dispositifs de surveillance en continue de la qualité de l'air déployés par Atmo Franche-Comté en trois sites de la ville de Besançon. Les mesures effectuées étant en accord avec les données modélisées sur ses sites, et les modèles étant développés selon le même protocole que les modèles de NO₂ et de benzène, on peut supposer que les données modélisées représentent fidèlement les niveaux de polluants réels.

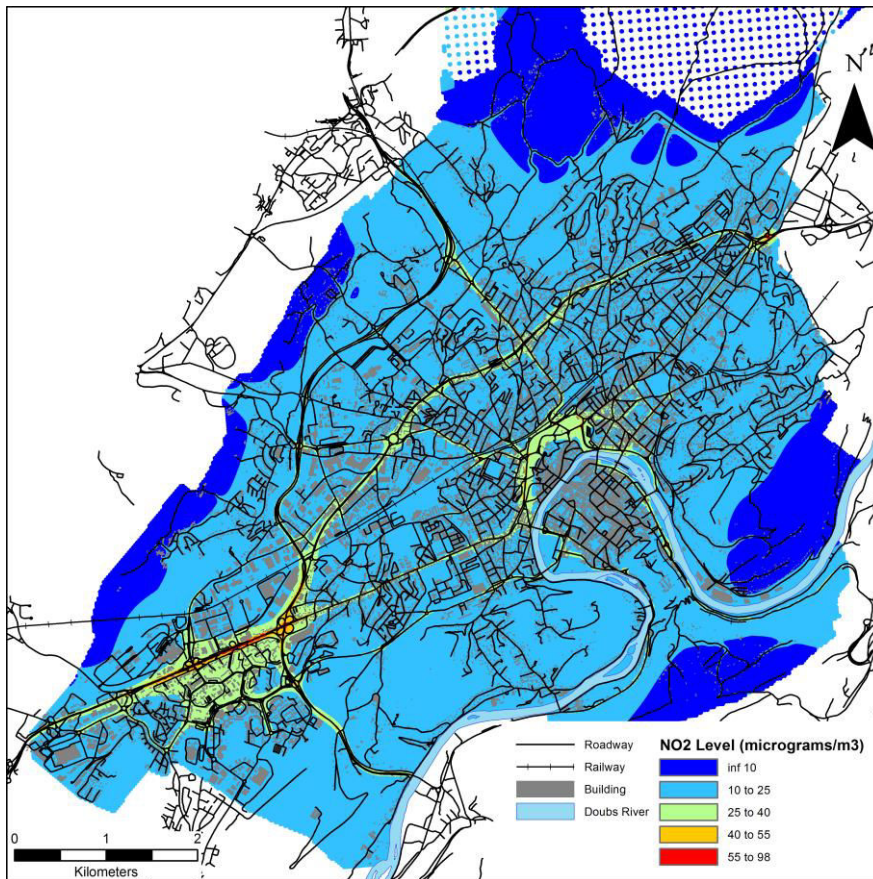


Figure 22: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de NO₂ (microgrammes/m³)

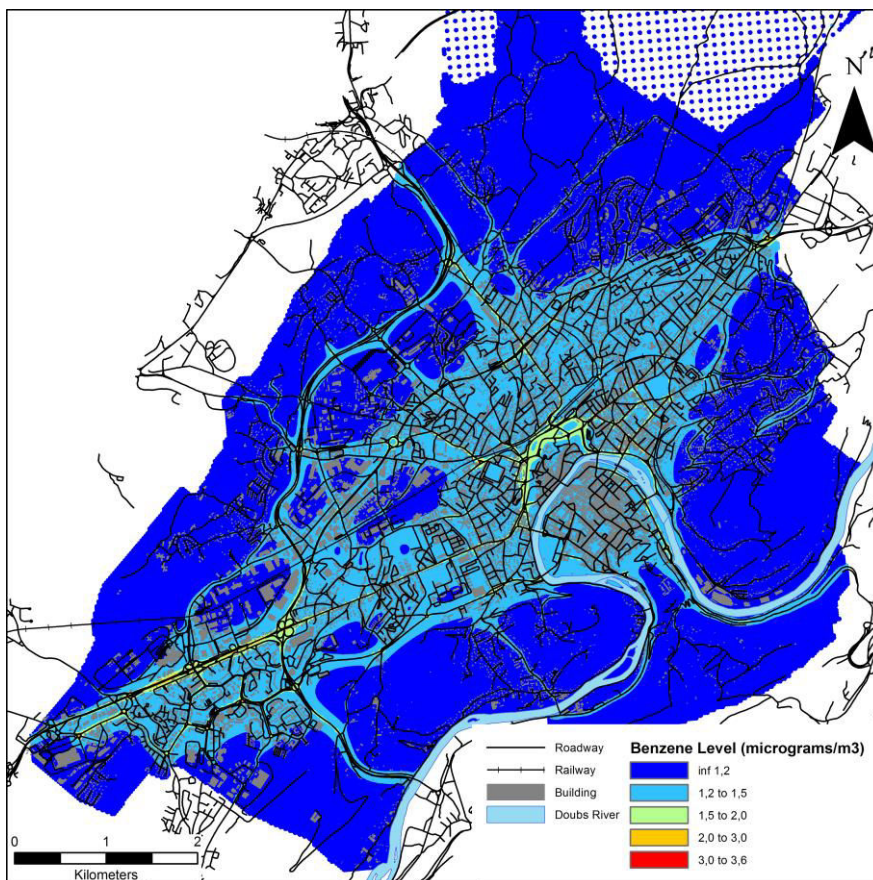


Figure 23: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de benzène (microgrammes/m³)

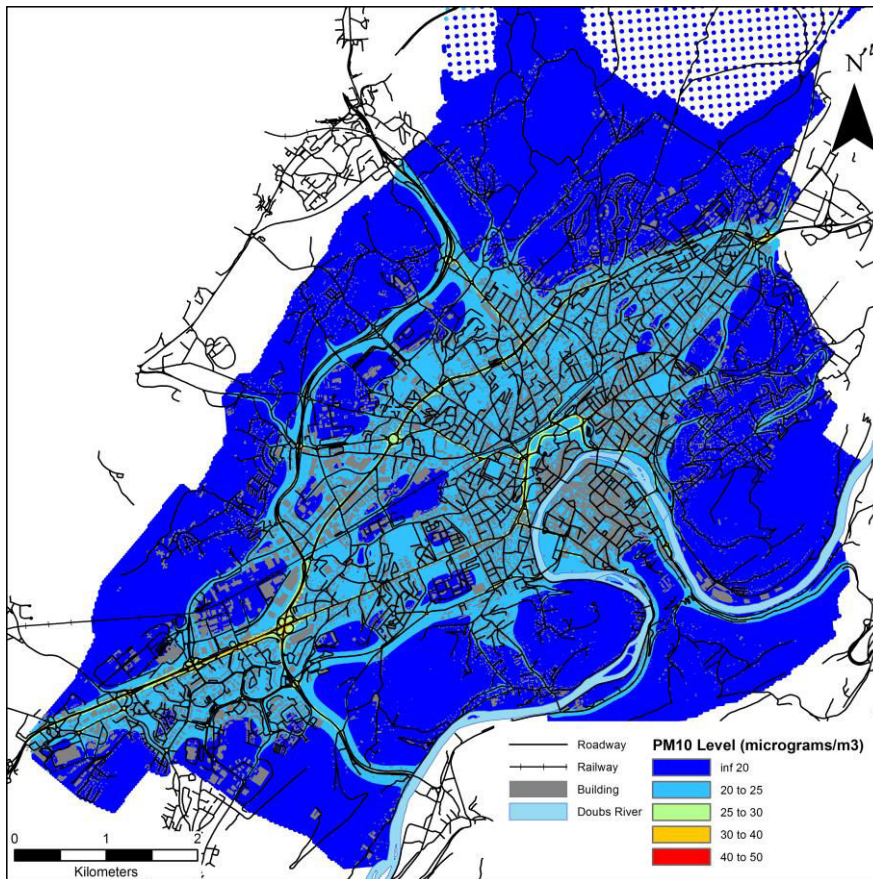


Figure 24: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de PM₁₀ (microgrammes/m³)

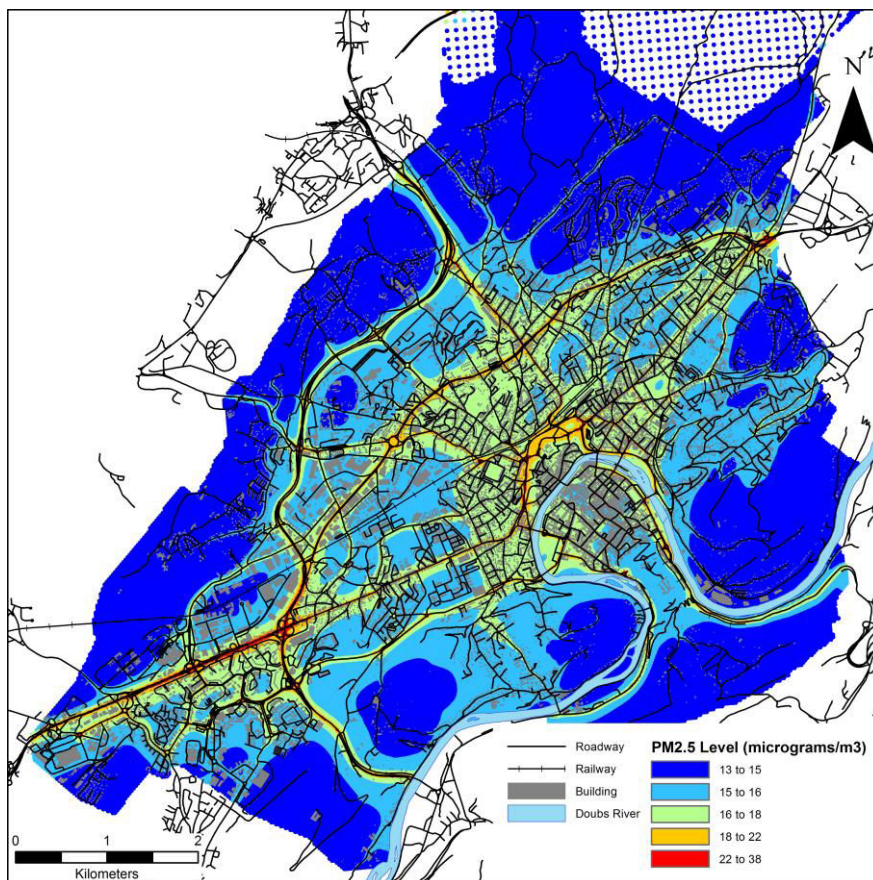


Figure 25: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de PM_{2,5} (microgrammes/m³)

4. Méthodologies d'affectation d'une valeur d'exposition

La majorité du budget-temps des populations occidentales étant passé au domicile des individus (Klepeis *et al.*, 2001) (European Commission, 2004), l'approche développée dans le cadre de ce travail repose sur l'utilisation des bâtiments d'habitation pour quantifier l'exposition des populations. Afin de s'intéresser à l'impact de l'environnement local et à la structuration du voisinage sur le niveau d'exposition affecté aux individus, 12 indicateurs d'exposition ont été développés. Ces indicateurs reposent sur la base de quatre différents groupes d'approches spatiales permettant d'échantillonner les concentrations environnementales (**Figure 26**).

- L'approche par point adresse s'intéresse à l'exposition à l'interface entre domaine privé et domaine public. Elle se base sur un unique point par bâtiments, correspondant aux coordonnées géoréférencées de l'adresse de l'habitation dans les bases de données officielles. Le niveau d'exposition affecté au bâtiment correspond alors au niveau de polluant modélisé sur le pixel correspondant aux coordonnées du point adresse.
- L'approche par façade s'intéresse à l'exposition au plus près du domaine privé en prenant en compte l'ensemble des pixels situés en périphérie du bâtiment, sur une surface allant de 0m à 6m autour de l'habitation.
- L'approche par buffers s'intéresse plus particulièrement à l'exposition dans le voisinage de vie, avec une prise en compte variable de la surface et de la composition de ce voisinage de vie. Huit buffers ont été définis avec un rayon allant de 50 m à 400 m autour de l'habitation. L'ensemble des pixels inclus dans cette zone est pris en compte afin de calculer l'exposition moyenne dans le voisinage.
- L'approche par surface administrative repose sur l'exploitation des découpages administratifs existants. Chaque habitation est ainsi affectée d'une valeur d'exposition correspondant à la moyenne calculée sur l'ensemble des pixels existants dans la surface administrative auquel le bâtiment est rattaché.

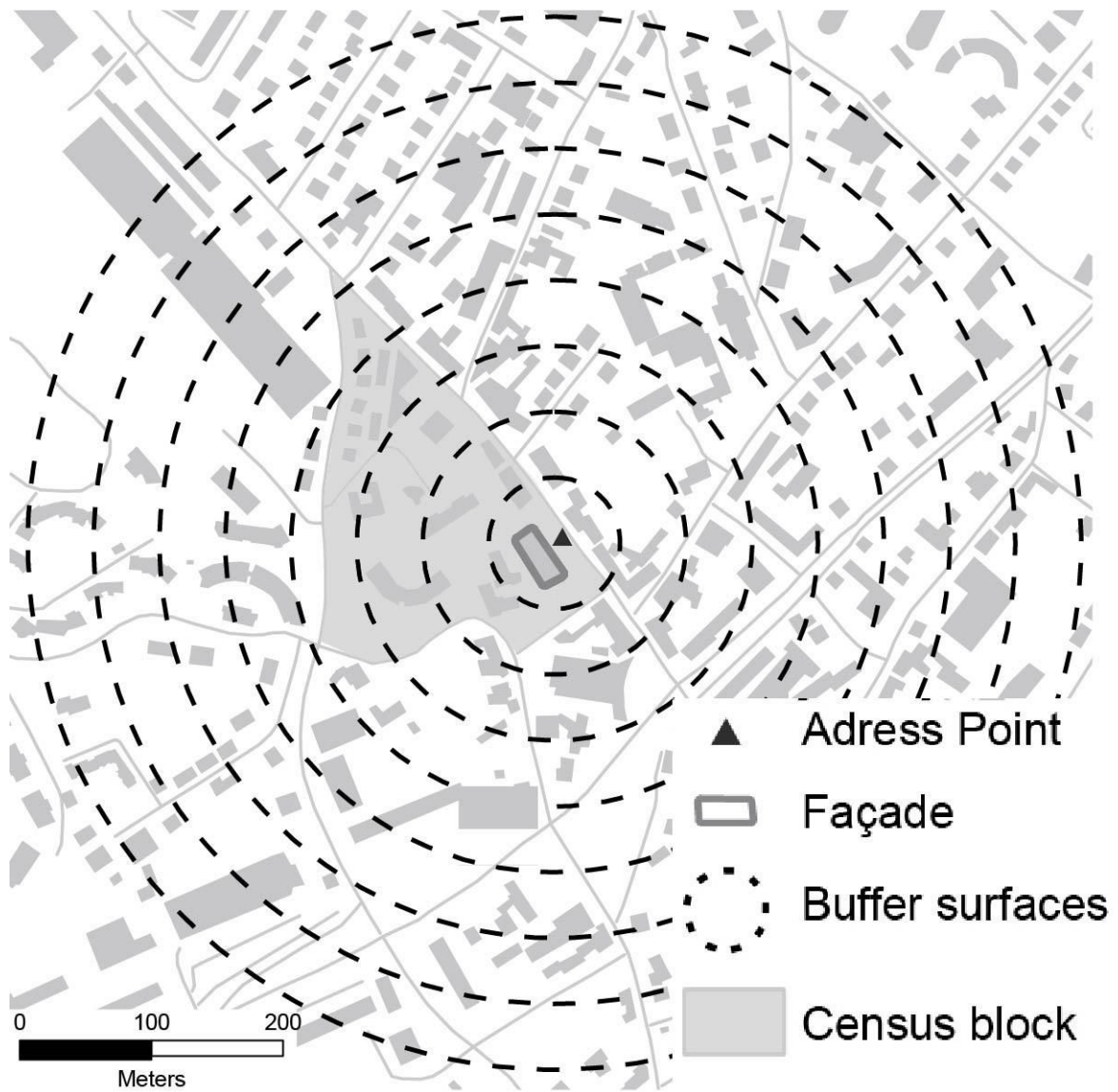


Figure 26: Exemple d'emploi des techniques d'échantillonnage développées.

CHAPITRE 3

—

MODELISATION DE L'EXPOSITION AU BRUIT EN MILIEU URBAIN : IMPACT DE L'ECHELLE SPATIALE

1. Préambule

L'expologie a pour objectif d'identifier et de caractériser les situations de contact entre polluants et humains. Ces situations de contact se produisent dans un environnement précis, le *living neighborhood*, dont la construction est éminemment personnelle et dépend aussi bien de la géographie urbaine que des situations sociales, psychologiques et sanitaires de chacun des individus. La prise en compte de ce *living neighborhood* constitue un élément indissociable et essentiel des études d'environnement-santé.

L'état de l'art (Chapitre 1 §3.4) a permis de mettre en avant l'existence d'un grand nombre de techniques d'échantillonnage utilisées pour quantifier l'exposition des individus. Chacune de ces approches et de leurs variations se traduisent par une prise en compte différente de la surface entourant le sujet et donc du *living neighborhood*. A l'heure actuelle, toutes ces techniques peuvent être utilisées en fonction des moyens à disposition et des objectifs de l'étude. Toutefois, le choix et l'utilisation d'une technique s'accompagnent rarement d'une réelle discussion sur la façon dont cette technique influence la prise en compte des variables environnementales. L'effet du choix de la zone de vie sur les niveaux d'exposition quantifiés n'a, à notre connaissance, pas encore fait l'objet de publications scientifiques.

L'article présenté dans ce chapitre a pour but d'obtenir des premières réponses à nos questionnements portant sur l'acquisition d'une meilleure compréhension de l'influence des choix méthodologiques sur les niveaux d'exposition affectés à un individu ; l'exploration de la relation existant entre environnement d'exposition et niveaux d'expositions obtenus par les différentes méthodologies d'échantillonnage ; l'étude de l'influence de la nature des polluants sur la relation entre méthodologie d'affectation et niveau d'exposition. Pour ce faire, les résultats obtenus sur un même jeu de 10 825 bâtiments, à partir de 12 techniques d'échantillonnage prenant en compte de façon différente la zone de vie et d'exposition des sujets, ont été comparés.

Cet article met en évidence l'existence d'un lien fort entre la définition de la zone de vie obtenue par la méthodologie d'échantillonnage et le niveau d'exposition au bruit. Il montre en outre une influence des variables environnementales, définies par la surface de la zone de vie, sur la variation de l'exposition affectée. La variation du niveau sonore produit par un changement d'échelle semble ainsi majoritairement liée à la densité de population et à la morphologie urbaine du quartier dans lequel se trouve le bâtiment.

Cet article a fait l'objet d'une publication dans le *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.

2. Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter?

Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology (2014), 1–8
© 2014 Nature America, Inc. All rights reserved 1559-0631/14



www.nature.com/jes

ORIGINAL ARTICLE

Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter?

Quentin M. Tenailleau¹, Nadine Bernard^{1,2}, Sophie Pujol^{1,3}, H el ene Houot², Daniel Joly² and Fr ed eric Mauny^{1,3}

Environmental epidemiological studies rely on the quantification of the exposure level in a surface defined as the subject's exposure area. For residential exposure, this area is often the subject's neighborhood. However, the variability of the size and nature of the neighborhoods makes comparison of the findings across studies difficult. This article examines the impact of the neighborhood's definition on environmental noise exposure levels obtained from four commonly used sampling techniques: address point, façade, buffers, and official zoning. A high-definition noise model, built on a middle-sized French city, has been used to estimate $L_{Aeq,24h}$ exposure in the vicinity of 10,825 residential buildings. Twelve noise exposure indicators have been used to assess inhabitants' exposure. Influence of urban environmental factors was analyzed using multilevel modeling. When the sampled area increases, the average exposure increases (+3.9 dB), whereas the SD decreases (−1.6 dB) ($P < 0.01$). Most of the indicators differ statistically. When comparing indicators from the 50-m and 400-m radius buffers, the assigned $L_{Aeq,24h}$ level varies across buildings from −9.4 to +22.3 dB. This variation is influenced by urban environmental characteristics ($P < 0.01$). On the basis of this study's findings, sampling technique, neighborhood size, and environmental composition should be carefully considered in further exposure studies.

Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology advance online publication, 28 May 2014; doi:10.1038/jes.2014.33

Keywords: environmental exposure assessment; GIS; models; neighborhood; sampling surface; urban noise

INTRODUCTION

Many environmental epidemiology studies have noted the significant consequences of noise exposure on human health, especially on the more sensitive segments of the population.^{1–5} To correctly quantify the relationship between health outcomes and the subject's exposure, these studies rely on the quantification of the exposure level in a surface defined as the subject's exposure area. In public health, this exposure area mainly corresponds to the home, as time spent at home represents in average 70% of the time budget.^{6,7} When considering outdoor environmental exposure studies, this exposure area often corresponds to the neighborhood of the subject's habitation. Environmental contamination levels determined in the selected exposure area are used to calculate exposure indicators according to the chosen time period (acute or chronic exposure, daily exposure, evening exposure, and night exposure).

The extensive use of GIS (Geographic Information Systems) in environmental science has facilitated the development of accurate models to precisely estimate the exposure indicator in each subject's exposure area. Current studies are primarily based on such models.^{4,5,8,9} However, the exact determination and size of the exposure area depend on the authors and on the aim of the study. For outdoor residential exposure to noise, the two main sampling techniques are the home address point^{9–11} and the façade of the building.^{2,4,5,8,12} Other techniques based on official zoning, such as the postal code area,¹³ or on a buffer depicting the subjects' "local space of outdoor activity"¹⁴ are also employed.

The lack of homogeneity in the definition of the exposure area, even when focusing on a residential context, introduces difficulties in making comparisons of noise exposure levels across studies. The aim of this paper is to compare the different urban noise exposure levels obtained from four commonly used sampling techniques: address point, façade, buffers, and official zoning.

MATERIALS AND METHODS

The study was conducted in Besançon (Eastern France), a middle-sized city (117,599 inhabitants in 2008 according to the French National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE)).^{15,16} The city of Besançon is 65 km² and includes a forest in its northern part. Green spaces represent 25% of the city area, the northern forest excluded. No particularly noisy infrastructures, such as airports or motorways, are present in the city territory. Road traffic and rail traffic are the main sources of environmental noise.

Noise levels were calculated in accordance with the Environmental Noise Directive, using an environmental noise prediction model as used by Pujol *et al.*¹⁷ Environmental inputs were integrated in the noise-modeling software MITHRA-SIG (V2), developed by the French scientific and technical center for building and the Geomod society. These inputs were topography, road and building data from the French National Geographical Institute database (BD TOPO 2006), and meteorological data from the French National Meteorological Service. Four types of noise sources were included: road traffic, rail traffic, pedestrian precinct, and water fountains. Road traffic data were obtained for three time periods: day (0600–1800), evening (1800–2200) and night (2200–0600). According to the European

¹Laboratoire Chrono-environnement UMR6249 Centre National de la Recherche Scientifique/Universit  de Franche-Comté, Besançon, France; ²Laboratoire Th MA UMR6049 Centre National de la Recherche Scientifique/Université de Franche-Comté, Besançon, France and ³Centre Hospitalier Régional Universitaire de Besançon, Besançon, France. Correspondence: Professor F Mauny, Centre de Methodologie Clinique (CMC), Laboratoire Chrono-environnement, CHRU de Besançon – Hopital Saint-Jacques, 2 place Saint-Jacques, F-25030 Besançon Cedex, France.

Tel.: +33 381 219 494. Fax: +33 381 218 735.

E-mail: frederic.mauny@univ-fcomte.fr

Received 28 August 2013; revised 21 February 2014; accepted 17 April 2014

Network on Noise and Health,¹⁸ the daily equivalent A-weighted sound level ($L_{Aeq,24h}$) was used. The model was validated using a noise measurement campaign conducted in front of 44 dwellings.¹⁹ The noise map was computed on the whole city at 2 m above ground. This map has been introduced as a 4 m² (2 m × 2 m) raster grid in ESRI arcGIS (V9.3.1) software, with each pixel giving a noise level rounded to the nearest decibel unit. The 10,825 residential buildings located at least 400 m inside the city border were chosen as a basis for noise exposure assessment. This 400-m exclusion zone corresponds to the largest buffer radius and aims to limit the potential boundary effect.

For each building, 12 noise exposure indicators were defined using four different groups of sampling techniques (Figure 1). The address point technique selects the single pixel corresponding to the geolocalized address of the building in official databases. The façade technique selects all the pixels surrounding the building between 0 and 6 m from the façade. The buffer technique selects all the pixels included in a buffer centered on the building centroid. Eight buffer radii have been defined: 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, and 400 m. The administrative technique selects all the pixels included in the official zonings to which each building belongs. Two official zoning sizes were used, both developed by the INSEE: Census Blocks²⁰ are the size of an urban block and Census Block Groups²¹ are groups of adjacent Census Blocks containing between 1800 and 5000 inhabitants. In this study, the exposure indicators were computed as the average of the selected pixel values for each building. Maps of the noise exposure were drawn using arcGIS, and noise exposure was discretized in three categories for a better spatial representation: <40.0, 40.0–54.9, and ≥55 dB.

Four urban environmental characteristics were defined:

- for each building: the distance separating the building to the nearest road and to the nearest main road (main roads are roads with more than one roadway);
- for each Census Block: an urban typology based on the built-up pattern, built density, and human land use.²² Five types were defined: individual housing, densely urbanized area, social housing, mixed residential area, and activity center (Figure 2);
- for each Census Block Group: the population density according to the 2009 census from the INSEE database.²³

First, the 12 noise exposure indicators were compared using Friedman's test followed by *post hoc* Wilcoxon tests for pairwise comparison. According to this multiple test design, the Siegel and Castellan adjustment was applied. The relationships between the mean and variance of the noise indicators and the surface of the sampled areas were tested using fixed and random parameters in a multilevel linear model. Second, the relationship between urban environment characteristics and indicator changes was tested. For the sake of clarity, the analysis was focused on only one exposure indicator difference. The choice was made to explore a scale contrast when increasing the sampling surface from 50 m to 400 m. For each building, the difference was computed by subtracting the 50-m buffer exposure indicator value from the 400-m buffer noise one

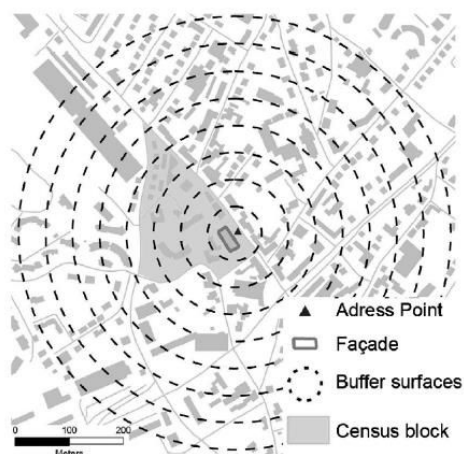


Figure 1. Example of the sampling techniques.

($\Delta_{400-50} = L_{Aeq,24h-400m} - L_{Aeq,24h-50m}$). The relationship between the Δ_{400-50} and the urban environment characteristics was analyzed using multilevel linear modeling. Statistical analysis was carried out using R-statistics software (V2.15.2) and MLwiN (V2.25). The significance level was set to 0.05.

RESULTS

The noise exposure indicator distributions obtained for all the 12 sampling techniques are presented in Table 1 and Figure 3; they are sorted by increasing sampled surface, apart from the administrative surface. The means range from 49.6 to 54.5 dB. They are significantly different from each other ($P < 0.01$), except for the address points and the 100-m buffers samples ($P = 0.46$) and for the 150-m buffer and the Census Blocks' sample ($P = 0.46$). The SD range from 7.1 to 4.2. For the façade and buffer techniques, the noise indicators significantly increase when the sampled surface increases, whereas the noise indicator variances significantly decrease (all $P < 0.01$).

The average Euclidean distance between the address point and its corresponding building is 15.5 m and ranges between 1.2 and 368 m.

The histograms and the spatial distributions of the exposure indicators for the 50-m and the 400-m buffers are presented in Figure 4 and Figure 5, respectively. Not surprisingly, the buildings associated with highest 50 m exposure values (≥ 55 dB) are located along the main roadways. Conversely, when considering the 400-m indicator, this specific localization of buildings associated with the highest values along the main roadways is no longer observed, but spatial aggregates of medium noise exposition can be noted in the urban fringe.

The histograms and the spatial distributions of the Δ_{400-50} are presented in Figure 6. The Δ_{400-50} ranges between -9.4 and $+22.3$ dB, with a mean variation of $+3.9$ dB. Two-thirds of the buildings present a Δ_{400-50} higher than 3 dB; 56.5% over $+3$ dB ($n = 5873$) and 9.8% under -3 dB ($n = 1019$). The former appears to be localized very close to the main roadways. A similar behavior of the $L_{Aeq,24h}$ exposure variation appears when comparing the two administrative surface techniques (Census Blocks and Census Block Groups, data not shown).

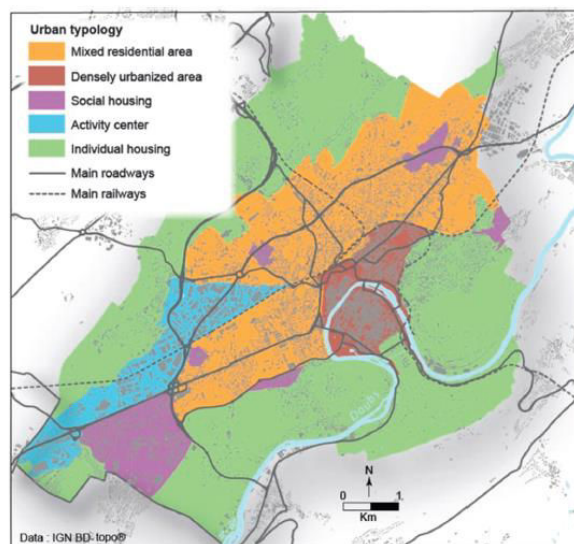


Figure 2. Urban typology of the city.

Table 1. Average $L_{Aeq,24h}$ (in dB) according to the surface of the sampling techniques ($n = 10,825$).

	Address points	6 m façade	50 m buffer	100 m buffer	150 m buffer	200 m buffer	250 m buffer	300 m buffer	350 m buffer	400 m buffer	Census Blocks	Census Block Groups
Sampled surface												
Mean sampled surface (m ²)	4	566	7833	31,375	70,624	125,581	196,247	282,618	384,700	502,488	70,783	994,201
Mean noise-modeled surface (m ²) ^a	4	507	5734	24,120	55,376	99,916	157,645	227,374	313,033	410,203	63,145	842,440
$L_{Aeq,24h}$												
Mean	51.0	49.6	50.4	51.4	52.1	52.7	53.2	53.6	53.9	54.2	52.3	54.5
SD ^b	7.1	6.5	6.3	6.1	5.9	5.8	5.6	5.3	5.1	4.9	5.6	4.2
Min	25.0	24.7	25.6	27.6	30.7	32.7	34.6	36.0	37.1	39.2	39.4	46.8
Max	72.0	71.8	69.1	66.4	65.3	64.4	63.6	63.0	62.7	62.2	67.2	62.6
First quartile	47.0	45.4	46.3	47.1	47.7	48.3	49.0	50.0	51.2	52.0	48.0	51.0
Median	51.0	49.4	50.0	50.9	52.1	53.3	54.3	55.1	55.5	55.6	52.6	56.3
Third quartile	55.0	53.8	54.5	56.1	57.1	57.5	57.6	57.7	57.7	57.8	56.5	57.5

^aMean noise modeled surface = mean sampled surface – built surface in the sampled area.

^bSD, standard deviation.

The multivariate analysis of the relationship between the Δ_{400-50} and the urban environmental characteristics is summarized in Table 2. Adjusted to each other's, distance to the road, urban type, and population density are significantly and independently associated with the Δ_{400-50} noise level observed when increasing the neighborhood surface.

DISCUSSION

The urban noise indicators obtained from the four commonly used sampling techniques examined in the present study differ significantly. When the size of the sampled area increases, the mean values increase, whereas the variance decreases. The urban morphology and the structure of the residential environment are both associated with this difference between indicators.

The exclusion from the data set of all buildings within 400 m from the city limits did not allow for the study of the noise exposure in the peripheral area. However, the high number of residential buildings (10,825), and the suppression of the potential boundary effects, offers a high robustness to the results. The use of a unique validated noise map¹⁷ to compute all indicator controls for measurement bias related to model, building, or even city comparisons allows a direct comparison between the four different sampling techniques.

As no standardized techniques exist to assess residential exposure to noise,²⁴ the sampling techniques were chosen to represent the different approaches that are most commonly used to assess human noise exposure in general living conditions and areas.^{2,4,5,8,9,12-14} Outdoor indicators are often used as a proxy to summarize the overall outdoor and indoor environmental exposure.²⁵ Several definitions of the living area are covered by the four chosen techniques: (i) address point indicators represent exposure at a single point supposedly located at the entrance of the building, and often used to quantify the dwelling exposure; (ii) façade indicators quantify the acoustic energy reaching the outdoor-indoor interface, assessing dwelling exposure at the closest of the building; (iii) Census Blocks and Census Block Groups are administrative areas associated with demographic and socio-economic characteristics, they allow a fast assessment of outdoor noise levels in the subject's neighborhood, but reduce the study precision by affecting the same exposure to every subjects belonging to the same administrative division; and (iv) buffer indicators deal with immediate living neighborhoods. The straight-line buffer of 1.6 km (1 mile), commonly used to define the living neighborhood, appeared to be overestimated for European cities,²⁶ therefore, the 400 m distance was retained as the upper limit of straight-line buffers.²⁷ This value has been proposed to determine the adult "walking neighborhood" reflecting the area where subjects move for most of their daily needs (that is, grocery shopping, recreational activity, and so on). This choice also reduced the risk of a border effect and over-superposition across the different buffers. Each indicator used in this study presents a different conception of outdoor exposure around the dwelling, and no categorical answer can be found to the question of the best indicator. Moreover, the use of a single indicator to represent the truth of outdoor exposure gives a reductionist view of the reality and activity-related variability of human exposure.

The address point technique presents two main differences from the other techniques. First, the noise exposure indicator is calculated on a single sampled pixel, and the distance separating this pixel from its related building varies for each building (from 1.2 to 368 m). These results match those obtained by Cayo and Talbot²⁸ and by Bonner et al.²⁹ for US urban areas. As a consequence, this pixel is often closer to the road than to its related building, most likely affecting higher noise levels than the façade sampling. Second, the address point technique is highly dependent on the scale definition chosen for the used pixels: the

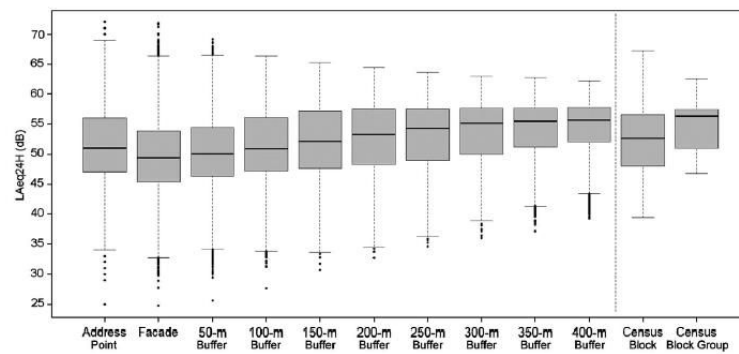


Figure 3. Boxplots of the average $L_{Aeq,24h}$ level distributions evaluated for each sampling techniques ($n = 10,825$).

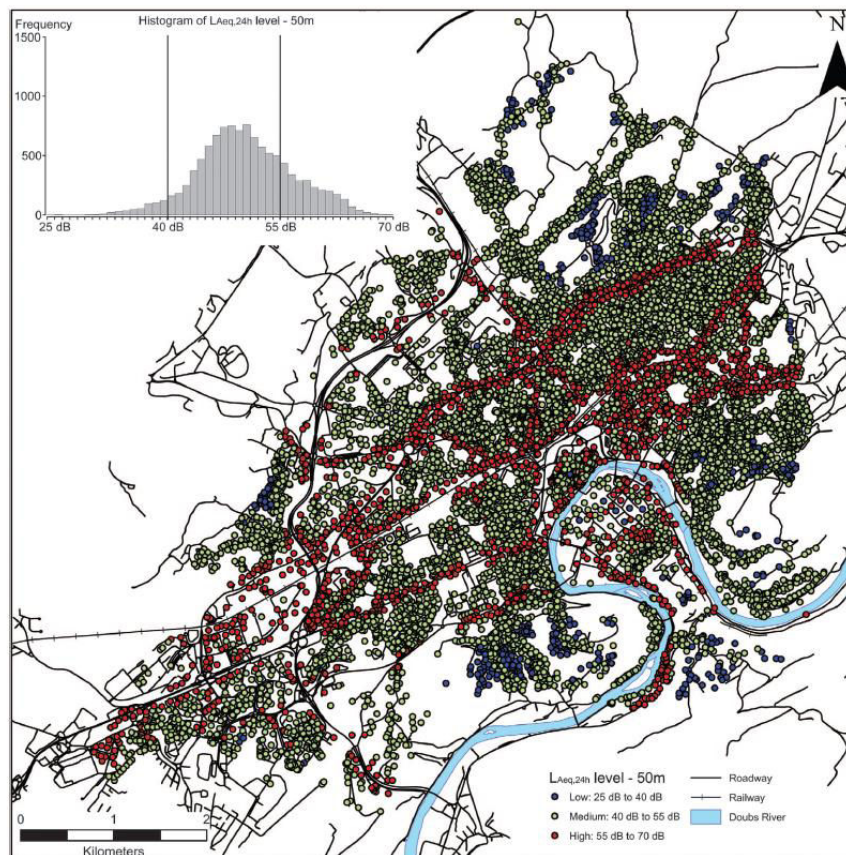


Figure 4. Assigned $L_{Aeq,24h}$ level for the 50-m buffer sampling ($n = 10,825$).

higher the model's definition, the smaller surface the address point associated with it. In a recent study, Eriksson et al.³⁰ also found differences between address points and other sampling techniques, with address points giving significantly different exposure values than façade samplings. Consequently, the use of address points introduced an uncertainty in exposure quantification with a hardly predictable order of magnitude.

Not surprisingly, the variability of the noise exposure indicators appears to be inversely associated with the size of the sample

area. Indeed, the number of the sampled pixels increases with the size of the area, and so the standard error of the means decreases. The lower noise levels are obtained using the façade technique, which deals with the smallest and closest sampling surface area around the buildings. It could be seen as the actual environment/building interface and is considered to be directly related to the indoor noise levels.^{31–33} This technique is mainly used to estimate the level of noise exposure^{2,4,5,8,12} despite the fact that the urban living area is not limited to indoor home space.^{26,34,35} Indeed,

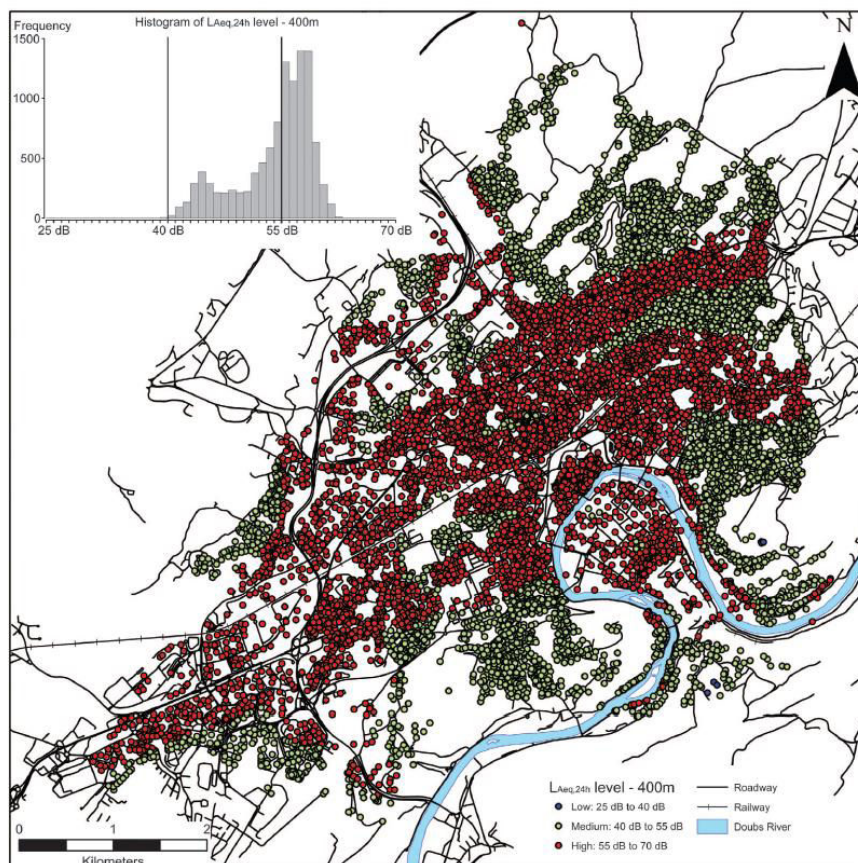


Figure 5. Assigned $L_{Aeq,24h}$ level for the 400-m buffer sampling ($n = 10,825$).

many recreational, physical, or commercial activities happen in the vicinity of the dwelling, especially for non-active subgroups of the population.^{36,37}

Despite statistical significance, differences between noise exposure indicators should also be considered from an acoustical point of view. A 3 dB difference, corresponding to a doubling of the acoustical energy, could be considered as the smallest relevant value for acoustical significance in environmental noise exposure situation. Therefore, the average increase of +3.9 dB when going from a 50 to 400m neighborhood could be considered as significant. Previous studies have shown a relationship between noise exposure level and urban morphology.^{38,39} The significant increase in the noise level with the size of the buffers could then be partially explained by the consequence of the progressive modification of the neighborhood structure, especially the inclusion of a higher number of noise sources or of a higher number of areas close to these sources. Furthermore, this increase is not homogeneous between buildings; some of them exhibit a high decrease in their affected noise level, up to nearly -10 dB, whereas some others exhibit a significant increase higher than +20 dB. These heterogeneous differences seem to be spatially structured, conditioned by environmental factors such as distance toward sources and urban morphology. Indeed, low-noise exposure variations are observed in the urban fringe, which often correspond to the individual housing Census Block.

The results have been obtained for a medium-sized European city with no major environmental noise sources and moderate

noise levels.^{17,19} The city however presents a wide range of noise level across its area, which leads to a mosaic of exposure situations. In this context, the question of the index choice appears to be more relevant than in a situation where major noise sources (highways, airport) could induce more homogeneous exposure areas. Two previous studies conducted in Besançon have indicated that a significant part of the population could suffer from important outdoor nighttime exposure,¹⁹ and that schoolchildren cognition could be impacted by outdoor noise exposure,⁴⁰ with a potential impact of the neighborhood socio-economic level. The two main characteristics of our study are the nature of the noise sources and the particular morphology of Besançon, with a mostly pedestrian old historical center surrounded by areas of more recent development separated by a dense and irregular network of small roadways. This urban morphology is typical of European cities and in accordance with the recent European tendency to limit the urban center access to pedestrian and public transport only. Although this morphology eases the comparisons of our results with other similar European cities, this does not allow our results to be compared with more recent non-European cities. In such cities with a regular city block and road network pattern, the urban structure could modify the observed influence of the area size or the urban morphology. If the city blocks are smaller than the areas that define the living neighborhoods, this could result in sampling a repetitive urban morphology, thereby attenuating or erasing the effect observed in this study.

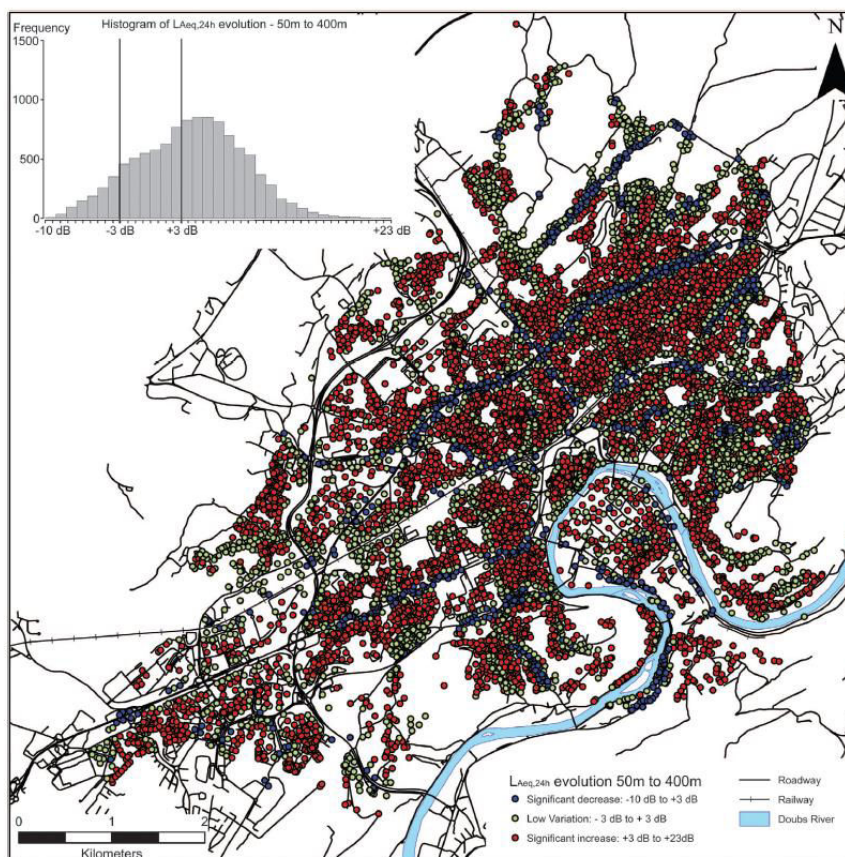


Figure 6. Assigned $L_{Aeq,24h}$ level evolution between the 50-m buffer sampling and the 400-m buffer sampling (Δ_{400-50} , $n = 10,825$).

Table 2. Multilevel analysis of the $L_{Aeq,24h}$ level variation for an increasing buffer sampling surface from 50 m to 400 m radius (Δ_{400-50} , $n = 10,825$).

Level	Variable	β	95% CI ^a	P-value
Building	Distance to nearest road (for + 100 m)	4.8	4.3 to 5.3	<0.01
	Distance to nearest main road (for + 100 m)	1.9	1.5 to 2.2	<0.01
Census Blocks	Urban typology ^b (ref. individual housing)			<0.01
	Densely urbanized area	0.2	- 1.3 to 1.7	
	Social housing	1.6	0.5 to 2.7	
	Mixed residential area	0.8	- 0.2 to 1.8	
Census Block Groups	Activity center	- 2.2	- 4.0 to - 0.5	
	Density ^b (for + 1000 hab/km ²)	0.1	0.0 to 0.2	<0.01

Noise exposure variation observed when increasing the sampled surface is 1.6 dB higher in social housing Census Blocks than in individual housing Census Blocks, independently of the distance to the road.
^a95% confidence interval.
^bVariables are adjusted on the distance to the nearest road.

Two consequences should be stated about the influence of the indicator choice on the noise levels. First, exposure level comparisons between studies should be made very cautiously and should consider the types of sampling techniques used. Second, in Environmental Epidemiology, the exposure assessment is a key point in the design and the quality of the study. Outdoor noise exposure values have been shown to be highly influenced by the chosen sampling techniques. Different choices can lead to different (mis)classifications of each subject's exposure level. Thus,

these errors in classification can be differential when considering the influence of environment characteristics. The potential bias on the estimated relationships between noise and health is very difficult to predict, both in the direction and the magnitude of the effect.

On the basis of this study's findings, no definitive conclusion can be drawn about the best definition (if any) of the area representing the residential noise exposure. Each indicator corresponds to a different definition of the neighborhood, and

assesses different activity-related exposure situations. An alternative for a better understanding and representation of the actual residential exposure could be the use of synthetic time-location combination indicators. Daily exposure could be defined by the association of (i) the 400-m noise exposure for the daytime, (ii) the 50-m or 100-m noise exposure for the evening, and (iii) the façade exposure for the nighttime. It is however important to keep in mind that the use of a single indicator, or even a single synthetic indicator, for assessing exposure does not fit with the variability of individual behavior and exposure situation. The definition of the best sampling area should integrate the aim of the exposure quantification and the true living neighborhood of the subject according to its living habits, mobility, and socioeconomic level. The definition appears to be of great influence when considering specific sensitive subgroups, such as schoolchildren,^{2,19} elders,^{41,42} or pregnant women,^{1,43} who are considered the most at risk and whose mobility and activity patterns differ^{7,44,45} from the rest of the population. Ideally, the exposure indicator should be individually designed to account for individual variability instead of current population approach. This level of precision is still nearly impossible to access for most investigators. However, future eco-epidemiological studies would be greatly improved by the development of new tools and techniques allowing the achievement of such precision.

The results of this study support the fact that the size and the spatial structure of the local living neighborhood matter when assessing residential exposure to urban noise. Although no standardized technique has been officially appointed, the sampling techniques should be carefully chosen, keeping in mind influences of environmental factors. The potential impact of assessment choice on the observed relationships between noise, health, and others factors, such as socioeconomic status, need to be explored to optimize both population exposure and the risk assessment process.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare no conflict of interest.

ACKNOWLEDGEMENTS

Quentin Tenailleau is a Ph.D student supported by a grant from the city of Besançon. We would like to thank the city services, the urban community of Besançon (CAGB), the Besançon Urban Development Agency (AUDAB), and the Departmental Public Works Directorate (DDE) for their technical support.

REFERENCES

- 1 Committee on Environmental Health. Noise: a hazard for the fetus and newborn. *Pediatrics* 1997; **100**: 724–727.
- 2 Stansfeld SA, Clark C, Cameron RM, Alfred T, Head J, Haines MM et al. Aircraft and road traffic noise exposure and children's mental health. *J Environ Psychol* 2009; **29**: 203–207.
- 3 Van Kempen EE, Kruijze H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BA, de Hollander AE. The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2002; **110**: 307–317.
- 4 Babisch W, Beule B, Schust M, Kersten N, Ising H. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiology* 2005; **16**: 33–40.
- 5 De Kluizenaar Y, Gansevoort RT, Miedema HME, de Jong PE. Hypertension and road traffic noise exposure. *J Occup Environ Med* 2007; **49**: 484–492.
- 6 Klepeis NE, Nelson WC, Ott WR, Robinson JP, Tsang AM, Switzer P et al. The National Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001; **11**: 231–252.
- 7 European Commission. How Europeans spend their time. Everyday life of women and men 2004.
- 8 Murphy E, King EA, Rice HJ. Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland. *Environ Int* 2009; **35**: 298–302.
- 9 Selander J, Nilsson ME, Bluhm G, Rosenlund M, Lindqvist M, Nise G et al. Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology* 2009; **20**: 272–279.

- 10 Beelen R, Hoek G, Pebesma E, Vienneau D, de Hoogh K, Briggs DJ et al. Mapping of background air pollution at a fine spatial scale across the European Union. *Sci Total Environ* 2009; **407**: 1852–1867.
- 11 Bodin T, Albin M, Ardö J, Stroh E, Ostergren PO, Björk J et al. Road traffic noise and hypertension: results from a cross-sectional public health survey in southern Sweden. *Environ Health* 2009; **8**: 38.
- 12 Ising H, Lange-Asschenfeldt H, Moriske H-J, Born J, Elts M. Low frequency noise and stress: bronchitis and cortisol in children exposed chronically to traffic noise and exhaust fumes. *Noise Health* 2004; **6**: 21–28.
- 13 Gan WQ, McLean K, Brauer M, Chiarello SA, Davies HW. Modeling population exposure to community noise and air pollution in a large metropolitan area. *Environ Res* 2012; **116**: 11–16.
- 14 Havard S, Reich BJ, Bean K, Chaix B. Social inequalities in residential exposure to road traffic noise: an environmental justice analysis based on the RECORD Cohort Study. *Occup Environ Med* 2011; **68**: 366–374.
- 15 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Populations légales 2008 de Besançon on 2008 <<http://www.insee.fr/fr/ppp/bases-de-donnees/recensement/populations-legales/commune.asp?annee=2008&depcom=25056>> .
- 16 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Urban units of more than 100,000 inhabitants in 2009, 2010. <http://www.insee.fr/en/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=natfef01204> .
- 17 Pujol S, Houot H, Antoni JP, Mauny F. Linking traffic and noise models to explore spatio-temporal distribution of noise pollution: an example in Besançon (France). In: *Proceedings of the 19th International Congress on Sound and Vibration*. Vilnius (Lithuania), 2012.
- 18 Houthuijs D, Stansfeld S, Babisch W, Berry B, Botteldooren D, Floud S et al. WP3 - Noise Exposure Assessment. European Network on Noise and Health, 2010.
- 19 Pujol S, Berthillier M, Defrance J, Lardiès J, Petit R, Houot H et al. Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: a population-based study on schoolchildren. *Appl Acoust* 2012; **73**: 741–750.
- 20 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Definition of 'Statistical Block' 2013. <<http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/ilot.htm>> .
- 21 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Definition of 'IRIS' 2013. <<http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/iris.htm>> .
- 22 Houot H. Geographical approach of annoyance due to noise transportation. In: *Proceedings of Internoise 2000*. vol. 4, Nice (France), 2000.
- 23 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Results of the Population Census - 2009, 2009. <<http://www.recensement.insee.fr/bases/infracommunales.action>> .
- 24 Murphy E, King EA. Strategic environmental noise mapping: methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environ Int* 2010; **36**: 290–298.
- 25 Nieuwenhuijsen M, Paustenbach D, Duarte-Davidson R. New developments in exposure assessment: the impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environ Int* 2006; **32**: 996–1009.
- 26 Smith G, Gidlow C, Davey R, Foster C. What is my walking neighbourhood? A pilot study of English adults' definitions of their local walking neighbourhoods. *Int J Behav Nutr Phys Act* 2010; **7**: 34–42.
- 27 Forsyth A, Hearts M, Oakes J, Schmitz K. Design and destinations: factors influencing walking and total physical activity. *Urban Stud* 2008; **45**: 1973–1996.
- 28 Cayo MR, Talbot TO. Positional error in automated geocoding of residential addresses. *Int J Health Geogr* 2003; **2**: 10.
- 29 Bonner MR, Han D, Nie J, Rogerson P, Vena JE, Freudenheim JL. Positional accuracy of geocoded addresses in epidemiologic research. *Epidemiology* 2003; **14**: 408–412.
- 30 Eriksson C, Nilsson ME, Stenkvist D, Bellander T, Goran P. Residential traffic noise exposure assessment: application and evaluation of European Environmental Noise Directive maps. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2012; **23**: 531–538.
- 31 ISO 1996-2:2007. Acoustics. Description, assessment and measurement of environmental noise - Part 2: Determination of environmental noise levels. *Int Organ Stand* 2006.
- 32 WHO Europe. Night Noise Guidelines for Europe. World Health Organization - Regional Office for Europe, 2009.
- 33 Pirrera S, Valck ED, Cluydts R. Nocturnal road traffic noise assessment and sleep research: the usefulness of different timeframes and in- and outdoor noise measurements. *Appl Acoust* 2011; **72**: 677–683.
- 34 Galster G. On the nature of neighbourhood. *Urban Stud* 2001; **38**: 2111–2124.
- 35 Chaix B, Merlo J, Evans D, Leal C, Havard S. Neighbourhoods in eco-epidemiologic research: delimiting personal exposure areas. A response to Riva, Gauvin, Appario and Brodeur. *Soc Sci Med* 2009; **69**: 1306–1310.
- 36 Scott MM, Evenson KR, Cohen DA, Cox CE. Comparing perceived and objectively measured access to recreational facilities as predictors of physical activity in adolescent girls. *J Urban Health* 2007; **84**: 346–359.

- 37 Prins R, Oenema A, van der Horst K, Brug J. Objective and perceived availability of physical activity opportunities: differences in associations with physical activity behavior among urban adolescents. *Int J Behav Nutr Phys Act* 2009; **6**: 70.
- 38 Montalvão Guedes IC, Bertoli SR, Zannin PH. Influence of urban shapes on environmental noise: a case study in Aracaju - Brazil. *Sci Total Environ* 2011; **412-413**: 66-76.
- 39 Wang B, Kang J. Effects of urban morphology on the traffic noise distribution through noise mapping: a comparative study between UK and China. *Appl Acoust* 2011; **72**: 556-568.
- 40 Pujol S, Levain JP, Houot H, Petit R, Berthillier M, Defrance J et al. Association between Ambient Noise Exposure and School Performance of Children Living in An Urban Area: A Cross-Sectional Population-Based Study. *J Urban Health* 2013 1-16.
- 41 Wang Z, Lee C. Site and neighborhood environments for walking among older adults. *Health Place* 2010; **16**: 1268-1279.
- 42 Parra DC, Gomez LF, Fleischer NL, David Pinzon J. Built environment characteristics and perceived active park use among older adults: results from a multilevel study in Bogota. *Health Place* 2010; **16**: 1174-1181.
- 43 Hohmann C, Grabenhenrich L, de Kluizenaar Y, Tischer C, Heinrich J, Chen CM et al. Health effects of chronic noise exposure in pregnancy and childhood: a systematic review initiated by ENRIECO. *Int J Hyg Environ Health* 2013; **216**: 217-229.
- 44 Klepeis NE, Tsang AM, Behar JV. Analysis of the National Human Activity Pattern Survey (NHAPS) Respondents from a Standpoint of Exposure Assessment. US Environmental Protection Agency: Las Vegas (NV), 1995.
- 45 National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Depuis 11 ans, moins de tâches ménagères, plus d'Internet. INSEE Prem. 4, 2011.

CHAPITRE 4

—

MODELISATION DE L'EXPOSITION AU BRUIT EN MILIEU URBAIN : A L'ECHELLE DE LA FAÇADE

1. Préambule

Parmi les techniques d'échantillonnage présentées dans le chapitre précédent, les plus employées pour quantifier l'exposition des populations au domicile sont le point adresse et la façade de l'habitation.

La quantification de l'exposition en façade du bâtiment est principalement employée pour l'exposition au bruit, dans le cadre de mesures sur le terrain, et plus rarement pour l'évaluation à partir de modèles de bruit. Son usage sur le terrain fait l'objet de recommandations éditées dans l'Environmental Noise Directive (END) (European Commission, 2002). Sont en particulier précisés : i) de mesurer le niveau sonore à une distance de 2m de la façade la plus exposée du bâtiment, et ii) d'appliquer une correction de -3dB permettant la prise en compte de la réflexion du niveau sonore contre la façade et de l'atténuation de l'exposition intérieure par le vitrage.

Cette même directive, ainsi que les recommandations éditées *a posteriori* (CERTU, 2006) (ECWG-AEN, 2006), recommandent l'usage de modèles dans le cadre de l'évaluation de l'exposition des populations. Pour autant, aucune information n'existe sur l'utilité d'appliquer une telle correction dans ce cadre particulier de l'évaluation de l'exposition par le biais de modèle. De façon similaire, une seule étude porte sur le choix de la façade à employer (Licitra *et al.*, 2010).

Afin de mieux comprendre le fonctionnement et les conditions d'utilisation de l'approche par façade dans le cadre de la quantification de l'exposition basée sur des données modélisées, nous nous sommes intéressés à l'importance de l'exclusion de la surface où se produit la réflexion des ondes sonores, en comparant les valeurs relevées en intégrant ou non une zone de 0 à 2m de la façade. Les résultats acquis mettent en évidence l'existence d'une équivalence entre les résultats obtenus avec prise en compte ou non de cette zone. Il semble donc inutile, voire défavorable, d'appliquer la correction de -3dB lors de l'utilisation de l'approche par façade dans le cadre de niveaux sonores modélisés.

Le document présenté dans les pages suivantes est issu des actes du 21e congrès international d'Acoustique (ICA 2013) qui s'est déroulé à Montréal du 2 au 7 juin 2013. Il y a fait l'objet d'une communication orale, puis d'une publication dans le *Proceedings of Meetings on Acoustics*.

2. Modeling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter?

Tenailleau et al.

Proceedings of Meetings on Acoustics

Volume 19, 2013

<http://acousticalsociety.org/>



ICA 2013 Montreal

Montreal, Canada

2 - 7 June 2013

Noise

Session 5aNSa: Urban Noise and Modeling

5aNSa3. Modeling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter?

Quentin M. Tenailleau*, Nadine Bernard, Sophie Pujol, Daniel Joly, H  l  ne Houot and Fr  d  ric Mauny

*Corresponding author's address: UMR 6249 "chrono-environnement", Universit   de Franche-Comt  , CMC - Hopital St Jacques, Besan  on, 25000, France, France, quentin.tenailleau@univ-fcomte.fr

European noise directives advise to apply corrections when measuring and modelling noise levels close to a building in the aim of excluding the contribution of noise reflection against the fa  ade. The advised -3 dB correction is still subject to discussion. In order to investigate the needed correction for a household exposure studies, a high definition noise model was used to estimate noise levels at 10,394 inhabitable buildings. Three buffers were used to sample area surrounding fa  ades of buildings. The surfaces were defined between the following distances: i) 0 and 2m, ii) 0 and 6m, iii) 2 and 6m. No differences between the distribution structures were observed. Mean noise levels do not differ significantly between the buffers methods (respectively i) 49.6 ± 6.7 dB, ii) 49.7 ± 6.7 dB, iii) 49.8 ± 6.7 dB ; $p<0.01$). Same observation can be made for maximum noise levels (respectively i) 52.0 ± 7.2 dB, ii) 52.5 ± 7.2 dB, iii) 52.4 ± 7.2 dB ; $p<0.01$). These results show no or light differences between indices computed by the three sampling methods. They are in favour of no or at least a low correction value to deal with the contribution of noise reflection against the fa  ade of a building.

Published by the Acoustical Society of America through the American Institute of Physics

INTRODUCTION

Sampling at the most exposed façade is advised by European Union Noise Directive (END) as a standardized method to assess environmental noise exposure to a building's inhabitants (European Commission, 2002). Due to reflection against the building's walls, END also advises a -3dB correction to be applied to noise exposure assessed using this technique (International Standards Organization, 2000). Exclusion of reflected sound contribution keeps only incident environmental sound. Nowadays, studies are mainly based on exposure models (Babisch *et al.*, 2005; de Kluzenaar *et al.*, 2007; Murphy *et al.*, 2009; Selander *et al.*, 2009), and it is unknown whether corrections are needed when using modeled noise levels in exposure assessment. Moreover, authors don't always use the façade which is the most exposed (Beelen *et al.*, 2009; Bodin *et al.*, 2009; Pujol *et al.*, 2012a), depending on the legislation in their country or the purpose of their research. Few studies exist based on the impact of the sampled façade on the noise exposure (Licitra *et al.*, 2010). The objectives of this paper are to investigate the need for the -3dB advised correction with noise models, and to quantify the impact of the chosen façade on assessed noise exposure. Concerning the recommended correction, our hypothesis is that, if it is needed due to sound reflection, then noise levels computed on the first two meters from the building's wall should be superior to those computed on a higher distance.

MATERIALS & METHODS

Noise Modelling

Daily equivalent continuous A weighted sound level (L_{Aeq24h}) was calculated in the French medium-sized city of Besançon, using the noise model computed in accordance with the END by Pujol *et al.* (Pujol *et al.*, 2012b; Pujol *et al.*, 2010). Topographic, road and building data from the French National Geographical Institute database (Bdtopo2006), and meteorological data from the French National Meteorological Service were integrated in the noise modeling software MITHRA-SIG© (V2), developed by a company called Geomod and the French scientific and technical center for building (CSTB). Four sources of noise were included: road traffic, railway traffic, pedestrian traffic and water fountains. The model was validated using a noise measurement campaign conducted in front of 44 dwellings (Pujol *et al.*, 2012a). In order to study multi-exposure to noise and air pollutants, a noise map displaying noise exposure at 2 meters above ground, has been built from this model. This noise map has been introduced as a $4m^2$ (2m x 2m) raster grid in ESRI arcGIS (V9.3.1) software with each pixel giving a noise level rounded to the nearest decibel unit. A mask based on the building layer has been created to avoid sampling on the site of a building. The 10,394 residential buildings, located at least 400m inside the city border to limit the boundary effect, have been chosen as a basis for noise exposure assessment.

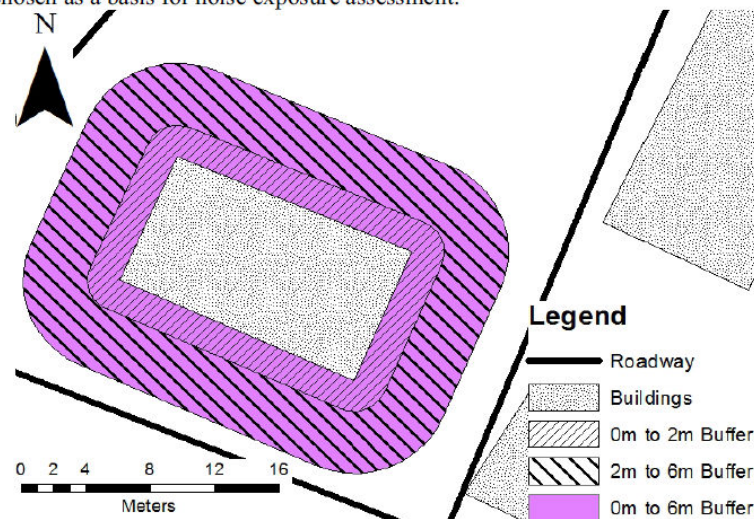


FIGURE 1. Example of the three buffer sampling methods

Distance-to-Wall Sampling

Three buffers surrounding the facade have been defined for each building, with the following distance from the building's wall: 0m to 2m, 0m to 6m and 2m to 6m (Figure 1). The "0m to 2m" buffer is composed of the first ring of pixels in contact with the building's facade. The "0m to 6m" buffer samples noise exposure on a larger surface while the "2m to 6m" buffer corresponds to the same surface minus the first ring of pixels.

Façade Approach

For each distance-to-wall buffer, the average and the maximum noise levels have been calculated and assigned to the corresponding building. Average noise levels are computed from noise levels obtained for each pixel under the buffers while maximum noise levels are computed from the single pixel giving the maximum noise level. These average and maximum values are respectively the basis for our two facade approaches: the "Facade average" and the "Most exposed facade".

Statistical Analysis

A first analysis was conducted to test for equivalence between the different buffers. A two-one sided t-test (TOST) for paired series was used (Berger and Hsu, 1996). Three TOST were performed: 0m to 2m vs 2m to 6m, 0m to 2m vs 0m to 6m and 2m to 6m vs 0m to 6m. According to this multiple test design, the Bonferroni adjustment to the Type I error probabilities was applied. Equivalence 99% confidence intervals were also calculated and compared to the equivalence zone of [-1 dB; +1 dB]. Secondly, facade approaches were compared using Wilcoxon signed-rank test. All tests were performed using R statistics 2.13.1. The level of significance was set at 0.05.

RESULTS

Mean computed noise levels are of 50 dB with a range value of 46 dB for all three distance-to-wall buffers of the "facade average" approach. For the "Most exposed facade", mean noise levels are of 52 dB with a range value of 48 dB (Table).

Distance to Wall Sampling

The three distance-to-wall buffers sampling means are equivalent for the "Facade average" approach (Figure 2, and Table). All 99% confidence intervals are between -1 dB and 1 dB (Figure 3). Comparison between buffers indicates few variations in the affected noise levels: 95% of the buildings show a difference lower than 1dB for "0m to 6m"- "0m to 2m", lower than 1.4dB for "2m to 6m"- "0m to 2m", and lower than 0.8dB for "0m to 6m"- "2m to 6m".

Similar results are obtained with the "Most exposed facade" approach (Figure 2, Figure 3 and Table). Considering the "0m to 6m"- "0m to 2m" and the "2m to 6m"- "0m to 2m" comparisons, 95% of the buildings show a difference lower than 2dB while this difference is lower than 1dB for "0m to 6m"- "2m to 6m".

TABLE. Noise levels (dB) computed on the surface of all three buffers, grouped by facade approach. SD= Standard deviation

	Façade average			Most exposed façade			Façade average - Most exposed façade		
	0m to 2m	0m to 6m	2m to 6m	0m to 2m	0m to 6m	2m to 6m	0m to 2m	0m to 6m	2m to 6m
Mean (SD)	49.6 (6.7)	49.7 (6.7)	49.8 (6.7)	52.0 (7.2)	52.5 (7.2)	52.4 (7.2)	2.3 (1.4)	2.7 (1.5)	2.5 (1.4)
Min - Max	25 - 71	25 - 71	25 - 71	26 - 74	26 - 74	26 - 74	0 - 16	0 - 20	0 - 14
1 st Quartile	45	45	45	47	48	48	1	2	2
Median	49	49	50	52	52	52	2	2	2
3 rd Quartile	54	54	54	56	57	57	3	3	3

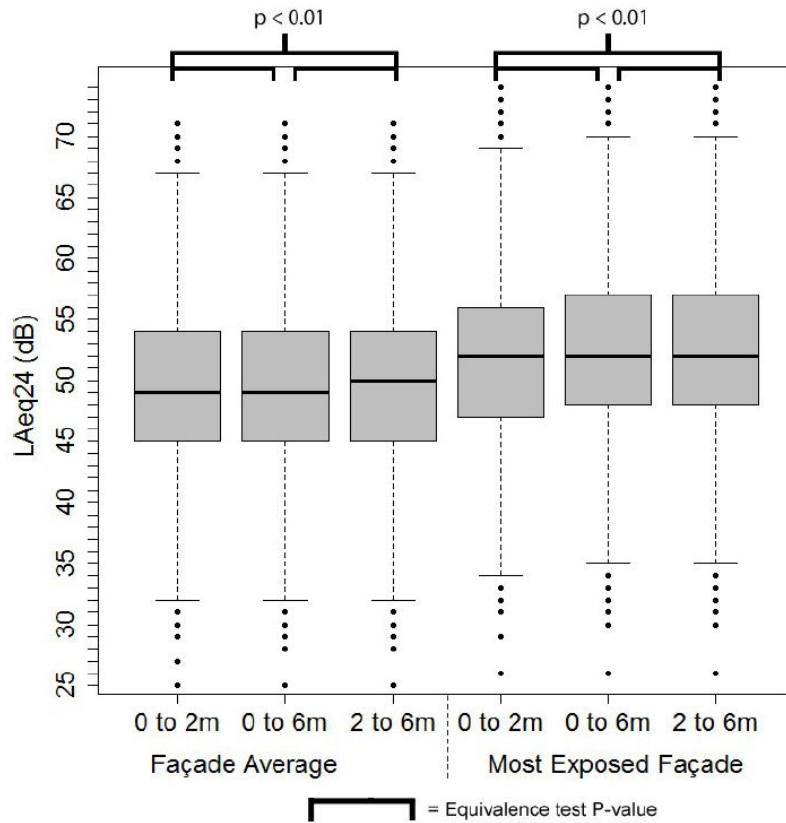


FIGURE 2. Boxplots of the noise levels structure evaluated for each sampling methods and each façade approach (n= 10 394)

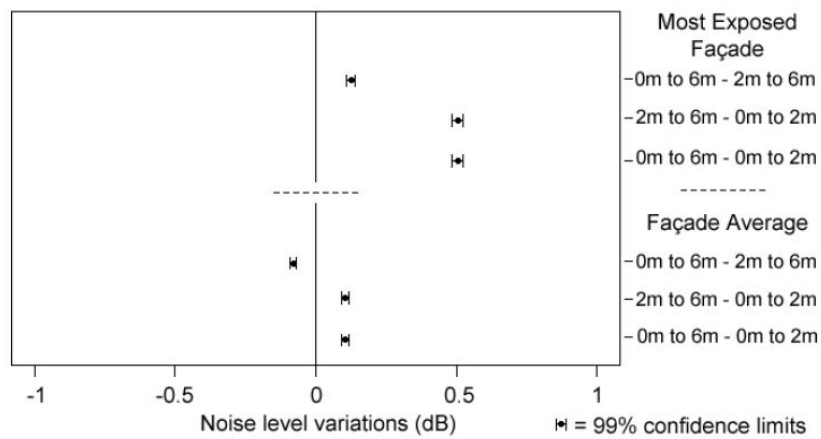


FIGURE 3. Plots of the 99% confidence interval for the noise levels differences between buffers (n=10 394).

Facade Approach

Noise values obtained using the "Most exposed façade" are significantly higher than those obtained with the "Facade average", whatever the buffer size : on average +2.5 dB ($p < 0.01$, Figure 2 and Table). For 95% of the buildings, the differences between the two facade approaches are less than +6 dB for all buffers (Figure 4).

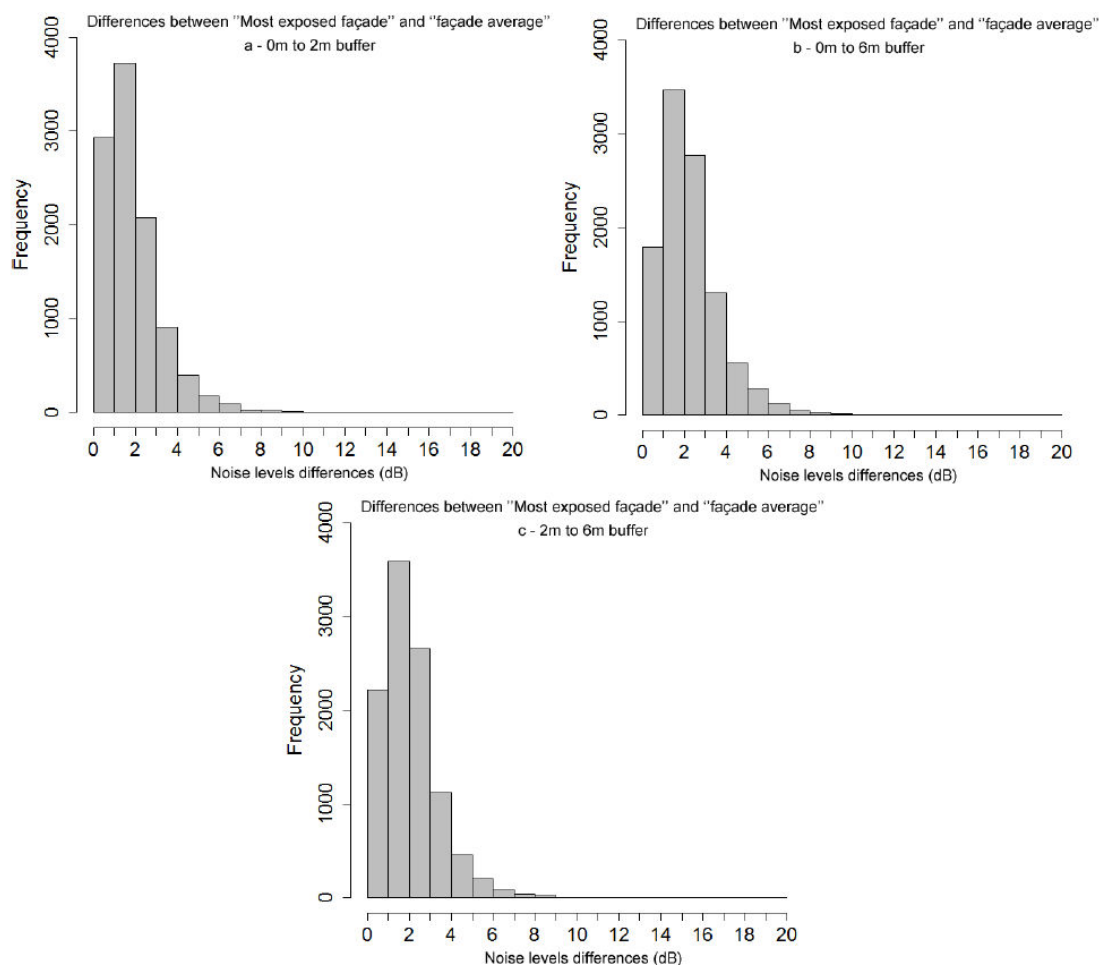


FIGURE 4. a, b & c: Distributions of the noise levels differences between the façade approaches, for each buffers (n=10 394).

DISCUSSION

The results of this study indicate no difference between noise levels obtained from the three distance-to-wall buffers sampling, both for the “Facade average” approach and for the “Most exposed façade” approach. Noise levels observed using the “Most exposed façade” are significantly higher than those obtained using the “Facade average” approach. These results were obtained from a noise model computed in accordance with European Noise Directives and official guidelines (CERTU, 2006; European Commission, 2002; WG-AEN, 2006). To match French pollution map creation rules, noise levels were calculated at 2 meters above ground instead of the 4m advised by END for strategic noise maps (European Commission, 2002). This difference constitutes a limit to the study, as the noise map cannot fully be considered as a strategic noise map.

To our knowledge, while the need for correction during field sampling has already been proved (Memoli *et al.*, 2008), this study is the first to investigate the need for correction when using a noise model to assess exposure at a building facade. END and the International Standards Organization recommend two corrections when field measuring at the facade of a building: a -6dB correction is to be applied when the measurement is made directly at the surface of the wall (International Standards Organization, 2006), and a -3dB when sampling is at 2±0.5m from the façade (International Standards Organization, 2000). Considering these recommendations, the 0m to 2m buffer appears to be the best area to investigate the need for correction as noise level should be significantly higher, from +6dB to +3dB. The results show that this area and a larger zone, where wall-reflected sound could be considered as negligible, are equivalent. END recommendations are however made for punctual measurements while methods

used in this study are surface based. Consequently, correcting for wall reflection does not seem to be needed when using a 2m grid model to assess noise exposure, but should be considered when field measuring at one point of a building's facade.

Differences between the facade average and the most exposed facade have already been observed (Licitra *et al.*, 2010) with similar values. The END recommendation of using the most exposed facade has been made to maximize exposure assessed at the population scale and take the cautious approach in the interest of risk management. The use of the most exposed facade as a reference for household exposure studies can lead to misclassification of human exposure. A better alternative, when such information is available, appears to be the use of the subject dwelling's facade as a basis for noise exposure assessment.

CONCLUSION

For both approaches, the similarity of the noise levels obtained regardless of the distance to the facade seems to be in favour of no correction when using a noise model to assess noise exposure at a building facade. The choice of the facade used for exposure assessment alters the resulting noise level and selection should be made carefully in accordance with the aim of the study.

ACKNOWLEDGMENTS

Quentin Tenaillau is a Ph.D. student supported by a grant from the city of Besançon. The authors would like to thank the city services, the urban community of Besançon (CAGB), the Besançon Urban Development Agency (AUDAB) and the Departemental Public Works Directorate (DDE), for their technical support.

REFERENCES

- Babisch, W., Beule, B., Schust, M., Kersten, N., and Ising, H. (2005). "Traffic noise and risk of myocardial infarction," *Epidemiology* **16**, 33-40.
- Beelen, R., Hoek, G., Houthuijs, D., van den Brandt, P. A., Goldbohm, R. A., Fischer, P., Schouten, L. J., Armstrong, B., and Brunekreef, B. (2009). "The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study," *Occup Environ Med* **66**, 243-250.
- Berger, R. L., and Hsu, J. C. (1996). "Bioequivalence Trials, Intersection-Union Tests and Equivalence Confidence Sets," *Statistical Science* **11**, 283-319.
- Bodin, T., Albin, M., Ardö, J., Stroh, E., Ostergren, P., and Björk, J. (2009). "Road traffic noise and hypertension: results from a cross-sectional public health survey in southern Sweden," *Environ Health* **8**, 38.
- CERTU (2006). "Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération," , 122.
- de Kluizenaar, Y., Gansevoort, R. T., Miedema, H. M. E., and de Jong, P. E. (2007). "Hypertension and road traffic noise exposure," *J Occup Environ Med* **49**, 484-492.
- European Commission (2002). "Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise.," *Official Journal of the European Communities* **189**, 12-25.
- International Standards Organization (2000). "Acoustics – Measurements of sound insulation in buildings and of building elements – Part 5: Field measurements of airborne sound insulation of façade elements and façades," *ISO 140-5*.
- International Standards Organization (2006). "Acoustics – Description, assessment and measurement of environmental noise – Part 2: Determination of environmental noise levels," *ISO/FDIS 1996-2* .,
- Licitra, G., Ascari, E., and Brambilla, G. (2010). "Comparative analysis of methods to evaluate noise exposure and annoyance of people," in proceedings of the *20th International Congress on Acoustics*, ICA 2010, 5.
- Memoli, G., Paviotti, M., Kephelopoulos, S., and Licitra, G. (2008). "Testing the acoustical corrections for reflections on a facade," *Applied Acoustics* **69**, 479-495.
- Murphy, E., King, E., and Rice, H. (2009). "Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland," *Environ Int* **35**, 298-302.
- Pujol, S., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Petit, R., Houot, H., Levain, J., Masselot, C., and Mauny, F. (2012a). "Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: A population-based study on schoolchildren," *Applied Acoustics* **73**, 741-750.
- Pujol, S., Houot, H., Antoni, J., and Mauny, F. (2012b). "Linking traffic and noise models to explore spatio-temporal distribution of noise pollution: an example in Besançon (France)," in proceedings of the *19th International Congress on Sound and Vibration*, Vilnius (Lithuania).
- Pujol, S., Houot, H., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Bongain, S., Levain, J., Masselot, C., Petit, R., and Mauny, F. (2010). "Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques: quelles sources sonores ?," in

proceedings of the *Neuvièmes Rencontres de Théo Quant*, Besançon (France), 10pp.

Selander, J., Nilsson, M. E., Bluhm, G., Rosenlund, M., Lindqvist, M., Nise, G., and Pershagen, G. (2009). "Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction," *Epidemiology* **20**, 272-279.

WG-AEN (2006). "Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure," , 129.

CHAPITRE 5

—

MODELISATION DE L'EXPOSITION AUX POLLUANTS ATMOSPHERIQUES EN MILIEU

URBAIN :

IMPACT DE L'ECHELLE SPATIALE

1. Préambule

A la lumière des résultats présentés dans le premier chapitre de ce manuscrit de thèse, il apparaît maintenant comme logique de se poser la question de l'influence de la prise en compte de la zone de vie sur l'exposition des individus à d'autres types de pollution que le bruit. L'article présenté dans ce chapitre apporte une réponse à cette question en portant son attention sur l'exposition à la pollution atmosphérique. Pour ce faire, quatre polluants ont été retenus : le dioxyde d'azote (NO₂) pour les polluants gazeux, le benzène (C₆H₆) pour les composés organiques volatiles et les particules fines (PM₁₀) et ultrafines (PM_{2.5}) pour les particules (EEA, 2011a).

Tout comme l'article présenté dans le chapitre 2, celui-ci se focalise sur certains questionnements centraux de notre problématique, à savoir : acquérir une meilleure compréhension de l'influence des choix méthodologiques sur les niveaux d'exposition affectés à un individu ; explorer la relation existant entre environnement d'exposition et niveaux d'expositions obtenus par les différentes techniques d'échantillonnage ; étudier l'influence de la nature des polluants sur la relation entre méthodologie d'affectation et niveau d'exposition.

Afin de faciliter la comparabilité des résultats entre les deux types de pollution, l'approche décrite précédemment pour le bruit a été employée à nouveau pour les polluants de l'air sélectionnés. L'échantillon suivi se trouve toujours constitué des mêmes 10 825 bâtiments. Les 12 techniques d'échantillonnage ont de nouveau été utilisées afin de quantifier l'exposition des bâtiments aux polluants atmosphériques retenus. L'impact de la surface de vie et de sa composition environnementale sur les niveaux d'exposition a également été évalué par calcul du différentiel d'exposition (Δ_{400-50}).

Contrairement aux résultats obtenus pour le bruit, les niveaux moyens d'exposition ne semblent pas, au premier abord, impactés par la technique d'échantillonnage. Toutefois, à l'échelle du bâtiment, les résultats montrent une influence significative de la définition du voisinage sur l'exposition quantifiée. Là encore, les variables environnementales reflétant la morphologie urbaine et la composition du *living neighborhood* sont significativement liées à l'évolution observée.

Cet article a été soumis à la revue *Environmental Pollution* et est actuellement en cours de relecture.

2. Air pollution exposure assessment and size of the living neighborhood: what about middle sized cities?

Air pollution in moderately polluted urban areas: how does the neighborhood's definition impact exposure assessment?

Quentin M. Tenailleau^{*1}; Frédéric Mauny^{1,2}; Daniel Joly³; Stéphane François⁴; Nadine Bernard^{1,3}

1- "Laboratoire Chrono-environnement" UMR6249 Centre National de la Recherche Scientifique / Université de Franche-Comté.

2- Centre Hospitalier Régional Universitaire de Besançon.

3- "Laboratoire ThéMA" UMR6049 Centre National de la Recherche Scientifique / Université de Franche-Comté.

4- AASQA Atmo Franche-Comté

KEYWORDS: Environmental exposure assessment, G.I.S., models, neighborhood, sampling surface, urban air pollution, multiple exposure.

ABSTRACT: Exposure quantification in the neighborhood of a subject is commonly used in environmental-health studies. However, the definition of this neighborhood can vary, leading to different quantification approaches whose impacts on exposure levels remain unclear. We explore the relation between neighborhood definition and exposure value. NO₂, benzene, PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations were computed in the vicinity of 10,825 buildings using high-definition models and twelve indicators reflecting different definitions of the neighborhood. At the city scale, this definition does not significantly influence the indices values. However, it impacts the indices at the building scale: at least a quarter of the buildings present a 400m index different from the initial value ($\pm 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO₂, PM₁₀ and PM_{2.5}; and $\pm 0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for benzene). The definition of the neighborhood is significantly related to this evolution. Results indicate that understanding the chosen sampling technique impacts on exposure values is of prime importance for the investigator.

CAPSULE ABSTRACT:

- Size and nature of the living neighborhood impact exposure quantification
- Observed impact is differential, depending on the nature of the neighborhood

Author informations

Quentin M. Tenailleau, Laboratoire Chrono-Environnement (UMR6249), Centre de Méthodologie Clinique, CHRU - Hôpital St. Jacques, 2 place Saint Jacques, F-25030 BESANÇON Cedex. Telephone: +33.(0)3.81.21.89.08. eMail: quentin.tenailleau@univ-fcomte.fr

INTRODUCTION

The negative effects of outdoor air pollution on human health have long been identified in environmental epidemiology studies^{1,2,3}, and the WHO recently recognized outdoor air pollution as a cause of cancer⁴. The dose-response relation does not indicate a threshold, and health effects have been found at concentrations as low as background levels^{5,3,6}.

In Europe, cities containing between 100,000 and 500,000 inhabitants are considered to be "medium sized"⁷. They represent the most important category of cities in terms of demography and host more than 44% of the European population⁸. However, most environmental epidemiology studies have been conducted in major cities (>500,000 hab.), where the population size directly impacts anthropogenic pollutant

emissions^{9,10}. Local activities also impact the concentration of pollutants^{11,12}, and smaller cities tend to present less activities, resulting in lower background concentrations than in major cities¹³. However, efforts for consistently lowering legal threshold limit values should lead, in the short term, to reducing air pollution levels in major cities down to the present levels observed in medium-sized cities. This makes medium-sized cities a good location for studying today exposures to future concentrations in major cities.

Modeling environmental contamination has become the classical approach to assess exposure for large samples of subjects^{14,15}. The model approach uses a composition of the selected environment (sources, topography, morphology, meteorology, etc.) to compute atmospheric pollutant concentrations. The computed concentrations are then displayed as geographical data, and an exposure assessment is obtained by sampling concentrations at the location of each subject. In average, 70% of the time budget of a subject is spent at home^{16,17}. Consequently, exposure assessment at the subject's living place, or in its vicinity, has become the basis for population-based studies. Therefore, the quality of the exposure assessment closely depends on the accuracy and scale of the model, and on the spatial definition given to the neighborhood¹⁸, where subjects are living and meeting most of their daily needs¹⁹.

Several sampling techniques are used to reflect the neighborhood of the habitation of a subject. The most common technique is through the use of the geocoded home address point^{20,21}, but other techniques based on buffers that define the neighborhood of the subject²² or on official zoning^{23,24} also exist.

These techniques imply different definitions of the size and nature of the neighborhood, which results in a different accounting of the local activities, urban structure, and possibly the pollutant concentrations²⁵. To our knowledge, no previous study has been performed on the impact of the consideration of the neighborhood on the exposure levels that

could be estimated for different types of pollutants. Only one similar study²⁶ considered the impact of the scale on the relation between socio-economic status and NO₂ concentrations.

This article aims to explore the relation between the living neighborhood definition and the exposure value in the context of a medium-sized, moderately polluted European city. The present study focuses on chronic (annual scale) human exposure to four traffic-related pollutants of different natures and particle sizes (NO₂, benzene, PM₁₀ and PM_{2.5}).

MATERIALS & METHODS

Besançon is a medium-sized city of approximately 117,599 inhabitants²⁷, with a 65km² urban area fitting the city boundaries. Road traffic is the main source of environmental air pollution, and no other infrastructures that produce significant amounts of pollution, such as airports or motorways, are present in the city.

Air pollution levels on the whole city were calculated for the year 2011 using pollution models developed in collaboration with the air quality monitoring network of Besançon, ATMO Franche-Comté. Four pollutants related to road traffic, from the three main known types of pollutants, were studied. NO₂ is a gaseous pollutant known to be the main indicator of road traffic²⁸. Benzene is an organic volatile compound closely related to road traffic and to house heating²⁸. Particulate Matter (PM₁₀) and fine Particulate Matter (PM_{2.5}) are also generated by road traffic and house heating and have been chosen due to their important impact on human health and on climate^{3,29}. Road traffic in the city was obtained from the city urban services, and the vehicle fleet composition was provided by the Interprofessional Technical Centre for Studies on Air Pollution (CITEPA). Obtained traffic data depicts the 2011 average annual all-vehicles traffic for three time periods (day 06:00 to 18:00; evening 18:00 to 22:00; and night 22:00 to 06:00³⁰).

Daily averaged annual emissions from road-traffic were calculated by integrating road traffic data in the pollutant emission

modeling software Circul'Air developed by the air quality monitoring network of Alsace on the basis of the COPERT4 European standard methodology³¹. The daily averaged annual emissions from building heating and industry were evaluated by ATMO Franche-Comté at the Census Block scale. The following Environmental inputs were also used in modeling process: a 4m² raster-grid digital terrain model obtained from the French National Geographical Institute database (BD TOPO® for 2011), buildings shape and position from the same source, and meteorological observation (temperature, cloudiness, solar radiation, wind direction and speed) obtained from the French National Meteorological Service (Météo-France) for every days of the year 2011.

The resulting daily averaged annual emissions from road-traffic, building heating and industry were then introduced in ADMS-Urban©, an air pollution modelling software developed in accordance with WHO guidelines by the Cambridge Environmental Research Consultants company. It is widely used in Europe for modelling air quality from the large urban areas to street level³². In this study, ADMS-urban was used to model concentrations at 2 meters above ground on a 25 m point-grid covering the whole city. However, his work being based on a surface approach, the point-grid was input into the ESRI arcGIS© (V9.3.1) software, and a simple linear kriging regression was performed to produce a 4 m² (2 m x 2 m) raster grid with each pixel giving an air pollution level in microgram/m³. This same software was then used to draw maps and to sample modeled values.

Finally, NO₂ and benzene models have been validated using 800 exposure values obtained from four two-weeks-long pollution field-survey on autumn and winter 2010 and spring and summer 2011 (spearman rho=0.80 and 0.82, for NO₂ and benzene respectively, all p<0.01). Using passive samplers, ATMO Franche-Comté conducted this study at 200 locations (mostly posts and signs) chosen to illustrate different exposure situation toward the nearby sources

All of the 10,825 residential buildings located 400 m within the city limits had an exposure assessment performed on them using 12 exposure indicators under a methodology previously used for noise pollution²⁵. The exposure indicators were defined from the four more common geographical objects used to sample spaces. Each object depicts a different consideration of the neighborhood. The address-point technique uses a single pixel object to sample exposures at the geolocalized address of the building, which is obtained from official databases. The building perimeter technique samples exposures between 0 m and 6 m from the building's walls. The buffer technique was applied around the building in an area corresponding to the buffer radius. Eight buffer radii were defined to assess the influence of the spatial scale on the pollutant exposure: 50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m, 300 m, 350 m and 400 m. The administrative technique affects to each building the exposure value of the administrative area that it belongs to. Two official French zoning methods were utilized: the Census Blocks³³ and the Census Block Groups³⁴. All twelve exposure indicators were computed as the average of each pixel exposure value in the area considered by the technique.

The residential neighborhood was characterized using 12 urban environmental variables defined at three spatial levels: Buildings, Census Blocks and Census Block Groups. Two variables were defined at the building level: the distance separating the building from the nearest road and the distance separating the building from the nearest main road, a main road being a road with more than one roadway. Each Census Block was characterized using an urban typology based on the built-up pattern, built density and human land use^{35,25}. Five types of Census Blocks were defined: Individual Housing, Densely Urbanized Areas, Social Housing, Mixed Residential Areas, and Activity Centers. Each Census Block Group was defined using socio-economic data from the INSEE 2009 census database²⁷. The following nine variables were retained: the population density and eight deprivation

indices: the Gini coefficient of salary inequality, unemployment rate, percentage of household owners, percentage of households without a car, percentage of laborer households, percentage of single parents, percentage of foreigners and percentage of immigrants.

The relations among the neighborhood, pollutants, and exposure indicators were explored using multilevel modeling. First, the heterogeneity of each indicator sample was tested for differences between pollutants, using random coefficients introduced and tested in multilevel linear modeling. Second, the mean differences of each pollutant level were tested for differences between sampling methodologies. The large number of buildings retained for the analyses ($n=10,825$) can produce significant results despite their metrological insignificance. To adjust the statistical results to the reality of outdoor pollution concentrations, the mean differences between the modeled exposures were considered to be meaningful only if they were not included in a chosen equivalence zone. The limits of the confidence zone were chosen in accordance with the metrological limits of common passive sampler tools^{36,37,38}. However, because model approaches are known for showing less precision than are sampling approaches, the choice was made to use a conservative approach. Consequently, the 95% confidence intervals for the mean differences were calculated and compared with the equivalences zones of $[- 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3; + 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ for NO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ and of $[- 0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3; + 0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ for benzene.

To assess the potential impact of a change in the size of the sampled area, a level evolution between the 50 m buffer exposure and the 400 m buffer exposure was computed using the following formula ($\Delta_{400-50} = [\text{pollutant}]_{400\text{m}} - [\text{pollutant}]_{50\text{m}}$). Next, the relation between urban environmental characteristics and Δ_{400-50} was tested using multilevel linear regression models. A statistical analysis was carried out using the R statistics software (V3.0.0) and using MLwiN

(V2.28). The significance level for all tests was set to 0.05.

RESULTS

The pollution exposure indicators obtained for all 12 sampling techniques are presented in Table 1 and in Figure 1. They are sorted by increasing sampled surface area apart from administrative techniques. The exposure indices were low for all pollutants and show low heterogeneity both within samples and between samples. The NO_2 values presented the highest heterogeneity of all the pollutants ($p < 10^{-3}$). For each pollutant, pairwise comparisons of the twelve mean exposure values demonstrated the equivalency of the exposure indicators. All of the 95% confidence intervals of the mean differences were included in the chosen equivalence zones of $[- 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3; + 1.0 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ for NO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ and of $[- 0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3; + 0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ for benzene.

The values of Δ_{400-50} computed for the four pollutants are presented in Table 2. For NO_2 , nearly two-thirds of the buildings presented a Δ_{400-50} higher than the $|1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3|$ value chosen for this pollutant: 19.3% of the buildings showed an exposure value decrease of more than $- 1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$, and 45.7% showed an increase of more than $+ 1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Such a relevant change in the affected exposure values concerned 40.6% of the buildings for benzene, 25.1% for PM_{10} and 48.2% for $\text{PM}_{2.5}$.

The relations between Δ_{400-50} and the urban environmental characteristics are summarized in Table 3. Not surprisingly, the distance between the building and the road were significantly and positively related to Δ_{400-50} , for all pollutants. However, the population density and deprivation indices were positively and mostly significantly related to Δ_{400-50} . This indicated a differential impact of the sampling size depending on the building environmental situation. Figure 2 illustrates the relations between the NO_2 Δ_{400-50} and the urban environment for all 10,825 residential buildings.

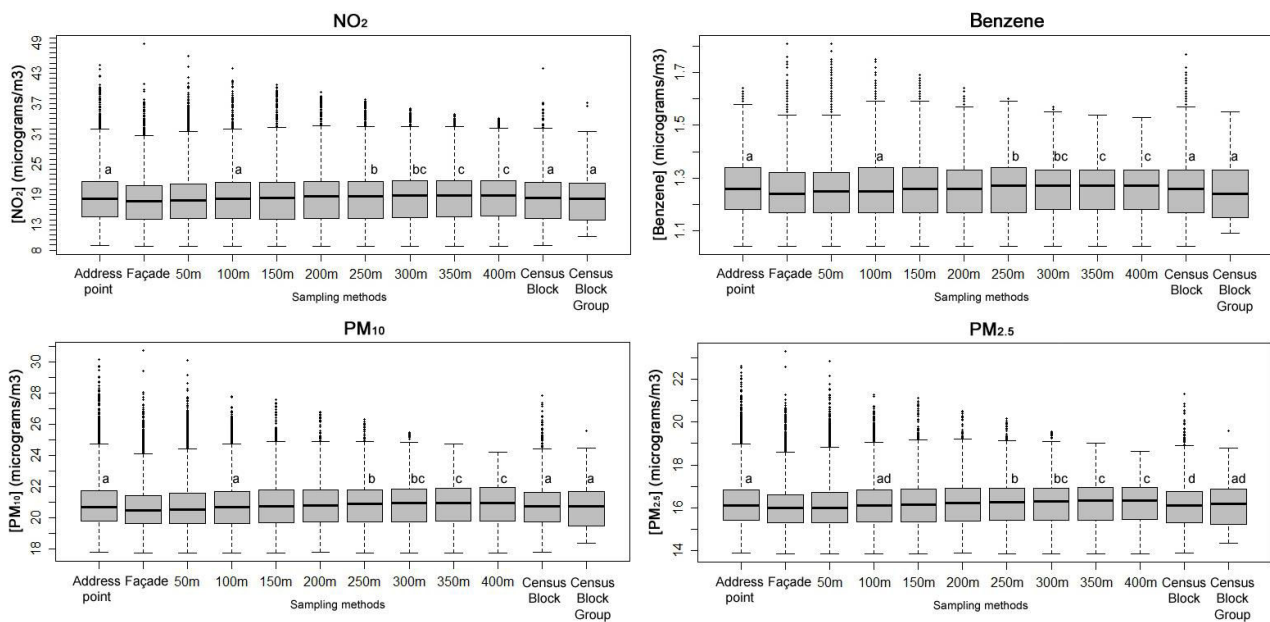


Figure 1. Boxplots of the average pollutant exposure levels evaluated for each sampling techniques (n=10,825).

DISCUSSION

Depending on the observation scale, the definition of the living neighborhood has a varying influence on the assessed exposure values for the four pollutants. The initial results, showing very similar average indices between samples, could lead to the false conclusion of the absence of a link between exposure values, sampling techniques and neighborhoods. Conversely, at the individual building scale, the size of the sampling area used to define the living neighborhood is of significant influence on the computed indices. The environmental characteristics are closely related to this differential impact, and the individual exposure assessment is impacted by the depiction of the neighborhood obtained from the chosen sampling technique.

The four air pollution models used in this study were built using the same sets of input data and software, both commonly used by French air quality monitoring services. The NO₂ and benzene models were validated using data obtained by an extensive four-season pollution level field-measurement campaign. The validity of the PM_{2.5} and PM₁₀ models were verified using the fixed air-quality-monitoring network of the city. The emission-dispersion shape of the four air pollutant values are in agreement with other urban areas^{39,40,41}, and with the spatial distribution of the main fixed and mobile air

pollution sources. The choice of a 2 x 2 m square grid grants the models a fine definition compatible with the purpose of the study. The models were based on daily annual average inputs to smooth the temporal variation in pollutant concentrations, especially the NO₂ values. The averaged values are the most compatible with chronic exposure assessments of an urban population and with the long-term point of view implied by the question of the living neighborhood. This approach is in accordance with other model-based environmental health studies^{42,41,43} and also eases the comparison with legal annual (or long-term) thresholds^{5,6}.

ADMS-urban was used to calculate pollutant diffusion in the city. This software is based on a last generation Gaussian core coupled with a semi-Lagrangian model for accounting of the pollutants atmospheric chemical transformation. Atmospheric stability and structuration under the atmospheric boundary layers are directly calculated by the model on the basis of input meteorological data. Particular situations such as urban canyon are taken into account by the Danish Operational Street Pollution Model⁴⁴ natively integrated to the software. However, only few streets, located in Besançon city center, can be considered as urban canyon. ADMS-urban results being natively displayed as pollution receptor points that can be placed

Table 1. NO₂, benzene, PM₁₀ and PM_{2.5} distribution values according to the surface of the sampling techniques (n=10,825).

	Address Points	6 m Façade	50 m Buffer	100 m Buffer	150 m Buffer	200 m Buffer	250 m Buffer	300 m Buffer	350 m Buffer	400 m Buffer	Census Blocks	Census Blocks Groups
Sampled surface												
Mean sampled surface (m ²)	4.0	565.8	7,833.3	31,374.9	70,624.3	125,581.0	196,246.5	282,618.3	384,699.7	502,488.4	70,783.3	994,201.3
Mean modeled surface (m ²)*	4.0	507.1	5,733.5	24,120.4	55,376.3	99,916.3	157,645.1	227,374.2	313,032.9	410,203.1	63,145.1	842,440.3
NO₂												
Min - Max	8.8 - 44.6	8.6 - 48.8	8.7 - 46.4	8.8 - 43.9	8.8 - 40.7	8.7 - 39.2	8.7 - 37.7	8.7 - 36	8.7 - 34.9	8.7 - 34.1	8.8 - 43.8	10.7 - 37.1
Mean (S.D.)	18.5 (5.2)	17.8 (4.8)	18.1 (5.2)	18.2 (5.1)	18.3 (5.0)	18.4 (5.0)	18.4 (5.0)	18.5 (4.9)	18.5 (4.8)	18.5 (4.8)	18.2 (5.1)	17.7 (4.9)
1 st Quartile - 3 rd Quartile	14.5 - 21.5	14.1 - 20.7	14.1 - 21	14.2 - 21.3	14.1 - 21.4	14.2 - 21.5	14.3 - 21.5	14.4 - 21.6	14.5 - 21.7	14.7 - 21.6	14.1 - 21.4	13.9 - 21.2
Median	18.2	17.7	17.8	18.0	18.3	18.6	18.6	18.7	18.7	18.7	18.2	18.0
Variation Coefficient	28.1	27.2	28.7	28.0	27.3	27.2	27.2	26.5	26.0	25.9	28.0	27.7
Benzene												
Min - Max	1 - 1.6	1 - 1.8	1 - 1.8	1 - 1.7	1 - 1.6	1 - 1.6	1 - 1.6	1 - 1.5	1 - 1.5	1 - 1.5	1 - 1.7	1 - 1.5
Mean (S.D.)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)	1.2 (0.1)
1 st Quartile - 3 rd Quartile	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3	1.1 - 1.3
Median	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Variation Coefficient	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3
PM₁₀												
Min - Max	17.7 - 30.1	17.7 - 30.7	17.7 - 30.0	17.7 - 27.7	17.7 - 27.5	17.7 - 26.7	17.7 - 26.3	17.7 - 25.4	17.7 - 24.7	17.7 - 24.2	17.7 - 27.8	18.3 - 25.5
Mean (S.D.)	20.9 (1.6)	20.6 (1.4)	20.7 (1.5)	20.7 (1.5)	20.8 (1.5)	20.8 (1.4)	20.8 (1.5)	20.8 (1.4)	20.8 (1.4)	20.8 (1.4)	20.7 (1.5)	20.6 (1.5)
1 st Quartile - 3 rd Quartile	19.7 - 21.7	19.6 - 21.4	19.6 - 21.5	19.6 - 21.6	19.6 - 21.7	19.7 - 21.7	19.7 - 21.7	19.7 - 21.8	19.7 - 21.8	19.7 - 21.9	19.7 - 21.6	19.4 - 21.6
Median	20.6	20.4	20.5	20.6	20.7	20.8	20.8	20.9	20.9	20.9	20.7	20.7
Variation Coefficient	7.4	6.9	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.2	6.2	6.8	6.3
PM_{2.5}												
Min - Max	13.8 - 22.6	13.8 - 23.3	13.8 - 22.8	13.8 - 21.2	13.8 - 21.1	13.8 - 20.5	13.8 - 20.1	13.8 - 19.5	13.8 - 19	13.8 - 18.6	13.8 - 21.3	14.3 - 19.6
Mean (S.D.)	16.2 (1.2)	16.0 (1.1)	16.1 (1.1)	16.1 (1.1)	16.1 (1.1)	16.2 (1.1)	16.2 (1.1)	16.2 (1.1)	16.2 (1.0)	16.2 (1.0)	16.1 (1.1)	16.0 (1.0)
1 st Quartile - 3 rd Quartile	15.4 - 16.8	15.2 - 16.6	15.3 - 16.7	15.3 - 16.8	15.3 - 16.8	15.3 - 16.9	15.4 - 16.9	15.4 - 16.9	15.4 - 16.9	15.4 - 16.9	15.3 - 16.7	15.2 - 16.8
Median	16.1	15.9	16.0	16.0	16.1	16.2	16.2	16.3	16.3	16.3	16.1	16.1
Variation Coefficient	7.7	6.8	7.3	7.3	7.2	6.7	7.2	6.7	6.7	6.7	7.3	7.3

*Modeled surface corresponding to the sampled surface minus build surface.

Table 2. Distribution and evolution of Δ_{400-50} for each pollutants (n=10,825).

Distribution	Δ_{400-50} NO ₂		Δ_{400-50} Benzene		Δ_{400-50} PM ₁₀		Δ_{400-50} PM _{2.5}	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Min – Max	-18.36 – 7.98		-0.41 – 0.18		-6.80 – 3.03		-4.95 – 2.24	
Mean (S.D.)	0.45 (2.77)		0.01 (0.07)		0.18 (1.03)		0.13 (0.76)	
1 st Quartile - 3 rd Quartile	-0.40 – 2.04		0.02 – 0.05		-0.16 – 0.77		-0.13 – 0.56	
Median	0.79		0.02		0.29		0.21	
Variation Coefficient	16.15		14.04		17.74		17.05	
Evolution	$\pm 1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$		$\pm 0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$		$\pm 1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$		$\pm 1.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$	
Relevant decrease	19.3%	2,093	15.6%	1,687	9.5%	1,026	19.9%	2,157
Non-relevant variation	35.0%	3,789	59.4%	6,434	74.9%	8,103	51.8%	5,603
Relevant increase	45.7%	4,943	25.0%	2,704	15.7%	1,696	28.3%	3,065

accordingly to the modeler's need, the choice of establishing a 25m raster-grid covering the whole city has been made in consideration to the available computing power. A simple kriging was then used to rasterize the data, following the fixed 2 x 2 m square grid covering the whole city and more suited for the study.

All the computed average annual air pollution levels are below the thresholds fixed by French legislation⁴⁵. They are also equal to or below the European annual average for urban background concentrations²⁸, and reach the values advised for health protection by the World Health Organization⁴⁶. Such values indicate that Besançon is a moderately polluted area. Due to the general trend of pollution reduction observed across Europe 28, these moderate pollution levels may, in the future, be found in cities that are currently considered as highly polluted areas. These results support the fact that the choice of the exposure indices is of great importance, even at moderate to low levels of pollution, and may be of greater importance in highly polluted areas.

Sampling techniques used to define the exposure indicators were chosen to reflect the differences between approaches used for outdoor air exposure assessments^{20,21,22,23,24}. Address-point indicators represent exposure on a single point supposedly located at the entrance of a building^{47,48,25}. However, the distance between the address point and the entrance of the building is sometimes high²⁵. Building's perimeter indicators assess dwelling exposure at the outdoor-indoor interface. Census Blocks and Census Block Groups are small and medium administrative

areas, enabling easy but aggregated exposure assessment by affecting the same exposure to every subject belonging to the same administrative area. Finally, buffer indicators represent the immediate living neighborhoods of the subjects and are used as proxies for the adult "walking neighborhood" where subjects are moving to meet most of their daily needs¹⁹. An upper limit of 400 m was retained for the straight-line buffers, in accordance with other studies that considered the usual 1.6 km (one mile) buffer as inadequate for European cities^{19,49}. Although commonly used, circular buffers may not to be the best choice for neighborhood representations. The residential neighborhood is rarely circular and is actually conditioned both by urban parameters (morphology, topography, etc.) and by individual subject parameters (national culture, living habits, activity pattern, mobility, socio-economic level, etc.)^{50,19}. The best exposure indicator should ideally be specifically designed to account for the particular definition of the neighborhood by each subject. However, the choice of circular buffers is an interesting alternative in the absence of information about the use of the neighborhood by the population, such as in this study.

The impact of the scale change (Δ_{400-50}) was evaluated using the difference between the minimal and the maximal buffer size in order to represent the maximum variability between similarly built indices. This way, the impact is evaluated without interference from different indices construction, from the building close vicinity (50 m) to the distance that passes to be the average European walking neighborhood (400 m)¹⁹.

Table 3. Multilevel analysis of the assigned pollutant level variation for an increasing of the buffer surface radius from 50 m to 400 m (n=10,825).

Level	Variable	$\Delta_{\text{Amson}} \text{NO}_2$			$\Delta_{\text{Amson}} \text{Benzene}$			$\Delta_{\text{Amson}} \text{PM}_{10}$			$\Delta_{\text{Amson}} \text{PM}_{2.5}$		
		β	SD	P-value	β	SD	P-value	β	SD	P-value	β	SD	P-value
Building	Distance to nearest road (for +100m)	9.70	0.53	<0.01	4.35	0.22	<0.01	3.43	0.20	<0.01	3.29	0.19	<0.01
	Distance to nearest main road (for +100m)	4.30	0.12	<0.01	1.63	0.05	<0.01	1.52	0.04	<0.01	1.45	0.04	<0.01
Census Blocks	Urban typology (Ref.: Individual Housing)			0.22			<0.01			<0.01			<0.01
	Densely Urbanized Area	1.49	1.91		1.02	0.79		1.05	0.75		0.98	0.72	
	Social Housing	2.92	1.89		2.87	0.78		2.15	0.74		2.08	0.70	
	Mixed Residential Area	1.29	1.50		0.39	0.62		0.33	0.58		0.30	0.56	
C. Block Groups	Activity Center	-3.75	2.83		-1.22	1.17		-1.38	1.11		-1.25	1.06	
	Population density (for +1000 hab/Km ²)	0.10	0.13	0.44	0.14	0.05	<0.01	0.14	0.05	<0.01	0.14	0.05	<0.01
	Gini income inequality coefficient	16.14	7.69	0.04	7.65	3.34	0.02	8.34	3.12	<0.01	8.07	2.97	<0.01
	Unemployment rate (for +10%)	2.20	1.01	0.03	1.50	0.40	<0.01	1.50	0.40	<0.01	1.40	0.40	<0.01
	Percentage of household owner (for +10%)	-0.70	0.35	0.05	-0.39	0.16	0.02	-0.43	0.14	<0.01	-0.42	0.14	<0.01
	Percentage of household without car (for +10%)	1.00	0.54	0.06	0.61	0.24	0.01	0.67	0.22	<0.01	0.64	0.21	<0.01
	Percentage of labourer household (for +10%)	1.30	0.90	0.17	1.10	0.40	<0.01	1.00	0.40	<0.01	1.00	0.40	<0.01
	Percentage of single-parent family (for +10%)	1.40	0.90	0.11	1.00	0.40	<0.01	1.00	0.40	<0.01	1.00	0.30	<0.01
	Percentage of foreigner (for +10%)	2.70	1.22	0.03	1.60	0.50	<0.01	1.60	0.50	<0.01	1.60	0.50	<0.01
	Percentage of immigrant (for +10%)	2.40	1.01	0.02	1.40	0.40	<0.01	1.40	0.40	<0.01	1.40	0.40	<0.01

Building levels variable are tested alone, whereas Census Block and Census Block Group variables are individually tested with adjustments based on the distance to the nearest road

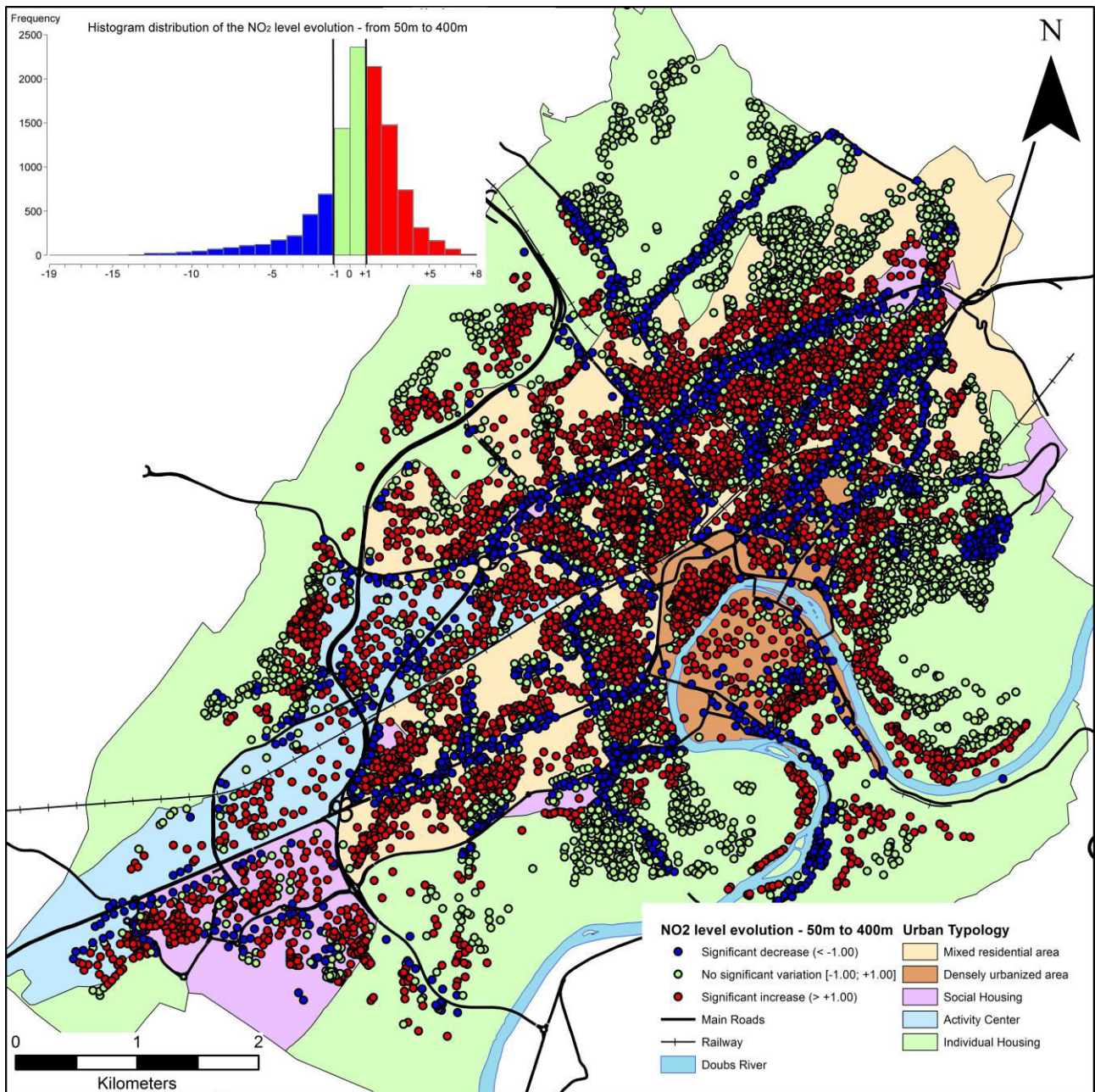


Figure 2. NO₂ level evolution between the 50-m-buffer sampling and the 400-m-buffer sampling (n=10,825).

Some studies have already taken interest in the influence of model scale on air pollution exposure, showing either an impact^{51,52} or an absence of impact⁵³. To our knowledge, this study is the first to explore the differential measurement bias resulting from the definition of the neighborhood in the context of air pollution exposure in a medium-sized European city. A similar study has been conducted on noise in the same city²⁵. For both noise and air pollution, this differential measurement bias can lead to a misclassification of the exposure level of the

subject, and to false estimates of the relations between exposure and health. A change in the neighborhood scale could either overestimate or underestimate exposure situation, depending on the neighborhood spatial and social characteristics.

A direct relation between neighborhood morphology and air pollution exposure levels has already been shown when studied at a single fixed neighborhood scale^{54,55}. Not surprisingly, our results indicate that the distance between individual buildings and the nearest road is by far the main contributor to

the differential measurement bias within the morphology for all pollutants. Decrease of exposure due to scale change often occurs along major road and could be explained by the dilution of the source contribution in the area-averaged exposure level. Opposite situation happens for buildings located on the inside of the city blocks, where the increase in the living area includes high contribution sources such as major roadway. Most unchanged points are located on the urban fringe, away from the main roads, where the exposure level cannot be influenced by inclusion of new sources in the neighborhood. Again, a direct relation between the distance to the road and exposure levels has been previously demonstrated^{56,57,58,59}, but no results can be found concerning the differential impact due to scale variations.

Deprivation indices have been shown to impact fixed-scale air pollution exposure levels in various regions, such as the E.U.^{60,61,62}, the U.S.^{63,64,65,66} and Asia⁶⁷. Only one study²⁶ focused on the effect of scale (county and city) on the relation between deprivation indices and NO₂ concentrations. This study also found a significant, but more complex, impact of the chosen scale. However, to our knowledge, no studies have been published on the differential nature of the socio-economic status impact on the variations in exposure. Without being able to explain this effect, we see that the consequences of the scale change are not the same in deprived and non-deprived area. When increasing the neighborhood scale, exposure values affected to the buildings located in the most deprived areas increase, whereas those affected to the buildings located in the least deprived areas decrease.

REFERENCES

- (1) Brunekreef, B.; Holgate, S. T. Air pollution and health. *Lancet* 2002, 360, 1233–1242.
- (2) Health Effects Institute. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and Mortality from Air Pollution in the United States; Health Effects Institute: Cambridge (MA, USA), 2000.
- (3) World Health Organisation Europe. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide; World Health Organization - Regional Office for Europe: Copenhagen (Denmark), 2003.
- (4) World Health Organisation. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths, 2013.
- (5) World Health Organisation Europe. Air quality guidelines for Europe; World Health Organization - Regional Office for Europe: Copenhagen (Denmark), 2000.
- (6) World Health Organisation Europe. Air quality guidelines Global Update; World Health Organization - Regional Office for Europe: Copenhagen (Denmark), 2005.
- (7) Boddy, M. Geographical economics and urban competitiveness: a critique. *Urban Stud.* 1999, 36, 811–842.
- (8) Giffinger, R.; Fertner, C.; Kramar, H.; Meijers, E. City-ranking of European medium-sized cities. *Cent. Reg. Sci. Vienna UT*

Our results show that understanding the chosen exposure indicator and how it can impact the exposure value is of prime importance to the investigator. Each technique corresponds to a particular consideration of the neighborhood and the exposure situation, and should be chosen accordingly based on the conditions of the study and on the behavior and living situation of the subjects. Our results suggest the existence of a complex relation between the magnitude of the differential bias, the scale, the deprivation index and the neighborhood morphology. A deeper explanation of this relation would need indices that provide a better depiction of the urban landscape. Because the epidemiology relies on an accurate exposure assessment, underestimating the impact of the definition of the neighborhood could lead to exposure evaluation errors and thus impact resulting health studies as well as the decision-making process. This is especially true considering the debated nature of the legal threshold and considering the fact that long-term exposure to many pollutants remains actually a risk even below the official threshold⁴³.

Author Contributions

The manuscript was written through contributions of all authors. All authors have given approval to the final version of the manuscript.

Funding Sources

Quentin Tenailleau is a Ph.D. student supported by a grant from the city of Besançon

Acknowledgment

The authors would like to thank the city services, the urban community of Besançon (CAGB), the Besançon Urban Development Agency (AUDAB) and the Departemental Public Works Directorate (DDE) for their technical support

2007.

- (9) Ehrlich, P. R.; Holdren, J. P. Human Population and the Global Environment: Population growth, rising per capita material consumption, and disruptive technologies have made civilization a global ecological force. *Am. Sci.* 1974, 62, 282–292.
- (10) Selden, T. M.; Song, D. Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions? *J. Environ. Econ. Manag.* 1994, 27, 147–162.
- (11) EEA. The contribution of transport to air quality. TERM 2009: indicators tracking transport and environment in the European Union; European Environment Agency: Luxembourg (Luxembourg), 2009.
- (12) EMEP/EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories; European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency: Luxembourg (Luxembourg), 2013.
- (13) Shukla, V.; Parikh, K. The Environmental Consequences of Urban Growth: Cross-national Perspectives on Economic Development, Air Pollution, and City Size. *Urban Geogr.* 1992, 13, 422–449.
- (14) Nieuwenhuijsen, M.; Paustenbach, D.; Duarte-Davidson, R. New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environ. Int.* 2006, 32, 996–1009.
- (15) Auchincloss, A. H.; Gebreab, S. Y.; Mair, C.; Diez Roux, A. V. A Review of Spatial Methods in Epidemiology, 2000–2010. *Annu. Rev. Public Health* 2012, 33, 107–122.
- (16) Klepeis, N. E.; Nelson, W. C.; Ott, W. R.; Robinson, J. P.; Tsang, A. M.; Switzer, P.; Behar, J. V.; Hern, S. C.; Engelmann, W. H. The National Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 2001, 11, 231–252.
- (17) European Commission. How Europeans spend their time. Everyday life of women and men; European Commission: Luxembourg (Luxembourg), 2004.
- (18) Nieuwenhuijsen, M. J. Exposure assessment in occupational & environmental epidemiology.; Oxford University Press, 2003.
- (19) Smith, G.; Gidlow, C.; Davey, R.; Foster, C. What is my walking neighbourhood? A pilot study of English adults' definitions of their local walking neighbourhoods. *Int. J. Behav. Nutr. Phys. Act.* 2010, 7, 34–42.
- (20) Hoek, G.; Brunekreef, B.; Goldbohm, S.; Fischer, P.; van den Brandt, P. A. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet* 2002, 360, 1203–1209.
- (21) Hoffmann, B.; Moebus, S.; Möhlenkamp, S.; Stang, A.; Lehmann, N.; Dragano, N.; Schmermund, A.; Memmesheimer, M.; Mann, K.; Erbel, R.; et al. Residential exposure to traffic is associated with coronary atherosclerosis. *Circulation* 2009, 116, 489–496.
- (22) Cesaroni, G.; Badaloni, C.; Porta, D.; Forastiere, F.; Perucci, C. A. Comparison between various indices of exposure to traffic-related air pollution and their impact on respiratory health in adults. *Occup. Environ. Med.* 2008, 65, 683–690.
- (23) Huynh, M.; Woodruff, T. J.; Parker, J. D.; Schoendorf, K. C. Relationships between air pollution and preterm birth in California. *Paediatr Perinat Epidemiol* 2006, 20, 454–461.
- (24) Bell, M. L.; Ebisu, K.; Belanger, K. Ambient air pollution and low birth weight in Connecticut and Massachusetts. *Env. Health Perspect* 2007, 115, 1118–1124.
- (25) Tenaillon, Q. M.; Bernard, N.; Pujol, S.; Houot, H.; Joly, D.; Mauny, F. Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter? *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 2014, (in press).
- (26) Stroh, E.; Oudin, A.; Gustafsson, S.; Pilesjö, P.; Harrie, L.; Strömberg, U.; Jakobsson, K. Are associations between socio-economic characteristics and exposure to air pollution a question of study area size? An example from Scania, Sweden. *Int. J. Health Geogr.* 2005, 4, 1–13.
- (27) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Results of the Population Census - 2009 <http://www.recensement.insee.fr/basesInfracommunales.action> (accessed Nov 1, 2013).
- (28) EEA. Air Quality in Europe; technical report; European Environment Agency: Luxembourg (Luxembourg), 2011.
- (29) EEA. The application of models under the European union's Air Quality Directive.; European Environmental Agency: Luxembourg (Luxembourg), 2011.
- (30) Pujol, S.; Houot, H.; Antoni, J. P.; Mauny, F. Linking traffic and noise models to explore spatio-temporal distribution of noise pollution: an example in Besançon (France). In Proceedings of the 19th International Congress on Sound and Vibration; Vilnius (Lithuania), 2012.
- (31) EMEP/EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories; European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency: Luxembourg (Luxembourg), 2009.
- (32) Cambridge Environmental Research Consultants. ADMS-Urban presentation <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-Urban-model.html> (accessed Oct 9, 2014).
- (33) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Definition of “Statistical Block” <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/ilot.htm> (accessed Nov 1, 2013).
- (34) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Definition of “IRIS” <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/iris.htm> (accessed Nov 1, 2013).
- (35) Houot, H. Approche géographique des nuisances sonores urbaines : méthodologie d'aide à la prise en compte des nuisances sonores en aménagement urbain. Université de Franche-Comté, 1999.
- (36) Rupprecht & Patashnick Co., Inc. Operating Manual - Partisol-Plus Model 2025 Sequential Air Sampler; 2009.
- (37) Passam ag. Nitrogen dioxide passive sampler's user manual; 2010.
- (38) Centro di Ricerche Ambientali - Padova. Radiello user's manual; 2006.
- (39) World Health Organisation Europe. Health effects of transport-related air pollution; WHO Regional Office Europe, 2005.
- (40) Clougherty, J. E.; Wright, R. J.; Baxter, L. K.; Levy, J. I. Land use regression modeling of intra-urban residential variability in multiple traffic-related air pollutants. *Env. Health* 2008, 7, 17.
- (41) Zhang, K.; Batterman, S. Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Sci. Total Environ.* 2013, 450–451, 307–316.
- (42) Latza, U.; Gerdes, S.; Baur, X. Effects of nitrogen dioxide on human health: Systematic review of experimental and

- epidemiological studies conducted between 2002 and 2006. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2009, 212, 271–287.
- (43) Beelen, R.; Raaschou-Nielsen, O.; Stafoggia, M.; Andersen, Z. J.; Weinmayr, G.; Hoffmann, B.; Wolf, K.; Samoli, E.; Fischer, P.; Nieuwenhuijsen, M.; et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *The Lancet* 2013.
- (44) Hertel, O.; Berkowicz, R.; Larssen, S. The Operational Street Pollution Model (OSPM). In 18th International Meeting of NATO/CMS on Air Pollution Model and its Application; Vancouver, Canada, 1990; pp. 741–749.
- (45) Code de l'environnement - Titre R22. Air et atmosphère; 2013.
- (46) World Health Organisation. Ambient (outdoor) air quality and health, Fact sheet N°313 <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>.
- (47) Cayo, M. R.; Talbot, T. O. Positional error in automated geocoding of residential addresses. *Int. J. Health Geogr.* 2003, 2, 10.
- (48) Bonner, M. R.; Han, D.; Nie, J.; Rogerson, P.; Vena, J. E.; Freudenheim, J. L. Positional Accuracy of Geocoded Addresses in Epidemiologic Research. *Epidemiology* 2003, 14, 408–412.
- (49) Forsyth, A.; Hearts, M.; Oakes, J.; Schmitz, K. Design and destinations: factors influencing walking and total physical activity. *Urban Stud.* 2008, 45, 1973–1996.
- (50) Chaix, B.; Merlo, J.; Evans, D.; Leal, C.; Havard, S. Neighbourhoods in eco-epidemiologic research: Delimiting personal exposure areas. A response to Riva, Gauvin, Apparicio and Brodeur. *Soc. Sci. Med.* 2009, 69, 1306–1310.
- (51) Pedersen, M.; Siroux, V.; Pin, I.; Charles, M. A.; Forhan, A.; Hulin, A.; Galineau, J.; Lepeule, J.; Giorgis-Allemand, L.; Sunyer, J.; et al. Does consideration of larger study areas yield more accurate estimates of air pollution health effects? An illustration of the bias-variance trade-off in air pollution epidemiology. *Environ. Int.* 2013, 60, 23–30.
- (52) Batterman, S.; Chambliss, S.; Isakov, V. Spatial resolution requirements for traffic-related air pollutant exposure evaluations. *Atmos. Environ.* 2014, 94, 518–528.
- (53) Stroh, E.; Harrie, L.; Gustafsson, S. A study of spatial resolution in pollution exposure modelling. *Int. J. Health Geogr.* 2007, 6, 1–13.
- (54) Lyons, T.; Kenworthy, J.; Newman, P. Urban structure and air pollution. *Atmospheric Environ. Part B Urban Atmosphere* 1990, 24, 43–48.
- (55) Tang, U. W.; Wang, Z. S. Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: Results from a modelling system. *Environ. Model. Softw.* 2007, 22, 1750–1764.
- (56) Van Vliet, P. H.; Knape, M.; de Hartog, J.; Janssen, N.; Harssema, H.; Brunekreef, B. Motor Vehicle Exhaust and Chronic Respiratory Symptoms in Children Living near Freeways. *Environ. Res.* 1997, 74, 122–132.
- (57) Roorda-Knape, M. C.; Janssen, N. A.; De Hartog, J. J.; Van Vliet, P. H.; Harssema, H.; Brunekreef, B. Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos. Environ.* 1998, 32, 1921–1930.
- (58) Fischer, P.; Hoek, G.; van Reeuwijk, H.; Briggs, D.; Lebrecht, E.; Van Wijnen, J.; Kingham, S.; Elliott, P. Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam. *Atmos. Environ.* 2000, 34, 3713–3722.
- (59) Janssen, N. A. ; van Vliet, P. H. ; Aarts, F.; Harssema, H.; Brunekreef, B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmos. Environ.* 2001, 35, 3875–3884.
- (60) Kohlhuber, M.; Mielck, A.; Weiland, S. K.; Bolte, G. Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environ. Res.* 2006, 101, 246–255.
- (61) Chaix, B.; Gustafsson, S.; Jerrett, M.; Kristersson, H.; Lithman, T.; Boalt, Å.; Merlo, J. Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *J. Epidemiol. Community Health* 2006, 60, 234–241.
- (62) Briggs, D.; Abellan, J. J.; Fecht, D. Environmental inequity in England: Small area associations between socio-economic status and environmental pollution. *Soc. Sci. Med.* 2008, 67, 1612–1629.
- (63) Evans, G. W.; Marcynyszyn, L. A. Environmental Justice, Cumulative Environmental Risk, and Health Among Low- and Middle-Income Children in Upstate New York. *Am. J. Public Health* 2004, 94, 1942–1944.
- (64) O'Neill, M. S.; Jerrett, M.; Kawachi, I.; Levy, J. I.; Cohen, A. J.; Gouveia, N.; Wilkinson, P.; Fletcher, T.; Cifuentes, L.; Schwartz, J. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environ. Health Perspect.* 2003, 111, 1861.
- (65) Hajat, A.; Diez-Roux, A. V.; Adar, S. D.; Auchincloss, A. H.; Lovasi, G. S.; O'Neill, M. S.; Sheppard, L.; Kaufman, J. D. Air Pollution and Individual and Neighborhood Socioeconomic Status: Evidence from the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis (MESA). *Environ. Health Perspect.* 2013, 121, 1325–1333.
- (66) Gray, S. C.; Edwards, S. E.; Miranda, M. L. Race, socioeconomic status, and air pollution exposure in North Carolina. *Environ. Res.* 2013, 126, 152–158.
- (67) Yi, O.; Kim, H.; Ha, E. Does area level socioeconomic status modify the effects of PM10 on preterm delivery? *Environ. Res.* 2010, 110, 55–61.

CHAPITRE 6

—

BRUIT ET POLLUTION DE L’AIR EN MILIEU URBAIN : UNE PREMIERE APPROCHE DE LA MULTI-EXPOSITION

1. Préambule

Les articles constituant les chapitres 2, 3 et 4 de ce travail de thèse ont permis d'obtenir une meilleure compréhension de l'influence de l'échelle spatiale sur les niveaux d'exposition au bruit puis à la pollution atmosphérique. Les résultats obtenus par le biais de ces travaux de recherche ont éclairé les liens existants entre choix méthodologiques, définition du lieu de vie et prise en compte de l'environnement urbain.

L'article présenté dans ce chapitre combine deux modèles de prévision du bruit et de la pollution de l'air dans l'environnement, afin de conduire une approche de la multi-exposition en zone urbaine dans le cas d'une ville de taille moyenne.

Une approche méthodologique simplifiée a été décidée. Deux polluants ont été retenus, le bruit et le NO₂. L'approche par façade a été employée afin d'évaluer les niveaux de polluants pour chacun des 10 825 bâtiments.

Les résultats mettent en évidence l'existence de situations de discordance entre les niveaux des deux polluants. Ces discordances présentent une structuration spatiale associée à différentes caractéristiques de l'environnement : densité de population, pourcentage de surface bâtie et distance aux sources.

Cet article est actuellement en cours de finalisation et sera soumis à une revue scientifique internationale telle que *Environmental pollution* ou *Environmental research* avant la date retenue pour la soutenance.

2. Do Environmental Noise and NO₂ atmospheric levels spatially overlap in urban areas?

Do Environmental Noise and NO₂ atmospheric levels spatially overlap in urban areas?

Quentin M. Tenaillon*¹ M. Sc.; Nadine Bernard^{1,3} Prof.; Anne-Laure Parmentier² M. Sc.; Sophie Pujol^{1,3} Ph. D.; H el ene Houot³ Ph. D.; Daniel Joly³ Ph. D.; Fr ed eric Mauny^{1,2} Prof.

1- "Laboratoire Chrono-environnement" UMR6249 Centre National de la Recherche Scientifique / Université de Franche-Comté.

2- Centre Hospitalier Régional Universitaire de Besançon.

3- "Laboratoire Th MA" UMR6049 Centre National de la Recherche Scientifique / Universit  de Franche-Comté / Universit  de Bourgogne.

KEYWORDS: Environmental exposure assessment, G.I.S., models, multiple-exposure, co-exposure, urban noise, air pollution.

ABSTRACT: Urban environment house numerous emission sources for both air and noise pollutions, many of them being shared, and create optimum conditions for environmental multi-exposure. The main obstacle to multi-exposure studies is the difficulties to evaluate joint-exposure levels. The present study aims to describe the noise/NO₂ multi-exposure situations in urban environment, and to explore the possible discordant and concordant situations of both exposures. Fine scale diffusion models were developed in the middle-sized city of Besançon (France), and a classification methods was used to evaluate multi-exposure situations in the façade of 10 825 buildings. Although correlated, urban spatial distributions of noise and NO₂ around buildings do not overlap and 30 % of the buildings were considered to be discordant on the noise and NO₂ levels. This discrepancy is associated with variables describing the environment of the buildings, and is spatially structured. Our results support the existence of several co-existing multi-exposure situations across the city. Spatial noise and air pollution overlay is impacted by differences in both emission and on diffusion phases. In depth studies might be useful to get a better understanding of the environmental conditions responsible for the different multi-exposure situations, both temporally and spatially.

Author informations

Quentin M. Tenaillon, Laboratoire Chrono-Environnement (UMR6249), Centre de Méthodologie Clinique, CHRU - Hôpital St. Jacques, 2 place Saint Jacques, F-25030 BESANÇON Cedex. Telephone: +33.(0)3.81.21.89.08. eMail: quentin.tenaillon@univ-fcomte.fr

INTRODUCTION

Every day, around 15 % of the European population is exposed to daily average noise or air pollutant levels exceeding the threshold set by the European community^{1,2}. While several epidemiological studies have taken interest in the health effects of individual

exposure to noise or to air pollution^{3,4}, very few have considered the impact of multi-exposure, which is the simultaneous exposure to several pollutants^{5,6,7,8,9}. Some have been able to demonstrate a synergic effect^{5,6,7}, but the exact nature of the joint effects of multi-exposure remain unclear.

The main obstacle to multiple-exposure studies is the difficulties to evaluate joint-exposure levels. Many of the numerous emission sources existing for both pollutions are shared, and road-traffic is considered to be the main contributor to both urban noise and air pollution^{10,11}. This sharing of emission sources creates optimum conditions for environmental multi-exposure. The few existing studies on multi-exposure quantification to noise and air pollution have indeed shown a moderate correlation depending on the used technique^{12,13,14,15}. However, at the city scale, diffusion phenomenon highly impacts the distribution and the intensity of each pollutant, possibly creating an important and mostly unknown spatio-temporal variability of multi-exposure situations.

The present study aims to describe the noise/NO₂ multi-exposure situations in an urban environment, and to explore the possible patterns for discordant and concordant exposure situations.

MATERIALS & METHODS

The study was conducted in the European middle sized-city of Besançon. The city count around 117 599 inhabitants¹⁶ distributed in a 65 km² urban area fitting the municipality boundaries. The main source for both air and noise environmental pollution is the road traffic, and the city does not present other particularly pollutant or noisy infrastructures, such as airports, motorways or heavy industries.

Both noise and air environmental levels have been computed using the same standardized process and common inputs¹⁷. The shape and the position of both roads and buildings have been obtained from the French National Geographical Institute database (BD TOPO® for 2011). Topographic data were obtained from the same source on the form of a 4 m² raster-grid digital terrain model. Meteorological observation (temperature, cloudiness, solar radiation, wind direction and speed) were obtained from the French National Meteorological Service (Météo-France) for every days of the year 2011. Road traffic in the city was obtained from the city

urban services, and the vehicle fleet composition was provided by the Interprofessional Technical Centre for Studies on Air Pollution (CITEPA). Obtained traffic data depicts the 2011 average annual all-vehicles traffic for three time periods (day 06:00 to 18:00; evening 18:00 to 22:00; and night 22:00 to 06:00 18).

The noise levels were directly calculated on the whole study area by introducing environmental inputs, road-traffic and contribution from railway in the noise-modelling software MITHRA-SIG© (V2)^{18,17} developed by Geomod and the Scientific and Technical Centre for Building. The NO₂ levels were calculated using a two-step method. First, daily averaged annual road-traffic emissions were calculated using Circul-air, an emission software developed on the basis of the COPERT4 European standard methodology¹⁹ by the air quality monitoring network of Alsace. Then road-traffic emissions, daily averaged annual emissions from building heating and industry evaluated by ATMO Franche-Comté using a 500 m raster grid, and environmental inputs were introduced in ADMS-Urban©, a pollution diffusion software developed by the CERC company.

Both pollution levels were displayed in ESRI arcGIS© (V9.3.1) at 2 meters above ground for the whole city, following a common 4m² (2m x 2m) raster grid with each pixel giving an air and a noise pollution level. NO₂ was expressed in microgram/m³ (µg/m³) and noise in dB(A) rounded to the nearest decibel unit. Choice was made to use the daily equivalent A weighted sound level (L_{Aeq,24h}) in accordance with the European Network on Noise and Health²⁰. Obtained spatial models were validated using measurement data obtained from past field-campaigns. Noise model validation was based on a noise measurement campaign conducted in front of 44 dwelling²¹ (spearman rho=0.81, p<0.01). NO₂ model validation was based on four two-week-long pollution level field-survey conducted by ATMO Franche-Comté on 200 locations across the city during autumn and winter 2010, and spring and summer 2011 (spearman rho=0.80, p<0.01).

Exposure assessment was conducted with arcGIS, using a sample of 10 825 residential buildings¹⁷. For each building and pollution, exposure level was quantified as the average value of all the pixels between 0 m and 6 m surrounding the façade perimeter of the building.

Environment of the building was characterized using four variables obtained from the IGN and INSEE database²²: the distance between the building and the nearest main road (defined with a traffic higher or equal to 5 000 vehicles per day); the distance between the building and the nearest railway; The built surface percentage in the corresponding Census Block Group²³; and the population density in 2009 for the corresponding Census Block Group.

To compare variables expressed with different units, each pollutant variable was discretized into i) four classes (using quartile cut-points) and ii) two classes (using median cut-point). Potential discrepancy between Noise and NO₂ was explored using the quartile cut-point discretization. Multi-exposure situations were then assessed using median cut-point. Each building was classified in one of the four following multi-exposure group: [Noise- / NO₂-] for both exposure below respective median values; [Noise- / NO₂+] for noise exposure below noise median and NO₂ exposure above NO₂ median; [Noise+ / NO₂-] for noise exposure above noise median and NO₂ exposure below NO₂ median; and finally [Noise+ / NO₂+] for both exposure above respective median

values.

Pollutant distribution was tested using Kolmogorov-Smirnov distribution test. Correlations and agreement between exposure levels were tested using Pearson's rank correlation test and Cohen's weighted kappa, respectively. Environmental variables have been tested using Kruskal-Wallis test with post-hoc comparisons and Siegel & Castellan correction²⁴. Statistical tests were performed using R-statistics software (V2.15.2) and MLwiN (V2.25). Statistical significance was set to 0.05.

RESULTS

The exposure values obtained for both pollutants are summarized in Table 1 and Figure 1. Noise level is above 40 dB for nearly all the buildings (93.03 %) and above 55 dB for 19.84 % of them. NO₂ level is above 20.0 µg/m³ for 30.83 % of the buildings and above 40.0 µg/m³ for only 3 buildings (0.03%). Noise exposure follows a Gaussian distribution (Kolmogorov-Smirnov D=0.01, p=0.13) while NO₂ distribution does not (D=0.03, p<0.01). The two distributions differ significantly (D=0.99, p<0.01).

Table 1: Noise and NO₂ values calculated at the building façade (n=10 825).

	Min – Max	Mean (S.D.)	1 st - 3 rd Qu.	Median	V.C*
L _{Aeq,24h}	24.6 – 71.7	49.5 (6.5)	45.3 - 53.7	49.3	13.13
NO ₂	8.6 - 48.8	17.8 (8.5)	14.1 - 20.7	17.7	47.75

*V.C. : Variation Coefficient

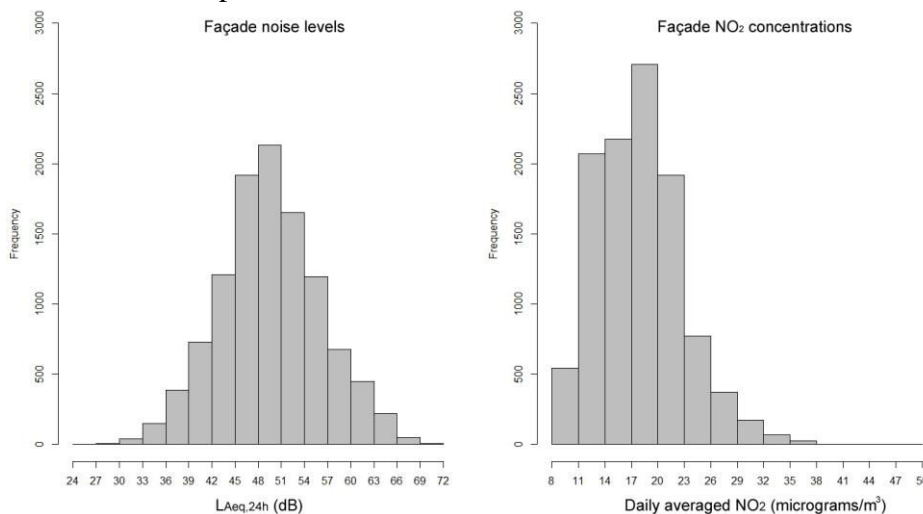


Figure 1: Histogram distribution of the noise and NO₂ pollution levels.

As expected, the results show a significant and positive correlation between noise and NO₂, when treated as quantitative (Pearson's $r=0.64$, $p<0.01$, scatterplot in Figure 2). However, when discretized into four classes

and cross tabulated, noise and NO₂ variables highlight discrepancy (Table 2). Less than half of the buildings (46.6%) are located in the agreement diagonal, and the agreement is quantified as moderate (Kappa=0.44).

Table 2: Noise and NO₂ quartile distribution (n=10 825).

	8.7 < NO ₂ ≤ 14.1	14.1 < NO ₂ ≤ 17.7	17.7 < NO ₂ ≤ 20.8	20.8 < NO ₂ ≤ 48.9	Total
24.7 < Noise ≤ 45.4	1 424 (13.15%)	730 (6.74%)	452 (4.18%)	102 (0.94%)	2 708 (25.02%)
45.4 < Noise ≤ 49.4	835 (7.71%)	907 (8.38%)	748 (6.91%)	216 (2.00%)	2 706 (25.00%)
49.4 < Noise ≤ 53.8	358 (3.31%)	746 (6.89%)	964 (8.91%)	638 (5.89%)	2 706 (25.00%)
53.8 < Noise ≤ 71.8	95 (0.88%)	320 (2.96%)	542 (5.01%)	1 748 (16.15%)	2 705 (24.99%)
Total	2 712 (25.05%)	2 703 (24.97%)	2 706 (25.00%)	2 704 (24.98%)	10 825 (100%)

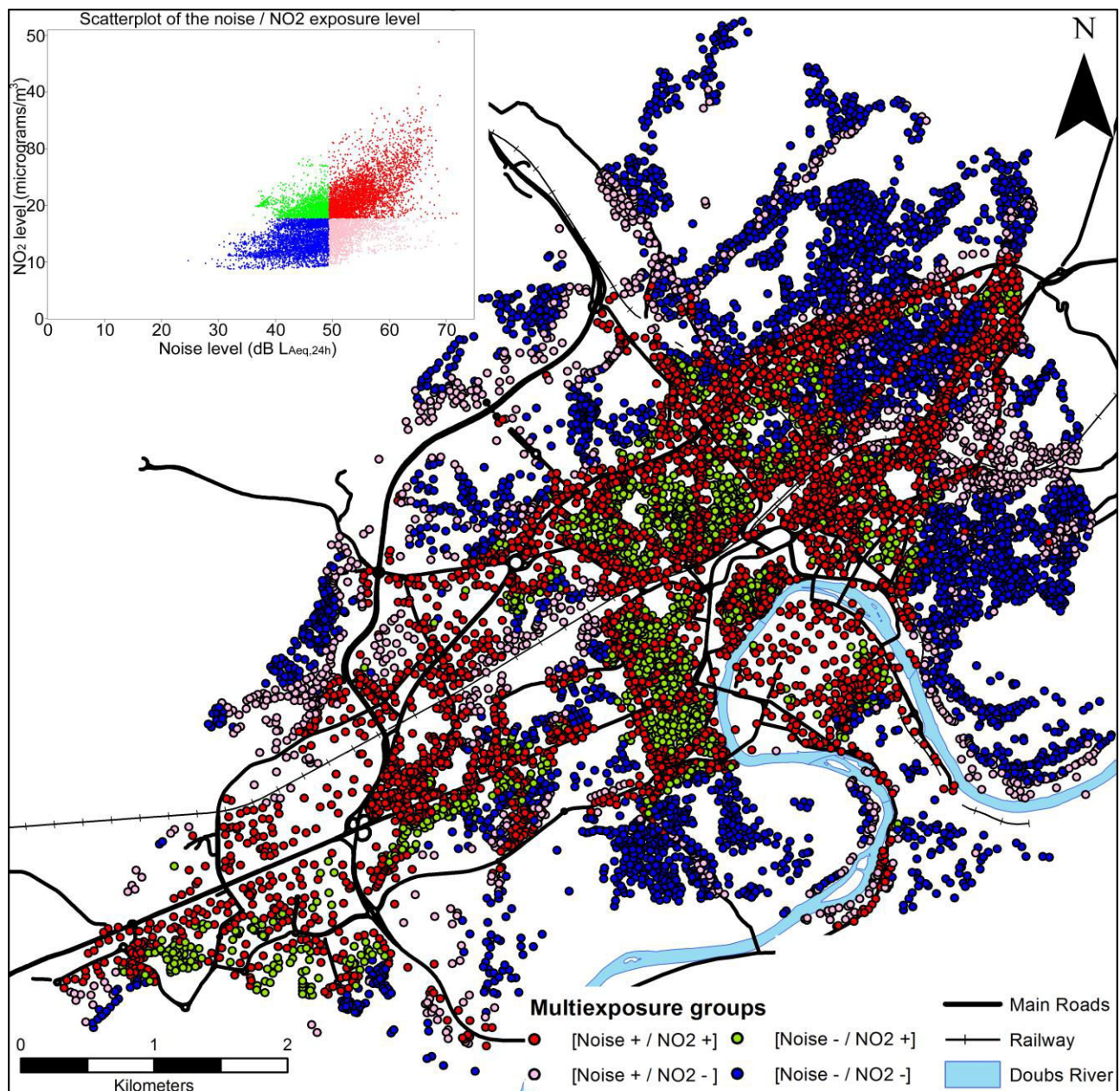


Figure 2: Spatial distribution of the Noise/NO₂ multi-exposure situations.

The results based on median cut-point discretization are summarized in Table 3 & Figure 3. Most of the buildings (71.94%) belong to the [Noise- / NO₂-] or to the [Noise+ / NO₂+] groups. The rest of the buildings are equally distributed in the [Noise- / NO₂+] and the [Noise+ / NO₂-] discrepancy groups (14.03% each). The four groups differ significantly for both noise and NO₂ exposure (all p<0.01).

All the four tested environmental variables show a significant relationship with both noise and NO₂ (p<0.01) except for population density and noise (p=0.09). Relation between these variables and multi-exposure groups are shown in Table 3 & Figure 3. All tested variables show a significant relationship with multi-exposure groups (p<0.01).

Spatial distribution of the four multi-exposure groups is presented in Figure 3. Not surprisingly, the buildings belonging to the

[Noise+ / NO₂+] group mostly follows the main roads layout, while those belonging to the [Noise- / NO₂-] group are mostly located in the urban fringes. Buildings from the [Noise- / NO₂+] groups are clustered in the residential and social housing area of the city, especially in the inside of the urban blocks. [Noise+ / NO₂-] buildings are mostly located along railways or roads of the urban fringe. Notable clusters of [Noise+ / NO₂+] buildings can be found at the center of city blocks, in the South-West part of the city that includes both its main industrial activity area and its main social housing area. This part of the city is characterized by a high density of main roads with intense traffic, the presence of many industrial buildings, the highest population density, and a loose urban fabric. All these parameters contribute to an increase of both the pollutant emission and the pollutant diffusion in this particular area.

Table 3: Distribution of the buildings, the pollutant levels and the environmental variables in all four groups (n=10 825).

	[Noise- / NO ₂ -]	[Noise- / NO ₂ +]	[Noise+ / NO ₂ -]	[Noise+ / NO ₂ +]
n (%)	3 896 (35.99%)	1 518 (14.03%)	1 519 (14.03%)	3 892 (35.95%)
Noise (L_{Aeq,24h})				
Mean (s.d.)	43.9 (4.03)	45.8 (2.99)	52.9 (3.43)	55.4 (4.22)
Median	44.8	46.5	51.8	54.7
Var. Coeff.	0.09	0.07	0.07	0.08
NO₂ (µg/m³)				
Mean (s.d.)	13.7 (2.33)	19.8 (1.69)	15.1 (1.97)	22.5 (3.72)
Median	13.6	19.5	15.5	21.6
Var. Coeff.	0.17	0.09	0.13	0.17
Distance main road (m)				
Mean (s.d.)	172.30 (72.32)	127.00 (95.41)	111.30 (66.02)	79.55 (133.99)
Median	141.00	120.00	82.67	55.70
Var. Coeff.	0.42	0.75	0.59	1.68
Distance rail (m)				
Mean (s.d.)	928.00 (371.15)	565.20 (535.23)	649.30 (360.62)	534.60 (572.22)
Median	830.70	446.10	491.60	441.80
Var. Coeff.	0.40	0.95	0.56	1.07
Population Density (hab/km²)				
Mean (s.d.)	2 340.00 (4 166.60)	6 240.00 (2 312.82)	2 194.00 (3 420.59)	5 457.00 (2 646.13)
Median	1 217.00	6 260.00	1 410.00	5 569.00
Var. Coeff.	1.78	0.37	1.48	0.48
Built surface (%)				
Mean (s.d.)	7.07 (4.99)	16.09 (6.22)	7.11 (4.77)	14.49 (8.23)
Median	5.28	17.09	5.65	14.44
Var. Coeff.	0.95	0.36	0.84	0.57

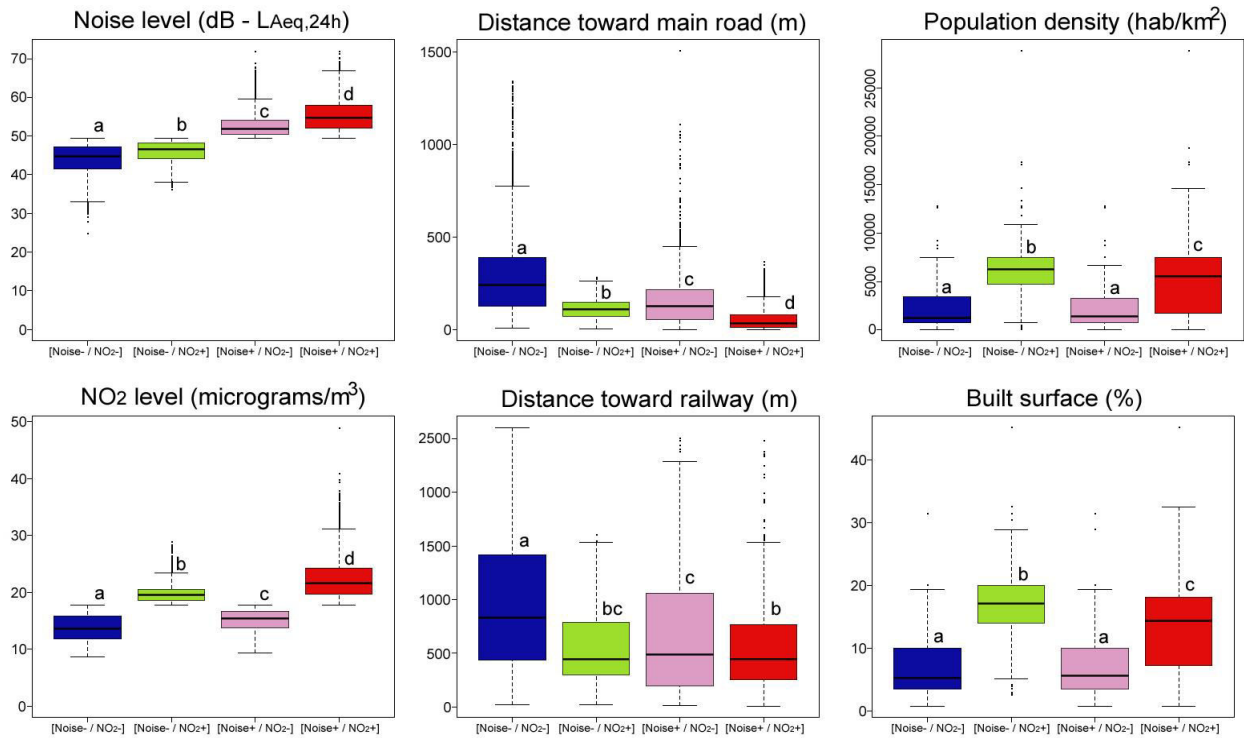


Figure 3: Boxplot of the Noise, NO₂ and environmental variables distributions in all four groups.

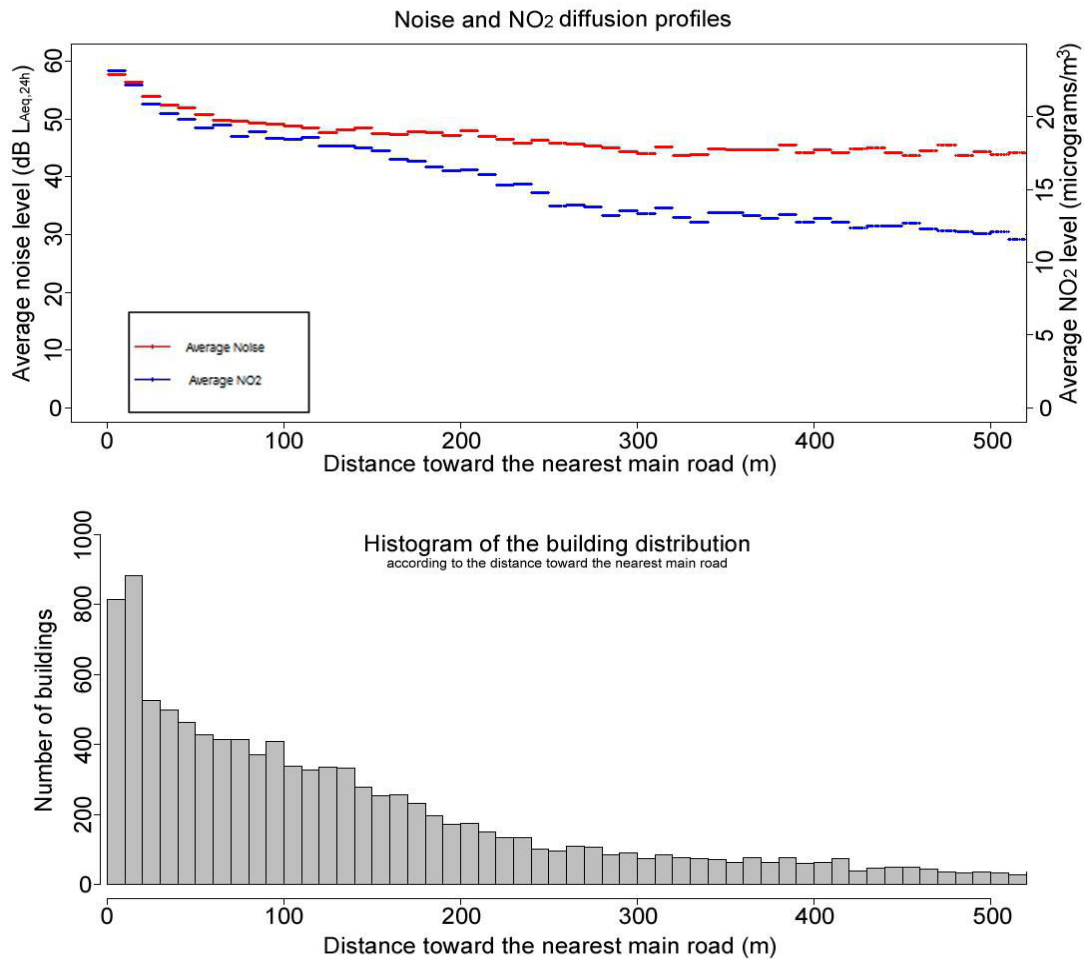


Figure 4: Noise and NO₂ dispersion profiles, and histogram of the building distribution, up to 500m from the nearest main road (> 5 000 vehicles/day). Results are displayed as the average level per 10m groups. n=8 619, buildings located closer than 200m to the nearest railway have been excluded.

Opposite situation with [Noise- / NO₂-] clusters occurs in the Est-North-Est part of the city characterized by lower population density, and mostly by a very low main-road density, with roads showing lower traffic intensity.

Figure 4 shows the evolution of the average pollutant level with the distance between the buildings and the nearest main road. The decreasing profiles appear to differ between noise and NO₂. In the 0-9 m, 50-59 m, and 100-109 m distance classes, the noise and NO₂ levels were in average 57.8 dB, 50.8 dB & 48.9 dB, and 23.2 µg/m³, 19.2 µg/m³ & 18.5 µg/m³ respectively. Noise level decrease faster than NO₂ in the first 30 m from road, and its stabilization begins at 100 m while NO₂ stabilization occurs at 250 m.

DISCUSSION

Although correlated, urban spatial distributions of noise and NO₂ around buildings do not overlap and some divergences exist in exposure levels. This absence of overlapping is related to variables describing the environment of the buildings and is spatially structured.

The key methodology point was to ensure a similar approach during the two pollutant modelling processes. They were based on the same input data that have been included in widely recognized emission-diffusion models. Few differences exist between both pollutant sources in the city, and additional chronic sources have been accounted for both pollutant. Punctual and acute sources that could significantly contribute to local noise emission²⁵, such as pubs and nightclubs were not introduced in the model. However, the impact of such sources would be very local and focused on the city center. Results for both pollutants have been validated using field-measurement campaign. Correlations between computed and sampled values are high.

In this study, noise and NO₂ levels were considered to be discordant for 28.06 % of the buildings. This discrepancy could be explained by differences on emission and/or

on diffusion phases. Not surprisingly, distance to the roadway appears to be a key factor in the explanation of multi-exposure situation distribution across the city. This is in accordance with previous mono-exposure results, where levels for both pollutants were higher along the roadways and lower on the fringe of the city¹⁷. However, the decreases in levels are not of the same order, because of the logarithm scale of the noise unit. Whereas the NO₂ levels decrease by 4.7 µg/m³ from 0-9 m to 90-100 m, the decrease in noise level for the same distance (>8 dB) could be assimilated to a division by 8 of the incident acoustic energy. This illustrates the differential diffusion behavior of the studied pollutants. Similar results have been obtained in other studies, with stronger correlation at roadside sites²⁶, or near major roads^{14,13}.

However, distance to the roadway alone is not sufficient to explain the different multi-exposure situations^{26,14,13,27}, differences in emission contribute also probably to the observed discrepancy. Rail being a near only-noise source, several clusters of buildings with high exposure to noise and low exposure to NO₂ ([Noise+ / NO₂-]) were logically identified along the railways. Similarly, residential areas could be seen (in models) as only-air pollutant emission sources: Besançon area is characterized by some of the French longest and coldest winter, resulting in winter emission of air pollution by buildings heating system and heating facilities. In our results, two environmental variables (the population density and the percentage of built surface) were associated with higher NO₂ levels. This is in accordance with a previous study about urban morphology²⁷ where NO₂ levels were more impacted by neighboring environmental variables than noise levels.

Medians cut-points have been used to classify buildings in one of the four made-up multi-exposure groups. Despite being based on actual exposure distribution, this method is subject to a threshold effect for points showing exposure values close to the median. This threshold effect may reduce the precision of the statistical tests based on multi-exposure groups. However, the large number of

buildings in the sample of this study (10 825) ensure a strong statistical power that compensate for this possible effect. Considering a 3 dB and a 1 µg/m³ limits for significant differences between exposure values, only 38 % and 17 % of the buildings could be considered close enough of the noise and NO₂ median (respectively) for being impacted by the threshold effect. This classification method shows strong advantages despite being limited for buildings whose exposure values are located around the medians. It is simple of use and understanding, and allows to identify which pollutant contribute the most in the different multi-exposure situations.

Identifying pollutant contribution in multi-exposure situations could be of great use for epidemiological studies. In this study, only 36 % of the habitations are actually multi-exposed to strong levels of both pollutants, the other 64 % are either lowly exposed, or mostly exposed to only one pollutant. In a first time, this discrepancy between exposure situations constitute an exclusion criterion, and indicate a need to adapt the sample in epidemiological studies according to the aim of the study and the real exposure situations of the individuals. In the second time, this discrepancy could also help understanding pollutant interaction and their impact on

subject's health by identifying which pollutant contribute the most to multi-exposure situations.

This study results have been obtained on the basis of yearly averaged data and are therefore focused on outdoor chronic multi-exposure. Short time sources susceptible to contribute to acute exposure to high levels of pollution, such as lawnmower or public works, have not been taken into account. Few studies have been conducted on spatio-temporal overlapping of pollution exposure^{13,15,28}, and further studies should focuses on temporal co-variations of urban pollutants.

Finally, the spatial discrepancies were observed on a middle sized European city. Those cities hosts between 100 000 and 500 000 inhabitants²⁹ and represent the most important category of cities in terms of demography with more than 44 % of the European population³⁰. However, as the population size directly impacts anthropogenic pollutant emissions^{31,32}, these cities tend to present lower pollution levels than other urban areas. In order to gain a better knowledge of multi-exposure situations, similar studies should be conducted in bigger cities, exposed to higher pollutants levels and/or to other kind of pollutants (industrial emissions).

REFERENCES

- (1) EEA. Air Quality in Europe; technical report; European Environment Agency: Luxemburg (Luxemburg), 2011.
- (2) EEA. The contribution of transport to air quality. TERM 2012: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe; European Environment Agency: Luxemburg (Luxemburg), 2012.
- (3) World Health Organisation Europe. Health effects of transport-related air pollution; WHO Regional Office Europe, 2005.
- (4) World Health Organisation Europe. Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe; World Health Organization - Regional Office for Europe: Copenhagen (Denmark), 2011.
- (5) Klæboe, R.; Kolbenstvedt, M.; Clench-Aas, J.; Bartonova, A. Oslo traffic study - part 1: an integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance. *Atmos. Environ.* 2000, 34, 4727–4736.
- (6) Ising, H.; Lange-Asschenfeldt, H.; Moriske, H.-J.; Born, J.; Eilts, M. Low frequency noise and stress: bronchitis and cortisol in children exposed chronically to traffic noise and exhaust fumes. *Noise Health* 2004, 6, 21–28.
- (7) De Kluizenaar, Y.; Gansevoort, R. T.; Miedema, H. M. E.; de Jong, P. E. Hypertension and road traffic noise exposure. *J Occup Env. Med* 2007, 49, 484–492.
- (8) Beelen, R.; Hoek, G.; Houthuijs, D.; van den Brandt, P. A.; Goldbohm, R. A.; Fischer, P.; Schouten, L. J.; Armstrong, B.; Brunekreef, B. The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occup Env. Med* 2009, 66, 243–250.
- (9) Selander, J.; Nilsson, M. E.; Bluhm, G.; Rosenlund, M.; Lindqvist, M.; Nise, G.; Pershagen, G. Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology* 2009, 20, 272–279.
- (10) EEA. The contribution of transport to air quality. TERM 2009: indicators tracking transport and environment in

- the European Union; European Environment Agency: Luxemburg (Luxemburg), 2009.
- (11) EMEP/EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories; European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency: Luxemburg (Luxemburg), 2013.
 - (12) Tobias, A.; Diaz, J.; Saez, M.; Alberdi, J. C. Use of poisson regression and box-jenkins models to evaluate the short-term effects of environmental noise levels on daily emergency admissions in Madrid, Spain. *Eur. J. Epidemiol.* 2001, 17, 765–771.
 - (13) Davies, H. W.; Vlaanderen, J. J.; Henderson, S. B.; Brauer, M. Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. *Occup Env. Med* 2009, 66, 347–350.
 - (14) Allen, R. W.; Davies, H.; Cohen, M. A.; Mallach, G.; Kaufman, J. D.; Adar, S. D. The spatial relationship between traffic-generated air pollution and noise in 2 US cities. *Environ. Res.* 2009, 109, 334–342.
 - (15) Weber, S. Spatio-temporal covariation of urban particle number concentration and ambient noise. *Atmos. Environ.* 2009, 43, 5518–5525.
 - (16) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Urban units of more than 100,000 inhabitants in 2009 http://www.insee.fr/en/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=nattef01204 (accessed Nov 1, 2013).
 - (17) Tenailleau, Q. M.; Bernard, N.; Pujol, S.; Houot, H.; Joly, D.; Mauny, F. Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter? *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 2014, (in press).
 - (18) Pujol, S.; Houot, H.; Antoni, J. P.; Mauny, F. Linking traffic and noise models to explore spatio-temporal distribution of noise pollution: an example in Besançon (France). In *Proceedings of the 19th International Congress on Sound and Vibration*; Vilnius (Lithuania), 2012.
 - (19) EMEP/EEA. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories; European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency: Luxemburg (Luxemburg), 2009.
 - (20) Houthuijs, D.; Stansfeld, S.; Babisch, W.; Berry, B.; Botteldooren, D.; Floud, S.; Jeram, S.; Kephelopoulos, S.; de Kluizenaar, Y.; Lambert, J.; et al. WP3 - Noise Exposure Assessment; Workshop report; European Network on Noise and Health, 2010; p. 32.
 - (21) Pujol, S.; Berthillier, M.; Defrance, J.; Lardiès, J.; Petit, R.; Houot, H.; Levain, J.-P.; Masselot, C.; Mauny, F. Urban ambient outdoor and indoor noise exposure at home: A population-based study on schoolchildren. *Appl. Acoust.* 2012, 73, 741–750.
 - (22) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Results of the Population Census - 2009 <http://www.recensement.insee.fr/basesInfracommunales.action> (accessed Nov 1, 2013).
 - (23) National Institute of the Statistics and the Economic Studies. Definition of “Statistical Block” <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/ilot.htm> (accessed Nov 1, 2013).
 - (24) Siegel, S.; Castellan, N. J. J. *Nonparametric Statistics for The Behavioral Sciences*; Second edition.; McGraw-Hill Humanities/Social Sciences/Languages: New York, USA, 1988.
 - (25) Pujol, S.; Houot, H.; Berthillier, M.; Defrance, J.; Lardies, J.; Bongain, S.; Levain, J.-P.; Masselot, C.; Petit, R.; Mauny, F.; et al. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ? In: Besançon (France), 2010; p. 10pp.
 - (26) Kim, K.-H.; Ho, D. X.; Brown, R. J. C.; Oh, J.-M.; Park, C. G.; Ryu, I. C. Some insights into the relationship between urban air pollution and noise levels. *Sci. Total Environ.* 2012, 424, 271–279.
 - (27) Foraster, M.; Deltell, A.; Basagana, X.; Medina-Ramon, M.; Aguilera, I.; Bouso, L.; Grau, M.; Phuleria, H. C.; Rivera, M.; Slama, R.; et al. Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city. *Environ. Res.* 2011, 111, 177–183.
 - (28) Ross, Z.; Kheirbek, I.; Clougherty, J. E.; Ito, K.; Matte, T.; Markowitz, S.; Eisl, H. Noise, air pollutants and traffic: Continuous measurement and correlation at a high-traffic location in New York City. *Environ. Res.* 2011, 111, 1054–1063.
 - (29) Boddy, M. Geographical economics and urban competitiveness: a critique. *Urban Stud.* 1999, 36, 811–842.
 - (30) Giffinger, R.; Fertner, C.; Kramar, H.; Meijers, E. City-ranking of European medium-sized cities. *Cent. Reg. Sci. Vienna UT* 2007.
 - (31) Ehrlich, P. R.; Holdren, J. P. Human Population and the Global Environment: Population growth, rising per capita material consumption, and disruptive technologies have made civilization a global ecological force. *Am. Sci.* 1974, 62, 282–292.
 - (32) Selden, T. M.; Song, D. Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions? *J. Environ. Econ. Manag.* 1994, 27, 147–162.

CHAPITRE 7

-

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

1. Rappel des principaux résultats

Les résultats présentés dans ce mémoire de thèse sont le fruit d'un travail pluridisciplinaire, qui fédère autour de problématiques de santé publique des domaines aussi distincts que l'écologie, l'épidémiologie, la géographie, l'urbanisme et les sciences humaines et sociales. Ils sont au cœur du champ disciplinaire défini par l'exposologie. Dans la problématique de la modélisation de l'exposition humaine en milieu urbain, ils portent sur l'influence de l'échelle spatiale et sur la caractérisation de la multi-exposition.

La comparaison des résultats obtenus, à partir des douze méthodes d'échantillonnage, a permis d'évaluer l'influence de l'échelle spatiale sur le niveau de polluant affecté aux bâtiments (Cf. Chapitre 2 & Chapitre 4). Tant pour le bruit que pour la pollution de l'air, cette influence est significative. Elle présente un caractère différentiel en fonction de la position géographique du bâtiment et de l'environnement urbain constituant son voisinage. Cette influence apparaît de façon évidente pour le bruit urbain, mais s'avère beaucoup plus subtile pour les polluants atmosphériques. Dans ce dernier cas, l'influence n'est pas perceptible à l'échelle globale de la ville, mais est significative à l'échelle du bâtiment. Les résultats ne sont pas similaires pour les quatre polluants atmosphériques étudiés, et le NO₂ présente les variations les plus fortes. Ces résultats permettent de mettre l'accent sur l'influence des paramètres environnementaux constituant la zone de vie des sujets, et de mieux comprendre les liens existants entre niveau d'exposition, polluant, composition environnementale et méthodologie d'affectation.

L'étude de la multi-exposition a pu mettre en évidence l'existence de concordances et de discordances des expositions au bruit et au NO₂ (Cf. Chapitre 5). Il en résulte plusieurs situations différentes de multi-exposition, spatialement structurées en fonction des paramètres environnementaux constituant l'environnement urbain.

2. Discussion générale

2.1. Site d'étude et méthode : une approche commune

La ville de Besançon comme constitue l'unique site d'étude. La population ($\approx 117\ 600$ habitants) et la superficie de la ville ($\approx 65\text{km}^2$) permettent de la considérer comme une ville européenne de taille moyenne.

Afin de maximiser la compatibilité des résultats obtenus, un unique échantillon de bâtiments a été employé dans l'ensemble de nos études. Ces 10 825 bâtiments, qui rassemblent l'intégralité des habitations situées à au moins 400 mètres des limites communales, permettent d'affecter des valeurs d'expositions à la quasi-totalité de la population bisontine.

Les niveaux de polluants relevés sur la ville, ainsi que ceux modélisés dans nos propres travaux, permettent de considérer Besançon comme une ville modérément bruyante et assez peu polluée pour les polluants retenus dans cette étude. En effet, les concentrations de polluants mesurés dans la ville sont souvent en dessous des valeurs limites d'exposition annuelles recommandées par l'OMS, ou très proches de celles-ci dans les secteurs les plus pollués (World Health Organisation Europe, 2005). En ce qui concerne le bruit, les niveaux relevés varient autour des valeurs d'exposition recommandées par l'OMS (World Health Organisation, 2000) (World Health Organisation Europe, 2009). Ces niveaux de polluants assez faibles ont quelque peu complexifié les études menées au cours de cette thèse, et il a ainsi été nécessaire de faire appel, à plusieurs reprises, à la significativité métrologique des différences observées (Cf. Chapitre 2 et Chapitre 4). Ces valeurs recommandées tendent à diminuer depuis de nombreuses années grâce aux décisions politiques prises dans le but d'améliorer la qualité de vie des populations. Il s'en est suivi une réduction des niveaux de polluants enregistrés dans les grandes villes (EEA, 2011a). Au cours des années à venir, il semble probable que les niveaux de polluants enregistrés dans les grandes agglomérations continueront de diminuer pour finalement atteindre ceux actuellement quantifiés sur Besançon. En conséquence, les bas niveaux de polluants relevés actuellement à Besançon font de la ville un site à fort intérêt dans le cadre des études en environnement-santé.

Besançon se situe au sein du faisceau géologique des avant-monts du Jura. Elle présente ainsi un encaissement topographique ayant conditionné son développement urbain, et suit un plan urbain longitudinal s'étendant majoritairement selon un axe Nord-Ouest / Sud-Est qui diffère des plans hippodamien et radioconcentrique plus classiques. Ce paramètre est à prendre en compte dans l'éventualité d'une comparaison de nos résultats avec ceux obtenus sur d'autres sites d'étude.

Enfin, la ville poursuit actuellement une politique de rénovation et de transition écologique qui se caractérise par de nombreux travaux : rénovation du centre urbain visant à accentuer son utilisation par les piétons, modification du plan de circulation, et bien sûr construction et mise en service d'un réseau de tramway depuis septembre 2014. L'ensemble de ces travaux est susceptible d'impacter fortement le trafic routier et la distribution de la pollution dans l'aire urbaine. Nos résultats portant sur une période antérieure à ces travaux, il est donc fort probable que ceux-ci diffèrent partiellement de la distribution actuelle des polluants dans la ville.

D'un point de vue méthodologique, une attention toute particulière a été portée à la standardisation des différentes étapes de cette thèse. Des efforts conséquents ont été fournis pour maximiser la compatibilité et la comparabilité des données produites par les modèles et des résultats obtenus après analyses.

Afin d'éviter toute erreur de modélisation venant des données d'entrée fournis aux modèles, les données d'émission et de dispersion de l'ensemble des polluants étudiés ont été produites à partir des mêmes données topographiques, de bâti, de météorologie et de trafic routier. Les modèles employés ont été validés à l'aide de campagnes de mesures effectuées sur le terrain. Pour autant, ces modèles possèdent chacun un mode de représentation des phénomènes d'émission et de dispersion des polluants qui leur est propre. Il n'est donc pas possible d'exclure une influence de ce fonctionnement sur les résultats obtenus et sur les étapes successives de l'échantillonnage et de l'analyse des données. Les erreurs dans la quantification de l'exposition ont été limitées par l'emploi des mêmes techniques d'échantillonnages sur le même échantillon de bâtiment, et avec les mêmes logiciels. Enfin, les données produites ont été analysées en employant les mêmes outils.

2.2. Caractérisation de la multi-exposition

De nombreuses études ont démontré l'existence de liens entre l'exposition à un polluant particulier et l'existence d'un ou de plusieurs problèmes sanitaires chez les individus étudiés (Cf Chapitre 1 §1.2 pour le bruit et §2.2 pour la pollution de l'air). L'Homme n'est cependant que très rarement, voire jamais, exposé à un seul et unique polluant dans l'environnement urbain quotidien. En réalité, les individus sont immergés dans une véritable mixture atmosphérique, composée de nombreux polluants aux intensités variables en fonction du lieu et du moment. Or, dans la plupart des études, la présence d'autres polluants au moment de l'exposition n'est que très rarement prise en compte de façon précise (Cf. Chapitre 1 §4.5). En conséquence, les résultats obtenus dans les « mono-polluant » portent en réalité sur des situations de multi-exposition peu ou pas quantifiée. Afin de confirmer la validité des résultats ainsi obtenus, et d'identifier la potentielle contribution de polluants non quantifiés dans les liens observés, il serait donc souhaitable qu'une véritable prise en compte de la multi-exposition ait lieu dans les futures études d'environnement-santé.

Comme il l'a déjà été précisé dans le Chapitre 1 §4.5, la multi-exposition est un phénomène complexe et difficile à étudier. Pour le moment, peu d'équipes se sont intéressées à ce phénomène et seuls quelques méthodologies ont été développées, sans avoir pour autant donné lieu à un usage régulier (King *et al.*, 2009) (McNabola *et al.*, 2008) (Silva and Mendes, 2012).

Parmi ces approches, on trouve l'indice CityNoise-Air présenté dans le Chapitre 1 §4.5 (Silva and Mendes, 2012). Cette approche présente l'avantage de permettre très facilement la gestion d'un grand nombre de polluants et de fournir au final une seule et unique valeur chiffrée donnant une idée du niveau global de multi-exposition. Si elle permet de fournir un indicateur de la qualité globale de la multi-exposition, il lui est cependant impossible de dissocier des situations différentes de multi-exposition en se basant sur les différentiels d'exposition entre les polluants. En outre, sa construction basée sur les valeurs légales ne peut être appliquée telle quelle qu'aux seuls polluants réglementés. La conduite d'études incluant des polluants non réglementés nécessite donc de définir les valeurs limites à employer sur la base d'un choix de l'investigateur.

Une seconde approche possible de quantification de la multi-exposition repose sur l'utilisation d'une méthode de classification automatisée de l'échantillon en fonction des niveaux d'exposition à chacun des polluants. Cette approche permet de former, sans à priori, des groupes d'individus présentant des profils de multi-exposition similaires au sein d'un même groupe mais différents entre les groupes. Elle présente l'avantage de permettre l'inclusion d'un nombre élevé de polluants. Le caractère automatique de cette classification s'avère être à la fois un avantage et un inconvénient. Il permet en effet de mettre en évidence l'existence de groupes sur la base de

distinctions très fines, ces distinctions pouvant toutefois s'avérer trop fines d'un point de vue métrologique. Ceci peut grandement complexifier la compréhension de l'origine des groupes fournis, et rendre difficile l'interprétation des résultats obtenus.

L'approche retenue dans ce travail repose sur l'utilisation des médianes de distribution des polluants pour former des groupes de bâtiments présentant des expositions considérées comme comparable (*Cf.* Chapitre 5). Bien que relativement facile à mettre en place et à comprendre, cette approche présente quelques limitations, dont notamment la complexification rapide de sa présentation et de sa compréhensibilité lors de son application à plus de deux ou trois polluants.

Compte tenu du besoin de garantir une exploration pertinente de la problématique de l'exposition environnementale, il semble nécessaire de développer et de valider rapidement une approche capable de décrire avec précision les situations de multi-exposition pour un grand nombre de polluants, tout en restant facilement compréhensible et aisément présentable.

2.3. L'exposition environnementale : reflet d'une dimension spatiale et socio-économique

Dans les articles constituant les chapitres 2 et 4, ainsi que dans une moindre mesure le chapitre 5, nous nous sommes intéressés à l'impact de l'environnement urbain sur les niveaux d'exposition affectés aux populations. A notre connaissance, aucune autre étude ne s'était jusque-là interrogée sur cette échelle du voisinage dans l'évaluation de l'exposition au bruit, et seulement trois l'avaient fait dans le cas des polluants atmosphériques (Stroh *et al.*, 2007) (Pedersen *et al.*, 2013b) (Batterman *et al.*, 2014).

Une prise en compte correcte de la zone de vie des sujets constitue cependant un élément essentiel car le calcul de l'indice d'exposition dépend directement des niveaux de polluants modélisés dans cette zone de vie. La définition donnée à cette zone de vie et la variation de sa conception a déjà été abordée dans le Chapitre 1 §3.4. De manière générale, l'utilisation d'une surface faible conduit mécaniquement à diminuer le nombre de sources considérées, à réduire le voisinage aux environs proches, et ainsi à réduire la prise en compte de potentiels sites d'exposition qui pourraient être fréquentés par les individus. L'effet inverse se produit lors du choix d'une surface trop importante, avec la prise en compte d'éléments du paysage éloignés, telles que de nouvelles sources, dont l'influence sur l'exposition pourrait s'avérer discutable au regard de la capacité de dispersion des polluants et de la mobilité des individus.

Bien que son influence sur l'exposition soit certaine, la prise en compte de la zone de vie ne constitue pas le seul paramètre susceptible d'influencer l'exposition des populations. La mobilité des individus constitue en effet un des principaux facteurs faisant varier leur exposition environnementale (*Cf.* Chapitre 1 §3.5). Or, les déplacements des individus dans leur environnement sont non seulement conditionnés par des facteurs environnementaux tels que la topographie ou l'architecture du voisinage (McGinn *et al.*, 2007) (Parra *et al.*, 2010) (Christian *et al.*, 2011) (Charreire *et al.*, 2012), mais aussi par des facteurs socio-économiques tels que l'âge ou le niveau socio-économique (Scott *et al.*, 2007) (Forsyth *et al.*, 2008) (Prins *et al.*, 2009) (Wang and Lee, 2010) (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011) (Billaudeau *et al.*, 2011). Il en résulte une conception différente du voisinage et une utilisation différente de l'environnement urbain en fonction des différentes sous-groupes de population (Galster, 2001) (Gielen *et al.*, 2004) (Riva *et al.*, 2009) (Chaix *et al.*, 2009) (Smith *et al.*, 2010), et donc différentes situations d'exposition pour différents types de populations.

L'exploration approfondie des liens existants entre facteurs socio-économiques et exposition des populations relève du concept d'équité environnementale (*environmental justice* ou encore *environmental equity*). Les populations les plus défavorisées sont souvent les plus exposées aux polluants (O'Neill *et al.*, 2003) (Northridge *et al.*, 2003) (Brulle and Pellow, 2006) (Havard *et al.*, 2008) (Braubach and Fairburn, 2010). Or, ces populations vivent généralement dans des environnements urbains dont la structure et la morphologie contribuent à des niveaux de polluants élevés (Evans and Kantrowitz, 2002) (Havard *et al.*, 2011) (Gray *et al.*, 2013) (Hajat *et al.*, 2013). Ces populations présentant en outre un profil d'activité plus sédentaire (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011), et une conception du voisinage plus réduite (Forsyth *et al.*, 2008). Elles seraient donc sujettes à des expositions de plus longue durée, plus régulières, et plus élevées que les populations plus aisées. Cette accumulation d'éléments négatifs viens s'ajouter un accès aux soins plus difficile, par manque de moyens ou par manque d'infrastructures dans leur voisinage (Kawachi and Berkman, 2003).

Plus qu'un gage de précision des données, la connaissance précise et approfondie des comportements et des habitudes de vie des populations étudiées s'avère être une nécessité pour le bon fonctionnement des études épidémiologiques. Comme le disait Geoffrey Rose (Rose, 1987) « *If everyone in the country had smoked 20 cigarettes a day then clinical, case-control, and cohort studies alike would have led us to conclude that lung cancer was a genetic disease; and in one sense that would have been true, since if everyone is exposed to the necessary external agent then the distribution of cases becomes wholly determined by individual susceptibility* ». Si ce constat est vrai pour le comportement consistant à fumer des cigarettes, il semble logique de l'extrapoler à l'ensemble des autres comportements pratiqués par les populations. Parmi lesquels se trouve l'occupation du voisinage et son caractère différentiel en fonction des populations.

2.4. Exposition extérieure au domicile : une évaluation effective de l'exposition environnementale ?

Au cours d'une journée type, la localisation géographique et les activités pratiquées par un individu peuvent varier (Cf. Chapitre 1 §3.4). L'exposition environnementale étant conditionnée par ces deux paramètres, celle-ci varie donc sensiblement en fonction de l'emploi du temps. Quatre grandes situations d'expositions peuvent être décrites : l'exposition à domicile (70% du budget temps), l'exposition professionnelle (15%), l'exposition lors des trajets (5%), l'exposition lors des loisirs (10%). Chacune d'entre elle peut être considérée selon l'angle de l'exposition en intérieur ou de l'exposition en extérieur.

L'exposition à domicile constitue la plus importante situation d'exposition en terme de durée. Le domicile se trouve être le lieu présentant la plus grande variété d'activités (Klepeis *et al.*, 2001) (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011) : loisirs intérieurs (TV, lecture, informatique), loisirs extérieurs (jardinage, jeux, bricolage), travail... il constitue également le principal lieu de repas et de repos. La période de sommeil constitue en général la plus grande durée d'exposition quotidienne et présente en conséquence un très fort intérêt sanitaire (Kouniali *et al.*, 2003) (World Health Organisation Europe, 2009) (Pirrer *et al.*, 2010) (Sophie Pujol *et al.*, 2012). L'exposition à domicile est donc souvent considérée comme la plus importante situation d'exposition dans le cadre des études en environnement-santé (ANSES, 2014).

D'un point de vue temporel, l'exposition professionnelle représente la seconde situation d'exposition avec en moyenne 15% du budget-temps. Elle constitue une situation d'exposition à part entière du fait des polluants rencontrés par les individus, de l'importance des niveaux d'exposition, et de la faible capacité des sujets exposés à pouvoir agir sur leur exposition. La plupart des polluants rencontrés dans le cadre professionnel diffère en effet sensiblement de ceux observés dans les autres situations, avec une forte variabilité des polluants rencontrés d'une catégorie professionnelle à l'autre (Févotte *et al.*, 2006) : poussières de béton ou de végétaux, amiante (bien que la situation soit maintenant réglementée), germes, solvants, colles, fibres, vibrations, *etc.* Les niveaux de polluants sont en outre généralement bien supérieurs à ceux rencontrés dans d'autres situations, et il est difficile, voire impossible, pour les individus de se soustraire ou de réduire leur exposition sans avoir à cesser le travail (Courtois and Cadou, 2012). En conséquence, l'exposition professionnelle fait en France l'objet d'un traitement particulier et présente un cadre législatif bien plus fourni et complet que l'exposition environnementale (Code du travail - Article R4412-149, 2013). Ce constat n'est toutefois valable que pour les polluants suivis de longue date, et de nombreux polluants « émergents », tels les nanoparticules, ne sont pas encore réglementés. D'un point de vue

scientifique et organisationnel, la prévention et la promotion de la santé au travail relèvent de l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) et de nombreuses études ont permis le développement de matrices emploi-exposition qui permettent de recouper aisément les niveaux d'expositions en fonction des polluants et de l'emploi exercé (French Institute for Public Health Surveillance (INVS), 2012).

Environ 5% du budget temps d'un individu est passé dans les trajets. Malgré l'intérêt grandissant que lui portent de plus en plus de chercheurs, le nombre d'études s'étant concentrées sur cette situation d'exposition particulière reste assez faible (Peters *et al.*, 2004) (Riediker *et al.*, 2004) (McCreanor *et al.*, 2007) (Kaur *et al.*, 2007) (Boogaard *et al.*, 2009). En effet, malgré leur faible représentation dans l'emploi du temps, l'importance des niveaux de polluants rencontrés fait que les trajets peuvent présenter une importante contribution à l'exposition quotidienne totale (Roosbroeck *et al.*, 2008) (Wichmann *et al.*, 2005). Quel que soit le mode de déplacement, la plupart des trajets suivent les chemins tracés par le réseau routier. Ils mettent donc les sujets au contact direct des sources liées au trafic, les exposant ainsi aux concentrations les plus fortes, *a fortiori* en période de pic de trafic où peuvent se former bouchons et ralentissements. Pour les transports doux et ouverts (marche, bicyclette et assimilés), l'exposition semble correspondre aux niveaux extérieurs (Vinzens *et al.*, 2005) (Thai *et al.*, 2008) (Boogaard *et al.*, 2009). Pour les transports fermés (automobiles, autobus et assimilés), l'exposition correspond aux niveaux présents dans l'habitacle du véhicule, qui sont généralement supérieurs aux valeurs extérieures (Kingham *et al.*, 1998) (Van Wijnen *et al.*, 1995) (Kaur *et al.*, 2005) (Boogaard *et al.*, 2009).

Enfin, l'exposition lors des loisirs concerne l'ensemble des expositions n'entrant dans aucune des situations précédentes. Il s'agit de situations d'expositions très variables pouvant concerner des lieux tels que les parcs urbains, la voie publique, les commerces, les bâtiments publics, ou les lieux de loisirs fermés. A l'heure actuelle, peu d'études se sont concentrées sur ce type d'exposition (Díaz and Pedrero, 2006).

Presque chacune de ces situations d'exposition peut se diviser en exposition à la pollution « d'intérieur », émise dans le lieu d'exposition, et à la pollution « d'extérieur » émise en dehors du lieu d'exposition. Ces deux situations correspondent à des expositions différentes et complémentaires. Les études portant sur la pollution intérieure montrent en effet que les polluants composant l'air intérieur diffèrent souvent de ceux présents dans l'air extérieur (Zeghnoun and Dor, 2009). La pollution extérieure, qu'elle soit atmosphérique ou sonore, a généralement pour principale origine le réseau routier tandis que la pollution d'intérieur est majoritairement issue des produits d'entretien, du chauffage, ou du tabac pour les polluants de l'air, et de la télévision ou des

autres individus présents dans le logement pour le bruit (Cyrus *et al.*, 2004) (Blondeau *et al.*, 2005) (Diapouli *et al.*, 2007) (Sophie Pujol *et al.*, 2012). Enfin, les études s'intéressant aux relations entre les niveaux extérieurs et intérieurs d'une même pollution montrent une variation importante des ratios intérieurs/extérieurs en fonction des polluants considérés (Cyrus *et al.*, 2004) (Blondeau *et al.*, 2005) (Diapouli *et al.*, 2007) (Sophie Pujol *et al.*, 2012).

La variété des situations d'exposition rend donc discutable l'emploi de la seule exposition extérieure à domicile comme substitut de l'exposition intérieure, voire de l'exposition totale. En se basant sur l'enquête « emploi du temps des Français » de l'INSEE (National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011), qui ne fait malheureusement pas de distinction détaillée entre activités d'intérieur et d'extérieur, on peut évaluer que l'exposition extérieure représenterait, en fonction du type de personnes et du type d'activité retenue, entre 19% (4h30) et 40% (9h30) du temps total d'exposition. Dans un récent rapport, l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES), l'observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) et le centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) estimaient que la pollution de l'air intérieur à domicile était à elle seule responsable de près de 20 000 décès prématurés, pour coût socio-économique annuel estimé à environ 18 milliards d'euros « fourchette basse » (ANSES, 2014) .

Il semble donc nécessaire d'inciter à la création de nouveaux outils permettant de conduire à une quantification précise de l'ensemble des situations d'exposition. Les modèles *temps-microenvironnement-activité* déjà évoqués dans le Chapitre 1 §3.5, pourraient constituer un début de solution (Jantunen *et al.*, 1998) (Lai *et al.*, 2004) (Schweizer *et al.*, 2006) (Hatzopoulou and Miller, 2010). En attendant, l'utilisation de l'exposition extérieure à domicile reste sans doute l'approche la plus représentative, bien qu'imprécise, de l'exposition totale des populations.

3. Perspectives

3.1. *Poursuite des travaux de recherche*

Compte tenu des particularités de la ville de Besançon, il serait intéressant de transposer les travaux effectués sur Besançon à d'autres sites d'étude. L'impact de l'échelle et de l'environnement urbain pourrait ainsi être étudié dans des villes à plan hippodamien (villes nord-américaines ou françaises ayant fait l'objet d'une reconstruction postérieure à la Seconde guerre mondiale), ou sur des villes réellement radioconcentriques (Paris, Rennes...). De même, il serait intéressant d'étudier la dynamique de la multi-exposition dans des conditions de contamination environnementales supérieures à celles rencontrées à Besançon, et pour d'autres polluants que ceux retenus dans ce présent travail.

Le concept de la multi-exposition devrait également être étendu à d'autres polluants et à d'autres facteurs de stress que ceux présentés dans ce manuscrit. Il serait ainsi intéressant d'inclure des polluants atmosphériques présentant d'autres sources que le trafic routier (ETM, dioxines, nanoparticules...), ou d'élargir le spectre des fréquences étudiées aux infrasons et aux ultrasons. Les récents travaux de Max Weicher ont d'ores et déjà montré que, même dans un environnement considéré comme « silencieux », les niveaux d'infrasons et d'ultrasons émis, non perçus par l'homme, peuvent être extrêmement élevés (Weicher, 2013). A l'heure actuelle, aucune étude ne semble s'être intéressée à l'impact d'une exposition chronique à ces fréquences sur l'homme. Enfin, au cours de la dernière décennie, la question de la pollution environnementale par les radiofréquences (Wifi, Bluetooth, 3G, 4G) a été explorée dans de nombreuses études, avec des résultats encore contradictoires (Abelin *et al.*, 2005) (Huss and Roosli, 2006) (Aydin *et al.*, 2011). Celles-ci sont devenues des composantes essentielles de nos moyens de communication et de notre confort quotidien. Elles ne sont à l'heure actuelle émises que par quelques objets technologiques et antennes relais. Toutefois, le « boom des objets connectés » prévu pour la décennie à venir devrait rendre la presque totalité des objets du quotidien dépendants et producteurs de ce type d'ondes (Agence France Presse, 2014), multipliant ainsi les situations d'exposition quelle que soit la localisation géographique des individus .

Le besoin de développer une approche intégrant d'autres disciplines scientifiques pour améliorer les études de multi-exposition a été signalé dans le chapitre 6 §2.3 et §2.4. La première piste identifiée consisterait à intégrer aux études de santé-environnement les résultats des études sociologiques sur la représentation et l'utilisation du voisinage, ainsi que ceux des études géographiques sur les liens entre architecture urbaine et déplacement des populations. Ceci devrait

permettre de dégager des profils d'utilisation de l'environnement urbain par catégorie socio-professionnelle. La seconde piste d'amélioration possible, celle des modèles *temps-microenvironnement-activité*, devrait permettre de dégager l'agencement spatio-temporel des différentes situations d'exposition. Enfin, le couplage de ces deux améliorations permettrait d'affecter à chaque catégorie socio-professionnelle sa représentation particulière du voisinage, son échelle particulière de l'espace et son exposition en fonction de son budget-temps. Il serait ainsi possible de construire un indice pondéré de multi-exposition fournissant une quantification précise des conditions socio-spatio-temporelles pour chaque sous-groupe de population étudié.

3.2. Vers une ville plus saine ?

En ce début de XXI^e siècle, et depuis la fin du XX^e, les populations européennes et nord-américaines semblent de plus en plus sensibles aux questions de qualité de vie, de santé publique, d'écologie et de développement durable. Cette évolution des mentalités se traduit de façon visible dans l'écosystème urbain. Les villes connaissent un ensemble de mutations visant à les rendre plus vertes, plus durables, et plus respectueuses de l'environnement que par le passé. Les raisons de cette volonté d'adaptation sont sans doute à chercher dans les grandes préoccupations environnementales de nos sociétés occidentales : pollution, dépendance énergétique, réchauffement climatique, surpopulation, ou encore déclin de la biodiversité.

Depuis quelques décennies déjà, de nombreux auteurs et rapports font état de la nécessité de repenser les villes de façon plus durable (Ehrlich and Holdren, 1974) (Servant, 1978) (U.N., 2012). Dans le cas particulier du bruit et des polluants atmosphériques issus du réseau routier, l'amélioration des conditions environnementales repose sur une politique de réduction des émissions. L'axe majeur de cette politique est la diminution régulière des valeurs limites d'exposition. En réduisant les concentrations maximum autorisées, cette politique incite au développement de nouveaux modes de transport moins polluants, ainsi qu'à repenser l'architecture urbaine afin de réduire aussi bien les émissions que les expositions. Jusque-là caractérisée par une forte présence de la voiture individuelle, la mobilité urbaine évolue vers des modes de transport différents. Le retour des transports en commun, la redécouverte de moyens de transport « *doux* », le co-voiturage, le télétravail, et l'apparition de nouveaux types de motorisation (GPL, gaz naturel, biogaz, hybride, électrique, H₂) modifient actuellement le paysage de nos villes en profondeur.

La question de l'efficacité de ces changements sur la réduction de l'exposition des populations, et plus largement sur l'amélioration de la qualité de vie préoccupe aussi bien les milieux scientifiques que politiques. A l'heure actuelle, les études d'impact restent cependant rares, et ne concernent principalement que les modifications relatives aux transports en commun. Depuis l'an 2000, 19 villes françaises se sont dotées d'un réseau de tramway et 5 autres sont en projet. Ces moyens de transport viennent s'ajouter aux réseaux de métro préexistants dans 8 villes, ainsi qu'aux nombreux réseaux de bus, dont une part de plus en plus importante du parc présente une motorisation électrique, GPL, ou au gaz naturel. La plupart des études d'impact relatives aux transports en commun font suite à la mise en place de réseaux de tramway. Celles-ci concluent généralement à une amélioration globale de la qualité de l'air, mais à un effet mitigé sur le niveau sonore environnemental (Chadanson *et al.*, 2008) (Air Pays de la Loire, 2013). Cet impact positif sur la qualité global de l'air urbain est toutefois à mettre en relations avec d'autres études récentes portant sur la qualité de l'air sur les quais de métro qui montrent une augmentation sensible (x2,5) des concentrations de PM par rapport aux concentrations extérieures (AirParif and Régie autonome des transports parisiens, 2009) (AtmoPACA, 2010). Cette augmentation semblant avoir pour origine le frottement des voitures sur les rails, il est possible d'envisager un impact similaire sur l'ensemble du parcours des tramways, eux aussi sur rails. De même, la réservation de certaines rues et voies pour les seuls transports en communs soulève la question d'un éventuel report du trafic routier sur les autres axes, ce qui concentrerait les sources de pollution tout en favorisant la formation de ralentissements et d'un trafic pulsé. Cette augmentation ponctuelle des émissions, et la formation de discordances spatiale des niveaux de polluants qui en résulte, est susceptible de passer inaperçue dans le constat de l'amélioration « globale » de la qualité de l'air.

Le terme de transport doux s'applique à tous les types de véhicules sans moteur, généralement basés sur la propulsion animale ou humaine (véhicules hippomobiles, marche, roller, bicyclette,...). Ces moyens de transports constituent vraisemblablement ceux dont l'impact environnemental serait le plus faible. Pour autant, l'évaluation de leurs impacts sur les niveaux de polluants environnementaux reste difficilement quantifiable et de telles études n'ont, à notre connaissance, pas encore fait l'objet de publications. En effet, ces solutions de mobilités ne s'adaptent pas à toutes les situations et à tous les usages, et il en résulte une sous-représentation de ce mode de déplacement rendant toute étude d'impact difficile. Bien que pratique pour les trajets domicile-travail en milieu urbain, la bicyclette ou les rollers s'avèrent moins bien adaptés à l'environnement péri-urbain ou aux nombreux trajets exigés par les familles nombreuses. Ajouté à leur mode de propulsion et à leur faible vitesse, ceci cantonne pour le moment ces moyens de transport à une certaines catégories de population, à un usage touristique, ou à des tâches annexes.

En France, le covoiturage ne concernerait qu'une part minime de la population ($\approx 1\%$) (Razemont, 2008). Pour autant, les quelques études internationales qui se sont intéressées à l'impact de ce mode de transport semblent indiquer, en fonction du mode de conduite des usagers, un impact positif sur la consommation de carburants et donc sur les émissions de polluants atmosphériques (Concas and Winters, 2007) (Minett and Pearce, 2011). Le télétravail concernerait pour sa part entre 7 et 10% des salariés (Coutrot, 2004), et serait susceptible de présenter un impact sur la qualité environnementale beaucoup plus important (Fuhr and Pociask, 2011). En France, le programme de recherche EFFET, actuellement en cours, a pour objectif de comptabiliser le pourcentage de télétravailleurs, de quantifier la diminution éventuelle des déplacements associés à ce mode de travail et d'estimer les impacts potentiels sur les émissions atmosphériques.

Les véhicules individuels à motorisation électrique ou hybride sont souvent présentés par leurs constructeurs comme les moyens de transport les plus « *propres* » car plus silencieux et moins polluants que leurs homologues classiques. Ce terme de « propre » tend toutefois à faire oublier le coût écologique de la construction et du fonctionnement de ce véhicule. Leurs accumulateurs et leurs batteries font appel à des ressources minières dont l'extraction est responsable de problèmes écologiques importants dans les zones productrices. De façon similaire, la production de l'électricité nécessaire au rechargement du véhicule est à l'origine de l'émission de gaz à effets de serre et de particules par les centrales électriques conventionnelles ou de radioéléments et de déchets radioactifs par les centrales électriques nucléaires. Actuellement, le coût écologique de ce type de véhicules reste faible mais risque d'augmenter avec l'essor commercial de ceux-ci dans les années à venir.

Enfin, l'évolution des habitudes de mobilité qui touche actuellement les pays industrialisés est à mettre en parallèle avec une autre évolution actuelle de la mobilité : celle des pays émergents et des nouvelles puissances économiques. Le rapide développement économique-social de ces pays modifie en profondeur le mode de vie des populations, mais aussi l'équipement des ménages en véhicules individuels à motorisation classique qui connaît une croissance importante en partie responsables de grands problèmes écologiques et sanitaires (Chan and Yao, 2008).

En Europe, on estime que la seule pollution atmosphérique serait encore chaque année responsable de 100 millions de jours de congés maladie et de 350 000 décès prématurés. Le chiffrage du coût sanitaire de la pollution atmosphérique se monterait ainsi à près de 100 milliards d'euros (100 000 000 000 €) (Commission of the European Communities, 2001). Ce chiffrage constitue une fourchette basse et ne prend pas en compte que le secteur sanitaire. La pollution atmosphérique est aussi responsable de dégâts importants sur de nombreux monuments, exigeant la mise en place de

procédure d'entretiens et de rénovation. Ces procédures peuvent s'avérer coûteuses aussi bien pour la société (dans le cas de monuments historiques et patrimoniaux) que pour les particuliers et les entreprises (dans le cas de bâtiments d'habitations ou commerciaux). De façon similaire, la pollution atmosphérique impacte aussi le secteur agricole, soit directement sur les récoltes, soit indirectement via sa contribution à la pollution des sols et des eaux. Ainsi, l'Office Fédéral de l'Environnement Helvète (OFEV) estime que les pertes de rendement dues à la pollution de l'air dans le secteur agricole, en 2010 et pour la seule confédération helvétique, s'élevaient à plus de 100 millions de Francs Suisses (environ 101 millions d'Euros) (Hürzeler et al., 2014).

Les chiffres présentés ne concernent que les polluants les plus courants de l'atmosphère, et il est actuellement impossible de donner un coût à l'impact de l'ensemble des différents polluants sur les différents secteurs de l'économie. Pour autant, les chiffres sont déjà importants et contribuent à mettre en évidence le fait qu'un impact négatif de l'activité humaine sur les écosystèmes est synonyme d'un impact négatif à long terme sur l'économie. Or, alors que les politiques de transition écologique et de développement durable semblaient avoir pris racines dans la volonté des pays industrialisés, leur mise en place se heurte actuellement de plus en plus aux considérations économiques à court terme. Les politiques d'austérités provoquent une réduction drastique des moyens engagés dans la lutte contre les polluants et dans le développement de nouvelles technologies, contribuant ainsi à conserver un impact négatif important sur notre économie et notre qualité de vie. Mais s'appliquer à séparer et à mettre en concurrence les domaines économiques, sociaux, sanitaires et écologiques, ne revient-il pas à négliger la complexité réelle du monde, et à oublier que tous ces domaines sont en fait intimement liés ?

BIBLIOGRAPHIE

- Abelin, T., Altpeter, E., Rössli, M., 2005. Sleep Disturbances in the Vicinity of the Short-Wave Broadcast Transmitter Schwarzenburg. *Somnologie* 9, 203–209. doi:10.1111/j.1439-054X.2005.00072.x
- Académie Française, 2013. Dictionnaire de l'Académie Française, Académie Française. ed. Paris (France).
- Agence France Presse, 2014. Le boom des objets connectés suscite la convoitise. *Le Parisien*.
- AirParif, Régie autonome des transports parisiens, 2009. Campagne de mesure à la station de métro Faïdherbe – Chaligny : impact de l'air extérieur sur les niveaux de pollution atmosphérique intérieurs. Partenariat AirParif/RATP, Paris, France.
- Air Pays de la Loire, 2013. Impact de la mise en service du tramway Angevin sur la qualité de l'air au niveau de 6 voies de circulation. Air Pays de la Loire, Angers, France.
- Anderson, J.O., Thundiyil, J.G., Stolbach, A., 2012. Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal of Medical Toxicology* 8, 166–175.
- ANSES, 2014. Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur. Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail, Maisons-Alfort (France).
- AtmoPACA, 2010. Surveillance de la qualité de l'air dans le métro de Marseille. AtmoPACA, Marseille, France.
- Attenborough, K., 1988. Review of ground effect on outdoor sound propagation from continuous broadband sources. *Applied Acoustics* 289–319.
- Auchincloss, A.H., Gebreab, S.Y., Mair, C., Diez Roux, A.V., 2012. A Review of Spatial Methods in Epidemiology, 2000–2010. *Annu. Rev. Public. Health.* 33, 107–122. doi:10.1146/annurev-publhealth-031811-124655
- Aydin, D., Feychting, M., Schüz, J., Tynes, T., Andersen, T.V., Schmidt, L.S., Poulsen, A.H., Johansen, C., Prochazka, M., Lanngren, B., 2011. Mobile phone use and brain tumors in children and adolescents: a multicenter case–control study. *Journal of the National Cancer Institute*.
- Babisch, W., 2006. Transportation noise and cardiovascular risk: Updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise and health* 8, 1.
- Babisch, W., Beule, B., Schust, M., Kersten, N., Ising, H., 2005. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiology* 16, 33–40.
- Ball, K., Jeffery, R.W., Crawford, D.A., Roberts, R.J., Salmon, J., Timperio, A.F., 2008. Mismatch between perceived and objective measures of physical activity environments. *Preventive Medicine* 47, 294–298. doi:10.1016/j.ypmed.2008.05.001
- Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S., Stansfeld, S., 2014. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet* 383, 1325–1332. doi:10.1016/S0140-6736(13)61613-X
- Batterman, S., Chambliss, S., Isakov, V., 2014. Spatial resolution requirements for traffic-related air pollutant exposure evaluations. *Atmospheric Environment* 94, 518–528. doi:10.1016/j.atmosenv.2014.05.065
- Beelen, R., Hoek, G., Houthuijs, D., van den Brandt, P.A., Goldbohm, R.A., Fischer, P., Schouten, L.J., Armstrong, B., Brunekreef, B., 2009. The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occup Environ Med* 66, 243–50.
- Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z.J., Weinmayr, G., Hoffmann, B.,

- Wolf, K., Samoli, E., Fischer, P., Nieuwenhuijsen, M., Vineis, P., Xun, W.W., Katsouyanni, K., Dimakopoulou, K., Oudin, A., Forsberg, B., Modig, L., Havulinna, A.S., Lanki, T., Turunen, A., Oftedal, B., Nystad, W., Nafstad, P., De Faire, U., Pedersen, N.L., Östenson, C.-G., Fratiglioni, L., Penell, J., Korek, M., Pershagen, G., Eriksen, K.T., Overvad, K., Ellermann, T., Eeftens, M., Peeters, P.H., Meliefste, K., Wang, M., Bueno-de-Mesquita, B., Sugiri, D., Krämer, U., Heinrich, J., de Hoogh, K., Key, T., Peters, A., Hampel, R., Concin, H., Nagel, G., Ineichen, A., Schaffner, E., Probst-Hensch, N., Künzli, N., Schindler, C., Schikowski, T., Adam, M., Phuleria, H., Vilier, A., Clavel-Chapelon, F., Declercq, C., Gioni, S., Krogh, V., Tsai, M.-Y., Ricceri, F., Sacerdote, C., Galassi, C., Migliore, E., Ranzi, A., Cesaroni, G., Badaloni, C., Forastiere, F., Tamayo, I., Amiano, P., Dorronsoro, M., Katsoulis, M., Trichopoulou, A., Brunekreef, B., Hoek, G., 2013. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *The Lancet*. doi:10.1016/S0140-6736(13)62158-3
- Bellanger, A.-P., Bosch-Cano, F., Millon, L., Ruffaldi, P., Franchi, M., Bernard, N., 2012. Reactions of Airway Epithelial Cells to Birch Pollen Grains Previously Exposed to In Situ Atmospheric Pb Concentrations: A Preliminary Assay of Allergenicity. *Biological Trace Element Research* 150, 391–395. doi:10.1007/s12011-012-9485-7
- Bell, M.L., Ebisu, K., Belanger, K., 2007. Ambient air pollution and low birth weight in Connecticut and Massachusetts. *Environ Health Perspect* 115, 1118–24.
- Bernard, N.L., Gerber, M.J., Astre, C.M., Saintot, M.J., 1999. Ozone measurement with passive samplers: validation and use for ozone pollution assessment in Montpellier, France. *Environmental science & technology* 33, 217–222.
- Billaudeau, N., Oppert, J.-M., Simon, C., Charreire, H., Casey, R., Salze, P., Badariotti, D., Banos, A., Weber, C., Chaix, B., 2011. Investigating disparities in spatial accessibility to and characteristics of sport facilities: Direction, strength, and spatial scale of associations with area income. *Health & Place* 17, 114–121. doi:10.1016/j.healthplace.2010.09.004
- Bliss, C.J., 1939. The toxicity of poisons applied jointly. *Annals of Applied Biology* 26, 585 – 615.
- Blondeau, P., Iordache, V., Poupard, O., Genin, D., Allard, F., 2005. Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indoor Air* 15, 2–12.
- Boddy, M., 1999. Geographical economics and urban competitiveness: a critique. *Urban Studies* 36, 811–842.
- Bonner, M.R., Han, D., Nie, J., Rogerson, P., Vena, J.E., Freudenheim, J.L., 2003. Positional Accuracy of Geocoded Addresses in Epidemiologic Research. *Epidemiology* 14, 408–412.
- Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., Hoek, G., 2009. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment* 43, 4234–4242.
- Borrego, C., Tchepel, O., Costa, A.M., Martins, H., Ferreira, J., Miranda, A.I., 2006. Traffic-related particulate air pollution exposure in urban areas. *Atmospheric Environment* 40, 7205 – 7214.
- Braubach, M., Fairburn, J., 2010. Social inequities in environmental risks associated with housing and residential location. A review of evidence. *European Journal of Public Health* 20, 36–42.
- Brulle, R.J., Pellow, D.N., 2006. Environmental justice: human health and environmental inequalities. *Annu. Rev. Public Health* 27, 103–124.
- Caldwell, J.C., Woodruff, T.J., Morello-Frosch, R., Axelrad, D.A., 1998. Application of health information to hazardous air pollutants modeled in EPA's Cumulative Exposure Project. *Toxicology and Industrial Health* 14, 429–454.
- CALM, 2007. Research for a quieter Europe in 2020. An updated strategy paper of the CALM II Network. European Commission Research Directorate-General, Brussel.
- Cayo, M.R., Talbot, T.O., 2003. Positional error in automated geocoding of residential addresses. *International Journal of Health Geographics* 2, 10.
- Cerin, E., Saelens, B.E., Sallis, J.F., Frank, L.D., 2006. Neighborhood Environment Walkability

- Scale: validity and development of a short form. *Medicine and science in sports and exercise* 38, 1682.
- CERTU, 2006. Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération. Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions, Bagnex (France).
- Cesaroni, G., Badaloni, C., Porta, D., Forastiere, F., Perucci, C.A., 2008. Comparison between various indices of exposure to traffic-related air pollution and their impact on respiratory health in adults. *Occupational and Environmental Medicine* 65, 683–690.
- Chadanson, J.-C., George, C., Naïbo, D., Diaz, V., Tastet, S., Lagouarde, K., Dumora, H., Cassout-Mouna, C., 2008. Bilan LOTI du tramway de l'agglomération Bordelaise. Agence d'urbanisme de Bordeaux Métropole Aquitaine, Bordeaux, France.
- Chaix, B., Merlo, J., Evans, D., Leal, C., Havard, S., 2009. Neighbourhoods in eco-epidemiologic research: Delimiting personal exposure areas. A response to Riva, Gauvin, Apparicio and Brodeur. *Social Science & Medicine* 69, 1306–1310.
- Chan, A.T., 2002. Indoor–outdoor relationships of particulate matter and nitrogen oxides under different outdoor meteorological conditions. *Atmospheric Environment* 36, 1543–1551. doi:10.1016/S1352-2310(01)00471-X
- Chan, C.K., Yao, X., 2008. Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric Environment* 42, 1–42. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.003
- Charreire, H., Weber, C., Chaix, B., Salze, P., Casey, R., Banos, A., Badariotti, D., Kesse-Guyot, E., Herberg, S., Simon, C., 2012. Identifying built environmental patterns using cluster analysis and GIS: Relationships with walking, cycling and body mass index in French adults. *Int J Behav Nutr Phys Act* 9, 59.
- Christian, H.E., Bull, F.C., Middleton, N.J., Knuiaman, M.W., Divitini, M.L., Hooper, P., Amarasinghe, A., Giles-Corti, B., 2011. How important is the land use mix measure in understanding walking behaviour? Results from the RESIDE study. *Int J Behav Nutr Phys Act* 8, 55–67.
- Ciccone, G., Forastiere, F., Agabiti, N., Biggeri, A., Bisanti, L., Chellini, E., Corbo, G., Dell'Orco, V., Dalmaso, P., Volante, T.F., 1998. Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIA Collaborative Group. *Occupational and environmental medicine* 55, 771–778.
- CITEPA, 2002. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effets de serre en France. Séries sectorielles et Analyses étendues. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris (France).
- CITEPA, 2013. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effets de serre en France. Séries sectorielles et Analyses étendues. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris (France).
- Clark, C., Crombie, R., Head, J., van Kamp, I., van Kempen, E., 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. *American Journal Epidemiology* 176, 327–337.
- Code de la santé publique - Section R1334-3, 2013. Lutte contre le bruit.
- Code de l'environnement - Article L220-2, 2012. Définition de la pollution atmosphérique.
- Code de l'environnement - Article R221-1, 2013.
- Code de l'environnement - Chapitre L572, 2013. Evaluation, prévention et réduction du bruit dans l'environnement.
- Code de l'environnement - Titre L22, 2013. Air et atmosphère.
- Code de l'environnement - Titre R22, 2013. Air et atmosphère.
- Code du travail - Article R4412-149, 2013.
- Commission of the European Communities, 2001. The Clean Air for Europe (CAFE) Programme: Towards a Thematic Strategy for Air Quality.
- Committee on Environmental Health, 1997. Noise: A Hazard for the Fetus and Newborn. *Pediatrics*

100, 724–727. doi:10.1542/peds.100.4.724

- Concas, S., Winters, P., 2007. Impact of Carpooling on Trip-Chaining Behavior and Emission Reductions. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board* 2010, 83–91. doi:10.3141/2010-10
- Concil of Europe, 1968. Resolution (68) 4F approving the Declaration of Principles on Air Pollution Control.
- Courtois, B., Cadou, S., 2012. Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Institut National de Recherche et de Sécurité.
- Coutrot, T., 2004. Le Télétravail en France (No. 51.3). Direction de l'animation de la recherche, des études et des statistiques.
- Cyrys, J., Pitz, M., Wolfgang Bischof, H., Erich Wichmann, J.H., 2004. Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 14, 275–283.
- 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* 49, 484–92.
- Delany, M.E., 1977. Sound propagation in the atmosphere : a historical review. *Acustica* 38, 201–223.
- De Leeuw, F., Ruysenaars, P., 2011. Evaluation of current limit and target values as set in the EU Air Quality Directive. (Technical paper). European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation.
- Diapouli, E., Chaloulakou, A., Spyrellis, N., 2007. Levels of ultrafine particles in different microenvironments—implications to children exposure. *Science of the Total Environment* 388, 128–136.
- Díaz, C., Pedrero, A., 2006. Sound exposure during daily activities. *Applied Acoustics* 67, 271–283. doi:10.1016/j.apacoust.2005.06.005
- Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Franche-Comté, 2014. Liste des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement dans le Doubs [WWW Document]. URL http://www.franche-comte.developpement-durable.gouv.fr/departement-du-doubs-a189.html#sommaire_1 (accessed 12.31.14).
- Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris Jr, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England journal of medicine* 329, 1753–1759.
- Du, S., 2001. A heuristic Lagrangian stochastic particle model of relative diffusion: model formulation and preliminary results. *Atmospheric Environment* 35, 1597–1607. doi:10.1016/S1352-2310(00)00451-9
- ECWG-AEN, 2006. Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure. European Commission Working Group - Assessment of Exposure to Noise, Luxembourg (Luxembourg).
- EEA, 2009. The contribution of transport to air quality. TERM 2009: indicators tracking transport and environment in the European Union. European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- EEA, 2010. Good practice guide on noise exposure and potential health effects. European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- EEA, 2011a. Air Quality in Europe (technical report). European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- EEA, 2011b. The application of models under the European union's Air Quality Directive. European Environmental Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- EEA, 2012. The contribution of transport to air quality. TERM 2012: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe. European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).

- Ehrlich, P.R., Holdren, J.P., 1974. Human Population and the Global Environment: Population growth, rising per capita material consumption, and disruptive technologies have made civilization a global ecological force. *American Scientist* 62, 282–292.
- EMEP/EEA, 2009. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- EMEP/EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. European Monitoring and Evaluation Programme & European Environment Agency, Luxembourg (Luxembourg).
- English, P., Neutra, R., Scalf, R., Sullivan, M., Waller, L., Zhu, L., 1999. Examining associations between childhood asthma and traffic flow using a geographic information system. *Environmental health perspectives* 107, 761.
- Eriksson, C., Nilsson, M.E., Stenkvist, D., Bellander, T., Goran, P., 2012. Residential traffic noise exposure assessment: application and evaluation of European Environmental Noise Directive maps. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 1–8.
- European Commission, 2002. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise.
- European Commission, 2004. How Europeans spend their time. Everyday life of women and men. European Commission, Luxembourg (Luxembourg).
- European Commission, 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
- Evans, G.W., Kantrowitz, E., 2002. Socioeconomic status and Health: The Potential Role of Environmental Risk Exposure. *Annual Review of Public Health* 23, 303–331.
- Ferrare, R.A., Fraser, R.S., Kaufman, Y.J., 1990. Satellite measurements of large-scale air pollution: Measurements of forest fire smoke. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012) 95, 9911–9925.
- Févotte, J., Luce, D., Arslan, M., Dananché, B., Delabre, L., Ducamp, S., Garras, L., Orłowski, E., Pilorget, C., Thuret, A., Goldberg, M., Imbernon, E., 2006. Surveillance des expositions d'origine professionnelle en population générale : le programme Matgéné. *Bulletin d'épidémiologie hebdomadaire* 46-47, 302 – 305.
- Fletcher, H., Munson, W.A., 1983. Loudness, its definition, measurement and calculation. *Journal of the Acoustical Society of America* 5, 82–108.
- Floret, N., Mauny, F., Challier, B., Arveux, P., Cahn, J.-Y., Viel, J.-F., 2003. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* 14, 392–398. doi:10.1097/01.ede.0000072107.90304.01
- Forsyth, A., Hearts, M., Oakes, J., Schmitz, K., 2008. Design and destinations: factors influencing walking and total physical activity. *Urban studies* 45, 1973–1996.
- Fouillé, L., Broc, J.-S., Bourges, B., Bougnol, J., Mestayer, P., 2012. La place des modèles de trafic dans les récentes modélisations des impacts environnementaux des transports. Importance de l'explication des méthodes et hypothèses. *Rech. Transp. Secur.* 28, 190 – 200.
- Fox, M.A., Tran, N.L., Groopman, J.D., Burke, T.A., 2004. Toxicological resources for cumulative risk: an example with hazardous air pollutants. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 40, 305 – 311. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2004.07.008
- French Institute for Public Health Surveillance (INVS), 2012. Job-Exposure matrix [WWW Document]. URL <http://www.invs.sante.fr/Dossiers-thematiques/Travail-et-sante/Matrices-emplois-expositions> (accessed 11.1.13).
- Fuhr, J.P., Pociask, S., 2011. Broadband and telecommuting: Helping the US environment and the economy. *Low Carbon Economy* 2, 41.
- Galster, G., 2001. On the Nature of Neighbourhood. *Urban Studies* 38, 2111–2124.
- Gan, W.Q., Davies, H.W., Koehoorn, M., Brauer, M., 2012. Association of Long-term Exposure to Community Noise and Traffic-related Air Pollution With Coronary Heart Disease Mortality.

- American Journal of Epidemiology 175, 898–906.
- Gelis, C., 2002. *Biophysique de l'environnement sonore*, Ellipse. ed. Ellipse, Paris (France).
- Georges Gordon Byron, 1856. *Oeuvres complètes de Lord Byron*, Bry Ainé. ed. Paris (France).
- Gielen, A., DeFrancesco, S., Bishai, D., Mahoney, P., Ho, S., Guyer, B., 2004. Child pedestrians: The role of parental beliefs and practices in promoting safe walking in urban neighborhoods. *Journal of Urban Health* 81, 545–555.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., SØRENSEN, N., Dahl, R., JØRGENSEN, P.J., 1997. Cognitive Deficit in 7-Year-Old Children with Prenatal Exposure to Methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology* 19, 417 – 428. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0892-0362(97)00097-4
- Gray, S.C., Edwards, S.E., Miranda, M.L., 2013. Race, socioeconomic status, and air pollution exposure in North Carolina. *Environmental Research* 126, 152–158. doi:10.1016/j.envres.2013.06.005
- Hajat, A., Diez-Roux, A.V., Adar, S.D., Auchincloss, A.H., Lovasi, G.S., O'Neill, M.S., Sheppard, L., Kaufman, J.D., 2013. Air Pollution and Individual and Neighborhood Socioeconomic Status: Evidence from the Multi-Ethnic Study of Atherosclerosis (MESA). *Environmental Health Perspectives* 121, 1325–1333. doi:10.1289/ehp.1206337
- Hatzopoulou, M., Miller, E.J., 2010. Linking an activity-based travel demand model with traffic emission and dispersion models: Transport's contribution to air pollution in Toronto. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 15, 315 – 325. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2010.03.007
- Havard, S., Deguen, S., Bodin, J., Louis, K., Laurent, O., Bard, D., 2008. A small-area index of socioeconomic deprivation to capture health inequalities in France. *Social Science & Medicine* 67, 2007–2016.
- 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. *Occupational and Environmental Medicine* 68, 366–374.
- Heimann, D., de Franceschi, M., Emeis, S., Lercher, P., Seibert, P., 2007. ALPNAP2007 Air Pollution, Traffic Noise and Related Health Effects in the Alpine Space (ALPNAP comprehensive report). Università degli Studi di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Trento, Italy.
- Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P., Briggs, D., 2008. A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric Environment* 42, 7561–7578.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P.A., 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet* 360, 1203–1209.
- Hoek, G., Krishnan, R.M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., Kaufman, J.D., 2013. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environmental Health* 12, 16pp.
- Hoffmann, B., Moebus, S., Möhlenkamp, S., Stang, A., Lehmann, N., Dragano, N., Schmermund, A., Memmesheimer, M., Mann, K., Erbel, R., Jöckel, K.-H., 2009. Residential exposure to traffic is associated with coronary atherosclerosis. *Circulation* 116, 489–96.
- Holmes, N.S., Morawska, L., 2006. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: an overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment* 40, 5902–5928.
- Hoppin, J.A., Adgate, J.L., Eberhart, M., Nishioka, M., Ryan, P.B., 2006. Environmental exposure assessment of pesticides in farmworker homes. *Environmental health perspectives* 929–935.
- Houot, H., 1999. *Approche géographique des nuisances sonores urbaines : méthodologie d'aide à la prise en compte des nuisances sonores en aménagement urbain* (Université de Franche-Comté).

- Houthuijs, D., Stansfeld, S., Babisch, W., Berry, B., Botteldooren, D., Floud, S., Jeram, S., Kephelopoulos, S., de Kluzenaar, Y., Lambert, J., Lekaviciute, J., Lelong, J., Licitra, G., Memoli, G., Nilsson, M.E., Preis, A., Ristovska, G., Swart, W., 2010. WP3 - Noise Exposure Assessment (Workshop report). European Network on Noise and Health.
- Huang, J., Deng, F., Wu, S., Lu, H., Hao, Y., Guo, X., 2013. The impacts of short-term exposure to noise and traffic-related air pollution on heart rate variability in young healthy adults. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 1–6.
- Huss, A., Roosli, M., 2006. Consultations in primary care for symptoms attributed to electromagnetic fields - a survey among general practitioners. *BMC Public Health* 6, 267. doi:10.1186/1471-2458-6-267
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M., Roosli, M., Swiss National Cohort, 2010. Aircraft Noise, Air Pollution, and Mortality From Myocardial Infarction. *Epidemiology* 21, 829–836.
- Huynh, M., Woodruff, T.J., Parker, J.D., Schoendorf, K.C., 2006. Relationships between air pollution and preterm birth in California. *Paediatr Perinat Epidemiol* 20, 454–61.
- Institut National de Recherche et de Sécurité, 2013. Exposition conjointe au bruit et à des produits chimiques ototoxiques [WWW Document]. URL <http://www.atousante.com/actualites/exposition-conjointe-bruit-produits-chimiques-ototoxiques-conference-inrs/> (accessed 11.1.13).
- Ising, H., Kruppa, B., 2004. Health effects caused by noise: evidence in the literature from the past 25 years. *Noise Health* 6, 5–13.
- 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 Health* 6, 21–8.
- ISO 226:2003, 2006. Acoustics. Normal equal-loudness level contours, International Organization for Standardization.
- ISO 1996-1:2003, 2003. Acoustics. Description, assessment and measurement of environmental noise - Part 1: Basic quantities and assessment procedures.
- ISO 1996-2:2007, 2006. Acoustics. Description, assessment and measurement of environmental noise - Part 2: Determination of environmental noise levels, International Organization for Standardization.
- Jantunen, M.J., Hanninen, O., Katsouyanni, K., Knoppel, H., Kuenzli, N., Lebet, E., Maroni, M., Saarela, K., Sram, R., Zmirou, D., 1998. Air pollution exposure in European cities: the “EXPOLIS” study. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 8, 495–518.
- Jenkin, M.E., Clemitshaw, K.C., 2000. Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment* 34, 2499–2527.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, J., Giovis, C., 2004. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15, 185–204.
- Jerrett, M., Finkelstein, M.M., Brook, J.R., Arain, M.A., Kanaroglou, P., Stieb, D.M., Gilbert, N.L., Verma, D., Finkelstein, N., Chapman, K.R., Sears, M.R., 2009. A cohort study of traffic-related air pollution and mortality in Toronto, Ontario, Canada. *Environ Health Perspect* 117, 772–7.
- Jones, N., Thornton, C., Mark, D., Harrison, R., 2000. Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations. *Atmospheric Environment* 34, 2603–2612. doi:10.1016/S1352-2310(99)00489-6
- Jung, Y.-R., Park, W.-G., Park, O.-H., 2003. Pollution dispersion analysis using the puff model with numerical flow field data. *Mechanics Research Communications* 30, 277–286. doi:10.1016/S0093-6413(03)00024-7
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M., Colville, R., 2005. Personal exposure of street canyon intersection users to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK.

- Atmospheric Environment 39, 3629–3641. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.02.046
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colville, R.N., 2007. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment* 41, 4781–4810. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.02.002
- Kawachi, I., Berkman, L.F., 2003. Neighborhoods and health.
- King, E.A., Murphy, E., McNabola, A., 2009. Reducing pedestrian exposure to environmental pollutants: A combined noise exposure and air quality analysis approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 14, 309–316.
- Kingham, S., Meaton, J., Sheard, A., Lawrenson, O., 1998. Assessment of exposure to traffic-related fumes during the journey to work. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 3, 271–274. doi:10.1016/S1361-9209(98)00005-4
- Klaeboe, R., Kolbenstvedt, M., Clench-Aas, J., Bartonova, A., 2000. Oslo traffic study - part 1: an integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance. *Atmospheric Environment* 34, 4727–4736.
- Klepeis, N.E., Nelson, W.C., Ott, W.R., Robinson, J.P., Tsang, A.M., Switzer, P., Behar, J.V., Hern, S.C., Engelmann, W.H., 2001. The National Activity Pattern Survey (NHAPS) : a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 11, 231–252.
- Klepeis, N.E., Tsang, A.M., Behar, J.V., U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Analysis of the National Human Activity Pattern Survey (NHAPS) Respondents from a Standpoint of Exposure Assessment (Final report).
- Koppe, J.G., Bartonova, A., Bolte, G., Bistrup, M.-L., Busby, C., Butter, M., Dorfman, P., Fucic, A., Gee, D., Van Den Hazel, P., HOWARD, V., KOHLHUBER, M., LEIJS, M., LUNDQVIST, C., MOSHAMMER, H., NAGINIENE, R., NICOLOPOULOU-STAMATI, P., RONCHETTI, R., SALINES, G., SCHOETERS, G., TUSSCHER, G.T., WALLIS, M.K., ZUURBIER, M., 2006. Exposure to multiple environmental agents and their effect. *Acta Pædiatrica* 95, 106–113. doi:10.1080/08035320600886646
- Kouniali, A., Cicolella, A., Gonzalez-Flesca, N., Dujardin, R., Gehanno, J.-F., Bois, F., 2003. Environmental benzene exposure assessment for parent-child pairs in Rouen, France. *The Science of The Total Environment* 308, 73–82.
- Lai, H.K., Kendall, M., Ferrier, H., Lindup, I., Alm, S., Hänninen, O., Jantunen, M., Mathys, P., Colville, R., Ashmore, M.R., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M.J., 2004. Personal exposures and microenvironment concentrations of PM_{2.5}, VOC, NO₂ and CO in Oxford, UK. *Atmospheric Environment* 38, 6399–6410. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.07.013
- Leduc, R., 2005. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique (Rapport Guide No. QA/49). Québec, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs.
- Le Jeannic, T., 2010. La mobilité des Français. panorama issu de l'enquête nationale transports et déplacements 2008. Commissariat Général au Développement Durable.
- Licitra, G., Ascari, E., Brambilla, G., 20th International Congress on Acoustics, 2010. Comparative analysis of methods to evaluate noise exposure and annoyance of people. ICA 2010, p. 5.
- Lim, S.S., Vos, T., Flaxman, A.D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., AlMazroa, M.A., Amann, M., Anderson, H.R., Andrews, K.G., Aryee, M., Atkinson, C., Bacchus, L.J., Bahalim, A.N., Balakrishnan, K., Balmes, J., Barker-Collo, S., Baxter, A., Bell, M.L., Blore, J.D., Blyth, F., Bonner, C., Borges, G., Bourne, R., Boussinesq, M., Brauer, M., Brooks, P., Bruce, N.G., Brunekreef, B., Bryan-Hancock, C., Bucello, C., Buchbinder, R., Bull, F., Burnett, R.T., Byers, T.E., Calabria, B., Carapetis, J., Carnahan, E., Chafe, Z., Charlson, F., Chen, H., Chen, J.S., Cheng, A.T.-A., Child, J.C., Cohen, A., Colson, K.E., Cowie, B.C., Darby, S., Darling, S., Davis, A., Degenhardt, L., Dentener, F., Des Jarlais, D.C., Devries, K., Dherani, M., Ding, E.L., Dorsey, E.R., Driscoll, T., Edmond, K., Ali, S.E., Engell, R.E., Erwin, P.J., Fahimi, S., Falder, G., Farzadfar, F., Ferrari, A., Finucane, M.M., Flaxman, S., Fowkes, F.G.R., Freedman, G., Freeman, M.K., Gakidou, E., Ghosh, S., Giovannucci, E.,

- Gmel, G., Graham, K., Grainger, R., Grant, B., Gunnell, D., Gutierrez, H.R., Hall, W., Hoek, H.W., Hogan, A., Hosgood III, H.D., Hoy, D., Hu, H., Hubbell, B.J., Hutchings, S.J., Ibeanusi, S.E., Jacklyn, G.L., Jasrasaria, R., Jonas, J.B., Kan, H., Kanis, J.A., Kassebaum, N., Kawakami, N., Khang, Y.-H., Khatibzadeh, S., Khoo, J.-P., Kok, C., Laden, F., Lalloo, R., Lan, Q., Lathlean, T., Leasher, J.L., Leigh, J., Li, Y., Lin, J.K., Lipshultz, S.E., London, S., Lozano, R., Lu, Y., Mak, J., Malekzadeh, R., Mallinger, L., Marcenes, W., March, L., Marks, R., Martin, R., McGale, P., McGrath, J., Mehta, S., Memish, Z.A., Mensah, G.A., Merriman, T.R., Micha, R., Michaud, C., Mishra, V., Hanafiah, K.M., Mokdad, A.A., Morawska, L., Mozaffarian, D., Murphy, T., Naghavi, M., Neal, B., Nelson, P.K., Nolla, J.M., Norman, R., Olives, C., Omer, S.B., Orchard, J., Osborne, R., Ostro, B., Page, A., Pandey, K.D., Parry, C.D., Passmore, E., Patra, J., Pearce, N., Pelizzari, P.M., Petzold, M., Phillips, M.R., Pope, D., Pope III, C.A., Powles, J., Rao, M., Razavi, H., Rehfuess, E.A., Rehm, J.T., Ritz, B., Rivara, F.P., Roberts, T., Robinson, C., Rodriguez-Portales, J.A., Romieu, I., Room, R., Rosenfeld, L.C., Roy, A., Rushton, L., Salomon, J.A., Sampson, U., Sanchez-Riera, L., Sanman, E., Sapkota, A., Seedat, S., Shi, P., Shield, K., Shivakoti, R., Singh, G.M., Sleet, D.A., Smith, E., Smith, K.R., Stapelberg, N.J., Steenland, K., StÅfÅckl, H., Stovner, L.J., Straif, K., Straney, L., Thurston, G.D., Tran, J.H., Van Dingenen, R., van Donkelaar, A., Veerman, J.L., Vijayakumar, L., Weintraub, R., Weissman, M.M., White, R.A., Whiteford, H., Wiersma, S.T., Wilkinson, J.D., Williams, H.C., Williams, W., Wilson, N., Woolf, A.D., Yip, P., Zielinski, J.M., Lopez, A.D., Murray, C.J., Ezzati, M., 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990 to 2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet* 380, 2224–2260.
- Lioy, P., Lebre, E., Spengler, J., Brauer, M., Buckley, T., Freeman, N., Jantunen, M., Kissel, J., Lebowitz, M., Maroni, M., Moschandreas, D., Nieuwenhuijsen, M., Seifert, B., Zmirou-Navier, D., 2005. Defining Exposure Science. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15, 463–463.
- Marry, S., 2013. *L'espace sonore en milieu urbain*, Presses Universitaires de Rennes. ed, Espace et Territoires.
- Martin, D.M., Gershenzon, J., Bohlmann, J., 2003. Induction of volatile terpene biosynthesis and diurnal emission by methyl jasmonate in foliage of Norway spruce. *Plant physiology* 132, 1586–1599.
- McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M.J., Stewart-Evans, J., Malliarou, E., Jarup, L., Harrington, R., Svartengren, M., Han, I.-K., Ohman-Strickland, P., Chung, K.F., Zhang, J., 2007. Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma. *New England Journal of Medicine* 357, 2348–2358. doi:10.1056/NEJMoa071535
- McGinn, A.P., Evenson, K.R., Herring, A.H., Huston, S.L., Rodriguez, D.A., 2007. Exploring Associations between Physical Activity and Perceived and Objective Measures of the Built Environment. *Journal of Urban Health* 84, 162–184.
- McNabola, A., Broderick, B.M., Gill, L.W., 2008. Reduced exposure to air pollution on the boardwalk in Dublin, Ireland. Measurement and prediction. *Environment International* 34, 86 – 93. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2007.07.006
- Menard, C., Girard, D., Léon, C., Beck, F., 2007. *Baromètre santé environnement, Baromètre santé*. Institut national de prévention et d'éducation pour la santé, Saint Denis : INPES.
- Milesion, B., Faustman, E., Olin, S., Ryan, P., Ferenc, S., Burke, T., 1999. *A Framework for Cumulative Risk Assessment*. (Workshop report). International Life Sciences Institute.
- Minett, P., Pearce, J., 2011. Estimating the energy consumption impact of casual carpooling. *Energies* 4, 126–139.
- Monosson, E., 2005. Chemical mixtures: considering the evolution of toxicology and chemical assessment. *Environmental health perspectives* 113, 383.
- Morata, T.C., Engel, T., Durao, A., Costa, T.R.S., Krieg, E.F., Dunn, D.E., Lozano, M.A., 1997. Hearing loss from combined exposures among petroleum refinery workers. *Scandinavian*

- Audiology 26, 141–149.
- Morello-Frosch, R.A., Woodruff, T.J., Axelrad, D.A., Caldwell, J.C., 2000. Air Toxics and Health Risks in California: The Public Health Implications of Outdoor Concentrations. *Risk Analysis* 20, 273–292. doi:10.1111/0272-4332.202026
- Mukerjee, S., Smith, L.A., Johnson, M.M., Neas, L.M., Stallings, C.A., 2009. Spatial analysis and land use regression of VOCs and NO₂ from school-based urban air monitoring in Detroit/Dearborn, USA. *Science of The Total Environment* 407, 4642–4651.
- Murphy, E., King, E.A., Rice, H.J., 2009. Estimating human exposure to transport noise in central Dublin, Ireland. *Environment International* 35, 298–302.
- Murray Schafer, R., 1979. *Le paysage sonore*. Wildproject, Paris (France).
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2002. Mesurer la qualité de vie dans les grandes agglomérations. INSEE première 4.
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2011. Depuis 11 ans, moins de tâches ménagères, plus d’Internet. INSEE première 4.
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2013a. Definition of “Statistical Block” [WWW Document]. URL <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/ilot.htm> (accessed 11.1.13).
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2013b. Definition of “IRIS” [WWW Document]. URL <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=definitions/iris.htm> (accessed 11.1.13).
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2014a. Classement des communes françaises par population [WWW Document]. URL http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=nattef01214 (accessed 12.31.14).
- National Institute of the Statistics and the Economic Studies, 2014b. Zone d’emploi de Besançon [WWW Document]. URL http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=14108&page=multithemes/zefc08/ze08_besancon.htm (accessed 12.31.14).
- National Research Council, 1991. *Human Exposure Assessment for Airborne Pollutants: Advances and Opportunities*. The National Academies Press.
- NF S 31-010, 1996. *Caractérisation et mesurage des bruits de l’environnement*, Agence Française de Normalisation.
- Nieuwenhuijsen, M.J., 2003. *Exposure assessment in occupational & environmental epidemiology*. Oxford University Press.
- Nieuwenhuijsen, M., Paustenbach, D., Duarte-Davidson, R., 2006. New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environment International* 32, 996–1009.
- Northridge, M.E., Stover, G.N., Rosenthal, J.E., Sherard, D., 2003. Environmental equity and health: understanding complexity and moving forward. *American journal of public health* 93, 209–214.
- Oettl, D., Kukkonen, J., Almbauer, R.A., Sturm, P.J., Pohjola, M., Härkönen, J., 2001. Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside data set, with emphasis on low wind speed conditions. *Atmospheric Environment* 35, 2123–2132. doi:10.1016/S1352-2310(00)00492-1
- O’Neill, M.S., Jerrett, M., Kawachi, I., Levy, J.I., Cohen, A.J., Gouveia, N., Wilkinson, P., Fletcher, T., Cifuentes, L., Schwartz, J., 2003. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environmental health perspectives* 111, 1861.
- Parra, D.C., Gomez, L.F., Fleischer, N.L., David Pinzon, J., 2010. Built environment characteristics and perceived active park use among older adults: Results from a multilevel study in Bogota. *Health & Place* 16, 1174–1181.
- Pedersen, M., Giorgis-Allemand, L., Bernard, C., Aguilera, I., Andersen, A.-M.N., Ballester, F.,

- Beelen, R.M.J., Chatzi, L., Cirach, M., Danileviciute, A., Dedele, A., Eijdsen, M. van, Estarlich, M., Fernández-Somoano, A., Fernández, M.F., Forastiere, F., Gehring, U., Grazuleviciene, R., Gruzieva, O., Heude, B., Hoek, G., Hoogh, K. de, van den Hooven, E.H., Håberg, S.E., Jaddoe, V.W.V., Klümper, C., Korek, M., Krämer, U., Lerchundi, A., Lepeule, J., Nafstad, P., Nystad, W., Patelarou, E., Porta, D., Postma, D., Raaschou-Nielsen, O., Rudnai, P., Sunyer, J., Stephanou, E., Sørensen, M., Thiering, E., Tuffnell, D., Varró, M.J., Vrijkotte, T.G.M., Wijga, A., Wilhelm, M., Wright, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Pershagen, G., Brunekreef, B., Kogevinas, M., Slama, R., 2013a. Ambient air pollution and low birthweight: a European cohort study (ESCAPE). *The Lancet Respiratory Medicine* 1, 695–704.
- Pedersen, M., Siroux, V., Pin, I., Charles, M.A., Forhan, A., Hulin, A., Galineau, J., Lepeule, J., Giorgis-Allemand, L., Sunyer, J., Annesi-Maesano, I., Slama, R., 2013b. Does consideration of larger study areas yield more accurate estimates of air pollution health effects? An illustration of the bias-variance trade-off in air pollution epidemiology. *Environment International* 60, 23–30. doi:10.1016/j.envint.2013.07.005
- Peters, A., von Klot, S., Heier, M., Trentinaglia, I., Hörmann, A., Wichmann, H.E., Löwel, H., 2004. Exposure to Traffic and the Onset of Myocardial Infarction. *New England Journal of Medicine* 351, 1721–1730. doi:10.1056/NEJMoa040203
- Pirrer, S., De Valck, E., Cluydts, R., 2010. Nocturnal road traffic noise: A review on its assessment and consequences on sleep and health. *Environment International* 36, 492–498.
- Piscot, R., 2002. Multi-exposition et multi-nuisances, Application en environnement industriel et urbain. Université de Nantes – École Polytechnique de Nantes – École d'Architecture de Grenoble, Grenoble.
- Pope, C.A. 3rd, Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath Jr, C.W., 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine* 151, 669–674.
- Prins, R., Oenema, A., van der Horst, K., Brug, J., 2009. Objective and perceived availability of physical activity opportunities: differences in associations with physical activity behavior among urban adolescents. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity* 6, 70.
- 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 (thèse de doctorat). Ecole Centrale de Lyon.
- Pujol, S., 2012. Le bruit environnemental en milieu urbain : exposition d'une population d'enfants et performances scolaires (thèse de doctorat). Université de Franche-Comté.
- 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. *Applied Acoustics* 73, 741–750.
- Pujol, S., Berthillier, M., Defrance, J., Levain, J.-P., Petit, R., Houot, H., Mauny, F., 2014. Indoor noise exposure at home: a field study in the family of urban schoolchildren. *Indoor Air* in press.
- Pujol, S., Houot, H., Antoni, J.P., Mauny, F., 2012. Linking traffic and noise models to explore spatio-temporal distribution of noise pollution: an example in Besançon (France), in: *Proceedings of the 19th International Congress on Sound and Vibration*. Presented at the 19th International Congress on Sound and Vibration, Vilnius (Lithuania).
- Pujol, S., Houot, H., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Bongain, S., Levain, J.-P., Masselot, C., Petit, R., Mauny, F., *Neuvièmes Rencontres de Théo Quant*, 2010. Modélisation de l'exposition au bruit en milieu urbain et études épidémiologiques : quelles sources sonores ? Besançon (France), p. 10pp.
- Pujol, S., Levain, J.-P., Houot, H., Petit, R., Berthillier, M., Defrance, J., Lardiès, J., Masselot, C., Mauny, F., 2013. Association between Ambient Noise Exposure and School Performance of

- Children Living in An Urban Area: A Cross-Sectional Population-Based Study. *Journal of Urban Health* 1–16. doi:10.1007/s11524-013-9843-6
- Raimbault, M., Lavandier, C., Cremezi-Charlet, C., Walker, E., 2004. Situations de multi-exposition aux bruits routier et ferroviaire : quelles pistes de recherche pour de nouveaux indicateurs ? *Acoustique & Techniques* 37, 22:27.
- Razemont, O., 2008. Développer le covoiturage. *Le Monde*.
- Riediker, M., Cascio, W.E., Griggs, T.R., Herbst, M.C., Bromberg, P.A., Neas, L., Williams, R.W., Devlin, R.B., 2004. Particulate matter exposure in cars is associated with cardiovascular effects in healthy young men. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 169, 934–940.
- Ritz, B., Wilhelm, M., Hoggatt, K.J., Ghosh, J.K.C., 2007. Ambient air pollution and preterm birth in the environment and pregnancy outcomes study at the University of California, Los Angeles. *Am J Epidemiol* 166, 1045–52.
- Riva, M., Gauvin, L., Apparicio, P., Brodeur, J.-M., 2009. Disentangling the relative influence of built and socioeconomic environments on walking: The contribution of areas homogenous along exposures of interest. *Social Science & Medicine* 69, 1296–1305.
- Roosbroeck, S.V., Hoek, G., Meliefste, K., Janssen, N.A.H., Brunekreef, B., 2008. Validity of Residential Traffic Intensity as an Estimate of Long-Term Personal Exposure to Traffic-Related Air Pollution among Adults. *Environ. Sci. Technol.* 42, 1337–1344. doi:10.1021/es0712827
- Röösl, M., 2014. *Epidemiology of electromagnetic fields – an application of environmental epidemiological methods.*, CRC Press, a Taylor & Francis Company. ed. Martin Röösl, Boca Raton, Florida.
- Rose, G., 1987. Environmental factors and disease: the man made environment. *British Medical Journal* 294, 963–965.
- Ross, Z., Kheirbek, I., Clougherty, J.E., Ito, K., Matte, T., Markowitz, S., Eisl, H., 2011. Noise, air pollutants and traffic: Continuous measurement and correlation at a high-traffic location in New York City. *Environmental Research* 111, 1054–1063.
- Ryu, J.K., Jeon, J.Y., 2011. Influence of noise sensitivity on annoyance of indoor and outdoor noises in residential buildings. *Applied Acoustics* 72, 336–340.
- Sadeh, A., Gruber, R., Raviv, A., 2003. The Effects of Sleep Restriction and Extension on School-Age Children: What a Difference an Hour Makes. *Child development* 74, 444–455.
- Saelens, B.E., Sallis, J.F., Black, J.B., Chen, D., 2003. Neighborhood-based differences in physical activity: an environment scale evaluation. *American journal of public health* 93, 1552–1558.
- Schweizer, C., Edwards, R.D., Bayer-Oglesby, L., Gauderman, W.J., Ilacqua, V., Juhani Jantunen, M., Lai, H.K., Nieuwenhuijsen, M., Kunzli, N., 2006. Indoor time-microenvironment-activity patterns in seven regions of Europe. *J Expos Sci Environ Epidemiol* 17, 170–181.
- Schwela, D., Kephelopoulos, S., Prasher, D., 2005. Confounding or aggravating factors in noise-induced health effects: air pollutants and other stressors. *Noise Health* 7, 41–50.
- Scott, M.M., Evenson, K.R., Cohen, D.A., Cox, C.E., 2007. Comparing Perceived and Objectively Measured Access to Recreational Facilities as Predictors of Physical Activity in Adolescent Girls. *Journal of Urban Health* 84, 346–359.
- Selander, J., Nilsson, M.E., Bluhm, G., Rosenlund, M., Lindqvist, M., Nise, G., Pershagen, G., 2009. Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology* 20, 272–9.
- Servant, L., 1978. *L'amélioration des transports urbains - expériences françaises et étrangères*, La Documentation Française. Ministère des transports, Paris (France).
- SETRA, 2009. *Prévision du bruit routier - Méthode de calcul de propagation du bruit incluant les effets météorologiques (NMPB 2008)*. Service d'Etudes sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements, Provins (France).
- Sexton, K., Beck, B.D., Bingham, E., Brain, J.D., DeMarini, D.M., Hertzberg, R.C., O'Flaherty,

- E.J., Pounds, J.G., 1995a. Chemical mixtures from a public health perspective: the importance of research for informed decision making. *Toxicology* 105, 429 – 441. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0300-483X\(95\)03240-G](http://dx.doi.org/10.1016/0300-483X(95)03240-G)
- Sexton, K., Callahan, M.A., Bryan, E.F., 1995b. Estimating exposure and dose to characterize health risks: the role of human tissue monitoring in exposure assessment. *Environmental health perspectives* 103, 13.
- Sexton, K., Hattis, D., 2007. Assessing cumulative health risks from exposure to environmental mixtures—three fundamental questions. *Environmental health perspectives* 115, 825.
- Sexton, K., Needham, L., Pirkle, J., 2004. Human Biomonitoring of Environmental Chemicals Measuring chemicals in human tissues is the “gold standard” for assessing people’s exposure to pollution. *Am. Sci* 92, 38–45.
- Silva, L.T., Mendes, J.F.G., 2012. City Noise-Air: An environmental quality index for cities. *Sustainable Cities and Society* 4, 1–11.
- Slama, R., Thiebaugeorges, O., Goua, V., Aussel, L., Sacco, P., Bohet, A., Forhan, A., Ducot, B., Annesi-Maesano, I., Heinrich, J., Magnin, G., Schweitzer, M., Kaminski, M., Charles, M.-A., 2009. Maternal personal exposure to airborne benzene and intrauterine growth. *Environ Health Perspect* 117, 1313–21.
- Smith, G., Gidlow, C., Davey, R., Foster, C., 2010. What is my walking neighbourhood? A pilot study of English adults’ definitions of their local walking neighbourhoods. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity* 7, 34–42.
- 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.
- Stroh, E., Harrie, L., Gustafsson, S., 2007. A study of spatial resolution in pollution exposure modelling. *International Journal of Health Geographics* 6, 1–13. doi:10.1186/1476-072X-6-19
- Stroh, E., Oudin, A., Gustafsson, S., Pilesjö, P., Harrie, L., Strömberg, U., Jakobsson, K., 2005. Are associations between socio-economic characteristics and exposure to air pollution a question of study area size? An example from Scania, Sweden. *International Journal of Health Geographics* 4, 1–13. doi:10.1186/1476-072X-4-30
- Tam, B.N., Neumann, C.M., 2004. A human health assessment of hazardous air pollutants in Portland, {OR}. *Journal of Environmental Management* 73, 131 – 145. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.012>
- Tenailleau, Q.M., Bernard, N., Pujol, S., Houot, H., Joly, D., Mauny, F., 2014. Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter? *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* (in press).
- Tenailleau, Q.M., Bernard, N., Pujol, S., Joly, D., Houot, H., Mauny, F., 2013. Modeling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter? *Proceedings of Meetings on Acoustics* 19, 7.
- Thai, A., McKendry, I., Brauer, M., 2008. Particulate matter exposure along designated bicycle routes in Vancouver, British Columbia. *Science of The Total Environment* 405, 26–35. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.035
- Tobias, A., Diaz, J., Saez, M., Alberdi, J.C., 2001. Use of poisson regression and box-jenkins models to evaluate the short-term effects of environmental noise levels on daily emergency admissions in Madrid, Spain. *European Journal of Epidemiology* 17, 765–71.
- Tsuang, B.-J., 2003. Quantification on the source/receptor relationship of primary pollutants and secondary aerosols by a Gaussian plume trajectory model: Part I—theory. *Atmospheric Environment* 37, 3981–3991. doi:10.1016/S1352-2310(03)00471-0
- U.N., 2002. State of the world 2002/3. United Nations Habitat & Earthscan, London (England).
- U.N., 2004. State of the world’s cities 2004/5 -Globalization and Urban culture. United Nations

- Habitat & Earthscan, London (England).
- U.N., 2006. State of the world's cities 2006/7 -Slums. United Nations Habitat & Earthscan, London (England).
- U.N., 2008. State of the world's cities 2008/9 - Harmonious cities. United Nations Habitat & Earthscan, London (England).
- U.N., 2012. State of the world's cities 2012/13 - Prosperity of cities. United Nations Habitat & Earthscan, London (England).
- US EPA, 1986. Guideline on Air Quality Models (Revised). U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA, 2000. Supplementary Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures (No. EPA 630-R-00-002). United States Environmental Protection Agency, Washington, DC:U.S.
- U.S. EPA, 2002. Guidance for Cumulative Risk Assessment of Pesticide Chemicals that Have a Common Mechanism of Toxicity. United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Washington, DC:U.S.
- U.S. EPA, 2003. Framework for Cumulative Risk Assessment. (No. EPA/600/P-02/001F). United States Environmental Protection Agency, Washington, DC:U.S.
- US EPA, 2010. 2010-2014 Pollution Prevention (P2) Program Strategic Plan. U.S. Environmental Protection Agency.
- Valent, F., Little, D., Bertollini, R., Nemer, L.E., Barbone, F., Tamburlini, G., 2004. Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. *The Lancet* 363, 2032–2039.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A., Brunstrom, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives* 106, 775–792.
- Van Kempen, E.E.M.M., Kruize, H., Boshuizen, H.C., Ameling, C.B., Staatsen, B.A.M., de Hollander, A.E.M., 2002. The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environ Health Perspect* 110, 307–17.
- 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 Vliet, P.H., Knape, M., de Hartog, J., Janssen, N., Harssema, H., Brunekreef, B., 1997. Motor Vehicle Exhaust and Chronic Respiratory Symptoms in Children Living near Freeways. *Environmental Research* 74, 122–132. doi:10.1006/enrs.1997.3757
- Van Wijnen, J., Verhoeff, A., Henk, J.W.A., Bruggen, M., 1995. The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 67, 187–193. doi:10.1007/BF00626351
- Vardoulakis, S., 2009. Human exposure : Indoor and Outdoor, in: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Air Quality in Urban Environments*. RSC Publishing, Cambridge (UK).
- Vardoulakis, S., Fisher, B.E., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N., 2003. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment* 37, 155 – 182.
- Vienneau, D., de Hoogh, K., Briggs, D., 2009. A GIS-based method for modelling air pollution exposures across Europe. *Science of the Total Environment* 408, 255–66.
- Vinzents, P.S., Møller, P., Sørensen, M., Knudsen, L.E., Hertel, O., Jensen, F.P., Schibye, B., Loft, S., 2005. Personal exposure to ultrafine particles and oxidative DNA damage. *Environmental health perspectives* 113, 1485.
- Vouk, V.B., Butler, G.C., Upton, A.C., Parke, D.V., Asher, S.C., 1987. Methods for assessing the effects of mixtures of chemicals. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) of the International Council of Scientific Unions (ICSU), and the International Program on Chemical Safety (IPCS) of the World Health Organization (WHO), the United Nations Environment Programme (UNEP) and the International Labour Organization (ILO)

by Wiley.

- Wang, Z., Lee, C., 2010. Site and neighborhood environments for walking among older adults. *Health & Place* 16, 1268–1279.
- Weicher, M.P., 2013. If a tree falls in a forest, can you hear it? *Proceedings of Meetings on Acoustics* 19, 9.
- Wichmann, J., Janssen, N.A.H., van der Zee, S., Brunekreef, B., 2005. Traffic-related differences in indoor and personal absorption coefficient measurements in Amsterdam, the Netherlands. *Atmospheric Environment* 39, 7384–7392. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.015
- Wild, C.P., 2005. Complementing the genome with an “exposome”: the outstanding challenge of environmental exposure measurement in molecular epidemiology. *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention* 14, 1847–1850.
- Wild, C.P., 2012. The exposome: from concept to utility. *International journal of epidemiology* 41, 24–32.
- World Health Organisation, 1995. *Community Noise*. World Health Organization, Copenhagen (Denmark).
- World Health Organisation, 2000. *Guidelines for Community Noise*. World Health Organization, Copenhagen (Denmark).
- World Health Organisation, 2013. *Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths*.
- World Health Organisation Europe, 2000. *Air quality guidelines for Europe*. World Health Organization - Regional Office for Europe, Copenhagen (Denmark).
- World Health Organisation Europe, 2005. *Air quality guidelines Global Update*. World Health Organization - Regional Office for Europe, Copenhagen (Denmark).
- World Health Organisation Europe, 2009. *Night Noise Guidelines for Europe*. World Health Organization - Regional Office for Europe, Copenhagen (Denmark).
- World Health Organisation Europe, 2011. *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. World Health Organization - Regional Office for Europe, Copenhagen (Denmark).
- Zeghnoun, A., Dor, F., 2009. *Description du budget espace temps et estimation de l'exposition de la population française dans son logement*. Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Saint-Maurice (France).

LISTE DES PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS RELATIVES AUX TRAVAUX DE THESE

Publications

- Tenailleau Q.M., Bernard N., Parmentier A.L., Pujol S., Houot H., Joly D. and Mauny F. (2014). Do Environmental Noise and NO2 atmospheric levels spatially overlap in urban areas? (*En cours de rédaction*).
- Mauny F., Pujol S., Tenailleau, Q. M., Bernard N., Houot H. (2014). Impact sanitaire de l'exposition sonore en milieu urbain, la combinaison de 3 « E » : épidémiologie, expologie, environnement. *Acoustique et techniques*.
- Tenailleau Q.M., Mauny F., Joly D., François S., Bernard N. (2014). Air pollution in moderately polluted urban areas: how does the neighborhood's definition impact exposure assessment? *Environmental Science and Technology (in review)* Impact factor 5.48
- Tenailleau Q.M., Bernard N., Pujol S., Joly D., Houot H., Mauny F. (2014). Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter? *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology. (in press)*; doi:10.1038/jes.2014.33. Impact factor 3.19
- Tenailleau Q.M., Bernard N., Pujol S., Joly D., Houot H., Mauny F. (2013). Assessing environmental noise exposure: does the size of the neighbourhood matter? *Environ Health Perspective - Abstracts of the 2013 Conference of the International Society of Environmental Epidemiology (ISEE), the International Society of Exposure Science (ISES), and the International Society of Indoor Air Quality and Climate (ISIAQ)*. P755; <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.ehbase113>.
- Tenailleau Q.M., Bernard N., Pujol S., Joly D., Houot H., Mauny F. (2013). Modelling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter? *Proceedings of Meetings on Acoustics*, 19, 7pp. http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/85/02/02/PDF/POMA_article.pdf. Impact factor 1.65

Posters

- Tenailleau Q.M (2013). Assessing environmental noise exposure: does the size of the neighbourhood matter?, *Environment and Health – Bridging South, North, East and West. Conference of the International Society for Environmental Epidemiology, the International Society of Exposure Science and the International Society of Indoor Air Quality and Climate*. Basel, Switzerland. 19-23 Aug. 2013. (*cf annexes*)

Communications orales

- Tenailleau, Q.M. (2014). Multi-exposition en milieu urbain: une approche multi-échelle spatiale de l'exposition humaine au bruit et à la pollution atmosphérique., *Journée Scientifique Pluridisciplinaire - Traitements Statistiques des Données Spatiales*. Dijon, France. 26 Septembre 2014.
- Tenailleau, Q.M. (2013). Modelling urban noise exposure and contribution of noise reflection against façades of buildings: Does correction matter?, *21st International Congress on Acoustics – 165th Meeting of the Acoustical Society of America – 52nd Meeting of the Canadian Acoustical Association*. Montréal, Canada. 2-7 Jun. 2013.
- Tenailleau, Q.M. (2012). Estimation de l'exposition au bruit : Méthodologies d'échantillonnage en milieu urbain, *Séminaire des doctorants du laboratoire chrono-environnement*. Besançon, France. 14 Dec. 2012.

Culture scientifique et Communications tout publique

- Radiocampus Besançon (2014). Emission spéciale la semaine du son in *Université*. Interview radiophonique (60') diffusée le 30/02/2014. Disponible à l'adresse <http://www.mixcloud.com/radiocampusbezak/universcitemag-semaine-du-son-bruit-et-pollution-labochronoenvironnement/>
- Gosset D. (2012). Une carte de bruit et de la pollution, *Tout l'UFC*, 149 (Jan. 2012), p14:15. ISSN 1166 7672. Disponible à l'adresse <http://tout-l-ufc.univ-fcomte.fr/download/tout-l-u/document/magazines/mag/tout-l-ufc-149.pdf>
- France-Bleu Besançon. (2012). Des cartes de bruit et de pollution à Besançon in *L'info vue d'ici*. Interview radiophonique en deux parties (1'33" et 2'02"). Disponible aux adresses https://chrono-environnement.univ-fcomte.fr/IMG/mp3/Son_Carte_Bruit_Pollution--NET_F309615C-7188-4664-86BA-4BB925C69793_R25A.mp3 et https://chrono-environnement.univ-fcomte.fr/IMG/mp3/Sujet_Carte_Bruit_et_pollution--NET_BFAD7BB0-4FE3-45B7-83E1-5E8C3287C1CC_R25A.mp3
- Projet de communication et d'initiation scientifique auprès d'une classe de collégien « Une classe, un chercheur », 05 Juin 2012. Université de Franche-Comté / Collège Val de Rosemont – Giromagny (90).

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Échelle de bruit, adaptée de www.ademe.fr .	10
Figure 2: Courbes de pondération du niveau sonore en fonction de la fréquence (modifié d'après (World Health Organisation, 1995)).	11
Figure 3: Illustration de la dynamique temporelle du bruit environnemental. Profils types de dominance routière diurne et nocturne (a), et de dominance ferroviaire (b) pour des fragments de 30 minutes. Le signal coloré en rouge indique le passage d'un train. D'après (Raimbault et al., 2004).	12
Figure 4: Schéma thématique théorique récapitulatif des paramètres influant sur la perception de l'ambiance sonore des espaces publics. D'après (Marry, 2013).	14
Figure 5: Présentation des effets sanitaires d'une exposition chronique au bruit et de leurs interactions, d'après (Ising and Kruppa, 2004).	15
Figure 6: Microphones installés en façade de bâtiments pour l'estimation de l'exposition au bruit environnemental. Crédit photo Quentin Tenailleau.	18
Figure 7: Microphone et sonomètre pour l'estimation de l'exposition au bruit environnemental. Crédit photo Quentin Tenailleau.	18
Figure 8: Distribution sectorielle des sources de polluants, d'après (CITEPA, 2002)	21
Figure 9: Exemple d'échantillonneur passif à NO ₂ de marque Radiello et détail de son fonctionnement.	25
Figure 10: Station de mesure fixe avec analyseurs de PM, de NO _x , de CO et d'O ₃ . Détail des analyseurs NO _x par chimiluminescence (AC 31M) et d'ozone par absorption dans l'UV (O ₃ 41M), et vue interne d'un analyseur NO _x par chimiluminescence (AC 31M). Crédit Photo Nadine Bernard.	26
Figure 11: Intervention de l'expologie dans la chaîne d'événements « émission-transport-exposition-effets sanitaires », d'après (Nieuwenhuijsen, 2003), (Hoppin et al., 2006) et (Vardoulakis, 2009).	27
Figure 12: Illustration schématique de la chaîne d'événements depuis l'émission de polluants atmosphériques jusqu'aux effets sanitaires, et présentation de quelques méthodologies de surveillance associées. D'après (Vardoulakis, 2009).	28
Figure 13 : Principe du tir de rayon, d'après (Pujol, 2012)	31
Figure 14: Exemple de rayons reliant un point récepteur et l'ensemble des sources situées dans un rayon de 1km, d'après (Pujol, 2012)	32
Figure 15: Exemple de modélisation gaussienne d'un panache de dispersion. D'après (Vardoulakis, 2009)	34
Figure 16: Éléments d'un modèle de régression (LUR) montrant les mesures d'input (monitoring locations) et la formule de calcul. La concentration de polluants en tous points du modèle (y) est exprimée comme une variable réponse des paramètres paysagers dans les buffers entourant les sites de mesure. D'après (Jerrett et al., 2004).	37
Figure 17: Schématisation des trois domaines de l'exposome et exemples de polluants relatifs à chaque domaine. D'après (Wild, 2012)	44
Figure 18: Photographie aérienne et couverture paysagère de la commune bisontine.	59
Figure 19: Cartes d'altitudes et de pente de la commune de Besançon. Obtenue à partir des données de la BDTOP0 2011 de l'IGN.	60
Figure 20: Typologie urbaine et découpage en Ilots de la commune de Besançon.	63
Figure 21: Carte de distribution du bruit extérieur (L _{Aeq, 24H})	68
Figure 22: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de NO ₂ (microgrammes/m ³)	70
Figure 23: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de benzène (microgrammes/m ³)	70
Figure 24: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de PM ₁₀ (microgrammes/m ³)	71
Figure 25: Carte de distribution des concentrations atmosphériques de PM _{2.5} (microgrammes/m ³)	71
Figure 26: Exemple d'emploi des techniques d'échantillonnage développées.	73

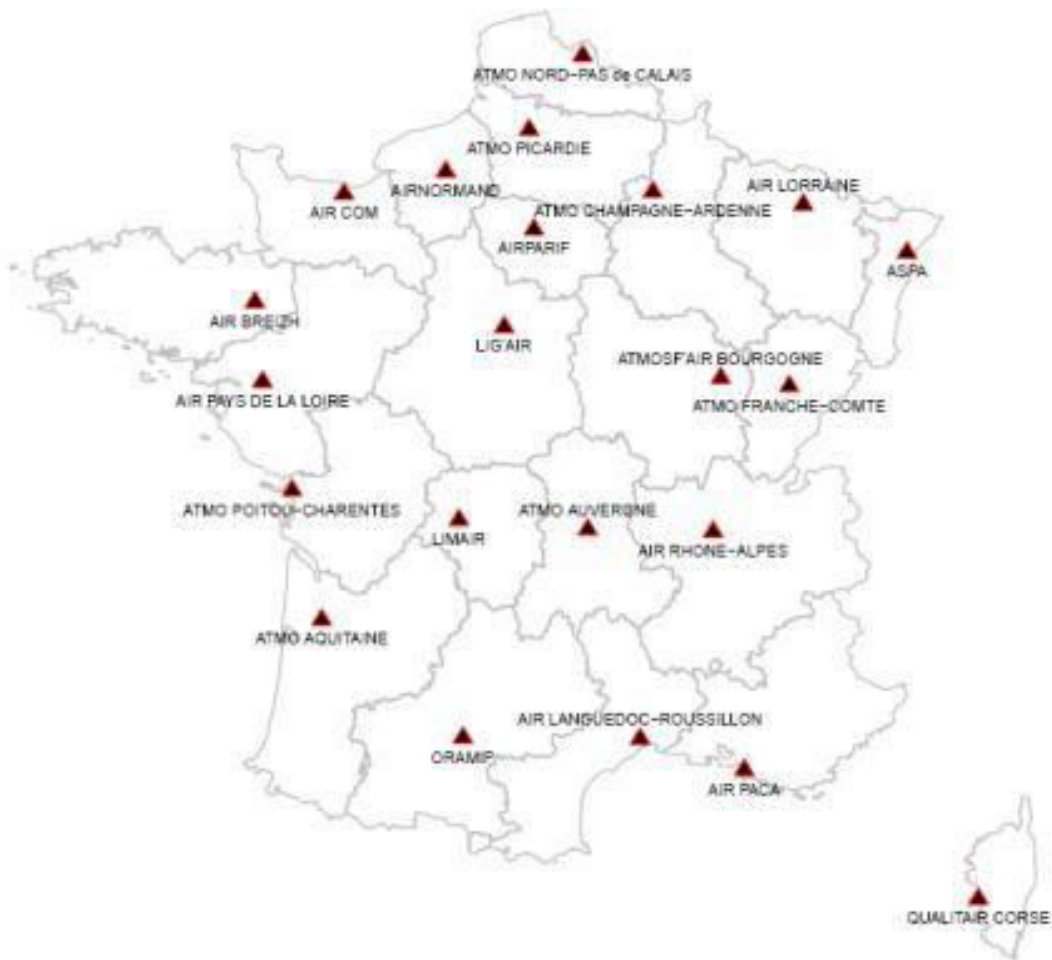
LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Exemple de valeurs d'expositions au bruit extérieur urbain obtenues à partir de différents indicateurs d'exposition sonore. Données obtenues par modélisation de l'exposition en façade du domicile de 587 enfants bisontins, pour la façade la plus exposée et la façade de la chambre à coucher. Source : S. Pujol (données non publiées).	13
Tableau 2: Principaux polluants atmosphériques classés par types. Adapté de (World Health Organisation Europe, 2000)	19
Tableau 3: Effets sanitaires, écologiques et climatiques des polluants retenus. D'après (EEA, 2011a)	23
Tableau 4: Valeurs seuils définies pour la France pour les polluants suivants : NO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2,5} et benzène. Les valeurs sont en microgrammes par mètres cubes (µg/m ³) et valables en date du 1 ^{er} janvier 2014, d'après (Code de l'environnement - Titre R22, 2013)	24
Tableau 5: Qualité de l'approximation de l'exposition en fonction du type de données, d'après (Nieuwenhuijsen, 2003).	29
Tableau 6: Résumé des études portant sur les impacts sanitaires de la multi-exposition.	49
Tableau 7: Résumé des études portant sur les relations entre le bruit et des polluants atmosphériques.	51
Tableau 8: Composition environnementale et morphologique de la commune et des différents types urbains	61

LISTE DES EQUATIONS

Équation 1: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Noise-Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012)	53
Équation 2: Formule de normalisation des niveaux de pollution, d'après (Silva and Mendes, 2012)	53
Équation 3: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012).	53
Équation 4: Formule de calcul de l'indice composite $City_{Noise-Air}$, d'après (Silva and Mendes, 2012).	54

Carte des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA)



Source : LCSQA
09/03/2012

Guyane



Guadeloupe



Martinique



Réunion



Mayotte (En cours)



Annexe 1: Carte des associations agréées de surveillance de la Qualité de l'Air.

Annexe 2: Résumé du poster présenté au congrès Environment and Health, Basel, Switzerland. 19-23 Aug 2013. Publié depuis dans le numéro spécial d'Environ Health Perspective - Abstracts of the 2013 Conference of the International Society of Environmental Epidemiology (ISEE), the International Society of Exposure Science (ISES), and the International Society of Indoor Air Quality and Climate (ISIAQ)

Assessing environmental noise exposure: does the size of the neighbourhood matter?

Quentin Tenailleau¹, Nadine Bernard¹, Sophie Pujol¹, Daniel Joly³, Hélène Houot³, Frédéric Mauny^{1,2}

1- UMR CNRS 6249 Chrono-Environnement, Besançon,

2- CHU Saint-Jacques, Besançon

3- UMR CNRS 6049 ThéMA, Besançon

In environmental epidemiology, studies rely on the quantification of subject's exposures in a surface defined as the subject exposure area. For outdoor exposure, this area is often considered as the subject's neighbourhood. But, depending on the authors, the size and the nature of this neighbourhood differs, making difficult to compare results.

In order to study the impact of the sampling surface on the noise exposure values affected to a subject, a high definition environmental noise model has been built on a middle-sized French city. Outdoor neighbourhood noise indices were computed at 10,394 residential buildings, using eight different sizes of buffers defined by different radius values: 50m, 100m, 150m, 200m, 250m, 300m, 350m and 400m. For each buffer, noise indices correspond to the average noise level in the buffer's area, in L_{Aeq24h} . Results were first compared using Friedman's test. Post-hoc pairwise comparison were then conducted using Wilcoxon test and Siegel & Castellan adjusted P-values. Indice differences between the smallest and the biggest size of buffer were compared for each building by subtracting 50m buffer noise indice to 400m buffer noise indice ($\Delta_{400-50} = L_{Aeq24h-400m} - L_{Aeq24h-50m}$).

Influence of urban environmental factors (distance to main noise source, urban morphology and deprivation index) was analysed using a multilevel modelling. The means of the eight indices range between 50.4 dB and 54.2 dB, and samples appears to be significantly different ($P < 0.05$). The Δ_{400-50} values ranges between -9.4 dB and +22.3 dB, with a mean of +3.5 dB, and are significantly associated with urban environmental factors (All $P < 0.01$).

The size of the sampled surface does influence the estimated average noise exposure. Moreover, for each building, the size of the neighbourhood seriously influences the estimated values. The environmental composition also appears to be of important contribution and should be carefully considered in the choice of the neighbourhood size.

Assessing environmental noise exposure: does the size of the neighbourhood matter?

Quentin M. Tenailleau¹, Nadine Bernaro¹, Sophie Pujol^{1,2}, Daniel Joly³, H el ene Houof³, Fr ed eric Mauny^{1,2}
1- UMR CNRS 6249 «Chrono-Environnement» Besançon
2- CHRU Saint-Jacques Besançon
3- UMR CNRS 6049 «Th ema» Besançon

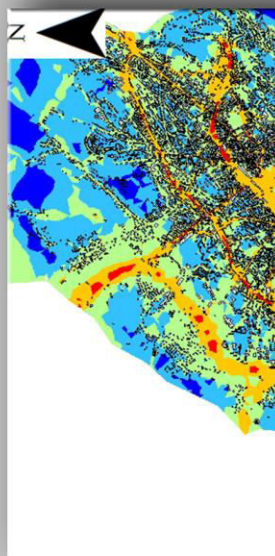


Environmental epidemiological studies rely on the quantification of the subject's exposure in a surface defined as the subject exposure area. For outdoor exposure, this area is often considered as the subject's neighbourhood. But, depending on the authors, the size and the nature of this neighbourhood differs, making difficult to compare results.

Aim of the study: to investigate the impact of the neighbourhood's size on the environmental noise exposure indices affected to residential buildings.

Noise map:

Using MITHRA-SIG software, a high definition (2m*2m) environmental noise model has been built on a middle-sized French city: The city of Besançon, Eastern France, 65 km², 120,000 inhabitants.



Exposure quantification:

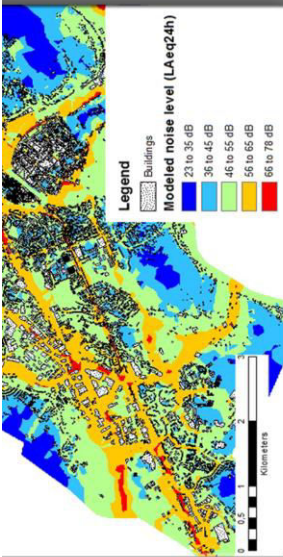
Using a GIS, eight sizes of neighbourhood were defined by different buffer radius values: 50m, 100m, 200m, 250m, 300m, 350m, and 400m

Outdoor neighbourhood noise indices were computed for 10,394 residential buildings. For each buffer, noise indices correspond to the average noise level in its area, (L_{Aeq24h}).



Statistical Analysis:

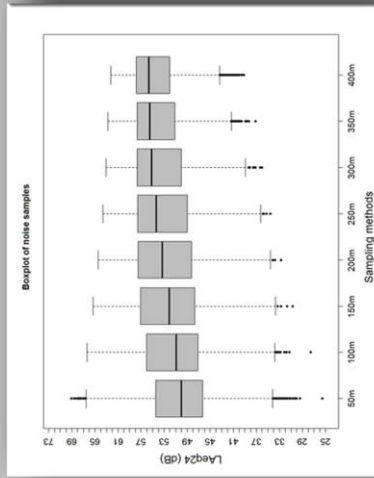
Results were first compared using Friedman's test. Post-hoc pairwise comparison were then conducted using Wilcoxon tests and



Map of the noise level on the city of Besançon

Noise exposure per buffers:

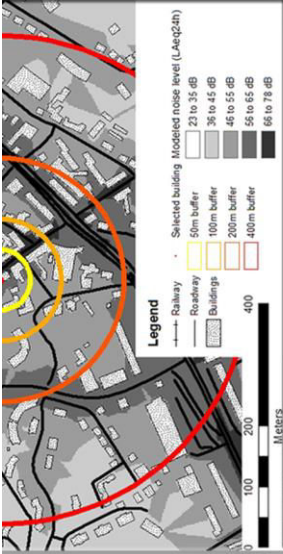
Means of the eight indices range between 50.4 dB and 54.2 dB, Standard deviation range from 6.26 dB to 4.86 dB and samples appears to be significantly different (all $P < 0.05$).



Boxplots of the average sound level distributions evaluated for each sampling methods.

Conclusion : The size of the sampled surface does influence the estimated average noise exposure. Moreover, for each building, the size of the neighbourhood seriously influence the estimated values.

The environmental composition also appears to be of important contribution and should be carefully considered in the choice of the neighbourhood size.



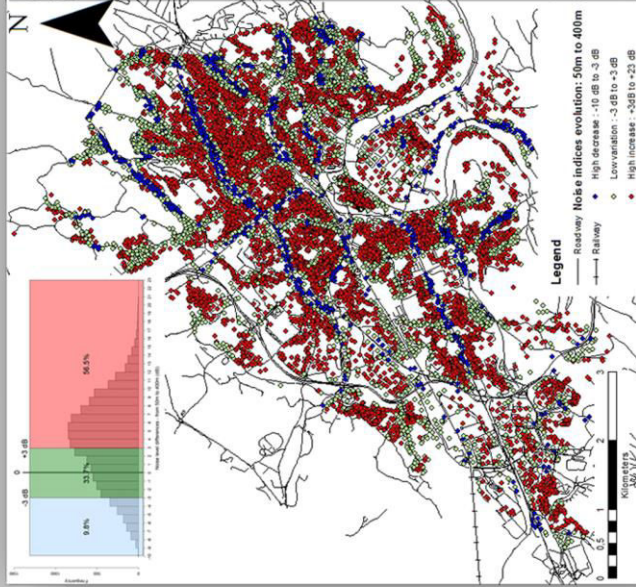
Example of the sampling methods by buffers

Noise exposure evolution:

Indices differences were compared for each building by subtracting 50m buffer indice to 400m buffer indice :

$$\Delta_{400-50} = L_{Aeq24h-400m} - L_{Aeq24h-50m}$$

The Δ_{400-50} values ranges between -9.4 dB and +22.3 dB, with a mean of +3.5 dB and are significantly associated with urban environmental factors (all $P < 0.01$)



Histogram and spatial distribution of the Δ_{400-50}

Siegel & Castelanne adjusted P-values.
Influences of urban environmental factors were analysed using a multilevel modelling, (distance to main noise source, urban morphology and deprivation index)

UNE CARTE DU BRUIT ET DE LA POLLUTION

Quels sont les endroits les plus bruyants et les plus pollués de Besançon ? Géographes et environnementalistes collaborent pour cartographier précisément ces deux nuisances à l'échelle de la ville.



David Joly



Frédéric Maunay



Nadine Bernard



Quentin Tenaillon





Quentin Tenailleau installe des micros pour réaliser les enregistrements sonores sur les sites où l'association ATMO-FC effectue des mesures de polluants : ozone et oxydes d'azote (NOx). Il analyse leur évolution conjointe toutes les 10 secondes.

Contacts :
Au laboratoire Chrono-environnement
UMR 6249 CNRS :
 Quentin Tenailleau
 Tél. 03 81 21 89 08
quentin.tenailleau@univ-fcomte.fr

Nadine Bernard
 Tél. 03 81 06 60 02
nadine.bernard@univ-fcomte.fr

Frédéric Mauny
 Tél. 03 81 21 94 94
frederic.mauny@univ-fcomte.fr

Sophie Pujol
 Tél. 03 81 21 90 49
sophie.pujol@univ-fcomte.fr
<http://chrono-environnement.univ-fcomte.fr>

Au laboratoire ThEMA
UMR 6049 CNRS :
 Daniel Joly
 Tél. 03 81 00 54 02
daniel.joly@univ-fcomte.fr

Helène Houot
 Tél. 03 81 00 54 27
helene.houot@univ-fcomte.fr
<http://thema.univ-fcomte.fr>

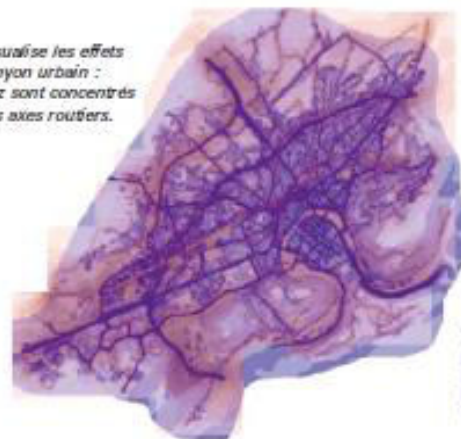
Les aléas de la recherche réservent parfois des surprises. Deux équipes de l'Université de Franche-Comté se sont lancées dans des études similaires sans s'être concertées. Des géographes du laboratoire ThEMA, en collaboration avec l'association ATMO-FC qui surveille la qualité de l'air en Franche-Comté ont cherché à tracer une carte de la pollution à Besançon. Au laboratoire Chrono-environnement, des chercheurs ont analysé la répartition du bruit à proximité des écoles primaires bisontines et des logements d'élèves. Les deux équipes ont utilisé une méthodologie relativement semblable faisant appel à des mesures de terrain, à la modélisation et aux systèmes d'information géographique¹. De cette coïncidence est née l'idée de superposer les deux cartes, en couplant les deux modèles. C'est l'objectif de la thèse de Quentin Tenailleau. « Nous voulons obtenir une cartographie précise sur les 65 km² de l'agglomération bisontine », explique-t-il. « Il s'agit de travailler sur la notion de multi-exposition aux polluants atmosphériques et au bruit. Ces deux agents ont des modes de diffusion très différents, mais dans certaines zones, la population est massivement exposée aux deux », précisent Nadine Bernard et Frédéric Mauny, qui co-dirigent cette thèse. Cette cartographie sera ensuite mise en relation avec la morphologie urbaine. La hauteur des bâtiments,

leur agencement, ou encore l'existence de cours intérieures, sont autant de paramètres qui influencent la propagation du son et de la pollution aérienne. Ici, l'étude environnementale se teinte de géographie et d'urbanisme. Quentin Tenailleau, biologiste de formation, n'est pas déconcerté par l'aspect pluridisciplinaire de son sujet de recherche, au contraire... « En écologie, la première chose qu'on apprend, c'est que tout est lié ! » déclare-t-il. Il s'intéresse également aux variations temporelles des émissions de bruit et de polluants atmosphériques selon les heures de la journée et selon les saisons, en couplant les résultats de campagnes de mesure du niveau sonore et les données fournies par les stations de surveillance de la qualité de l'air d'ATMO-FC.

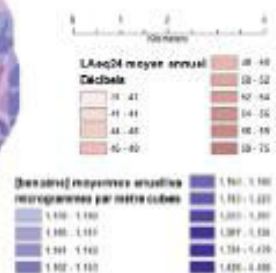
La Ville de Besançon, concernée au premier plan, finance son contrat doctoral. Elle est aussi l'un des principaux fournisseurs de données de l'étude car elle met à la disposition des chercheurs des relevés topographiques et des chiffres concernant le trafic routier. A terme, cette cartographie sera utilisée dans des études épidémiologiques qui mettront en relation l'exposition à ces nuisances et la santé des bisontins.

¹ Un système d'information géographique est un système informatique qui permet de rassembler, d'analyser et de combiner des données issues de sources diverses pour obtenir une représentation spatiale de l'information.

On visualise les effets de canyon urbain : les gaz sont concentrés sur les axes routiers.



Superposition des cartes de distribution du bruit et du benzène modélisées sur la commune de Besançon



Impact sanitaire de l'exposition sonore en milieu urbain, la combinaison de 3 « E » : épidémiologie, expologie, environnement.

Frédéric Mauny^{1,2}, Sophie Pujol^{1,2}, Quentin Tenailleau¹, Nadine Bernard¹, Hélène Houot³.

1- Laboratoire Chrono-environnement UMR 6249 CNRS / Université de Franche-Comté

2- Centre hospitalier régional universitaire de Besançon

3- Laboratoire ThÉMA UMR 6049 CNRS/Université de Franche-Comté

Auteur correspondant :

Frédéric Mauny, Centre de méthodologie clinique, laboratoire Chrono-environnement, CHRU de Besançon – Hôpital Saint-Jacques, 2 place Saint-Jacques. F-25030 BESANCON Cedex. frederic.mauny@univ-fcomte.fr

Résumé :

La quantification de l'impact du bruit sur la santé relève d'une démarche complexe et mobilise des champs de compétence larges et différents. L'objectif de cet article est de proposer le point de vue volontairement orienté sur l'un de ces champs de compétence, centré sur une approche en population humaine. Sont ainsi décrits les concepts de l'épidémiologie, de l'expologie et leurs applications sur les approches en lien avec l'environnement, en particulier le milieu urbain. La dimension sociétale d'inégalité sociale et environnementale est également rappelée. Le principe de l'évaluation d'un impact sanitaire (appelé également évaluation du risque sanitaire) est succinctement présenté ainsi qu'une application aux effets des nuisances sonores.

Introduction

Les recherches réalisées depuis une trentaine d'années ont permis de relier de nombreux effets sanitaires à l'exposition de la population générale aux nuisances sonores [1,2]. Les effets du bruit sur la santé sont maintenant régulièrement soulignés bien au-delà de la littérature scientifique spécialisée en acoustique, tant pour les effets auditifs qu'extra auditifs, et les approches sont régulièrement classées selon l'origine professionnelle, sociale (concert, bar...) ou environnementale du bruit [3].

Une partie de la complexité de la relation santé-environnement découle de la nature très souvent multifactorielle des pathologies incriminées et d'une notion souvent mal cernée de sensibilité/prédisposition personnelle (liée au genre, à l'âge, mais aussi à des facteurs génétiques, comportementaux, contextuels ou de l'ordre de traits de personnalité). Enfin, l'environnement dans lequel l'homme évolue représente un milieu d'exposition à un nombre variable et souvent multiple d'agents potentiellement nocifs pour sa santé, même lorsque que l'on se focalise sur une seule pathologie.

D'une manière générale, les facteurs de risque associés à une pathologie ne permettent d'expliquer qu'une partie seulement des cas diagnostiqués. Cette part est cependant très variable : environ 90% des pathologies coronariennes sont associées à des facteurs de risques identifiés [4]; en périnatalité, la moitié des naissances prématurées demeure à ce jour inexplicée [5], laissant supposer qu'une part non négligeable pourrait être attribuée aux facteurs en lien avec l'environnement. Un rapport de l'OMS confirmait en 2006 qu'environ un quart de la charge mondiale de morbidité – et plus d'un tiers pour les enfants – était dû à des facteurs environnementaux, pathologies infectieuses et non infectieuses confondues [6].

Afin de mieux cerner les enjeux scientifiques liés à la quantification de l'impact sanitaire de l'exposition sonore en milieu urbain, il paraît pertinent de décrire les concepts de l'épidémiologie, de l'écologie et leurs applications sur les approches en lien avec l'environnement, en particulier le milieu urbain. Ce document est volontairement orienté pour proposer un point de vue, celui associé à une approche en population, basée sur l'observation. Les démarches complémentaires, notamment celles fondées sur la conduite d'expérimentations, ne sont pas abordées dans ce présent document ; elles sont pour autant d'un grand apport à l'identification et à la compréhension de l'impact sanitaire des nuisances sonores.

Epidémiologie

L'épidémiologie étudie la fréquence et la répartition dans le temps et dans l'espace des problèmes de santé des populations (épidémiologie descriptive), ainsi que le rôle des facteurs qui les déterminent (épidémiologie analytique). C'est une science de l'observation, dont le sujet

d'étude est la population et non l'individu dans sa singularité. Son approche est basée sur un raisonnement sous incertitude, impliquant des résultats exprimés sous forme probabiliste. L'épidémiologie analytique consiste à quantifier le lien existant entre l'apparition d'un événement de santé et l'exposition à un facteur, tout en tenant compte des différents cofacteurs susceptibles d'interférer dans cette relation.

L'épidémiologie environnementale est un domaine particulier de l'épidémiologie qui a pour objet d'apprécier la réalité et l'ampleur de l'impact sanitaire des facteurs environnementaux (également appelés agents) qu'ils soient d'origine biologique, physique ou chimique. Une quatrième origine, sociale, peut être ajoutée. Elle caractérise, selon les approches développées en écologie humaine, l'environnement social ou psychosocial, au sens des interactions entre l'individu et la communauté dans laquelle il évolue [7]. L'épidémiologie environnementale, appelée également éco-épidémiologie, permet d'évaluer les effets de facteurs attachés à tous les milieux (air, eau, sols, aliments...) ainsi que les environnements attachés à différents espaces de vie : au domicile, au travail, à l'école, pendant les transports, les loisirs...

L'épidémiologie environnementale s'intéresse le plus souvent à des pathologies relativement peu fréquentes, multifactorielles, pour lesquelles le niveau de contamination environnementale d'un agent, ainsi que la relation maladie – exposition à cet agent, sont d'intensité faible ou modérée, mais qui peuvent concerner une large part de la population. La conduite d'études dans ces conditions nécessite de considérer simultanément un nombre élevé de sujets, afin de garantir une capacité raisonnable de mettre en évidence la relation maladie – exposition si celle-ci existe (on parle de puissance statistique de l'étude).

Appliquée à la relation bruit et santé, il s'agit d'une approche multidisciplinaire, permettant d'appréhender les dimensions liées aux :

- sources d'émission et lois de propagation du son dans l'espace : les disciplines de l'acoustique ;
- pathologies ressenties, déclarées, diagnostiquées, dépistées : médecine clinique, santé publique... ;
- comportements individuels et collectifs : psychologie, sociologie, anthropologie... ;
- influence du milieu, caractérisation de l'espace : géographie, écologie, urbanisme, analyse systémique, approche paysagère.

Comparativement aux autres agents auxquels la population est exposée, le bruit présente certaines spécificités. De nature physique, il est issu de sources extrêmement diverses (de par leur nature, leur géométrie, leur spectre, leur durée d'émission...) et souvent multiples, auxquelles s'ajoute parfois le sujet exposé lui-même. Il n'emprunte pas une des voies de contamination classiquement décrites en toxicologie (ingestion, inhalation, passage transcutanée ou transplacentaire), et ne présente pas de rémanence (après l'arrêt de la source, l'énergie acoustique se dissipe dans un délai très court). Enfin, les sujets sont « équipés de capteurs », l'appareil auditif, qui leur assure une perception de l'agent au moins pour les fréquences dans le domaine de l'audible.

Expologie

On peut proposer un modèle en 5 étapes pour schématiser la relation environnementale entre un agent (bruit, radiofréquences, polluant atmosphérique...) et la survenue d'un effet sanitaire (Figure 1) : émission de la substance par la source, dispersion dans l'environnement, contamination de l'environnement, contact entre l'agent et la

population (exposition) puis apparition d'un effet sanitaire.

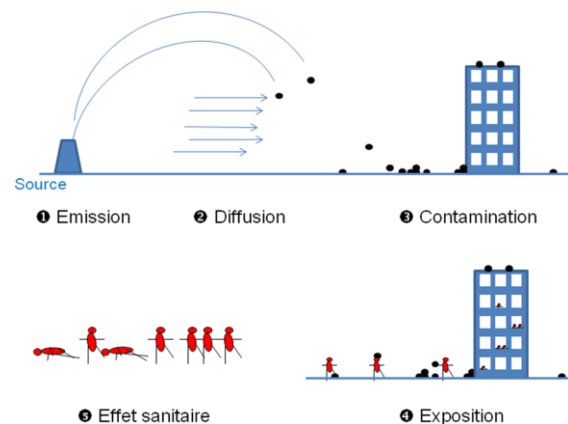


Figure 1. Exposition environnementale et effet sanitaire : un modèle à 5 étapes.

Centrée sur la quatrième étape de notre modèle, l'expologie, en anglais *exposure science*, est la science de l'évaluation des expositions [8]. Elle a pour objet d'identifier et de caractériser le « contact » entre les individus d'une population et les agents potentiellement nocifs ainsi que, pour la plupart d'entre eux, la pénétration de ces derniers dans l'organisme. Comme l'épidémiologie, elle repose principalement sur les observations de terrain.

Les objectifs de l'évaluation de l'exposition environnementale sont d'établir l'existence, la fréquence, l'intensité et la durée des contacts entre la population et l'agent (ou substance), et ceci à l'aide d'une estimation réaliste et reproductible. La fréquence et la durée caractérisent le temps de contact de l'organisme avec l'agent ; l'intensité représente la concentration (ou le niveau de dose) de l'agent dans les milieux environnementaux. Cette évaluation nécessite l'emploi d'outils de mesure, de collecte de données, de méthodes d'attribution de l'exposition, de techniques d'analyse de données, tout en s'assurant de la validité et de la fiabilité de ces méthodes. Un choix difficile doit être fait entre une estimation rétrospective,

majoritairement retenue dans les études épidémiologiques mais délicate à reconstituer et souvent moins satisfaisante¹, et une estimation prospective difficilement réalisable et coûteuse compte-tenu du grand nombre de sujet nécessaire pour ce type d'étude. Enfin, le facteur temps doit être précisément défini, travaille-t-on sur une période - fenêtre - d'exposition courte ou longue (exposition aiguë, à court terme ou chronique, à long terme) ? Quelle est la période minimale d'exposition pour qu'un effet soit raisonnablement imputable à l'exposition étudiée (on parle de délai d'induction) ? Ce délai est variable en fonction de l'effet sanitaire envisagé et souvent mal connu : après combien de nuits passées dans un logement localisé le long d'un axe à fort trafic met-on en évidence une augmentation des marqueurs du stress dosés dans les urines, un trouble du sommeil, une hypertension artérielle ou des troubles anxio-dépressifs ?

La collecte de données et l'attribution de l'exposition (quatrième étape du modèle) sont effectuées à l'aide de questionnaires, de matrices emploi-exposition² ou de budgets espace-temps [9]. D'autres approches utilisent le monitoring (suivi) individuel (par exemple le port d'un dosimètre) [10] ou se centrent sur la contamination environnementale (troisième étape du modèle, Figure 1), évaluée par mesures et/ou par modélisation (Figure 2) [11]. En fonction du type d'exposition (chronique/aiguë) et des propriétés de l'agent, les mesures peuvent être ponctuelles dans le temps et dans l'espace ou peuvent faire l'objet d'un véritable monitoring assuré par un réseau

de capteurs fonctionnant en continu. À défaut de mesures directement effectuées sur les personnes, les doses auxquelles sont exposés les sujets peuvent être également calculées à l'aide de scénarii d'exposition.

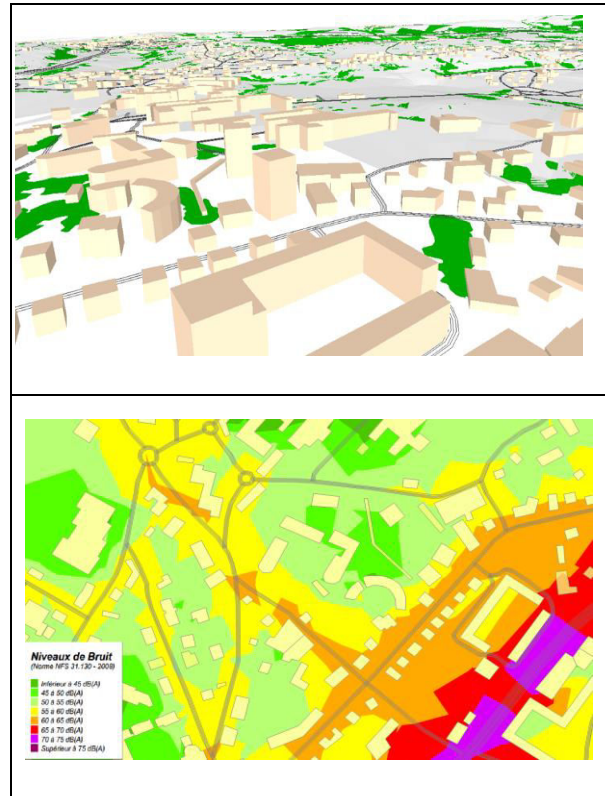


Figure 2. Construction d'un modèle de prédiction du bruit dans l'environnement : représentation 3D de la Ville de Besançon (topographie, bâtis, voies de circulation routières et ferroviaires) et carte de bruit (Logiciel MITHRA-SIG).

Lorsque le nombre d'individus étudiés est élevé, la quantification de l'exposition sonore de chaque sujet par mesure acoustique individuelle devient difficilement envisageable et le recours à la modélisation s'impose pour évaluer la contamination du milieu. L'utilisation des valeurs modélisées en milieu extérieur pour quantifier l'exposition de la population aux nuisances sonores environnementales s'appuie également sur le lien mis en évidence entre indices sonores composites (tel que L_{dn})³ et

¹ Par défaut de recueil en temps réel, information non conservée, problème de fiabilité de la mémoire...

² Tableau structuré permettant de quantifier la relation entre une activité -professionnelle- et un agent. Une cellule du tableau indique la présence, l'intensité, la fréquence ou la probabilité d'une exposition.

³ Indice synthétique de mesure d'une exposition à long terme utilisant une pondération pour la

certains effets comme la gêne exprimée [12]. À l'échelle de l'habitation individuelle, à partir d'une dose reçue en façade, la variabilité de l'exposition effective des habitants est cependant assez élevée, modulée par un ensemble de paramètres acoustiques et non acoustiques peu connus (facteurs liés à l'habitat, facteurs socio-économiques et comportementaux de l'individu, de la famille) [9]. L'ensemble de ces paramètres joue vraisemblablement un rôle important dans la relative faiblesse des corrélations entre niveau d'exposition et gêne individuelle, le bruit n'expliquant au mieux que 30 à 40% de la gêne exprimée [13]. Cette constatation illustre un phénomène reconnu en expologie : la qualité de l'estimation se dégrade lorsque que l'indicateur d'exposition utilisé « s'éloigne » du sujet, par exemple lorsque que l'on substitue à une mesure acoustique par dosimètre portable la valeur du niveau sonore moyen dans la pièce, ou le niveau à l'extérieur du bâtiment ou la distance à la route principale (Tableau 1).

Tableau 1. Qualité de l'estimation de l'exposition environnementale et éloignement de l'indice utilisé, d'après [11].

Type de données	Qualité de l'approximation
Mesures personnelles quantitatives	+++
Mesures environnementales proche lieu de résidence ou d'activité	↓
Proxy/critère de substitution quantitatif	
Distance au site et durée d'exposition	
Résidence ou travail dans une aire géographique raisonnablement proche du site d'exposition	
Résidence ou travail dans une aire géographique administrative incluant un site supposé	

Enjeu majeur dans l'approche environnement et santé, la qualité de l'estimation de l'exposition au bruit repose sur une quantification valide et fiable du niveau auquel les sujets étudiés sont soumis. Le choix du lieu d'exposition considéré apparaît ainsi primordial : le plus souvent le domicile, localisé en façade du

période nocturne, exprimé en décibels (A).

bâtiment. Se posent alors des difficultés pour tenir compte des conditions de vie réelles (intérieur/extérieur du logement, mobilité quotidienne, hebdomadaire...) et définir correctement des expositions « jour entier », ou « vie entière ».

Environnement

L'environnement peut être défini comme l'ensemble des éléments, naturels ou artificiels, qui entourent un individu ou une population, et dans lequel il (elle) évolue. Du milieu faiblement anthropisé, jusqu'au milieu industriel ou hospitalier, une gamme extrêmement variée d'environnements peut être considérée (Figure 3). En 2007, 50% de la population mondiale habitait dans les villes. Dans les pays développés, le seuil de 80% de population urbaine devrait être atteint dès 2025 [14]. Parmi les européens habitant des villes de plus de 250 000 habitants, 54 % sont exposés à un niveau de bruit lié au trafic routier de plus de 55 dB (L_{den}^4), seuil considéré comme délétère pour la santé humaine [15].

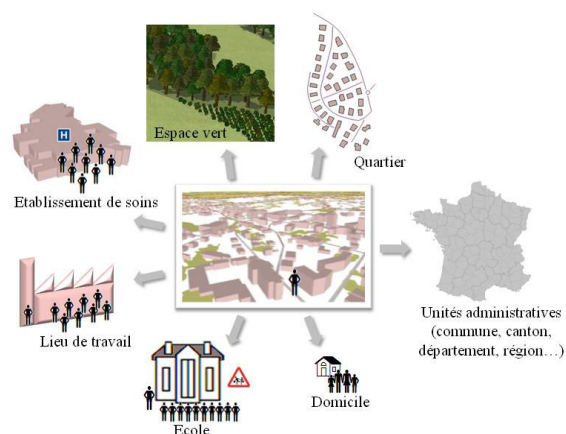


Figure 3. L'environnement comme contexte de vie, d'exposition...

L'environnement urbain détermine un espace de forte densité de population humaine et de concentration de sources de

⁴ Indice synthétique de mesure d'une exposition à long terme utilisant une pondération pour la période soir et une pondération pour la période nuit, exprimé en décibels (A).

pollution de toutes natures, chimique, biologique, physique. Cette superposition de sources de plusieurs agents (ou polluants) crée les conditions d'une exposition environnementale multiple d'une grande complexité. Cette situation constitue un axe important d'amélioration de l'évaluation de l'impact des expositions environnementales sur la santé humaine et un domaine de recherche émergent, en particulier pour la détermination d'indicateurs relatifs aux cumuls d'exposition (même agent mais multi source ou multi agents). L'espace urbain se caractérise également par la forte mobilité quotidienne de sa population, à la fois source de pollution et génératrice d'une grande diversité de situations d'exposition. Cet espace est enfin aussi, dans sa dimension sociale, le théâtre privilégié de ce que l'on nomme l'iniquité environnementale (*environmental injustice*); le fait qu'au sein de la population, un niveau socioéconomique faible s'accompagne très souvent d'un niveau d'exposition plus important à diverses conditions environnementales défavorables (dont « naturellement » le bruit) [16].

Du fait des spécificités de l'environnement urbain, la compréhension et l'identification de l'espace vécu - les endroits particuliers investis par les sujets, leur *environnement individuel* - apparaissent capitaux. Le lien entre le niveau acoustique estimé (le plus souvent en façade) et l'exposition humaine passe naturellement par la présence des individus (soit dans la rue, soit à l'intérieur des logements concernés après transfert de l'énergie acoustique à l'intérieur du bâti). Or, cette présence est variable au cours de la journée et modulée par les contraintes de mobilités, elles-mêmes conditionnées par les contraintes des déplacements. Dans ce contexte, la problématique du bruit apparaît fondamentalement comme une

problématique spatio-temporelle : elle doit être à la fois spatialisée par rapport à la ville, ses logements et ses équipements, et décomposée selon des périodes de temps pertinentes pour évaluer ses impacts sanitaires potentiels (jour, nuit, mais également heures de pointes, horaires des écoles, etc.). Cette vision largement nourrie de la géographie fait également écho, en acoustique environnementale à la notion de paysage sonore (*soundscape*).

Trois figures illustrent les propos précédents pouvant apparaître conceptuels et théoriques. La Figure 4 matérialise différentes représentations d'un espace urbain particulier, celui qui est investi à pied autour de son domicile (*walking neighborhood*) : 1) un tracé de l'espace perçu, 2) la localisation autour du domicile des différentes destinations usuelles et 3) le tracé provenant de quatre requêtes spatiales centrées sur le domicile, et basées sur une distance de un kilomètre ou de un mile d'éloignement du domicile, calculée soit en linéaire de tronçons de voies soit en rayon de cercle ou buffer [17].

La figure 5 présente différents modes de considération de l'espace associé au domicile. À l'aide d'une carte de prévision du bruit environnemental, les niveaux sonores moyens ($L_{Aeq,24h}$) autour de plus de 10 000 bâtiments d'habitation ont été calculés pour deux buffers, (longueur de rayon 50 m ou 400 m) [18]. Pour chaque bâtiment, la différence entre les valeurs obtenues à partir des 2 buffers a été calculée : l'écart varie de -9,4 dB à +22,3 dB.

La figure 6 présente le profil acoustique d'un trajet piéton domicile-école primaire enregistré à l'aide d'un dosimètre (porté en bandoulière par l'enfant) et le tracé du même trajet sur une carte de bruit.

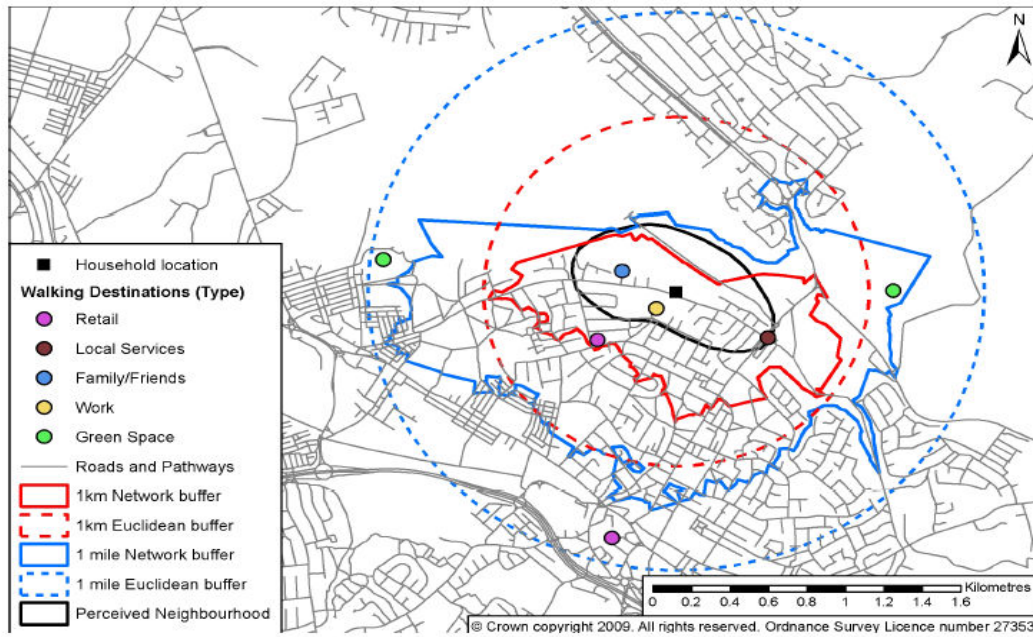


Figure 4. Limites du voisinage : illustration des différences entre les déplacements piétons déclarés, l'espace perçu, et l'espace défini par requête spatiale [17].

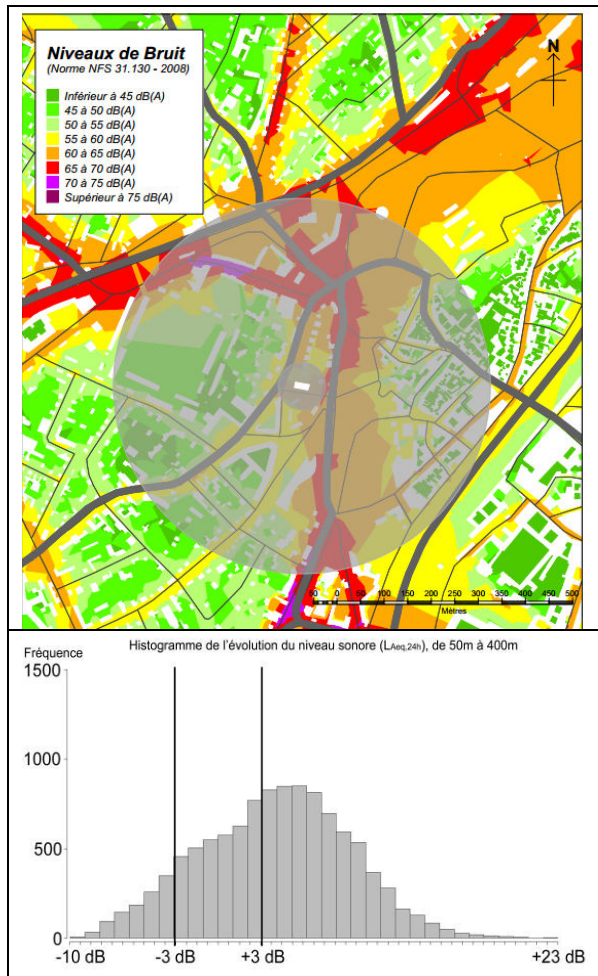


Figure 5. Différence d'estimation d'exposition sonore entre un buffer de 400 m et un buffer de 50 m autour des bâtiments d'habitation (n=10 825 bâtiments), adapté de [18].

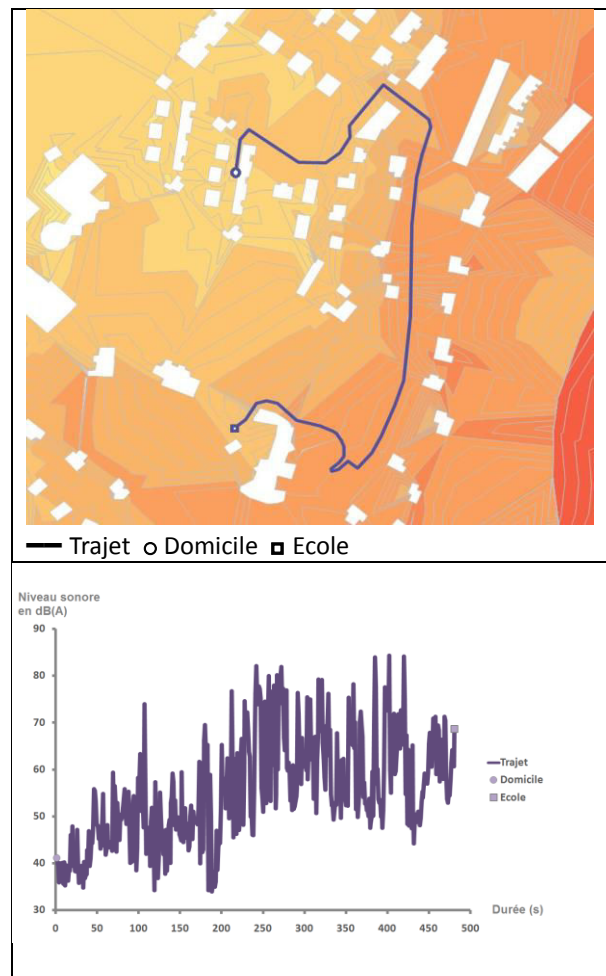


Figure 6. Trajet piéton domicile-école d'un enfant scolarisé en primaire : tracé sur une carte de bruit et mesure du profil acoustique, adapté de [19].

Association statistique ou causalité : impact sanitaire de l'exposition sonore

L'estimation de l'importance d'un facteur de risque (ou d'un agent) en santé publique, son impact sanitaire, consiste à évaluer sa contribution à l'apparition des cas de maladie dans une population. Le résultat s'exprime souvent sous forme de risque attribuable ou de proportion de cas attribuables, estimant la proportion de cas dans la population qui peut être imputée à ce facteur de risque (ou à cet agent). La condition *sine qua non* à cette estimation : l'exposition étudiée doit être un agent causal de la maladie. Une étude épidémiologique, observationnelle, démontre l'existence d'un lien statistique, et non la nature causale de ce lien. Sa reconnaissance repose sur l'accumulation de critères de causalité (définis par A.B. Hill en 1965) [20], notamment : la force de l'association, une séquence chronologique compatible, la spécificité de l'association, une bonne cohérence avec des études menées dans le passé ou ailleurs, une relation de type dose-réponse et la plausibilité biologique.

Cette démarche a été appliquée pour estimer l'impact du bruit environnemental en Europe [21]. Le calcul a été réalisé à la suite d'un processus incluant le choix : i) des effets pathologiques retenus (identification du danger), ii) de la relation entre le niveau d'exposition sonore et la probabilité d'apparition des effets retenus (relation dose-réponse) et iii) de l'estimation de l'exposition des populations. L'impact du bruit environnemental a été quantifié à l'aide d'un indicateur synthétique : le nombre d'années de vie en bonne santé perdues (ou DALYs). Les effets sanitaires suivants ont été retenus : maladies cardio-vasculaires, troubles du sommeil, troubles cognitifs (chez les 7-19 ans), les acouphènes et les désagréments associés, et la gêne. Après

sommation de tous ces effets, l'estimation globale annuelle se situe entre 1,0 et 1,6 millions de DALYs pour la zone OMS EURO-A (420 millions d'habitants), soit un impact équivalent à celui du diabète. Un tel calcul est naturellement assorti d'un degré d'incertitude, lié au choix de la relation dose-effet, de l'estimation de l'exposition des populations concernées et des effets sanitaires retenus. Les futurs travaux scientifiques apporteront sans aucun doute des éléments supplémentaires sur ces points et sur la nature causale d'éventuels autres effets sanitaires. Enfin, des avancées dans le domaine de l'évaluation de l'impact sanitaire lié à l'exposition conjointe à des agents de différentes natures, tel que le bruit et la pollution de l'air, sont également nécessaires.

Conclusion

L'évaluation du risque sanitaire lié aux nuisances sonores environnementales repose en partie sur la qualité de l'estimation ou de la mesure de l'exposition des populations. L'ambition de cet article était d'apporter, non pas l'illustration du possible, mais la démonstration de l'incontournable nécessité de l'hybridation des disciplines scientifiques et des regards croisés de ses acteurs : celles des sciences de la vie et de la santé, celles des sciences humaines et sociales, mais aussi, notamment, celles de la physique ou de la chimie. L'acoustique, l'épidémiologie, la spatialisation, l'intégration temporelle et la modélisation mathématique, sont au cœur de l'exploration de la relation complexe entre bruit et santé. Cette démarche conduit à revisiter le triptyque épidémiologique « individu, temps, espace », en redonnant à ce dernier élément une importance capitale, en particulier en milieu urbain. La géographie, la sociologie, la démographie... fournissent les clés permettant d'appréhender cette dimension par essence collective.

S'il est capital de démontrer le lien entre tabac et cancer du poumon, il est tout aussi essentiel de comprendre pourquoi le tabac est plus répandu dans les classes défavorisées. Acquérir une connaissance fine des inégalités de santé et des mécanismes qui conduisent à l'exposition des populations apparaît en effet primordial. Relevant tout autant de la recherche que de la santé publique, deux

verrous de la connaissance en environnement et santé se résument par ces simples questions : Qui est réellement exposé aux nuisances sonores ? Et qui est vulnérable (sensible) à cette exposition ? Apporter des réponses constitue un défi majeur, pour que l'avancée des connaissances puisse aussi faire progresser la condition de nos sociétés humaines

Références bibliographiques

- [1] W. Passchier-Vermeer, W.F. Passchier, Noise exposure and public health., *Environ. Health Perspect.* 108 (2000) 123–131.
- [2] H. Ising, H. Lange-Asschenfeldt, H.-J. Moriske, J. Born, M. Eilts, Low frequency noise and stress: bronchitis and cortisol in children exposed chronically to traffic noise and exhaust fumes, *Noise Health.* 6 (2004) 21–28.
- [3] M. Basner, W. Babisch, A. Davis, M. Brink, C. Clark, S. Janssen, *et al.*, Auditory and non-auditory effects of noise on health, *The Lancet.* 383 (2014) 1325–1332.
- [4] S. Yusuf, S. Hawken, S. Ôunpuu, T. Dans, A. Avezum, F. Lanas, *et al.*, Effect of potentially modifiable risk factors associated with myocardial infarction in 52 countries (the INTERHEART study): case-control study, *The Lancet.* 364 (2004) 937–952. doi:10.1016/S0140-6736(04)17018-9.
- [5] L.J. Muglia, M. Katz, The Enigma of Spontaneous Preterm Birth, *N. Engl. J. Med.* 362 (2010) 529–535. doi:10.1056/NEJMr0904308.
- [6] A. Prüss-Üstün, C. Corvalàn, How Much Disease Burden can be Prevented by Environmental Interventions?., *Epidemiology.* 18 (2007) 167–178. doi:10.1097/01.ede.0000239647.26389.80.
- [7] L. McLaren, P. Hawe, Ecological perspectives in health research, *J. Epidemiol. Community Health.* 59 (2005) 6–14. doi:10.1136/jech.2003.018044.
- [8] P. Liroy, E. Lebreton, J. Spengler, M. Brauer, T. Buckley, N. Freeman, *et al.*, Defining exposure science, *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 15 (2005) 463. doi:10.1038/sj.jea.7500463.
- [9] S. Pujol, M. Berthillier, J. Defrance, J. Lardies, J.-P. Levain, R. Petit, H. Houot, F. Mauny, Indoor noise exposure at home: a field study in the family of urban schoolchildren, *Indoor Air.* (2014) n/a–n/a. doi:10.1111/ina.12094.
- [10] C. Díaz, A. Pedrero, Sound exposure during daily activities, *Appl. Acoust.* 67 (2006) 271–283. doi:10.1016/j.apacoust.2005.06.005.
- [11] M.J. Nieuwenhuijsen, *Exposure assessment in occupational and environmental epidemiology*, Oxford University Press, Oxford, 2003.
- [12] H.M. Miedema, H. Vos, Exposure-response relationships for transportation noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 104 (1998) 3432–3445.
- [13] Agence française de la sécurité sanitaire et environnementale, Impacts sanitaires du bruit - Etat des lieux, indicateurs de bruit-santé, Agence française de sécurité sanitaire environnementale, Maisons-Alfort, 2004.
- [14] United Nations Department of Economic and Social Affairs/Population Division, *World Population Prospects: The 2007 Revision. Sex and age distribution of the world population*, United Nations Publications, New York, 2008. http://www.un.org/esa/population/publications/wup2007/2007WUP_ExecSum_web.pdf.
- [15] W. Babisch, Exposure to environmental noise: risks for the health and environment, in: *Workshop proceedings on the Sound Level of Motor Vehicles*, Directorate general for internal policies policy department a: economic and scientific policy, Brussels, 2012: p. 120. <http://www.europarl.europa.eu/document/activities/cont/201505/20120524ATT45762/201505/20120524ATT45762EN.pdf>
- [16] G.W. Evans, E. Kantrowitz, Socioeconomic status and health: the potential role of environmental risk exposure, *Annu. Rev. Public Health.* 23 (2002) 303–331. doi:10.1146/annurev.publhealth.23.112001.112349.
- [17] G. Smith, C. Gidlow, R. Davey, C. Foster, Research What is my walking neighbourhood? A pilot study of English adults' definitions of their local walking neighbourhoods, *Int J Behav Nutr Phys Act.* 7 (2010) 34–41.
- [18] Q.M. Tenailleau, N. Bernard, S. Pujol, H. Houot, D. Joly, F. Mauny, Assessing residential exposure to urban noise using environmental models: does the size of the local living neighborhood matter?, *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* (2014). doi:10.1038/jes.2014.33.
- [19] H. Houot, S. Pujol, M. Berthillier, J.-P. Antoni, F. Mauny, Expologie en épidémiologie environnementale : apport de la géographie - Exemple de l'exposition au bruit en milieu urbain, *La géographie de la santé en France en 2011, quelles formations, quelles applications ?*, Journée de l'Association de Géographes français et du Comité National Français de Géographie, Paris, 10 décembre 2011.
- [20] A.B. Hill, The environment and disease: association or causation?, *Proc. R. Soc. Med.* 58 (1965) 295.
- [21] World Health Organization, Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe, World Health Organization, Copenhagen, 2011. <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2011/burden-of-disease-from-environmental-noise.-quantification-of-healthy-life-years-lost-in-europe> (accessed December 12, 2011).

MULTI-EXPOSITION EN MILIEU URBAIN : UNE APPROCHE MULTI-ECHELLES SPATIALES DE L'EXPOSITION HUMAINE AU BRUIT ET A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

Résumé

Chaque jour, 15% des Européens sont exposés à des niveaux moyens de bruit ou de polluants atmosphériques dépassant les valeurs seuils fixées par la législation européenne. L'intensité de la pollution de chaque polluant et sa répartition à l'échelle d'une agglomération dépendent des capacités d'émission des sources, des phénomènes de dispersion, et de l'environnement urbain. Il en résulte une variabilité spatiale du niveau de multi-exposition qui reste encore largement méconnue. L'objectif de ce travail de thèse est d'identifier et de caractériser les situations de multi-exposition sur la ville de Besançon. Les niveaux sonores et les concentrations de plusieurs polluants atmosphériques de natures différentes (NO₂, benzène, PM₁₀ et PM_{2,5}) ont été finement modélisés (2m x 2m). La compatibilité des modèles a été maximisée par l'introduction d'inputs identiques dans les méthodologies de calcul Mithra-SIG pour le bruit, et COPERT4/ADMS-urban pour les polluants. Dans un premier temps, l'impact de la définition du voisinage sur les niveaux d'exposition a été exploré pour les deux pollutions. Douze indicateurs, présentant chacun une définition différente de la zone d'exposition au voisinage du domicile, ont permis de quantifier les niveaux d'exposition autour des 10865 bâtiments d'habitations bisontins. Les résultats obtenus mettent en évidence un impact significatif de la définition de la zone d'exposition sur les niveaux. Les différentes définitions du voisinage conduisent à l'existence d'un biais différentiel, dû à la prise en compte particulière des variables environnementales dans chacun des indicateurs. Ce biais se retrouve pour l'ensemble des polluants étudiés, bien que dans des proportions variables en fonction du polluant. Dans un second temps, l'étude des situations de multi-exposition bruit/NO₂ a pu être réalisée. Les résultats obtenus indiquent l'existence d'une relation complexe et permettent de décrire les différentes situations de multi-exposition présentes dans la ville. Ce travail de thèse constitue une des premières approches de ce type en France et permet de mieux comprendre les relations existantes entre définition du voisinage, zones d'exposition, paramètres environnementaux et niveaux d'exposition.

Summary

Every day, 15% of the European population is exposed to average noise or air pollution levels exceeding the European legal threshold. Levels and distribution of each pollutant across the city depend of individual sources emissions, dispersion phenomenon, and urban environment. Consequently, spatial variability of multi-exposure level remains mostly unknown. The aim of this Ph. D. thesis is to identify and describe multi-exposure situations in the city of Besançon. Environmental noise levels, and concentrations of several air pollutants (NO₂, benzene, PM₁₀ and PM_{2,5}), have been modeled using a fine scale grid (2m x 2m). Model compatibility has been maximized by the use of common input into the calculation software Mithra-SIG (for noise) and COPERT4/ADMS-urban (for air pollutants). In a first time, impact of the neighborhood definition on exposure levels has been explored for both pollutions. Twelve indicators, each representing a different definition of the exposure area in the dwelling vicinity, have been used to quantify exposure levels around the 10 865 inhabitable building of Besançon. Obtained results show a significant impact of the neighborhood definition on the exposure levels. Different neighborhood definitions lead to a differential bias caused by a different accounting for environmental variables. This bias exists for all studied pollutant, but in different proportion depending on the pollutant. In a second time, situations of multi-exposure to noise and NO₂ have been identified in the city. Results indicate a complex relation between pollutants and allow the description of several multi-exposure situations across the city. This work constitute one of the firsts approaches of this kind in France and allow a better understanding of the existing relations between neighborhood, exposure area, environmental parameters and exposure levels.

Mots-Clés / Keywords :

Environmental exposure assessment; G.I.S.; models; neighborhood; sampling surface; urban air pollution; urban noise; sound level; multiple-exposure.