



Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

Alain Muzet, Gilberte Tinguely, Michel Berengier, Florence Coignard, Anne Sophie Evrard, Guillaume Faburel, Joël Lelong, Philippe Lepoutre, Fanny Mietlicki, Mara Nolli, et al.

► To cite this version:

Alain Muzet, Gilberte Tinguely, Michel Berengier, Florence Coignard, Anne Sophie Evrard, et al..
Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental. Saisine n° 2009-SA-0333, Anses. 2013, 313 p. hal-00845574v2

HAL Id: hal-00845574

<https://hal.science/hal-00845574v2>

Submitted on 21 Nov 2018

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Février 2013

Édition scientifique



Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Février 2013

Édition scientifique

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 13 février 2013

AVIS **de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,** **de l'environnement et du travail**

relatif à l'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont rendus publics.

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) a été saisie le 11 janvier 2010 par la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS) pour la réalisation de l'expertise suivante : « Demande d'avis sur l'élaboration d'indicateurs et de valeurs de référence dans le domaine des risques liés au bruit des transports et des activités ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Le bruit constitue un phénomène omniprésent dans la vie quotidienne, aux sources innombrables et d'une infinie diversité. Il n'y a aucune distinction physique entre un son et un bruit. Néanmoins, la neuvième édition du dictionnaire de l'Académie française définit le bruit comme un « son ou ensemble de sons qui se produisent en dehors de toute harmonie régulière ». Selon la norme Afnor NF 530-105 le bruit est défini comme « *toute sensation auditive désagréable ou gênante, tout phénomène acoustique produisant cette sensation, tout son ayant un caractère aléatoire qui n'a pas de composantes définies* ».

Si la surdité est l'effet auditif le plus souvent associé aux expositions professionnelles ou aux comportements à risque (écoute de musique amplifiée sans protection, par exemple), les autres effets sanitaires du bruit (dits « extra-auditifs »), associés aux expositions environnementales¹, sont encore assez peu pris en compte dans les études d'impacts liées aux projets d'infrastructures. Ainsi, certains effets qui se manifestent à court terme sont bien documentés : perturbations du sommeil ou gêne due au bruit notamment.

¹ Bruit extérieur émis dans l'environnement par toutes les sources sonores, incluant le bruit émis par les moyens de transport, le trafic routier, ferroviaire ou aérien ainsi que le bruit émis par des sites d'activités industrielles.

D'autres effets extra auditifs associés au bruit, observés à plus long terme, sont discutés : hypertension artérielle, risques accrus d'infarctus du myocarde notamment.

Ces effets extra auditifs peuvent être modulés par des composantes psychosociologiques et/ou territoriales. La façon dont le bruit est perçu dépend en effet de multiples déterminants : vécu individuel, éléments de contexte, culturels, etc. C'est pourquoi, pour un même niveau d'exposition au bruit, les effets peuvent varier fortement d'un individu à l'autre.

La Directive européenne 2002/49/CE prévoit pour les grandes agglomérations (plus de 100 000 habitants la réalisation de cartes stratégiques du bruit et la production de plans d'actions suivant des échéances fixées en fonction de la taille des infrastructures et des agglomérations concernées. Le champ d'application de cette Directive concerne le bruit dans l'environnement et cible en priorité les grandes sources de bruit que sont les infrastructures routières, ferroviaires, aéroportuaires ainsi que les industries. En revanche, les bruits des activités domestiques (bruits de voisinage), le bruit perçu sur les lieux de travail ou à l'intérieur des transports et le bruit résultant d'activités militaires sont exclus du champ d'application de la Directive.

La Directive a été transposée en droit français *via* différents textes. Il existe par ailleurs un ensemble de dispositions définies spécifiquement pour chacune des grandes sources de bruit. Dans le cas par exemple de nouvelles infrastructures routières ou ferroviaires, les textes réglementaires reposent essentiellement sur le respect de valeurs limites d'exposition au bruit. Dans le cas de la construction de logements neufs situés dans des zones exposées au bruit, des mesures d'isolation phonique sont prévues. Pour les structures aéroportuaires, des zonages fixent les conditions d'utilisation des sols exposés aux nuisances dues au bruit des aéronefs. Au-delà de la prise en compte de valeurs limites d'exposition en bordure de propriété (moyennes temporelles), la réglementation s'appliquant aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) considère également d'autres caractéristiques du bruit : émergence du bruit pour les zones à émergence réglementée, tonalité ou encore bruits intermittents à forte énergie mais de faible durée d'apparition.

Afin d'évaluer quantitativement l'ensemble des phénomènes physiques liés à l'émission d'un bruit, divers indices peuvent être mesurés ou calculés. Les indices les plus fréquemment rencontrés dans la littérature intègrent l'énergie sonore sur de longues périodes de temps, ils sont appelés « indices énergétiques moyens ». Même s'ils présentent de nombreux avantages, ils ne permettent pas de rendre compte de certaines caractéristiques de l'exposition, comme les événements sonores ponctuels ou la composition spectrale d'un bruit. La réglementation actuelle, notamment celle qui s'applique aux bruits des infrastructures routières et ferroviaires et aux ICPE, se réfère principalement à ces indices.

Or, dans un rapport précédent publié en 2004, l'Agence signalait déjà que les indices énergétiques moyens sont insuffisants pour rendre compte notamment des perturbations biologiques induites par les événements bruyants ponctuels au cours de la nuit. Ce rapport indiquait, dans une approche également évoquée par l'OMS, qu'un indice événementiel semblerait mieux adapté pour évaluer les risques de perturbation du sommeil.

Dans un tel contexte, l'Anses a été saisie le 11 janvier 2010 par la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS) afin d'élaborer

des indicateurs opérationnels accompagnés de valeurs de référence et de gestion permettant de prendre en compte les effets sanitaires associés aux événements sonores ponctuels, en vue de leur utilisation dans le cadre du volet « bruit » des études d'impacts sanitaires des projets d'infrastructures de transports et industriels.

Cette demande était précisée sous la forme de trois étapes successives :

- la conduite d'une revue des connaissances disponibles en matière d'indicateurs des effets sanitaires des bruits des transports et des autres activités pour lesquelles une étude sanitaire est réalisée ;
- la proposition, sur le fondement de cette revue de connaissances et pour le contexte français, d'un ou plusieurs indicateurs de référence et valeurs de référence associées déterminant les niveaux en deçà desquels des effets sanitaires mesurables sont écartés. Ces indicateurs devraient être adaptés au bruit des transports terrestres, aux bruits des activités et aux bruits événementiels et permettre la prise en compte des brèves apparitions du bruit ;
- la proposition de valeurs de gestion pour ces indicateurs, notamment en vue d'une utilisation dans le volet « bruit » des études d'impact sanitaire des projets routiers et industriels. Ces valeurs de gestion, tout en s'appuyant sur les valeurs d'effets sanitaires de référence, devraient prendre en compte des éléments de contexte complémentaires, comme par exemple :
 - le fond de pollution sonore préexistant à l'installation étudiée ;
 - les niveaux de bruit habituellement rencontrés ;
 - les gains en termes de santé du passage en deçà des seuils proposés.

À l'issue de la première étape (revue des connaissances), il est apparu qu'il ne serait pas possible de déterminer des indicateurs opérationnels répondant aux objectifs fixés, en raison d'une part des lacunes dans les connaissances actuelles et d'autre part de la complexité des interactions entre les divers paramètres physiques, physiologiques, humains et cognitifs impliqués dans les relations bruit-santé. Les objectifs initiaux de la saisine ont donc été revus, en accord avec les demandeurs, afin de construire une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental permettant notamment d'intégrer les effets des brèves événements sonores.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Agents physiques, nouvelles technologies et grands aménagements ». L'Anses a confié l'expertise à un groupe de travail dédié « Indicateurs bruit-santé ». Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 28 janvier 2010 et le 18 décembre 2012. Le rapport a été adopté à l'unanimité moins une abstention par le CES réuni le 18 décembre 2012. La synthèse d'expertise collective a été adoptée, le même jour, à l'unanimité à l'exception d'une abstention (Eric Gaffet) concernant le premier considérant des recommandations concernant l'amélioration des connaissances des effets du bruit sur la santé.

Le groupe de travail a, dans un premier temps, réalisé une revue des connaissances disponibles sur le bruit et ses effets extra-auditifs. Cette revue inclut :

- les caractéristiques physiques, physiologiques et psychosociologiques du bruit ;
- les caractéristiques des principales sources de bruit considérées (transports terrestres et aériens, activités industrielles et de loisir) ainsi que les niveaux d'émission sonores associés ;
- les niveaux d'exposition de la population aux bruits des transports et des activités industrielles et de loisirs ;
- les effets extra-auditifs du bruit (physiologiques et psychosociologiques) ;
- les différents outils réglementaires de gestion du bruit.

Les résultats de deux études commandées à l'occasion de cette expertise par l'Anses ont également été pris en compte par le groupe de travail :

- la première étude, effectuée par l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, visait à documenter le champ des effets psychosociologiques et territoriaux du bruit ;
- la seconde, réalisée par le Centre d'information et de documentation sur le bruit, a produit un état de l'art consacré à la réglementation française relative au bruit dans l'environnement et aux réglementations étrangères en vigueur.

Considérant, à l'issue de cette revue des connaissances, que la proposition d'indicateurs spécifiques ne permettrait pas de répondre de manière satisfaisante à la problématique d'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit de type événementiel, l'Anses a suggéré de revoir les objectifs initiaux de la saisine. En accord avec les demandeurs, les travaux d'expertise ont donc été réorientés dans l'objectif de construire une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental reposant sur la description des états sanitaires initial et final, pour un projet d'aménagement donné et sur un territoire donné. La méthodologie proposée consiste à caractériser l'évolution de l'état sanitaire d'une population *via* l'évolution d'un ensemble de paramètres clés de natures acoustique, contextuelle ou individuelle.

Étant données les lacunes actuelles dans les connaissances relatives à la caractérisation et à la quantification des effets sanitaires concernés, le groupe de travail a proposé le principe d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires qui devra évoluer en fonction de la disponibilité de ces connaissances.

Le travail du groupe d'experts a suivi la progression suivante :

- détermination des effets sanitaires à considérer ;
- synthèse des relations dose-effet utilisées dans l'analyse quantitative des impacts sanitaires extra-auditifs ;
- détermination des indices acoustiques à utiliser pour qualifier les expositions ;
- détermination des paramètres modificateurs complémentaires ;
- détermination des populations à considérer en fonction des lieux et périodes d'émission.

Ce travail a abouti à la construction d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires du bruit. L'application de cette méthode a été ensuite illustrée à l'aide d'un exemple.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES

► Conclusions

En dépit des nombreuses études réalisées depuis plusieurs décennies sur les effets sanitaires extra-auditifs associés à l'exposition au bruit ambiant, l'évaluation de ceux-ci s'avère encore aujourd'hui peu précise.

Il existe peu de relations dose-effet documentées pour les différentes situations d'exposition au bruit. Par ailleurs, ces relations reposent essentiellement sur des indices énergétiques moyens, alors que la revue de la littérature suggère qu'il faudrait inclure certains indices évènementiels et fréquentiels dans l'évaluation des impacts sanitaires.

Au-delà des difficultés liées à la caractérisation de l'exposition, les lacunes de connaissance s'expliquent également par le caractère multifactoriel des impacts sanitaires associés au bruit ainsi que par la complexité des interactions des multiples déterminants concernés. En effet, outre les déterminants acoustiques, physiologiques et physiopathologiques classiques, d'autres paramètres d'ordres psychologiques, sociaux et territoriaux entrent en ligne de compte et peuvent intervenir comme facteurs modificateurs des effets sanitaires du bruit.

Parmi les effets sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental étudiés, quatre ont été pris en compte par le groupe de travail pour la construction de la méthode d'évaluation des risques. Ce sont ceux pour lesquels des courbes dose-réponse sont disponibles dans certaines situations d'exposition et qui ont été rapportés dans le document de l'OMS *Burden of diseases* (OMS 2011). Il s'agit de :

- effets immédiats :
 - perturbations du sommeil ;
 - gêne² ;
- effets à moyen et à long termes :
 - troubles de l'apprentissage scolaire ;
 - infarctus du myocarde.

Cependant, la robustesse des courbes dose-réponse de ces effets reste encore discutée compte-tenu de multiples sources d'incertitude.

Il faut remarquer que la gêne due au bruit est considérée comme un effet sanitaire à part entière. De plus, celle-ci peut, en tant que facteur intermédiaire, participer au développement d'autres pathologies lorsqu'elle est chronique et qu'elle constitue un facteur de stress continu. De nombreuses enquêtes psychoacoustiques ont montré qu'il est difficile de fixer un niveau précis où commence l'inconfort et ont souligné le caractère variable du lien existant entre les indicateurs de gêne et les caractéristiques physiques du bruit.

² Cf. rapport chapitre 2.3.1

La méthode proposée en vue de la réalisation d'une étude d'impact sanitaire utilise une grille-support, développée par le groupe de travail, qui permet une évaluation des risques. Cette évaluation porte sur la zone concernée par un projet d'aménagement d'infrastructures et suit les quatre étapes successives (voir en annexe le canevas de la méthode proposée d'évaluation des impacts sanitaires) :

- la première étape consiste à rassembler les données d'entrée nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires (description de la zone géographique étudiée, de l'état sonore existant et du projet d'infrastructure) ;
- l'objet de la seconde étape est la caractérisation des expositions et la détermination géographique des zones exposées à des niveaux sonores supérieurs aux seuils définis dans la littérature en dessous desquels l'OMS estime que les effets sont négligeables, afin de circonscrire l'étude à ces territoires et de dénombrer les populations probablement concernées ;
- la troisième étape vise à caractériser par une analyse qualitative les impacts sanitaires possibles en modulant les relations exposition-effet connues en fonction des paramètres individuels sociaux et territoriaux reconnus par le groupe de travail comme étant pertinents (facteurs individuels, sociaux et territoriaux) ;
- enfin, les incertitudes reposant sur l'évaluation des impacts sanitaires sont identifiées et discutées dans une dernière étape.

L'analyse qualitative permet d'identifier les risques concernés et de répertorier les différents facteurs contextuels et individuels ainsi que les événements à prendre en considération dans la gestion de la situation étudiée. Le passage de l'analyse de risque qualitative à l'évaluation quantitative est néanmoins possible dans certains cas mais, dans la pratique, le passage de l'une (analyse qualitative) à l'autre (évaluation quantitative) est souvent rendu difficile par le caractère très parcellaire des données disponibles.

► Recommandations

■ Concernant l'amélioration des connaissances des effets du bruit sur la santé

Considérant les lacunes actuelles dans les connaissances scientifiques sur l'évaluation de l'exposition, qui ne prend pas en compte :

- le contenu fréquentiel ;
- les caractéristiques des événements sonores (temps de montée et de descente, émergence, durée, impulsivité, intermittence, tonalité, etc.) ;
- les multi-expositions (expositions à plusieurs sources sonores simultanées ou successives)³.

Le CES recommande :

- de développer des méthodes de mesurage robustes réalisables *in situ* permettant de prendre en considération les paramètres cités ci-dessus (contenu fréquentiel et caractéristiques des événements sonores et multi-expositions) dans les études épidémiologiques et expérimentales.

³ Pour rappel, ce considérant a fait l'objet d'une réserve de principe de la part d'un expert du CES référent.

Considérant les lacunes actuelles dans les connaissances scientifiques sur les évaluations des effets sanitaires extra-auditifs du bruit,

Le CES recommande de mobiliser des efforts de recherche interdisciplinaires pour :

- mener une réflexion approfondie sur les mécanismes d'action du bruit pour les effets à long terme, associés à une exposition prolongée du bruit, qui tiennent compte des facteurs modificateurs identifiés (caractéristiques du bruit, contextes environnementaux, territoriaux et humains, contextes individuels) et mettre en place les études expérimentales qui permettent de documenter les chaînes de causalité bruit-gêne-stress-effet ;
- réaliser des études épidémiologiques prospectives basées sur des indicateurs d'exposition et de pathologies pertinents pour déterminer les caractéristiques du risque, en termes notamment de temps de latence, de niveaux de risque, de durées et de périodes d'exposition et de relations exposition-effet.

■ **Concernant la méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs associés au bruit**

Considérant :

- l'état parcellaire des connaissances actuelles concernant les effets sanitaires du bruit, en particulier en régime événementiel ;
- la nécessité de considérer les effets du bruit liés à la fois aux expositions continues et aux expositions ponctuelles.

le CES préconise, pour documenter le volet « bruit » des études d'impacts sanitaires des projets d'infrastructures, d'utiliser une démarche analytique telle que proposée par le groupe de travail et développée dans le rapport d'expertise collective.

Considérant le caractère pionnier de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée,

Le CES recommande de tester sa mise en œuvre dans une approche exploratoire et d'amélioration itérative. Cette phase pourrait prendre la forme suivante :

- une étape de test s'appuyant sur divers exemples concrets et impliquant différents acteurs de compétences diverses concernés ;
- un partage des retours d'expérience issus de la première phase, dans l'objectif de faire évoluer et améliorer la méthode.

Lors de la mise en œuvre de la méthode une fois consolidée et pour l'interprétation de ses résultats, le CES recommande :

- d'associer la mise en application de la méthode proposée à un processus de médiation / concertation au niveau local ;
- de mieux définir le rôle et les responsabilités des différentes parties prenantes au niveau local dans la gestion des risques liés aux nuisances sonores et d'éventuellement promouvoir la prise en charge de ces questions par une structure de suivi ad hoc.

■ Recommandations générales

Les travaux réalisés au cours de cette expertise soulignent que les connaissances disponibles sur les effets sanitaires du bruit sont dispersées. Une partie non négligeable de ces connaissances s'avère ainsi peu accessible *via* une recherche bibliographique. En effet, de nombreuses données sont issues d'expériences et d'initiatives locales peu répertoriées dans les publications scientifiques.

Considérant également la nécessité de rationaliser les efforts de recherche, notamment en évitant d'effectuer des travaux déjà réalisés par ailleurs, le CES propose la mise en place d'une structure pérenne de type plateforme internet permettant de répertorier et de centraliser, au niveau national, l'ensemble des publications concernant la problématique des risques sanitaires liés au bruit. Cette démarche serait soutenue par un rapprochement avec les structures équivalentes déjà existantes au niveau européen.

Enfin, au-delà de l'utilisation de la grille d'évaluation du risque proposée et considérant :

- que les personnes sont le plus souvent exposées au bruit environnemental au sein de bâtiments dont la qualité de l'isolation acoustique impacte l'exposition.

Le CES recommande aux pouvoirs publics :

- de sensibiliser la population générale aux risques sanitaires liés à l'exposition au bruit ;
- d'informer la population générale sur les possibilités d'isolation acoustique des bâtiments ;
- et de veiller à la mise en place d'une politique de réduction des expositions au bruit.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail reprend les conclusions et recommandations formulées par le CES « Agents physiques, nouvelles technologies et grands aménagements » dans la synthèse d'expertise collective.

Elle les complète ci-après.

L'Anses souligne le caractère novateur de la méthodologie proposée par le groupe de travail visant à évaluer les impacts sanitaires extra-auditifs. L'expertise a identifié des déterminants non-acoustiques devant être intégrés dans les études d'impacts. En effet, un faisceau d'indices mis en évidence à travers l'expertise indique que ces déterminants non acoustiques agissent sur l'état de santé en conjonction avec d'autres caractéristiques strictement acoustiques des bruits.

La caractérisation de l'exposition sonore *via* l'utilisation d'indices acoustiques seuls ne permet donc pas d'évaluer correctement les impacts sanitaires extra-auditifs du bruit. Cette évaluation des impacts sanitaires devrait être effectuée dans l'idéal au regard d'un « paysage sonore », concept intégrant les spécificités d'un contexte territorial donné (typologie d'habitat, qualité de l'environnement social, économique, etc.).

Considérant la pertinence de cette démarche analytique dans une visée sanitaire et la nécessité de la tester, l'Anses recommande de procéder à son application selon la progression proposée par le CES. Elle se propose d'accompagner cette mise en œuvre dans le cadre de projets pilotes.

L'Agence recommande de plus que les populations les plus exposées à des déterminants non-acoustiques défavorables fassent l'objet d'études d'impact sanitaire approfondies, dans le cadre de projets d'aménagements requérant une étude d'impact.

L'Anses souligne enfin la pertinence d'une évolution de la réglementation prenant en compte les déterminants non-acoustiques aggravant les effets sanitaires extra-auditifs du bruit.

Le directeur général

Marc Mortureux

MOTS-CLES

Bruit, indice acoustique, indicateur, effet sanitaire, impact sanitaire, nuisance sonore, transport routier, transport ferroviaire, transport aérien, infrastructures, effets psychosociaux, effets territoriaux.

ANNEXE(S)

Canevas de la méthode d'évaluation des Impacts sanitaires proposée

1) Préalable au processus d'évaluation des impacts sanitaires

► Détermination et description de la zone géographique étudiée

- **Localisation géographique de la source sonore**
- **Délimitation de la zone géographique de l'étude**
- **Identification (localisation dans la zone géographique considérée et nombre d'individus concernés) :**
 - **Des établissements de santé et médico-sociaux ;**
 - **Des établissements d'enseignement ;**
 - **Des lieux de travail (quantification des travailleurs en horaires décalés).**
- **Localisation des « zones calmes » (espaces verts et autres)**
- **Caractérisation de la zone étudiée :**
 - **Espace rural / urbain ;**
 - **Type d'habitats : collectifs / individuels ;**
 - **Qualité des habitats : vétusté/insalubrité/isolation ;**
 - **Densité de population**
 - **Valeur immobilière de l'habitat ;**
 - **Présence de façades silencieuses (résidences).**
- **Caractérisation des populations présentes (étude socio-économique) :**
 - **Détermination des populations dépendantes de la nouvelle infrastructure source de bruit (projet) ;**
 - **Quantification des individus travaillant en horaires décalés ;**
 - **Objectivation des statuts socio-économiques (Indice Townsend pour les injustices environnementales) ;**
 - **Evaluation de la qualité de vie locale (indices de bien-être, tels que les dérivés territoriaux de l'Indicateur de Développement Humain, l'Indice de Précarité Sociale ; Indice de satisfaction environnementale ; Indices de confiance politique, etc...**

► Description de l'état initial

- **Identification et description des sources sonores existantes avant le projet :**
 - **Type(s) de bruit : continu / évènementiel non impulsionnel / évènementiel de type impulsionnel ;**
 - **Tonalité : pas de tonalité marquée/hautes fréquences/basses fréquences ;**
 - **Spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;**
 - **Rythme d'émissions sonores durant l'année : continue / saisonnier / saisonnier mais période critique ;**

- o *Rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
- o *Prévisibilité des événements de bruits ;*
- o *Distribution de la fréquence d'apparition des événements de bruit : régulière / irrégulière.*

► **Description du projet d'infrastructure**

- **Description des caractéristiques de la nouvelle source sonore (infrastructure nouvelle en fonctionnement) :**
 - o *Type(s) de bruit : continu / événementiel non impulsionnel / événementiel de type impulsionnel ;*
 - o *Tonalité : pas de tonalité marquée/hautes fréquences/basses fréquences ;*
 - o *Spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;*
 - o *Rythme d'émissions sonores durant l'année : continue / saisonnier / saisonnier mais période critique ;*
 - o *Rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
 - o *Prévisibilité des événements de bruits.*
- **Description des modifications de la qualité de l'environnement attribuables au projet :**
 - o *Multi exposition : oui / non ;*
 - o *Co-expositions : aucune co-exposition remarquable / pollution atmosphérique / autres pollutions ;*
 - o *Qualité de vie locale.*
- **Description des modifications de facteurs géographiques attribuables au projet :**
 - o *Valeur de l'habitat ;*
 - o *Présence de façades silencieuses.*
- **Caractérisation de la perception de la source de bruit**
 - o *Significativité du signal et relations socio-économique avec la source de bruit) : aucune influence / appréciation positive / appréciation négative.*

2) Détermination des expositions

► **Sélection des valeurs seuils utilisées pour chacun des effets retenus**

(Infarctus du myocarde / apprentissage scolaire/ perturbations du sommeil / gêne)

► **Rassemblement des données nécessaires à la cartographie des expositions sonores**

- *Identification des cartographies d'exposition sonores existantes et données permettant de modéliser les expositions sonores dans l'état initial (avant projet) ;*
- *Recueil des données permettant de modéliser les expositions sonores attribuables au projet d'infrastructure étudié ;*
- *Recueil des données IGN de répartition des populations (échelle Iris⁴ recommandée).*

► **Etablissement d'une cartographie des expositions sonores**

- *Avant projet ;*
- *Après projet.*

► **Caractérisation des expositions (pour chaque effet sanitaire)**

- *Quantification des personnes exposées au dessus des seuils considérés.*

⁴ Ilots regroupés pour l'information statistique

3) Caractérisation des impacts sanitaires pour chaque effet sanitaire

- ▶ **Evaluation quantitative des impacts sanitaires à l'aide des relations doses-réponses**
- ▶ **Prise en compte des déterminants complémentaires pour la caractérisation des impacts sanitaires**

4) Identification et caractérisation des incertitudes

- *Incertitudes liées à l'évaluation des expositions*
 - o *Incertitudes induisant une surestimation des expositions ;*
 - o *Incertitudes induisant une sous - estimation des expositions ;*
 - o *Incertitudes dont les effets sur les expositions ne sont pas connus.*
- *Incertitudes liées à l'évaluation des impacts sanitaires*
 - o *Incertitudes induisant une surestimation des impacts sanitaires;*
 - o *Incertitudes induisant une sous-estimation des impacts sanitaires ;*
 - o *Incertitudes dont les effets sur les impacts sanitaires ne sont pas connus.*

Les étapes, sous-processus et données indispensables à l'utilisation de la méthode exposée ci-dessus apparaissent en gras. Les autres actions, bien que non imposées, sont fortement recommandées.

Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

Saisine « 2009-SA-0333 - Indicateurs bruit-santé »

Rapport d'expertise collective

**Comité d'experts spécialisés (CES) : « Agents physiques, nouvelles
technologies et grands aménagements »**

Groupe de travail (GT) : « Indicateurs bruit-santé »

Décembre 2012

Mots clés

Bruit, indice acoustique, indicateur, effet sanitaire, impact sanitaire, nuisance sonore, transport routier, transport ferroviaire, transport aérien, infrastructures, effets psychosociaux, effets territoriaux.

L'équipe de coordination de l'Anses se joint aux experts du groupe de travail afin de rendre hommage à Florence Coignard, membre de ce groupe, dont le décès survenu au cours des travaux nous a beaucoup affectés.

Présentation des intervenants

GROUPE DE TRAVAIL

Président

Alain MUZET – Retraité CNRS, médecin, spécialiste du sommeil et de la vigilance.

Vice-présidente

Gilberte TINGUELY - Collaboratrice scientifique (Office fédéral de l'environnement, Suisse) - Spécialiste du sommeil, de la chronobiologie et des indicateurs biologiques d'exposition.

Membres

Michel BÉRENGIER - Directeur de recherche / Docteur en acoustique (Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux) - Acoustique et métrologie.

Florence COIGNARD - Épidémiologiste chargée de projet scientifique bruit (Institut de Veille Sanitaire) – Épidémiologie.

Anne-Sophie ÉVRARD - Chargée de recherche (Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux) – Épidémiologie.

Guillaume FABUREL - Professeur (Université Lumière Lyon II) - Psychosociologie de l'environnement, urbanisme, géographie.

Joël LELONG - Chargé de recherche (Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux) - Acoustique et modélisation du bruit (outils prédictifs).

Philippe LEPOUTRE - Responsable de pôle technique (Autorité de contrôle des nuisances aéroportuaires) - Acoustique et gestion des risques associés au bruit.

Fanny MIETLICKI – Directrice (Bruitparif) - Réglementation et expologie.

Mara NOLLI – Chercheur (Agence pour la protection environnementale de la Toscane, Italie) – Acoustique et épidémiologie.

Patrick PERETTI-WATEL - Chargé de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) - Sociologie des risques.

ADOPTION DU RAPPORT PAR LE COMITE D'EXPERTS SPECIALISES

Ce rapport a été soumis pour commentaires au CES « Agents physiques, nouvelles technologies et grands aménagements ».

Présidente

Martine HOURS – Médecin épidémiologiste, Directeur de recherche à l'Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux.

Membres

Francine BEHAR-COHEN – Ophtalmologiste praticienne, Directeur de recherche à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm).

Jean-Marc BERTHO – Chercheur / Expert en radiobiologie au laboratoire de radiotoxicologie expérimentale de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN)

Jean-Pierre CÉSARINI – Retraité (Directeur du laboratoire de recherche sur les tumeurs de la peau humaine, fondation A. de Rothschild et Inserm).

Frédéric COUTURIER – Ingénieur, Responsable du département « Études » à l'Agence Nationale des Fréquences (ANFR).

Jean-François DORÉ – Directeur de recherche émérite à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm).

Pierre DUCIMETIERE – Directeur de recherche honoraire à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm).

Aïcha EL KHATIB – Chargée de mission à l'Assistance Publique des Hôpitaux de Paris - Hôpital Avicenne.

Nicolas FELTIN – Responsable de mission au Laboratoire national de métrologie et d'essais (LNE).

Emmanuel FLAHAUT – Directeur de recherche au Centre national de recherche scientifique (CNRS).

Eric GAFFET – Directeur de recherche au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS).

Murielle LAFAYE – Ingénieur, Coordinatrice applications au Centre national d'études spatiales (CNES).

Philippe LEPOUTRE – Ingénieur acousticien, Responsable du pôle technique de l'Autorité de Contrôle des Nuisances Aéroportuaires (Acnusa).

Christophe MARTINSONS – Docteur en physique, Chef de pôle au Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB).

Catherine MOUNEYRAC – Directrice de l'Institut de biologie et d'écologie appliquée et Professeur en Écotoxicologie aquatique à l'Université catholique de l'ouest (UCO).

Alain MUZET – Retraité CNRS, médecin, spécialiste du sommeil et de la vigilance.

Yves SICARD – Maître de conférences à l'Université Josef Fourier, Conseiller Scientifique au Commissariat à l'Énergie Atomique et aux Énergies alternatives (CEA).

Alain SOYEZ – Responsable de laboratoires, Ingénieur conseil, Caisse d'assurance retraite et de santé au travail Nord Picardie.

Esko TOPPILA – Professeur, Directeur de recherche à l'Institut finlandais de santé au travail.

Catherine YARDIN – Professeur, Chef de service, médecin biologiste à l'Hôpital Dupuytren, CHU de Limoges.

PARTICIPATION ANSES**Coordination scientifique**

Anthony CADENE – Chef de projets scientifiques – Anses

Johanna FITE – Chef de projets scientifiques – Anses

Régine BOUTRAIS – Chef de projets - Anses

Olivier MERCKEL – Responsable de l'unité Évaluation des risques liés aux agents physiques – Anses.

Contribution scientifique

Anthony CADENE – Chef de projets scientifiques – Anses

Johanna FITE – Chef de projets scientifiques – Anses

Secrétariat administratif

Sophia SADDOKI – Anses

AUDITION DE PERSONNALITES EXTERIEURES

Nom	Affiliation	Audience	Date
Fabrice Candia	Inspecteur des Installations Classées, Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie (DRIEE) des Yvelines	Groupe de travail	09/05/2011
Lisa Lévy	Groupe de travail sur les indicateurs aériens du Pôle d'Orly	Groupe de travail	14/06/2011
Luc Offenstein	Association OYE349 (Agir Ensemble pour limiter les nuisances aériennes)		
Corinne Drougard	Direction Générale de la Santé	Groupe de travail	13/09/2011
Yves Joncheray	Direction Générale de la Prévention des Risques		
Dave Southgate	Department of Transport and Regional Services (Australie)	Groupe de travail	06/12/2011

EXPERTISE COLLECTIVE : SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental

Ce document synthétise les travaux du comité d'experts spécialisé et du groupe de travail.

Présentation de la question posée

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail a été saisie le 02 janvier 2009 par la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) et la Direction générale de la santé (DGS), ci-après dénommées les demandeurs, afin d'élaborer des indicateurs opérationnels accompagnés de valeurs de référence et de gestion permettant de prendre en compte les effets sanitaires associés aux événements sonores ponctuels, en vue de leur utilisation dans le cadre du volet « bruit » des études d'impacts sanitaires des projets d'infrastructures de transports et industriels.

Cette demande était précisée sous forme de trois étapes successives :

- la conduite d'une revue des connaissances disponibles en matière d'indicateurs des effets sanitaires des bruits des transports et des autres activités pour lesquelles une étude sanitaire est réalisée ;
- la proposition, sur le fondement de cette revue de connaissances et pour le contexte français, d'un ou plusieurs indicateurs de référence et valeurs de référence associées déterminant les niveaux en deçà desquels des effets sanitaires mesurables sont écartés. Ces indicateurs devraient être adaptés au bruit des transports terrestres, aux bruits des activités et aux bruits événementiels et permettre la prise en compte des brèves apparitions du bruit ;
- la proposition de valeurs de gestion pour ces indicateurs, notamment en vue d'une utilisation dans le volet « bruit » des études d'impact sanitaire des projets routiers et industriels. Ces valeurs de gestion, tout en s'appuyant sur les valeurs d'effets sanitaires de référence, devraient prendre en compte des éléments de contexte complémentaires, comme par exemple :
 - o le fond de pollution sonore préexistant à l'installation étudiée ;
 - o les niveaux de bruit habituellement rencontrés ;
 - o les gains en termes de santé du passage en deçà des seuils proposés.

À l'issue de la première étape (revue des connaissances), il est apparu qu'il ne serait pas possible de déterminer des indicateurs opérationnels répondant aux objectifs fixés. Les objectifs initiaux de la saisine ont donc été revus, en accord avec les demandeurs, afin de construire une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental permettant notamment d'intégrer les effets des courts événements sonores.

Contexte scientifique et réglementaire

Le bruit constitue un phénomène omniprésent dans la vie quotidienne, aux sources innombrables et d'une infinie diversité. Il n'y a aucune distinction physique entre un son et un bruit. Néanmoins, la neuvième édition du dictionnaire de l'Académie française définit le bruit

comme un « *son ou ensemble de sons qui se produisent en dehors de toute harmonie régulière* ». Selon la norme Afnor NF 530-105 le bruit est défini comme « *toute sensation auditive désagréable ou gênante, tout phénomène acoustique produisant cette sensation, tout son ayant un caractère aléatoire qui n'a pas de composantes définies* ».

Si la surdité est l'effet auditif le plus souvent associé aux expositions professionnelles ou aux comportements à risque (écoute de musique amplifiée sans protection, par exemple), les autres effets sanitaires du bruit (dits « extra-auditifs »), associés aux expositions environnementales¹, sont encore assez peu pris en compte dans les études et dans les projets d'infrastructures bruyantes. Ces effets « extra-auditifs » du bruit peuvent être observés à court-terme (gêne ou perturbations du sommeil, notamment) ou à plus long terme (hypertension artérielle ou risques accrus d'infarctus du myocarde, notamment). Le bruit comporte également une dimension psychosociologique et territoriale. La façon dont le bruit est perçu dépend de composantes multiples, à la fois personnelles, contextuelles et culturelles. C'est pourquoi, pour un même niveau d'exposition au bruit, les effets varient fortement d'un individu à l'autre.

La Directive européenne 2002/49/CE prévoit pour les agglomérations la réalisation de cartes stratégiques du bruit et la production de plans d'actions suivant des échéances fixées en fonction de la taille des infrastructures et des agglomérations concernées. Le champ d'application de cette directive concerne le bruit dans l'environnement et cible en priorité les grandes sources de bruit que sont les infrastructures routières, ferroviaires, aéroportuaires ainsi que les industries. En revanche, les bruits des activités domestiques (bruits de voisinage), le bruit perçu sur les lieux de travail ou à l'intérieur des transports et le bruit résultant d'activités militaires sont exclus du champ d'application de la directive.

La réglementation française intègre cette réglementation européenne et la complète par un ensemble de dispositions définies spécifiquement pour chacune de ces catégories. Dans le cas par exemple de nouvelles infrastructures routières ou ferroviaires, ces textes reposent essentiellement sur le respect de valeurs limites d'exposition au bruit. Dans le cas de la construction de logements neufs situés dans des zones exposées, des mesures d'isolation sont prévues. Pour les structures aéroportuaires, des zonages fixent les conditions d'utilisation des sols exposés aux nuisances dues au bruit des aéronefs. Au-delà de la prise en compte de valeurs moyennes limites d'exposition en bordure de propriété, la réglementation s'appliquant aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) considère également d'autres caractéristiques du bruit : émergence du bruit pour les zones à émergence réglementée, tonalité et bruits intermittents à forte énergie mais de faible durée d'apparition.

Afin d'évaluer quantitativement l'ensemble des phénomènes physiques liés à l'émission du bruit, divers indices peuvent être mesurés ou calculés. Les indices les plus fréquemment rencontrés dans la littérature sont des indices énergétiques moyens intégrant le bruit sur des périodes de longue durée. Même s'ils présentent de nombreux avantages, ils ne permettent pas de rendre compte de certaines caractéristiques de l'exposition, comme les événements sonores ponctuels ou la composition spectrale d'un bruit. Ainsi la réglementation actuelle, notamment celle qui s'applique aux bruits des infrastructures routières et ferroviaires et aux ICPE, se réfère principalement à ces indices.

Or, dans un rapport précédent publié en 2004, l'Agence signalait déjà que les descripteurs acoustiques énergétiques moyens sont insuffisants notamment pour rendre compte des perturbations biologiques induites par les événements bruyants ponctuels au cours de la

¹ Bruit extérieur émis dans l'environnement par toutes les sources sonores, incluant le bruit émis par les moyens de transport, le trafic routier, ferroviaire ou aérien ainsi que le bruit émis par des sites d'activités industrielles.

nuit. Ce rapport indiquait, dans une approche également évoquée dans les travaux de l'OMS, qu'un indicateur événementiel semblerait mieux adapté pour évaluer les risques de perturbation du sommeil.

Organisation de l'expertise

L'Anses a confié au comité d'experts spécialisé (CES) « Agents physiques, nouvelles technologies et grands aménagements » l'instruction de cette saisine. L'Agence a également mandaté le groupe de travail « Indicateurs bruit-santé » pour cette instruction.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques). Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

Description de la méthode

Le groupe de travail a, dans un premier temps, réalisé une revue des connaissances disponibles sur le bruit et ses effets extra-auditifs. Cette revue inclut :

- les caractéristiques physiques, physiologiques et psychosociologiques du bruit ;
- les caractéristiques des principales sources de bruit considérées (transports terrestres et aériens, activités industrielles et de loisir) ainsi que les niveaux d'émission sonores associés ;
- les niveaux d'exposition de la population aux bruits des transports et des activités industrielles et de loisirs ;
- les effets extra-auditifs du bruit (physiologiques et psychosociologiques) ;
- les différents outils réglementaires de gestion du bruit.

Les résultats de deux études commandées à l'occasion de cette expertise par l'Anses ont également été pris en compte par le groupe de travail :

- la première étude, effectuée par l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, visait à documenter le champ des effets psychosociologiques et territoriaux du bruit ;
- la seconde, réalisée par le centre d'information et de documentation sur le bruit (CIDB), a produit un état de l'art consacré à la réglementation française relative au bruit dans l'environnement et aux réglementations étrangères en vigueur.

Considérant, à l'issue de cette revue des connaissances, que la proposition d'indices ou d'indicateurs spécifiques ne permettrait pas de répondre de manière satisfaisante à la problématique d'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit de type événementiel, l'Anses a suggéré de revoir les objectifs initiaux de la saisine.

Les ministères de tutelles de l'Agence signataires de la saisine ont été auditionnés par le groupe de travail afin de discuter des orientations à donner aux travaux d'expertise. L'objectif de l'expertise a été reconsidéré en accord avec les tutelles. Il vise à construire une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental reposant sur la description des états sanitaires initial et final pour un projet d'aménagement donné, sur une

zone donnée. La méthodologie proposée consiste à caractériser l'évolution d'un état sanitaire *via* l'évolution d'un ensemble de paramètres clés de nature acoustique, contextuelle ou individuelle, identifiés comme modificateurs de cet état.

Etant données les lacunes de connaissances actuelles relatives à la caractérisation et à la quantification des effets sanitaires concernés, le groupe de travail a proposé le principe d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires qui devra évoluer en fonction de la progression des connaissances.

La méthodologie du groupe de travail s'est déroulée suivant cinq étapes successives :

- détermination des effets sanitaires ;
- synthèse des relations dose-effet utilisées dans l'analyse quantitative des impacts sanitaires extra-auditifs ;
- détermination des indices acoustiques à utiliser pour qualifier les expositions ;
- détermination des paramètres modificateurs complémentaires à considérer ;
- détermination des populations à considérer en fonction des lieux et périodes d'émission.

Ce travail a abouti à la construction d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires du bruit. L'application de cette méthode a été ensuite illustrée à l'aide d'un exemple.

Résultat de l'expertise collective

Le comité d'experts spécialisé « Agents physiques, nouvelles technologies et grands aménagements » a adopté à l'unanimité moins une abstention les travaux d'expertise du groupe de travail lors de sa séance du 18 décembre 2012 et a fait part de cette adoption à la Direction générale de l'Anses. La synthèse d'expertise collective a été adoptée à l'unanimité par le même CES à l'exception d'une abstention (Eric Gaffet) concernant le premier considérant des recommandations concernant l'amélioration des connaissances des effets du bruit sur la santé.

Conclusions et recommandations de l'expertise collective

► Conclusions

En dépit des nombreuses études réalisées depuis plusieurs décennies sur les effets sanitaires extra-auditifs associés à l'exposition au bruit ambiant, l'évaluation de ceux-ci s'avère encore aujourd'hui peu précise.

Il existe peu de relations dose-effet documentées pour les différentes situations d'exposition au bruit. Par ailleurs, ces relations reposent essentiellement sur des indices énergétiques moyens, alors que la revue de la littérature suggère qu'il faudrait inclure certains indices événementiels et fréquentiels dans l'évaluation des impacts sanitaires.

Au-delà des difficultés liées à la caractérisation de l'exposition, les lacunes de connaissance s'expliquent également par le caractère multifactoriel des impacts sanitaires associés au bruit ainsi que par la complexité des interactions des multiples déterminants concernés. En effet, outre les déterminants acoustiques, physiologiques et physiopathologiques classiques, d'autres paramètres d'ordres psychologiques, sociaux et territoriaux entrent en ligne de compte et peuvent intervenir comme facteurs modificateurs des effets sanitaires du bruit.

Parmi les effets sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental étudiés, quatre ont été pris en compte par le groupe de travail pour la construction de la méthode d'évaluation des risques. Ce sont ceux pour lesquels des courbes dose-réponse sont disponibles dans certaines situations d'exposition et qui ont été rapportés dans le document de l'OMS *Burden of diseases* (OMS 2011). Il s'agit de :

- effets immédiats :
 - o perturbations du sommeil ;
 - o gêne² ;
- effets à moyen et à long termes :
 - o troubles de l'apprentissage scolaire ;
 - o infarctus du myocarde.

Cependant, la robustesse des courbes dose-réponse de ces effets reste encore discutée compte-tenu de multiples sources d'incertitude.

Il faut remarquer que la gêne due au bruit est considérée comme un effet sanitaire à part entière. De plus, celle-ci peut, en tant que facteur intermédiaire, participer au développement d'autres pathologies lorsqu'elle est chronique et qu'elle constitue un facteur de stress continu. De nombreuses enquêtes psychoacoustiques ont montré qu'il est difficile de fixer un niveau précis où commence l'inconfort et ont souligné le caractère variable du lien existant entre les indicateurs de gêne et les caractéristiques physiques du bruit.

La méthode proposée en vue de la réalisation d'une étude d'impact sanitaire utilise une grille-support, développée par le groupe de travail, qui permet une évaluation des risques. Cette évaluation porte sur la zone concernée par un projet d'aménagement d'infrastructures et suit les quatre étapes successives (voir en annexe le *canevas de la méthode proposée d'évaluation des impacts sanitaires*) :

- la première étape consiste à rassembler les données d'entrée nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires (description de la zone géographique étudiée, de l'état sonore existant et du projet d'infrastructure) ;
- l'objet de la seconde étape est la caractérisation des expositions et la détermination géographique des zones exposées à des niveaux sonores supérieurs aux seuils définis dans la littérature en dessous desquels l'OMS estime que les effets sont négligeables, afin de circonscrire l'étude à ces territoires et de dénombrer les populations probablement concernées ;
- la troisième étape vise à caractériser par une analyse qualitative les impacts sanitaires possibles en modulant les relations exposition-effet connues en fonction des paramètres individuels sociaux et territoriaux reconnus par le groupe de travail comme étant pertinents (facteurs individuels, sociaux et territoriaux) ;
- enfin, les incertitudes reposant sur l'évaluation des impacts sanitaires sont identifiées et discutées dans une dernière étape.

L'analyse qualitative permet d'identifier les risques concernés et de répertorier les différents facteurs contextuels et individuels ainsi que les événements à prendre en considération dans la gestion de la situation étudiée. Le passage de l'analyse de risque qualitative à l'évaluation quantitative est néanmoins possible dans certains cas mais, dans la pratique, le passage de

² Cf. rapport chapitre 2.3.1

l'une (analyse qualitative) à l'autre (évaluation quantitative) est souvent rendu difficile par le caractère très parcellaire des données disponibles.

► **Recommandations**

Concernant l'amélioration des connaissances des effets du bruit sur la santé

Considérant les lacunes actuelles dans les connaissances scientifiques sur l'évaluation de l'exposition, qui ne prend pas en compte :

- Le contenu fréquentiel ;
- les caractéristiques des événements sonores (temps de montée et de descente, émergence, durée, impulsivité, intermittence, tonalité, etc.) ;
- les multi-expositions (expositions à plusieurs sources sonores simultanées ou successives) ;

le CES recommande :

- de développer des méthodes de mesurage robustes réalisables *in situ* permettant de prendre en considération les paramètres cités ci-dessus (contenu fréquentiel et caractéristiques des événements sonores et multi-expositions) dans les études épidémiologiques et expérimentales ;

Considérant les lacunes actuelles dans les connaissances scientifiques sur les évaluations des effets sanitaires extra-auditifs du bruit,

le CES recommande de mobiliser des efforts de recherche interdisciplinaires pour :

- mener une réflexion approfondie sur les mécanismes d'action du bruit pour les effets à long terme, associés à une exposition prolongée du bruit, qui tiennent compte des facteurs modificateurs identifiés (caractéristiques du bruit, contextes environnementaux, territoriaux et humains, contextes individuels) et mettre en place les études expérimentales qui permettent de documenter les chaînes de causalité bruit-gêne-stress-effet ;
- réaliser des études épidémiologiques prospectives basées sur des indicateurs d'exposition et de pathologies pertinents pour déterminer les caractéristiques du risque, en termes notamment de temps de latence, de niveaux de risque, de durées et de périodes d'exposition et de relations exposition-effet.

Concernant la méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs associés au bruit

Considérant :

- l'état parcellaire des connaissances actuelles concernant les effets sanitaires du bruit, en particulier en régime événementiel ;
- la nécessité de considérer les effets du bruit liés à la fois aux expositions continues et aux expositions ponctuelles,

le CES préconise, pour documenter le volet « bruit » des études d'impacts sanitaires des projets d'infrastructures, d'utiliser une démarche analytique telle que proposée par le groupe de travail et développée dans le rapport d'expertise collective.

Considérant le caractère pionnier de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée,

le CES recommande de tester sa mise en œuvre dans une approche exploratoire et d'amélioration itérative. Cette phase pourrait prendre la forme suivante :

- une étape de test s'appuyant sur divers exemples concrets et impliquant différents acteurs de compétences diverses concernés;
- un partage des retours d'expérience issus de la première phase, dans l'objectif de faire évoluer et améliorer la méthode.

Lors de la mise en œuvre de la méthode une fois consolidée et pour l'interprétation de ses résultats, le CES recommande,:

- d'associer la mise en application de la méthode proposée à un processus de médiation / concertation au niveau local ;
- de mieux définir le rôle et les responsabilités des différentes parties prenantes au niveau local dans la gestion des risques liés aux nuisances sonores et d'éventuellement promouvoir la prise en charge de ces questions par une structure de suivi *ad hoc*.

Recommandations générales

Les travaux réalisés au cours de cette expertise soulignent que les connaissances disponibles sur les effets sanitaires du bruit sont dispersées. Une partie non négligeable de ces connaissances s'avère ainsi peu accessible *via* une recherche bibliographique. En effet, de nombreuses données sont issues d'expériences et d'initiatives locales peu répertoriées dans les publications scientifiques.

Considérant également la nécessité de rationaliser les efforts de recherche, notamment en évitant d'effectuer des travaux déjà réalisés par ailleurs, le CES propose la mise en place d'une structure pérenne de type plateforme internet permettant de répertorier et de centraliser, au niveau national, l'ensemble des publications concernant la problématique des risques sanitaires liés au bruit. Cette démarche serait soutenue par un rapprochement avec les structures équivalentes déjà existantes au niveau européen.

Enfin, au-delà de l'utilisation de la grille d'évaluation du risque proposée et considérant :

- que les personnes sont le plus souvent exposées au bruit environnemental au sein de bâtiments dont la qualité de l'isolation acoustique impacte sur l'exposition ;

le CES recommande aux pouvoirs publics :

- de sensibiliser la population générale aux risques sanitaires liés à l'exposition au bruit ;
- d'informer la population générale sur les possibilités d'isolation acoustique des bâtiments ;
- et de veiller à la mise en place d'une politique de réduction des expositions au bruit.

Date de validation de la synthèse par le comité d'experts spécialisé : 18 décembre 2012

Annexe : canevas de la méthode d'évaluation des Impacts sanitaires proposée

1) Préalable au processus d'évaluation des impacts sanitaires

► Détermination et description de la zone géographique étudiée

- Localisation géographique de la source sonore
- Délimitation de la zone géographique de l'étude
- Identification (localisation dans la zone géographique considérée et nombre d'individus concernés) :
 - *Des établissements de santé et médico-sociaux ;*
 - *Des établissements d'enseignement ;*
 - *Des lieux de travail (quantification des travailleurs en horaires décalés).*
- Localisation des « zones calmes » (espaces verts et autres)
- Caractérisation de la zone étudiée :
 - *Espace rural / urbain ;*
 - *Type d'habitats : collectifs / individuels ;*
 - *Qualité des habitats : vétusté/insalubrité/isolation ;*
 - *Densité de population*
 - *Valeur immobilière de l'habitat ;*
 - *Présence de façades silencieuses (résidences).*
- Caractérisation des populations présentes (étude socio-économique) :
 - *Détermination des populations dépendantes de la nouvelle infrastructure source de bruit (projet) ;*
 - *Quantification des individus travaillant en horaires décalés ;*
 - *Objectivation des statuts socio-économiques (Indice Townsend pour les injustices environnementales) ;*
 - *Evaluation de la qualité de vie locale (indices de bien-être, tels que les dérivés territoriaux de l'Indicateur de Développement Humain, l'Indice de Précarité Sociale ; Indice de satisfaction environnementale ; Indices de confiance politique, etc...*

► Description de l'état initial

- Identification et description des sources sonores existantes avant le projet :
 - *Type(s) de bruit : continu / évènementiel non impulsif / évènementiel de type impulsif ;*
 - *Tonalité : pas de tonalité marquée / hautes fréquences / basses fréquences ;*
 - *Spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;*
 - *Rythme d'émissions sonores durant l'année : continue / saisonnier / saisonnier mais période critique ;*
 - *Rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
 - *Prévisibilité des événements de bruits ;*
 - *Distribution de la fréquence d'apparition des événements de bruit : régulière / irrégulière.*

► **Description du projet d'infrastructure**

- **Description des caractéristiques de la nouvelle source sonore (infrastructure nouvelle en fonctionnement) :**
 - *Type(s) de bruit : continu / évènementiel non impulsif / évènementiel de type impulsif ;*
 - *Tonalité : pas de tonalité marquée / hautes fréquences / basses fréquences ;*
 - *Spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;*
 - *Rythme d'émissions sonores durant l'année : continue / saisonnier / saisonnier mais période critique ;*
 - *Rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
 - *Prévisibilité des événements de bruits.*
- **Description des modifications de la qualité de l'environnement attribuables au projet :**
 - *Multi exposition : oui / non ;*
 - *Co-expositions : aucune co-exposition remarquable / pollution atmosphérique / autres pollutions ;*
 - *Qualité de vie locale.*
- **Description des modifications de facteurs géographiques attribuables au projet :**
 - *Valeur de l'habitat ;*
 - *Présence de façades silencieuses.*
- **Caractérisation de la perception de la source de bruit**
 - *Significativité du signal et relations socio-économique avec la source de bruit) : aucune influence / appréciation positive / appréciation négative*

2) Détermination des expositions

► **Sélection des valeurs seuils utilisées pour chacun des effets retenus**

(Infarctus du myocarde / apprentissage scolaire/ perturbations du sommeil / gêne)

► **Rassemblement des données nécessaires à la cartographie des expositions sonores**

- **Identification des cartographies d'exposition sonores existantes et données permettant de modéliser les expositions sonores dans l'état initial (avant projet) ;**
- **Recueil des données permettant de modéliser les expositions sonores attribuables au projet d'infrastructure étudié ;**
- **Recueil des données IGN de répartition des populations (échelle Iris³ recommandée).**
 - **Etablissement d'une cartographie des expositions sonores**
- **Avant projet ;**
- **Après projet.**
 - **Caractérisation des expositions (pour chaque effet sanitaire)**
- **Quantification des personnes exposées au dessus des seuils considérés.**

³ Ilots regroupés pour l'information statistique

3) Caractérisation des impacts sanitaires pour chaque effet sanitaire

- ▶ *Evaluation quantitative des impacts sanitaires à l'aide des relations doses-réponses*
- ▶ *Prise en compte des déterminants complémentaires pour la caractérisation des impacts sanitaires*

4) Identification et caractérisation des incertitudes

- **Incertitudes liées à l'évaluation des expositions**
 - o *Incertitudes induisant une surestimation des expositions ;*
 - o *Incertitudes induisant une sous - estimation des expositions ;*
 - o *Incertitudes dont les effets sur les expositions ne sont pas connus.*
- **Incertitudes liées à l'évaluation des impacts sanitaires**
 - o *Incertitudes induisant une surestimation des **impacts sanitaires**;*
 - o *Incertitudes induisant une sous-estimation des **impacts sanitaires** ;*
 - o *Incertitudes dont les effets sur les **impacts sanitaires** ne sont pas connus.*

SOMMAIRE

<i>Présentation des intervenants</i>	5
<i>Expertise collective : synthèse de l'argumentaire et conclusions</i> <i>Erreur ! Signet non défini.</i>	
<i>Liste des tableaux</i>	23
<i>Liste des figures</i>	25
<i>Liste des abréviations</i>	27
<i>Glossaire</i>	29
 1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine	32
1.1 Contexte	32
1.2 Objet de la saisine	33
1.3 Limites du champ d'expertise	34
1.3.1 Sources de bruit et gammes de fréquences	34
1.3.2 Effets sanitaires	34
1.3.3 Population	35
1.4 Modalités de traitement	35
 2 Le bruit : ses dimensions physique, physiologique et psychosociologique	36
2.1 Dimension physique du bruit	36
2.1.1 Paramètres physiques du bruit	36
2.1.2 Grandeurs physiques et indices acoustiques usuels	36
2.1.2.1 Niveaux de pression acoustique et unités	36
2.1.2.2 Indices acoustiques usuels	38
2.1.3 Mesure et modélisation du bruit	43
2.1.3.1 Spectre acoustique : analyse spectrale et analyse en bandes de fréquence	43
2.1.3.2 Mesure : appareils et méthodes normalisées	44
2.1.3.3 Méthodes de prévision des niveaux sonores	46
2.2 Dimension physiologique du bruit	48
2.2.1 Fonctionnement de l'oreille	48
2.2.2 Audiogramme	48
2.3 Dimension psychosociologique du bruit	49
2.3.1 Définition de la gêne	49
2.3.2 Le bruit comme agression : théories générales du stress	50
2.3.3 Les déterminants sociodémographiques du bruit ou facteurs de modulation de la gêne .	52
2.3.4 De la gêne à la sensibilité	54
2.3.5 Mesure de la gêne due au bruit en psycho-acoustique	54
2.3.6 Des approches complémentaires de la gêne et des vécus sonores en situation	57
 Synthèse du chapitre 2 : le bruit : ses dimensions physique, physiologique et psychosociologique	58

3	<i>Sources de bruit et niveaux d'émission associés</i>	59
3.1	Bruit des transports terrestres	59
3.1.1	Transport routier	59
3.1.1.1	Véhicules routiers	59
3.1.1.2	Infrastructure	60
3.1.2	Transport ferroviaire	61
3.2	Bruit des transports aériens	63
3.3	Bruit des activités industrielles et de loisirs	64
3.3.1	Activités industrielles	64
3.3.2	Activités de loisirs	64
	Synthèse du chapitre 3 : sources de bruit et niveaux d'émission associés	65
4	<i>Exposition de la population aux bruits des transports et des activités industrielles et de loisirs</i>	66
4.1	Exposition de la population aux bruits des transports	66
4.1.1	Exposition de la population dans l'Union européenne	66
4.1.2	Exposition de la population en France	67
4.1.2.1	Exposition au bruit des transports terrestres	69
4.1.2.2	Exposition au bruit du trafic aérien	70
4.2	Exposition de la population aux bruits des activités industrielles et de loisirs	71
4.3	Connaissance des multi-expositions au bruit	71
	Synthèse du chapitre 4 : exposition de la population aux bruits des transports et des activités	73
5	<i>Effets extra-auditifs et impacts sanitaires du bruit</i>	74
5.1	Effets physiologiques extra-auditifs du bruit et impacts sanitaires	75
5.1.1	Les effets du bruit sur le sommeil	75
5.1.1.1	Les perturbations du sommeil mises en évidence par les études expérimentales	75
5.1.1.2	Les perturbations du sommeil observées dans les études épidémiologiques	78
5.1.2	Les effets du bruit sur le système cardiovasculaire	80
5.1.2.1	Hypertension artérielle	80
5.1.2.2	Maladies cardiaques ischémiques	81
5.1.2.3	Accident vasculaire cérébral	82
5.1.3	Les effets du bruit sur le système neuroendocrinien	82
5.1.4	Les effets du bruit sur la santé mentale	83
5.2	Effets psychosociaux du bruit et impacts sanitaires	84
5.2.1	La gêne due au bruit	84
5.2.1.1	Un effet prédominant du bruit environnemental	84
5.2.1.2	Des relations exposition-réponse imparfaites	90
5.2.1.3	La gêne liée au bruit et ses multiples déterminants	93
5.2.2	Bruit et qualité des communications orales	102
5.2.3	Les effets du bruit sur les performances	104
5.2.3.1	Les tâches affectées par le bruit	104
5.2.3.2	Les tâches non affectées par le bruit	107
5.2.4	Les effets à dimension territoriale	107
5.2.4.1	Les effets du bruit des transports sur l'immobilier et sur les dynamiques résidentielles	108

5.2.4.2	Les injustices environnementales causées par les bruits des transports.....	111
Synthèse du chapitre 5 : effets et impacts sanitaires du bruit.....		117
 6 Réglementation relative aux bruits émis dans l'environnement 119		
6.1 Réglementation en vigueur en France.....		119
6.1.1	Le cas des transports routiers	119
6.1.1.1	Routes nouvelles ou modifiées.....	119
6.1.1.2	Protection des bâtiments nouveaux.....	120
6.1.2	Le cas des transports ferroviaires	120
6.1.3	Le cas des transports aériens	121
6.1.3.1	Maîtrise du bruit autour des aéroports.....	121
6.1.3.2	Insonorisation au voisinage des aéroports	122
6.1.3.3	Autres indicateurs non réglementaires	122
6.1.4	Bruit de voisinage : activités bruyantes	124
6.1.5	Installations classées pour la protection de l'environnement	126
6.2 Revue des différences entre les réglementations au niveau européen et mondial.....		128
6.2.1	Allemagne.....	128
6.2.2	Australie.....	129
6.2.3	Danemark	129
6.2.4	Espagne.....	129
6.2.5	Grande-Bretagne	130
6.2.6	Japon	130
6.2.7	Norvège	130
6.2.8	Pologne.....	130
6.2.9	Suisse	131
6.2.10	États-Unis	131
6.3 Compilation des principales valeurs de gestion existantes.....		132
6.3.1	Valeurs limites de la Directive 2002/49/CE et recommandations de l'OMS.....	132
6.3.2	Recommandations du Conseil supérieur d'hygiène publique de France	133
6.3.3	Bruits de voisinage : critère d'émergence acoustique.....	133
 7 Élaboration d'un outil d'évaluation des impacts sanitaires du bruit 134		
7.1 Revue des objectifs.....		134
7.1.1	Un constat : les indices acoustiques ne sont pas suffisants	134
7.1.2	Orientation des travaux vers l'élaboration d'un cadre méthodologique d'évaluation des impacts sanitaires	135
7.1.3	Stratégie d'évaluation des impacts sanitaires du bruit environnemental	136
7.1.4	Stratégie de construction de la méthode	138
7.2 Identification des données scientifiques disponibles pour l'élaboration d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires.....		138
7.2.1	Identification des effets sanitaires retenus	139
7.2.1.1	Effets sanitaires immédiats.....	141
7.2.1.2	Effets sanitaires associés à une exposition chronique au bruit.....	141
7.2.2	Synthèse des données épidémiologiques et expérimentales	142
7.2.3	Détermination des indices acoustiques à utiliser	142
7.2.3.1	Indices acoustiques intégrés sélectionnés.....	143
7.2.3.2	Indices acoustiques évènementiels sélectionnés	143

7.2.4	Détermination des paramètres complémentaires à considérer.....	143
7.2.5	Détermination des populations cibles.....	144
7.2.5.1	Impacts cardiovasculaires	146
7.2.5.2	Apprentissage scolaire	147
7.2.5.3	Perturbations du sommeil	148
7.2.5.4	Gêne.....	149
7.3	Méthode de construction d'un outil opérationnel.....	154
7.3.1	Préalable au processus d'évaluation des impacts sanitaires	155
7.3.1.1	Description de la zone étudiée	155
7.3.1.2	Description de l'état initial	155
7.3.1.3	Description du projet d'infrastructure	155
7.3.2	Caractérisation des expositions sonores.....	156
7.3.2.1	Modélisation des niveaux sonores.....	156
7.3.2.2	Détermination des valeurs seuils à retenir.....	157
7.3.2.3	Détermination des populations à considérer.....	158
7.3.3	Caractérisation des impacts sanitaires.....	159
7.3.3.1	Détermination des relations exposition-risque à considérer	159
7.3.3.2	Détermination des paramètres complémentaires à retenir	163
7.3.4	Identification des incertitudes	163
7.3.5	Portée et limites de la méthodologie proposée	163
7.4	Canevas de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires	164
7.5	Exemple d'évaluation des impacts sanitaires.....	166
7.5.1	Description de l'exemple étudié.....	166
7.5.1.1	Description de la zone d'étude	166
7.5.1.2	Description du projet étudié	167
7.5.2	Sélection des valeurs seuils utilisées	170
7.5.3	Modélisation des expositions sonores.....	170
7.5.4	Infarctus du myocarde	174
7.5.4.1	Caractérisation des expositions sonores	174
7.5.4.2	Caractérisation des impacts sanitaires	176
7.5.5	Apprentissage scolaire	177
7.5.5.1	Caractérisation des expositions sonores	177
7.5.5.2	Caractérisation des impacts sanitaires	178
7.5.6	Perturbations du sommeil.....	178
7.5.6.1	Caractérisation des expositions sonores	178
7.5.6.2	Caractérisation des impacts sanitaires	180
7.5.7	Gêne	181
7.5.7.1	Caractérisation des expositions sonores	181
7.5.7.2	Caractérisation des impacts sanitaires	183
7.5.8	Identification des incertitudes	184
7.5.8.1	Incertitudes liées à l'évaluation des expositions	184
7.5.8.2	Incertitudes liées à l'évaluation des impacts sanitaires.....	186
8	Conclusions du groupe de travail	187
9	Recommandations du groupe de travail	190
10	Bibliographie	194
10.1	Publications et rapports	194
10.2	Normes.....	211
10.3	Législation et réglementation.....	211

ANNEXES

Annexe 1 : Saisine « Elaboration de valeurs de référence dans le domaine des risques liés au bruit des transports terrestres et des activités »	213
Annexe 2 : Analyse des déclarations publiques d'intérêt (DPI) des experts	215
Annexe 3 : Les pondérations fréquentielles.....	221
Annexe 4 : Les pondérations temporelles.....	223
Annexe 5 : Fonctionnement de l'oreille interne	224
Annexe 6 : Compléments sur les sources de bruit d'origine aéronautique	226
Annexe 7 : La Directive européenne 2002//49/CE	229
Annexe 8 : Exemples de données d'exposition au bruit pour de grandes agglomérations françaises	230
Annexe 9 : Zones de bruit critique et points noirs de bruit.....	231
Annexe 10 : Les effets de co-expositions au bruit et à d'autres facteurs polluants....	233
Annexe 11 : Sommeil non perturbé.....	237
Annexe 12 : Décotes immobilières lié au bruit des transports	239
Annexe 13 : Revue des réglementations relatives aux bruits des transports et des activités.....	242
Annexe 14 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales relatives aux effets étudiés	291

Liste des tableaux

Tableau 1 : Échelle des fréquences sonores	36
Tableau 2 : Valeurs limites en France* après transposition de la Directive 2002/49/CE.....	42
Tableau 3 : Les facteurs individuels de modulation de la gêne	53
Tableau 4 : Exemple de niveaux de bruit émis par les moyens de transport routiers	60
Tableau 5 : Exemples de niveaux de bruit émis par les moyens de transport ferroviaires.....	61
Tableau 6 : Niveaux de bruit perçus au sol aux alentours d'un aéroport	63
Tableau 7 : Statistiques d'exposition au bruit dans 26 pays membres de l'AEE	67
Tableau 8 : Statistiques d'exposition au bruit en France	68
Tableau 9 : Origine des bruits perçus (pourcentage). Plusieurs réponses autorisées par personne interrogée.....	68
Tableau 10 : Synthèse des statistiques nationales disponibles à partir des données des cartographies stratégiques du bruit des grandes infrastructures de transports terrestres.....	69
Tableau 11 : Synthèse des statistiques nationales disponibles à partir des données des cartographies stratégiques du bruit des grandes infrastructures des grands aéroports	71
Tableau 12 : Résultats obtenus dans le cadre de six enquêtes sur la gêne liée au bruit réalisées entre 2000 et 2010.....	85
Tableau 13 : Principales sources de bruit au domicile identifiées par les enquêtés.....	86
Tableau 14 : Moyens de transport à l'origine de la gêne due au bruit	87
Tableau 15 : Comparaison 2005-1986 du pourcentage de français se déclarant gênés par les nuisances sonores des transports.....	87
Tableau 16 : Effets des principaux facteurs modificateurs de la gêne, exprimée en dBA.....	94
Tableau 17 : Hypothèses explicatives de l'évolution de la gêne après changement d'exposition d'après Brown et van Kamp (2009).....	100
Tableau 18 : Estimation des distances maximales d'intelligibilité pour une conversation entre deux personnes.....	104
Tableau 19 : Critères environnementaux associés au choix d'un futur logement (6 communes de première couronne francilienne).....	113
Tableau 20 : Profils environnementaux des groupes socio-urbains en Ile-de-France.....	116
Tableau 21 : Valeurs limites d'exposition sonore en façade des bâtiments exposés aux infrastructures routières nouvelles	120
Tableau 22 : Valeurs limites d'exposition sonore en façade des bâtiments exposés aux infrastructures ferroviaires	121
Tableau 23 : Isolement acoustique	122
Tableau 24 : Termes correctifs réglementaires appliqués au bruit de voisinage	125
Tableau 25 : Émergences admissibles en dBA pour les installations classées pour la protection de l'environnement	127
Tableau 26 : Synthèse des effets sanitaires recensés.....	140
Tableau 27 : Effets sanitaires immédiats retenus et niveaux de bruit seuils associés	141

Tableau 28 : Effets sanitaires associés à une exposition chronique au bruit retenus et niveaux de bruit seuils associés.....	142
Tableau 29 : Détermination des populations à considérer pour les effets cardiovasculaires	146
Tableau 30 : Détermination des populations à considérer pour les effets sur l'apprentissage scolaire	147
Tableau 31 : Détermination des populations à considérer pour les effets sur le sommeil.....	148
Tableau 32 : Détermination des populations à considérer pour l'évaluation de la gêne	149
Tableau 33 : Grille support à l'évaluation qualitative des impacts sanitaires : partie 1 (détermination des dangers).....	150
Tableau 34 : Grille support à l'évaluation qualitative des impacts sanitaires : partie 2 (paramètres complémentaires)	151
Tableau 35 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques intégrés	158
Tableau 36 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques évènementiels	158
Tableau 37 : Risques relatifs moyens pour les infarctus du myocarde en fonction de la classe d'exposition sonore en façade.....	160
Tableau 38 : Pourcentages d'élèves dont les performances scolaires sont affectées par le bruit en fonction de la classe de niveau sonore en façade de l'établissement scolaire.....	161
Tableau 39 : Pourcentage de personnes dont le sommeil est susceptible d'être fortement perturbé en fonction de la classe de niveau sonore en façade du lieu de résidence	162
Tableau 40 : Pourcentage de personnes susceptibles fortement gênées en fonction de la classe de niveau sonore en façade du lieu de résidence	162
Tableau 41 : Nombre de passages par catégorie de trains et par période pour le projet de ligne ferroviaire.....	167
Tableau 42 : Grille d'analyse de l'exemple.....	168
Tableau 43 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques intégrés	170
Tableau 44 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques évènementiels	170
Tableau 45 : Calcul de la fraction de risque d'infarctus du myocarde attribuable au bruit routier	176
Tableau 46 : Répartition des établissements scolaires en fonction de leur exposition en période diurne dans les deux configurations et situation des établissements scolaires par rapport à la valeur seuil L_d de 52 dBA	177
Tableau 47 : Nombre de personnes exposées par classe de nombre d'évènements sonores nocturnes supérieurs à 55 dBA en LA_{max} attribuables au trafic ferroviaire.	179
Tableau 48 : Caractérisation des expositions sonores moyennes en période nocturne (L_n , 22h - 6h) pour les établissements de santé ouverts la nuit et situation par rapport à la valeur seuil de 42 dBA.	180
Tableau 49 : Quantification du nombre de personnes dont le sommeil est fortement perturbé par le bruit routier nocturne d'une part et le bruit ferroviaire nocturne d'autre part.....	181
Tableau 50 : Nombre de personnes exposées par classe de nombre d'évènements sonores supérieurs à 65 dBA en LA_{max} attribuables au trafic ferroviaire, sur la totalité de la journée (24h). ...	183
Tableau 51 : Quantification du nombre de personnes fortement gênées par le bruit routier et ferré .	184

Tableau 52 : Indicateurs de gêne à considérer dans les zones de bruit critique	231
Tableau 53 : Résultats d'études et de recherches sur les décotes immobilières liées au bruit des avions (1960 - 2007).....	239
Tableau 54 : Résultats Résultats d'études et de recherche sur les décotes immobilières liées au bruit routier (1970 - 2006).....	241
Tableau 55 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet hypertension ...	291
Tableau 56 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet accidents cardiovasculaires	292
Tableau 57 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet perturbation du sommeil	293
Tableau 58 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet gêne	294
Tableau 59 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour troubles de l'apprentissage scolaire	295

Liste des figures

Figure 1 : Exemples de niveaux de bruit rencontrés dans l'environnement	37
Figure 2 : Évolution sur 30 minutes des niveaux de bruit mesurés au droit d'un feu tricolore et comparaison avec le niveau équivalent déterminé sur la même période.	42
Figure 3 : Spectre continu (à gauche) et spectre de raies (à droite).....	44
Figure 4 : Audiogrammes théorique (à gauche) et d'une personne souffrant de problèmes d'audition (à droite).....	49
Figure 5 : Schématisation du processus de stress d'après Ursin et Eriksen (Ursin et Eriksen 2004) ..	50
Figure 6 : La gêne sonore en tant que cadre de stress psychologique (source : Stallen 1999).....	52
Figure 7 : Allure (schéma de principe) de l'évolution des différentes sources de bruit en fonction de la vitesse pour un véhicule léger	60
Figure 8 : Niveaux du bruit de roulement et du bruit d'origine aérodynamique (en LA_{eq}) en fonction de la vitesse de circulation (en km/h)	62
Figure 9 : Origine des bruits de transports perçus	69
Figure 10 : Hypnogramme d'un jeune adulte lors d'une nuit perturbée par le bruit	76
Figure 11 : Pertes d'années de vie en bonne santé (DALYs) pour les effets sanitaires suivants liés au bruit : gêne, maladies ischémiques du cœur (MIC) et perturbation du sommeil (source : OMS 2011)	89
Figure 12 : Pourcentage de personnes hautement gênées en fonction du niveau sonore en façade (L_{den}) et de la source de bruit.....	91
Figure 13 : Intelligibilité de la parole en fonction du niveau sonore ambiant régulier à l'intérieur d'une salle de séjour de type habituel	103

Figure 14 : Cadre de référence pour la gouvernance des risques de l' <i>International risk governance council</i>	137
Figure 15 : Estimation du pourcentage d'élèves dont les performances scolaires sont affectées par le bruit en fonction des niveaux sonores d'exposition L_{dn} en façade des établissements scolaires.....	161
Figure 16 : Zone géographique pour l'exemple étudié.....	167
Figure 17 : Cartographie des expositions sonores en journée (L_d par tranche de 5 dBA, période 6h - 18h) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.....	171
Figure 18 : Cartographie des expositions sonores la nuit (L_n par tranche de 5 dBA, période 22h - 6h) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.....	172
Figure 19 : Cartographie des expositions sonores journée entière (L_{den} par tranche de 5 dBA) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.....	173
Figure 20 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_d = 57,5$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après... 175	175
Figure 21 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_n = 50$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après... 175	175
Figure 22 : Représentation cartographique du nombre d'évènements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 70 dBA en période diurne (6h - 18h).	178
Figure 23 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_n = 42$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après... 179	179
Figure 24 : Représentation cartographique du nombre d'évènements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 55 dBA en période nocturne (22h - 6h).	179
Figure 25 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_{den} = 42$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après... 182	182
Figure 26 : Cartographie du nombre d'évènements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 65 dBA sur la totalité de la journée (24h).	183
Figure 27 : Courbes de pondération A, B, C et D.....	222
Figure 28 : Courbe de pondération G.....	222
Figure 29 : Planche anatomique de l'oreille : L'organe de transmission.....	224
Figure 30 : L'organe de Corti.....	225
Figure 31 : Hypnogramme d'un jeune adulte lors d'une nuit non perturbée	237

Liste des abréviations

AEE : Agence européenne pour l'environnement

Acnusa : Autorité de contrôle des nuisances aéroportuaires

Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

Afnor : Agence française de normalisation

Afsset : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

Anef : *Australian noise exposition forecast*

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

APR : Appel à projets de recherche

ARS : Agences régionales de santé

Calm : Projet de recherche européen (*Community noise research strategy plan*)

Certu : centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques

Cete : Centre d'études techniques de l'équipement

CSB : Carte stratégique du bruit

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

CSHPF : Conseil supérieur d'hygiène publique de France

dB : Décibel

DALYs : *Disability Adjusted Life Years* (somme des années de vie en bonne santé perdues)

DGAC : Direction générale de l'aviation civile

DGPR : Direction générale de la prévention des risques

DGS : Direction générale de la santé

Dreal : Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement

EPNL : *Effective perceived noise level* (niveau de bruit effectif perçu)

ERS : Evaluation des risques sanitaires

ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement

Ifsttar : Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux

IGN : Institut géographique national

Inpes : Institut national de prévention et d'éducation pour la santé

Inrets : Institut national de recherche sur les transports et leur sécurité

INRS : Institut national de recherche et de sécurité

InVS : Institut de veille sanitaire

IRGC : *International risk governance council*

IRSN : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire

LA_{eq} : Niveau de pression acoustique continu équivalent (*Level equivalent*) pondérée A

LA_{max} : Niveau maximal de pression acoustique pondérée A

L_{den} : *Day-evening-night assessment sound Level* (niveau sonore équivalent jour – soirée – nuit)

NA_x : *Noise events Above x dBA* (nombre d'évènements supérieurs à x dBA)

NF : Norme française

NIHL : *Noise-induced hearing loss*

NMPB : Nouvelle méthode de prévision du bruit

OMS : Organisation mondiale de la santé

OR : *Odds ratio*

PPBE : Plan de prévention du bruit dans l'environnement

PEB : Plan d'Exposition au Bruit

PGS : Plan de gêne sonore

PNB : Point noir du bruit

PNSE : Plan national santé-environnement

PTAC : Poids total autorisé en charge

RFF : Réseau ferré de France

RR : Risque relatif

RRN : Réseau routier national

Setra : Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements

SNCF : Société nationale des chemins de fer français

Stac : Service technique de l'aviation civile

VSEI : Volet sanitaire des études d'impact

ZBC : Zone de bruit critique

ZER : Zone à émergence réglementée

Glossaire

Bruit ambiant

Bruit total existant dans une situation donnée pendant un intervalle de temps donné. Il est composé de l'ensemble des bruits émis par toutes les sources proches ou éloignées [NF S 30-101].

Bruit environnemental

Bruit extérieur émis dans l'environnement par toutes les sources sonores, incluant le bruit émis par les moyens de transport, le trafic routier, ferroviaire ou aérien ainsi que le bruit émis par des sites d'activités industrielles.

Bruit fluctuant

Bruit dont le niveau sonore varie sur un intervalle de plus de 2 décibels (dB) au cours de la durée d'observation [NF S 30-101].

Bruit impulsionnel

Bruit résultant d'une ou de plusieurs impulsions d'énergie acoustique ayant chacune une durée inférieure à environ 1s et séparées par des intervalles de temps de durées supérieures à 0,2 s [NF S 30-101].

Bruit particulier

Composante du bruit ambiant pouvant être identifiée spécifiquement et que l'on désire distinguer du bruit ambiant, notamment parce qu'il est l'objet d'une requête. Ce peut être, par exemple, un bruit dont la production ou la transmission est inhabituelle dans une zone résidentielle ou un bruit émis ou transmis dans une pièce d'habitation du fait du non-respect des règles d'art de la construction ou des règles de bon usage des lieux d'habitations [NF S 30-101].

Bruit résiduel

Résultante du bruit ambiant en l'absence de tous les bruits particuliers. Ce peut être par exemple, dans un logement, l'ensemble des bruits habituels provenant de l'extérieur et des bruits intérieurs correspondant à l'usage normal des locaux et équipements [NF S 30-101].

DALY (Disability Adjusted Life-Years),

Somme des années de vie en bonne santé perdues par la dégradation de la qualité de vie et par décès prématuré. $DALY = YLL + YLD$

- YLL (*Years of Life Lost*) c'est-à-dire « années potentielles de vie perdues » en français est le nombre des décès multiplié par le nombre d'années à vivre au moment du décès ;
- YLD (*Years Lived with Disability*) c'est-à-dire « années vécues avec incapacité » en français est le nombre de cas de maladie multiplié par un facteur de pondération exprimant la gravité de l'incapacité et par la durée moyenne de l'incapacité (jusqu'à la guérison ou au décès).

La gravité de l'incapacité ou de la dégradation de la qualité de vie est un nombre compris entre 0 (complète santé) et 1 (décès).

Décibel (Noté dB)

Unité permettant d'exprimer des niveaux (de pression, de puissance, d'intensité). Le décibel est construit à partir du logarithme décimal du rapport entre l'énergie du signal étudié et une valeur de référence⁴.

⁴ Cette valeur de référence est le seuil d'audition de l'oreille humaine à la fréquence de 1 000 Hz exprimé soit en pression acoustique ($p_0 = 20 \times 10^{-6}$ Pa) soit en intensité acoustique ($I_0 = 10^{-12}$ W).

Décibel pondéré A

L'oreille humaine n'est pas sensible aux différentes fréquences sonores de la même manière. Certains sons à certaines fréquences sont mieux perçus que d'autres à des fréquences différentes. L'oreille est plus performante dans les fréquences moyennes (medium). Pour en tenir compte, les divers textes normatifs et juridiques ont convenu d'une pondération « filtre A » privilégiant les fréquences moyennes par rapport aux basses et aux très aiguës (voir Annexe 3 sur les pondérations fréquentielles). Les valeurs sont alors exprimées en dBA. La courbe de pondération A est la plus utilisée pour restituer la réaction de l'oreille humaine aux différentes fréquences.

Émergence

Modification temporelle du niveau du bruit ambiant induite par l'apparition ou la disparition d'un bruit particulier. Cette modification porte sur le niveau sonore global ou sur le niveau sonore mesuré dans une bande de fréquence quelconque [NF S 30-101].

L'émergence (E) est obtenue en comparant le niveau de pression acoustique continu équivalent du bruit ambiant en présence du bruit particulier à caractériser [$LA_{eq, T, part}$], au niveau de pression acoustique continu équivalent du bruit résiduel [$LA_{eq, res}$] tel que déterminé sur l'intervalle d'observation.

Événement acoustique

Un événement acoustique résulte de la modification du niveau ou de la tonalité d'un bruit. La succession d'une telle modification puis de la modification inverse (retour à l'état antérieur) est également appelée événement acoustique.

Événement acoustique discret

Phénomène acoustique identifiable de durée courte et limitée (en général moins de quelques minutes), pouvant se répéter plusieurs fois au cours de l'intervalle de temps considéré [NF S 30-101].

Fréquence

La fréquence, exprimée en Hertz (Hz), représente le nombre de fois qu'une grandeur se reproduit identiquement à elle-même en une seconde (c'est l'inverse de la période).

Par exemple, un son pur de 1 000 Hz entraîne la vibration des molécules d'air 1 000 fois par seconde.

Indicateur d'impact sanitaire

Un indicateur est un outil d'évaluation d'une situation. Le terme d'indicateur (d'impact sanitaire) désigne ici une construction permettant de quantifier les impacts sanitaires associés à un niveau de bruit donné (exprimé par un indice).

Indice acoustique

Le terme d'indice (acoustique) s'applique à une mesure destinée à quantifier un phénomène physique, en l'occurrence le bruit, caractérisé par des paramètres physiques (spectre fréquentiel, puissance, nombre d'occurrences, etc.). L'indice est purement une expression de forme physique (voir liste des principaux indices acoustiques recensés au § 2.1.2.2).

Intensité (ou puissance) du bruit

L'intensité ou la puissance du bruit représente les variations de pression de l'air ambiant dues à la présence de vibrations sonores, exprimées en Pascal (Pa).

La pression la plus basse qu'un être humain en bonne santé puisse détecter est de 20 micro-pascals (μPa). La pression la plus élevée qui puisse être perçue sans dommage par le système auditif humain est de 20 Pascals.

Pression acoustique efficace

Il s'agit de la pression acoustique exprimée comme la racine carrée de la moyenne de la pression sonore au carré définie sur une période T, soit :

$$\langle p \rangle^2 = \sqrt{\frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_0+T} p^2(t) \cdot dt}$$

Son

Le son est un phénomène vibratoire présentant trois caractéristiques : un spectre fréquentiel, une amplitude et une durée (durée de l'émission).

Sonore

Terme qui se rapporte à la fois au son en tant que phénomène physique ou acoustique et à la fois à un objet propre à émettre des sons (définition académique) [NF S 30-101].

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

Le bruit constitue un phénomène omniprésent dans la vie quotidienne, aux sources innombrables et d'une infinie diversité. Il n'y a aucune distinction physique entre un son et un bruit. Néanmoins, la neuvième édition du dictionnaire de l'Académie française définit le bruit comme un « son ou ensemble de sons qui se produisent en dehors de toute harmonie régulière ». Selon la norme AFNOR NF 530-105, le bruit est défini comme « tout phénomène acoustique produisant une sensation généralement considérée comme désagréable ou gênante ».

Le bruit est un risque invisible, qui ne laisse pas de trace résiduelle matérielle après son émission ; c'est aussi un risque familier, qui n'est pas associé à de nouvelles technologies et qui ne menace pas de provoquer des catastrophes à grande échelle (Beck 1992; Slovic 2000). Il peut donc apparaître comme un risque de « second rang », dans la mesure où il ne possède pas les caractéristiques auxquelles l'opinion publique est la plus sensible.

Cela peut expliquer pourquoi le bruit ne fait pas partie des risques sanitaires et environnementaux qui inquiètent le plus la population. En effet, seul un français sur cinq considère que le bruit constitue un risque très élevé pour la santé en général (Inpes 2007). Les résultats du baromètre IRSN de 2010 sur la perception des risques et de la sécurité viennent corroborer ce constat : si en 2009 les français étaient environ 20 % à penser que l'effet de serre était le problème le plus préoccupant pour l'environnement, ils n'étaient que 3,7 % à peine à penser la même chose à propos des nuisances sonores, loin derrière la pollution de l'air (17,2 %) et de l'eau (16,6 %) (IRSN 2010).

Toutefois, si les individus ne considèrent pas le bruit comme un enjeu environnemental majeur (comme par exemple le changement climatique ou le risque nucléaire, qui inquiètent beaucoup même si la plupart des gens n'y ont jamais été confrontés directement), ils attribuent une valeur croissante au droit à la tranquillité sonore dans leur cadre de vie, et ils font souvent l'expérience de nuisances sonores dans leur vie quotidienne. Ainsi, selon différentes enquêtes menées en France comme en Europe (Eurobarometre 1995; Eurobarometre 2010; INSEE 2002), le bruit figure parmi les nuisances les plus souvent citées par la population, une nuisance étant considérée comme un facteur qui constitue un désagrément, qui nuit à l'environnement ou à la santé.

Si la surdité est l'effet auditif le plus souvent associé aux expositions professionnelles ou aux comportements à risque (écoute de musique amplifiée sans protection), les autres effets sanitaires du bruit associés à une exposition environnementale (gêne, perturbations du sommeil, hypertension, etc.) sont encore assez peu pris en compte dans les études et dans les projets d'infrastructures bruyantes. Ces effets dits « extra-auditifs » pouvant avoir une origine multifactorielle (effets non spécifiques au bruit) sont peu mis en relation avec une exposition au bruit.

Par ailleurs, le bruit n'est pas uniquement un phénomène physique. La façon dont le bruit est perçu dépend de composantes multiples, à la fois personnelles, contextuelles et culturelles. C'est notamment pourquoi, pour un même niveau d'exposition au bruit, les effets extra-auditifs varient d'un individu à l'autre. C'est ce qui les rend particulièrement difficiles à prévoir.

Les premiers chapitres de ce rapport font une revue des connaissances disponibles sur les thèmes suivants :

- le bruit dans ses dimensions physique (grandeurs physiques et indices acoustiques usuels notamment), physiologique et psychosociologique (chapitre 2) ;
- les principales sources de bruit et niveaux d'émission associés (chapitre 3) ;

- l'exposition de la population aux bruits des transports et des activités industrielles et de loisirs (chapitre 4) ;
- les effets extra-auditifs et impacts sanitaires du bruit (chapitre 5) ;
- les différents outils de gestion du bruit : réglementation, prévention, mesures de compensation, etc. (chapitre 6).

Le chapitre 7 expose la méthode proposée et développée par le groupe de travail (GT) destinée à évaluer les impacts sanitaires extra-auditifs du bruit sur la santé, notamment en vue d'une utilisation dans le volet bruit des études d'impact sanitaire.

Enfin, les conclusions et recommandations du groupe de travail sont présentées respectivement dans les chapitres 8 et 9.

1.2 Objet de la saisine

En 2003, l'Agence a été saisie une première fois sur la question du bruit. La mission confiée à l'Agence était large ; il lui était demandé de produire un état des lieux des connaissances concernant les méthodes d'évaluation et la quantification des impacts sanitaires des nuisances sonores, et de porter une attention particulière aux populations considérées comme sensibles. Cette demande a donné lieu à un rapport publié en novembre 2004⁵ (Afsse 2004).

En 2010, la Direction générale de la santé (DGS) et la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) ont demandé à l'Agence d'élaborer des indicateurs opérationnels accompagnés de valeurs de référence et de gestion permettant de rendre compte des effets sanitaires associés aux événements sonores ponctuels dans le cadre de l'évaluation des risques liés au bruit des transports et des activités industrielles ou de loisirs pour lesquelles une évaluation environnementale ou une étude sanitaire est réalisée.

Cette saisine s'inscrit notamment dans le cadre du second *Plan national santé-environnement* (PNSE 2 de juin 2009). En particulier, l'action 13 du PNSE 2 comporte un engagement de prise en compte des impacts sur la santé des infrastructures et systèmes de transport dans les processus d'évaluation et de décision ; l'objectif de l'action 15 est, quant à lui, de réduire les nuisances liées aux bruits générés par les transports.

La saisine s'inscrit également dans le cadre des travaux de l'Ademe sur la thématique « bruit et santé », qui ont fait l'objet d'un appel à projets de recherche (APR) en 2009.

Conformément à la demande (voir texte intégral de la saisine en Annexe 1), le travail d'expertise doit répondre à trois objectifs correspondant aux trois étapes suivantes :

- Étape 1 : « conduire une revue des connaissances disponibles en matière d'indicateurs des effets sanitaires des bruits des transports et des autres activités pour lesquelles une étude sanitaire est réalisée » ;
- Étape 2 : « proposer, sur le fondement de cette revue de connaissances et pour le contexte français, un ou des indicateurs de référence, et des valeurs de référence associées déterminant les niveaux en deçà desquels des effets sanitaires mesurables sont écartés. Ces indicateurs seront adaptés au bruit des transports terrestres, aux bruits des activités et aux bruits événementiels, et intégreront le souci de la prise en compte des brèves apparitions du bruit » ;
- Étape 3 : « proposer des valeurs de gestion pour ces indicateurs, notamment en vue d'une utilisation dans le volet bruit des études d'impact sanitaire des projets routiers »

⁵ Le rapport Afsset (2004) est téléchargeable sur le site de l'Anses (www.anses.fr) dans la rubrique Environnement/La santé et l'environnement/Les agents/Physiques/Bruit : impact sanitaire.

et industriels. Ces valeurs de gestion, tout en s'appuyant sur les valeurs d'effets sanitaires de référence, prendront en compte des éléments de contexte complémentaires, comme par exemple :

- o le fond de pollution sonore préexistant à l'installation étudiée ;
- o les niveaux de bruit habituellement rencontrés ;
- o les gains en termes de santé du passage en deçà des seuils proposés ».

Considérant qu'en l'état actuel des connaissances, la proposition d'indices ou d'indicateurs ne permet pas de répondre de manière satisfaisante à la problématique générale d'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit environnemental, le groupe de travail a suggéré de revoir les objectifs initiaux de la saisine.

Ainsi, plutôt que de déterminer des indices ou indicateurs dont l'intérêt s'avère limité quant à la finalité sanitaire de leur utilisation, le groupe de travail s'est attaché à développer une méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs liés au bruit environnemental reposant sur la description des états initial et final sur une zone donnée et pour un projet donné, et consistant à caractériser l'ensemble des paramètres influençant les effets sanitaires associés et leurs évolutions.

Ce nouvel objectif proposé vise à établir une liste d'informations descriptives à faire figurer dans le cadre des dossiers d'études d'impacts sanitaires et à fournir un état de l'art des connaissances actuellement disponibles qui permettent de guider l'interprétation de ces données en vue de caractériser les impacts sanitaires.

Cette suggestion d'orientation, présentée à l'issue de la 8^{ème} réunion du groupe de travail, le 13 septembre 2011, a été acceptée par les demandeurs à l'origine de la saisine (DGPR et DGS) et a donc été adoptée.

1.3 Limites du champ d'expertise

1.3.1 Sources de bruit et gammes de fréquences

L'évaluation des impacts sanitaires pour une zone donnée devra prendre en compte les bruits de l'ensemble des infrastructures de transports et des activités industrielles ou de loisirs pour lesquelles une évaluation environnementale ou une étude sanitaire est réalisée (ex. : multi-expositions aux bruits des trains, des avions, des voitures et des industries).

Les transports aériens sont considérés comme faisant partie du champ de la saisine.

Les thématiques telles que le bruit des équipements (tuyauterie, chauffage, etc.) à l'intérieur du logement (pour en savoir plus sur le sujet, voir le rapport Afsse de 2004 (Afsse 2004)), les bruits de comportement (bruits de voisinage, etc.) et les expositions sonores intentionnelles (concerts, baladeurs, etc.) ne font pas partie du champ de la saisine et ne seront pas traitées dans l'expertise.

Par ailleurs, les infrasons et ultrasons, dont les caractéristiques et les effets potentiels sont différents des sons audibles, sont hors du champ de l'expertise.

1.3.2 Effets sanitaires

Seuls les effets du bruit associés aux expositions environnementales seront considérés. Il s'agit des effets physiologiques extra-auditifs du bruit (les perturbations du sommeil, etc.) et des effets psychosociaux (la gêne, etc.). Afin de simplifier la lecture du rapport, nous désignerons ces effets sanitaires sous le terme « effets extra-auditifs ».

Les effets aigus (traumatismes) et chroniques sur l'audition sont exclus du champ de l'expertise.

1.3.3 Population

Le champ de l'expertise concerne la population générale en dehors de son exposition à des sources de bruit liées à ses activités professionnelles.

1.4 Modalités de traitement

La présente expertise collective a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise » (mai 2003) avec pour objectif le respect des points suivants : compétence, indépendance, transparence, traçabilité.

Un groupe de 11 experts a été constitué en août 2010, suite à un appel public à candidatures. Les experts ont été recrutés pour leurs compétences scientifiques et techniques dans les domaines de la physique du bruit, des effets sanitaires du bruit et des sciences humaines notamment. La composition détaillée de ce groupe figure au début de ce rapport et l'analyse de leurs déclarations publiques d'intérêt en Annexe 2.

Pour réaliser cette étude, les experts se sont appuyés sur les références listées au chapitre 10 ainsi que sur deux travaux commandés par le groupe de travail grâce à des conventions recherche-développement :

- « Le bruit et ses impacts sanitaires : au delà de l'exposition physique, un risque aux dimensions psychologiques, sociales et territoriales » avec l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines (responsable : Yorghos Remvikos) ;
- « État de l'art de la réglementation française relative au bruit et aperçu des différences significatives entre les pays européens » avec le centre d'information et de documentation sur le bruit (CIDB).

Le groupe a également auditionné plusieurs personnalités extérieures (cf. liste des personnes auditionnées avant le sommaire du rapport).

Les travaux des experts ont été soumis pour avis au CES « Évaluation des risques liés aux agents physiques, aux grands aménagements et aux nouvelles technologies » de l'Anses le 26 octobre 2012 et adoptés le 18 décembre 2012.

2 Le bruit : ses dimensions physique, physiologique et psychosociologique

Le bruit, qui peut être caractérisé par des paramètres physiques (dimension physique du bruit, § 2.1), est perceptible notamment par l'appareil auditif (dimension physiologique, § 2.2) et est interprété par l'individu exposé (dimension psychosociologique, § 2.3).

2.1 Dimension physique du bruit

2.1.1 Paramètres physiques du bruit

D'un point de vue physique, le bruit est un ensemble de vibrations qui se propagent en ondes acoustiques. Chacune des composantes fréquentielles d'un bruit est définie par trois paramètres :

- son amplitude, correspondant aux variations de pression de l'air ambiant lors du passage de l'onde sonore, exprimée sur une échelle linéaire en Pascal (Pa) (allant de 10^{-5} à 20 Pa) ou sur une échelle logarithmique en décibel (dB) (voir § 2.1.2.1) ;
- sa durée d'émission, exprimée en secondes (s) ;
- sa fréquence, correspondant au nombre de vibrations par seconde de l'onde sonore, exprimée en Hertz (Hz) : le son est aigu si la fréquence est élevée (vibrations rapides, c'est-à-dire longueurs d'onde courtes) et grave si la fréquence est faible (vibrations lentes, c'est-à-dire grandes longueurs d'onde) (Tableau 1).

Tableau 1 : Échelle des fréquences sonores

Infrasons	Sons audibles (par l'homme ⁶)	Ultrasons
< 20 Hz	20 à 20 000 Hz dont les fréquences de la parole : 250 à 4 000 Hz	> 20 000 Hz

2.1.2 Grandeurs physiques et indices acoustiques usuels

2.1.2.1 Niveaux de pression acoustique et unités

Le traitement acoustique réalisé par l'appareil auditif n'est pas linéaire : la sensation auditive varie plutôt comme le logarithme de la pression acoustique ou de l'intensité sonore. De plus, la plage de variation de la pression acoustique perceptible par l'appareil auditif humain étant relativement étendue (de l'ordre de 10^6 Pa entre la pression minimale et la pression maximale), il est usuel de réduire ce domaine en passant de l'échelle linéaire à une échelle logarithmique (en logarithme décimal, log).

Le décibel (nombre sans dimension, abrégé dB) a été introduit de manière à comparer une grandeur à une valeur de référence. Ainsi, comparer une quantité A à une valeur de référence A_{ref} , revient à déterminer le nombre de décibels correspondant à l'aide de la relation :

$$L = 10 \log \frac{A}{A_{\text{ref}}}$$

⁶ Les limites exprimées ici sont dépendantes des individus.

où la fonction *log* désigne le logarithme décimal ($\log(x) \equiv \log_{10}(x) = \ln(x)/\ln(10)$, *ln* désignant le logarithme népérien ou logarithme naturel).

Le niveau de pression acoustique (NF S 30-101), noté L_p pour *Level pressure* (en dB), équivaut au logarithme décimal du rapport au carré d'une pression acoustique p à la pression acoustique de référence p_0 :

$$L_p = 10 \log \left(\frac{p}{p_0} \right)^2$$

La pression acoustique de référence p_0 désigne le seuil d'audition de l'oreille humaine à la fréquence de 1 000 Hz, soit approximativement la plus petite pression acoustique que l'oreille humaine peut percevoir ($p_0 = 20 \times 10^{-6}$ Pa). Sauf mention contraire, la pression acoustique considérée est la pression efficace.

Quelques exemples de niveaux de pression acoustique rencontrés dans l'environnement sont présentés dans la figure suivante :



Source : Service de protection contre le bruit et les rayonnements non ionisants du canton de Genève.

Figure 1 : Exemples de niveaux de bruit rencontrés dans l'environnement

Le **niveau d'intensité acoustique**, noté L_I pour *Level intensity* (en dB), est défini de la manière suivante :

$$L_I = 10 \log \frac{I}{I_0}$$

Où I_0 désigne l'intensité acoustique de référence, choisie conventionnellement à 10^{-12} W/m² (intensité acoustique minimale pour percevoir un son pur à 1 000 Hz).

Le **niveau de puissance acoustique** (en général d'une source sonore), noté L_W pour *sound power Level* (en dB), est défini comme :

$$L_w = 10 \log \frac{W}{W_o}$$

W_o désigne la puissance acoustique de référence choisie conventionnellement à $W_o = 10^{-12} \text{ W}$.

D'un point de vue physiologique, la sensibilité de l'oreille varie en fonction de la fréquence. L'oreille est beaucoup moins sensible aux basses fréquences, comprises entre 20 et 400 Hz, qu'aux fréquences moyennes et aiguës.

Des courbes appelées courbes d'égale sensation ou égale gêne ont été normalisées au plan international (ISO R 1996) et national (norme AFNOR NF S 31-010). Selon ces courbes, un bruit de 98 dB dans l'octave de 31,5 Hz produit la même sensation sonore qu'un bruit de 65 dB dans l'octave de 1 000 Hz.

C'est en raison de cette différence de sensibilité de l'oreille humaine que l'on introduit une courbe de pondération fréquentielle physiologique « A ». Les décibels physiques (dB) deviennent alors des décibels « physiologiques » (dBA). Ce sont ceux que l'on utilise pour apprécier la gêne ressentie par les personnes, l'exposition d'un salarié au bruit ou l'isolement d'une cloison, d'une fenêtre.

En principe, seuls les sons de faible intensité (en dessous de 55 dB) sont pondérés A. Aujourd'hui, cette pondération est toutefois appliquée indépendamment de l'intensité des sons.

La pondération A est de loin la plus utilisée pour caractériser les bruits de l'environnement afin d'approcher au mieux les nuisances sonores perçues par les personnes.

Il existe d'autres pondérations fréquentielles (Z, B, C, D, G et U). Celles-ci sont décrites en Annexe 3.

Il existe également différentes pondérations temporelles qui sont présentées en Annexe 4.

2.1.2.2 Indices acoustiques usuels

Les indices acoustiques quantifient une émission sonore (voir définition dans le glossaire). Ils sont régulièrement utilisés en normalisation⁷ sur le sujet.

Les indices « acoustiques » peuvent être classés en deux grandes familles, ils peuvent être :

- de type événementiel ;
- de type intégré (moyenne énergétique).

Il existe un grand nombre d'indices acoustiques. Seuls les principaux, ceux le plus souvent utilisés dans le cadre d'études épidémiologiques ou expérimentales sur les effets sanitaires extra-auditifs du bruit sont présentés ci-après.

2.1.2.2.1 *Les indices acoustiques événementiels*

Les indices acoustiques événementiels s'intéressent aux pics de bruit. Un pic de bruit correspond à une augmentation rapide suivie d'une diminution rapide du niveau de bruit. Il traduit l'émergence d'un bruit particulier par rapport au bruit de fond.

⁷ Le lecteur se rapportera utilement aux documents de référence suivants :

- Norme NF EN 61672-1 : 2003 « Electroacoustique. Sonomètres. Partie 1 : spécifications » ;
- Norme NF S 31-110 : 2005 « Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement » ;
- Norme NF S 31-010 : 1996 « Caractérisation et mesurage du bruit dans l'environnement ».

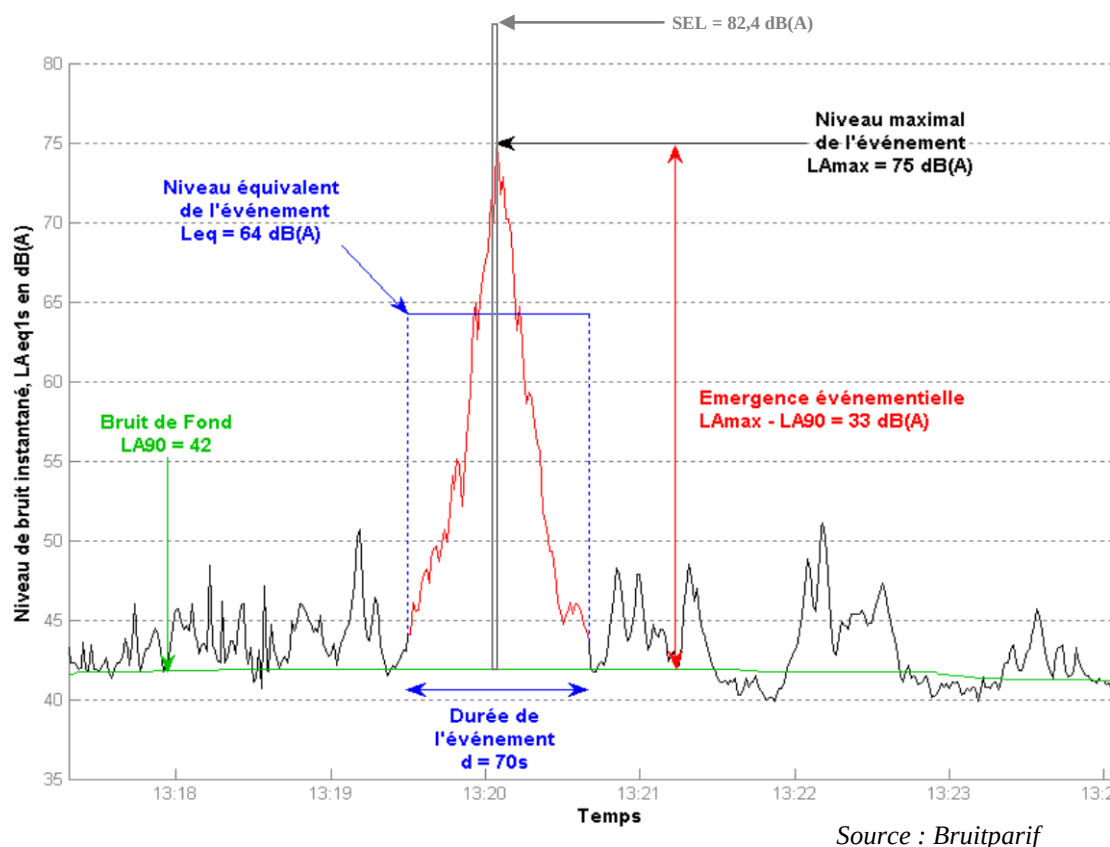


Figure 2 : Exemple de caractéristiques acoustiques associées à un pic de bruit (ici passage d'aéronef)

► LA_{max} (maximum sound Level)

Le LA_{max} correspond à la valeur maximale du niveau de pression acoustique pondérée par une courbe de type « A »⁸ (voir pondérations fréquentielles en Annexe 3), exprimé en décibel pondéré A (dBA), déterminé sur un intervalle de temps T en utilisant la pondération temporelle « rapide » (*fast*) (norme AFNOR NF S 31-110, 2005), c'est-à-dire sur une durée de 125 ms (voir les pondérations temporelles en Annexe 4).

Cet indice représente le niveau maximum atteint lors des pics de bruit et permet la prise en compte de crêtes de bruit élevées. Il est facile à mesurer et aisément compréhensible. Il paraît relativement bien adapté pour décrire la gêne événementielle et est très utilisé dans les recherches sur les perturbations du sommeil par le bruit. Il est utilisé en particulier dans les procédures homologatives d'émission acoustique des véhicules (norme ISO 362).

Cependant, les diverses normes citées en référence n'utilisent pas toujours ce seul et unique indice, ceci même lorsqu'il s'agit de sources de bruit identiques. De plus, cet indice ne retient que le niveau maximum du bruit perçu pendant une durée très courte, ce qui ne permet pas d'avoir une idée de l'exposition globale au bruit.

Le LA_{max} est utilisé en particulier dans les procédures normalisées touchant aux domaines routier et ferroviaire. Le niveau équivalent « court » LA_{eq} (1 s) est utilisé en complément du LA_{max} dans les procédures normalisées touchant les autres domaines (transport aérien et industrie) (voir ci-après les indices acoustiques intégrés).

⁸ La pondération de type A tient compte de façon sommaire de la perception des sons par l'oreille humaine, en diminuant le poids des basses fréquences par rapport aux fréquences moyennes et hautes.

► L_{AE} ou SEL (*Sound Exposure Level*)

Le L_{AE} ou SEL correspond au niveau de pression acoustique pondéré A (dBA) d'un son fictif qui, maintenu constant pendant 1 seconde, aurait la même énergie acoustique que l'événement considéré. Il est souvent désigné par SEL (NF S 31-110, 2005).

Sa traduction mathématique est donnée par la relation suivante :

$$L_{AE} = L_{A_{eq, \text{événement}}} + 10 \log(\text{durée de l'événement})$$

où $L_{A_{eq, \text{événement}}}$ = niveau de pression acoustique continu équivalent (voir ci-après les indices acoustiques intégrés).

Le L_{AE} permet de représenter l'énergie d'un pic de bruit en tenant compte de la durée, ce qui facilite les comparaisons entre deux événements de durées différentes.

En revanche, le L_{AE} ne représente pas une valeur physique directement mesurable, au sens où sa valeur est supérieure au LA_{max} , ce qui peut poser problème en termes de communication et de compréhension.

► NA_x (*Noise events Above x dBA*)

Le NA_x représente le nombre d'événements (passages de trains, survols, etc.) dépassant un seuil de bruit fixé.

Cet indice est facile à comprendre et paraît relativement bien adapté pour décrire la gêne liée à de nombreux pics de bruit.

Toutefois, l'utilisation de cet indice nécessite de bien identifier les contributions respectives de chacune des sources en présence.

Par exemple, les indices NA_{62} et NA_{65} correspondent respectivement au nombre d'événements de type aéroportuaire dont le niveau maximal LA_{max} dépasse 62 dBA et 65 dBA. L'indice NA_{70} , principalement utilisé en Australie, est de plus en plus utilisé ailleurs dans le monde, car il prend en compte la gêne dont parlent les résidents en fonction de la fréquence des survols.

► TA_x (*Time above x dBA*)

Le TA_x représente le pourcentage (%) de temps pendant lequel le niveau de bruit dépasse un seuil fixé. En revanche, il ne reflète pas l'exposition globale au bruit. De plus, comme pour le NA_x , il est nécessaire de bien identifier les contributions respectives de chacune des sources en présence.

► Émergence événementielle

L'émergence événementielle correspond à la différence entre le niveau LA_{max} et le niveau de bruit de fond (BGN pour *Background noise*) précédant l'événement. Elle est exprimée en dBA et est définie par la relation suivante (voir normes (NF S 31-190, 2008) et (ISO 20-906, 2009) pour le domaine aérien) :

$$\text{Émergence événementielle} = L_{A_{max}} - BGN$$

Cet indice permet le dénombrement des pics de bruit par classe d'émergence. Il est aisément compréhensible.

2.1.2.2.2 Les indices acoustiques intégrés

Les indices acoustiques intégrés s'intéressent à une dose moyenne d'énergie acoustique délivrée pendant une durée donnée.

► $L_{eq,T}$ (*equivalent Level*)

Le $L_{eq,T}$ est défini comme étant le niveau de pression acoustique continu équivalent, en décibels (dB), déterminé pour un intervalle de temps T . C'est la valeur moyenne énergétique du bruit fluctuant mesuré sur la durée T (NF S 31-110, 2005).

Le $L_{eq,T}$ est le niveau d'énergie acoustique moyen d'un son continu stable qui, au cours d'une période spécifiée $T = t_2 - t_1$, a la même pression acoustique quadratique moyenne qu'un son considéré dont le niveau varie au cours du temps.

Ce niveau est défini par la relation suivante :

$$L_{eq,T} = 10 \log \left[\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} \left(\frac{p(t)}{p_o} \right)^2 dt \right]$$

Pour préciser les bornes de l'intervalle de mesurage, le niveau de pression acoustique continu équivalent $L_{eq,T}$ peut être noté $L_{eq}(t_1, t_2)$, par exemple $L_{eq}(6 \text{ h}, 22 \text{ h})$ pour l'intervalle de temps [6 h, 22 h].

Les intervalles de mesurage sont en général ~~fixés~~ dans des normes ou des textes réglementaires, on parle alors d'intervalles de référence. La Directive européenne 2002/49/CE sur l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement donne les intervalles de référence suivants en Europe : [6 h, 18 h] (jour ou *day*, L_d), [18 h, 22 h] (soir ou *evening*, L_e) et [22 h, 6 h] (nuit ou *night*, L_n). En France, pour les infrastructures routières, on utilise les intervalles de référence [6 h, 22 h] (jour ou *day*, L_d) et [22 h, 6 h] (nuit ou *night*, L_n). Concernant les bruits ferroviaires, l'intervalle de référence correspond en général au temps de passage du train concerné (qui dépend de sa vitesse et de sa longueur).

Cet indice caractérise bien la « dose » (en termes d'énergie acoustique) de bruit reçue pendant une période donnée T . Toutefois, cet indice est toujours associé à la durée de la période de mesure et ne permet pas de comparer des pics de bruit de durées différentes et présente le défaut important de ne pas fournir d'information, dans le cas de bruits fluctuants, sur la dynamique réelle. Ceci est illustré sur la figure suivante, où sont représentés l'évolution sur 30 minutes des niveaux de bruit au droit d'un feu tricolore et le niveau équivalent calculé sur la même période.

La pression acoustique peut éventuellement être pondérée en fréquence par la pondération A. Le niveau continu équivalent est alors noté $LA_{eq,T}$.

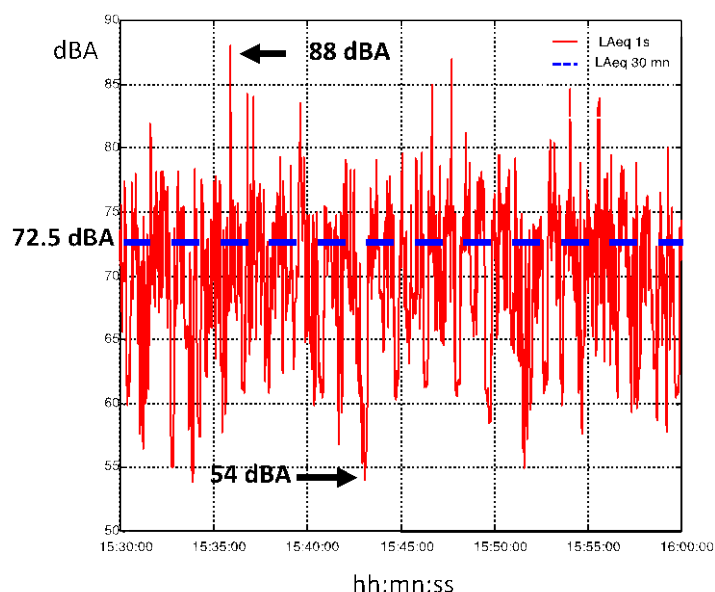


Figure 2 : Évolution sur 30 minutes des niveaux de bruit mesurés au droit d'un feu tricolore et comparaison avec le niveau équivalent déterminé sur la même période.

► L_{den} (*day-evening-night assessment sound Level*)

Le L_{den} est un niveau composite d'évaluation du niveau sonore sur 24 h (jour-soir-nuit), exprimé en décibels pondérés A (dBA). Il est évalué sur une période suffisamment longue pour être représentatif de la variabilité de l'émission sonore et des conditions de propagation (exemple : une année dans le cadre des cartes stratégiques de bruit préconisées par la Directive européenne 2002/49/CE). Il désigne le niveau sonore continu équivalent composé de la moyenne énergétique des niveaux sonores continus équivalents mesurés sur trois intervalles de référence de jour, de soirée et de nuit, auxquels sont appliqués des termes correctifs majorants, avec des pénalisations différentes selon l'heure.

Sa traduction mathématique est donnée par la relation suivante :

$$L_{den} = 10 \log \left[\frac{12}{24} \times 10^{\frac{L_d}{10}} + \frac{4}{24} \times 10^{\frac{L_e+5}{10}} + \frac{8}{24} \times 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right]$$

où⁹ :

L_d = niveau sonore de jour (de 6 h à 18 h, pondéré A) ;

L_e = niveau sonore en soirée (de 18 h à 22 h, pondéré A) (auquel est appliqué une correction de 5 dB, c'est-à-dire que les niveaux mesurés en soirée sont augmentés de 5 dBA) ;

L_n = niveau sonore de nuit (de 22 h à 6 h, pondéré A) (auquel est appliqué une correction de 10 dB, c'est-à-dire que les niveaux mesurés de nuit sont augmentés de 10 dBA).

Le L_{den} est l'un des principaux indices produits par les techniques classiques de modélisation. Grâce aux pénalisations qui lui sont appliquées en fonction des trois intervalles de référence, il peut prendre en compte un critère de gêne différent selon la période de la journée.

Toutefois, le L_{den} représente imparfaitement la gêne occasionnée par des bruits non continus (avions, trains, véhicules au démarrage, passage de véhicules particulièrement bruyants, etc.).

La Directive européenne 2002/49/CE rend obligatoire l'utilisation du L_{den} et du L_n tout en laissant le champ ouvert à l'utilisation d'autres indices. Les valeurs limites prises par la France en application de cette Directive sont reportées dans le tableau suivant :

Tableau 2 : Valeurs limites en France* après transposition de la Directive 2002/49/CE

Indicateur	Aérodromes	Route et/ou LGV	Voie ferrée conventionnelle	Activités industrielles
L_{den} (dBA)	55	68	73	71
L_n (dBA)	-	62	65	60

* Il s'agit de niveaux sonores évalués en façade de bâtiment sans prise en compte de la dernière réflexion pour les bruits de transport terrestre, en champ libre pour les bruits d'aéronefs.

⁹ Remarque : L_d , L_e et L_n équivalent respectivement à $[L_{Aeq} (6 \text{ h} - 18 \text{ h}) - 3 \text{ dB}]$, $[L_{Aeq} (18 \text{ h} - 22 \text{ h}) - 3 \text{ dB}]$, et $[L_{Aeq} (22 \text{ h} - 6 \text{ h}) - 3 \text{ dB}]$ car, contrairement au L_{Aeq} , L_d , L_e et L_n ne tiennent pas compte de la réflexion en façade (d'où la correction de - 3dB).

L'avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) du 6 mai 2004 relatif à la protection des personnes exposées au bruit des avions recommande pour évaluer et gérer la gêne liée au bruit des infrastructures aéroportuaires, d'utiliser l'indice L_{den} et de ne pas dépasser, en façade des habitations, un niveau L_{den} de 60 dB(A), toutes sources confondues. La valeur limite L_{den} de 55 dBA indiquée dans le Tableau 2 correspond à la limite en France mesurée en champ libre.

► L_{dn} ou DNL (*day-night Level*)

Le L_{dn} (*day-night level*) est un descripteur de bruit basé sur le niveau énergétique équivalent sur une journée complète (jour/nuit), auquel une pénalité de 10 dBA a été introduite pour la période de nuit (les niveaux mesurés de nuit sont augmentés de 10 dBA).

Les heures correspondant au jour (*day*) et à la nuit (*night*) doivent être précisées dans la définition : par exemple, 6 h – 22 h pour le jour et 22 h – 6 h pour la nuit.

Dans la pratique cet indice n'est plus beaucoup utilisé en Europe depuis l'apparition du L_{den} qui prend en compte la période de soirée.

► LA_X (*sound Level exceeded for X % of the time*)

Les indices fractiles ou « Niveaux acoustiques fractiles » symbolisés LA_X représentent un niveau de pression acoustique pondéré A qui est dépassé pendant X % de l'intervalle de temps considéré. Ce type d'indice est obtenu par l'analyse statistique de l'évolution des LA_{eq} (*niveau de pression acoustique continu équivalent*) (NF S 31-110, 2005). Dans la pratique, trois indices fractiles sont souvent utilisés :

- LA_{10} : niveau acoustique équivalent dépassé pendant 10 % du temps d'analyse. Il donne une indication du niveau dépassé le plus rarement (caractérisation des émergences) ;
- LA_{50} : niveau acoustique équivalent dépassé pendant 50 % du temps d'analyse. Il existe la relation suivante entre le L_{Aeq} et le L_{A50} $L_{Aeq} = L_{A50} + 0.115\sigma^2$

Où σ est l'écart-type de la distribution des niveaux sonores sur la période;

- LA_{90} : niveau acoustique équivalent dépassé pendant 90 % du temps d'analyse. Il donne une indication du niveau dépassé la plupart du temps (caractérisation du bruit de fond).

2.1.3 Mesure et modélisation du bruit

2.1.3.1 Spectre acoustique : analyse spectrale et analyse en bandes de fréquence

La plupart des bruits et des sons complexes contiennent de nombreuses composantes fréquentielles.

2.1.3.1.1 *Analyse spectrale*

Une analyse spectrale permet d'établir le contenu fréquentiel d'un signal sonore quel qu'il soit. Elle consiste à établir un spectre acoustique qui est un ensemble ordonné, en fonction de la fréquence, des amplitudes ou des phases relatives aux composantes sinusoïdales d'une vibration acoustique. Le spectre est dit continu (Figure 3) si les composantes du spectre acoustique sont distribuées de manière continue. Si le spectre acoustique ne comporte que des composantes discrètes, il s'agira d'un spectre de raies (Figure 3).

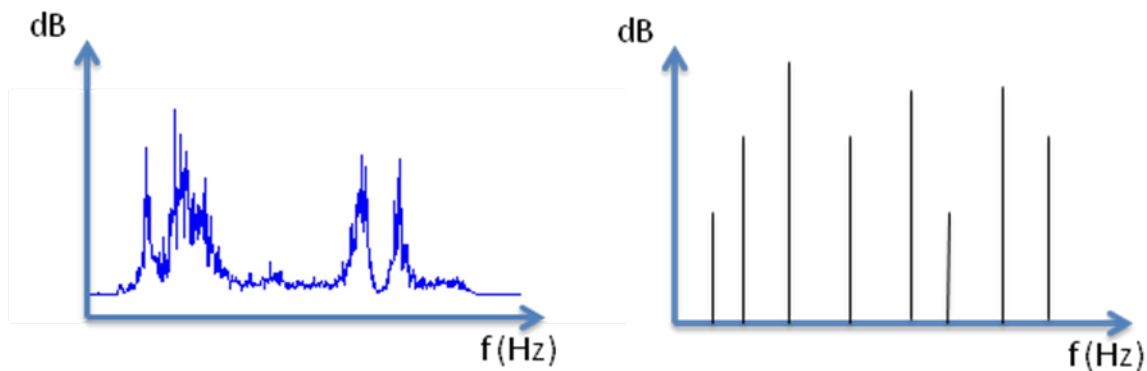


Figure 3 : Spectre continu (à gauche) et spectre de raies (à droite)

2.1.3.1.2 Analyse en bandes de fréquence

Bien qu'il soit possible d'étudier un phénomène sonore à l'aide d'un spectre continu ou d'un spectre de raies (analyse en bande), il est usuel, au moins en acoustique de l'environnement, de regrouper certaines fréquences successives, de manière à réaliser une analyse en bandes de fréquence. L'analyse fréquentielle réalisée par l'oreille humaine n'étant pas linéaire mais traitant les informations selon des bandes de fréquence de largeur variable (bandes critiques), des bandes de fréquences spécifiques ont été proposées :

- Bandes d'octave : chaque bande est définie par une fréquence inférieure f_{inf} et une fréquence supérieure f_{sup} , telles que f_{sup} soit le double de f_{inf} .

La fréquence médiane¹⁰ f_m de la bande d'octave en question est définie par :

$$f_m = \sqrt{2} \times f_{inf}$$

- Bandes de tiers d'octave : chaque bande d'octave est divisée en trois bandes de tiers d'octave. Chaque bande est limitée par une fréquence inférieure f_{inf} et une fréquence supérieure f_{sup} telle que :

$$f_{sup} = \sqrt[3]{2} \times f_{inf}$$

La fréquence médiane f_m de la bande de tiers d'octave en question est définie par :

$$f_m = \sqrt[6]{2} \times f_{inf}$$

Les valeurs des fréquences médianes pour les bandes d'octave et de tiers d'octave sont normalisées (NF EN ISO 61260, 1996).

2.1.3.2 Mesure : appareils et méthodes normalisées

La mesure des niveaux de pression acoustique pondérés en fréquence et moyennés dans le temps s'effectue usuellement à l'aide d'un sonomètre intégrateur, dont les caractéristiques

¹⁰ Remarque : on distingue la fréquence médiane exacte et la fréquence médiane nominale, cette dernière étant un arrondi de la fréquence médiane exacte. Les valeurs des fréquences médianes nominales sont obtenues à partir des fréquences normales définies par la norme NF EN ISO 266. La fréquence de référence des bandes d'octave et de tiers d'octave est choisie à 1 000 Hz (une première fréquence doit être définie afin de déterminer la série des fréquences médianes puis les limites inférieures et supérieures des bandes de fréquence). En pratique, il est usuel de caractériser une bande de fréquence directement par sa fréquence médiane nominale.

sont définies par la norme (NF S 31-109, 1991). Les utilisations typiques de cet équipement sont :

- la mesure des bruits communautaires (trafic routier, bruits multi-sources en zones résidentielles ou bruits à proximité des aéroports, etc.) qui peuvent être sources de gêne ou enfreindre les règlements ;
- la mesure des bruits industriels susceptibles d'entraîner une détérioration de l'audition ou d'être gênants ;
- la mesure du niveau de pression acoustique moyen autour d'une machine bruyante ou de toute autre source sonore, auquel cas la fonction d'intégration peut être utilisée pour déterminer une moyenne spatiale ou une moyenne temporelle.

Le sonomètre intégrateur est également bien adapté à la mesure du niveau continu équivalent de pression acoustique des bruits impulsionnels présentant de grandes amplitudes de crête et des durées de l'ordre de 1 ms.

La mesure du bruit ambiant est normalisée et, en France, elle s'effectue en façade de bâtiments (dans d'autres pays, on effectue parfois les mesures fenêtres ouvertes). Selon la source prépondérante, elle doit respecter les normes suivantes (Annexe de la circulaire n°97-110 du 12 décembre 1997) :

- la norme NF S 31-085 « Mesurage du bruit dû au trafic routier en vue de sa caractérisation » ;
- la norme NF S 31-088 « Mesurage du bruit dû au trafic ferroviaire en vue de sa caractérisation » ;
- la norme NF S 31-190 « Caractérisation du bruit d'aéronefs perçus dans l'environnement ». Contrairement aux deux normes précédentes, ces mesures ne se font pas en façade d'habitation. Cette norme est faite pour des mesures sur le court terme ;
- la norme ISO 20906 « Surveillance automatique du bruit des aéronefs au voisinage des aéroports » concerne la mesure du bruit sur le long terme ;
- la norme NF S 31-010 « Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement - méthodes particulières de mesurage » pour les sources de bruit industrielles, naturelles ou pour les sources multiples.

► **Cas de la caractérisation d'une situation de bruit multi-sources**

Dans les situations où plusieurs sources de bruit sont en présence et où aucune n'est systématiquement prédominante par rapport aux autres, on est confronté à une difficulté supplémentaire qui est de devoir évaluer la contribution de chacune des sources en présence afin de pouvoir se ramener aux valeurs réglementaires qui sont souvent définies par type de source.

Habituellement, il est alors procédé à des mesures sur de courtes périodes en procédant à un « codage » manuel des sources, soit au fil de l'eau durant la mesure, soit *a posteriori*, en procédant à la réécoute d'enregistrements audio, à l'interprétation de données spectrales ou en utilisant d'autres sources d'information non acoustiques (exemples : plots de radars aériens, capteurs de passage, accéléromètre).

Toutefois, l'état de l'art progresse en ce domaine et de nouvelles techniques apparaissent, permettant d'envisager des mesures de plus longue durée ou même de la surveillance permanente.

Une des techniques consiste à réaliser systématiquement des enregistrements audio et à les soumettre à un algorithme de classification. Celui-ci nécessite en général d'avoir été entraîné au préalable par un apprentissage sur une base de données de bruits de référence. Toutefois, l'efficacité de ces systèmes reste aujourd'hui encore incertaine car ayant fait l'objet de trop peu d'évaluations.

Une autre technique consiste à utiliser un dispositif d'antennerie acoustique (3 ou 4 microphones le plus souvent) qui va être capable d'associer au niveau de bruit une information de localisation de la source dominante. Il devient alors possible, en fonction de la position instantanée de la source dans l'espace par rapport à l'antenne et de son mouvement, d'affecter avec une très bonne fiabilité un niveau de bruit à une source ou à une famille de sources. Par un positionnement judicieux de l'antenne, on peut arriver par exemple à séparer les bruits venant du haut (aériens), d'une route située au nord, d'une voie ferrée située au sud et d'une usine située à l'est. Ce sont des dispositifs assez similaires à ceux qui sont utilisés en intensimétrie acoustique, mais qui restent suffisamment simples pour pouvoir être utilisés dans un contexte de mesure du bruit dans l'environnement.

2.1.3.3 Méthodes de prévision des niveaux sonores

► **Bruit aérien**

Un guide d'élaboration des cartes de bruit aérien a été réalisé en juillet 2003 par le Service technique de l'aviation civile (STAC). Une mise à jour de ce guide technique a été éditée en septembre 2007 à la suite de la transposition française de la Directive européenne 2002/49/CE qui introduisait des exigences réglementaires complémentaires en matière de cartographie du bruit la nuit.

Ce guide s'applique à l'établissement des plans d'exposition au bruit (PEB), des plans de gêne sonore (PGS), des études de gêne sonore (EGS) figurant les dossiers d'avant-projet de plan de masse (APPM) et des cartes stratégiques de bruit (CSB) au sens de la Directive 2002/49.

Les données nécessaires à la modélisation du bruit aérien portent sur :

- les infrastructures ;
- le trafic, les trajectoires et les profils de vol ;
- la météorologie ;
- la topographie ;
- la population ;
- les données cartographiques et géographiques sur le bâti et l'occupation des sols.

La phase de recueil des données est primordiale et préalable à toute production de cartes. La fiabilité des résultats de la modélisation dépend fortement des données d'entrée.

Pour les cartes dont elle a la charge (PEB, PGS, EGS et CSB des grands aéroports), la Direction générale de l'aviation civile (DGAC) a fait le choix d'utiliser le logiciel INM (*Integrated Noise Model*) développé par l'administration américaine de l'aviation civile.

Dans le cas général, la modélisation tient compte soit du trafic de l'année complète, soit d'une période suffisamment représentative. En région parisienne, deux journées caractéristiques sont définies annuellement par la DGAC. Ces journées correspondent à un trafic important sans être pour autant exceptionnel.

Les agglomérations sont libres d'utiliser un autre logiciel (qui se montre équivalent dans les résultats obtenus) pour la production des cartes de bruit aérien dont elles ont la charge.

► **Bruit routier**

La méthode de prévision du bruit routier actuellement en vigueur, décrite dans le guide méthodologique « Prévision du bruit routier » (Setra 2009b), permet de calculer le niveau sonore équivalent $LA_{eq, T}$ (voir définition du $LA_{eq, T}$ au § 2.1.2.2) de long terme causé par un trafic en un point récepteur situé au voisinage de l'infrastructure.

Le niveau sonore de long terme est le niveau sonore correspondant à des conditions moyennes de circulation et des conditions météorologiques moyennes représentatives d'une période longue (typiquement un an pour les conditions de circulation et plusieurs années pour les conditions météorologiques). La réglementation actuelle relative au bruit des infrastructures routières est fondée sur ce niveau sonore de long terme.

À l'émission, les catégories de véhicules prises en compte sont au nombre de deux : les véhicules légers dont le PTAC¹¹ est inférieur à 3,5 t et les poids lourds. Les deux-roues motorisés par exemple ne sont pas pris en considération.

Les lois d'émission prennent en compte les caractéristiques cinématiques des véhicules (vitesse, allure) et les caractéristiques d'infrastructure (nature et âge du revêtement, profil en long). Un véhicule donné est assimilé à une source ponctuelle située à 0,05 m au-dessus de la chaussée.

Le calcul porte indifféremment sur une configuration existante ou à l'état de projet. Le résultat du calcul prévisionnel ne sera pertinent qu'à la condition d'avoir une estimation assez précise de la composition du trafic. Celle-ci peut être obtenue soit à partir de logiciels de prévision de trafic lorsque l'estimation expérimentale n'est pas possible (cas des projets non encore existants), soit directement par la mesure (en nombre de véhicules par unité de temps).

► **Bruit ferroviaire**

La caractérisation des niveaux de bruit ferroviaire à l'émission a fait l'objet de travaux de normalisation (ISO, CEN). La méthode mise en œuvre est la « Nouvelle méthode de prévision du bruit » (NMPB) dans sa version « Fer » reprise dans la norme XP S 31-133 « Acoustique – Bruit des infrastructures de transports terrestres – Calcul de l'atténuation du son lors de sa propagation en milieu extérieur, incluant les effets météorologiques ». Cette méthode, qui précise les algorithmes de propagation définis dans la NMPB applicable pour le bruit routier, y ajoute les spécificités du fer¹². Parmi celles-ci, on peut noter :

- la prise en considération d'effets de propagation spécifiques au mode ferroviaire (réflexions caisse écran) ;
- la prise en compte d'un modèle de caractéristiques sonores d'émission des sources ferroviaires en pleine voie, dans des conditions d'exploitation commerciale courantes, pour une vitesse donnée.

Ce modèle est défini pour chaque type de train dans le document « Méthode et données d'émission sonore pour la réalisation des études prévisionnelles du bruit des infrastructures de transport ferroviaire dans l'environnement » de RFF et de la SNCF. Il permet, pour chaque tronçon de voie ferrée existant ou en projet, de définir les paramètres d'émissions sonores de la voie associés à un trafic défini (nombre de trains et vitesse par type de train).

► **Bruit des activités**

Sont concernées ici les activités non liées aux moyens de transports mais dont le bruit émis peut se cumuler avec le bruit dû aux transports. Il s'agit essentiellement des activités commerciales, industrielles, de loisir.

Lorsqu'une activité n'existe pas encore, une modélisation des niveaux de bruit prévisionnels peut être réalisée, par exemple dans le cadre du volet bruit d'une étude d'impact pour les

¹¹ PTAC : poids total autorisé en charge.

¹² Les spécificités des sources de bruits ferroviaires concernent notamment leur directivité, que cela soit dans un plan horizontal (traduisant l'émission sonore du système infrastructure ferroviaire-matériel roulant) ou vertical (traduisant le masquage des sources sonores par les caisses des véhicules composant le train), et qu'il convient de préciser par des études spécifiques.

« installations classées pour la protection de l'environnement » (ICPE) soumises à autorisation. Or, il n'existe pas de modèle parfait et l'évaluation de l'exposition des riverains au bruit repose bien souvent uniquement sur un simple calcul prenant en compte le niveau de bruit estimé à la source et la distance source-exposés.

Les méthodes de prévision sont essentiellement basées sur des méthodes normalisées telle que la norme NF S 31-110.

2.2 Dimension physiologique du bruit

2.2.1 Fonctionnement de l'oreille

Les vibrations de l'onde sonore sont captées par le pavillon¹³ de l'oreille et se propagent à travers le conduit auditif jusqu'au tympan qui sépare l'oreille externe de l'oreille moyenne. La forme de l'oreille externe joue un rôle dans l'efficacité de la perception des sons compris entre 2 000 et 5 000 Hz et elle joue également un rôle important dans la localisation spatiale des sons perçus.

Rappelons que les fréquences dites de la gamme conversationnelle sont généralement comprises entre 250 et 4 000 Hz et que la plus petite fréquence perceptible par l'oreille humaine correspond environ à 20 Hz et la plus grande fréquence à environ 20 000 Hz.

La membrane tympanique vibre sous l'impact de l'onde sonore et transmet les vibrations (la pression acoustique) à l'oreille interne par l'intermédiaire de la chaîne des osselets se trouvant dans l'oreille moyenne.

La transmission mécanique des vibrations se fait ainsi jusqu'à la fenêtre ovale qui sépare l'oreille moyenne de l'oreille interne. Au sein de cette dernière, la propagation des ondes se fait en milieu liquide. Au niveau de l'oreille interne se réalise une conversion de l'énergie mécanique en une activité nerveuse. En effet, l'oreille interne est constituée par une structure en spirale appelée « cochlée » comprenant trois canaux parallèles remplis d'un liquide incompressible. Sur la membrane basilaire, qui sépare le canal tympanique du canal cochléaire, se trouve placé l'organe de Corti formé des cellules sensorielles (cellules ciliées), de cellules de soutien et des terminaisons des fibres du nerf auditif. Les cils des cellules ciliées (externes et internes) plongent dans le canal cochléaire et sont sensibles aux vibrations transmises dans le liquide baignant l'oreille interne. Les fibres du nerf auditif sont au contact de la base des cellules ciliées et transmettent les impulsions nerveuses (potentiels électriques) aux aires auditives corticales *via* le nerf auditif.

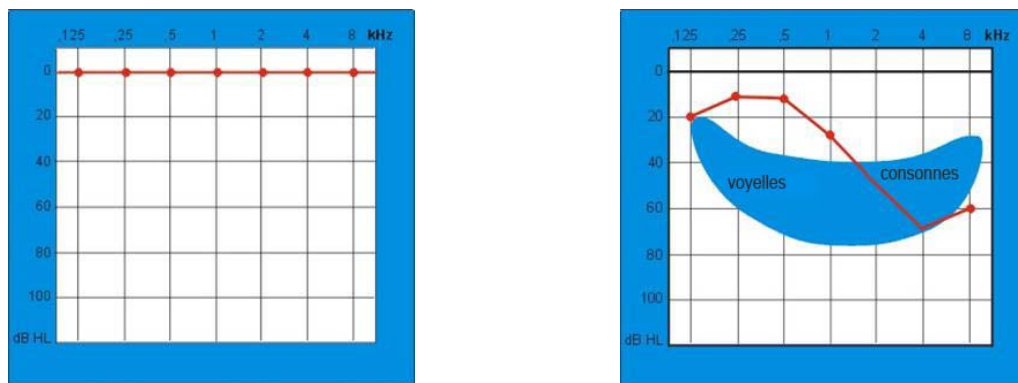
Des compléments d'information sur le fonctionnement de l'oreille interne sont présentés en Annexe 5.

2.2.2 Audiogramme

L'acuité auditive est évaluée par une audiométrie tonale liminaire sur la gamme de fréquences audibles et les pertes sont exprimées en dB HL (*hearing level*) par rapport à une population d'audition normale standard (mesures selon normes NF S 30-007 et ISO 389).

Les résultats constituent l'audiogramme (voir Figure 4).

¹³ Organe de l'ouïe situé de chaque côté de la tête, dont une partie est externe et l'autre interne.



Pour toutes les fréquences testées (sur l'axe horizontal, exprimées en kHz), il n'y a aucune perte auditive (audiogramme théorique).

La perte auditive est exprimée en dB. C'est l'écart par rapport à la ligne 0 dB. Le résultat représenté ci-dessus nous indique donc que cette personne présente une perte auditive de 20 dB à 125 Hz (sons très graves), de 10 dB à 500 Hz (sons moyens) et de 70 dB à 4 000 Hz (sons aigus).

Figure 4 : Audiogrammes théorique (à gauche) et d'une personne souffrant de problèmes d'audition (à droite)

2.3 Dimension psychosociologique du bruit

Le bruit n'est pas simplement perçu par l'appareil auditif : il peut être interprété, chargé de sens, associé par ceux qui y sont exposés à des causes et à des effets supposés et devenir un sujet de gêne ou de préoccupation. Cette construction psychosociologique du bruit fait intervenir non seulement le bruit perçu, mais également d'autres déterminants parmi lesquels des caractéristiques sociales, culturelles et axiologiques (c'est-à-dire les valeurs morales) propres aux individus.

Très tôt dans la recherche d'impacts sanitaires attribuables au bruit il a été reconnu qu'en raison de la nature même du bruit il fallait se positionner sur le terrain psychoacoustique plutôt que physique (Shepherd 1975). Le constat de la grande dispersion des réactions à une exposition donnée, totalement inexpliquée dans les premières enquêtes de terrain, a conduit les chercheurs à s'intéresser à ce qui pouvait représenter la « susceptibilité » au bruit. Le concept de gêne a été investigué dans les années 60 dans deux grandes enquêtes autour de l'aéroport de Heathrow, aboutissant à la conclusion que des facteurs personnels avaient un impact supérieur au niveau sonore. Il a été posé que la gêne comprend, outre une sensibilité individuelle, une prise de conscience sociale du bruit (processus d'appréciation sur le bruit et ses sources). Depuis lors, de nombreuses enquêtes émanant de la psychoacoustique puis, depuis moins longtemps, de la socioacoustique, de même que des sciences humaines et sociales, ont confirmé cet état de fait.

2.3.1 Définition de la gêne

La littérature sur les impacts sanitaires de l'exposition au bruit environnemental remonte avant les années 60. Le terme d'« *annoyance* », traduit par « gêne » en français, y apparaît dès 1964. Il correspond à la reconnaissance de composantes psychologique et sociale dans la construction de la réaction face au bruit des individus ou de groupes de populations, ne pouvant être étudiée que par des enquêtes de terrain.

Selon la définition de l'OMS, la gêne est « *une sensation de désagrément, de déplaisir provoquée par un facteur de l'environnement (ex : le bruit) dont l'individu ou le groupe*

connaît ou imagine le pouvoir d'affecter sa santé » (OMS 1980). La gêne psychologique est la sensation perceptive et affective exprimée par les personnes soumises au bruit, alors que la bruyance n'est qu'une sensation perceptive. Ses composantes psychosociologiques sont complexes. Dans les situations de terrain, elle représente une expression globale traduisant les effets ressentis par les personnes exposées ; c'est pourquoi elle sert de base à la détermination de limites d'exposition utilisées notamment dans l'action réglementaire. La gêne est souvent assimilée à l'inconfort. Cet inconfort provient souvent des interférences avec les activités au quotidien : conversation, écoute de la télévision ou de la radio, repos, etc. (voir § 5.2 sur les effets psychosociologiques du bruit).

2.3.2 Le bruit comme agression : théories générales du stress

Le stress est généralement défini comme l'ensemble des réponses d'un organisme soumis à des pressions ou contraintes de la part de son environnement. Il est à regretter que le terme de « stress » soit également utilisé pour désigner le facteur responsable de l'agression. Lazarus (Lazarus 1993) a été le premier à tenter de systématiser cette notion. Cependant, ce sont les travaux de Ursin et Eriksen qui fournissent le cadre le plus complet, construit à la fois sur les nombreuses données animales et les analogies avec l'homme (Ursin et Eriksen 2004). Ce modèle dénommé « Théorie de l'activation cognitive du stress » n'a pas été directement appliqué au bruit.

La perception de l'agression suscite des réponses physiologiques, liées à l'état d'excitation/éveil, telles que les classiques réponses du système nerveux autonome (rythme cardiaque, pression artérielle), mais déclenche aussi des réactions du cerveau selon deux branches : les attentes vis-à-vis du *stimulus* (l'agression elle-même), distinctes des attentes vis-à-vis du résultat (la conséquence supposée ou perçue de l'agression). Les multiples boucles schématisées sur la Figure 5 montrent les possibles interactions qui, *in fine*, conduisent les individus à faire face ou à s'adapter (ou à ne pas s'adapter) à l'agression. Ces opérations font intervenir des processus cognitifs (apprentissage) qui relèvent des stratégies d'évitement ou toute autre comportement favorable à l'adaptation et peuvent conduire à des états différents : la maîtrise perçue ou à l'autre extrême le désespoir, le sentiment d'impuissance représentant une situation intermédiaire.

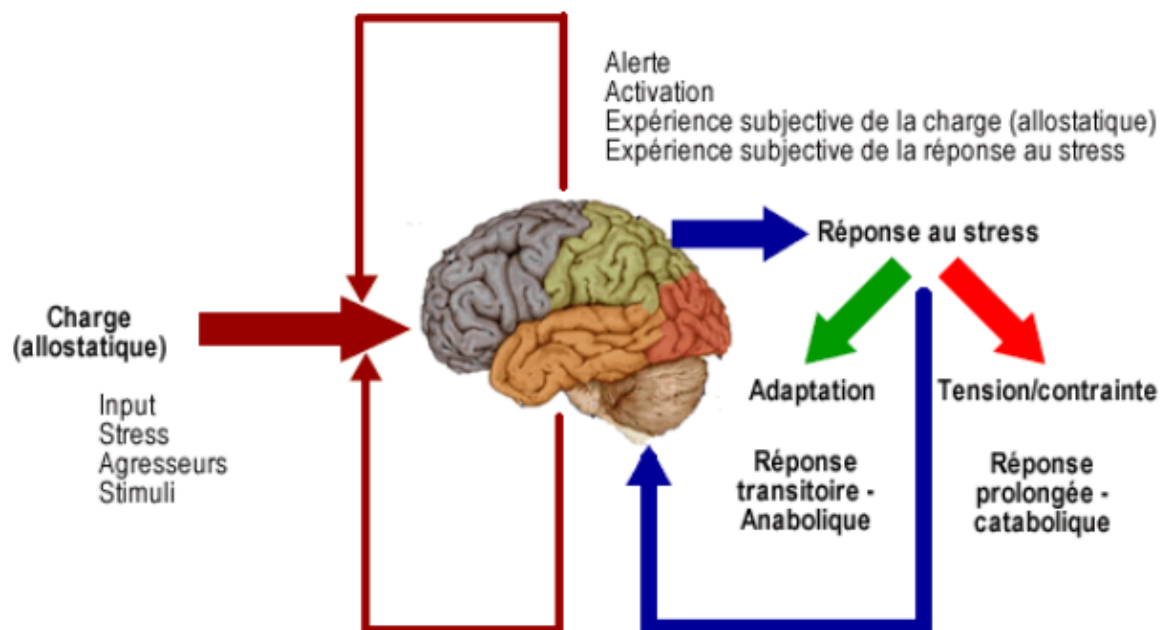


Figure 5 : Schématisation du processus de stress d'après Ursin et Eriksen (Ursin et Eriksen 2004)

Ce modèle du processus de stress s'avère tout à fait pertinent pour le bruit (une agression caractérisée) et valide les différentes pistes de recherche qui ont été poursuivies, en particulier en lien avec la santé mentale. La représentation des réponses sous forme de boucles suggère qu'il est difficile de définir un sens de causalité, les opérations cognitives nécessaires à l'adaptation dépendant de l'état mental de l'individu.

La relation entre bruit et stress a été largement étudiée sur les plans neuroanatomique et neurophysiologique (Westman et Walters 1981). Les réactions végétatives ont été confirmées dans plusieurs études expérimentales sur les effets du bruit, particulièrement en période nocturne (Aydin et Kaltenbach 2007; Belojevic, Paunovic *et al.* 2011; Haralabidis, Dimakopoulou *et al.* 2008a). En situation aiguë, ces réponses physiologiques sont autorésolutives, mais selon le modèle, l'incapacité à faire face (mécanismes homéostatiques dépassés) se traduit par un stress chronique générant à terme des états pathologiques comme les troubles cardiovasculaires (Babisch 2002).

Notons donc quatre types de conséquences qu'implique ce modèle :

- des variables individuelles vont influencer la gêne (composante émotionnelle, attitudes, capacité d'adaptation) ;
- le caractère interactif des processus ne permet pas de définir de manière simple un sens de la causalité ;
- la multiplicité des voies (voir Figure 5) montre la limitation de l'usage de la régression logistique pour tester l'impact des facteurs potentiellement modificateurs dans les études épidémiologiques ;
- l'excès de charge allostatique (par accumulation de toutes les autres sources de stress) agirait comme facteur de vulnérabilité.

Ce dernier point est intéressant pour étudier l'impact de facteurs sociaux comme la précarité, qui pourrait avoir un effet amplificateur.

Toujours dans le cadre d'un modèle général de stress, Stallen a essayé de fournir un schéma différent, plus spécifiquement adapté au bruit (Stallen 1999). Partant du constat que la mesure du niveau sonore n'explique qu'environ 10-20% de la variabilité de la gêne exprimée, il a proposé des voies faisant apparaître deux niveaux d'appréciation (du niveau de perturbation perçue au degré de maîtrise perçue) et la capacité de faire face comme un filtre additionnel déterminant la gêne. Caractéristique remarquable de ce schéma, la maîtrise et l'adaptation individuelle sont liés à la gestion du bruit par source, de sorte que la gêne est potentiellement influencée par l'attitude du gestionnaire (ou la perception que peut en avoir l'individu) et les stratégies de gestion du bruit proposées (question de crédibilité par exemple).

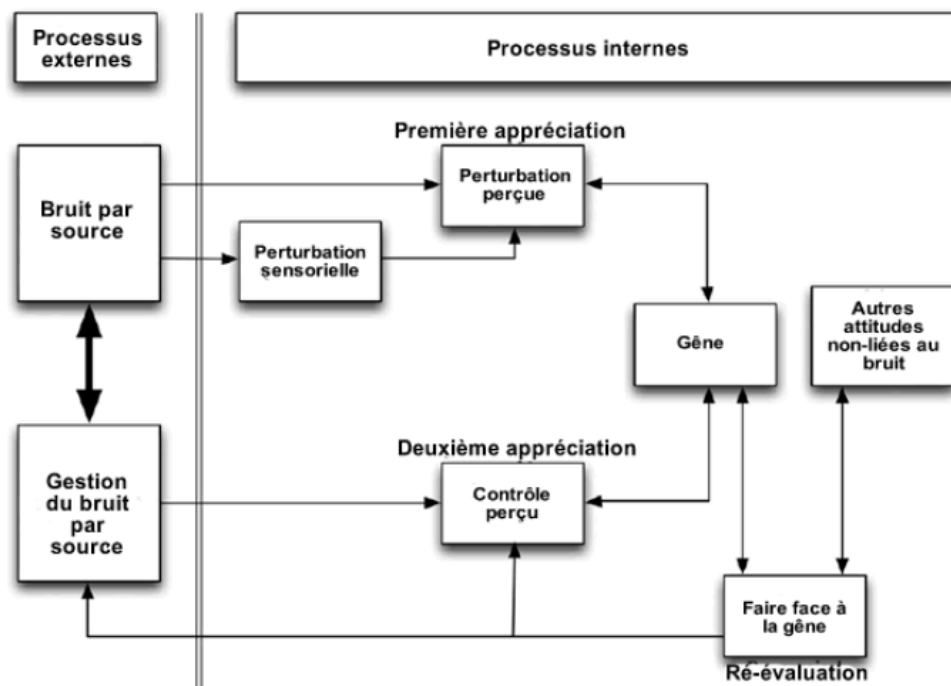


Figure 6 : La gêne sonore en tant que cadre de stress psychologique (source : Stallen 1999)

Dans une autre synthèse sur la pertinence du modèle de stress, Miedema propose une analyse différenciée selon les effets sanitaires reconnus du bruit (Miedema 2007). Il propose 4 voies distinctes pour ces effets :

- l'interférence avec la communication (*sound masking*) ;
- la perturbation de l'attention/concentration ;
- l'éveil/excitation (particulièrement impliquée dans la perturbation du sommeil) ;
- et la voie affective/émotionnelle (peur et colère).

Une récente revue de la littérature a été également consacrée aux liens entre le stress et la gêne (Klæboe 2011). L'auteur adopte explicitement le cadre du modèle de Ursin et Eriksen et revient abondamment sur les composantes psychologique et sociale de la gêne.

2.3.3 Les déterminants sociodémographiques du bruit ou facteurs de modulation de la gêne

Les facteurs associés à la gêne déclarée à l'égard du bruit traduisent la construction psychosociologique du bruit, comme l'illustre une enquête nationale réalisée en 2006 (Peretti-Watel et Hammer 2007). Ces déterminants sociodémographiques des nuisances sonores ressenties sont de deux ordres.

D'une part des facteurs de contexte, qui traduisent l'exposition « objective » à des nuisances sonores (entre autres : facteurs relatifs à l'habitat -exposition plus forte en logement collectif, en zone urbaine-, facteurs relatifs à la nature de la source - bruits choisis / subis, bruits imprévisibles/réguliers, mauvaises relations de voisinage).

D'autre part des facteurs individuels qui traduisent plutôt la sensibilité individuelle au bruit. Ils sont généralement classés en deux catégories, les facteurs sociodémographiques d'une part et les facteurs d'attitude d'autre part (voir Tableau 3).

Tableau 3 : Les facteurs individuels de modulation de la gêne

Facteurs sociodémographiques	Facteurs d'attitude
Sexe, âge, niveau de formation, statut d'occupation du logement (propriétaire/locataire), dépendance professionnelle vis-à-vis de la source de bruit, usage de la source, histoire personnelle (parcours résidentiel), etc.	Sensibilité au bruit, représentation de la source (peur, utilité), capacité à surmonter le bruit, confiance dans l'action des pouvoirs publics, satisfaction par rapport au cadre de vie, activité en cours, etc.

Ainsi, les femmes, les personnes les plus diplômées et les plus aisées sont plus sensibles au bruit dans leur vie quotidienne, tandis que les moins de 25 ans y sont moins sensibles, ces relations statistiques restant significatives une fois contrôlés les effets de la zone de résidence et du type de logement. Cette sensibilité au bruit dépend notamment du mode de vie (temps passé au domicile, occupations le soir : si les moins de 25 ans sont moins gênés par le bruit, c'est peut-être parce qu'ils passent moins de temps au domicile et sont eux-mêmes plus bruyants, cette hypothèse n'ayant pas encore été testée à notre connaissance). En outre, les personnes qui sont plus attachées à l'ordre, qui sont plus préoccupées par l'insécurité ou par l'immigration, se plaignent plus souvent du bruit. Il est important de rappeler ici que ces variations de la gêne déclarée en fonction de facteurs sociodémographiques, culturels ou axiologiques ne doivent pas être interprétées comme le signe que cette gêne serait « fausse » ou « biaisée », sous prétexte qu'elle varierait en fonction de facteurs qui ne sont pas liés aux caractéristiques physiques du bruit. Cette gêne est une construction psychosociale, ce qui n'enlève rien à la réalité de son impact réel sur la qualité de vie des personnes exposées. Signalons également que les personnes qui déposent des plaintes en raison du bruit (et pour cela, il faut un fauteur bien identifié) auprès des services compétents sont généralement issues d'un milieu socioculturel assez élevé. Elles ne sont pas forcément plus gênées que les autres, mais connaissent simplement mieux leurs droits et s'attendent à être écoutées (Inpes 2007).

Une opposition se dessine ici entre « décibels anonymes » et « fauteurs de trouble ». Les « décibels anonymes » correspondent aux personnes qui se plaignent de nuisances sonores intenses et continues, dues à la présence dans leur environnement immédiat d'une source de bruit « lourde » : par exemple, machines-outils au travail, autoroute ou aéroport près du domicile. Ces témoignages n'incriminent pas des individus particuliers. Au contraire, d'autres personnes mettent en cause des « fauteurs de troubles » clairement identifiés, auxquels ils reprochent des comportements jugés déplacés ou excessifs. L'exemple type correspond bien sûr aux problèmes de voisinage. Ces excès du voisinage sont considérés comme des incivilités et font fréquemment l'objet d'une interprétation qui prend la forme d'un jugement moral dépréciateur. Toutefois, l'opposition entre « décibels anonymes » et « fauteurs de troubles identifiés » ne se traduit pas par une opposition entre circulation et voisinage : les conducteurs de voitures et de deux-roues motorisés sont également mis en cause pour leurs incivilités : coups de klaxons inutiles, musique trop forte, pots d'échappement « trafiqués » (Inpes 2007). Cette opposition entre « décibels anonymes » et « fauteurs de trouble » illustre le fait que l'impact perçu du bruit, la gêne occasionnée, dépendent du sens que les individus donnent à ce bruit, et en particulier des attributions de causalité auxquels ils se livrent, ainsi que du jugement qu'ils portent sur les responsables présumés de ce bruit.

Enfin, les facteurs culturels, liés au mode de vie, (lui-même dépendant de facteurs tels que le climat et l'urbanisme du pays) jouent également un rôle important.

Il apparaît ainsi que le bruit constitue une pollution au sens anthropologique du terme, dans la mesure où il peut mettre en jeu notre attachement à l'ordre social (Douglas, Conway *et al.* 2001), certaines nuisances sonores étant interprétées comme des atteintes à cet ordre. On voit ici encore que la gêne est nourrie par le sens donné au bruit, et pas uniquement par l'intensité objective du bruit.

Ces différents facteurs non-acoustiques (individuels, contextuels et culturels) qui modulent la gêne liée au bruit sont en partie développés dans le § II-3-1-3, pp 174-178, du rapport¹⁴ de l'Afsse « Impacts sanitaires du bruit » de novembre 2004.

2.3.4 De la gêne à la sensibilité

Deux conceptions concurrentes de la sensibilité apparaissent dans la littérature sur la gêne liée au bruit et sont à distinguer :

- une sensibilité à exprimer la gêne, impliquant que ceux qui se déclarent gênés à un niveau de bruit sont plus sensibles par rapport à ceux que l'on qualifierait « d'imperturbables », pourtant exposés au même niveau de bruit ;
- une sensibilité générale au bruit, indépendante de la source.

En tout état de cause, la sensibilité doit être considérée comme une variable intermédiaire (médiatrice) entre l'exposition physique et la gêne exprimée. Le consensus qui émerge progressivement tend à poser la sensibilité comme une prédisposition à percevoir les bruits, alors que la gêne relèverait plus d'attitudes qui conduisent le sujet à évaluer négativement les bruits perçus (Taylor 1984). Le fait que la sensibilité contribue à expliquer une part de la variance de la gêne, en plus de celle du niveau de bruit, semble confirmer cette thèse.

Job (Job 1999) insiste sur le fait que la gêne (associée à des conditions de stress) pourrait être considérée comme facteur causal d'autres effets sanitaires. Il note également l'intérêt de l'étude de la sensibilité dans sa relation complexe avec la santé mentale, indépendamment de l'exposition physique au bruit. La relation qui lie sensibilité et gêne aboutit à la conclusion que les données disponibles plaident en faveur de la sensibilité qui influence la gêne, plutôt que l'inverse.

Dans les premières enquêtes autour de l'aéroport d'Heathrow, les personnes se déclarant les plus gênées présentent aussi le plus de symptômes psychiatriques, mais sans lien statistique avec le niveau de bruit mesuré. Ceci révèle un paradoxe : si la gêne était liée au niveau d'exposition, les personnes les plus gênées montreraient le plus de symptômes aigus et chroniques alors qu'il n'y a pas beaucoup plus de personnes gênées dans des zones de plus forte exposition. Ce constat a conduit Tarnopolsky (Tarnopolsky, Watkins *et al.* 1980) à émettre l'hypothèse du tri selon la vulnérabilité : le bruit n'est pas directement pathogène, mais impose la sélection des résidents selon leur sensibilité au bruit (les sujets les plus sensibles ne restent pas dans les zones les plus fortement exposées au bruit).

Les conclusions également proposées au sujet de l'absence de corrélation ou de corrélation faiblement négative entre sensibilité et exposition, apportent un argument en faveur de cette hypothèse de sélection par la vulnérabilité.

2.3.5 Mesure de la gêne due au bruit en psycho-acoustique

La gêne étant une notion éminemment subjective, sa mesure par questionnaires fermés dépend beaucoup de l'intitulé de la question posée, comme des items de réponse proposés, ou encore du mode de passation du questionnaire (téléphonique, postal ou face-à-face) et des questions posées juste avant la question sur la gêne (« effet de halo ») (voir résultats de différentes enquêtes au § 5.2.1.1, Tableau 12).

¹⁴ Le rapport est téléchargeable sur le site de l'Anses (www.anses.fr) dans la rubrique Environnement/La santé et l'environnement/Les agents/Physiques/Bruit : impact sanitaire.

De nombreuses enquêtes psycho-acoustiques et socio-acoustiques sur la gêne due au bruit ont été menées depuis les années 1940. Fields en a recensé 521 sur la période 1943-2000 (Fields 2001). La gêne y est mesurée principalement à partir d'échelles¹⁵.

L'utilisation de différents types d'échelles ainsi que des formulations variées rendent difficile la comparaison des résultats d'enquêtes, surtout sur le plan international. En effet, si l'on souhaite observer des évolutions, la mesure de la gêne déclarée doit reposer sur des énoncés stables dans le temps. Mais il est très important de comprendre que les résultats obtenus à partir de données déclaratives permettent surtout d'observer des variations selon telle ou telle caractéristique individuelle ou sociale, plutôt que de quantifier avec précision la gêne ressentie à cause du bruit. Les enquêtes en sciences humaines et sociales considèrent quant à elles bien plus souvent la gêne quantifiable, mais recourent à cette fin à des méthodes plus ouvertes et qualitatives, croisant souvent entretiens et enquêtes par questionnaires.

Évaluer la gêne globale (toutes sources de bruit confondues) soulève de multiples questions relatives :

- à la pertinence même du concept de gêne globale (gêne due à la combinaison de plusieurs sources de bruit) ainsi qu'aux processus ou stratégies individuels visant à agréger les effets des différentes sources de bruits perçus ;
- aux méthodologies d'évaluation de la gêne globale (plus ou moins qualitatives) ;
- à la modélisation de la gêne globale, tant sont nombreux les modèles possibles ; la gêne pouvant être exprimée soit à partir de variables purement acoustiques (modèles psychophysiques), soit à partir de variables de perception (modèles perceptuels) ou bien d'une combinaison de ces variables (INRETS 2001).

Aucun modèle d'évaluation de la gêne globale ne fait pour le moment l'objet d'un consensus. Certains modèles proposés relèvent de la psychophysique et évaluent la gêne globale en fonction de variables acoustiques, d'autres modèles évaluent celle-ci en fonction de variables sociales de perception. Selon certains auteurs (Job et Hatfield 2000; Nilsson et Berglund 2001), ces modèles ne s'appuient pas ou de façon insuffisante sur la connaissance des processus psychologiques (perceptuel et cognitif) participant à la formation de la gêne, mais sont plutôt des constructions mathématiques de la gêne globale.

Pour ces raisons, le *Team 6 (Community response to noise)* de l'ICBEN (*International Commission of the Biological Effects of Noise*) a lancé en 1993 des travaux dont la finalité était de faire des recommandations concernant la conception des enquêtes sur la gêne due au bruit et plus particulièrement sur le choix des échelles de gêne ainsi que sur la formulation et la structure des questions à poser aux personnes enquêtées.

Ces travaux ont été repris dans ceux du Groupe de travail 49 de l'ISO (ISO/TC43/SC1) qui a rédigé des recommandations relatives à l'évaluation de la gêne due au bruit (ISO 2003).

► **L'évaluation de la sensibilité**

Définir la sensibilité n'est pas chose facile, sa définition et ce qu'elle englobe ne font pas l'unanimité parmi les auteurs. Il en est de même pour son évaluation : la sensibilité, notion subjective par nature, a été introduite sur la base de l'hypothèse qu'elle peut être (auto-) évaluée par questionnaire. Trois types d'évaluation sont utilisés dans les études, prenant respectivement la forme :

- 1) d'une question unique demandant aux individus d'évaluer leur propre sensibilité, voire parfois de l'évaluer par rapport aux autres (par exemple en référence à une personne « moyenne ») ;

¹⁵ Ces échelles sont des échelles verbales à 3 ou 5 catégories ou des échelles numériques à 5, 7 ou 11 catégories ou des tests de choix par ordre prioritaire d'importance.

- 2) de questionnaires portant uniquement sur la sensibilité au bruit ;
- 3) de questionnaires sur les réactions au bruit dans des situations diverses, permettant de déduire une évaluation de la sensibilité à partir des réactions déclarées (Job 1999).

Les questionnaires fréquemment utilisés pour évaluer à la fois la gêne et la sensibilité sont les suivants :

- le questionnaire de McKennell (1963) qui aborde 7 bruits pouvant être perçus comme gênants, pour lesquels il faut répondre si oui ou non ils provoquent de la gêne ;
- le *General noise annoyance questionnaire* – Anderson 1971 – dont l'objectif est de faire le tri entre la conscience sociale (*social awareness*) et la sensibilité personnelle au bruit, qui d'après l'auteur sont indépendantes. La première partie comprend des affirmations avec lesquelles le sujet doit dire s'il est ou n'est pas d'accord. La seconde consiste en une liste d'activités de la vie quotidienne pour lesquelles le sujet doit dire s'il les apprécie ou pas ;
- le questionnaire de *Broadbent-Gregory Annoyance* (1972) qui comprend 40 questions : 10 sur la sensibilité et 30 sur la gêne décrivant des situations ou des objets généralement sources de gêne et pour lesquels il faut évaluer les degrés de gêne qu'ils provoquent (de 0 -pas gêné- à 3 -très gêné-) ;
- la *Weinstein's noise sensitivity scale* (1978) composée de 21 questions avec 6 choix de réponse de « tout à fait d'accord » à « pas du tout d'accord ». La dernière est « je suis sensible au bruit » (*I am sensitive to noise*) ;
- le questionnaire de Zimmer et Ellermeier (1998), en langue allemande, qui comprend des questions sur des bruits environnementaux variés, dans des situations variées pouvant englober l'ensemble de la population. Il comprend 52 questions sur la perception affective, cognitive et comportementale – 4 choix de réponses de « tout à fait d'accord » à « pas d'accord du tout » ;
- le WNS-6B - Kishikawa et al. (2006) – Il a été développé à partir de 10 questions du WNS initial, excluant des questions du WNS jugées biaisées par les auteurs (cf. ci-dessous) avec un codage binaire des choix de réponse pour réduire le risque de biais ;
- le NoiSeQ (*the noise sensitivity questionnaire*) – 2007 dont l'objectif, outre la sensibilité globale au bruit, est d'évaluer la sensibilité dans 5 domaines de la vie quotidienne : loisir, travail, habitation, communication et sommeil. Il comporte 35 questions avec 4 choix de réponse de « tout à fait d'accord » à « pas d'accord du tout ».

Ces questionnaires ont des façons très différentes d'aborder la sensibilité et son évaluation. Certains auteurs ont tenté d'en évaluer la fiabilité sans parvenir à établir de consensus (Heinonen-Guzejev 2009). Il ne semble pas qu'un questionnaire fasse l'unanimité au point de devenir le questionnaire de référence.

Zimmer et Ellermeier (Zimmer et Ellermeier 1999) ont étudié certaines des méthodes d'évaluation. D'après eux, la brièveté d'un questionnaire affecte sa qualité psychométrique, les questionnaires sont plus fiables que les questions uniques. Ils déconseillent l'utilisation de questionnaires « sur mesure ».

Outre les différences linguistiques et culturelles, on peut se poser la question de savoir si ces différentes méthodes évaluent bien toutes la même chose, d'où découle une interrogation sur la validité des comparaisons des résultats d'études ayant utilisé des méthodes d'évaluation différentes. Des méthodes de conversion ont été développées afin de

s'affranchir des différences d'échelles dans les choix de réponse proposés, mais elles peuvent déformer certains résultats.

2.3.6 Des approches complémentaires de la gêne et des vécus sonores en situation

Les travaux traitant des effets territoriaux du bruit complètent les travaux de psycho-acoustique, de psychologie comportementale ou encore de l'épidémiologie, dédiés aux expressions strictement causales de la gêne, aux troubles du sommeil, aux altérations de performances, aux perturbations de comportements et à leurs facteurs explicatifs (physique/psychique ; individuels/contextuels ; culturels/sociaux, *etc.*). Or, si le rapport de l'Afsse de 2004 sur les impacts sanitaires du bruit ne considérait que ce type d'approches, quelques autres phénomènes et paramètres attachés aux lieux de vie, aux types de liens sociaux, ou encore aux dynamiques territoriales ont commencé à être mis en lumière, en particulier par des enquêtes en sciences humaines et sociales.

Le bruit des transports s'immiscerait de plus en plus dans les mécanismes de construction socio-économique des territoires : des méthodes fondées sur des formes et dispositifs d'enquêtes plus qualitatives auprès de la population (par exemple des groupes de discussion), ou alors travaillant sur d'autres indicateurs (exemple : économie de l'environnement) cherchent à les appréhender, sans visée unique de validation des données acoustiques par des réactions humaines et sociales. Il s'agit par exemple d'appréhender les imaginaires sonores des populations, les sens et représentations sociales de la source de bruit, les dispositions et appartenances sociales des personnes concernées, ou encore le rôle des identités locales dans les conflits sonores, les trajectoires et satisfactions résidentielles des ménages, l'évolution spatiale des lieux. Le concept de territoire de vie développé par la géographie et la sociologie s'est ici affirmé comme opératoire pour comprendre le rôle de ces phénomènes attachés aux lieux de vie des populations exposées (*cf.* pour exemple (Faburel 2003).

Synthèse du chapitre 2 : le bruit : ses dimensions physique, physiologique et psychosociologique

Le bruit est un phénomène complexe qui comporte une dimension physique, une dimension physiologique et une dimension psychosociologique, voire territoriale.

Du point de vue physiologique, le bruit est une onde sonore qui fait vibrer le tympan. Cette vibration se propage à l'oreille interne où elle est transformée en signal nerveux qui est transmis au cortex où il sera interprété. L'oreille humaine perçoit les sons dont la fréquence est comprise entre environ 20 Hz et 20 000 Hz. L'acuité auditive est évaluée par audiométrie tonale et les pertes sont exprimées en décibels (dB) par rapport à une population d'audition normale standard.

Afin d'évaluer quantitativement l'ensemble des phénomènes physiques liés à l'émission du bruit, divers indices peuvent être mesurés ou calculés. Les indices les plus utilisés dans la réglementation actuelle ou les plus fréquemment rencontrés dans la littérature sont des indices énergétiques moyens. Même s'ils présentent de nombreux avantages, ils permettent difficilement de rendre compte de la gêne occasionnée aux riverains des grandes infrastructures de transport, notamment lorsqu'il s'agit d'événements sonores ponctuels. Des indices événementiels sembleraient pour cela mieux adaptés.

L'impact psychosociologique du bruit dépend à la fois des caractéristiques des personnes exposées (statut social, valeurs, etc.) et du sens qu'elles donnent au bruit. Un son devient bruit en conséquence d'appréciations individuelles, de jugements portés sur son origine, sur ses responsables supposés. Mais le fait que le bruit soit une construction psychosociale dépendant des caractéristiques de la personne exposée ne doit pas conduire à sous-estimer la réalité de son impact sur la qualité de vie et la santé. La théorie du stress a été mise à profit pour pouvoir répondre à des questions essentielles sur ce qu'est la gêne, comment elle est générée et comment elle pourrait évoluer.

À cette première question concernant la définition de la gêne, il a été répondu que la gêne est une réaction globale (résultat d'appréciations cognitives) dépendant de facteurs acoustiques (dont le niveau sonore), mais aussi, pour une grande partie, de facteurs non-acoustiques. Parmi ceux-ci, des facteurs sociaux, de contexte et des facteurs individuels (sociodémographiques et d'attitude) ont été proposés puis validés comme modificateurs de la gêne exprimée. Ici, une approche plus territorialisée des phénomènes en cause permettrait de saisir cette réaction globale.

Pour répondre à la deuxième question relative aux mécanismes et déterminants de la gêne, il a fallu faire appel aux connaissances de la neuropsychoneuroendocrinologie du stress. Ce même corpus théorique fournit des bases pour comprendre l'évolution possible de la gêne, en fonction de l'aptitude de chaque individu à s'adapter ou faire face à l'agression qu'est le bruit.

3 Sources de bruit et niveaux d'émission associés

Les perturbations sonores environnementales ont des caractéristiques très diverses (fréquences, intensités, etc.). Les bruits des transports terrestres (§ 3.1) sont caractérisés par des paramètres liés au matériel roulant d'une part et aux infrastructures d'autre part. Les bruits des transports aériens (§ 3.2) sont d'origine mécanique et aérodynamique. Enfin, les bruits des activités industrielles et de loisirs (§ 3.3) recouvrent une grande diversité de situations et de caractéristiques sonores.

3.1 Bruit des transports terrestres

3.1.1 Transport routier

Différents paramètres influencent l'émission sonore d'une infrastructure de transport routier. On peut les classer en deux grandes catégories :

- les paramètres intrinsèquement liés aux matériels routiers ;
- les paramètres intrinsèquement liés à l'infrastructure.

3.1.1.1 Véhicules routiers

On distingue trois grands types de sources de bruit émis par les véhicules routiers :

- (1) les sources liées au groupe moto-propulseur (bruit mécanique). Prépondérantes aux basses vitesses (inférieures à 40 km/h) pour les véhicules légers, elles peuvent avoir une contribution importante au bruit total émis par les véhicules lourds à des vitesses plus importantes, selon les conditions de fonctionnement ;
- (2) les sources liées à l'écoulement de l'air et son interaction avec la structure du véhicule (bruit aérodynamique). Ce type de sources concerne essentiellement les véhicules lourds ;
- (3) les sources diverses : décharges pneumatiques, freins, claquement de portières, bruits liés aux opérations de chargement/déchargement, auxiliaires tels que les groupes réfrigérants, les systèmes de climatisation, etc.

Le bruit émis par un véhicule routier, de spectre fréquentiel très large (centré sur 500 Hz et 1 000 Hz), présente aussi des raies fréquentielles de fréquences plus basses, caractéristiques du bruit émis par le compartiment mécanique.

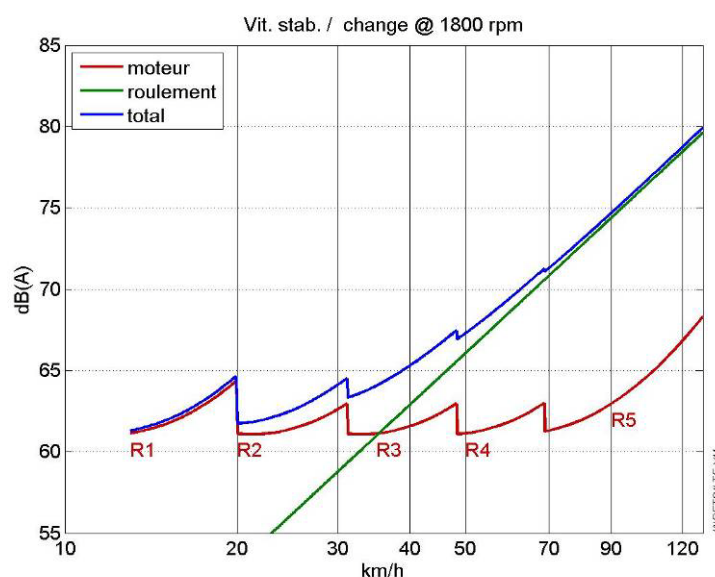
Tandis que les motorisations actuellement les plus performantes sur le plan énergétique – les moteurs diesel à injection directe et à haute pression d'alimentation - sont les plus bruyantes, les motorisations innovantes (motorisation hybride, *a fortiori* motorisation électrique) offrent des gains substantiels en matière de bruit émis par le groupe motopropulseur. Des exemples de niveaux de bruit émis par les différents moyens de transport routiers sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Exemple de niveaux de bruit émis par les moyens de transport routiers

Type de véhicule	Niveau de bruit mesuré à 7,5 m de la voie
Scooter 50 cm ³ (50 km/h)	77 dBA
Véhicule léger (90 km/h)	77 dBA
Poids lourd (80 km/h)	86 dBA

Source: Ifsttar

La Figure 7 illustre l'évolution des deux principales sources de bruit (origine mécanique et bruit de roulement) en fonction de la vitesse dans le cas d'un véhicule léger (Lelong 1999). Au-delà de 40 km/h (3^{ème} rapport de boîte de vitesse), le bruit de roulement devient prépondérant.



Source : J. Lelong (Ifsttar), 1999.

Figure 7 : Allure (schéma de principe) de l'évolution des différentes sources de bruit en fonction de la vitesse pour un véhicule léger

3.1.1.2 Infrastructure

► **Revêtements de chaussée**

Le bruit de roulement, généré par le contact entre le pneumatique et la chaussée, constitue la source prédominante de bruit pour les véhicules de tous types circulant à vitesse élevée. Les possibilités de réduction à la source du bruit de contact pneumatique-chaussée peuvent porter soit sur le pneumatique (l'action représente un enjeu de l'ordre de 4 dB) soit sur le revêtement (l'action représente un enjeu plus important, de l'ordre de 10 dB) (Setra 2009a). Cependant, en l'état actuel des connaissances, on ne sait pas prévoir avec précision les performances acoustiques des revêtements, elles ne sont constatables qu'une fois en place. De plus, l'évolution dans le temps de ces performances est mal connue.

► **Aménagement de la voirie routière**

Les mesures d'organisation de la circulation peuvent avoir une influence sensible sur le bruit de trafic, notamment en milieu urbain. Elles visent essentiellement à agir sur le volume et la nature du trafic, ainsi que sur sa vitesse et son état.

Une première action possible pour réduire le bruit émis est de réduire le volume de trafic. Cette réduction doit être d'une ampleur suffisante pour aboutir à un résultat significatif (réduire de moitié un débit de trafic conduira à abaisser le niveau sonore de 3 dB).

Les actions visant à limiter le développement du trafic sont souvent liées à la mise en place de politiques d'organisation de la circulation avec pénalisation d'usage de certains secteurs urbains pour l'ensemble ou pour certaines catégories d'usagers.

La vitesse est un facteur d'augmentation du bruit, de même que les régimes moteur élevés ou les taux d'accélération importants. Les phases de redémarrage peuvent ainsi provoquer des accroissements de bruit atteignant 10 dB. Toute réduction de vitesse se traduit par une réduction du bruit à condition que la nature de l'écoulement du trafic ne change pas. Si des solutions de type « zone 30 », rétrécissement des voies ou modification du profil de la voie permettent de réduire les émissions sonores, l'introduction de points d'arrêt (en jouant par exemple sur les phasages de feux tricolores) peut s'avérer contre-productive.

3.1.2 Transport ferroviaire

Le bruit généré par une infrastructure de transport ferroviaire dépend de la nature de l'infrastructure elle-même, de l'exploitation qui en est faite et des matériels roulants qui l'empruntent. Des exemples de niveaux de bruit émis par les moyens de transport ferroviaires sont présentés dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Exemples de niveaux de bruit émis par les moyens de transport ferroviaires

Type de train	Niveau de bruit
TGV (300 km/h)	95 dBA (mesuré à 25 m de la voie)
Train de voyageurs (145 km/h)	92 dBA (mesuré à 25 m de la voie)
Train de fret (100 km/h)	90 dBA (mesuré à 25 m de la voie)
Tramway (30 km/h, voie posée sur semelle souple, revêtement pavé)	92 dBA (mesuré à 7,5 m de la voie)

Source : Ifsttar

S'agissant des matériels roulants, le bruit total émis résulte de la combinaison des trois sources principales suivantes :

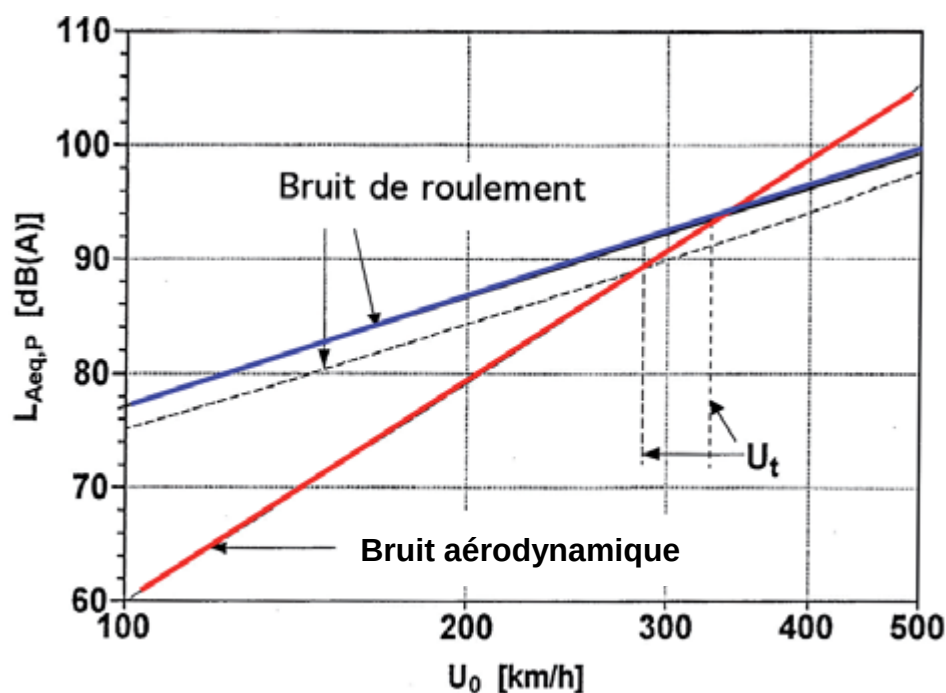
- le bruit de traction (moteurs et auxiliaires) ;
- le bruit de roulement (contact métal contre métal des roues sur les rails) ;
- le bruit aérodynamique.

S'y ajoute le bruit des points singuliers sur l'infrastructure comme : les ouvrages d'art métalliques, les appareils de voie (aiguillages), les courbes de faible rayon, etc.

Le poids relatif de chacune de ces sources varie essentiellement en fonction de la vitesse de circulation.

À faible vitesse (moins de 60 km/h pour les trains et moins de 30 km/h pour les tramways et les métros), on considère que les bruits de traction (et éventuellement d'auxiliaires) sont dominants. Au-dessus de ces vitesses et jusqu'à 300 km/h, le bruit de roulement constitue la source principale du bruit de la circulation ferroviaire.

Au-delà de 300 km/h, les bruits d'origine aérodynamique deviennent prépondérants comme le montre la Figure 8 (valable hors point singulier). En fonction du bruit de roulement, la limite peut varier sensiblement (la vitesse de transition U_t varie de 290 à 330 km/h).



Source : Projet IMAGINE - 2005.

Figure 8 : Niveaux du bruit de roulement et du bruit d'origine aérodynamique (en L_{Aeq}) en fonction de la vitesse de circulation (en km/h)

Dans la gamme de vitesses courantes comprises entre 60 et 300 km/h, le bruit de roulement est donc la principale source de bruit ferroviaire. Son origine est liée à l'excitation issue du contact roue-rail. Cette excitation provoque des vibrations puis des rayonnements acoustiques du matériel roulant et de la voie. Le phénomène exciteur est le déplacement imposé à la roue et au rail par les défauts de surface présents sur les bandes de roulement (roues et rail) et que l'on appelle rugosités.

La puissance acoustique rayonnée dans l'environnement est alors la somme des contributions issues de chaque composant émissif, à savoir :

- les roues du véhicule ;
- les rails et les traverses pour la voie.

Le bruit lié aux vibrations de la superstructure du matériel roulant a une influence négligeable sur le bruit global émis.

La puissance acoustique totale est donc donnée par la sommation des puissances émises par la roue, le rail et la traverse, avec des contributions fréquentielles différentes. Un cas est fourni ci-après à titre d'exemple :

- roue : $f > 1\,200$ à $2\,000$ Hz (hautes fréquences) ;
- rail : $500 < f < 1\,200$ à $2\,000$ Hz (moyennes fréquences) ;
- traverses : $f < 400$ à 500 Hz (basses fréquences).

La part relative de la voie dans le niveau global de bruit émis en dBA est fonction de différents paramètres tels que l'armement de la voie (types de rails, de traverses, d'attaches, etc.), la vitesse du train ou le chargement statique du matériel roulant.

Elle est dans tous les cas non négligeable et peut même devenir prépondérante pour certaines configurations de circulation.

Dans le cas des transports guidés urbains (tramways), d'autres paramètres influent significativement le bruit émis :

- la nature de la plateforme résultant du couplage entre le type de pose de voie (avec éventuellement l'ajout de dispositifs anti-vibratiles) et le revêtement adopté (acoustiquement réfléchissant dans le cas de revêtements pavés ou absorbants pour les revêtements herbeux) ;
- la géométrie de la voie : la présence de courbes de faibles rayons favorise l'apparition du bruit de crissement, de fréquence et d'amplitude très élevées ;
- l'entretien régulier du réseau (voies et matériels roulants). L'apparition de l'usure ondulatoire des voies de tramways se traduit par une augmentation importante des niveaux de bruit (de l'ordre d'une vingtaine de décibels). Cette usure ondulatoire peut être traitée par meulage des rails et, préventivement, par un entretien régulier des tables de roulement des roues des rames de tramway.

3.2 Bruit des transports aériens

Les bruits d'origine aéronautique sont principalement émis par trois types d'aéronefs :

- les avions commerciaux ;
- les avions de tourisme ou avions légers ;
- les hélicoptères.

Le bruit des avions à réaction en vol provient des groupes motopropulseurs (bruit mécanique) d'une part et des turbulences créées autour de l'avion (bruit aérodynamique) d'autre part.

Des éléments d'information complémentaires sur les caractéristiques des émissions sonores des aéronefs sont disponibles en Annexe 6.

Le bruit perçu au sol aux alentours d'un aéroport dépend de la phase de vol (décollage ou atterrissage) du type d'avion (gros porteur, moyen ou court courrier) et de la distance à la piste (Tableau 6).

Exemple de niveau de bruit perçu au sol d'un survol d'hélicoptères à 1 500 pieds : 70 dBA (Bruitparif 2011)

Tableau 6 : Niveaux de bruit perçus au sol aux alentours d'un aéroport

	Au décollage		À l'atterrissage (en descente continue)	
	à 10 km	à 30 km à 50 km	à 75 km	à 10 km
Gros porteur (type Boeing B 747)	77 dBA	64 dBA à 50 km	55 dBA	75 dBA
Moyen courrier (type Airbus A 320)	69 dBA	57 dBA	52 dBA	72 dBA
Court courrier (type Embraer 145)	64 dBA	53 dBA	48 dBA	65 dBA

Source : DGAC.

3.3 Bruit des activités industrielles et de loisirs

Les activités dont il est question dans ce paragraphe sont les activités industrielles ou de loisirs pour lesquelles une évaluation environnementale ou une étude sanitaire est réalisée.

3.3.1 Activités industrielles

Le terme d'activités industrielles recouvre une grande diversité de situations allant de grands sites industriels jusqu'aux bruits des activités artisanales ou commerciales. Il est difficile de dégager des caractéristiques générales simples des sources de bruits industriels du fait de leur diversité. Cependant, des facteurs renforçant l'émergence du bruit peuvent être relevés :

- certaines sources permanentes (jour et nuit) émergent beaucoup la nuit, lorsque les autres activités diminuent (en particulier le trafic routier) ;
- les bruits industriels trouvent souvent leur origine dans l'utilisation de nombreuses machines et équipements, sources qui s'ajoutent au « fond sonore » et induisent des bruits complexes ;
- certaines sources, de niveau acoustique très élevé, même si elles sont temporaires, sont très perturbatrices (bruits de chantiers par exemple) ;
- une partie du bruit est liée à des modes opératoires (chutes d'objet, ouvertures de portes, décharges brutales d'air comprimé, etc.) ou est produite à des horaires perturbateurs (tôt le matin par exemple) ;
- les bruits d'origine industrielle ont souvent un caractère intermittent, impulsionnel, discontinu, imprévu ou changent de niveau important à une échelle de temps courte, inférieure ou de l'ordre de la seconde (marteau piqueur) ;
- les bruits à tonalité marquée sont aussi très répandus. Les machines sont très souvent des machines tournantes (moteurs, ventilateurs, etc.) susceptibles de générer des fréquences propres liées à leur vitesse de rotation.

3.3.2 Activités de loisirs

Les activités de loisirs (hors expositions intentionnelles au bruit) constituent une source de bruits variés. Parmi les activités de loisirs, on peut citer les stands de tir, les sports mécaniques (circuits automobiles, *karting*, sports mécaniques sur eau ou dans l'air), les terrains de jeux, parcs d'attractions, etc.

De telles activités peuvent générer des nuisances sonores fortes avec des émergences importantes, sources de gêne pour les riverains.

Voici quelques exemples de niveaux d'émission sonore rencontrés dans le cadre de la pratique de certaines de ces activités :

- circuits automobiles : émergences maximales constatées pour les riverains allant de 7 à 23 dBA selon le type d'activités et la localisation des premiers riverains par rapport aux circuits (Bruitparif 2009b) ;
- manifestations festives de rue type « technoparade » : des émergences lors du passage de la parade peuvent aller jusqu'à 23 dBA pour les riverains (Bruitparif 2007) ;
- événements musicaux au sein du Parc des Princes ou du Stade de France : des niveaux de l'ordre de 70 dBA peuvent être constatés pour les riverains les plus proches (Bruitparif 2009a).

Synthèse du chapitre 3 : sources de bruit et niveaux d'émission associés

Le bruit des transports terrestres est influencé à la fois par des paramètres liés aux matériels roulants (motorisation, cinématique, affectation des véhicules dans le cas des poids lourds, type de conduite, bruit aérodynamique dans le cas des trains à grande vitesse, *etc.*) et par des paramètres liés à l'infrastructure (nature du revêtement et aménagement de la voirie dans le cas du bruit routier, nature de la plate-forme, géométrie de la voie et état des rails dans le cas du bruit ferroviaire, *etc.*).

La contribution de chacune de ces sources au bruit total engendré (*in fine* au niveau de bruit perçu) varie le plus souvent en fonction de la vitesse du véhicule.

S'agissant du transport aérien, le bruit perçu au sol dépend essentiellement de la nature de l'aéronef (aviation civile, militaire, de tourisme ou hélicoptère) et de la phase de roulage et de vol considérée (essentiellement décollage et atterrissage).

Enfin, les activités industrielles et de loisirs recouvrent des typologies de bruit très diverses (en contenu spectral ou en amplitude) et sont souvent synonymes de nuisances importantes pouvant présenter de fortes émergences. Leur diversité fait qu'il est difficile de les caractériser de façon simple.

4 Exposition de la population aux bruits des transports et des activités industrielles et de loisirs

La population est exposée à de nombreux bruits de l'environnement. L'exposition aux bruits des transports (§ 4.1) est de loin la plus importante. Plus de 40 % de la population française est exposée à des niveaux de bruit qui dépassent 55 dBA selon l'indicateur L_{den} , dont environ 75 % est exposée au bruit du trafic routier, environ 18 % au bruit du trafic ferroviaire et 6 % au bruit du trafic aérien (données issues des cartographies stratégiques du bruit réalisées conformément à la Directive européenne 2002/49/CE).

L'exposition de la population au bruit des activités industrielles et de loisir est, quant à elle, assez mal caractérisée. Peu de données sont disponibles (§ 4.2).

Dans la plupart des situations environnementales, les personnes sont exposées à plusieurs sources de bruits. Il s'agit de multi-expositions, difficiles à caractériser (§ 4.3).

4.1 Exposition de la population aux bruits des transports

4.1.1 Exposition de la population dans l'Union européenne

Une première évaluation de l'exposition des populations aux bruits des transports en Europe a été publiée en 2001 par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) (EEA 2001). Selon celle-ci :

- environ 120 millions d'européens, soit plus de 30 % de la population totale, sont exposés à des niveaux de bruit liés au trafic routier qui dépassent les 55 dBA selon l'indicateur L_{dn} ; Plus de 50 millions sont exposés à des niveaux qui excèdent les 65 dBA selon le même indicateur ;
- 10 % de la population est exposé à des niveaux de bruit ferroviaire qui dépassent 55 dBA selon l'indicateur LA_{eq} .

Cependant, ces valeurs reposent sur des méthodes d'évaluation différentes selon les pays et sont entachées d'incertitudes importantes.

Suite à la mise en œuvre de la Directive européenne 2002/49/CE (voir Annexe 7) par les différents États membres, des données concernant le recensement des populations exposées au bruit en Europe peuvent être produites selon des méthodes harmonisées à partir des cartes stratégiques de bruit.

L'AEE a mis en place le portail NOISE (*Noise observation and information service for Europe*)¹⁶, une base de données en ligne sur l'exposition sonore en Europe. Basé sur les données obtenues et vérifiées dans le cadre de la Directive européenne, il représente le premier pas vers une évaluation des impacts du bruit dans l'environnement au niveau de l'Europe entière.

À l'heure actuelle, seuls quelques pays ont fourni toutes les données demandées par la Directive. Les autres ont fourni des données plus ou moins complètes¹⁷.

¹⁶ NOISE est accessible sur <http://NOISE.eionet.europa.eu>.

¹⁷ Pour la première échéance de la transmission (fin juin 2007), des données étaient attendues pour 164 agglomérations de plus de 250 000 habitants mais n'ont été obtenues que pour :

Les données d'exposition globale dans les pays membres de l'AEE sont résumées ci-dessous. La population totale dans la CEE est d'environ 500 millions de personnes. Le Tableau 7 présente les chiffres clés¹⁸.

Tableau 7 : Statistiques d'exposition au bruit dans 26 pays membres de l'AEE

Population totale exposée				
	Grandes infrastructures routières	Grandes infrastructures ferroviaires	Grands aéroports	Grandes industries
> 55 dBA L _{den}	59 107 300	12 458 000	6 888 100	-
Population exposée dans les grandes agglomérations				
	Routes	Voies ferrées	Aéroports	Industries
> 55 dBA L _{den}	41 198 400	3 684 900	1 782 331	761 700
> 50 dBA L _n	27 802 500	2 516 700	1 081 100	390 700

Note : Population exposée basée sur les cartes de bruit vérifiées de la première échéance jusqu'à février 2009.

Ces chiffres sont issus du premier rapport TERM (*Transport and environment reporting mechanism*) depuis la mise à disposition des données de la première échéance des cartes de bruit.

4.1.2 Exposition de la population en France

Les données concernant l'exposition de la population aux bruits des transports et activités en France, évaluée dans le cadre de la même Directive européenne 2002/49/CE sont résumées dans le Tableau 8.

La publication de l'enquête nationale de l'Inrets (nouvellement Ifsttar) effectuée en 2005 relative aux nuisances environnementales des transports révèle que près de quatre français sur cinq déclarent percevoir des bruits provenant de l'extérieur de leur logement, cela notamment dans les grandes villes (INRETS 2009).

- 102 dans le cas de l'exposition au bruit routier ;
- 93 dans le cas de l'exposition au bruit ferroviaire ;
- 76 dans le cas de l'exposition au bruit aérien ;
- 94 dans le cas de l'exposition au bruit industriel.

Des données étaient attendues pour 82 576 km de grandes routes (trafic annuel supérieur à 6 millions de véhicules/an) mais n'ont été obtenues que pour 24 310 km.

Des données étaient attendues pour 12 315 km de grandes voies ferrées (trafic moyen supérieur à 60 000 trains/an) mais n'ont été obtenues que pour 5 310 km.

Des données étaient attendues pour 78 grands aéroports mais n'ont été obtenues que pour 66.

¹⁸ Rapport AAE n°2/2010 – *Towards a resource-efficient transport system, TERM 2009: indicators tracking transport and environment in the European Union.*

Tableau 8 : Statistiques d'exposition au bruit en France

Population exposée en dehors des grandes agglomérations				
	Grandes infrastructures routières	Grandes infrastructures ferroviaires	Grands aéroports	ICPE
> 55 dBA L _{den}	7 861 700	1 696 800	132 800	-
> 50 dBA L _n	5 689 900	1 382 100	0	-
Population exposée dans les grandes agglomérations				
	Routes	Voies ferrées	Aéroports	ICPE
> 55 dBA L _{den}	12 302 700	3 136 000	1 559 600	57 800
> 50 dBA L _n	8 859 200	3 099 000	1 238 100	25 800

Note : Population exposée basée sur les cartes de bruit vérifiées de la première échéance jusqu'à février 2009.

Ces bruits concernent principalement les bruits d'origine routière puis les bruits de voisinage (voir Tableau 9).

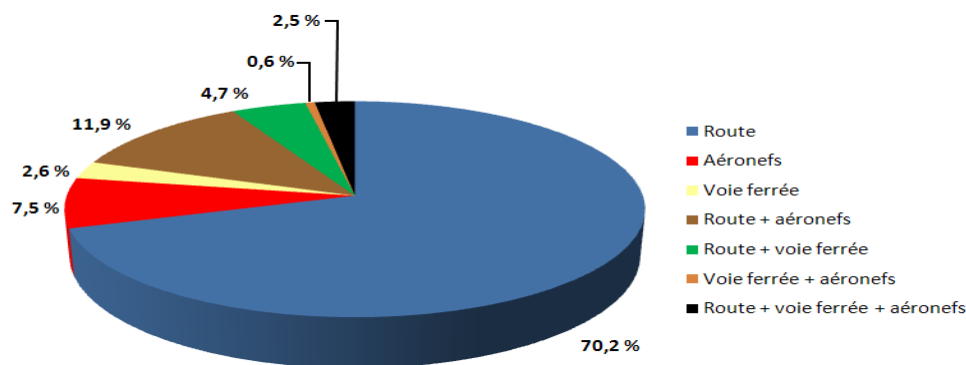
Tableau 9 : Origine des bruits perçus (pourcentage). Plusieurs réponses autorisées par personne interrogée

Origine	% des personnes	% de l'ensemble des réponses
Rue, route, voie rapide ou autoroute	67,9	39,1
Voisinage (à l'extérieur des logements)	35,9	20,6
Voisins (à l'intérieur des logements)	19,3	11,1
Avions, hélicoptères	17,1	9,9
Chantiers de construction, de démolition	9,7	5,6
Voisinages d'activités professionnelles (usines, carrières, surfaces commerciales, etc.)	7,9	4,6
Voie ferrée, gare	7,9	4,5
Activités de loisirs, de divertissement (restaurant, cinéma, stade, etc.)	6,5	3,7
Voies d'eau, circulation maritime	0,4	0,3
Autres origines	1,0	0,6

Base : 1566 individus percevant du bruit provenant de l'extérieur du logement

Source : (INRETS 2009).

Parmi les personnes percevant des bruits issus des transports (soit environ 60 % de la population française), 80 % d'entre elles ne déclarent qu'un seul type de source de bruit (bruit routier principalement), 17 % perçoivent 2 sources de bruit (principalement route et aéronefs) et près de 3 % perçoivent 3 sources de bruit de transport (voir Figure 9).



Base : 1 189 individus percevant du bruit dû aux transports

Source : (INRETS 2009).

Figure 9 : Origine des bruits de transports perçus

4.1.2.1 Exposition au bruit des transports terrestres

Les deux enquêtes nationales menées par l'Inrets (INRETS 1986; INRETS 2009) montrent une prédominance particulière des bruits des transports routiers concernant la perception des expositions sonores et de la gêne attribuable au bruit (Tableau 9 et Figure 9). L'étude la plus récente datant de 2009 dénote que près de 7 millions de français (soit environ 11 % de la population totale) étaient exposés au domicile à des niveaux de bruit (diurnes et extérieurs) excédant 65 dBA, niveau considéré comme le seuil de gêne ou de fatigue.

Une base de données élaborée et exploitée par le Certu (centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques) permet de centraliser les statistiques d'exposition au bruit des grandes infrastructures de transports terrestres issues des cartes de bruit qui ont été publiées dans le cadre de la Directive européenne 2002/49/CE par les services de l'État ou par les collectivités locales (pour les cartes d'agglomération).

Tableau 10 : Synthèse des statistiques nationales disponibles à partir des données des cartographies stratégiques du bruit des grandes infrastructures de transports terrestres

	Nombre de personnes exposées		
	55 < L _{den} < 64 dBA	65 < L _{den} < 74 dBA	L _{den} ≥ 75 dBA
Grandes infrastructures routières (> 6 millions de véhicules/an)	5 744 100	1 906 600	211 000
Grandes infrastructures ferroviaires (> 60 000 trains / an)	1 163 100	423 100	110 600

Note : Population exposée basée sur les cartes de bruit vérifiées de la première échéance jusqu'à février 2009.

Des exemples de données d'exposition au bruit pour les agglomérations de Lyon et Paris sont présentés en Annexe 8.

L'inventaire des points noirs du bruit¹⁹ (PNB) des infrastructures de transports terrestres pour fin 2007 était une demande du Grenelle de l'Environnement (2007, engagement N°153).

¹⁹ Un point noir du bruit (PNB) est un bâtiment sensible, qui est en particulier localisé dans une zone de bruit critique engendrée par au moins une infrastructure de transport terrestre des réseaux routier

Étant donné les retards accumulés, le recensement n'est encore que partiel pour tous les modes de transport. Une première exploitation des données connues permet néanmoins d'avoir une assez bonne estimation du volume global.

Pour le réseau routier national (RRN) actuel non concédé (hors autoroutes concédées²⁰), sur 73 départements, il est recensé 55 451 bâtiments inclus dans les PNB au sens de la circulaire du 25 mai 2004. Cette première estimation recense également 36 087 bâtiments inclus dans les PNB sur le réseau national transféré²¹. Ces premiers résultats permettent de comptabiliser, avec une marge d'erreur limitée, 70 000 bâtiments inclus dans les PNB sur le réseau routier national non concédé.

Pour le fer, un pré-zonage des zones de bruit critiques (ZBC) est en cours d'exploitation pour évaluer le nombre exact de points noirs et le montant des travaux à prévoir. En attendant ce recensement global, trois régions « pilotes » ont déjà effectué ce travail (Rhône-Alpes, Auvergne et Languedoc-Roussillon) et ont fait l'objet d'opérations de résorption des points noirs. En se basant sur ces estimations, une extrapolation grossière peut être faite à l'échelle nationale : le nombre des bâtiments inclus dans les PNB serait compris entre 60 000 et 70 000, dont un tiers seraient des « super points noirs » : une gêne intolérable pour les habitants, qui est non seulement forte le jour mais également la nuit, ce qui affecte leur sommeil.

Au total, il y aurait en France environ 3 000 zones de bruit critiques (ZBC) des transports terrestres (routier et fer), c'est-à-dire des zones bâties exposées à un niveau sonore qui dépassent les 70 dBA (très bruyant). Le nombre de bâtiments PNB peut être estimé à environ 500 000 si l'on considère toutes les sources prises en compte par la Directive²². Parmi ces bâtiments PNB, environ 55 000 constituent des super points noirs du bruit.

4.1.2.2 Exposition au bruit du trafic aérien

La plus grande partie de la population française concernée par le survol des aéronefs (au décollage, à l'atterrissage et en vol à basse altitude) se situe en région parisienne. Trois estimations des populations survolées en 2002, 2003 et 2005 par les aéronefs à destination et en provenance des aéroports de Paris - Orly et Paris - Charles-de-Gaulle ont été publiées par l'Acnusa (ACNUSA 2002; ACNUSA 2003; ACNUSA 2005).

Plus de 2 500 000 habitants du bassin parisien sont concernés par des survols inférieurs à 3 000 mètres (ACNUSA 2005).

ou ferroviaire nationaux, et qui répond à des critères acoustiques et d'antériorité précis (cf. définition complète d'un PNB en Annexe 9).

²⁰ Les autoroutes concédées appartiennent à l'État qui en confie, pour une durée déterminée, le financement, la construction, l'entretien et l'exploitation à des sociétés concessionnaires d'autoroutes en contrepartie de la perception d'un péage.

²¹ Le réseau national routier transféré est cédé gratuitement par l'État au Conseil général du département concerné. Le réseau routier transféré est classé en tant que réseau routier départemental.

²² Document Ademe « Des aides pour agir contre le bruit » disponible à l'adresse suivante :

<http://www.bruitparif.fr/sites/forum-des-acteurs.bruitparif.fr/files/ressources/ADEME%20-%20Plaquette%20Des%20aides%20pour%20agir%20contre%20le%20bruit%20-%202010.pdf>

Tableau 11 : Synthèse des statistiques nationales disponibles à partir des données des cartographies stratégiques du bruit des grandes infrastructures des grands aéroports

	Nombre de personnes exposées		
	$55 < L_{den} < 64$ dBA	$65 < L_{den} < 74$ dBA	$L_{den} \geq 75$ dBA
Infrastructures aéroportuaires (> 50000 mouvements/an)	120 700	12 100	0

Note : Population exposée basée sur les cartes de bruit vérifiées de la première échéance jusqu'à février 2009.

À partir d'une base de données acoustiques, des Plans d'exposition au bruit (PEB) et des Plans de gêne sonore (PGS) sont élaborés autour des dix principaux aéroports français. L'objectif des PEB est de maîtriser l'urbanisation. Les PGS établissent des prévisions d'évolution du transport aérien et définissent ainsi des zones exposées au bruit. Leur objectif est de déterminer des zones ouvrant droit à l'aide à l'insonorisation. Ils concernent près de 200 000 logements. En raison d'une faible variation de ces expositions (évolution modérée du trafic aérien et des populations exposées), aucune nouvelle étude n'a été réalisée depuis 2005 sur ce sujet.

4.2 Exposition de la population aux bruits des activités industrielles et de loisirs

Peu de données sont disponibles concernant l'exposition aux bruits issus des activités. Celles issues des cartes stratégiques de bruit indiquent que les bruits émis par les ICPE touchent moins de 1 % de la population des agglomérations françaises.

L'exposition de la population aux bruits des petites activités commerciales et artisanales est certainement beaucoup plus importante que celle au bruit industriel, mais aucune donnée quantitative n'est actuellement disponible.

Il n'y a pas non plus de statistiques nationales disponibles sur l'exposition de la population aux bruits des loisirs.

4.3 Connaissance des multi-expositions au bruit

Dans la littérature scientifique internationale, la multi-exposition au bruit est abordée sous un vocable assez large. On parle tantôt de sources combinées, tantôt de sources mixtes, tantôt de sources simultanées, voire même de bruits multi-sources, parfois d'interactions ou d'effets cumulatifs ou synergiques des différentes sources de bruit. Quoi qu'il en soit, il s'agit bien de situations dans lesquelles des personnes, dans des lieux d'habitation ou des espaces publics, sont exposées à plusieurs sources de bruits dans l'environnement, notamment ceux des moyens de transport (routier, ferroviaire, aérien).

Ces sources de bruit ne sont pas assimilables au bruit de fond dans la mesure où elles sont parfaitement identifiables, tant du point de vue acoustique que perceptif et même visuel. La multi-exposition au bruit diffère donc de la mono-exposition qui, elle, renvoie à une seule source de bruit très présente dans le paysage sonore, même si cette source peut être « entourée » d'autres bruits moins identifiables car peu fréquents ou très largement masqués par la source dominante.

Les situations de multi-expositions au bruit soulèvent au moins deux questions spécifiques : la caractérisation de l'exposition aux différentes sources de bruit d'une part, la perception du bruit et la gêne ressentie d'autre part (Champelovier, Cremezi-Charlet *et al.* 2003).

Il est difficile de caractériser la multi-exposition des français à diverses sources de bruit. Du fait du développement de nouvelles infrastructures autoroutières, ferroviaires à grande

vitesse et aéroportuaires, ainsi que de l'augmentation des trafics, un nombre croissant de riverains est exposé à plusieurs sources de bruit de transport de natures différentes.

Un groupe de travail national, animé par le LRPC de Strasbourg (Laboratoire régional des ponts et chaussées) travaille sur le sujet de la caractérisation de la multi-exposition au bruit à partir de l'analyse et de l'exploitation croisée des cartes stratégiques de bruit produites en application de la Directive européenne 2002/49/CE.

Les premiers travaux menés en Île-de-France à partir des cartes stratégiques de bruit indiquent que de l'ordre de 100 000 personnes pourraient être dans une situation d'exposition combinée à des niveaux supérieurs à 65 dBA en L_{den} et à 55 dBA en L_n la nuit, à cause du bruit routier et ferré ou du bruit routier et aérien voire même pour certains d'exposition combinée aux trois sources de bruit.

Synthèse du chapitre 4 : exposition de la population aux bruits des transports et des activités

Environ 120 millions d'européens, soit plus de 30 % de la population totale, sont exposés à des niveaux de bruit liés au trafic routier qui dépassent les 55 dBA selon l'indicateur L_{den} . Plus de 50 millions sont exposés à des niveaux qui excèderaient les 65 dBA selon le même indicateur.

Concernant l'exposition au bruit ferroviaire, environ 10 % de la population européenne est exposée à des niveaux de bruit ferroviaire qui dépassent 55 dBA selon l'indicateur LA_{eq} .

En France, la proportion de la population exposée à des niveaux de bruit exprimés en L_{den} dépassant 55 dBA est d'environ 40 % dont 75 % au bruit du trafic routier, 18 % au bruit du trafic ferroviaire et 6 % au bruit du trafic aérien.

La plus grande partie de la population française concernée par le survol des aéronefs se situe en région parisienne. On estime à 2 500 000 le nombre d'habitants du bassin parisien concernés par des survols inférieurs à 3 000 mètres.

Le bruit des activités industrielles concerne moins de 1 % de la population française. Cependant, la proportion de personnes exposées aux bruits issus d'activités autres qu'industrielles (artisanales ou de loisirs) n'est actuellement pas quantifiée.

5 Effets extra-auditifs et impacts sanitaires du bruit

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) définit la santé comme « un état de complet de bien-être physique, mental et social » et pas seulement comme « une absence de maladie ou d'infirmité » (OMS 1986).

On sait depuis longtemps que l'exposition au bruit à un niveau élevé peut être très nocive pour l'audition (Palmer 2002). Les expositions sonores les plus délétères, hors exposition professionnelle, en termes de santé publique (proportion de sujets exposés) et de pertes de sensibilité auditive statistiquement significatives sont les concerts, les discothèques et les baladeurs. Le risque de fatigue auditive et/ou de surdité croît avec l'augmentation de l'intensité du bruit. Il existe une limite (LA_{eq} de 85 dBA pendant 8 heures d'exposition) au-dessous de laquelle aucune fatigue mécanique n'apparaît. Dans ces conditions, l'oreille peut supporter un grand nombre de sollicitations. D'après l'OMS, aucun effet sanitaire n'est observé pour un LA_{max} inférieur à 32 dBA mesuré en intérieur (OMS 2009).

En revanche, une exposition à des niveaux sonores intégrés supérieurs à 85 dBA pour une durée quotidienne de huit heures est susceptible de provoquer une atteinte de l'audition. Les niveaux d'exposition susceptibles d'engendrer une perte auditive ne se rencontrent qu'accidentellement à proximité des infrastructures de transports ou des ICPE. Cependant, les effets auditifs du bruit à proximité de ces installations demeurent peu étudiés.

Étant donné que les effets directs du bruit sur l'audition ne sont pas l'objet du présent rapport, ils ne sont pas développés dans les paragraphes ci-après. Pour en savoir plus sur le sujet, se reporter au rapport Afsse sur le bruit de novembre 2004²³.

Outre les effets du bruit sur les organes et la fonction auditive, il y a lieu de considérer des effets physiologiques extra-auditifs du bruit ainsi que des effets psychosociologiques et comportementaux. Les effets physiologiques extra-auditifs et les effets psychosociologiques et comportementaux seront abordés respectivement dans les chapitres 5.1 et 5.2. Certains de ces effets se manifestent à court terme (perturbations du sommeil, expression de la gêne, etc.) tandis que d'autres nécessitent des temps d'exposition relativement longs pour s'exprimer (détérioration de l'apprentissage scolaire, effets cardiovasculaires, etc.). Contrairement aux effets directs sur l'audition, les effets physiologiques extra-auditifs et les effets psychosociologiques et comportementaux ne sont pas spécifiques à l'exposition au bruit et peuvent être observés dans d'autres situations d'agressions environnementales.

²³ Le rapport est téléchargeable sur le site de l'Anses (www.anses.fr) dans la rubrique Environnement/La santé et l'environnement/Les agents/Physiques/Bruit : impact sanitaire.

5.1 Effets physiologiques extra-auditifs du bruit et impacts sanitaires

L'exposition au bruit peut entraîner des effets physiologiques extra-auditifs qui sont actuellement encore insuffisamment reconnus et dont l'importance est de ce fait sans doute sous-estimée. Ceux qui sont le plus souvent étudiés en relation avec le bruit des infrastructures de transport sont les perturbations du sommeil et les effets sur le système cardiovasculaire.

5.1.1 Les effets du bruit sur le sommeil

Le sommeil est un état physiologique fondamental (voir Annexe 11 sur le sommeil non perturbé) dont l'intégrité conditionne la qualité de notre éveil et donc la qualité de notre vie. Occupant environ un tiers de notre vie, le sommeil est nécessaire pour récupérer de l'épuisement momentané des capacités tant physiques que mentales. Facteur déterminant de la croissance et du développement de l'individu, de son équilibre physiologique et de ses capacités cognitives et mémorielles, il doit être protégé des différentes agressions et manipulations tendant à réduire sa durée au bénéfice d'un éveil prolongé. Il est en effet généralement admis que l'interruption du sommeil ou la fragmentation de celui-ci, liée aux perturbations répétées ou à sa réduction, volontaire ou non, peuvent avoir des effets à long terme sur la santé de la personne exposée. En Europe, des dizaines de millions de personnes se plaignent de façon chronique d'une mauvaise qualité de sommeil avec des difficultés d'endormissement et de maintien du sommeil et près de 15 % d'entre elles utilisent des médicaments pour réduire ces troubles (Léger et Giordanella 2005). Pour la plupart de ces personnes, les conséquences d'un sommeil de mauvaise qualité se traduisent par une vie de moindre qualité.

Le bruit nocturne dégrade la qualité du sommeil tant sur le plan subjectif que sur le plan objectif (Wilkinson et Campbell 1984). Ainsi, les perturbations du sommeil constituent souvent la plainte principale des populations exposées au bruit (Stansfeld, Haines *et al.* 2000). Les causes des perturbations sonores sont très diverses au cours du sommeil mais ce sont les bruits des transports terrestres et aériens qui constituent les sources de gêne et de perturbation les plus marquées (Babisch 2006b). Si un grand nombre d'études ont été et sont toujours consacrées aux effets des bruits d'avions (Basner, Glatz *et al.* 2008; Muzet 2002), la gêne exprimée et surtout les perturbations objectives du sommeil ne sont pas moindres pour les bruits du trafic routier ou les bruits de train (Basner, Müller *et al.* 2011; Griefahn, Marks *et al.* 2006) auxquels un plus grand nombre de personnes sont exposées (cf. chapitre 4).

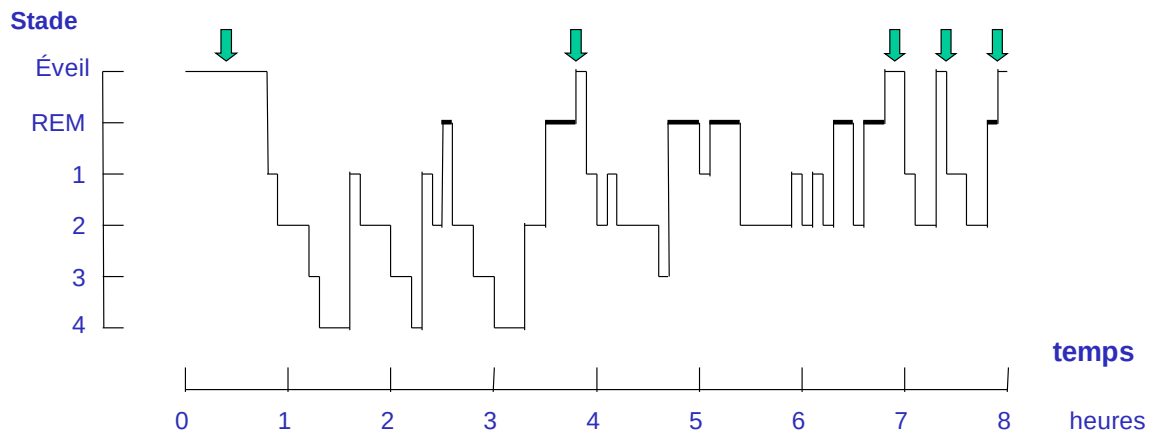
5.1.1.1 Les perturbations du sommeil mises en évidence par les études expérimentales

► **Perturbation des stades de sommeil**

Le sommeil se décompose en stades de sommeil « orthodoxe » comprenant les stades 1, 2, 3 et 4 (les deux derniers sont maintenant combinés en stade 3) et un stade de sommeil dit « paradoxal » encore appelé REM (pour *rapid eye movements*) *sleep* en Anglais. Le sommeil paradoxal revient de façon cyclique tout au long de la nuit (toutes les 90 à 120 minutes en moyenne) et une phase de sommeil comprend une succession de stades du sommeil orthodoxe suivie d'une période de sommeil paradoxal. Il se déroule entre 4 et 6 phases de sommeil au cours de la nuit.

La structure interne du sommeil peut être profondément affectée par des perturbations de l'environnement physique du dormeur. Sous l'effet du bruit, il peut survenir des changements

immédiats de stades de sommeil qui se font toujours dans le sens d'un allègement de ce dernier (diminution significative des stades de sommeil à ondes lentes et du sommeil paradoxal, au bénéfice du stade 1 ou d'éveils de durée variable) comme on le voit sur la Figure 10. On peut noter sur cette figure une plus grande latence d'endormissement et plusieurs éveils nocturnes (par rapport à une nuit sans bruit illustrée à la Figure 31). L'efficacité du sommeil n'est ici que de 83 % (il est de 97 % pour l'exemple donné à la Figure 31).



Efficacité du sommeil = 83%

Avec en ordonnées :

- **REM** : « *rapid eye movements* », abréviation pour **REM sleep** ou en français « **sommeil avec mouvements oculaires rapides** » souvent appelé « **sommeil paradoxal** »
- **1-4** : **stades 1 à 4 de sommeil lent**.

Remarque : Le jeune adulte est le même que celui de la Figure 31.

Figure 10 : Hypnogramme d'un jeune adulte lors d'une nuit perturbée par le bruit

La quantité de sommeil à ondes lentes peut être sensiblement réduite chez le jeune dormeur soumis à des bruits au cours de son sommeil (Carter 1996). La rythmicité interne du sommeil paradoxal peut également être notablement perturbée lors d'une exposition nocturne au bruit (Naitoh, Muzet *et al.* 1975; Thiessen 1988). Ces modifications ne sont pas perceptibles par le dormeur et il faut utiliser des enregistrements polysomnographiques pour pouvoir les mettre en évidence. Comme la sécrétion d'hormone de croissance est liée au sommeil à ondes lentes, une diminution du sommeil à ondes lentes a pour conséquence de diminuer la quantité d'hormone de croissance (Van Cauter, Plat *et al.* 1998; Van Cauter, Spiegel *et al.* 2008). Les perturbations de la structure du sommeil peuvent aussi avoir des effets néfastes sur le système immunitaire (Bollinger, Bollinger *et al.* 2010).

► **Réduction du temps total de sommeil**

Le bruit peut entraîner une réduction du temps total de sommeil par l'action conjuguée d'une plus longue durée d'endormissement, d'éveils nocturnes prolongés ou encore d'un éveil précoce non suivi d'un nouvel endormissement. La diminution du temps total de sommeil peut être constatée pour des niveaux d'exposition au bruit relativement faibles. Il a ainsi été montré que des bruits intermittents ayant une intensité maximale de l'ordre de 45 dBA (niveau mesuré à l'intérieur des bâtiments) peuvent augmenter la latence d'endormissement de quelques minutes à près de 20 minutes (Öhrström 1993). Dans un travail de synthèse du Ministère de la santé (1999), les auteurs ont montré que la probabilité de réveil augmentait avec le trafic aérien et ont en conséquence préconisé une limite de 15 à 20 événements

bruyants par nuit n'excédant pas 45 dBA en LA_{max} dans la chambre du dormeur si l'on souhaite éviter 90 % des réveils.

En ce qui concerne les éveils nocturnes involontaires qui fragmentent le sommeil de la personne exposée et entraînent, par là même, un amoindrissement de sa qualité, on note d'une part une grande variabilité dans la capacité d'observer un éveil pour un stade de sommeil donné (Muzet 2007) et d'autre part, que les seuils d'intensité sonore à partir desquels des éveils sont observés diminuent au fur et à mesure que le temps cumulé de sommeil augmente (Muzet 2007). De ce fait, au cours des heures matinales, les bruits ambiants peuvent plus facilement éveiller un dormeur et l'empêcher de retrouver le sommeil, ce réveil prématuré étant souvent à l'origine d'une forte réduction du temps de sommeil total.

Le seuil d'intensité sonore à partir duquel des éveils sont observés varie en fonction du stade de sommeil dans lequel se trouve plongé le dormeur. Ce seuil est plus élevé en stades 3 et 4 qu'en stades 1 et 2. Ce seuil dépend par ailleurs des caractéristiques physiques du bruit (niveau sonore atteint, fréquence de survenue, vitesse de montée ou de descente et de la différence existant entre le niveau des événements sonores et le niveau du bruit de fond ambiant (Muzet 2007), mais également, très fortement, de la signification de celui-ci. Si des éveils peuvent être obtenus pour des intensités sonores de 55 dBA et plus, la perturbation d'une séquence normale de sommeil (sans qu'un éveil ne soit nécessairement provoqué) peut apparaître pour des niveaux inférieurs. Des éveils ont été provoqués à partir de 40 dBA (Dang-Vu, McKinney *et al.* 2010). Si la fréquence des bruits nocturnes augmente, le nombre de modifications du processus hypnique ou d'éveil nocturnes augmente également, mais pas toujours de façon proportionnelle (Keefe, Johnson *et al.* 1971). Toutefois, lorsque le nombre d'événements sonores est important ou que le niveau sonore de ceux-ci est élevé, le moindre éveil nocturne peut se prolonger en raison de la persistance de la perturbation et, dans ce cas, la fragmentation du sommeil peut être très marquée. Par ailleurs, un bruit ayant une intensité croissante rapide a un effet éveillant plus marqué qu'un bruit s'établissant plus lentement, même si l'intensité maximale est identique (Basner, Müller *et al.* 2011). De même, le nom du dormeur prononcé à voix basse a un pouvoir éveillant que n'a pas un bruit neutre et un bruit d'alarme réveille plus facilement le dormeur qu'un bruit n'ayant pas de signification particulière (Oswald, Taylor *et al.* 1960).

► **Influence de l'âge et du sexe**

Si les études expérimentales montrent peu de différences entre les sexes en ce qui concerne la mauvaise qualité du sommeil due au bruit, il existe en revanche des différences notables en fonction de l'âge des personnes exposées. Ainsi, les personnes âgées se plaignent plus fréquemment des perturbations de leur sommeil dues au bruit ambiant que les personnes plus jeunes (Muzet, Ehrhart *et al.* 1981). Comme les premières sont également celles qui présentent le plus d'éveils spontanés au cours du sommeil, on peut se demander si elles sont effectivement plus sensibles au bruit ou si elles ne sont pas plus en mesure de les entendre lors de leurs périodes nocturnes d'insomnie. Les enfants sont résolument moins sensibles au bruit ambiant tant sur le plan subjectif qu'en ce qui concerne leur seuil d'éveil, mais leur réactivité végétative est identique, voire supérieure à celle observée chez l'adulte (Muzet, Ehrhart *et al.* 1981).

► **Réponses végétatives aux bruits nocturnes**

La réduction de la durée du sommeil et les modifications de sa structure ne sont pas les seuls effets de l'exposition nocturne au bruit sur le sommeil. En effet, des réponses végétatives, telles que des modifications du rythme cardiaque ou encore des phénomènes vasomoteurs, peuvent également être observées (Muzet et Ehrhart 1978). Ces modifications des grandeurs végétatives ont été rapportées pour des niveaux de bruit inférieurs de 4 à 5 dBA à ceux pour lesquels une réduction de la durée du sommeil ou des modifications de sa structure ont été mises en évidence. Par ailleurs, il a été montré que ces réponses

végétatives se produisaient alors même que le dormeur ne se plaignait pas de la qualité de son sommeil (Muzet 2007). Ceci indique que l'organisme du dormeur continue à réagir à ces perturbations environnementales, même si celles-ci passent complètement inaperçues pour ce dernier.

► **Phénomène d'habituation**

Un certain degré d'habituation au bruit ambiant existe au cours du sommeil car l'on observe le plus souvent une disparition progressive des plaintes subjectives après plusieurs jours ou plusieurs semaines d'exposition aux perturbations sonores (Muzet et Ehrhart 1980; Öhrström et Björkman 1983; Vallet, Gagneux *et al.* 1983). Cependant, cette habituation est seulement partielle et même totalement absente pour certaines perturbations objectives du sommeil. S'il existe un certain degré d'habituation des modifications au niveau de l'électro-encéphalogramme (activations centrales, changements de stades, éveils) après plusieurs nuits d'exposition, il n'existe en revanche pas d'habituation complète au bruit à long terme pour les modifications des grandeurs végétatives telles que les réponses cardiovasculaires (fréquence cardiaque et vasomotricité) même après des durées d'exposition de plusieurs années (Muzet et Ehrhart 1980; Vallet, Gagneux *et al.* 1983). Cette dissociation entre une habituation subjective rapide et la permanence de certains effets végétatifs est préoccupante car elle peut constituer un facteur de risque chez des personnes qui sont exposées depuis plusieurs années aux bruits nocturnes mais qui se déclarent peu ou pas gênées par cette situation.

► **Les effets à long terme des perturbations du sommeil**

Les effets du bruit nocturne sur le sommeil sont souvent à l'origine d'une modification de la qualité de la veille lors de la journée qui suit avec une fatigue notable se traduisant par des épisodes d'hypovigilance ou encore d'une diminution des capacités de travail ou des performances cognitives lors de cette même journée (Muzet 2007). À long terme, avec la diminution chronique de sommeil, les détériorations de performances s'aggravent (Banks, Van Dongen *et al.* 2010; Van Dongen, Maislin *et al.* 2003).

Une des questions-clés est de savoir si la permanence des réponses végétatives sur des périodes d'exposition très longues peut conduire à d'éventuelles conséquences cliniques à long terme sur l'organisme du dormeur (Carter 1998), et notamment à des troubles permanents du système cardiovasculaire (hypertension artérielle, maladies ischémiques cardiaques). Des travaux récents semblent indiquer que le déficit chronique de sommeil peut notamment avoir des effets spécifiques sur les régulations métaboliques et le comportement alimentaire (Spiegel, Knutson *et al.* 2005). Une réduction chronique de la durée du sommeil est associée en particulier à un risque accru d'obésité et de diabète (Spiegel, Knutson *et al.* 2005).

Il est donc nécessaire de faire du sommeil un enjeu de prévention car les impacts médicaux et sociétaux de ses perturbations peuvent être très importants.

5.1.1.2 Les perturbations du sommeil observées dans les études épidémiologiques

Les études épidémiologiques évaluent la qualité du sommeil grâce à des questionnaires ou par l'utilisation des consommations de somnifères ou de sédatifs. Ces études confirment les effets du bruit décrits dans de nombreuses études expérimentales (voir § 5.1.1.1) : un retard à l'endormissement, une augmentation du nombre et de la durée des éveils nocturnes, et la réduction de la durée totale du sommeil.

► **Bruit des avions**

Dans la problématique des bruits imputables aux trafics aériens, la question des vols de nuit est particulièrement importante et les perturbations du sommeil constituent l'un des effets sanitaires les plus étudiés.

En France, l'étude ETADAM (Étude des Troubles Anxio-Dépressifs et Autres Maladies), réalisée sur 221 cas et 274 témoins, a mis en évidence des troubles du sommeil avec altération de la vigilance (utilisation de l'échelle d'Epworth) chez les riverains de l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle avec une prise plus élevée de psychotropes sédatifs (Vallet et Cohen 2000).

Une autre étude française, INSOMNIA (Impact des Nuisances SONores (Maladies et INSomnie) à proximité des Aéroports) visait à apporter quelques éléments d'appréciation concernant les perturbations du sommeil en relation avec l'exposition au bruit des avions autour du même aéroport (Lainey, Nerome *et al.* 2004). Elle a été réalisée selon une méthodologie exposé/non exposé auprès de 1 000 individus.

Cette étude indique un impact du bruit des avions autour de l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle sur le sommeil et la santé en général, impact estimé à partir de déclarations individuelles et plus marqué chez les hommes, les sujets âgés et les personnes qui habitent depuis plus de 10 ans dans les zones soumises au bruit (Lainey, Nerome *et al.* 2004).

Autour de l'aéroport d'Amsterdam/Schiphol, une étude transversale²⁴ réalisée en 2004 sur 11 812 personnes a montré une association significative entre l'automédication de sédatifs et de somnifères et une exposition au bruit des avions en soirée après prise en compte des variables de confusion potentielles : pour une augmentation de 10 dBA entre 22 et 23 heures, on note une augmentation de 70 % de l'automédication (odds ratio (OR) significatif de 1,72, intervalle de confiance (IC) à 95 % = 1,27-2,32) à l'heure du coucher. Cet effet n'est plus significatif en ce qui concerne l'exposition au bruit entre 23 heures et 7 heures (OR de 1,20, IC à 95 % = 0,87-1,65). La relation est encore plus marquée pour une exposition supérieure ou égale à 60 dBA (L_{den}) (OR = 1,61, IC à 95% = 1,01 – 2,56) comparée à une exposition inférieure ou égale à 50 dBA (L_{den}). Les personnes exposées au bruit des avions rapportaient plus fréquemment une fatigue et des maux de tête (OR compris entre 1,16 et 1,47 pour une augmentation de l'exposition de 10 dBA (L_{den})) (Franssen 2004).

► **Bruit routier**

Des effets significatifs de l'exposition au bruit routier sur le sommeil (latence d'endormissement, réveils, altération de la qualité du sommeil, modification de la fréquence cardiaque, fatigue et somnolence le lendemain, *etc.*) ont été montrés par des études en laboratoire mais aussi par des études épidémiologiques au cours des 20 dernières années (de Kluizenaar, Janssen *et al.* 2009; Eberhardt 1988; Franssen et Kwekkeboom 2003; Jakovljević, Belojević *et al.* 2006; Kageyama, Kabuto *et al.* 1997; Kawada, Yosiaki *et al.* 2003; Netherlands 2004; Ohrstrom 2002; Öhrström 2004; Öhrström, Hadzibajramovic *et al.* 2006; Ouis 1999; Passchier-Vermeer et Passchier 2000).

Les perturbations observées dans les études épidémiologiques sont en règle générale d'une amplitude bien moindre que celles obtenues lors d'études expérimentales en laboratoire (Griefahn 2002).

Cette disparité s'explique notamment par la différence des techniques utilisées pour mesurer les perturbations du sommeil (questionnaires pour les études épidémiologiques, enregistrements polysomnographiques et/ou questionnaires pour les études expérimentales)

²⁴ Étude transversale (épidémiologie) : étude qui examine la relation entre une maladie et d'autres facteurs présents dans une population, à une période donnée. Ce type d'étude ne permet pas nécessairement de déterminer la séquence temporelle des causes et de leurs effets.

et les niveaux de bruit (niveaux extérieurs pour les études épidémiologiques, niveaux intérieurs pour les études expérimentales).

Par ailleurs, il existe assez peu de données épidémiologiques permettant de quantifier une relation dose-réponse entre l'exposition au bruit routier et ses effets sur le sommeil.

5.1.2 Les effets du bruit sur le système cardiovasculaire

5.1.2.1 Hypertension artérielle

► **Bruit des avions**

Des études répétées autour de l'aéroport d'Amsterdam/Schiphol aux Pays-Bas se sont intéressées à la relation entre exposition au bruit des avions et la prise de médicaments, que ce soit au niveau individuel à partir de la prise auto-déclarée de médicaments antihypertenseurs ou au niveau écologique à partir des prescriptions médicales vendues par les pharmacies. Ces études ont mis en évidence une augmentation de prise de médicaments concernant la sphère cardiovasculaire (risque relatif (RR) entre 1,2 et 1,4 pour une différence de 10 dBA entre les niveaux de bruit) (Franssen 2004; Knipschild 1977a; Knipschild 1977b; Knipschild et Oudshoorn 1977). Comparativement à une exposition sur la journée entière, ces effets étaient supérieurs pour une exposition pendant la nuit. De plus, un risque significativement plus élevé d'hypertension a été mis en évidence (RR = 1,7, IC à 95 % = 1,4-2,2) pour une différence entre les niveaux de bruit d'avion d'environ 10 dBA. En ce qui concerne la prévalence de toutes les maladies cardiovasculaires (incluant une tension artérielle élevée), un risque relatif significatif de 1,8 a été trouvé (Knipschild 1977a).

Une étude transversale suédoise autour de l'aéroport de Stockholm a mis en évidence une relation dose-réponse entre l'exposition résidentielle au bruit d'avions et l'hypertension auto-déclarée (consommation de médicaments anti-hypertenseurs) ou diagnostiquée par un médecin (mesure de la pression artérielle) : les risques relatifs s'étendent de 1,1 à 2,1 pour des niveaux de bruit entre 53 et 63 dBA. L'analyse de la tendance donne un risque relatif de 1,3 (IC à 95 % = 0,8-2,2) pour une différence entre les niveaux de bruit de 5 dBA (Rosenlund, Berglind *et al.* 2001).

Une étude japonaise réalisée à proximité d'une base militaire a montré une relation dose-réponse entre le bruit d'avions et la prévalence de l'hypertension artérielle mesurée cliniquement (Matsui, Uehara *et al.* 2004). Cependant, les effets ont été trouvés pour des niveaux de bruit supérieurs à ceux existant à proximité des aéroports civils.

Une augmentation de la tension artérielle des enfants habitant dans les zones très bruyantes autour de grands aéroports a pu être établie : Los Angeles (Cohen, Evans *et al.* 1980a; Cohen, Krantz *et al.* 1981b), Sydney (Morrell, Taylor *et al.* 1998) et Munich (Hygge, Boman *et al.* 2003).

L'étude transversale européenne RANCH (*Road Traffic and Aircraft Noise and Children's Cognition and Health : Exposure – Effect, Relationships and Combined Effects*) est une étude multicentrique réalisée en 2002 et intégrant 2 000 enfants de 9 et 10 ans, dans 89 écoles autour des aéroports d'Amsterdam/Schiphol, de Londres/Heathrow et de Madrid/Barajas. Cette étude a montré une relation non significative entre l'exposition au bruit des avions à l'école et les mesures de tension artérielle systolique et diastolique et du rythme cardiaque après ajustement sur les facteurs de confusion pertinents. En revanche, cette étude a mis en évidence une association significative entre niveaux de bruit des avions à la maison de 7 h à 23 h et tensions artérielles systolique et diastolique. L'exposition chronique au bruit des avions la nuit, à la maison, est également associée positivement à la tension artérielle ; toutefois, cette association n'est significative que pour la tension artérielle systolique (Van Kempen, Van Kamp *et al.* 2006).

► **Bruit routier**

Babisch (Babisch 2006b) a identifié une dizaine d'études examinant le risque d'hypertension artérielle lié à l'exposition au bruit routier et a conclu que les résultats étaient hétérogènes. Cependant, les études menées ces dernières années montrent des associations positives significatives entre l'exposition au bruit routier et l'hypertension (Barregard, Bonde *et al.* 2008; Barregard, Bonde *et al.* 2009; Bluhm, Berglind *et al.* 2007; de Kluizenaar, Gansevoort *et al.* 2007).

Il existe une seule étude prospective s'intéressant à l'incidence de l'hypertension artérielle chez les hommes (Eriksson, Rosenlund *et al.* 2007). Elle a été réalisée autour du principal aéroport de Stockholm et elle a montré un RR de 1,10 (IC à 95 % = 1,01-1,19) pour une différence entre les niveaux de bruit de 5 dBA. Une autre analyse des mêmes données mais incluant les femmes et utilisant le L_{den} comme mesure de l'exposition a montré une interaction non significative avec le sexe avec un RR de 1,21 (IC à 95 % = 1,05-1,39) chez les hommes et un RR de 0,97 (IC à 95 % = 0,83-1,13) chez les femmes pour une différence entre les niveaux de bruit de 5 dBA (Eriksson, Bluhm *et al.* 2010). Une interaction significative avec la gêne a également été mise en évidence : le RR pour une différence entre les niveaux de bruit de 5 dBA est de 1,42 (IC à 95 % = 1,11-1,82) chez les sujets qui se déclarent gênés et de 0,91 (IC à 95 % = 0,77-1,07) chez les sujets qui ne se déclarent pas gênés.

L'étude la plus importante et la plus récente est l'étude HYENA (*HYpertension and Exposure to Noise near Airports*). Elle visait à mesurer l'impact sur la tension artérielle et les maladies cardiovasculaires du bruit généré par les trafics aériens et la circulation routière auprès de 4 800 personnes âgées de 45 à 70 ans et vivant depuis au moins 5 ans à proximité d'un des six aéroports européens majeurs (Milan/Malpensa, Berlin/Tegel, Stockholm/Arlanda, Londres/Heathrow, Amsterdam/Schiphol, et le nouvel aéroport d'Athènes). Cette étude transversale a mis en évidence un risque élevé d'hypertension liée principalement à une exposition au bruit des avions la nuit autour des six aéroports après prise en compte des facteurs de confusion potentiels (OR associé à une augmentation du bruit de 10 dBA = 1,14, IC à 95% = 1,01-1,29), mais également au trafic routier sur la journée entière (OR associé à une augmentation du bruit de 10 dBA = 1,10, IC à 95% = 1,00-1,20) (Jarup, Babisch *et al.* 2008). Cette étude a également établi une relation entre le bruit des avions subi la nuit (Milan/Malpensa, Stockholm/Arlanda, Londres/Heathrow, et Athènes) et une augmentation de la tension artérielle (Haralabidis, Dimakopoulou *et al.* 2008b).

5.1.2.2 Maladies cardiaques ischémiques

Une méta-analyse²⁵ de Babisch reprenant l'ensemble des résultats publiés entre 1970 et 1999 montre une augmentation extrêmement faible mais significative (méta-risque relatif pour 5 dBA : 1,09, IC à 95 % = 1,05-1,13) du risque de maladies cardiaques ischémiques en relation avec l'exposition au bruit des transports routiers. Cette relation n'est pas retrouvée lorsque seuls les infarctus du myocarde sont considérés (méta-risque relatif pour 5 dBA : 1,03, IC à 95 % = 0,99-1,09). De plus, les auteurs soulignent que la signification des relations observées est limitée par la difficulté de caractérisation de l'exposition et les effets des facteurs de confusion (Babisch 2006a).

Une étude menée en Suède a montré une association entre le risque d'infarctus du myocarde et une exposition sur le long terme au bruit routier de plus de 50 dBA (OR = 1,38, IC à 95 % = 1,11-1,71) (Selander, Nilsson *et al.* 2009).

²⁵ une méta-analyse désigne le regroupement de plusieurs études épidémiologiques ayant pour but d'augmenter le nombre de sujets et donc la puissance statistique à mettre en évidence une association entre un facteur de risque et une maladie, si elle existe

(Huss, Spoerri *et al.* 2010) ont étudié la relation entre la mortalité par infarctus du myocarde et l'exposition au bruit des avions à proximité des aéroports suisses, en prenant notamment en compte la pollution atmosphérique. Ils ont mis en évidence une relation dose-réponse avec le niveau et la durée d'exposition. Le risque de décès par infarctus du myocarde des personnes exposées à des niveaux de bruit d'avion supérieurs à 60 dBA est 1,3 fois plus élevé (IC à 95% = 0,96-1,7) que celui des personnes exposées à des niveaux inférieurs à 45 dBA. Ce risque devient significatif chez les personnes qui habitent au même endroit depuis au moins 15 ans (1,5, IC à 95% = 1,0-2,2) (Huss, Spoerri *et al.* 2010). Il s'agit de 22 cas de personnes âgées sans prise en compte de données socioéconomiques individuelles. Ainsi, ces résultats doivent être pris avec précaution et mériteraient d'être consolidés.

5.1.2.3 Accident vasculaire cérébral

Une étude danoise récente s'est intéressée à la relation entre l'exposition au bruit routier et le risque d'accident vasculaire cérébral, ce qu'aucune étude n'avait recherché auparavant. Cette étude met en évidence un risque accru d'accident vasculaire cérébral (RR = 1,14, IC à 95% = 1,03-1,25) lorsque l'exposition au bruit routier augmente de 10 dBA (L_{den}). Il existe une interaction significative avec l'âge : cette association est mise en évidence chez les plus de 64 ans (RR = 1,27, IC à 95 % = 1,13-1,43) mais pas chez les moins de 64 ans (RR = 1,02, IC à 95% = 0,91-1,14). Ces RR sont ajustés sur un grand nombre de facteurs de confusion potentiels, notamment sur la pollution atmosphérique liée à la circulation automobile et sur l'exposition aux bruits aérien et ferroviaire (Sørensen, Hvidberg *et al.* 2011).

5.1.3 Les effets du bruit sur le système neuroendocrinien

L'exposition au bruit est une source de stress. Le stress est une réponse physiologique non spécifique d'un organisme à l'agression de tout genre d'agent nocif (Selye 1936), qui sert à la survie. Pour une réponse adéquate, les deux systèmes majeurs du système neuroendocrinien que sont le système sympathique médullo-surrénalien et l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien agissent de concert avec les autres systèmes neuroendocriniens (Padgett et Glaser 2003). L'élévation chronique du taux des hormones produites par ces deux systèmes (adrénaline, noradrénaline et cortisol) peut avoir des conséquences nocives en influençant le métabolisme du glucose et des graisses, le système immunitaire, la fréquence cardiaque et la pression artérielle (Padgett et Glaser 2003; Sapolsky 2000), notamment lors de l'exposition au bruit au cours du sommeil (Muzet 2002).

Une étude menée sur un sous-échantillon de l'étude HYENA décrite précédemment a mis en évidence une augmentation des niveaux de cortisol le matin chez les femmes exposées au bruit des avions (Selander, Bluhm *et al.* 2009). La plupart des études qui ont évalué la sécrétion d'hormones de stress en relation avec l'exposition au bruit routier concluent à l'existence d'un effet significatif (Babisch 2003; Babisch, Fromme *et al.* 2001; Ising, Ising *et al.* 2002). Mais les études concernant les réponses hormonales au bruit d'avions sont trop rares chez les adultes pour en tirer des conclusions.

Une étude longitudinale²⁶ réalisée autour de l'aéroport de Munich (Evans, Bullinger *et al.* 1998; Evans, Hygge *et al.* 1995; Hygge, Evans *et al.* 2002) s'est intéressée aux concentrations en hormones de stress chez les enfants, en lien avec le bruit des avions. Il a

²⁶ Les études longitudinales visent à comparer la morbidité ou la mortalité observée dans un ou plusieurs groupes d'individus initialement indemnes de la maladie et définis en fonction de leur exposition à un facteur de risque supposé de cette maladie. Pour cela, elles consistent à suivre au cours du temps une population pour s'intéresser à la survenue de la maladie ou à rechercher dans le passé (antérieurement à la survenue de la maladie) une exposition à un facteur de risque.

été trouvé une augmentation (relation dose-réponse) des catécholamines (adrénaline et noradrénaline) entre la phase précédant l'ouverture du nouvel aéroport et sa mise en fonctionnement, et donc l'exposition au bruit d'avions. En revanche, il n'a pas été mis en évidence d'augmentation du cortisol. Une étude menée autour de l'aéroport de Heathrow à Londres (Haines, Stansfeld *et al.* 2002) n'a pas montré des concentrations en catécholamines et en cortisol plus élevées chez les enfants exposés que dans le groupe non exposé.

Des niveaux élevés de glucocorticoïdes ont été associés à une atrophie et une plasticité neuronale réduite, ce qui a des conséquences pour la mémoire et le développement de pathologies mentales (Dranovsky et Hen 2006; Sapolsky 2000).

Il est possible que l'exposition chronique au bruit non seulement augmente le stress mais que ce stress chronique lui-même change la régulation au niveau central ainsi que les seuils de réaction et pourrait de ce fait changer la sensibilité aux maladies associées au stress.

5.1.4 Les effets du bruit sur la santé mentale

Si le bruit ne paraît pas être une cause directe de maladie mentale, ce facteur pourrait cependant accélérer et intensifier le développement de désordres mentaux tels que la dépression ou l'anxiété.

Les études, déjà anciennes, autour de l'aéroport de Heathrow à Londres s'intéressant aux admissions en hôpital psychiatrique n'ont pas montré d'association avec l'exposition au bruit des avions (Abey-Wickrama, A'Brook *et al.* 1969; Gattoni et Tarnopolsky 1973; Morrell, Taylor *et al.* 1997). Cependant, les admissions hospitalières sont un indicateur biaisé de représentations des pathologies psychiatriques du fait de l'inégalité d'accès aux systèmes de soins.

Une étude longitudinale sur le sujet a confirmé les résultats des études transversales antérieures : le bruit n'est pas une cause importante de désordres psychiatriques, il peut néanmoins contribuer à augmenter l'anxiété (évaluée à partir du *General Health Questionnaire* et validée par un entretien psychiatrique). Il n'est cependant pas exclu que l'association entre l'exposition au bruit et la santé mentale soit masquée par l'effet de modification de variables qui n'ont pas été mesurées ou par des biais de réponse dans la mesure de la morbidité (Stansfeld, Gallacher *et al.* 1996).

Dans l'étude INSOMNIA réalisée autour de l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle (voir § 5.1.1.2), les auteurs ont utilisé le *General Health Questionnaire* afin de dépister des troubles psychiatriques chez 500 sujets exposés au bruit des avions en comparaison à 500 personnes non exposées. Le score du domaine « symptômes somatiques » est plus élevé parmi la population exposée. Celui de « anxiété insomnie » est à la limite de la significativité et celui de « dépression sévère » est quasiment identique dans les deux groupes (Lainey, Nerome *et al.* 2004).

Une étude réalisée en Sardaigne auprès de 71 sujets exposés et 284 sujets non exposés a mis en évidence une association entre l'exposition au bruit des avions et l'anxiété, basée sur une entrevue psychiatrique structurée et standardisée (Hardoy, Carta *et al.* 2005).

En revanche, une étude longitudinale réalisée autour de l'aéroport d'Amsterdam/Schiphol n'a pas révélé d'association entre l'exposition au bruit des avions et la santé mentale mesurée par un questionnaire, ni avant ni après l'ouverture d'une cinquième piste (Van Kamp, Houthuijs *et al.* 2007).

D'autres études utilisant la consommation de médicaments prescrits en rapport avec des affections neuropsychiatriques ou psychosomatiques tels que les antidépresseurs et autres psychotropes ont permis d'approcher une population exposée plus large. L'étude transversale ETADAM (voir § 5.1.2.1) a montré que la prescription de médicaments à visée neuropsychiatrique ainsi que les manifestations d'anxiété avaient tendance à augmenter dans les zones les plus bruyantes autour de l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle. Cette

étude a aussi révélé le rôle important de nombreux autres facteurs, socioéconomiques notamment, susceptibles de modifier la relation entre l'exposition au bruit et l'état de santé (Cohen 2007; Cohen et Mosnier 1999; Vallet et Cohen 2000).

En revanche, des travaux réalisés autour de l'aéroport d'Amsterdam/Schiphol n'ont pas trouvé de relation entre l'exposition au bruit des avions et la consommation de sédatifs ou d'antidépresseurs prescrits (voir § 5.1.1.2) (Franssen 2004).

D'après une revue de la littérature réalisée par Stansfeld, la principale difficulté concernant l'étude des troubles mentaux réside dans l'évaluation objective de l'état de santé mentale (Stansfeld, Haines *et al.* 2000).

Dans les trois études réalisées par Haines autour de l'aéroport de Heathrow à Londres, l'exposition au bruit des avions à l'école n'est pas systématiquement associée à des niveaux de stress et d'hyperactivité plus élevés chez les enfants. Le bruit des avions ne serait pas non plus à l'origine de dépressions, d'anxiété ou de maladies mentales chez les enfants. Ces études qui combinent une approche transversale avec une approche longitudinale prennent en compte les différents facteurs de confusion, notamment sociodémographiques, et évaluent la santé mentale des enfants par des questionnaires (Haines, Stansfeld *et al.* 2001a; Haines, Stansfeld *et al.* 2001b; Haines, Stansfeld *et al.* 2001c).

L'étude transversale européenne RANCH (voir § 5.1.2.1) menée autour des aéroports d'Amsterdam/Schiphol, de Londres/Heathrow et de Madrid/Barajas a montré que l'exposition au bruit des avions à l'école affectait la qualité de vie des enfants (évaluée par questionnaire rempli par les enfants eux-mêmes, ainsi que par leurs parents) mais n'a pas mis en évidence d'association entre l'exposition au bruit des avions et la santé mentale des enfants (évaluée à partir d'un questionnaire rempli par les parents) (Stansfeld, Berglund *et al.* 2005).

Les preuves d'un lien entre bruit et santé mentale restent faibles et la plupart du temps basées seulement sur des auto-évaluations à partir de questionnaires. Par ailleurs, les facteurs de confusion n'ont pas toujours été bien pris en compte.

5.2 Effets psychosociaux du bruit et impacts sanitaires

La gêne constitue l'un des effets du bruit les plus étudiés. D'autres effets psychosociologiques du bruit ont été documentés dans la littérature scientifique : agressivité et troubles du comportement, diminution de la sensibilité et de l'intérêt à l'égard d'autrui et dégradation des apprentissages scolaires. Ces effets se manifestent aussi bien à l'échelle de l'individu qu'à celle des territoires.

5.2.1 La gêne due au bruit

5.2.1.1 Un effet prédominant du bruit environnemental

Selon l'enquête nationale sur les nuisances des transports menée par l'INRETS en 2005 (INRETS 2009), le bruit dans les transports s'avère être la deuxième préoccupation environnementale des français (56 %), derrière la pollution de l'air (78 %). Lorsque l'on considère la nuisance ressentie au domicile, le bruit devient la première des nuisances. Le baromètre santé-environnement de l'Inpes identifie un lien statistique entre la prévalence des déclarations de gêne ressentie au domicile et la présence de sources de nuisances sonores à proximité du logement ou son survol par des avions en phase de décollage ou d'atterrissage.

Le Tableau 12 présente très succinctement les différentes enquêtes sur la gêne liée au bruit les plus récentes (entre 2000 et 2010) réalisées en France sur des échantillons nationaux représentatifs, comprenant une question sur la gêne ressentie et attribuée au bruit « en général ». Comme rappelé précédemment (§ 2.3.5), les études psychosociologiques du bruit

s'appuient le plus souvent sur la gêne déclarée et les résultats de ces enquêtes varient en fonction des modalités de l'enquête et notamment des questions posées. Ce tableau illustre la diversité des énoncés et des modes de recueil utilisés pour questionner le grand public sur la gêne ressentie due au bruit. Toutefois, au-delà de cette diversité, il faut noter que la proportion de personnes se déclarant gênées par le bruit est toujours très significative, attestant ainsi de l'ampleur de ce problème.

Tableau 12 : Résultats obtenus dans le cadre de six enquêtes sur la gêne liée au bruit réalisées entre 2000 et 2010

Référence	Echantillon	Mode de passation du questionnaire	Question posée	% de réponses parmi les items de réponses proposés :		
				Réponses positives	Réponses négatives	Sans opinion
Baromètre santé de l'INPES (2000)	13 685 personnes de 18 à 75 ans	Téléphone (BVA)	Êtes-vous gêné(e) par le bruit ?	souvent : 22 % parfois : 34 %	rarement : 26 % jamais : 18 %	-
Baromètre environnement du GRETS (2004)	2 636 personnes de 15 ans et +	Voie postale (panel Sofres)	Dans votre vie de tous les jours, êtes-vous personnellement gêné(e) par le bruit ?	oui : 26 %	non : 72 %	2 %
Baromètre environnement du GRETS (2006)	2 336 personnes de 15 ans et +			oui, souvent : 13 %, oui, parfois : 24 %,	non, rarement : 51 % non, jamais : 11 %	1 %
Baromètre santé-environnement de l'INPES (2007)	6 007 personnes de 18 à 75 ans	Téléphone (Atoo)	À votre domicile, êtes-vous gêné(e) par le bruit ?	en permanence : 2,8 % souvent : 11,8 %	rarement : 40,5 % jamais : 44,9 %	-
Baromètre environnement du GRETS (2008)	2 551 personnes de 15 ans et +	Voie postale (panel Sofres)	Dans votre vie de tous les jours, êtes-vous personnellement gêné(e) par le bruit ?	oui, souvent : 13 % oui, parfois : 23 %	non, rarement : 52 % non, jamais : 12 %	-
Enquête du Ministère de l'écologie (2010)	1 000 personnes de 18 ans et +	Face-à-face à domicile (Sofres)	Êtes-vous personnellement gêné par le bruit à votre domicile ?	en permanence : 4 % souvent : 19 %	rarement : 43 % jamais : 32 %	2 %

S'agissant plus spécifiquement du bruit engendré par le trafic aérien, depuis les années 1970, près de 180 enquêtes de terrain ont été menées auprès de riverains d'aéroports afin d'évaluer leur gêne face au bruit (Bassarab, Sharp *et al.* 2009). En France, les premiers travaux de recherche sur la gêne due au bruit d'avion ont été menés dès 1971 (François 1979). Plus récemment, une dizaine d'études sur la gêne ont été menées autour de grands aéroports européens : Paris-Charles de Gaulle et Paris-Orly (Faburel 2001; Vallet et Cohen 2000), Manchester (Bristow et Wardman 2006), Londres/Heathrow (Haines, Stansfeld *et al.* 2001a; Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Haines, Stansfeld *et al.* 2001b; Haines, Stansfeld *et al.* 2001c; Vallet et Cohen 2000), Zürich-Kloten (Wirth, Brink *et al.* 2003), Amsterdam/Schiphol (Franssen et Kwekkeboom 2003) ou Francfort (Schreckenberger, Meis *et al.* 2010).

Le bruit des avions est aussi reconnu par les experts comme la nuisance environnementale la plus gênante pour les enfants (OMS-UNICE 2004). Dans la plupart des études, les enfants exposés chroniquement au bruit des avions expriment un désagrément significatif et des ressentis cohérents avec ceux des adultes (irritation, colère, peur) (Evans, Bullinger *et al.* 1998; Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Haines, Stansfeld *et al.* 2001c; Hygge, Evans *et al.* 1996; Stansfeld, Berglund *et al.* 2005).

► Sources de bruit à l'origine de la gêne

Les principales sources de bruit au domicile qui gênent le plus les français semblent davantage provenir de l'extérieur des habitations puisqu'il s'agit des transports et du voisinage (Inpes 2007; Sofres 2010) (Tableau 13).

Si les transports constituent la principale source de nuisance sonore selon une majorité de français, c'est surtout à cause de la circulation routière qui est la source de bruit à laquelle le plus de personnes sont exposées (voir Tableau 8). Le transport aérien et le transport ferroviaire ne semblent gêner qu'une part bien plus faible de la population (par exemple, dans le baromètre santé environnement de l'INPES (2007), 27 % déclarent que les bruits de la circulation routière les gênent à leur domicile, contre seulement 5 % pour les avions, et 3 % pour les trains, les RER ou le métro).

Tableau 13 : Principales sources de bruit au domicile identifiées par les enquêtés

	Baromètre santé de l'INPES (2007)		Enquête Sofres (2010)	
Question posée	« Parmi les bruits que vous entendez à votre domicile, pouvez-vous me dire quels sont ceux qui vous gênent ? »		« Selon vous, quelles sont les principales sources de nuisances sonores ? »	
Principales sources de bruit au domicile identifiées	Transports, dont :	44 %	Transports, dont :	54 %
	<i>Circulation routière en général</i>	27 %	<i>Circulation routière</i>	32 %
	<i>Les deux roues à moteur</i> ²⁷	9 %	-	-
	<i>Les avions</i>	5 %	<i>Transport aérien</i>	7 %
	<i>Les trains, les RER ou le métro</i>	3 %	<i>Transport ferroviaire</i>	4 %
	-	-	<i>Sans opinion</i>	11 %
	Bruits de voisinage (conversations, cris, pas, télévision, musique, aboiements, appareils électroménagers, etc.)	22 %	Comportements (bruits de voisinage)	21 %
	Bruits qui émanent de la rue hors bruits de circulation (bruits des commerces, des chantiers, des écoles, des bennes à ordures, des sirènes, etc.)	9 %	Activités industrielles et commerciales	9 %
	Sans opinion	-	Sans opinion	16 %

Ces résultats sont cohérents avec ceux d'une autre enquête nationale sur les nuisances environnementales des transports menée par l'INRETS en 2005 sur un échantillon de 2 000 personnes. Selon cette enquête, le bruit routier est perçu par 53 % des français, 30 % se disent gênés, et 12,5 % se disent très gênés (INRETS 2009). Cette étude confirme que les nuisances sonores qui gênent le plus les français semblent davantage provenir de l'extérieur des habitations (notamment transports routiers et bruits de voisinage extérieurs à l'habitation) plutôt que de l'intérieur (voir Tableau 9). Le classement des moyens de transport en fonction des déclarations de gêne attribuable au bruit (Tableau 14) établi par d'autres travaux confirme une nouvelle fois la prédominance du trafic routier comme source de gêne sonore pour les français.

²⁷ Les deux-roues motorisés sont distingués des autres moyens de transport. Par opposition, les déclarations de gêne associées aux bruits des deux-roues motorisés, comme pour les bruits de voisinage, se rapportent généralement à des personnes dont les comportements sont jugés gênants (catégorisés en qualité d'incivilités) et renvoient à une perception différente (Inpes (2007) Baromètre santé environnement. Inpes.

Tableau 14 : Moyens de transport à l'origine de la gêne due au bruit

Moyen de transport	% de personnes gênées	% de l'ensemble des réponses
Voitures	51,8	20,4
Deux-roues motorisés, scooters	42,7	16,8
Poids lourds	37,8	14,9
Circulation routière en générale	35,2	13,9
Camions de livraison	18,3	7,2
Autobus, autocars	16,5	6,5
Véhicules de secours (ambulances, pompiers)	7,5	3,0
Avions de ligne	9,6	3,8
Avions militaires	7,3	2,9
Hélicoptères	7,1	2,8
Avions de loisir	2,9	1,1
Autres trains de passagers que TGV	3,9	1,5
Trains de marchandises	3,7	1,4
Circulation des trains en général	2,8	1,2
TGV	1,3	0,5
Tramways	1,3	0,5
Métros	0,7	0,3
Autres moyens de transports	1,0	0,4

Base : 675 individus « au moins moyennement » gênés par le bruit des transports

Source : (INRETS 2009).

La comparaison de ces résultats avec ceux d'une enquête réalisée 20 années auparavant en 1986 montre une indéniable évolution de la perception des expositions sonores des transports, comme le montre le Tableau 15. Cependant, l'évolution des expositions sonores entre ces deux périodes ne saurait à elle seule expliquer le fort accroissement du pourcentage de déclaration de gêne due aux transports, notamment concernant les bruits des aéronefs. Il y aurait ici une manifestation de la sensibilité croissante à la qualité des environnements sonores, donc la confirmation du poids grandissant des facteurs psychosociologiques.

Tableau 15 : Comparaison 2005-1986 du pourcentage de français se déclarant gênés par les nuisances sonores des transports

Mode de transport	% de personnes se déclarant gênées	
	Année 1986	Année 2005
Route	18,9	45,3
Rail	2,1	4,7
Aéronefs	1,9	11,3
Total	22,9	52,0

Source : (INRETS 2009)

Concernant les caractéristiques des bruits les plus gênants, les français se montrent plus sensibles aux bruits intenses répétés qu'aux bruits de fond permanents, auxquels il semble

plus facile de s'habituer (Sofres 2010) : 50 % se disent davantage gênés par les premiers (63 % des Parisiens et 57 % des personnes vivant en appartement) quand 29 % sont au contraire davantage gênés par un bruit de fond et 21 % sont sans opinion.

► **Caractéristiques de la population gênée par le bruit**

La gêne déclarée touche particulièrement les habitants des grandes agglomérations (Sofres 2010). Elle s'avère plus élevée dans les habitats collectifs urbains, pour lesquels les expositions au bruit cumulées sont importantes, qu'en maison individuelle et en zone rurale (Peretti-Watel 2000; Peretti-Watel 2002). Elle est également très liée à l'insatisfaction à l'égard du logement et du quartier, la gêne ressentie s'accroissant avec l'insatisfaction à l'égard d'un habitat dégradé et insécurisé (Inpes 2007).

Lorsque l'on cherche à caractériser les conditions de logement dans les enquêtes quantitatives, on observe souvent un cumul de nuisances, avec une partie des enquêtés qui vivent dans des logements collectifs exigus, sans extérieur, dans des quartiers bruyants, dégradés, exposés à la pollution de l'air, mal desservis par les transports en commun, en manque de commerces de proximité : il est alors difficile d'isoler l'effet propre de la gêne ressentie à cause du bruit au domicile. En revanche, une fois contrôlés les effets propres aux caractéristiques individuelles des personnes interrogées, le fait de vivre dans ce type de logements bruyants est un déterminant statistiquement significatif du sentiment d'insécurité (Peretti-Watel 2000), mais aussi du tabagisme (Peretti-Watel, Constance *et al.* 2009). De plus, le transport aérien gêne particulièrement les jeunes familles (24 %), les habitants de l'agglomération parisienne (22 %) et des communes de moins de 30 000 habitants (20 %) (Inpes 2007). Le bruit du transport ferroviaire est quant à lui davantage ressenti par les jeunes (13 % des 18-24 ans) et les habitants de communes de plus de 30 000 habitants (12 %) (Inpes 2007). Il est également intéressant de noter que les personnes résidant dans une maison individuelle sont plus gênées que la moyenne par le transport aérien (18 %) alors que celles habitant un appartement se disent plus gênées par le transport ferroviaire (14 %) (Sofres 2010).

Enfin, les effets du bruit ambiant sur la santé sont plus souvent ressentis parmi les personnes les plus diplômées, les cadres et les professions intermédiaires (Constance, Grenetier *et al.* 2008).

Sans revenir sur les conditions qui ont conduit au choix de la mesure de la gêne liée au bruit par des enquêtes souvent socio-acoustiques, en tant qu'effet sanitaire *per se*, il est intéressant de discuter de sa valeur relative en comparaison des effets sanitaires plus classiques, tels que la perturbation du sommeil, la santé mentale ou les pathologies cardiovasculaires. Remarquons d'emblée que le rapport de l'OMS sur le fardeau global en maladies montre que la gêne a une très forte contribution en termes de pertes d'années de vie en bonne santé (exprimée en DALYs). Les différences d'ordres de grandeur sont éloquentes : 654 000 DALYs pour la gêne, contre 61 000 pour les maladies ischémiques du cœur (OMS 2011). C'est la perturbation du sommeil qui arrive en premier avec plus de 900 000 DALYs (voir Figure 11).

Évidemment, le choix des facteurs d'incapacité introduit des incertitudes dans le calcul, mais les écarts restent très importants. Dans une revue sur l'impact des réactions subjectives sur la relation bruit - santé (Job 1996), l'auteur soulignait que certains composants de la réaction négative sont liés à des effets sur la santé, perturbation du sommeil, santé mentale, *etc.* Il insistait sur le fait que les données de corrélations rapportées dans la littérature ne permettaient pas d'inférer le sens de la causalité. De manière générale, le lien entre stress mental (quelles que soient les causes) et pathologies cardiovasculaires semble clairement établi (Graeber, Soufer *et al.* 2006).

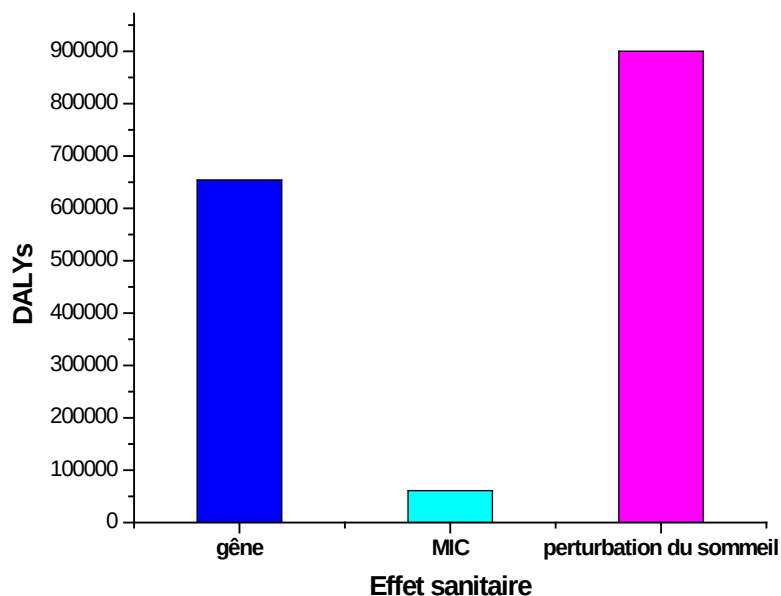


Figure 11 : Pertes d'années de vie en bonne santé (DALYs) pour les effets sanitaires suivants liés au bruit : gêne, maladies ischémiques du cœur (MIC) et perturbation du sommeil (source : OMS 2011)

► *Gênes et problèmes de santé déclarés liés au bruit*

La gêne liée au bruit n'est pas sans conséquence sur la santé, le comportement ou l'humeur des français. En effet, 28 % d'entre eux ont déjà été gênés par le bruit au point de se sentir très irritable (dont 12 % souvent), 26 % au point de ne pas trouver le sommeil ou de ne pas se rendormir (dont 8 % souvent), 26 % au point de ne pas pouvoir se concentrer sur leurs activités (dont 8 % souvent), 25 % au point d'être très fatigué (dont 10 % souvent) et 14 % au point de sortir de chez eux (Sofres 2010). Le fait de devoir suspendre sa conversation à cause du bruit est également une expérience vécue par 22 % des français (dont 7 % souvent) (Sofres 2010).

Enfin, conséquence plus rare mais relativement radicale, 15 % des français ont déjà été gênés par le bruit au point d'envisager de déménager (20 % dans l'agglomération parisienne) (Sofres 2010).

Outre l'évaluation de la gêne, certaines études s'accompagnent d'une évaluation des effets rapportés du bruit des avions sur la santé. Dans une étude transversale réalisée sur 11 812 personnes autour de l'aéroport d'Amsterdam/Schiphol, les personnes gênées expriment ainsi plus souvent que les populations témoins un sentiment de baisse de la qualité de vie et un état de santé rapporté moins bon (Franssen 2004).

Une enquête portant sur la gêne et les effets sur la santé rapportés (stress, anxiété, perturbations du sommeil) a été réalisée autour de Paris-Charles de Gaulle et Paris-Orly en 1998 auprès de 1 400 riverains de 36 communes (Vallet et Cohen 2000). L'exposition aux nuisances sonores des aéroports a été modélisée et complétée par des mesures acoustiques. De cette étude, il ressort que le bruit des avions constitue la première dépréciation du cadre de vie des riverains des aéroports de Paris-Charles de Gaulle et de Paris-Orly et plus particulièrement une gêne quelle que soit l'heure de la journée, avec cependant un pic en soirée. Les personnes les plus gênées sont celles qui imputent au bruit des effets sur la santé (insomnie, angoisse, migraines, etc.), ainsi qu'une incidence sur leurs activités quotidiennes (écoute de la radio et de la télévision) et sur leurs comportements (fermeture des fenêtres, intention de déménager). Ces personnes portent aussi le plus

souvent un regard négatif tant sur l'action préventive que sur l'action curative des pouvoirs publics, ce qui les pousse à entreprendre des actions pour s'informer ou se plaindre.

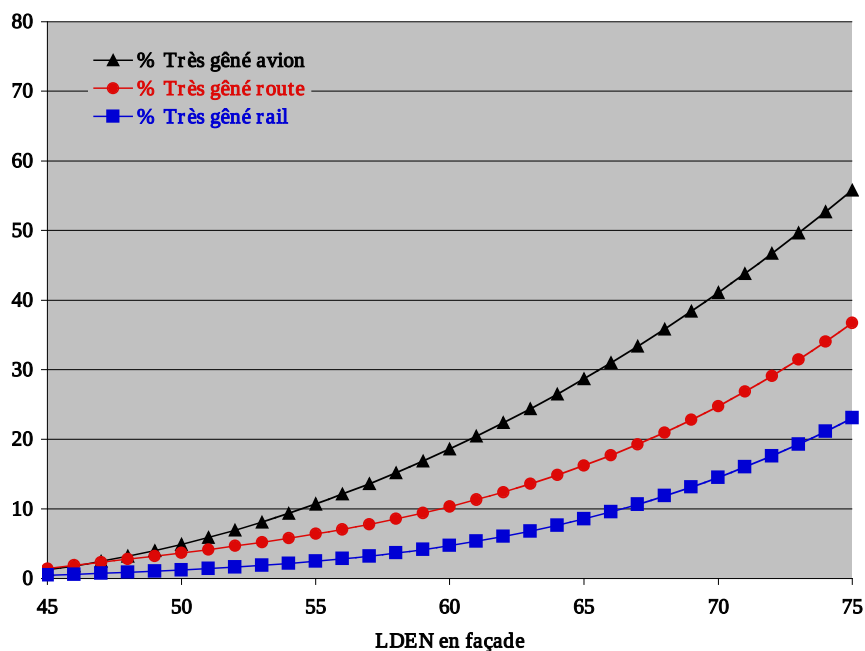
En outre, la gêne due au bruit des avions apparaît interdépendante avec la trajectoire résidentielle et le vécu des évolutions passées et futures de l'environnement sonore. L'ancienneté résidentielle semble avoir ici un rôle important (Faburel 2001; Faburel 2003). Elle est aussi dépendante de facteurs personnels, psychologiques comme la sensibilité au bruit par exemple, mais aussi de facteurs situationnels, relatifs à la localisation et la qualité de l'habitat (la vue des avions, le niveau de l'isolation de façade du logement, etc.). Les corrélations entre les niveaux d'exposition au bruit estimés à partir des PEB ou des PGS et les réponses individuelles de gêne sont positives et significatives bien que modestes (coefficient de corrélation égal à 0,26) (Faburel 2001). La force de ces corrélations se trouve légèrement améliorée (coefficient de corrélation égal à 0,30) pour des indices mesurés comme le LA_{eq} et ses dérivés (L_{dn} et L_{den} notamment) (Vallet et Cohen 2000).

5.2.1.2 Des relations exposition-réponse imparfaites

L'étendue des données empiriques sur les impacts sanitaires du bruit est considérable. Néanmoins, malgré le nombre d'études accumulées depuis plusieurs décennies, de nombreuses questions récurrentes persistent.

C'est Schultz (Schultz 1978) qui pour la première fois a tenté d'exploiter les résultats d'une série d'enquêtes concernant différentes sources de bruit. Cette méta-analyse consiste en l'application d'une fonction « arbitraire » dans une tentative d'ajustement d'une courbe aux données issues de multiples enquêtes sur les nuisances sonores. L'auteur a postulé qu'il était possible, malgré la dispersion des résultats, de générer des courbes exposition-réponse « moyennes » à partir de ces enquêtes. Cette courbe était censée représenter le degré de gêne exprimée par une communauté (les riverains) pour un niveau d'exposition sonore donné. Ces considérations théoriques l'ont conduit à se focaliser sur la catégorie très (ou hautement) gênée (*highly annoyed*) pour tracer la courbe qui synthétise l'ensemble des résultats. La publication de Schultz a suscité beaucoup de critiques, mais elle a aussi apporté une approche mieux systématisée par rapport aux tentatives précédentes.

Les travaux de Miedema *et al.* (Miedema et Oudshoorn 2001; Miedema et Vos 1998), qui ont été à la base de l'élaboration de la Directive européenne END de 2002, ont suivi la même approche psychoacoustique (voir Figure 12). La principale innovation a été de traiter les données relatives aux principales sources de bruit séparément (avions, infrastructures routières et ferroviaires).



Source : Miedema & Oudshoorn (2001).

Pour le bruit du trafic aérien :

$$\%HA = -9.199 \cdot 10^{-5} (L_{den} - 42)^3 + 3.932 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.294 (L_{den} - 42)$$

Pour le bruit du trafic routier :

$$\%HA = 9.868 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1.436 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.512 (L_{den} - 42)$$

Pour le bruit du trafic ferré :

$$\%HA = 7.239 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 7.851 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.169 (L_{den} - 42)$$

Figure 12 : Pourcentage de personnes hautement gênées en fonction du niveau sonore en façade (Lden) et de la source de bruit

Le récent rapport de l'OMS sur le fardeau global de maladies attribuées au bruit adopte une démarche similaire (OMS 2011). Son but est toutefois différent. Il s'agit en effet d'appliquer la méthodologie de calcul pour obtenir des estimations quantitatives du fardeau en maladies, séparément pour les différents effets reconnus du bruit, en unités comparables, c'est-à-dire en DALYs²⁸. Dans la section sur la gêne, les auteurs évoquent les limitations et incertitudes liées aux méthodes de calcul utilisées. Ceci vaut pour la compilation de données qui montrent une grande dispersion à l'intérieur de chaque étude (variabilité individuelle), mais aussi d'une étude à l'autre. Ainsi, la valeur prédictive de la fraction de population gênée pour un niveau de bruit donné pourrait être faible.

Cependant, les incertitudes associées aux données compilées, qui peuvent être représentées sous forme d'intervalle de confiance autour de la courbe, montrent une dispersion acceptable comparée à celles des études prises une par une (Miedema et Oudshoorn 2001).

En d'autres termes, l'obtention d'une courbe à partir de données compilées permet de se faire une idée du pourcentage de personnes qui se déclarent être fortement gênées par le bruit ambiant, en moyenne. Mais, rappelons que les valeurs qui découlent de cette analyse ne peuvent pas toujours être appliquées à une situation locale, par exemple dans le voisinage d'infrastructures « bruyantes ».

²⁸ Somme des années de vie en bonne santé perdues (Disability Adjusted Life Years), cf. glossaire.

Les modèles de stress (voir § 2.3.2) questionnent le choix simplificateur de l'approche des courbes exposition-réponse « moyennes » (ou médianes), c'est-à-dire l'hypothèse de Schultz (Schultz 1978).

Le premier, Karl Kryter a contesté l'hypothèse de Schultz sur son bien-fondé même, en argumentant, entre autres, que l'ensemble de la population gênée devrait être prise en compte (Kryter 1982). Il est aussi un des rares auteurs à avoir insisté sur l'importance de la prise en compte de facteurs locaux d'atténuation de bruit, plutôt que de comparer seulement les mesures physiques prises en façade des bâtiments (Kryter 2009).

Par la suite, Fidell, toujours dans la seule perspective psychoacoustique, a fortement critiqué la démarche visant à fournir des valeurs générales applicables à toutes les situations (Fidell 2003). Ces commentaires portent sur le principe même, mais surtout sur la validité des conclusions tirées de la courbe, compte tenu du caractère arbitraire du choix de la fonction ajustée et de sa forme qui ne se prête pas à la recherche de seuils particuliers. Un autre aspect important concerne l'absence de variables situationnelles, ce qui revient, par exemple, à confondre la gêne en milieu urbain dense et en contexte plus rural dans une seule et même relation²⁹. Les critiques de Fidell peuvent être reformulées en une simple question : a-t-on le droit d'exploiter des courbes exposition-réponse à des fins réglementaires quand la variable prédictive (le niveau sonore) n'explique qu'une faible partie de la variance de la variable expliquée (le niveau de gêne) ?

Concernant la prise en compte de ces variables situationnelles, Fidell suggère que l'influence des facteurs autres qu'acoustiques ne pourrait induire qu'une translation de la courbe, sans modification de la forme de celle-ci (Fidell 1988; Fidell 1999; Fidell, Mestre *et al.* 2011). Cette hypothèse relativement simpliste quant à l'effet de ces facteurs reste cependant largement discutée dans la communauté scientifique. Outre l'utilisation d'une équation différente, il est proposé d'utiliser le niveau sonore effectif correspondant à 50 % des personnes hautement gênées pour définir le niveau de tolérance de la communauté (NTC), ce qui permet de comparer une variable collective issue de chaque étude, exprimée en dBA. L'utilisation conjointe du niveau sonore (DNL) et du NTC permet une meilleure prise en compte de la variance.

Miedema a argumenté en faveur de certains usages des courbes exposition-réponse pour la décision publique, notamment pour fixer les objectifs, les analyses coûts-bénéfices et les évaluations environnementales des impacts sanitaires (Miedema 2007). L'auteur précise que les courbes ne sont pas applicables aux situations locales, faces aux plaintes des riverains.

Dans le rapport final sur les effets du bruit et la morbidité, élaboré dans le cadre de l'étude LARES³⁰ de l'OMS, l'influence de la gêne sur les risques relatifs de développer différentes pathologies a été étudié (OMS 2004). La gêne (en particulier celle des personnes hautement gênées) est corrélée à l'augmentation significative des risques relatifs pour de nombreuses pathologies, au delà des effets sanitaires classiquement inclus comme attribuables au bruit (symptômes respiratoires, musculo-squelettiques et cardiovasculaires, dépression). L'étude qui se base sur des données collectées dans six villes européennes a permis d'ajuster les résultats par rapport aux principaux facteurs de confusion possibles (âge, statut socio-économique, comportements à risque – consommation d'alcool et tabagisme – activité physique, indice de masse corporelle et de nombreux facteurs liés à la qualité du logement, y compris la satisfaction résidentielle). Une analyse différentielle a été conduite entre adultes, enfants et personnes âgées, montrant des associations différentes (risque particulièrement élevé pour des pathologies respiratoires chez les enfants, pour les crises

²⁹ Ajoutons que l'ampleur des trafics aériens et routiers ainsi que les caractéristiques des bruits des aéronefs et véhicules, donc des sources de bruits, ont considérablement évolué depuis.

³⁰ *Large Analysis and Review of European housing and health Status.*

cardiaques et l'accident vasculaire cérébral chez les personnes âgées). Des résultats similaires ont été obtenus en posant la perturbation du sommeil comme facteur modificateur des risques de pathologies. Les auteurs notent que, dans ce type d'étude épidémiologique, seules les associations statistiques peuvent être révélées, les liens causaux nécessitant de disposer de données sur la plausibilité biologique des associations. Néanmoins, les auteurs considèrent que l'étendue et la qualité des données plaident en faveur d'une chaîne santé → gêne → morbidité, ainsi que d'un effet médiateur de la gêne et des troubles du sommeil sur des effets sanitaires que l'on pourrait qualifier de secondaires. Toutefois, on ne peut pas exclure un effet direct du bruit à côté de cette chaîne.

5.2.1.3 La gêne liée au bruit et ses multiples déterminants

Rappelons que le bruit est une notion connotée négativement. Il s'agit d'une agression environnementale reconnue. De ce point de vue, la gêne a été proposée comme un des effets sanitaires lié au bruit, en accord avec la définition de la santé inscrite dans la constitution de l'OMS en 1947. Elle est censée décrire l'ensemble des réactions négatives face au bruit subi et ne peut être évaluée que par des questionnaires élaborés dans ce but.

De nombreuses études épidémiologiques citées *infra* (dont (Fidell, Mestre *et al.* 2011; Inpes 2007) se sont focalisées sur la gêne, au travers de larges enquêtes de terrain, parfois aussi en lien avec d'autres effets sanitaires. Le constat essentiel sur lequel s'accordent la quasi-totalité des auteurs concerne la grande variance des évaluations de la gêne par rapport aux mesures de l'exposition physique au bruit (mesurée en L_{den} par exemple). Ces différentes études mettent clairement en évidence une grande diversité entre les individus dans leur réponse en termes de gêne pour une exposition à un niveau de bruit donné (Fidell, Mestre *et al.* 2011).

L'épidémiologie cherchant à comparer l'impact d'une agression (le bruit) sur un effet sanitaire (la gêne), surtout dans le cadre d'études transversales (la condition « exposition précède l'effet » n'est pas respectée), certains auteurs relèvent qu'elle a été traitée de manière simpliste, voire comme une boîte noire (Kroesen et Schreckenber 2011; Stallen 1999; Staples 1997). Il est cependant possible de collecter des informations complémentaires sous l'angle des études de terrain de manière à étudier leur impact modificateur sur la gêne exprimée. Dans cette logique, un certain nombre d'auteurs (dont Fields et Guski) ont testé la capacité de tels facteurs à expliquer une partie de la variabilité de la gêne à exposition égale.

Fields (Fields 1993) a mis en évidence 5 attitudes individuelles socialement ancrées par rapport à la source du bruit ayant une influence sur la gêne due au bruit :

- la peur du danger causé par cette source ;
- la capacité d'y faire face et de se protéger ;
- la sensibilité au bruit ;
- la perception de l'importance de la source ;
- et la gêne ressentie par rapport aux nuisances autres que sonores de cette source.

Rainer Guski (Guski 1999) y a ajouté 4 déterminants sociaux³¹ :

- l'évaluation sociale de la source ;
- la confiance ou la défiance envers les autorités responsables de cette source ;
- l'historique de l'exposition au bruit ;
- et les évolutions pressenties par la population exposée.

³¹ finalement une autre présentation des 5 attitudes d'après Fields.

Dans un travail portant sur une large compilation de données d'études de terrain qui incluait la collecte d'informations démographiques et deux variables liées à l'attitude, la peur et la sensibilité au bruit (voir Tableau 16), Miedema et Vos confirment les conclusions de Fields sur le fort impact des descripteurs de l'attitude sur la gêne (Miedema et Vos 1999).

L'impact des facteurs modificateurs sur la relation entre la gêne et le niveau sonore a été testé sous forme de différentes équations, le critère retenu étant, dans une perspective statistique, l'amélioration du coefficient de régression qu'apporte l'introduction de chaque variable modificatrice. L'avantage psychoacoustique de cette méthode réside dans le fait que l'effet modificateur peut être exprimé en unités de niveau sonore. Ainsi, la peur et la sensibilité produisent des effets moyens équivalents à 19 et 11 dBA respectivement, contre 1 à 5 dBA pour les variables démographiques, qui ont toutes un effet statistiquement significatif à l'exclusion du sexe (Klæboe 2011; Miedema et Vos 1999). Notons toutefois, que si cette démarche contribue indiscutablement à une meilleure description de ce qu'englobe la gêne, elle manque d'assise théorique de la conceptualisation de la gêne : par exemple sens des relations causales, effets cumulés, etc.

Tableau 16 : Effets des principaux facteurs modificateurs de la gêne, exprimée en dBA

Facteurs modificateurs	Effet équivalent en dBA	
	Klæboe 2011 (ordre de grandeur)	Miedema et Vos 1999 (intervalle)
Sexe	0	0
Age	5	5*
Niveau d'éducation	1-3	2
Occupation	1-2	1
Taille du ménage (2 personnes /plus)	1-2	2
Propriétaire / locataire du logement	1-2	2
Dépendance (ou utilité) de la source	- 3	2-3
Matériaux de construction (bois / béton)	4	-
Sensibilité au bruit (oui/non)	10	11
Peur (vis-à-vis de la source)	6-19	19**
Pollution atmosphérique	+/- 3	-
Qualité du voisinage	+/- 3-6	-
Bonne isolation acoustique	8	-
Accès à un côté calme	5	-
Effet de focalisation ³²	2	-

* les auteurs testent plusieurs classes d'âge ; ce chiffre représente l'intervalle des valeurs obtenues.

** la peur est testée selon trois catégories ; ce chiffre porté sur le tableau correspond à la classe exprimant une grande peur de la source

³² Effet lié à la forme des questionnaires et à l'ordre des questions

► La notion de sensibilité liée au bruit

Comme cela a déjà été signalé au chapitre 2, la sensibilité a été introduite afin d'expliquer les différences individuelles et sociales de réponse au bruit en termes de gêne (principalement) pour un niveau d'exposition donné. Comme exposé précédemment (voir § 2.3.4), il est généralement admis qu'elle est indépendante du bruit (de sa source comme de son intensité) et qu'elle est le principal facteur prédictif de la gêne (Schreckenberg, Griefahn *et al.* 2010; Shepherd, Welch *et al.* 2010; Smith 2003). D'après Klæboe (Klæboe 2011), la sensibilité au bruit pourrait avoir sur la gêne un effet similaire à 10 dBA d'exposition, 11 pour Miedema et Vos (Miedema et Vos 1999).

On peut supposer que, en dehors de la gêne, les effets du bruit sur la santé seront plus importants chez les personnes les plus sensibles (Heinonen-Guzejev 2009) : la sensibilité aurait une valeur prédictive d'autres effets du bruit, tel que hypertension et l'angine de poitrine, ou encore la perturbation du sommeil (Fyhri et Klæboe 2009; Shepherd, Welch *et al.* 2010; Smith 2003). Des études en laboratoire ont montré que les réactions physiologiques au bruit sont plus importantes chez les individus les plus sensibles. Ces réactions incluent un niveau d'excitation/éveil (*arousal*) supérieur chez les personnes sensibles, un effet de sursaut (*startle*) plus prononcé, des modifications plus importantes du rythme cardiaque. Ces individus s'adaptent également plus lentement que les autres au bruit (Job 1999) et adoptent généralement des stratégies d'évitement, de plainte plutôt que d'adaptation (Stansfeld et Clark 2011).

À l'examen de la littérature, il est possible de dire que la notion de sensibilité est aussi protéiforme que celle de la gêne. Certaines études ont tenté de préciser plus en détail ce qu'est la sensibilité.

Job (Job 1999) a tenté d'en donner une définition plus précise en détaillant ses différentes composantes. Il la définit comme liée à des états internes individuels (physiologique, psychologique -incluant des attitudes- ou relatifs au style de vie ou à des activités) qui augmentent le degré de réaction au bruit en général. Il propose qu'elle soit déterminée par les composantes personnelles suivantes :

- le niveau de réaction aux stimulations en général ;
- l'acuité auditive ;
- les attitudes par rapport au bruit en général (indépendamment de la source) ;
- la vulnérabilité à d'autres sources de stress ;
- le niveau de soutien social ;
- et la capacité à faire face.

Des facteurs tels que l'attitude par rapport à la source de certains bruits ne font pas partie des facteurs de la sensibilité, car ils sont liés à une source particulière et non pas au bruit en général (ces facteurs sont plutôt des déterminants de la gêne comme vu précédemment). Sont exclus également les facteurs liés au contexte de l'exposition. Une étude sur des jumeaux a établi qu'il est fort probable que la sensibilité ait une composante génétique (Heinonen-Guzejev, Vuorinen *et al.* 2005). Elle serait peu impactée par les variables démographiques.

Pour Job, la sensibilité n'est pas forcément exclusivement liée au bruit, elle peut être étendue à d'autres stimulations sensorielles. Plusieurs auteurs ont conclu que les individus sensibles au bruit sont plus sensibles et plus gênés par d'autres aspects de l'environnement tels que la pollution atmosphérique. Ils ont aussi une disposition à l'affect négatif, ils ont le sentiment d'être victimes de leur environnement plutôt que d'en avoir la maîtrise ; ils jugeraient leur état de santé moins bon (Schreckenberg, Griefahn *et al.* 2010). Ce seraient des individus avec une propension à se plaindre et à être globalement insatisfaits. Cette

tendance à la négativité se combinerait avec une perception de menace et de manque de contrôle par rapport au bruit. Weinstein nuance en suggérant que les individus sensibles ne sont pas plus négatifs ni plus enclins à se plaindre, mais qu'ils sont plus discriminants, plus conscients des effets nocifs de l'environnement. (Stansfeld et Clark 2011; Stansfeld 1992).

Ces considérations ont amené certains auteurs à se demander si la sensibilité ne peut pas être considérée comme un trait de personnalité. D'après Weinstein, les individus les plus sensibles ont aussi besoin de plus d'intimité, sont moins à l'aise socialement. Le bruit peut avoir des effets plus importants sur des personnes déjà plus faibles (physiquement ou psychologiquement) ou avec des capacités d'adaptation ou à faire face moindre de par leur vulnérabilité. Si l'on considère que les personnes vulnérables perçoivent le bruit de façon plus menaçante, ont la perception d'un manque de contrôle et des dispositions à l'affect négatif, se pose alors la question d'un éventuel lien entre vulnérabilité et santé mentale.

► **Gêne, évaluation sociale et sources de bruit**

À la lumière de ce qui précède, différents auteurs ont tenté d'apporter des explications à la gêne différentielle exprimée en fonction de la source de bruit, telle qu'exprimée par les courbes exposition-réponse issues des méta-analyses (Miedema et Vos 1998). Ce principe général de *bonus* (pour le ferroviaire, c'est-à-dire la considération de niveaux limites de bruit plus élevés justifiée par le fait que ce type de bruit est considéré comme moins gênant) et de *malus* (pour les avions, c'est-à-dire la considération de niveaux limites de bruit sévères) n'a pourtant pas toujours été confirmé.

Ainsi, une analyse plus fine des événements bruyants a montré que l'effet sur le sommeil du bruit ferroviaire peut être considérable pour les longs trains de marchandises (Lercher, Brink et al. 2010). Néanmoins, comme discuté par plusieurs auteurs, le trafic ferroviaire a une image sociale de transport fiable et sans danger contrôlé par une institution publique. Le trafic routier est plutôt perçu comme dangereux et agrégeant des comportements individuels. Enfin, le trafic aérien est ressenti comme étant dangereux et contrôlé par des institutions guidées par la recherche du profit. Les réactions au bruit de ces trois modes de transports, à niveau sonore égal, sont différentes : la gêne produite par le bruit du trafic aérien est supérieure à celle du trafic routier, elle-même plus importante que celle due au trafic ferroviaire. Cependant, notons qu'une récente étude expérimentale, remet en cause la notion de *bonus/malus* selon le type de source (Basner, Müller et al. 2011).

De la même manière, le bruit produit par une source socialement considérée mauvaise pour la santé provoquera une gêne plus importante, alors que la proximité d'un aéroport synonyme pour ses riverains de prospérité économique (individuelle, du point de vue de l'effet sur l'emploi, comme collective, de part la taxe professionnelle par exemple), pourrait être perçue comme moins gênante. Cependant, cet aspect bénéfique reste controversé et n'a jamais été clairement démontré. Les méta-analyses de Nelson (Nelson 2008), montrent que, malgré les apports économiques d'un aéroport, les décotes immobilières s'accroissent. Ces arbitrages résidentiels indiquent que les aéroports sont toujours perçus d'abord comme source de déqualification environnementale.

Le sentiment que les autorités responsables de la source du bruit agissent afin de réduire les nuisances sonores et que cette source et ses nuisances sont sous le contrôle de cette autorité atténue la gêne ressentie.

Les riverains de zones fortement exposées au bruit craignent bien souvent que le niveau de bruit ne cesse de croître sans qu'ils aient de moyen de stopper ou limiter cette progression. Cette crainte a un effet sur la gêne et incite les riverains à se plaindre.

► ***L'impact de la peur dans des situations quasi-expérimentales***

L'importance de la peur a été confirmée suite à des événements accidentels, comme celui de la catastrophe d'Amsterdam de 1992 (Hoebe, Hajema *et al.* 2001; Stansfeld et Clark 2011). Trois mois avant l'accident, un questionnaire de santé avait été envoyé à la population vivant à proximité de l'aéroport. Ce même questionnaire a été renvoyé un an après. Le taux de retour du second questionnaire était nettement plus important que pour le premier (75 % versus 59 %). Aucune différence significative n'a été observée entre les deux questionnaires sur l'état de santé perçue (physique et psychologique). Mais un an après le *crash*, le niveau de nuisance du bruit aérien avait nettement augmenté, pour devenir la principale cause de gêne. De la même manière, le nombre d'habitants se déclarant gênés par les odeurs et les poussières des avions avait doublé. Les nuisances rapportées par rapport au bruit, odeur et poussières liées au trafic routier avaient aussi augmenté mais dans une moindre mesure. En d'autres termes, un an après le *crash*, il n'a pas été noté d'effet sur la santé, mais une baisse importante de la tolérance des nuisances aériennes a été observée.

► ***Des facteurs modificateurs controversés : le cas de l'âge et du niveau de revenu***

L'âge apparaît comme une variable modificatrice de la gêne dans l'étude de Miedema et Vos (Miedema et Vos 1999). L'ordre de grandeur de son impact est repris dans différentes revues récentes (Klæboe 2011). Pour autant, ceci ne devrait pas masquer le fait que plusieurs études concluent à l'absence d'impact de l'âge (Fields 1993). Deux raisons ont été proposées pour ces discordances : la première est liée à la représentativité des populations étudiées en termes d'effectifs dans les différentes classes d'âge ; la seconde tient à la manière d'analyser l'impact de l'âge sur la relation entre le bruit et la gêne. En effet, une régression linéaire non-significative sur l'ensemble de l'intervalle ne correspond pas à la forme en U de la courbe (Van Gerven, Vos *et al.* 2009) qui est maintenant couramment admise (les enfants et les personnes âgées sont moins gênés par le bruit).

L'absence de relation entre le revenu et la gêne exprimée a été parfois rapportée (Fields 1993). Dans les enquêtes épidémiologiques, le statut socio-économique est considéré comme un facteur de confusion de la relation entre le bruit et la gêne (OMS 2004). L'hypothèse selon laquelle les individus plus aisés « achètent » leur tranquillité, c'est-à-dire qu'ils disposent de moyens de s'installer dans des zones plus tranquilles a été proposée comme explication. De tels effets indirects ne peuvent être étudiés par des régressions logistiques. Fyhri et Klæboe ont appliqué un modèle d'équations structurelles, (qui permettent de prendre en compte le fait que deux variables, comme par exemple l'exposition au bruit et la gêne qu'elle occasionne d'une part, et le statut socio-économique d'autre part, s'influencent réciproquement), validant partiellement l'hypothèse, qui s'appliquerait seulement aux villes de petite ou moyenne taille et non aux villes de grande taille (Fyhri et Klæboe 2006).

Ces résultats montrent la nécessité d'avoir recours à des représentations et modèles plus sophistiqués, pour obtenir des réponses que les études épidémiologiques transversales ne peuvent fournir. Toutefois, l'économétrie de l'environnement, appliquée par exemple aux dépréciations immobilières, valide clairement l'hypothèse selon laquelle les revenus les plus élevés sont plus éloignés des sources d'exposition.

► ***D'autres éclairages apportés par des études expérimentales***

D'autres auteurs (Maris, Stallen *et al.* 2007a) ont mis en évidence que l'exposition à un bruit d'origine anthropique est plus qu'une simple exposition, c'est aussi une expérience sociale. L'évaluation sociale de la situation d'exposition influence l'évaluation du bruit et la gêne ressentie. Des analogies peuvent être établies avec la situation sur le terrain. Par exemple,

les nuisances sonores d'une soirée sont mieux acceptées par les voisins lorsque l'organisateur a pris la peine de les informer et d'en discuter au préalable.

En particulier, le sentiment de justice ou d'injustice a une influence sur la réaction des individus face aux diverses expériences sociales. Une mesure est généralement socialement jugée juste lorsqu'elle est transparente, qu'il existe des opportunités pour les individus de participer à la décision, si celle-ci est appliquée de manière cohérente dans le temps, pour l'ensemble des individus et de manière respectueuse.

D'une manière générale, le sentiment de justice et d'équité a des effets positifs sur la satisfaction et sur le stress psychosocial. Il renforce la confiance dans les autorités et l'adhésion de la population aux politiques. Dans le cas particulier de l'exposition au bruit, l'influence du sentiment de justice ou d'injustice de la situation d'exposition et des mesures de gestion du bruit sur la perception du bruit et la gêne ressentie a été mise en évidence lors d'expériences en laboratoire. La gêne exprimée est plus importante lorsque l'exposition n'est pas celle à laquelle s'attendent les individus (Maris, Stallen *et al.* 2007a). À l'inverse, pour des expositions à des niveaux sonores élevés, la gêne est moindre lorsque les individus exposés ont eu la possibilité de s'exprimer par rapport à l'exposition (Maris, Stallen *et al.* 2007b). Cet exemple illustre le fait que les perceptions profanes (ici, la gêne attribuée au bruit) sont plus complexes que les évaluations expertes, en ce sens qu'elles prennent en compte des dimensions supplémentaires (ici l'équité de l'exposition).

► **Des individus et des contextes**

Depuis les travaux de Fields (Fields 1993), les facteurs individuels (variables démographiques et attitudes face aux sources) côtoient les facteurs de situation (caractéristiques de l'environnement). Ces réactions de nature collective, peuvent être liées au contexte environnemental, social, culturel ou politique. La pollution sonore étant par nature un problème local, la gêne ressentie ne sera pas la même selon le contexte. Ainsi, la gêne n'est pas ressentie de la même façon dans un environnement urbain et dans un environnement rural, voire entre environnements urbains différents (Robin, Matheau-Police *et al.* 2009). On peut considérer que les zones de détente, les zones rurales où la nature est dominante, ou encore celles où la nature est particulièrement belle sont considérées comme des zones qui doivent rester vierges de nuisances. Le bruit y sera moins bien supporté (Mace, Bell *et al.* 2004). D'autre part, les gens réagissent généralement au bruit en fonction du niveau sonore auquel ils sont habitués : un même bruit sera jugé plus gênant par les habitants des campagnes, habitués à un environnement silencieux que par les citadins habitués à l'environnement bruyant des villes (Klæboe 2011). Dans le cas des villes bruyantes où les gens sont exposés de façon chronique, l'adaptation au bruit fait que des modifications progressives du niveau de bruit (de 1,5 à 3 dB) ne seront pas perçus par la population (Fidell, Silvati *et al.* 1998; Stansfeld, Haines *et al.* 2009). Moshhammer *et al.* notent qu'en zone rurale, les liens sociaux et les possibilités de faire face au bruit sont bien souvent moindres qu'en ville. Un environnement social de qualité aide les individus à faire face au bruit (Moshhammer, Hutter *et al.* 2005). Mais le bruit, en favorisant les comportements agressifs et en réduisant les contacts sociaux, a un effet sur l'environnement social qui est alors d'un moindre soutien.

► **En matière de réaction face au bruit, les mots ne sont pas neutres**

Une comparaison entre le terme français « gêne » et le terme anglais « annoyance », plus proche de « nuisance » et d'« irritation » que de « gêne », suffit pour montrer le glissement sémantique potentiel de notions qui se voulaient synonymes. Les termes sont utilisés dans des questionnaires où les participants procèdent à une auto-évaluation de leur réaction face au bruit, qualifiée de manière différente. Les différences linguistiques et culturelles pourraient introduire des difficultés dans les comparaisons de la gêne ressentie par différentes communautés. Lorsque les individus sont interrogés sur leur gêne, les mots comptent

(Bodin, Björk *et al.* 2012). Or, la tournure des questions, la connotation des mots employés sont différents suivant la langue (Kuwano, Namba *et al.* 1991). Selon les pays, les chercheurs n'accordent pas la même place aux différents aspects de la réaction au bruit : au Japon, on étudie plutôt ce qui a trait aux nuisances, à l'agacement. En Angleterre, c'est l'irritation qui est mise en avant alors qu'en Allemagne, ce sont plutôt les interférences et la contrariété. La signification du mot utilisé pour désigner la gêne n'est pas exactement la même dans les différentes langues : le terme « annoyance » en anglais a clairement une connotation d'irritation qui est moins présente dans le mot « gêne » en français ou le terme « belästigung » en allemand, terme très fort qui a aussi la signification de harcèlement. La construction de la langue est importante également : les questions n'auront pas le même impact sur les personnes interrogées en japonais, langue orientée vers l'action, ou en allemand dont les constructions sont plus orientées vers les objets (Klæboe 2011; Moshhammer, Hutter *et al.* 2005).

Ces raisons linguistiques et culturelles font que l'appréciation de ce qu'est la gêne n'est pas nécessairement la même pour un anglais, un allemand, un français ou un japonais. Il en est de même pour la façon dont cette gêne sera exprimée dans les questionnaires.

► **Des situations statiques aux situations de changement d'exposition**

La relation entre l'exposition et la gêne a été traitée jusqu'ici dans des contextes à exposition constante, dans le but d'analyser la nature et l'impact des facteurs non-acoustiques sur la gêne perçue. De nombreux travaux dans la littérature ont tenté de tirer des conclusions à partir de situations de changement d'exposition (mise en place de mesures d'atténuation (construction de murs anti-bruit), ouverture de nouvelle piste aéroportuaire, voire déplacement d'un aéroport, etc.)

Le constat général est qu'alors, la gêne évaluée par des enquêtes de type avant-après montre des déviations par rapport aux prédictions calculées à l'aide des courbes d'exposition-réponse. En d'autres termes, la réduction de l'exposition est associée à une diminution de la gêne exprimée qui peut aller au delà de celle prévue par la courbe exposition-réponse et pour le nouveau niveau de bruit observé. À l'inverse, en cas d'augmentation de l'exposition, la gêne ressentie est supérieure à celle attendue selon le nouveau niveau de bruit atteint. Bien sûr, il existe aussi des exceptions à cette règle générale qui correspond à la majorité des études, comme le note Brown et Van Kamp dans leur récente synthèse sur le sujet (Brown et van Kamp 2009).

Plusieurs facteurs modificateurs peuvent expliquer ces déviations par rapport aux courbes exposition-réponse. Les différentes hypothèses envisagées par Brown et Van Kamp sont rassemblées dans le Tableau 17, avec la conclusion synthétique des auteurs concernant leur validation par les résultats empiriques existants. Il convient ici de préciser que certaines hypothèses font appel à des notions équivoques dont celles d'habituation et d'adaptation.

L'habituation correspond à une situation où l'amplitude de la réponse du sujet diminue à *stimulus* égal. L'adaptation se définit comme le phénomène où le sujet cherche à adapter sa réponse, en recherchant à atteindre un nouvel équilibre.

En définitive, Brown et Van Kamp ne retiennent que quatre des onze hypothèses évoquées dans leur synthèse (indiquées en jaune dans le Tableau 17). Ceci n'exclut pas définitivement les autres facteurs ou des situations faisant appel à des combinaisons de mécanismes. Klæboe (Klæboe 2011) revient aussi sur le sujet en évoquant l'importance des facteurs non-acoustiques pour comprendre l'évolution à la hausse de la gêne spécifiquement induite par le bruit des avions. En clair, dans une perspective d'aide à la décision, la compréhension des mécanismes qui participent à la modulation de la gêne exprimée reste critique pour contribuer à l'évolution de la réglementation ou toute autre initiative pour gérer les risques liés au bruit, y compris à l'échelle locale.

Tableau 17 : Hypothèses explicatives de l'évolution de la gêne après changement d'exposition d'après Brown et van Kamp (2009)

Hypothèses	Arguments pour ou contre	Maintien ou non
Tout effet sur la gêne est transitoire car les personnes s'adaptent à la nouvelle situation	De nombreuses études montrent une stabilité du niveau de gêne exprimée, même après changement d'exposition.	La réaction face au bruit n'est pas transitoire (en cas de changement), l'hypothèse est rejetée
La réponse est influencée par les attentes des personnes vis-à-vis de la nouvelle situation d'exposition.	Le changement est anticipé et donc la gêne pourrait être influencée par cette attente. Les résultats sont dans l'ensemble très disparates et l'hypothèse renferme plusieurs questions. Une seule étude autour de Schiphol, conduite dans de bonnes conditions, va plutôt à l'encontre de l'hypothèse (Houthuijs 2007).	Il est difficile de séparer ce qui relève des attitudes (p.ex. vis-à-vis des autorités) et des attentes. L'hypothèse n'est pas maintenue.
Il y a un changement d'attitudes par rapport aux autorités gestionnaires et/ou la source en général	Si les attitudes sont indiscutablement un facteur modérateur de la gêne, un changement d'attitude est plus difficile à documenter. L'importance du design longitudinal pour étudier cette hypothèse a été soulignée. L'étude de ce type, conduite autour de Schiphol infirmerait un changement d'attitude (Breugelmans et al. 2007).	Compte tenu de la faiblesse des résultats et le fort impact des attitudes sur la gêne, l'hypothèse est laissée en suspens.
Des effets combinés du changement sur d'autres variables de l'environnement ; effet dit du halo ou subrogatif (de substitution)	Le changement du niveau sonore peut être accompagné de changements en termes de pollution atmosphérique, le sentiment de danger lié au trafic, la valeur des biens, etc. Cette hypothèse serait confirmée par certaines études.	Hypothèse maintenue et considérée importante.
Biais de la demande de réponse, dû au caractère répété des enquêtes	Possibilité évoquée depuis longtemps mais infirmée dans une série d'études.	Hypothèse rejetée.
Théorie du niveau d'adaptation	Cette hypothèse est liée encore à l'adaptation et à la durée d'exposition (durée résidentielle par exemple). Elle prévoirait que le niveau de gêne diminuera dans le temps. Les études fournissant des indications sur la gêne avant et après changement infirment son implication.	Hypothèse rejetée.
Maintien partiel des comportements/stratégies d'atténuation de l'exposition (faire face à la situation)	Par comportements liés au fait de faire face, citons l'ouverture des fenêtres ou la disposition des chambres dans la maison. Ces stratégies de réduction de l'exposition, développées en cas de forte gêne, seraient partiellement maintenues après l'intervention. Cette hypothèse reste théoriquement compatible avec les observations d'un excès de gêne en cas d'augmentation du bruit et d'un déficit en cas de réduction, mais n'a pas été testée sur le terrain.	Hypothèse maintenue sur la base de sa plausibilité, en attente de confirmation par des enquêtes de terrain.
Différences dans les critères de réponse (biais de réponse), liées aux échelles de réponse proposées dans les questionnaires	Il s'agit ici de ce qui s'apparente à une erreur de mesure. L'hypothèse suppose que les individus utilisent [mentalement] deux échelles différentes s'ils sont exposés fortement ou faiblement au bruit. Il y a donc interférence entre effets objectifs du bruit et l'effet subjectif global. Dans le cas de changement d'exposition, les critères de sélection des réponses peuvent se modifier. Notons que l'hypothèse peut expliquer la dissociation entre l'interférence entre bruit et activités, qui ne présente pas de déviation en cas de changements du niveau sonore et la gêne qui se	L'hypothèse reste plausible, même en absence de confirmation par les données empiriques.

	modifie de manière plus importante que la seule modification du niveau de bruit permet d'estimer.	
Distorsion(déformation/altération) de la mémoire	Cette hypothèse a été suggérée suite aux résultats de quelques études de petite taille qui utilisaient la remémoration de la situation de gêne avant le changement. Aucune étude réalisée selon un design avant-après distinct ne vient la confirmer.	Hypothèse rejetée.
Auto-sélection (auto-exclusion des individus les plus sensibles)	Même hypothèse que le tri selon la vulnérabilité proposé par Tarnopolsky. Pas de confirmation franche par des données empiriques en dehors de celles évoquées précédemment, dérivées de la corrélation parfois négative entre sensibilité et niveau d'exposition.	Les auteurs rejettent l'hypothèse sur la base de la faiblesse des résultats de la littérature.
Impact de la constance perceptuelle (perception de l'intensité), pas nécessairement direct, mais au travers du type de réponse	L'exemple illustrant cette hypothèse consiste à supposer que l'individu ne réagit pas au niveau de bruit réel subi, mais au niveau sonore de la source. Elle s'applique particulièrement à certaines interventions (pose de double vitrage). En clair, la réaction se fait vis-à-vis du bruit des avions, telle que perçue à l'extérieur et non celle qui est obtenue après des mesures d'atténuation. Cette hypothèse introduit une distinction subtile entre les actions qui agissent sur le niveau sonore (doubles vitrages, murs anti-bruit) et celles qui portent sur la source (moins d'avions ou avions moins bruyants).	La constance perceptuelle reste une hypothèse valable, mais plutôt spéculative.

► **D'autres caractéristiques de l'environnement peuvent influencer la gêne**

D'autres facteurs se rapportant à la qualité de l'environnement rentrent dans la catégorie des variables contextuelles (ou de situation) et interagissent avec la gêne perçue. Ainsi, si les modifications d'autres aspects de l'environnement (non liés au bruit) ne semblent pas avoir un effet systématique sur la gêne due au bruit, la configuration de l'environnement bâti semble impacter la gêne.

Plusieurs auteurs ont insisté sur l'effet d'atténuation attribué à la présence de zones calmes, en particulier les arrière-cours, mais aussi toute une série de facteurs liés à la typologie des bâtiments et leur insertion dans l'environnement urbain (Gidlöf-Gunnarsson et Öhrström 2007; Souza et Giunta 2011). Une tentative d'en fournir l'impact en unités physiques du bruit est fourni par Klæbøe (Klæboe 2011). L'accès à un côté calme du logement aurait un impact équivalent à une atténuation du niveau sonore de 8 dB.

Dans une étude très complète réalisée dans la ville de Leiden (Pays Bas), il a été montré que la valeur du différentiel entre la façade la plus exposée et celle qui l'est moins augmente avec le niveau de bruit ambiant. La comparaison des courbes de la gêne avec le niveau de bruit montre une réduction de la gêne exprimée en cas de valeur différentielle supérieure à 10 dBA, l'écart entre les courbes étant d'environ 10 dBA pour les valeurs d'exposition (façade la plus exposée) de plus de 60 dBA (de Kluizenaar, Salomons *et al.* 2011). Dans une autre étude plus large, portant sur le paysage sonore autour du logement, Öhrström *et al.* (Öhrström, Hadzibajramovic *et al.* 2006) observent que l'accès à une façade calme réduit le niveau et l'étendue de la gêne chez les sujets enquêtés, ainsi que d'autres paramètres de santé et de qualité de vie (qualité du sommeil, interférence avec la relaxation quotidienne). Notons que seuls certains types de logements se prêtent à une telle comparaison, contrairement à l'étude de de Kluizenaar *et al.* En effet, la possibilité de disposer ou non d'une façade calme nécessite de comparer des immeubles de taille équivalente et des logements d'une certaine taille (au moins deux pièces), les chambres étant disposées

préférentiellement des deux côtés (quel que soit le différentiel d'exposition). Les conclusions sont en faveur d'un effet « façade calme » équivalent à 5 dBA.

Une autre étude s'est intéressée à l'effet modérateur de l'environnement évalué par la présence d'espaces verts (Li, Chau *et al.* 2010). Un effet plus important a été observé pour les parcs aquatiques et jardins que pour les collines, la disposition des espaces verts ayant une influence sur le bénéfice perçu et donc la réduction de la gêne.

► **Confiance, évaluation de la source et cadrage du problème**

Pour Bröer et Kroesen (Bröer 2007; Broër 2007; Kroesen, Molin *et al.* 2010) les facteurs non acoustiques de la gêne développée par les individus sont influencés par la teneur du discours politique. C'est lui qui façonne la compréhension et la perception que les individus ont de la situation. Le bruit sera perçu comme un problème environnemental, de condition de vie ou de répartition des nuisances, en fonction de la définition qu'en donnent les politiques.

Les réactions individuelles et sociales au bruit sont par conséquent liées au discours politique : les populations développent des cadres d'évaluation du bruit par rapport à ce discours en le reproduisant (en y adhérant), en le reproduisant partiellement ou en s'y opposant. Rares sont les individus qui construisent leur évaluation propre. Le discours politique définit les cadres qui sont socialement viables. L'adhésion à tel ou tel cadre est influencée par l'exposition et la sensibilité au bruit par une relation de cause à effet.

Par exemple, si le discours politique est dominé par la volonté exprimée de continuer à développer l'aéroport pour des raisons économiques, tout en limitant les niveaux d'exposition au bruit, celui-ci est perçu comme un problème environnemental. Les populations se situent par rapport à cette problématique en se montrant convaincues des bienfaits économiques de l'aéroport et de la possibilité de maîtriser le bruit, ou bien en minimisant la problématique environnementale et en se moquant des plaignants ou encore en considérant que le bruit est un réel problème environnemental, en mettant en doute les bienfaits économiques de l'aéroport et en percevant la mobilité aérienne comme étant hors de contrôle.

Par contre, si le discours politique, tout en vantant les bienfaits économiques de l'aéroport, présente le bruit comme un problème local de répartition (des nuisances), les prises de position et le débat sont centrés sur les valeurs de solidarité et de démocratie, sur la possibilité de modification des couloirs aériens, possibles sources d'un sentiment de menace pour certaines communautés, source de conflits et favorisant l'émergence d'oppositions militantes, voire d'actions violentes.

5.2.2 Bruit et qualité des communications orales

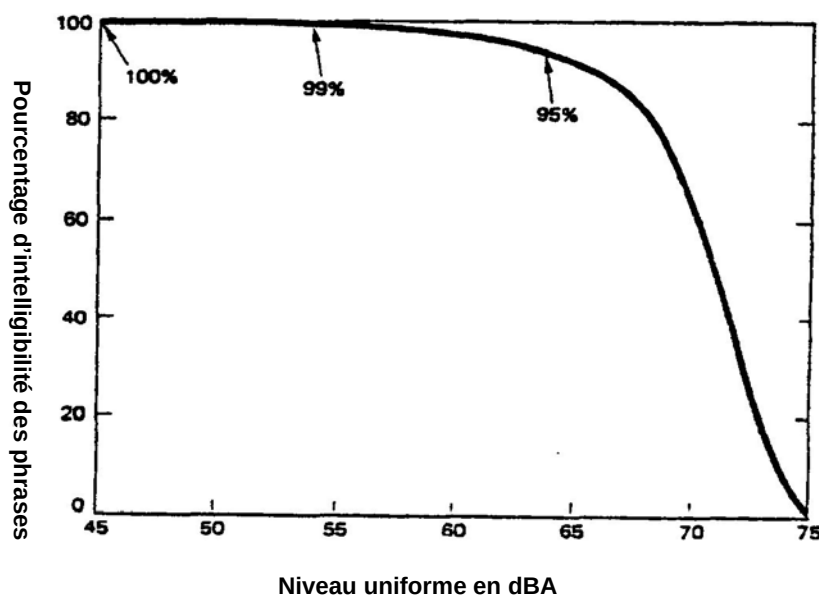
Aucun travail significatif porté à la connaissance du groupe de travail n'ayant apporté de nouveaux résultats importants sur ce sujet depuis la publication du rapport de l'Afsse « Impacts sanitaires du bruit » de novembre 2004³³, le chapitre § II-3-4 (pp 181-183) de ce rapport est repris ici.

Le bruit peut nuire à la qualité des communications orales (conversations, écoute de la télévision) car il est susceptible de provoquer un effet de masque, phénomène qui se produit lorsque deux sons d'intensités différentes sont émis. Le bruit le plus fort pouvant masquer partiellement ou totalement le second. L'effet de masque est d'autant plus grand que les fréquences sont voisines et les sons graves masquent mieux les sons aigus que l'inverse. Or, les bruits extérieurs de trafic, correspondant à des sonorités graves, masquent largement la voix humaine, pouvant causer une gêne importante. Pour que l'on comprenne ce qui est

³³ Le rapport est téléchargeable sur le site de l'Anses (www.anses.fr) dans la rubrique Environnement/La santé et l'environnement/Les agents/Physiques/Bruit : impact sanitaire.

dit, il faut que le bruit de fond soit au moins inférieur de 10 dBA à celui des conversations. Or, le niveau des conversations normales est de l'ordre de 55 à 60 dBA (voir Figure 1).

La Figure 13 montre le pourcentage d'intelligibilité de la parole en fonction du niveau sonore ambiant régulier dans un salon ayant des conditions de réverbération standard.



Source : Etats-Unis, Environmental Protection Agency, 1974.

Figure 13 : Intelligibilité de la parole en fonction du niveau sonore ambiant régulier à l'intérieur d'une salle de séjour de type habituel

Le Tableau 18 montre qu'au-delà de 60 dBA de bruit de fond, la conversation entre deux personnes placées à 1 m l'une de l'autre n'est plus possible à voix normale. Deux personnes placées dans une ambiance sonore de 80 dBA et conversant à voix élevée ne se comprennent de façon satisfaisante que situées à 25 cm l'une de l'autre (norme AFNOR NF S 31-047).

L'intelligibilité dépend également des capacités individuelles et de la familiarité avec le langage écouté ; l'on perçoit beaucoup mieux un mot si on le connaît. Ainsi, l'adulte parvient à comprendre un nombre considérable de phrases et leur signification sans identifier toutes les syllabes séparément. En revanche, dans des situations d'apprentissage comme c'est le cas chez les enfants qui n'ont pas acquis de familiarité avec le langage employé et le contenu de ce qui est dit, l'intelligibilité est moins bonne. Les tests de reconnaissance de la parole ont en effet montré qu'elle croît avec l'âge et qu'elle progresse de 4 à 25 ans pour décliner légèrement après. Donc, les bruits de fond qui interfèrent peu ou pas du tout avec la communication orale chez l'adulte peuvent interférer significativement chez l'enfant.

Tableau 18 : Estimation des distances maximales d'intelligibilité pour une conversation entre deux personnes

Niveau perturbateur de l'intelligibilité (dB)	Distance maximale d'intelligibilité pour la conversation normale (m)	Distance maximale d'intelligibilité pour la conversation à niveau de voix élevé (m)
35	4	15
40	2	10
45	1,5	6
50	1	4
55	0,5	2
60	0,25	1
65	0,20	0,75
70	-	0,50
80	-	0,25

Source : extrait Norme AFNOR NF S 31-047

5.2.3 Les effets du bruit sur les performances

5.2.3.1 Les tâches affectées par le bruit

Le cas des enfants occupe plusieurs études portant sur l'attention, l'apprentissage de la lecture, la compréhension de ce qui est lu et la mémoire à long terme. Il en ressort principalement que l'apprentissage des acquis fondamentaux et le développement cognitif des élèves, notamment dans les tâches requérant la compréhension du langage (compréhension de la parole, réalisation de tâches complexes, apprentissage de la lecture) seraient impactées. Depuis 30 ans, des relations de cause à effet ont été identifiées (Chen et Chen 1993; Green, Pasternack *et al.* 1982).

Ainsi, le bruit des avions conduit d'abord à une altération de la compréhension de la parole et de l'acquisition du langage. Il provoque des interférences dans l'émission et la compréhension du discours de l'enseignant, ce qui empêche de bons apprentissages (FICAN 2000; Stansfeld, Berglund *et al.* 2005). Les interruptions régulières perturbent d'autre part l'écoute et la reconnaissance auditive des enfants (Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Stansfeld, Berglund *et al.* 2005), alors qu'en période d'apprentissage du vocabulaire et de la lecture, ils ont un besoin particulier de bonnes conditions d'écoute (Afsse 2004).

Une difficulté à réaliser des tâches complexes a également été mise en évidence. Les bruits environnants peuvent effectivement avoir une grande influence sur la manière dont l'information est traitée, retenue et mémorisée (Stansfeld, Berglund *et al.* 2005). Ainsi, les tâches complexes qui font appel à des capacités d'attention régulière et soutenue, de concentration, de motivation ainsi que de mémorisation sont particulièrement affectées par le bruit des avions. Il a aussi été montré que dans des situations exigeant de la persévérance (ex : réalisation de puzzle plusieurs fois de suite), les enfants exposés à un bruit chronique comme le passage d'avions manifestent moins de motivation que des enfants moins exposés (OMS-UNICE 2004). Par ailleurs, apprendre dans un environnement sonore perturbé par des bruits imprévisibles et incontrôlables conduit les enfants à construire leur apprentissage avec un sentiment d'impuissance, dû à l'absence de maîtrise sur leur environnement (Cohen, Evans *et al.* 1980b; FICAN 2000; Haines, Stansfeld *et al.* 2001b). Ce sentiment est susceptible d'influencer fortement en retour leur motivation.

En outre, des difficultés d'attention, de concentration et de mémorisation de messages complexes ont été relevées chez des élèves exposés. Les messages porteurs d'idées

nouvelles, de vocabulaire inhabituel demandent effectivement plus d'efforts de concentration et nécessitent une mémorisation plus grande. Les passages d'aéronefs réduisent ces capacités par les incompréhensions régulières du message de l'enseignant qu'ils provoquent. L'attention serait plus particulièrement perturbée par des événements sonores de forte intensité comme l'atterrissage et le décollage des avions (Cohen, Krantz *et al.* 1981a; Evans, Bullinger *et al.* 1998; Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Haines, Stansfeld *et al.* 2001b; Hygge, Evans *et al.* 1996).

La littérature scientifique fait état d'un retard dans l'apprentissage de la lecture chez les enfants exposés au bruit des avions à l'école. Ce phénomène s'explique par la correspondance qui existe entre lecture et langage. Lire dépend effectivement de la perception, de la mémoire et de la conscience des sonorités du langage, qui sont des processus facilement entravés par le bruit ambiant (Stansfeld, Berglund *et al.* 2005). Ainsi, dans une étude conduite autour de l'aéroport Heathrow de Londres auprès de 128 enfants de 9 ans soumis à des niveaux élevés de bruit d'avion (jusqu'à un survol toutes les 90 secondes avec un niveau sonore moyen LA_{eq} supérieur à 66 dBA), le retard de lecture observé pouvait atteindre 6 mois (Haines, Stansfeld *et al.* 2001a).

Le projet européen RANCH (*Road Traffic and Aircraft Exposure and Children's Cognition and Health : Exposure – Effect, Relationships and Combined Effects*) visait à élargir les champs d'investigation, s'intéressant aux effets de la multi-exposition (sources combinées, mixtes ou simultanées) via une étude transversale et internationale auprès d'enfants de 9-10 ans vivant autour de trois aéroports importants à Amsterdam, Madrid et Londres (Stansfeld, Berglund *et al.* 2005). Cette étude se concentrait sur l'exposition au bruit à l'école (sans prendre en compte l'exposition potentielle à leur domicile) et utilisait des techniques de mesures du bruit différentes selon les pays. RANCH a confirmé une corrélation linéaire entre le bruit des avions et les difficultés en compréhension de la lecture, mais les troubles de mémoire se sont révélés moins significatifs pour l'exposition au bruit des avions que pour le bruit routier.

Précisons toutefois que les études conduites à ce jour semblent mettre en avant la réversibilité de ce retard lorsque l'exposition au bruit des avions cesse (Evans, Bullinger *et al.* 1998; FICAN 2000; OMS-UNICE 2004). Les capacités de lecture et de mémorisation à long terme ne seraient donc pas altérées irrémédiablement. La réversibilité semble en fait dépendre en partie du stade d'apprentissage de la lecture dans lequel se trouve l'enfant (Hygge, Evans *et al.* 2002) et de la durée d'exposition. D'ailleurs, si l'OMS admet que plus l'exposition est longue, plus graves sont les dommages, elle estime aussi ne pas disposer d'informations suffisantes pour pouvoir déterminer des valeurs guides spécifiques (OMS 2011).

Ainsi a-t-il été principalement montré jusqu'à ce jour que, chez les enfants (et chez les travailleurs), le bruit des avions peut compromettre l'exécution de tâches cognitives (lecture, attention, résolution de problèmes, mémorisation) avec les conséquences prévisibles sur la performance scolaire (Evans et Stecker 2004; Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Stansfeld, Berglund *et al.* 2005).

Si l'étude autour de l'aéroport de Los Angeles n'a pas montré de différence significative sur les performances de lecture entre les 142 exposés et les 120 non exposés (Cohen, Evans *et al.* 1980a; Cohen, Krantz *et al.* 1981b), la plupart des études transversales montrent une tendance (avec une relation dose-réponse) à la diminution des performances scolaires en lecture associée à l'exposition chronique au bruit des avions.

Une étude menée à Valence en Espagne a mis en évidence une tendance à la diminution des performances à des tests portant sur l'attention, pour les enfants d'une école située à proximité d'axes routiers importants, comparativement à ceux d'une école moins exposée à ce bruit (Sanz, García *et al.* 1993).

Une étude chez 326 enfants autour de l'aéroport de Munich en Allemagne a montré des effets de l'exposition au bruit des avions sur les performances en lecture et sur la mémoire à long terme. Cette conclusion est soutenue par l'amélioration des performances et de la

mémoire associée à la fermeture de l'ancien aéroport d'une part, et à la diminution des performances et de la mémoire associée à l'ouverture du nouvel aéroport d'autre part. Cette étude a également mis en évidence une amélioration de la mémoire à court terme après la fermeture de l'ancien aéroport et une détérioration de la compréhension de la parole après l'ouverture du nouvel aéroport. Elle suggère aussi qu'une altération de la compréhension de la parole ne jouerait pas de rôle dans les mauvaises performances de lecture. En revanche, des performances médiocres de lecture joueraient en partie un rôle dans l'altération de la mémoire (Evans, Bullinger *et al.* 1998; Evans, Hygge *et al.* 1995; Hygge, Evans *et al.* 2002).

Dans une autre étude menée autour de l'aéroport de Heathrow parmi 340 enfants âgés de 8 à 11 ans, Haines *et al.* ont montré que les performances de lecture étaient affectées par l'exposition chronique au bruit des avions. Cette association perdure après ajustement sur l'âge, le niveau de revenu du foyer des enfants et la langue principale parlée à la maison. La gêne due au bruit des avions ne jouerait pas de rôle dans cette association (Haines, Stansfeld *et al.* 2001b).

Dans une étude suivante portant sur 451 enfants âgés de 8 à 11 ans autour du même aéroport, les mêmes auteurs ont trouvé un lien entre l'exposition au bruit et la gêne d'une part et la lecture d'autre part, après ajustement sur l'âge, le niveau de pauvreté du foyer et la langue principale parlée à la maison. En revanche, dans cette étude, les niveaux élevés d'exposition au bruit ne sont pas associés à des diminutions des performances concernant la lecture, la mémoire et l'attention (Haines, Stansfeld *et al.* 2001a).

Dans une étude transversale menée autour du même aéroport portant sur la performance cognitive de 11 000 enfants âgés de 11 ans et fréquentant 123 écoles plus ou moins exposées au bruit des avions autour de l'aéroport d'Heathrow à Londres, les mêmes auteurs observent que les résultats à un test de lecture et à un test de mathématiques diminuent de façon significative lorsque l'exposition au bruit augmente. Cependant, lorsqu'un indicateur reflétant le niveau de ressources des foyers est pris en compte, l'effet de l'exposition au bruit disparaît (Haines, Stansfeld *et al.* 2002).

Le bruit affecte le développement cognitif des élèves (Haines et Stansfeld 2003). L'étude européenne RANCH a confirmé l'association entre l'exposition chronique au bruit des avions et une baisse des performances scolaires, avec la mise en évidence d'une relation dose-réponse, notamment pour la lecture et la mémorisation. Les résultats restent similaires après ajustement sur le sexe, l'âge et le pays d'origine, les caractéristiques socioéconomiques des familles des enfants, la survenue de bruits aigus pendant le test, la gêne exprimée et différents tests de mémorisation et de concentration. Le même effet est observé dans trois pays (Clark, Martin *et al.* 2006; Stansfeld, Berglund *et al.* 2005). La même étude a montré que l'exposition au bruit routier était linéairement associée avec des troubles de la mémoire (Stansfeld, Berglund *et al.* 2005).

Ainsi, le bruit semble affecter les tâches complexes, les tâches de vigilance, de coordination multisensorielle, les doubles tâches ou tâches qui font appel à la mémorisation. Il a principalement été montré jusqu'à ce jour que, chez les enfants notamment, le bruit des avions peut compromettre l'exécution de tâches cognitives (lecture, attention, résolution de problèmes, mémorisation). Le bruit affecte donc le développement cognitif des élèves ; les écoles exposées au bruit ne sont donc pas considérées comme des contextes d'apprentissage appropriés et sains. Cependant, même si une association a été établie, il reste encore à quantifier la relation dose-effet et à déterminer le niveau de bruit à partir duquel les performances cognitives sont diminuées.

Certaines études montrent aussi le rôle important des facteurs de confusion, en particulier, les facteurs sociodémographiques, dont la prise en compte peut modifier de façon importante la relation entre exposition au bruit et performances cognitives (Haines, Stansfeld *et al.* 2002; Haines, Stansfeld *et al.* 2001b).

5.2.3.2 Les tâches non affectées par le bruit

Les épreuves faciles, répétitives (de type recopiage de textes) ou de coordination motrice, dans lesquelles les personnes peuvent s'automatiser, ne semblent généralement pas affectées par le bruit. Une hypothèse quant aux mécanismes explicatifs sous jacents pourrait être que le bruit élèverait le niveau d'éveil et d'attention des personnes exposées au bruit, ce qui pourrait expliquer qu'une tâche ennuyeuse, répétitive, puisse être améliorée dans une ambiance sonore ; en revanche si le travail requis nécessite le traitement d'informations nombreuses, c'est-à-dire s'il s'agit de tâches complexes, le bruit, en demandant un plus haut niveau d'attention, aurait un effet négatif sur leur réalisation. On sait en effet que l'exigence d'un niveau élevé de vigilance et de l'attention conduit à limiter le nombre d'informations que l'on est capable de traiter, en contraignant la personne à se focaliser sur les éléments les plus pertinents. On comprend ainsi les résultats déjà évoqués sur les doubles tâches ou sur les traitements multi sensoriels.

5.2.4 Les effets à dimension territoriale

Parmi les données éparses de connaissances disponibles sur ce sujet se dégage une première classification théorique d'effets territoriaux, distribués en :

- formes sociales (composition socio-démographique, (dé)peuplement, impacts sur certains marchés, par exemple de l'immobilier) ;
- formes spatiales (composition fonctionnelle des lieux, dynamiques d'évolution des territoires, morphologies des tissus urbains...) ;
- gouvernances territoriales (pluralisation des acteurs, mobilisations environnementales, création de dispositifs *ad hoc*, mise à l'agenda d'une troisième génération de politiques publiques).

L'analyse des connaissances scientifiques produites montre de très grands déséquilibres dans les niveaux de renseignements pour chacune de ces catégories. Ainsi, 60 % de la littérature identifiée concerne les impacts immobiliers, accompagnée parfois de projections sur les effets d'entraînement dans les dynamiques locales, donc les effets (socio-économiques) sur les formes sociales des territoires. Cette littérature provient de l'économie des transports et de l'économie de l'environnement, largement nourries de l'acoustique et de la psycho-acoustique.

Ces 3 catégories ne sont pas étanches, indiquant ainsi la facture systémique de tout territoire, du fait même des populations qui y vivent socialement, économiquement et politiquement, mais également en raison des autorités légitimes qui y interviennent, de manière pluri-sectorielle. Ceci n'est pas sans expliquer dans le temps l'émergence rapide de sujets également transversaux de préoccupation et d'enjeux. À ce titre, les injustices environnementales, de même que l'ouverture des indicateurs (initialement appuyés sur les seules doses de bruit) à la « prévisibilité » et/ou au « suivi » de tels sujets de préoccupation et d'enjeux se posent de manière croissante, tant dans les publications sur des problématiques établies, que sur des sujets plus émergents.

Dès lors, pour éviter de reproduire les asymétries mentionnées, le plan de ce chapitre privilégie l'ordre suivant : (1) effets socio-économiques de l'exposition aux bruits de transport sur les territoires (c'est-à-dire décotes immobilières et déqualification territoriale), (2) les choix résidentiels et les injustices environnementales. L'ensemble du propos relaye également des propositions métrologiques auxquelles les productions s'ouvrent toutes, peu ou prou, visant souvent à compléter les indicateurs standards de suivi des environnements sonores des territoires.

5.2.4.1 Les effets du bruit des transports sur l'immobilier et sur les dynamiques résidentielles

Les résultats recensés de la trentaine de travaux menés à travers le monde depuis plus de 40 ans sur le bruit des avions et de la quinzaine sur le bruit routier (voir Annexe 3) convergent pour montrer l'existence de décotes immobilières pour cause de bruit des transports. Ceci est un fait avéré, largement démontré. La plupart d'entre eux utilisent la méthode des prix hédoniques (MPH), qui cherche à identifier statistiquement la part du bruit dans les différences de prix entre les logements (souvent valeurs de propriété), considérant le plus souvent deux familles de critères, internes aux logements (taille, confort, *etc.*) et externes/ou de situation (accessibilité, offre de services et d'équipements, notamment scolaires, *etc.*) et qualité environnementale : espaces verts, niveaux de bruit, *etc.*

Elle peut être complétée par une méthode de préférences déclarées, en l'occurrence ici la somme que les individus seraient prêts à payer pour une certaine dotation de calme, autrement dénommé « consentement à payer » (Faburel 2001). Au niveau du bruit ferroviaire, les études sont encore très rares et limitées, singulièrement en France. Plus largement, le bruit ferroviaire a très peu fait l'objet de monétarisations donc d'évaluations de coûts sociaux (Chanel, Faburel *et al.* 2009). Pour correspondre à l'état des connaissances produites, nous reprenons cet ordre par mode de transports.

► **Le bruit des avions**

Les décotes pour cause de bruit des avions sont démontrées d'assez longue date, comme le décrivent des rapports d'expertise pour la Commission européenne (Navrud 2002 ; Bateman *et al.*, 2001).

Différentes méta-analyses ont été menées (Button 2003; Nelson 2004; Nelson 2008; Schipper, Nijkamp *et al.* 1998), et ont fait communément apparaître :

- que la décote immobilière moyenne se situait entre 0,5 et 0,9 % par décibel supplémentaire, passé généralement les seuils légaux visant à protéger les environnements des aéroports ;
- et qu'elle tendait à augmenter avec le temps (de 0,5 % à 0,6 % dans les années 1970 et 1980, à 0,8 % à 0,9 % du prix du logement par décibel supplémentaire au-delà de 60-65 dBA à partir de la décennie 1990).

L'Europe est concernée par ce phénomène de décotes immobilières autour des aéroports. Ainsi, par exemple à Genève, en Suisse, l'augmentation d'un décibel fait diminuer de 0,7 % en moyenne le prix d'un logement loué dans le secteur privé, et de 0,8 % dans le domaine public (Baranzini et Ramirez 2005). Plusieurs travaux apportent des enseignements convergents pour la France (ADEF 1999; IAURIF 2003).

Concernant l'évolutivité des taux, une méta-analyse (Nelson 2004) s'appuyant sur les résultats de 33 observations menées sur 23 aéroports, de 1967 à 2001, au Canada et aux États-Unis, constate une faible évolution des décotes immobilières liées au bruit des avions pour le continent nord-américain.

Cette analyse souligne toutefois des différences entre pays, la décote immobilière moyenne au Canada se montrant bien plus importante qu'aux États-Unis. Ceci peut être expliqué, selon les auteurs, par les caractéristiques particulières du marché immobilier canadien, ainsi que par son climat ou sa législation.

Dans d'autres cas, une augmentation de l'indice de dépréciation est observée alors même que les charges sonores ne semblent pas avoir évoluées. Des travaux (Pope 2008) indiquent que la dotation en informations des acheteurs potentiels influe fortement sur les taux de décote, sans faire intervenir les charges sonores liées aux trafics aériens. Ainsi, par exemple à Orly, cet indice est passé de 0,9 % du prix du logement à 1,5 % (par décibel de

différence entre la commune témoin et les trois communes identifiées) durant la période allant de 1995 à 2003 pour laquelle les niveaux sonores mesurés par les indices acoustiques officiels (LA_{eq}) sont restés stables du fait du plafonnement des crêteaux (Faburel et Maleyre 2007).

L'évolution du taux de décote aurait donc aussi pour explication la sensibilité individuelle et la dotation en connaissances sur l'environnement sonore des lieux d'habitations. Il demeure donc bien des particularités locales à intégrer (et notamment de sensibilité), pour mieux comprendre cette relation négative entre bruit des avions et les valeurs immobilières. En fait, la relation dose sonore / prix de l'immobilier est encore loin d'être totalement comprise et contrôlée, particulièrement lorsqu'il s'agit d'intégrer des facteurs de contextes dans les équations proposées. Au Royaume Uni notamment, sur la base pourtant d'un même modèle économétrique d'analyse, ces taux évoluent selon l'aéroport et la région concernée. Ainsi à Glasgow (Écosse), les maisons situées autour de l'aéroport connaissent une décote immobilière de 0,4 % par décibel supplémentaire (Day, Bateman *et al.* 2006), alors qu'à Birmingham (Angleterre) elles seraient bien supérieures, avec une hypothèse haute de 1,6 % d'après Day *et al.*

Dans ce registre, depuis quelques années, certains chercheurs critiquent particulièrement l'omission d'autres sources de bruit dans les analyses conduites dans les pourtours aéroportuaires, en particulier ceux d'autres modes de transports. Il est vrai que les analyses prenant en compte l'ensemble des bruits émis par les transports (avions, routes et chemins de fer) dans l'évaluation des décotes immobilières sont quasiment absentes, à quelques exceptions relayées plus bas.

► **Le bruit des transports terrestres**

Le bruit des avions n'est pas le seul initiateur de décotes immobilières, et de plus en plus d'études s'intéressent aux effets (seuls) du bruit routier. Leurs conclusions (Bateman et Executive 2001; Faburel, Maleyre *et al.* 2005a; McMillen 2004; Navrud 2002) font apparaître des décotes légèrement plus faibles que celles observées pour le bruit d'avions. Ainsi, la décote immobilière moyenne se situerait entre 0,4 et 0,6 % par décibel supplémentaire, généralement passé un seuil avoisinant 60 dBA. Là encore, ce taux moyen de décote tendrait à augmenter sur la période, puisque depuis la fin des années 1980, il est passé en moyenne à 0,8 %.

Toutefois, des écarts plus amples à la moyenne sont observés comparativement au bruit des avions. De nouveau, et ici peut-être plus encore, les contextes territoriaux influeraient considérablement sur les estimations produites, malgré (ou à cause de) la standardisation des modèles explicatifs de l'économétrie.

Des travaux menés dans les pourtours d'autoroutes urbaines en Corée du Sud (Kim, Park *et al.* 2007) montrent que les sources routières de bruit génèrent également des baisses de valeurs foncières du fait de la moins-value engendrée pour la promotion immobilière (surcoût de la protection dans la construction des locaux d'habitation, de travail, *etc.*). Augmenter l'intensité sonore de 1 dBA au-dessus du seuil légal dans une zone de 500 mètres de part et d'autre de l'autoroute engendrerait une diminution du prix des terrains constructibles de 1,3 %. Cependant, les contextes en Corée du Sud sont fort différents des contextes européens.

Concernant enfin les décotes pour cause de bruits liés aux trafics ferroviaires, les valeurs relevées sont encore peu nombreuses. Pour la France, nous disposons de quelques données d'évaluation : un taux de dépréciation de 1 % au-delà d'un L_{dn} de 55 dBA a été calculé sur la base des normes en vigueur pour la mesure de bruit et de valeurs de propriété (Chambre des Notaires de Paris) dans 26 communes du Val-de-Marne (Faburel, Maleyre *et al.* 2005b). Ce résultat s'inscrit dans la moyenne des quelques données existantes (Navrud 2002), mais la comparaison est malaisée du fait du manque d'autres informations empiriques.

► **Multi exposition et effets d'entraînement de l'offre de transport**

Dekkers et Van der Straaten ont mené une étude sur les effets du bruit des transports sur les prix de l'immobilier (par la méthode des prix hédoniques) autour de l'aéroport d'Amsterdam entre 1999 et 2003, prenant en compte le bruit des routes principales alentour ainsi que celui des avions et celui d'une voie ferroviaire à forts trafics dans le périmètre d'étude (Dekkers et van der Straaten 2009). Afin de tenir compte des poids respectifs dans les environnements sonores, les auteurs ont choisi de pondérer les émissions de chacun de ces modes par l'utilisation de valeurs seuils différentes, selon les normes en vigueur ou recommandations internationales : 45 dBA pour les avions, 60 dBA pour le fer et 55 dBA pour la route.

Il ressort notamment de ces travaux que les décotes immobilières pour cause de bruit routier ou ferroviaire sont plus modérées que celles calculées pour le bruit des avions (respectivement 0,2 %, 0,7 % et 0,8 %). Cette étude souligne aussi le fait que les décotes les plus importantes concernent les maisons exposées à une charge sonore comprise entre 40 et 55 dBA, indiquant ainsi la relativité des seuils dans l'explication de l'apparition et des dynamiques de dépréciation, au profit d'autres facteurs de situation. Les maisons exposées à des charges sonores moins importantes ne subissent pas de dépréciation notable. Quant à celles exposées à plus de 55 dBA, étant bien moins nombreuses, les auteurs considèrent le taux calculé comme moins significatif.

Dans un second temps, les auteurs se sont intéressés aux avantages retirés en cas de diminution du niveau de bruit dans ce même espace. Ils estiment que pour une diminution d'un décibel, il y aurait une augmentation de la valeur totale du parc immobilier de 574 millions d'euros sur la période considérée, soit 40 millions d'euros actualisés par an. De même, lorsque cette analyse utilise la moyenne des valeurs fiscales des maisons soumises à 45 dBA ou plus, elle observe un bénéfice marginal de 1 459 euros par maison pour une diminution d'un décibel (soit 102 euros/dBA/maison/an).

Une autre étude menée sur les communes riveraines de Francfort Rhin-Main s'est intéressée à l'évolution prévisible des valeurs immobilières suite au projet d'extension de l'aéroport. Ces travaux suggèrent que les variations des prix du foncier d'un quartier à l'autre d'une même commune sont imputables au bruit des avions (ainsi qu'à la présence d'équipements publics), mais pas les variations entre communes, qui sont davantage expliquées par l'accessibilité à l'agglomération que par celle à l'aéroport.

Concernant maintenant les prix de l'immobilier, une baisse intervient à partir de 50 dBA, avec en moyenne - 1 % par dBA supplémentaire. Mais la proximité à l'aéroport, et donc des liaisons routières et ferroviaires qui l'accompagnent, entraîne une augmentation générale des prix, une fois le paramètre bruit neutralisé (+ 10 % pour les logements situés à moins de 30 min de l'aéroport). Sur cette base de résultats, l'évaluation de l'impact environnemental lié à la construction de la nouvelle piste montre que ce projet entraînera en moyenne une baisse de 1,9 % sur l'ensemble (large) du territoire considéré. Lorsque sont uniquement considérées les communes les plus proches de la plate-forme touchées par une baisse des prix de l'immobilier, cette moyenne est de 7,04 %, avec un maximum de 11 % pour une commune située en bout de piste.

Cette analyse invite à d'autres types de comparaisons qui pourraient servir de complément dans la compréhension du processus de différenciation entre les communes. Ceci pourrait aider, par la suite, à mieux comprendre les différences de dynamisme local et d'évolution des tissus urbains entre les communes, ainsi que, derrière cela, les choix résidentiels effectués par les ménages, voire les injustices environnementales dont les espaces fortement exposés aux bruits de transports peuvent être le lieu.

5.2.4.2 Les injustices environnementales causées par les bruits des transports

► **Les mécanismes territoriaux en jeu**

Les différences mentionnées au paragraphe précédent qui apparaissent dans les taux de décotes selon les bruits de transports observés ne sont pas sans lien avec les types de territoires concernés, et avec les mécanismes socio-spatiaux dès lors en jeu, voire partiellement mis en mouvement.

De tels effets et leur variabilité ont des causes diverses, qui découlent toutefois directement du poids dorénavant revêtu par les facteurs d'environnement dans les choix résidentiels des ménages. L'environnement en général, et particulièrement la qualité sonore du lieu, le calme environnant le logement, voire les ambiances/paysages sonores du quartier, sont devenus des critères premiers de choix de localisation des populations : entre le 4^{ème} et le 6^{ème} rang de classement selon les enquêtes logement et sondages environnementaux en France ces dix dernières années. La sensibilité croissante des ménages à leur environnement sonore conduit à une modification des comportements résidentiels.

Il en découle des phénomènes d'évitement croissants de certains contextes à fortes charges sonores par les populations en mesure d'intégrer financièrement cette attente dans leurs choix. Et ceci même si, dans le même temps, l'emploi peut aussi dépendre du fonctionnement de l'équipement impactant. Il est à souligner que si nombre d'articles de l'économie des transports et de l'économie spatiale soulignent l'importance de l'accessibilité induite par ces infrastructures de transport dans la valorisation des territoires (Arsenio, Bristow *et al.* 2006; Maloir, Tillema *et al.* 2010), d'autres travaux (Nelson 2008) montrent que les fonctionnalités de l'espace ne sauraient rivaliser avec les désaménités (désavantages ou inconvénients) environnementales. Lorsque les populations en ont les moyens budgétaires et la possibilité familiale, elles quittent les espaces fortement exposés, alors que les plus modestes s'y résignent, du fait d'avantages comparatifs (moindre coût de l'immobilier).

Cependant, la géographie sociale a aussi montré le rôle de l'eco-sensibilité (Charlier 2002) ou encore le poids du rapport identitaire au lieu, du sentiment d'appartenance locale dans les ressentis de gêne sonore. Ainsi, les résultats d'une enquête menée auprès des riverains d'Orly (Faburel 2003) montrent que, d'un point de vue plus collectif, l'ancrage territorial constitué par l'appartenance à un réseau familial local, l'intérêt pour l'histoire locale, pour le patrimoine de la commune, ainsi que la fréquentation des lieux de sociabilité (cafés, restaurants, *etc.*) nourrissent un vécu commun du bruit des avions, au point de donner à voir un attachement au territoire. À l'inverse, les personnes se déclarant peu ou pas du tout gênées apparaissent plus mobiles (principalement des hommes sans enfants, locataires qui passent peu de temps à domicile) sans que leur faible niveau de gêne ne soit, là non plus, grandement relié à leur exposition au bruit.

Dès lors, les phénomènes sonores, et plus particulièrement les bruits de transport, participeraient à des mécanismes territoriaux bien plus complexes que de simples causalités mécaniques, renvoyant tant aux parcours des individus, des ménages (exemple : les logements dépréciés servent aussi la *primo* accession de jeunes couples modestes) qu'aux composantes et trajectoires mêmes des espaces et contextes concernés.

Deux recherches, l'une menée à Paris (Havard, Reich *et al.* 2011), une autre à Hong-Kong (Hui, Chau *et al.* 2007), permettent de comprendre pourquoi, dans des contextes urbains denses, donc dans des environnements sonores largement monopolisés par les bruits routiers, les populations plus aisées font le choix de vivre dans les espaces les plus bruyants. Dans le cas parisien, cela est expliqué par la renommée de ces quartiers, le dynamisme économique, commercial, historique ou encore culturel dont ils disposent. Pour Hong-Kong, il semblerait que les populations préfèrent sacrifier leur confort pour plus de commodités.

Nombre d'autres travaux montrent que la diversité des attributs territoriaux participe aux choix résidentiels. Ainsi, une étude menée aux Pays Bas (Nijland, Hartemink *et al.* 2007),

montre que l'exposition au bruit n'influence pas les choix résidentiels des personnes qui souhaitent emménager dans un quartier fortement soumis au bruit des transports routiers. Ce sont d'autres facteurs qui interviennent, comme le voisinage, le logement et ses fonctionnalités, *etc.* Ce travail met aussi en lumière le fait que le bruit a en fait beaucoup plus d'influence dans les motivations résidentielles des ménages qui souhaitent déménager. Cette fois-ci, non plus l'exposition mesurée, mais l'expérience vécue du bruit entraînerait une forte diminution de la satisfaction globale de ces ménages concernant leur logement, leur voisinage, leur quartier.

► **Des indicateurs territoriaux**

Dans une problématique territoriale plus large que seulement consacrée aux expositions sonores, des concepts émanant de la sociologie de l'habitat (exemple : coût psychique de l'habitat) ou encore de la géographie sociale et de la psychologie de l'environnement (exemple : attachement au lieu de vie) aident à comprendre le poids d'autres attributs et facteurs, pleinement contextualisés, dans les augmentations de taux de décotes ou encore dans leur variabilité territoriale. Les valeurs immobilières pour cause de bruit des transports ne sont alors qu'un indicateur descriptif de mécanismes de plus large ampleur, un facteur (parmi d'autres) de déclenchement d'une orientation des dynamiques locales, voire parfois d'un déclin (exemple : diminution de l'animation locale).

Le bien-être général attaché au cadre de vie local, les expériences vécues et la satisfaction retirée par des arbitrages multiples sont donc directement impliqués dans de tels phénomènes et dynamiques territoriales. Toutefois, les perceptions environnementales des ménages mettent en évidence un étalonnage persistant sur la qualité des environnements et paysages sonores. Le Tableau 19 atteste cette information : le bruit des transports équilibre largement le poids de critères positifs, et excède celui de certains risques ou encore de la pollution atmosphérique.

Tableau 19 : Critères environnementaux associés au choix d'un futur logement (6 communes de première couronne francilienne)

	Effectifs	Fréquence
L'absence de bruit lié aux voitures	297	52,2
L'absence d'usine à proximité	280	49,2
La présence d'espaces verts	270	47,5
La propreté	268	47,1
L'absence de bruit lié aux avions	264	46,4
La présence d'arbres, de végétation dans le quartier	258	45,3
La vue	197	34,6
L'absence de bruit lié aux trains	192	33,7
L'absence de risque d'inondation	183	32,2
La qualité de l'architecture locale	164	28,8
La faible densité du bâti	164	28,8
La qualité de l'air	135	23,7
La présence de cours d'eau ou de plans d'eau	78	13,7
Total / répondants	569	

Référence : Faburel et Gueymard 2008)

La satisfaction ou l'insatisfaction à l'égard du quartier, impliquant la qualité des attributs environnementaux et des aménités de la vie locale, représenterait donc un indicateur synthétique pertinent pour saisir le poids du lieu de vie dans les choix résidentiels (Baccaïni 2000), et de manière opérationnelle en tenant compte de nombre d'attributs territoriaux qui participent des mobilités résidentielles des populations, ainsi que des arbitrages relatifs auxquels ils donnent lieu :

- desserte en transports en commun ;
- dotation en espaces verts ;
- proximité des commerces et espaces culturels de loisirs.

De même, d'autres indicateurs, pleinement socio-spatiaux, montrent alors aussi pour les périmètres officiels d'exposition liés au fonctionnement de grands équipements (comparativement à des espaces témoins) :

- d'un point de vue démographique : des croissances populationnelles plus limitées (voire des populations qui parfois diminuent) et des ménages plus jeunes ;
- d'un point de vue socioprofessionnel : des ouvriers ou employés plus nombreux ;
- et sur les questions relatives à l'habitat : des taux moindres de propriété (locatif aidé plus présent), des taux de rotation également inférieurs (cf. trappes à l'immobilité dans les cœurs de pôles aéroportuaires), et des délais de revente plus longs (IAURIF 2003).

- **Polarisations sociales et injustices environnementales**
- Des spirales constatées de dégradation environnementales

Repasant de nos constats précédents concernant les effets sociaux et spatiaux du bruit des transports sur les territoires (décotes immobilières, choix résidentiels des ménages, diminution du dynamisme local, etc.), il est à observer qu'ils renvoient de plus en plus à ce que la littérature dénomme depuis maintenant une vingtaine d'années comme problématique d'injustices environnementales (Faburel et Gourlot 2008). Cette problématique implique un constat admis : les plus hauts revenus vivent bien plus que la moyenne dans des quartiers plus tranquilles, quand les ménages de niveau plus modeste vivent dans des environnements bien plus dégradés, notamment sonores (Nijland, Van Kempen *et al.* 2003).

Toutefois, il est à remarquer que si les phénomènes de polarisation sociale autour des équipements de transport ont fait l'objet de plusieurs travaux récents et d'envergure, la problématique des injustices environnementales peine à se saisir des questions et enjeux relatifs aux bruits des transports.

Les phénomènes de polarisation sociale autour des équipements de transport ont été observés dans plusieurs pays d'Europe, aussi bien autour des aéroports, que des autoroutes, réseaux routiers importants, ou voies de chemin de fer. Un récent rapport en livre un constat comparatif (Braubach et Fairburn 2010). De même, différentes enquêtes indiquent que les espaces fortement contraints par le bruit des transports sont aussi, bien souvent, ceux qui subissent une spirale de dégradation environnementale. Par exemple, la construction d'une autoroute traversant la ville de Robbins (agglomération de Chicago) a contribué à l'appauvrissement de la cité et conduit les leaders politiques locaux à accepter un développement économique tourné vers d'autres activités impactantes, dont un incinérateur de déchets (Pellow, Weinberg *et al.* 2001).

Ceci a pu également être remarqué en France, et ce d'assez longue date. Ainsi, une enquête menée par l'Inrets en 1997 auprès d'agents immobiliers avait pour objectif de comprendre et qualifier la dynamique du marché en situation d'exposition sonore. Elle a permis de révéler ce phénomène de dégradation environnementale dans les territoires limitrophes des aéroports. Il ressort de ces « dires d'acteurs » que la décote totale des logements serait à Villeneuve-le-Roi de l'ordre de 15 à 20 %. Mais comme l'indiquent eux-mêmes les auteurs du travail, ce résultat est compris comme un forfait des dégradations environnementales : le bruit entraînerait d'après les agents des effets en chaîne de dégradation de la qualité de vie, notamment la déqualification du territoire dans l'imaginaire de la population qui en retour limiterait encore plus l'attractivité de l'espace communal. Tout ceci rendrait possible la venue d'activités génératrices de nuisances. Une autre étude a permis de réaliser un travail diagnostic et prospectif sur les Vieux Pays soumis aux nuisances sonores de l'aéroport de Roissy Charles de Gaulle et a mis en évidence la spirale de leur dégradation, renforcée par les contraintes réglementaires liées au PEB (Mission Roissy 1999). Been propose une explication au phénomène de spirale de dégradation : toute décision en faveur d'un équipement nuisible à l'environnement entraînant une baisse des valeurs foncières et immobilières, favoriserait alors l'attraction de populations pauvres. (Been 1994).

Et, si les phénomènes révélés sous l'angle de la justice environnementale (distribution spatiale non équitable des nuisances pesant plus fortement sur les bas revenus et les minorités) ont été passés en revue notamment pour les projets d'autoroute (Schweitzer et Valenzuela 2004), peu de travaux empiriques ont été menés en Europe sur la seule problématique sonore, notamment autour des aéroports (Schweitzer et Valenzuela 2004), en comparaison par exemple des travaux menés aux Etats-Unis, depuis les années 80 par l'université de Berkeley, ou encore de Davis (Californie) par l'*Environmental Justice Institute*.

► Des injustices environnementales en conséquence

Le croisement de données concernant la qualité environnementale des territoires et leur structure socio-économique permet en fait de porter un premier regard sur le rapport pouvant exister entre inégalités sociales et santé environnementale. Ces enquêtes sont d'autant plus importantes que, depuis quelques années, ces caractérisations offrent aussi des indicateurs intéressants pour le suivi des situations.

En 2010, Braubach et Fairburn ont regroupé des études menées en Europe sur les charges environnementales, pour mieux comprendre le lien qu'il pouvait exister entre condition de logement et qualité environnementale dans les zones résidentielles (Braubach et Fairburn 2010). Leur analyse montre tout d'abord le rapport constant, dans l'ensemble des études menées en Europe, entre populations défavorisées et charges environnementales importantes. Mais surtout, elle souligne la nécessité de généraliser un indicateur de pauvreté environnementale permettant d'étudier le cumul de nuisances et pollutions sur certains territoires, à des fins de croisement avec des données sociales. Il en résulterait une meilleure compréhension des discriminations sociales voire ségrégations spatiales importantes, induites par ces injustices (Sobotta, Campbell *et al.* 2007).

Cette question de la métrologie pour l'observation et le suivi des situations d'injustices est également l'un des principaux résultats de la recherche de Kruize (Kruize 2007). L'auteur analyse l'équité environnementale à l'échelle des Pays-Bas et de deux régions fortement urbanisées, comprenant la zone de l'aéroport d'Amsterdam-Schiphol, et évalue les inégalités environnementales en fonction de plusieurs indicateurs : le bruit du trafic aérien, les émissions d'oxyde d'azote, les risques et la présence d'espaces verts.

Cette étude montre que les populations à revenus modestes vivent généralement dans des conditions environnementales légèrement moins favorables. Mais, étonnamment, les populations bénéficiant des revenus les plus élevés sont apparues plus exposées au bruit du trafic aérien que les populations aux revenus les plus faibles. D'après l'auteur, ce résultat serait notamment expliqué par la définition de la qualité environnementale qui a été utilisée et qui est uniquement assise sur des normes techniques alors que les comportements et ressentis interviennent également dans les logiques économiques des ménages (voir plus haut). Concernant cette fois-ci les ressentis, ce travail montre que les personnes ayant les revenus les plus faibles se disent davantage gênées et vivent dans des conditions environnementales plus dégradées, ce qui, rapproché du précédent constat, conduit à penser qu'elles ne défendent pas leurs intérêts environnementaux avec autant d'efficacité que les personnes plus favorisées. Dès lors, moins favorisées en matière de santé, elles seraient plus vulnérables aux facteurs environnementaux.

En conclusion, Kruize souligne le rôle important de l'État dans la configuration des disparités environnementales. À ce titre, elle estime que les questions d'équité environnementale devraient être intégrées aux études d'impacts environnementaux, ce qui permettrait alors de mettre en évidence les effets (re)distributifs des décisions politiques, de favoriser une participation plus équitable aux processus décisionnels et peut-être, enfin, d'inclure d'autres aspects du cadre de vie dans des approches plus intégrées transport-environnement-territoires.

Le lien entre déqualification environnementale et personnes démunies a aussi été constaté ailleurs en Europe, en Suisse notamment (OFEFP 2005). Des études françaises ont aussi commencé à explorer les injustices environnementales sous l'angle du bruit des transports, notamment autour de l'aéroport d'Orly, ou plus largement en Île-de-France.

Ces derniers travaux apportent de multiples enseignements. D'une part, la visualisation des croisements statistiques entre niveaux de revenu, besoins d'insonorisation et intensité de gêne sonore due au bruit des avions, fait apparaître des inégalités environnementales à la fois de nature nouvelle et plus circonscrites dans l'espace. Celles-ci s'avèrent dépendantes du vécu sonore, et non seulement uniquement de l'exposition acoustique (Faburel 2001).

Ensuite, l'augmentation de la décote immobilière pour cause de bruit malgré la stabilisation officielle des niveaux d'exposition sonore montre une influence importante des paramètres non acoustiques tels que, par exemple, la sensibilité sociale au bruit (Faburel et Maleyre 2007). Ce même travail montre également une évolution des profils sociaux des acquéreurs et vendeurs dans les communes pour lesquelles cette décote est la plus importante, affichant ainsi une lente paupérisation : beaucoup plus de vendeurs des catégories socioprofessionnelles (CSP) dites moyennes et supérieures et arrivée plus massive des CSP modestes (ouvriers et employés).

Enfin, à l'échelle de l'Île-de-France (Faburel et Gueymard 2008), il a pu être montré, par le croisement de données statistiques sur l'environnement et les populations, que le bruit des transports est l'un des tous premiers facteurs environnementaux de distribution socialement différenciée dans l'espace francilien (avec les espaces verts et la présence d'usines cf. Tableau 20), résultat partiellement confirmé par voie d'enquête auprès de 600 habitants : la qualité architecturale prenant le pas sur l'offre d'espaces verts.

Tableau 20 : Profils environnementaux des groupes socio-urbains en Ile-de-France

Groupes socio-urbains		
Aisé	Moyen	Modeste
Espaces classés (ex : ZPPAUP) (+)	Composantes vertes (+)	Seveso (+)
Espaces verts (+)	Bruit des avions (petits aérodromes) (+)	Bruit ferroviaire (+)
Pollution de fond (+)	Cours et plan d'eau (-)	Pollution de proximité (+)
Cours et plan d'eau (-)	Espaces verts (-)	Bruit routier (+)
Composantes vertes (-)	Espaces classés (-)	Bruit des avions (grands aéroports) (+)
Bruit routier (-)	Pollution de fond (-)	Zones inondables (+)
Pollution de proximité (-)	Bruit des avions (grands aéroports) (-)	Pollution de fond (+)
Zones inondables (-)	Seveso (-)	Espaces verts (+)
Bruit des avions (petits aérodromes) (-)	Zones inondables (-)	Cours et plan d'eau (+)
Bruit des avions (grands aéroports) (-)	Bruit ferroviaire (-)	Bruit des avions (petits aérodromes) (-)
Bruit ferroviaire (-)	Bruit routier (-)	Espaces classés (ex : ZPPAUP) (-)
Seveso (-)	Pollution de proximité (-)	Composantes vertes (-)

Liste de facteurs environnementaux classés en ordre décroissant des écarts statistiques de représentation des groupes socio-urbains. Les cellules grisées désignent la surreprésentation du groupe par rapport à son poids dans l'échantillon total, les signes (+) et (-), la nature de l'association.

Au final, sur les 2 748 882 personnes (2008) qui seraient en situation d'inégalités environnementales en Île-de-France, plus de 1 million le seraient pour cause de surexposition au bruit des transports (Faburel et Gueymard 2008). Cette importance est corroborée par le rôle déclaré du bruit dans les vécus de l'environnement local et dans le choix résidentiel des ménages (passé et futur), et ferait du bruit des transports le premier paramètre de répulsivité résidentielle (répulsivité qui est devenue plus structurante que l'attractivité d'aménités environnementales), amplifiant pour beaucoup des ségrégations socio-urbaines plus historiques.

Synthèse du chapitre 5 : effets et impacts sanitaires du bruit

Les conséquences sur la santé d'une exposition intense au bruit sont surtout connues et ont essentiellement été quantifiées dans le milieu du travail (effets auditifs). Le risque de fatigue auditive ou de surdité augmente avec l'intensité de l'exposition au bruit. Toutefois, les niveaux d'exposition susceptibles d'engendrer des pertes auditives ne se rencontrent que très rarement dans le cadre d'expositions environnementales liées aux infrastructures de transport ou aux installations industrielles bruyantes.

Les effets extra-auditifs du bruit sont souvent sous-estimés. Le principal d'entre eux est la perturbation du sommeil. Le bruit perturbe le sommeil de différentes manières et à partir d'un niveau sonore bas. Il peut rendre difficile l'endormissement ou réveiller une personne et par là, fragmenter le sommeil voire le raccourcir. Le bruit peut aussi empêcher d'atteindre un sommeil profond et donc altérer la qualité du sommeil. Un sommeil raccourci ou de moindre qualité a des répercussions sur la santé et les performances cognitives la journée suivante ; la performance, l'apprentissage et l'attention sont réduits, les temps de réactions sont allongés. Il peut en résulter des accidents, par exemple si la personne est au volant. Par ailleurs, des fonctions végétatives, comme le rythme cardiaque ou la tension artérielle, la sécrétion d'hormones ainsi que le système immunitaire, peuvent être également perturbées.

Les autres effets extra-auditifs peuvent soit résulter directement d'une exposition au bruit, soit être consécutifs aux perturbations du sommeil par le bruit. Ces effets comprennent notamment les réponses cardiovasculaires, les réponses endocriniennes et les maladies mentales. Les résultats des études sur la relation entre bruit aérien ou bruit routier et effets sur le système cardiovasculaire convergent vers la mise en évidence d'un risque accru d'hypertension et de troubles cardiaques ischémiques chez les adultes (Babisch et Kamp, 2009) et d'une augmentation de la tension artérielle chez les enfants (Babisch *et al.*, 2009). L'importance de ces effets dépend du niveau et de la durée de l'exposition au bruit mais aussi des caractéristiques et de la sensibilité individuelles des personnes exposées. Par ailleurs, la contribution de l'exposition nocturne au bruit à ces effets sur le système cardiovasculaire reste à définir, mais on ne peut l'exclure tant la réactivité cardiovasculaire au bruit au cours du sommeil est marquée.

Les facteurs de confusion individuels (âge, poids, antécédents familiaux), comportementaux (tabagisme, régime alimentaire, alcool) et socio-économiques (revenu, niveau d'éducation, profession) sont nombreux et pas toujours bien pris en compte dans les études épidémiologiques. L'interaction du bruit avec d'autres éléments de l'environnement pourrait aussi intervenir dans l'explication des résultats observés.

Les nombreuses enquêtes psychoacoustiques réalisées ont montré pour la plupart qu'il est difficile de fixer le niveau précis où commence l'inconfort et ont souligné le caractère variable du lien existant entre les indicateurs de gêne et l'intensité physique du son. Toutefois, toutes les analyses de sciences humaines et sociales convergent pour admettre la croissance des niveaux de gêne ressentie, sans que l'évolution des niveaux d'exposition n'explique seule cette évolution. Des relations « dose-réponse » ont cependant été établies entre niveaux d'exposition au bruit (notamment de transport) et gêne individuelle (European Commission 2002).

En dehors de la gêne, d'autres effets psychosociologiques et comportementaux du bruit sont habituellement décrits : interférence avec la communication, effets sur les attitudes et le comportement social (agressivité et troubles du comportement, diminution de la sensibilité et de l'intérêt à l'égard d'autrui), effets sur les performances (dégradation des apprentissages scolaires notamment) ou encore sur l'automédication (prise de somnifères ou d'anxiolytiques).

Le bruit des transports entraîne des effets socio-économiques sur les territoires dont, entre autres : des décotes immobilières et une déqualification territoriale, une modification des choix résidentiels des ménages, une diminution du dynamisme local et une aggravation des injustices environnementales. Les taux de décotes évoluent au cours du temps. Cette évolution mériterait d'être resituée dans chacun des contextes d'émanation, mais, d'ores et déjà, l'augmentation de la sensibilité environnementale (et donc sonore) représente un facteur explicatif démontré. Les espaces fortement contraints par le bruit des transports sont aussi, bien souvent, ceux qui subissent une spirale de dégradation environnementale. La baisse des valeurs foncières et immobilières qui s'ensuit favorise l'attraction de populations pauvres. Les conséquences en sont une distribution spatiale non équitable des nuisances pesant plus fortement sur les bas revenus.

6 Réglementation relative aux bruits émis dans l'environnement

6.1 Réglementation en vigueur en France

6.1.1 Le cas des transports routiers

La réglementation française qui vise à protéger les riverains situés le long des voies de transports terrestres nouvelles ou dans des habitations nouvelles construites à proximité de voies existantes trouve ses fondements dans les recherches menées depuis le milieu des années 1960 et surtout au cours des années 1970 concernant l'évaluation de l'impact du bruit (travaux menés par l'Inrets et le CSTB notamment).

Dans le cas de voies nouvelles à construire à proximité de bâtiments existants, les textes actuellement en vigueur sont inspirés de la loi sur les études d'impact de juillet 1976. En mars 1978, une circulaire du Ministère des transports, premier texte d'application de cette loi, prévoyait que la voie nouvelle (ou son extension) ne dépasse pas 65 dBA évalués en $LA_{eq} (8h-20h)$ à deux mètres en avant de la façade des habitations existant avant que la route ne soit déclarée d'utilité publique. À noter que les résultats de recherche prévoyaient plutôt 62 dBA.

Le choix du $LA_{eq} (8h-20h)$ s'explique par sa bonne représentativité de la gêne globale (sur 24 heures) ressentie par les riverains, mise en évidence dans les travaux d'enquêtes psychosociologiques menés au cours des années 1970. Le recours à un indicateur spécifique de la gêne nocturne ($LA_{eq} (0h-5h)$) n'a initialement été prévu que pour les cas exceptionnels, notamment aux abords des voies routières très chargées la nuit en trafic de poids lourds, lorsque la différence entre $LA_{eq, jour}$ et $LA_{eq, nuit}$ est faible (inférieure à 6 dBA).

L'arrêté du 6 octobre 1978 relatif à l'isolement acoustique des bâtiments d'habitation contre les bruits de l'espace extérieur constitue le premier texte obligeant les candidats constructeurs à se protéger contre les bruits extérieurs. Les isolements acoustiques minimum prescrits dans cet arrêté concernent les pièces principales et les cuisines exposées au bruit des transports terrestres. Ils sont fonction de la typologie des voies de circulation avoisinantes, de la distance du bâtiment par rapport à ces voies et de la hauteur de la construction.

La réglementation actuelle relative au bruit du trafic routier découle de la loi n°92-1444 du 31 décembre 1992 relative à la lutte contre le bruit. Elle se subdivise en deux familles de textes : l'une est relative aux routes nouvelles ou faisant l'objet d'une modification ; l'autre concerne les bâtiments à construire en bordure d'infrastructures existantes.

6.1.1.1 Routes nouvelles ou modifiées

Pour les routes nouvelles ou modifiées, les textes d'application de l'article 12 de la loi bruit (décret n°95-22 du 9 janvier 1995, désormais codifié aux articles R571-44 à R571-52 du code de l'environnement ; arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières) suivent le principe général suivant : en cas de construction d'une route nouvelle ou de modification significative d'une route existante, sa contribution sonore en façade des bâtiments riverains antérieurs au projet ne peut dépasser pour chacune des deux périodes, diurnes et nocturnes, des seuils déterminés. Il y a obligation de résultat pour le maître d'ouvrage : il doit assurer la protection des bâtiments et ne peut s'en dégager en versant une indemnité aux occupants.

Les indicateurs utilisés sont les niveaux sonores équivalents $LA_{eq} (6h - 22h)$ pour la période de jour et $LA_{eq} (22h - 6h)$ pour la période de nuit, correspondant à la contribution sonore de l'infrastructure en façade des bâtiments³⁴.

Tableau 21 : Valeurs limites d'exposition sonore en façade des bâtiments exposés aux infrastructures routières nouvelles

Usage et nature des locaux	$LA_{eq} (6h - 22h)$	$LA_{eq} (22h - 6h)$
Établissements de santé, de soins et d'action sociale		
- salles de soins et salles réservées au séjour des malades	57 dBA	55 dBA
- autres locaux	60 dBA	55 dBA
Établissements d'enseignement (à l'exclusion des ateliers bruyants et des locaux sportifs)	60 dBA	
Logements en zone d'ambiance sonore préexistante modérée	60 dBA	55 dBA
Autres logements	65 dBA	60 dBA
Locaux à usage de bureaux en zone d'ambiance sonore préexistante modérée	65 dBA	

6.1.1.2 Protection des bâtiments nouveaux

La démarche, détaillée par le décret n°95-21 du 9 janvier 1995 (désormais codifié aux articles R571-32 à R571-43 du code de l'environnement) et l'arrêté du 30 mai 1996, est organisée en deux étapes successives :

- sous l'autorité du préfet, les infrastructures de transports terrestres sont recensées et classées en fonction de leur niveau d'émission sonore et les secteurs affectés par le bruit de part et d'autre des voiries classées sont reportés dans les documents d'urbanisme. Ce classement constitue une des annexes du plan local d'urbanisme (PLU). De ce fait, il est opposable aux tiers ;
- lorsqu'une construction est prévue dans un secteur affecté par le bruit reporté dans les documents d'urbanisme, le constructeur doit respecter un isolement acoustique de façade apte à assurer un confort d'occupation des locaux suffisant.

Pour chaque infrastructure sont déterminés les niveaux sonores de référence caractéristiques de son émission acoustique. Les indicateurs utilisés sont les niveaux sonores équivalents $LA_{eq} (6h - 22h)$ pour la période de jour et $LA_{eq} (22h - 6h)$ pour la période de nuit. Ces niveaux sont habituellement calculés, parfois mesurés *in situ*.

6.1.2 Le cas des transports ferroviaires

La première application aux chemins de fer des principes découlant de la loi sur les études d'impact de 1976 concerne le TGV Atlantique où des protections ont été mises en place lorsque les niveaux sonores dépassaient 65 dBA mesurés en $LA_{eq} (8h-20h)$ (règle identique au bruit produit par les voies routières).

La réglementation actuellement en vigueur relative au bruit des infrastructures ferroviaires nouvelles ou modifiées, issue de la loi bruit, suit, à quelques éléments près, les mêmes

³⁴ La valeur en façade est supérieure de 3 dBA à celle qui serait mesurée en champ libre ou en façade dans le plan d'une fenêtre ouverte, dans les mêmes conditions de trafic, à un emplacement comparable. Il convient de tenir compte de cet écart pour toute comparaison avec d'autres réglementations qui sont basées sur des niveaux sonores maximaux admissibles en champ libre ou mesurés devant des fenêtres ouvertes.

principes que celle relative aux infrastructures routières. L'arrêté du 8 novembre 1999 a apporté les différences suivantes :

- un indicateur spécifique au bruit ferroviaire (I_f) est considéré : un terme correcteur a été introduit au niveau des indicateurs de gêne, pour permettre une équivalence et une comparaison avec les pays voisins de la France (en particulier l'Allemagne) qui ont une réglementation en champ libre ;
- des exigences identiques à la route pour les lignes exclusivement parcourues par des TGV à des vitesses supérieures à 250 km/h ;
- un bonus ferroviaire de 3 dBA pour les lignes classiques (vitesses inférieures à 250 km/h).

Tableau 22 : Valeurs limites d'exposition sonore en façade des bâtiments exposés aux infrastructures ferroviaires

Usage et nature des locaux	$I_{f, \text{jour}}$	$I_{f, \text{nuit}}$
Établissements de santé, de soins et d'action sociale		
- salles de soins et salles réservées au séjour des malades	57 dBA	55 dBA
- autres locaux	60 dBA	55 dBA
Établissements d'enseignement (à l'exclusion des ateliers bruyants et des locaux sportifs)	60 dBA	
Logements en zone d'ambiance sonore préexistante modérée	60 dBA	55 dBA
Autres logements	65 dBA	60 dBA
Locaux à usage de bureaux en zone d'ambiance sonore préexistante modérée	65 dBA	

Avec I_f : indicateur de gêne dû au bruit d'une infrastructure ferroviaire

$I_{f, \text{jour}} = LA_{eq} (6h-22h) - 3 \text{ dBA}$

$I_{f, \text{nuit}} = LA_{eq} (22h-6h) - 3 \text{ dBA}$

6.1.3 Le cas des transports aériens

Pour traduire l'impact sonore au sol du trafic aérien autour d'un aéroport, des cartes de bruit représentant des courbes d'égal niveau sonore sont élaborées à partir d'une méthode de calcul, de bases de données et de données d'entrée sur les infrastructures, le trafic et les trajectoires. En France, c'est le modèle de calcul INM (*Integrated Noise Model*) développé par la FAA (*Federal Aviation Administration*), l'équivalent américain de la DGAC (Direction générale de l'aviation civile), qui est utilisé.

Les cartographies du bruit ont pour vocation :

- de maîtriser l'urbanisme autour des aéroports (PEB : plans d'exposition au bruit, réalisés à la demande des préfets concernés) ;
- de déterminer, au voisinage des douze plus grands aéroports français, les zones ouvrant droit à l'aide à l'insonorisation (PGS : plan de gêne sonore) ;
- d'évaluer l'évolution de l'impact sonore année après année (CES : courbes d'environnement sonore).

6.1.3.1 Maîtrise du bruit autour des aéroports

Trois zones de bruit (quatre dans certains aéroports) sont considérées. Ces zonages établis dans un cadre réglementaire (arrêtés préfectoraux) fixent les conditions d'utilisation des sols exposés aux nuisances dues au bruit des aéronefs. Le PEB est un document d'urbanisme dont le portage est effectué par les directions départementales des territoires et de la mer (DDT(M)) :

- Zone A : zone de bruit fort pour laquelle le $L_{den} > 70$;
- Zone B : zone de bruit fort pour laquelle le $L_{den} < 70$ et dont la limite extérieure est comprise entre L_{den} 62 et 65 dBA (pour les aéroports mis en service avant la publication du décret n° 2002-626 du 26 avril 2002 fixant les conditions d'établissement des plans d'exposition au bruit et des plans de gêne sonore des aéroports et modifiant le code de l'urbanisme, la valeur de l'indice servant à la délimitation de la limite extérieure de la zone B est comprise entre 65 et 62) ;
- Zone C : zone de bruit modéré comprise entre la limite extérieure de la zone B et une limite comprise entre L_{den} 57 et 55 ;
- Zone D : zone de bruit comprise entre la limite extérieure de la zone C et une limite correspondant au L_{den} 50.

Les prescriptions obligatoires qui s'appliquent aux habitations exceptionnellement admises dans ces zones sont rapportées dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Isolement acoustique

Isolement acoustique selon la zone de bruit				
Zone	A	B	C	Extérieur immédiat de la zone C
Constructions à usage d'habitation exceptionnellement admises	45 dBA	40 dBA	35 dBA	30 dBA
Locaux d'enseignement et de soins	47 dBA	40 dBA	35 dBA	30 dBA
Locaux à usage de bureaux ou d'accueil du public	45 dBA	40 dBA	35 dBA	30 dBA

6.1.3.2 Insonorisation au voisinage des aéroports

Dans les douze principaux aéroports de France, le plan de gêne sonore (PGS) délimite les zones éligibles à l'aide à l'insonorisation. Il se présente sous forme de rapport et d'une carte à l'échelle 1/25 000^e indiquant trois types de zones établies sur la base du trafic estimé, des procédures de circulation aérienne applicables et des infrastructures qui seront en service dans l'année suivante :

- une zone I de gêne très forte comprise à l'intérieur de la courbe d'indice L_{den} 70 ;
- une zone II de gêne forte comprise entre la courbe d'indice L_{den} 70 et la courbe d'indice L_{den} 65. Toutefois, dans le cas où la courbe extérieure de la zone B du plan d'exposition au bruit approuvé de l'aéroport est fixée à une valeur d'indice L_{den} inférieure à 65, cette valeur est retenue pour le plan de gêne sonore ;
- une zone III de gêne modérée (comprise entre la limite extérieure de la zone II et la courbe d'indice L_{den} 55).

6.1.3.3 Autres indicateurs non réglementaires

En fonction de la pression exercée par des associations de riverains sur les thèmes environnementaux, un certain nombre d'aéroports nationaux ont mis en place des indicateurs qu'ils s'engagent à respecter dans le cadre d'une qualification ISO 14 000 ou simplement dans le cadre de négociations avec leurs riverains. Des indicateurs de développement durable sont alors utilisés qui prennent en compte soit le LA_{max} soit le nombre d'événements dépassant un seuil acoustique, soit le SEL. Ces indicateurs ne sont

valables que dans le cadre des engagements d'une plateforme et n'ont pas d'utilisation réglementaire. Par contre, ils peuvent être utilisés dans d'autres réglementations nationales : les notices sur les réglementations suisse et australienne détaillent ces indicateurs.

L'indice L_{den} a été retenu par la Commission européenne pour traduire la gêne pour l'ensemble des modes de transport en Europe, y compris le trafic aérien. Nous venons de le voir, c'est bien le L_{den} qui sert à la construction des zonages du PEB, du PGS et des Courbes d'environnement sonore.

Il faut noter que l'utilisation du L_{den} pour les cartes de bruit aéronautique par l'État français est récente. Avant d'utiliser cet indicateur, les PEB étaient calculés avec un indicateur dit « isopsophonique ». Ce dernier avait la particularité d'utiliser une composante spectrale. L'indice psophonique a été abandonné parce qu'il n'était pas mesurable facilement – c'est un indice calculé – et de ce fait interdisait toute vérification des données aéroportuaires par les riverains. À Roissy-Charles de Gaulle, l'introduction du L_{den} s'est faite à l'issue de réunions de concertation avec les riverains de l'aéroport au sujet de la construction des pistes supplémentaires.

Si le L_{den} offre la possibilité d'évaluer une exposition au bruit globale à l'échelle d'une année, il est en revanche très peu adapté à la détermination des conséquences acoustiques de mesures de protection environnementale telles que, par exemple, la modification de procédures de circulation aérienne. Cet indicateur est plutôt représentatif de l'exposition au bruit des riverains très proches d'un aéroport. Par conséquent, au-delà du périmètre du PGS notamment ($L_{den} < 55$ dB), le calcul du L_{den} ne fait généralement pas apparaître de différence notable entre les situations sonores avant et après un projet de modification des procédures aéronautiques. Dans les dossiers d'enquêtes publiques, il incombe à la DGAC de donner des éléments de comparaison et d'évaluer pertinemment les gains acoustiques attendus pour la nouvelle procédure. C'est la raison pour laquelle, la DGAC a développé des indicateurs complémentaires validés par l'Acnusa. Le NA (*number of events above*) et la densité de survol, les deux indicateurs les plus couramment étudiés dans les simulations. Ces indicateurs, en particulier le NA, sont éprouvés et utilisés au niveau mondial pour ce type de procédure³⁵.

Ces deux paramètres présentent la particularité de ne pas évoluer dans les mêmes proportions suivant l'altitude de survol.

► **Nombre d'événements (NA)**

Le NA, indice acoustique de type événementiel décrit au chapitre 2.1.2.2, apporte un point de vue complémentaire d'une approche plus classique basée sur la sommation énergétique du bruit, pondérée (L_{den}) ou non (L_{Aeq}).

L'Acnusa recommande d'utiliser le NA avec une valeur seuil de 65 dBA pour 100 événements ($NA_{65:100}$) ou une valeur de 62 dBA pour 200 événements ($NA_{62:200}$).

Dans une étude menée par le service technique de l'Aviation civile³⁶, les « avantages bien connus de l'indicateur NA (définition et comportement arithmétique du NA aisément compréhensible par les néophytes, bonne prise en compte de l'effet fréquence temporelle) » sont à mettre en balance avec les « principaux inconvénients techniques de cet indicateur :

- difficulté de fixer des valeurs limites pertinentes et communes à tous les aérodrômes ;
- effets de seuil et de bord importants ;
- indicateur nettement plus instable et plus imprévisible que le L_{den} ;

³⁵ Livret technique - Méthodes et analyse de l'impact du bruit et des survols aéronautiques – DGAC – Mai 2011

³⁶ Étude de sensibilité de l'indicateur de bruit NA « Number Above » - Rapport – DGAC / STAC – Mai 2010

- effets limités voire nuls de la modernisation de la flotte sur les contours en NA ».

► **Densité de survols**

La densité de survols correspond au nombre moyen de survols par jour dans une zone donnée en dessous d'une altitude donnée, partant du sol généralement. Évalué sur de longues périodes – typiquement une année – à partir de l'enregistrement des trajectoires radar, cet indicateur apporte une information objective, vérifiable et directement compréhensible par le public. La grande quantité de survols prise en compte permet de lisser les disparités observables d'une journée à l'autre.

Selon les orientations fixées par l'Acnusa, la densité de survols obtenue en un site correspond au nombre moyen de survols observés par un riverain dans un rayon de 500 mètres. Le calcul s'effectue sur un territoire donné avec un pas maximal de 250 mètres. Le seuil retenu pour une enquête publique est de 30 survols par jour. Pour des études particulières sur des flux existants pour lesquels de nombreuses données sont disponibles, il est déconseillé de descendre sous le seuil minimal 7 survols. Pour les aéroports importants comme Roissy-CdG ou Orly, un nombre minimal de 15 vols est considéré. Le calcul sur une année de trafic se prête particulièrement bien au bilan d'une situation existante, sans procédure isolée en particulier. Pour étudier une procédure particulière, l'équivalent d'une semaine de trafic suffit.

► **Indicateur IGMP**

En 2003, un arrêté du Ministre de l'équipement (arrêté du 28 janvier 2003) instituait un nouvel indicateur représentatif de l'énergie sonore engendrée par l'activité aérienne de l'aéroport de Roissy-CDG. Cet indicateur, appelé IGMP (pour « indicateur global mesuré Ppondéré »), fait partie des indicateurs non réglementaires sur le plan national, mais utilisés par des plateformes particulières. Par contre, il a la particularité d'avoir été imposé par arrêté ministériel.

Dans le principe, il s'agit de limiter l'énergie sonore engendrée annuellement par l'ensemble du trafic aérien de la plateforme à son niveau moyen des années 1999, 2000 et 2001 (référence). L'IGMP est calculé sur la base de niveaux de bruit mesurés au sol – et non plus d'énergies sonores théoriques, comme c'était le cas de 1998 à 2002³⁷. L'IGMP prend en compte de manière spécifique la gêne occasionnée en soirée et la nuit, par une pondération. En 2007, il a été décidé d'améliorer la méthode de calcul et de la stabiliser. De ce fait, la série des valeurs de l'IGMP a été ré-estimée. L'IGMP pour 2011 a diminué de 1 % tandis que le nombre de mouvements progressait de 2,8 %.

6.1.4 Bruit de voisinage : activités bruyantes

Les bruits de voisinage sont réglementés par le code de la santé publique, mais la réglementation ne définit pas la notion de bruits de voisinage. De même, la jurisprudence ne fait référence qu'à la notion de « troubles anormaux de voisinage », qui dépassant « les charges ordinaires du voisinage », ouvrent droit pour les victimes à une action civile en réparation. Le code de la santé publique donne une définition *a contrario* des bruits de

³⁷ Jusqu'en 2002, l'indicateur d'énergie sonore de l'aéroport de Roissy-CDG, était calculé à partir des niveaux de bruit certifiés individuels des avions utilisant la plateforme, d'une part sur le trafic total (période de 24 heures), d'autre part sur le trafic de nuit (période 22h-6h). Cet indicateur, uniquement basé sur les niveaux de bruit certifiés – niveaux au point dit « d'approche » pour les atterrissages et au point dit de « survol » pour les décollages –, ne prenait en compte que l'énergie sonore théorique de chaque mouvement d'avion. De ce fait, la crédibilité de cet indicateur, aux yeux des riverains notamment, était faible.

voisinage : il s'agit de tous les bruits ne faisant pas l'objet d'une réglementation spécifique. Il distingue trois catégories de bruits de voisinage :

- les bruits « de comportement » ou bruits domestiques (article R 1334-31 du code de la santé publique) ;
- les bruits provenant d'activités professionnelles ou d'activités culturelles, sportives ou de loisirs (articles R 1334-32 à R. 1334-35 du code de la santé publique) ;
- les bruits provenant de chantiers (article R 1334-36 du code de la santé publique).

Une première réglementation a mis en place en 1985 une politique de maîtrise des bruits de voisinage, qui mettait en avant un zonage de l'espace urbain et rural, avec des niveaux de bruit « seuils ». Cette politique ayant connu des écueils, le législateur a abrogé tout ce qui avait trait au zonage dans le texte et a mis en place une réglementation basée sur l'émergence. La France est devenue, et est toujours, le seul pays européen à utiliser cette notion : les bruits de voisinage ne doivent pas « émerger » de plus de X dBA par rapport au niveau de bruit résiduel (c'est-à-dire sans le bruit perturbateur). En fonction de la nature du bruit perturbateur, les textes introduisent également une correction temporelle, sauf en matière d'ICPE.

En 2006, le rédacteur réglementaire a complété la notion d'émergence globale par une précision portant sur l'émergence spectrale.

Il faut noter qu'en droit français, la réglementation sur les bruits de voisinage ne prend pas en compte la notion d'antériorité (c'est-à-dire le droit au premier occupant à créer une nuisance sonore pour les futurs occupants d'un site).

Les textes en vigueur pour les bruits de voisinage sont tirés du décret du 31 août 2006 :

« ...L'atteinte à la tranquillité du voisinage ou à la santé de l'homme est caractérisée si l'émergence globale de ce bruit perçu par autrui est supérieure aux valeurs limites suivantes³⁸ :

- 5 dBA en période diurne (de 7h00 à 22h00)
- 3 dBA en période nocturne (de 22h00 à 7h00). »

S'ajoute un terme correctif, fonction de la durée cumulée d'apparition du bruit particulier, selon le Tableau 24.

Tableau 24 : Termes correctifs réglementaires appliqués au bruit de voisinage

Durée cumulée d'apparition du bruit particulier : t	Terme correctif en dBA
t ≤ 1 minute (la durée de mesure du niveau de bruit ambiant est étendue à 10 secondes lorsque t < 10 secondes)	6
1 minute < t ≤ 5 minutes	5
5 minutes < t ≤ 20 minutes	4
20 minutes < t ≤ 2 heures	3
2 heures < t ≤ 4 heures	2
4 heures < t ≤ 8 heures	1
t > 8 heures	0

► Émergence spectrale

« Lorsque le bruit perçu à l'intérieur des pièces principales de tout logement d'habitation, fenêtres ouvertes ou fermées, est engendré par des équipements d'activités

³⁸ Pour une durée d'au moins une demi-heure

professionnelles, l'atteinte est également caractérisée quand l'émergence spectrale de ce bruit est supérieure aux valeurs limites fixées. L'émergence spectrale correspond à la différence entre le niveau de bruit ambiant dans une bande d'octave normalisée, comportant le bruit particulier en cause, et le niveau de bruit résiduel dans la même bande d'octave, constitué par l'ensemble des bruits habituels, extérieurs et intérieurs, correspondant à l'occupation normale des locaux, en l'absence du bruit particulier en cause. Les valeurs limites de l'émergence spectrale sont de 7 dB dans les bandes d'octave normalisées centrées sur 125 Hz et 250 Hz et de 5 dB dans les bandes d'octave normalisées centrées sur 500 Hz, 1 000 Hz, 2 000 Hz et 4 000 Hz ».

► **Prescriptions acoustiques vis à vis des bruits extérieurs**

L'arrêté du 30 juin 1999 fixe pour les bâtiments d'habitation un isolement acoustique des pièces principales et cuisines contre les bruits extérieurs d'au minimum 30 dB. Trois arrêtés en date du 25 avril 2003 fixent les mêmes règles pour les établissements de santé, les bâtiments d'enseignement et les hôtels.

Des dispositions plus sévères s'appliquent pour les nuisances sonores issues des infrastructures de transports :

- dans le cadre de la lutte contre les nuisances sonores des transports terrestres, l'arrêté du 30 mai 1996 détermine les isolements acoustiques à respecter dans les secteurs affectés par le bruit, selon la catégorie sonore de l'infrastructure : ils sont compris entre 30 et 45 dBA. Ces valeurs sont fixées par arrêté préfectoral dans chaque département. Les dispositions s'appliquent uniquement si, au lieu et à la date de la demande de permis de construire, l'arrêté préfectoral de classement des infrastructures, de définition des secteurs affectés par le bruit et de détermination des valeurs d'isolement acoustique a été publié. En application des trois arrêtés en date du 25 avril 2003, ces mêmes contraintes s'imposent aux établissements de santé, aux bâtiments d'enseignement et aux hôtels ;
- dans le cadre de la lutte contre les nuisances sonores des transports aériens, les logements situés dans le plan d'exposition au bruit (PEB) d'un aéroport doivent respecter un isolement minimal défini dans l'article 2 de l'arrêté du 6 octobre 1978 : pour les habitations admises en zone C, un isolement acoustique des pièces principales et des cuisines vis-à-vis des bruits extérieurs doit être égal à 35 dBA. De la même manière, en application des arrêtés du 25 avril 2003, les établissements de santé, les locaux d'enseignement et les hôtels situés en zones définies par le PEB des aéroports et aérodrômes doivent bénéficier d'un isolement acoustique de 47 dBA en zone A, 40 dBA en zone B et 35 dBA en zone C.

6.1.5 Installations classées pour la protection de l'environnement

Cette réglementation est la principale déclinaison du décret d'août 2006. Ses deux apports principaux sont la suppression de la correction temporelle, et l'apparition de la notion de zone à émergence réglementée (ZER), par rapport à laquelle les nuisances sonores d'une installation sont calculées. L'innovation réside en ce qu'une ZER n'est pas seulement un bâtiment occupé par un tiers mais également un terrain non construit, mais constructible dans le PLU correspondant.

► **Émergences**

Les émissions sonores d'une installation classée soumise à autorisation ne doivent pas engendrer, dans les zones à émergence réglementée, une émergence supérieure aux valeurs admissibles fixées dans le Tableau 25.

Tableau 25 : Émergences admissibles en dBA pour les installations classées pour la protection de l'environnement

Niveau de bruit ambiant dans les zones à émergence réglementée (incluant le bruit de l'établissement)	Émergence admissible en dBA	
	Période 7h00 - 22h00 sauf dimanches et jours fériés	Période 22h00 - 7h00 + dimanches et jours fériés
> 35 dBA et ≤ 45 dBA	6 dBA	4 dBA
> 45 dBA	5 dBA	3 dBA

► **Niveaux admissibles en limites de propriétés**

Les niveaux admissibles en limites de propriété ne peuvent excéder 70 dBA pour la période de jour et 60 dBA pour la période de nuit, sauf si le bruit résiduel pour la période considérée est supérieur à cette limite.

► **Prise en compte des tonalités marquées : critère de durée d'apparition**

Dans le cas où le bruit particulier de l'établissement est à tonalité marquée, un critère de durée d'apparition est considéré en complément des critères acoustiques précédents : « de manière établie ou cyclique, sa durée d'apparition ne peut excéder 30 % de la durée de fonctionnement de l'établissement dans chacune des périodes diurne ou nocturne ».

La tonalité marquée est détectée dans un spectre non pondéré de tiers d'octave quand la différence de niveau entre la bande de tiers d'octave et les quatre bandes de tiers d'octave les plus proches (les deux bandes immédiatement inférieures et les deux bandes immédiatement supérieures) atteint ou dépasse 10 dB entre 50 et 315 Hz ; 5 dB entre 400 et 1 250 Hz ; 5 dB entre 1 600 et 8 000 Hz (analyse faite à partir d'une acquisition minimale de 10 s).

► **Bruit intermittent à forte énergie mais de faible durée d'apparition**

Dans certaines situations particulières, l'émergence calculée à partir de la différence entre les niveaux de pression continus équivalents pondérés du bruit ambiant et du bruit résiduel n'est pas suffisamment adaptée. Ces situations se caractérisent par la présence de bruits intermittents, porteurs de beaucoup d'énergie, mais qui ont une durée d'apparition suffisamment faible pour ne pas présenter, à l'oreille, d'effet de « masque » du bruit de l'installation. Une telle situation se rencontre notamment lorsqu'il existe un trafic très discontinu.

Dans le cas où la différence $LA_{eq} - L_{50}$ est supérieure à 5 dBA, on utilise comme indicateur d'émergence la différence entre les indices fractiles L_{50} calculés sur le bruit ambiant et le bruit résiduel.

D'autres déclinaisons du décret du 31 août 2006 existent pour les éoliennes ou les sports mécaniques, les stands de tir, etc., toutes ces réglementations faisant appel à la notion d'émergence d'un bruit perturbateur par rapport à un bruit résiduel.

► **Cas des parcs éoliens**

Le 26 août 2011, un changement important est intervenu dans le régime administratif applicable aux projets individuels de parcs éoliens terrestres : jusqu'alors régis par la réglementation sur les bruits de voisinage (activités bruyantes), ceux-ci sont désormais soumis au régime des installations classées pour la protection de l'environnement.

La taille et la puissance du parc éolien déterminent le régime applicable :

- autorisation pour les parcs comprenant au moins un aérogénérateur d'une hauteur supérieure à 50 mètres ou comprenant uniquement des aérogénérateurs dont le mât est compris entre 12 et 50 mètres pour une puissance installée supérieure à 20 MW ;
- déclaration pour les parcs comprenant uniquement des aérogénérateurs d'une hauteur comprise entre 12 et 50 mètres et pour une puissance installée inférieure à 20 MW.

Concernant l'impact sonore, les installations sont désormais soumises à des critères qui relèvent tant de la réglementation sur les ICPE (seuil minimum de 35 dBA, niveaux de bruit maximal, tonalité marquée) que de celle propre aux bruits de voisinage (émergence, terme correctif, période n'assimilant pas les dimanches et jours fériés à la nuit).

Les limites admissibles d'émergence propres à la réglementation sur les bruits de voisinage sont conservées : 5 dBA pour la période de jour, 3 dBA pour la période de nuit. Ce critère d'émergence est à respecter dans les zones dites à émergence réglementée, c'est-à-dire les immeubles habités et leurs parties extérieures éventuelles les plus proches : cour, jardin, terrasse. Trois termes correctifs, en fonction de la durée cumulée d'apparition du bruit, sont retenus :

- +3 dBA pour une durée supérieure à vingt minutes et inférieure ou égale à deux heures ;
- +2 dBA pour une durée supérieure à deux heures et inférieure ou égale à quatre heures ;
- +1 dBA pour une durée supérieure à quatre heures et inférieure ou égale à huit heures.

À ce critère d'émergence s'ajoute une obligation de respect d'un niveau de bruit maximal de 70 dBA le jour et de 60 dBA la nuit. Ce niveau de bruit maximal est mesuré en n'importe quel point d'un périmètre de mesure défini par une distance R au centre des aérogénérateurs égale à $1,2 \times (\text{hauteur de moyeu} + \text{longueur d'un demi-rotor})$. Les tonalités marquées sont désormais prises en compte : dans le cas où le bruit particulier de l'installation est à tonalité marquée (au sens de l'arrêté du 23 janvier 1997), de manière établie ou cyclique, sa durée d'apparition ne peut excéder 30 % de la durée de fonctionnement de l'installation, dans chacune des périodes diurne ou nocturne. Dernier apport de cette nouvelle réglementation, c'est une norme de mesurage spécifique à l'éolien qui est désormais visée par l'arrêté (norme NFS 31-114). Cette norme répond notamment à la problématique posée par la mesure de bruit en présence de vent.

6.2 Revue des différences entre les réglementations au niveau européen et mondial

Une revue de différentes réglementations nationales s'appliquant au bruit environnemental a été réalisée. Les dispositifs réglementaires pour les pays jugés pertinents sont décrits en Annexe 13, les singularités et particularités de chacun d'entre eux sont résumées dans ce chapitre.

6.2.1 Allemagne

L'impact sonore des activités industrielles bruyantes s'évalue en Allemagne au moyen d'une combinaison de niveaux continus et d'un niveau instantané : $LA_{eq(6h-22h)}$ le jour, $LA_{eq(22h-6h)}$ la nuit (évaluation basée sur le $LA_{eq,1h}$ le plus élevé sur cette période) et niveau de pression acoustique maximum LA_{max} . Le caractère impulsionnel, les tonalités marquées ou le « contenu informationnel » du bruit font l'objet de facteurs correctifs (indicateur « *Takt*

Maximal »). Les limitations portent à la fois sur le bruit à l'extérieur et à l'intérieur des constructions.

Le long des axes routiers, l'indice considéré est le niveau continu équivalent LA_{eq} , avec une distinction jour / nuit. Les voies ferrées suivent le même principe, mais avec un « bonus » de 5 dB (sauf cas de l'assemblage ou désassemblage de trains de marchandises).

Au voisinage des aéroports, on a recours à quatre indicateurs pour l'élaboration du zonage de protection : $LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, nuit}$, $LA_{max, 1s}$ pour la période de nuit et l'indicateur événementiel NAT (*Number Above Threshold*) (un maximum de 6 événements sonores dépassant la valeur limite est toléré). À noter que des valeurs limites s'appliquent aux aéroports militaires.

6.2.2 Australie

L'Australie utilise la notion de moyenne énergétique en la plaçant dans des échelles temporelles très différentes et détaillées. Ainsi apparaissent des $LA_{eq, 7h-22h}$ et $LA_{eq, 22h-7h}$, mais aussi des $LA_{eq, 7h-19h}$, $LA_{eq, 9h-19h}$, ou $LA_{eq, 19h-22h}$, etc. Ces moyennes énergétiques peuvent être en façade, mais aussi à l'intérieur des locaux en imposant des normes très strictes, fenêtres ouvertes. Le LA_{max} est utilisé pour les circulations ferroviaires, ou en façade des bâtiments sensibles, mais les Australiens ont également recours au $LA_{eq, 1 \text{ heure}}$, niveau de bruit sur une heure quelle que soit la tranche horaire considérée (indicateur que le législateur australien dit être équivalent au L_{10}). Le L_{10} et le L_1 sont également employés.

Ces indicateurs sont utilisés dans un zonage urbain éclaté en 7 zones, au sein desquelles l'utilisation des bâtiments est précisée.

Enfin, l'Australie utilise un indicateur spécifique, l'ANEF, dérivé de l'EPNL et corrigé d'un critère d'expression de la gêne.

6.2.3 Danemark

La réglementation danoise comprend des valeurs limites recommandées pour la plupart des types de bruit ambiant. Le bruit dans l'environnement est évalué au moyen du niveau acoustique d'évaluation L_r : il est calculé à partir du LA_{eq} , niveau de pression acoustique continu équivalent pondéré A, affecté de pénalités (KT pour les tonalités marquées et KI pour les bruits de type impulsionnel). Pour les voies routières, depuis 2007, le L_{den} a succédé au $LA_{eq, 24h}$. Pour les voies ferroviaires, les valeurs limites sont de 6 dB moins strictes que pour la route, mais un niveau instantané LA_{max} est également pris en compte. Le voisinage des aéroports et aérodromes est aussi le règne du L_{den} . Le niveau continu équivalent s'utilise pour les activités industrielles, mais il s'évalue sur les heures les plus bruyantes des trois périodes jour, soirée, nuit, avec des termes correctifs pour les tonalités marquées ou les bruits impulsionnels ; dans les zones résidentielles, un niveau de bruit instantané maximal est à respecter la nuit : $LA_{max, Fast, 125 \text{ ms}}$. Pour les zones exposées aux basses fréquences, aux infrasons ou aux vibrations, des valeurs limites sont prévues (niveau équivalent basses fréquences : $L_{pA, LF(10-160 \text{ Hz})}$ et niveau d'infrasons pondéré G : $L_{pG(ca.- 5-20 \text{ Hz})}$). Les parcs éoliens tombent sous le coup du niveau équivalent LA_{eq} , mais un volet basses fréquences a récemment été intégré ($LA_{eq, 10-160 \text{ Hz}}$, niveau calculé). Pour les activités de tir, enfin, c'est l'indicateur $L_{pA, I}$, qui incorpore une pondération temporelle I de type impulsionnel, qui est utilisé.

6.2.4 Espagne

Les nouvelles infrastructures routières, ferroviaires et aéroportuaires doivent respecter des valeurs limites d'exposition au bruit qui sont fonction des zonages acoustiques concernés et de la période de la journée (indices $LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, soirée}$ et $LA_{eq, nuit}$). À noter une particularité

culturelle : le décalage d'une heure par rapport au découpage de la journée habituellement rencontré en Europe : jour 7h - 19h, soirée 19h - 23h, nuit 23h - 7h. Les voies ferrées nouvelles et les nouveaux aéroports doivent aussi se conformer à un critère de niveau de bruit instantané maximum (LA_{max}). Fait remarquable, la multiexposition est prise en compte : les nouvelles infrastructures routières, ferroviaires et aéroportuaires doivent faire en sorte que leurs effets cumulatifs ne dépassent pas les objectifs de qualité acoustique établis pour chaque type de zone acoustique (indices $LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, soirée}$ et $LA_{eq, nuit}$). L'intérieur des habitations, hôpitaux, écoles et locaux dédiés aux activités culturelles font également l'objet d'objectifs de qualité acoustique, ainsi que d'une limitation des vibrations (indices $LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, soirée}$, $LA_{eq, nuit}$ + La_w).

Les installations industrielles, portuaires, commerciales, sportives ou de loisirs sont soumises au respect de valeurs limites. L'indice considéré $L_{K, x}$ tient compte d'éventuelles tonalités marquées, de composantes basses fréquence ou de bruit à caractère impulsionnel. Cette réglementation inclut une limitation des vibrations (l'indicateur L_{aw} utilisé est une curiosité dans le paysage des indicateurs européens).

6.2.5 Grande-Bretagne

L'indice LA_{eq} reste l'indicateur le plus utilisé en Grande-Bretagne pour évaluer l'exposition au bruit dans l'environnement. Il sert notamment à définir les valeurs guides de planification. Pour le bruit routier, c'est l'indice fractile $L_{A10 (6h-24h)}$ qui est considéré pour déterminer l'éligibilité aux aides à l'insonorisation. Pour l'évaluation du bruit ferroviaire, ce sont les niveaux équivalents $LA_{eq (6h-24h)}$ et $LA_{eq (24h-6h)}$ qui servent de critère d'éligibilité aux aides à l'insonorisation (ils sont calculés à partir de l'indice énergétique SEL). Pour le bruit au voisinage des aéroports, les indicateurs en vigueur sont le $LA_{eq, (7h-23h)}$, le $LA_{eq, (23h-7h)}$ et les $LA_{max, (23h-7h)}$, $LA_{max, (23h30-6h)}$, $LA_{max, (6h-7h)}$ et $LA_{max, (23h-6h)}$. Pour le bruit des installations industrielles et portuaires, dans une approche qui s'apparente à celle de la réglementation française, l'évaluation consiste à soustraire le niveau ambiant (donné par le $L_{A90,T}$) du niveau d'évaluation $L_{Ar,Tr}$ (lequel prend en compte les éventuelles tonalités marquées ou le caractère impulsionnel du bruit).

6.2.6 Japon

Au voisinage des activités, ainsi que le long des axes routiers, c'est le niveau continu équivalent pondéré A qui est considéré (indices $LA_{eq, jour}$ et $LA_{eq, nuit}$). Pour le bruit aérien, le WECPNL, indicateur qui s'inspire de l'ancien indicateur NNI britannique, est utilisé.

Pour le bruit ferroviaire (lignes à grande vitesse), l'indicateur retenu est le niveau de crête pondéré A évalué avec une pondération temporelle lente, $LA_{max, Slow}$. Lors de la construction de voies ferrées conventionnelles, l'indice considéré est le niveau continu équivalent LA_{eq} .

6.2.7 Norvège

La Norvège a intégré totalement la Directive européenne sur la gestion du bruit dans l'environnement en tant que réglementation, avec l'utilisation du L_{den} et l'emploi des indices L_d , L_e , L_n et LA_{max} .

À noter également l'introduction de l'incertitude de mesure dans les PV de mesure.

6.2.8 Pologne

La Pologne est un pays original en ce qu'elle a adoptée deux indicateurs :

- le premier indicateur est le LA_{eq} jour et nuit, complété par un $LA_{eq, 1h}$, utilisés pour une application de la réglementation dans la vie actuelle de tous les jours ;
- le second est l'indicateur européen L_{den} utilisé pour les documents de planification de l'urbanisme.

Comme dans d'autres pays européens, le zonage de l'urbanisme est également utilisé pour l'application de ces réglementations.

Autre singularité de la réglementation polonaise, l'existence d'un texte s'appliquant spécifiquement aux lignes électriques à haute tension.

6.2.9 Suisse

On distingue trois valeurs seuils échelonnées en principe par pas de 5 dB :

- la valeur de planification pour les nouvelles installations (prévention) ;
- les valeurs d'immissions pour les anciennes installations (avant 1985, nuisance ou gêne) ;
- et les valeurs d'alarmes (urgence d'assainissement).

Indépendamment des LA_{eq} , la Suisse introduit des notions particulières venant compléter l'indicateur acoustique comme la notion de zones plus ou moins sensibles (4 degrés de sensibilité) quelle que soit la nature du bruit.

Concernant le transport aérien, les valeurs seuils d'émission sonore sont différenciées en fonction de la dimension des aéronefs. Des valeurs seuils en LA_{max} sont utilisées pour les hélicoptères, et une distinction est apportée entre la première heure, la seconde et la dernière heure de la période nocturne avec un couvre-feu total entre minuit et 5 heures pour les grands aéroports.

La réglementation applicable au trafic routier introduit également la distinction entre deux types de trafics automobiles (volumes importants et volumes plus réduits) ainsi qu'entre les catégories de véhicules concernés (deux catégories de véhicules)

Pour le bruit ferroviaire, le bruit des manœuvres est distingué du bruit de circulation.

6.2.10 États-Unis

L'indicateur préconisé par le gouvernement fédéral américain pour qualifier le bruit des transports est le niveau moyen L_{dn} (appelé DNL aux États-Unis, pour *Day-Night Average Sound Level*, c'est le niveau de pression acoustique équivalent pondéré A dans lequel les niveaux nocturnes sont augmentés de 10 dBA).

Au voisinage des aéroports, le L_{dn} est l'indicateur utilisé pour les études d'impact. L'exposition au bruit est caractérisée au moyen de la moyenne annuelle du L_{dn} . Conformément à la réglementation fédérale, une valeur limite de 65 dBA L_{dn} est considérée pour le déclenchement d'actions de réduction du bruit au voisinage d'un aéroport, notamment l'établissement d'une cartographie de l'exposition au bruit.

Pour évaluer l'impact sonore d'un projet de construction d'une autoroute non concédée, l'administration fédérale (FHWA) prend en considération l'indicateur $LA_{eq, 1 \text{ heure}}$ évalué pour l'heure de plus fort trafic. La valeur limite est fixée à 67 dBA. Mais l'indice fractile $L_{10(h)}$ peut également être considéré ($L_{10(h)} = 60$ dBA). L'urbanisme au voisinage des axes autoroutiers est quant à lui du ressort des autorités locales (État, ville). L'agence américaine de l'environnement (EPA) a néanmoins préconisé (en 1974) de limiter à 55 dBA le L_{dn} à l'extérieur d'une habitation en zone résidentielle.

Le réseau routier considère des valeurs limites en L_{dn} .

La valeur de 55 dBA L_{dn} a par ailleurs été adoptée par la Commission fédérale à l'énergie (FERC) pour protéger les riverains d'installations industrielles. Mais les pouvoirs publics américains restent convaincus qu'en matière d'impact sonore des activités industrielles, la réglementation la plus efficace doit être définie à l'échelon local. Ainsi, nombre de villes ont adopté leur propre réglementation (*community noise ordinances*). Quoi qu'il en soit, à l'heure actuelle, la grande majorité des ordonnances municipales s'inspirent du référentiel établi par l'EPA (*Framework for Community-Based Environmental Protection*).

En matière de transports guidés (train, tramway), les prescriptions fédérales prennent en compte un critère d'émergence dont les valeurs limites sont dégressives à mesure que le niveau résiduel augmente. Ceci afin de tenir compte de résultats de recherche qui indiquent que des personnes subissant déjà de forts niveaux sonores toléreront moins un accroissement du niveau sonore ambiant. À noter également que deux indicateurs différents sont considérés : $LA_{eq,1h}$ pour les zones calmes (parcs et jardins), L_{dn} pour les zones dédiées au repos (zones résidentielles, hôpitaux).

6.3 Compilation des principales valeurs de gestion existantes

6.3.1 Valeurs limites de la Directive 2002/49/CE et recommandations de l'OMS

Les États membres ont récemment transmis à la Commission européenne les valeurs limites en vigueur, ou envisagées, dans leurs pays respectifs, ceci conformément à la Directive sur l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement. Ces valeurs sont exprimées en fonction des indicateurs L_{den} et L_{night} . L'analyse de ces données indique que les plus fortes disparités existent pour les valeurs limites relatives au bruit ferroviaire, tandis que les valeurs limites pour le bruit d'origine industrielle occupent une plage plus restreinte. Selon les données disponibles en 2009, la valeur moyenne de ces différences était de 8 dBA. Les valeurs limites les plus strictes concernent le bruit industriel (moyenne : 57 dBA), tandis que les moins strictes sont relatives au bruit ferroviaire (moyenne : 73 dBA).

En 1999, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) publiait ses valeurs guides, dans un document intitulé *Guidelines for Community Noise*. Les lignes directrices fixées par l'OMS constituent des objectifs dont il convient de se rapprocher, même si elles paraissent difficiles à respecter en zone urbaine dense. Pour cet organisme, le seuil d'exposition diurne au-dessus duquel on peut craindre que des manifestations sanitaires ne commencent à se produire se situe aux alentours de 50/55 dBA $LA_{eq,16h}$ (pendant la journée, peu de gens sont fortement gênés à des niveaux LA_{eq} inférieurs à 55 dBA, et peu sont modérément gênés pour des LA_{eq} inférieurs à 50 dBA). Ces valeurs sont consistantes avec des recommandations plus anciennes formulées par l'ISO ou par un certain nombre d'autorités environnementales nationales et internationales. Bien que la moitié des valeurs limites exprimées en L_{den} soient proches de ces valeurs guides OMS, on constate que certaines valeurs limites rapportées par les États membres sont considérablement plus élevées.

Il en va de même des valeurs de nuit (exprimées en L_n) rapportées par les États membres, même si la règle des « 10 dBA d'écart entre L_{den} et L_n » semble être respectée. Les valeurs moyennes L_n rapportées par les États membres (données 2009) sont de 50 dBA pour les transports terrestres (route et fer), 46 dBA pour le transport aérien et 42 dBA pour l'industrie. Pour la nuit, l'OMS recommandait en 2000 que le niveau de bruit continu ne dépasse pas 30 dBA à l'intérieur et 45 dBA à l'extérieur (lorsque les fenêtres sont ouvertes). Toujours en 1999, l'OMS fixait à 35 dBA LA_{max} le niveau sonore maximal à ne pas dépasser à l'intérieur pour un sommeil de qualité. Dans une nouvelle publication portant sur la seule période de la nuit, intitulée *Night Noise guidelines for Europe* (octobre 2007), l'OMS indique que des effets biologiques se manifestent dès le seuil en façade de 30 dBA $L_{n, extérieur}$. Le rapport recommande de fixer à 40 dBA $L_{n, extérieur}$ le niveau indicatif pour la protection de la santé, les

individus exposés toute l'année à des niveaux nocturnes plus élevés pouvant subir de légers effets sur la santé, tels que troubles du sommeil et insomnie. Ce seuil de 40 dBA $L_{n, \text{extérieur}}$ apparaît donc comme celui à partir duquel, d'un point de vue sanitaire, des effets néfastes commencent à se manifester. L'OMS considère par ailleurs qu'être exposé la nuit, durant une longue période, à des niveaux moyens supérieurs à 55 dBA $L_{n, \text{extérieur}}$, peut faire monter la tension artérielle et provoquer des crises cardiaques. Suivant ces considérations, les aménageurs devraient penser leurs actions de telle sorte que le niveau d'exposition de nuit reste en deçà de ce seuil. C'est d'ailleurs ce niveau de 55 dBA $L_{n, \text{extérieur}}$ que l'OMS propose de considérer comme valeur cible d'intérêt. Enfin, il faut signaler que le rapport 2009 de l'OMS retient une valeur de 21 dBA comme moyenne sur l'année de l'isolement aux bruits extérieurs, cette valeur tenant compte du fait que, pour au moins la moitié de l'année, une forte proportion d'européens dorment avec la fenêtre entrebâillée.

Les contours 55 dBA L_{den} et 50 dBA L_{night} de la Directive européenne délimitent les périmètres à l'intérieur desquels le bruit est considéré comme constitutif d'une atteinte à la qualité de l'environnement (ce sont les seuils *minimum* des cartes de bruit stratégiques). On remarquera que la légitimité de ce seuil de 55 dBA L_{den} varie considérablement en fonction de la source de bruit. Plutôt pertinent pour le bruit ferroviaire, il sous-estime clairement la nuisance pour les autres types de sources. Ce qui signifie que, dans son approche de l'évaluation des populations exposées au bruit, l'aménageur ne pourra faire l'impasse sur une distinction entre les sources.

Il faut signaler enfin que les experts qui se sont exprimés dans le cadre du réseau CALM ont retenu les valeurs 50 dBA L_{den} et 40 dBA L_{night} comme valeurs cibles raisonnablement envisageables.

6.3.2 Recommandations du Conseil supérieur d'hygiène publique de France

En 2004, le Conseil supérieur d'hygiène publique de France a émis des recommandations concernant l'exposition au bruit des avions. En substance, cet avis préconisait :

- d'utiliser l'indice L_{den} et de ne pas dépasser, en façade des habitations, un niveau L_{den} de 60 dBA, toutes sources confondues ;
- d'introduire dans la réglementation un indice événementiel, le LA_{max} (LA_{eq} intégré sur 1 seconde) et de respecter pendant la période 22h - 6h en façade des habitations, les critères suivants, correspondant aux recommandations de l'OMS en prenant en compte un isolement de façade de 25 dBA :
 - o $LA_{\text{eq}} < 55$ dBA (toutes sources confondues) ;
 - o moins de 10 événements sonores, toutes sources confondues, avec un $LA_{\text{max}} > 70$ dBA.

6.3.3 Bruits de voisinage : critère d'émergence acoustique

Par un arrêté du 5 janvier 1957, le Ministère de la santé publique instituait auprès de la Section de l'hygiène industrielle du Conseil supérieur d'hygiène publique de France, la Commission technique d'étude du bruit, commission chargée d'étudier les méfaits du bruit et de déterminer les mesures de prophylaxie. C'est à cette commission que l'on doit la première apparition de la notion d'émergence acoustique. De fait, dans un avis en date du 21 juin 1963, la Commission technique d'étude du bruit recommandait : « Le trouble, autrement dit la gêne ou la nuisance, est incontestable lorsque l'augmentation d'intensité sonore produite par un bruit perturbateur, par rapport à la valeur minimale du bruit ambiant, dépasse les valeurs suivantes : + 5 dBA de jour (7 à 22h) ; + 3 dBA de nuit (22h à 7h) ». Ces valeurs s'inspirent notamment de recommandations tirées de la norme ISO/R 1996 :1971.

7 Élaboration d'un outil d'évaluation des impacts sanitaires du bruit

7.1 Revue des objectifs

7.1.1 Un constat : les indices acoustiques ne sont pas suffisants

De nombreux indices acoustiques existent ; les plus utilisés dans les études épidémiologiques ou expérimentales sur les effets extra-auditifs du bruit ont été présentés au § 2.1.2.2. Cependant, seule l'utilisation de certains d'entre eux pourrait permettre d'intégrer les effets des pics de bruit sur la santé dans la construction d'indicateurs d'impact sanitaire : il s'agit des indices acoustiques événementiels qui disposent d'éléments descriptifs de l'émergence de l'exposition sonore.

Les indices acoustiques intégrés, qui décrivent une exposition sonore moyenne, ne permettent pas de distinguer deux situations d'exposition de niveau sonore moyen identique pour lesquelles une différence d'impact sanitaire serait uniquement attribuable à la présence de pics de bruit dans l'un des cas. De par leur nature, ces indices acoustiques intégrés, descripteurs de l'exposition sonore, ne traduisent pas la gêne ressentie (seul le L_{den} tente de la prendre en compte, mais de façon incomplète) et *a fortiori*, ils ne permettent pas de caractériser les autres effets extra-auditifs du bruit (problèmes d'apprentissage scolaire, stress, perturbations du sommeil, etc.).

D'autres caractéristiques acoustiques de l'exposition aux nuisances sonores (spectre de fréquences sonores, caractère continu ou impulsionnel, niveau *maximum*, durée des événements isolés, nombre d'événements, période ou horaire) ont également un impact sur la perception de ces bruits ainsi que sur la santé, l'attention et la performance. Cependant, ces caractéristiques et leur influence sur les effets sanitaires ne sont à ce jour pas suffisamment étudiées.

Outre les caractéristiques spécifiques à l'exposition sonore, de nombreux autres paramètres entrent en compte pour expliquer les effets sanitaires du bruit comme détaillé au chapitre 5.2.1.3. Il s'agit, d'une part, des facteurs de contexte relatifs à l'habitat (exposition plus forte en logement collectif et / ou en zone urbaine, etc.), ou à la nature de la source (bruits choisis / subis, bruits imprévisibles / réguliers, etc.) ; et d'autre part, des facteurs personnels qui varient selon les individus. On classe généralement ces derniers en deux catégories : les facteurs démographiques et socioéconomiques (sexe, âge, niveau de formation, etc.) et les facteurs d'attitude (notamment sensibilité individuelle au bruit (histoire personnelle, etc.), représentation de la source (peur, utilité, etc.)).

Si l'importance de déterminants sociaux et psychologiques se conçoit particulièrement bien pour un effet tel que la gêne (le bruit devenant gênant au travers d'évaluations cognitives et de l'expérience perçue de l'exposition) cela est également vérifiable pour d'autres effets extra-auditifs. En effet, les différences observées sur le rythme cardiaque et l'activation cérébrale en fonction du caractère plaisant du stimulus et non de sa sonorité illustrent et confirment l'importance des dimensions émotionnelles des ressentis par rapport aux dimensions uniquement physiques (intensité, fréquences spectrales) (Irwin, Hall *et al.* 2011). L'importance de ces déterminants est d'autant plus manifeste si l'on considère la place à part qu'occupe la gêne parmi les effets sanitaires du bruit : bien que ne pouvant pas capturer l'ensemble des impacts sanitaires (certains effets étant susceptibles de se produire en absence de gêne exprimée comme par exemple certaines perturbations du sommeil), cet

effet peut également être considéré en tant qu'intermédiaire vers le développement d'autres pathologies.

Toutes les données épidémiologiques recensées à ce jour par le groupe de travail s'intéressent à la relation entre certains effets sanitaires et l'exposition au bruit caractérisée uniquement par des indices acoustiques énergétiques. Ces études ne prennent pas en compte de façon exhaustive les autres paramètres (facteurs de contexte et facteurs personnels) qui expliquent en partie les effets sanitaires du bruit. S'appuyer uniquement sur les relations dose-réponse proposées dans les études épidémiologiques ne peut donc pas suffire à expliquer et prédire correctement l'apparition d'effets sanitaires.

Ainsi, pour pouvoir quantifier les impacts sanitaires possiblement associés à une situation sonore donnée (dans le cadre d'une étude d'impact sanitaire par exemple) suivant cette logique de suivi d'indicateurs, il serait nécessaire de proposer un (ou plusieurs) indicateur(s) qui pourrai(en)t être mis en relation avec les principaux effets du bruit sur la santé. Cet (ces) indicateur(s) devrai(en)t intégrer à la fois le niveau de bruit (quantifié par un ou plusieurs indice(s)) et d'autres facteurs physiques et humains notamment (psychologiques, sociologiques, et géographiques).

En l'état actuel des connaissances, la proposition d'indices ou d'indicateurs exigerait de trouver un compromis entre :

- d'une part la détermination d'un ou de plusieurs indicateur(s) réaliste(s) se rapportant simultanément à de nombreux effets sanitaires, mais s'appuyant le plus souvent sur des données peu robustes ;
- d'autre part la détermination d'un ou de plusieurs indicateur(s) pragmatique(s), mais n'intégrant que quelques effets sanitaires pour lesquels les relations dose-réponse sont bien documentées. Ce type d'indicateur serait nécessairement moins bien adapté à la complexité de la relation entre l'exposition aux bruits répétitifs et/ou émergents et ses effets sanitaires.

Au-delà des lacunes de connaissances actuelles, la complexité des imbrications des divers paramètres physiques, physiologiques, humains et cognitifs (souvent interdépendants et très difficilement transposables *via* une relation mathématique, cf. chapitre 5) met en doute la réalisation de cet objectif et la pertinence de faire reposer l'évaluation des impacts sanitaires du bruit uniquement sur de telles proposition d'indicateurs.

7.1.2 Orientation des travaux vers l'élaboration d'un cadre méthodologique d'évaluation des impacts sanitaires

Le groupe de travail a considéré qu'il était difficile de proposer un indicateur ou un ensemble d'indicateurs qui permette de répondre de manière satisfaisante à la problématique générale d'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit environnemental. Celui-ci a donc suggéré de revoir les objectifs initiaux de la saisine. Plutôt que de déterminer des indices ou indicateurs dont l'intérêt s'avère limité quant à la finalité sanitaire de leur utilisation pour les raisons expliquées précédemment, le groupe de travail a proposé d'œuvrer à une alternative ambitieuse : construire une méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental qui repose sur la description des états initial et final sur une zone donnée et pour un projet donné. Cette méthodologie consiste à caractériser l'ensemble des paramètres qui influencent les effets sanitaires associés ainsi que leurs évolutions.

Cette méthodologie vise à établir une liste d'informations descriptives qui devront figurer dans les dossiers d'études d'impacts sanitaires et à fournir un état de l'art des connaissances actuellement disponibles qui permettront de guider l'interprétation de ces données afin de caractériser les possibles impacts sanitaires.

Cette suggestion d'orientation, présentée à l'issue de la 8^{ème} réunion de travail du groupe de travail le 13 septembre 2011, a été acceptée par les organismes à l'origine de la saisine (DGPR et DGS) et a donc été adoptée.

7.1.3 Stratégie d'évaluation des impacts sanitaires du bruit environnemental

La finalité de la méthode d'évaluation proposée ici par le groupe de travail est d'apporter une aide à la décision et à la gestion des facteurs de risque du bruit environnemental dans le contexte de l'évaluation des impacts sanitaires liés à l'implantation d'une nouvelle infrastructure source de bruit. Elle doit donc s'inscrire dans un cadre de gouvernance impliquant une approche territoriale ainsi qu'un processus de concertation / médiation. Une telle approche devrait d'une part permettre de prendre en compte la qualité « objective » de l'environnement (l'évaluation des risques ou impacts ne doit pas s'effectuer uniquement en fonction d'une ambiance sonore mais aussi en fonction d'un paysage sonore) en même temps que l'expression de satisfaction et significations vis-à-vis de celle-ci par les populations concernées. D'autre part, cette approche se révèle pleinement pertinente avec l'échelle de gouvernance associée à l'implantation d'une nouvelle infrastructure source de bruit. En effet, celle-ci est dimensionnée par les espaces (territoires physiquement impactés) et les acteurs concernés. Parmi ces acteurs, on distingue notamment les organismes gestionnaires décideurs d'échelle régionale (Dreal, ARS) et l'organisme communal qui constitue l'autorité administrative la plus proche des habitants. L'Académie de médecine, dans un rapport récent, souligne en effet, à juste titre, l'importance des recours à la médiation locale et notamment le rôle crucial du maire dans cet espace de médiation directe, d'information du public et d'actions de prévention (ANM 2012). Rappelons également l'importance de la perception par les riverains des orientations politiques de gestion des nuisances dans les dynamiques sociales autour des questions de bruit (Maris, Stallen *et al.* 2007a; Maris, Stallen *et al.* 2007b).

À ce titre, le cadre de référence proposé par l'*International risk governance council*³⁹ (IRGC 2005) conviendrait à cette problématique. En effet, celui-ci a été construit sur le fondement suivant : la contribution et la participation des parties prenantes sont nécessaires et d'autant plus indispensables lorsque des risques sont complexes, incertains et / ou ambigus.

Dans le détail, ce cadre propose une approche intégrée des risques et de leur gouvernance intégrant deux composantes :

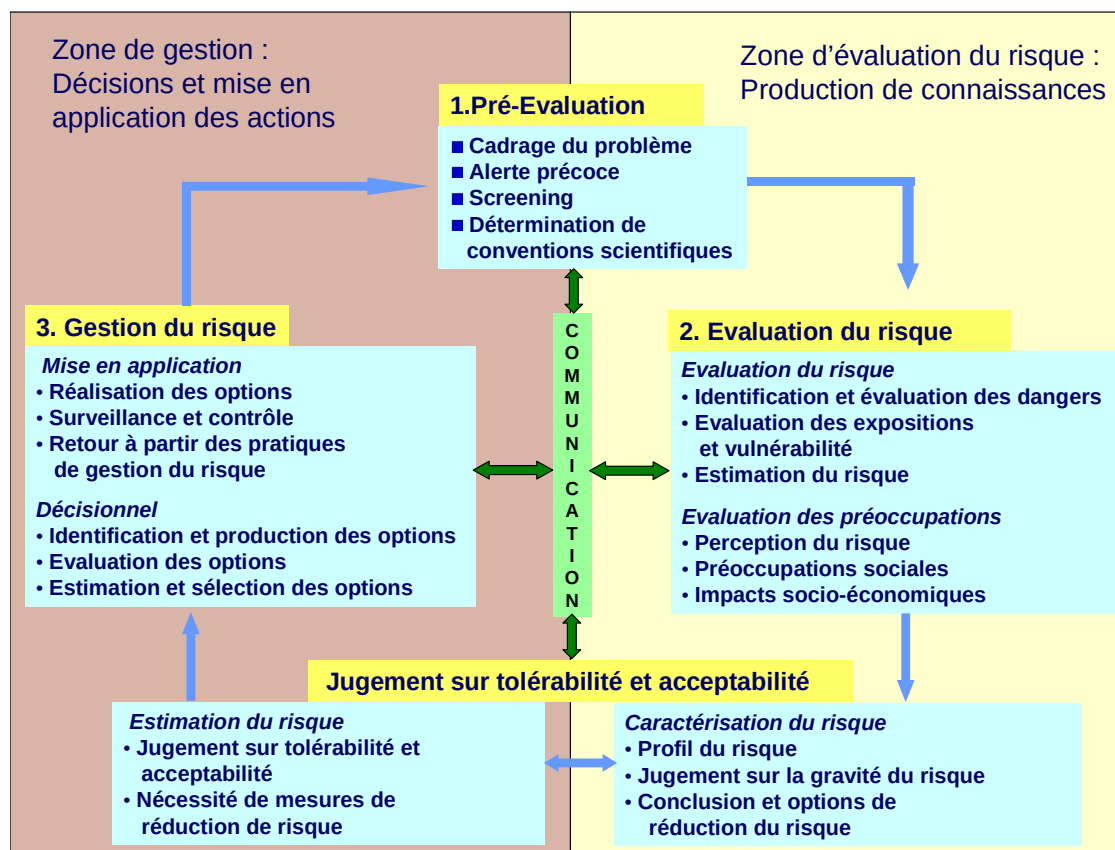
- inclusion du contexte « sociétal » : c'est-à-dire la manière dont les différents acteurs concernés appréhendent et « gèrent » les risques à leur niveau, et la manière dont ils interagissent entre eux ;
- caractérisation des différentes catégories de risques « simple », « complexe », « incertain », « ambigu » selon le niveau de connaissances : difficultés à établir les relations de causalité entre un agent et ses conséquences, degré de fiabilité de cette relation causale, degré de controverse sur cette relation et sur la nécessité de prendre des mesures.

Il est organisé en trois grandes phases (voir Figure 14) :

- la phase de pré-évaluation ou de cadrage du problème : elle vise à définir une compréhension commune du problème et de ses enjeux, selon les différentes catégories d'acteurs ;
- la phase d'appréciation du risque, qui combine à la fois des éléments « classiques » d'évaluation du risque au plan sanitaire, mais aussi des éléments d'ordre sociologique et socio-économique, en lien avec des options de gestion potentielles. Ces éléments sont destinés à éclairer l'acceptabilité des risques ;

³⁹ http://www.irgc.org/IMG/pdf/IRGC_WP_No_1_Risk_Governance_reprinted_version_.pdf

- la phase de gestion du risque : justification et choix des options de gestion, mise en œuvre et évaluation.



Source : International risk governance council, 2005.

Figure 14 : Cadre de référence pour la gouvernance des risques de l'International risk governance council

Les résultats issus d'une évaluation des impacts sanitaires du bruit respectant ce cadre de référence ne constitueraient donc pas un document figé destiné au seul gestionnaire des risques, mais au contraire un document support destiné à la concertation entre parties prenantes à l'échelle locale en vue de la gestion de ces risques ou nuisances.

Par ailleurs, la méthode d'évaluation des impacts sanitaires, et plus globalement de gouvernance des risques, telle que proposée par le groupe de travail pour la problématique des études d'impacts des nouvelles infrastructures, s'avère indéniablement compatible avec l'application de la Directive 2002/49/CE. Celle-ci « vise à lutter contre le bruit perçu par les populations dans les espaces bâtis... » via trois points clés :

- la cartographie stratégique ;
- l'obligation de réaliser des plans d'actions (PPBE) ;
- et l'information des populations et sa participation au processus de décision.

La cartographie sonore, réalisée à l'aide d'indicateurs basés sur (ou dérivés de) l'acoustique, constitue le principal instrument de cette Directive et restreint la problématique à la seule dimension physique du bruit (expositions sonores). L'approche proposée consiste, non pas à s'opposer à l'utilisation de cet outil européen, mais au contraire à l'assimiler dans un cadre de gouvernance et à le compléter de la manière la plus pertinente possible afin d'en intégrer les composantes sociales, psychologiques et territoriales manquantes.

Dans la suite de ce document, seule la méthode d'évaluation des impacts sanitaires sera abordée. Cependant, ces travaux devront constamment être considérés au regard du contexte d'utilisation décrit dans ce chapitre.

7.1.4 Stratégie de construction de la méthode

La réalisation d'une méthodologie adaptée et opérationnelle se confronte à la difficulté de satisfaire simultanément deux exigences distinctes, voire opposées :

- d'une part, la construction réalisée doit, dans un souci de validation scientifique, intégrer la forte complexité de la thématique du bruit environnemental et de ses effets sanitaires extra-auditifs. Celle-ci doit aboutir à des évaluations des impacts sanitaires suffisamment fines au regard de la diversité des situations. Ces critères de validité scientifique et de représentativité modulent particulièrement l'acceptation de la méthode ;
- d'autre part, afin d'être opérationnelle, cette méthode se doit d'être compréhensible par l'utilisateur, et les résultats qui en sont issus suffisamment intelligibles pour le gestionnaire des risques et le public.

La satisfaction de ces exigences contradictoires requiert la prise en compte d'hypothèses simplificatrices. Ces décisions sont principalement orientées par des choix de gestion et doivent idéalement être réalisées au regard de ces choix, aucune justification d'ordre scientifique relative à l'évaluation ne permettant seule de privilégier de manière incontestable une option par rapport à une autre. La construction d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires opérationnelle ne peut donc pas s'affranchir de tels choix stratégiques en termes d'évaluation et de gestion.

Dans le but de proposer *in fine* un outil qui soit opérationnel et en même temps de fournir une base théorique pour la construction d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires indépendamment de tout choix de gestion, le travail réalisé est décrit en distinguant les deux étapes successives de construction de cet outil.

Dans un premier temps, le groupe de travail a extrait et analysé les points saillants de l'état de l'art des relations bruit-santé afin de disposer du socle de connaissances actuellement disponibles à partir duquel il est possible de bâtir une méthode d'évaluation des impacts sanitaires adaptée. Cette étape a notamment permis d'identifier les effets sanitaires pour lesquels une relation causale a été clairement établie ainsi qu'à lister de façon la plus exhaustive possible les paramètres pertinents pour l'évaluation des risques.

Dans un second temps, un travail exploratoire de structuration de cette somme de connaissances a été effectué afin d'aboutir à une méthode plus opérationnelle destinée à l'évaluation des impacts sanitaires. Les choix de gestion effectués sont explicités et un canevas d'utilisation, illustré par un exemple, accompagne l'outil réalisé afin d'en borner l'utilisation.

7.2 Identification des données scientifiques disponibles pour l'élaboration d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires

Dans la finalité de bâtir une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit adaptée aux objectifs fixés et s'inscrivant dans un cadre de gouvernance bien précis (voir § 7.1.3), le groupe de travail a compilé les données scientifiques disponibles puis extrait et analysé les informations nécessaires à la construction de celle-ci.

Les travaux du groupe de travail se sont orientés vers une méthode d'évaluation des impacts sanitaires portant uniquement sur les effets sanitaires pour lesquels le niveau de confiance dans le lien de causalité avec l'exposition au bruit est jugé « suffisant ». En conséquence, la première étape de la compilation des données scientifiques disponibles a consisté à identifier les effets sanitaires à retenir (c'est-à-dire ceux pour lesquels un lien de causalité avec l'exposition au bruit était jugé « suffisant ») (§ 7.2.1) avant d'effectuer une synthèse des données épidémiologiques et expérimentales disponibles pour ces effets (§ 7.2.2).

L'analyse des relations exposition-risques combinée à l'état de l'art des effets sanitaires du bruit (§ 5) a ensuite permis de déterminer les indices acoustiques (§ 7.2.3) ainsi qu'une liste de paramètres complémentaires du niveau sonore d'exposition (§7.2.4) à prendre en compte pour l'évaluation des risques.

Enfin, dans la perspective d'une application à large échelle, les populations à prendre en compte dans l'évaluation des risques sont précisées (§ 7.2.5).

7.2.1 Identification des effets sanitaires retenus

Dans un premier temps, le groupe de travail a recensé les études scientifiques publiées dans des revues à comité de lecture (épidémiologiques, expérimentales et parfois de modélisation) relatives aux effets extra-auditifs du bruit. Il a retenu les études qu'il a jugées pertinentes, c'est-à-dire celles proposant *a minima* une relation entre une exposition à un niveau de bruit donné (exprimé par un indice acoustique) et un effet sanitaire particulier. Les effets sanitaires ainsi inventoriés sont présentés dans le Tableau 26.

Dans un deuxième temps, le groupe de travail a identifié, sur la base des études précédemment sélectionnées, les effets sanitaires liés au bruit pour lesquels une relation avec l'exposition au bruit a été observée de manière cohérente (biais et facteurs de confusion pouvant être exclus avec une confiance raisonnable selon le jugement des experts), c'est-à-dire ceux pour lesquels le niveau de confiance dans le lien de causalité peut être qualifié de « suffisant ». Ce jugement repose tout à la fois sur des critères de causalité directe utilisés dans les démarches expérimentales et sur les critères de confiance dans le lien de causalité habituellement employés en épidémiologie (par exemple Bradford Hill⁴⁰).

Ce travail a permis de recenser les principaux effets sanitaires extra-auditifs du bruit à prendre en compte dans une évaluation des impacts sanitaires. Parmi ceux-ci, il convient de distinguer les effets immédiats du bruit des effets associés à une exposition chronique au bruit.

⁴⁰ Critères de Hill :

Critères internes à une étude

- **Relation temporelle** : l'exposition à un agent (présumé) causal doit précéder l'effet (apparition de la maladie).
- **Force de l'association** : plus le risque relatif est important, plus l'association risque d'être causale. En d'autres termes, plus la force de l'association est grande, moins l'association est susceptible d'être expliquée par des phénomènes de confusion.
- **Intensité ou durée de l'exposition** (également appelée gradient biologique ou **relation dose-réponse**) : lorsque les personnes ayant connu l'exposition la plus forte ou la plus longue à l'agent pathogène sont celles qui sont frappées le plus gravement ou le plus fréquemment par la maladie, alors que celles qui y ont été moins exposées ne sont pas aussi malades, il est alors plus vraisemblable que l'association soit causale.
- **Spécificité de la cause et de l'effet** : si un agent ou un facteur de risque est constamment relié uniquement à la maladie étudiée, il est vraisemblable qu'une relation causale existe.
- **Cohérence interne à l'étude** : elle est renforcée par une prise en compte la plus complète possible des facteurs de confusion et par la minimisation des biais de classement et de sélection.

Critères externes à une étude (cohérence avec les connaissances acquises relevées dans la bibliographie)

- **Cohérence** : constance de l'association et reproductibilité dans diverses situations, notamment diverses périodes, régions ou populations.
- **Plausibilité biologique** : l'existence d'un mécanisme d'action de l'exposition sur la maladie renforce la vraisemblance d'une relation causale. Les preuves provenant d'études expérimentales en laboratoire sur des animaux, les effets analogues provoqués par des agents analogues et l'information recueillie grâce à d'autres types d'expérimentation et d'autres méthodes d'observation font partie des preuves dont il faut tenir compte.

Les valeurs seuils mentionnées par la suite (tableaux) correspondent aux données disponibles relevées dans la littérature scientifique. Néanmoins, du fait des atténuations acoustiques classiques (comprises entre 20 et 45 dBA) liées à l'insonorisation des bâtiments, certains niveaux sonores donnés en façade sont sujets à caution du fait de leurs faibles valeurs.

Les valeurs seuils retenues pour ces effets sanitaires correspondent préférentiellement aux seuils préconisés par l'OMS, lorsque ces données sont disponibles. Il faut tout de même noter que ces seuils se rapportent à des niveaux sonores très faibles et sont, de fait, souvent jugés d'application irréaliste dans la pratique de la gestion des risques. Ainsi, par exemple, d'autres travaux expérimentaux proposent des seuils plus élevés : $LA_{eq(1s)}$ de 45 et 55 dBA respectivement pour le risque de perturbation du sommeil et le risque d'éveil (Muzet 2007) tandis que l'OMS considère pour des effets équivalents des seuils de respectivement 32 et 42 dBA (OMS 2009). Néanmoins, les recommandations de seuils par l'OMS étant issues de consensus scientifiques internationaux en considération de l'ensemble des travaux scientifiques réalisés, seules ces valeurs sont retenues.

Tableau 26 : Synthèse des effets sanitaires recensés

Effets « physiopathologiques »	Effets « psychosociaux »
• Perturbation du sommeil - modification de la structure interne du sommeil (diminution significative du temps passé dans les stades de sommeil à ondes lentes et du sommeil paradoxal, perturbation de l'architecture du sommeil ; - augmentation de la fragmentation du sommeil (augmentation significative du nombre de changements de stades et du nombre d'éveils de courte durée) ; - réduction du temps total de sommeil (plus longue durée d'endormissement, éveils nocturnes prolongés ou éveil précoce non suivi d'un nouvel endormissement). • Effets sur le système cardiovasculaire - hypertension artérielle ; - maladies cardiaques ischémiques (dont infarctus du myocarde) ; - accident vasculaire cérébral. • Effets sur le système endocrinien - sécrétion d'hormones liées au stress (adrénaline, noradrénaline et cortisol) ; - perturbation de la sécrétion d'hormones de croissance, de la ghréline, de la leptine, etc. • Effets sur le système immunitaire • Effets sur la santé mentale	• Bien-être - gêne ; - (in)satisfaction environnementale ; - état de santé perçu ; - dépression et anxiété ; - stress ; - engagement dans la vie locale. • Performances cognitives / scolaires - compréhension de la lecture ; - compréhension de la parole ; - mémorisation ; - apprentissage ; - concentration et attention. • Interférences avec la communication - Intelligibilité de la parole. • Attitudes et comportements - agressivité, apathie ; - diminution de la sensibilité et de l'intérêt à l'égard d'autrui. • Dimensions socio-territoriales - décote immobilière ; - dynamiques de population et polarisation sociale dans l'espace ; - sédimentation ou orientation fonctionnelle des tissus urbains ; - conflictualité locale et inégalités environnementales

7.2.1.1 Effets sanitaires immédiats

Les effets sanitaires immédiats sont ceux qui se manifestent lors de l'exposition au bruit ou dans un délai très court après celle-ci. Ces effets sont le plus souvent ressentis par les personnes exposées qui les attribuent généralement au bruit lui-même. Il est vraisemblable que ces effets immédiats puissent avoir une conséquence physiopathologique à long terme via l'impact du stress chronique. La gêne et les perturbations du sommeil sont des médiateurs pour d'autres impacts sanitaires (voir chap.5.2.1.2).

Tableau 27 : Effets sanitaires immédiats retenus et niveaux de bruit seuils associés

Effets sanitaires immédiats	Niveaux de bruit seuils		Références
	Seuils retenus	Effets mesurés	
Perturbation du sommeil	$L_n = 42$ dBA en façade	- accroissement de l'activité motrice durant le sommeil - perturbation du sommeil (autodéclaration) - insomnie environnementale	(OMS 2009)
	$LA_{max} = 35$ dBA en intérieur	- modification de la structure du sommeil - activation de l'électroencéphalogramme (« arousal »)	(OMS 2009)
	$LA_{max} = 42$ dBA en intérieur	- éveil durant la nuit	(OMS 2009)
Gêne	$L_{den} = 42$ dBA en façade	- gêne exprimée	(OMS 2011)
	$LA_{max} = 65$ dBA en façade	- gêne exprimée	(Martín, Tarrero <i>et al.</i> 2006)

Concernant les relations entre la qualité du sommeil et l'intensité des événements sonores, l'OMS propose plusieurs seuils se rapportant à divers types d'effets sur le sommeil. Considérant à la fois les très faibles niveaux sonores concernés et la pertinence relative à assimiler des effets aussi fins tels que la modification de la structure du sommeil à une perturbation avérée du sommeil, le groupe de travail recommande d'utiliser préférentiellement le seuil LA_{max} se rapportant aux éveils.

7.2.1.2 Effets sanitaires associés à une exposition chronique au bruit

Les effets sanitaires à long terme se manifestent après des mois ou des années d'exposition au bruit. Ils ne sont pas toujours identifiés comme étant secondaires à l'exposition au bruit et des facteurs confondants sont souvent évoqués. Il est vraisemblable que ces effets sont également très dépendants d'une susceptibilité ou sensibilité propres aux personnes exposées.

De façon analogue à la sélection des seuils pour les effets sanitaires immédiats, les seuils de niveaux sonores retenus pour ces effets se rapportent préférentiellement aux recommandations de seuils préconisées par l'OMS lorsque celles-ci sont disponibles.

Tableau 28 : Effets sanitaires associés à une exposition chronique au bruit retenus et niveaux de bruit seuils associés

Effets sanitaires	Niveaux de bruit seuils		Références
	Seuils retenus	Effets mesurés	
Effets sur le système cardiovasculaire	• $L_d^{41} = 57,5$ dBA en façade	- accidents cardiovasculaires	(OMS 2011)
	• $L_n = 50$ dBA en façade	- hypertension - infarctus du myocarde	(OMS 2009)
	• $L_n = 55$ dBA en façade	- effets cardiovasculaires	(OMS 2009)
Diminution des performances scolaires	• $L_{dn} = 50$ dBA en façade	- diminution des performances cognitives	(OMS 2011)
	• $LA_{max} = 50$ dBA en intérieur	- intelligibilité de la parole à 1m	Afnor NF S31047

On remarquera qu'aucun seuil spécifique aux courts événements sonores n'a été retenu pour les effets sur le système cardiovasculaire puisqu'aucune donnée suffisamment fiable n'existe à l'heure actuelle dans ce cas. Compte tenu d'une part de la nature multi-causale de cet effet et, d'autre part, des longues durées d'exposition au bruit nécessaires pour que cet effet se manifeste et qu'il soit possible d'en attribuer une part à cet agent, il est judicieux de s'interroger sur la cohérence d'utiliser pour cet effet une valeur de référence se rapportant à une mesurable instantanée (même pour des événements répétés sur le long terme) plutôt qu'à un niveau sonore moyen.

Toujours à propos des atteintes du système cardiovasculaire, deux seuils ont été relevés concernant la période nocturne. Le groupe de travail recommande de considérer préférentiellement la valeur la plus basse de 50 dBA, niveau en dessous duquel le risque de développer une pathologie cardiovasculaire attribuable au bruit est négligeable d'après l'OMS. Le second seuil suggéré de 55 dBA par l'OMS correspond au niveau sonore à partir duquel les effets cardiovasculaires attribuables au bruit deviennent un enjeu de santé publique, ce qui n'exclut pas totalement la survenue de quelques effets pour une exposition inférieure à ce seuil parmi les personnes dites sensibles dans la population totale.

7.2.2 Synthèse des données épidémiologiques et expérimentales

Le groupe de travail a identifié les travaux et données de natures épidémiologique et expérimentale qu'il jugeait pertinents et a extrait les indices acoustiques utilisés et les relations dose-réponse associées qui permettent de relier (de manière cependant imparfaite) un niveau de bruit donné à un effet sanitaire.

Les informations extraites de cette revue de la littérature sont reportées dans un tableau de synthèse (voir Annexe 14). Ces données sont catégorisées en fonction de l'origine de la source de bruit traitée par les travaux en question (aérien, ferroviaire, routier, activité ou « toutes sources confondues »).

7.2.3 Détermination des indices acoustiques à utiliser

L'analyse de la synthèse des données épidémiologiques et expérimentales révèle des lacunes de connaissances quant aux relations quantifiées entre indices acoustiques de type

⁴¹ Dans le rapport en référence (OMS, *Burden of disease from environmental noise*), il s'agit d'un niveau équivalent évalué sur une période de 16h pendant la journée.

évènementiels et effets sanitaires. En effet, ces indices sont très peu utilisés dans les études retenues, les niveaux d'exposition étant essentiellement objectivés à l'aide d'indices acoustiques intégrés sur de longues périodes.

Plusieurs arguments viennent éclairer les raisons de cette orientation récurrente des études bruit-santé. D'une part, ces indices acoustiques évènementiels ne permettent pas toujours de caractériser le niveau sonore de manière satisfaisante. C'est le cas notamment pour les sources de bruit continu ne présentant pas d'évènements de bruit particuliers (trafic routier fluide par exemple). *A contrario*, les indices intégrés autorisent la comparaison des niveaux énergétiques de l'exposition sonore.

D'autre part, l'observation des effets sanitaires sous l'angle évènementiel s'avère plus complexe compte-tenu de leur forte dépendance avec les activités humaines en cours au moment de l'exposition (phases du sommeil, travail concentré, temps de détente, etc.). Le recours aux indices intégrés permet de s'affranchir de la prise en compte de ces activités et de « lisser » ou moyenner l'influence des activités sur de longues périodes. Enfin, aborder la multi causalité en reliant les effets d'une exposition prolongée (accidents cardiovasculaires par exemple) à des bruits brefs par nature (bruits de circulation) n'a peut-être pas beaucoup de sens.

Néanmoins, la prise en compte des évènements de bruit prend tout son sens dans le cadre des effets sanitaires immédiats du bruit, qui peuvent conduire à des effets chroniques. De plus, les auditions réalisées dans le cadre de ces travaux d'expertise ont montré que cet aspect du niveau sonore est plus simple à conceptualiser que des valeurs moyennes de bruit pour les riverains. Sur le plan de l'utilité pratique des résultats, ce type d'indice semble donc mieux adapté à la concertation.

En considération de l'ensemble de ces arguments, les experts du groupe de travail préconisent l'utilisation d'au moins un indice de chaque type, intégré et évènementiel, de manière conjointe afin de caractériser l'exposition sonore.

7.2.3.1 Indices acoustiques intégrés sélectionnés

Les indices les mieux documentés par les études sont :

- niveau moyen LA_{eq} 24h ;
- niveau moyen pondéré (L_{den}) ;
- niveau moyen en fonction de périodes précises :
 - o jour : 6h-18h (L_d)
 - o soirée : 18h-22h (L_e)
 - o nuit : 22h-6h (L_n).

7.2.3.2 Indices acoustiques évènementiels sélectionnés

Parmi les indices existants, les membres du groupe de travail proposent de comptabiliser les nombres d'évènements au dessus d'un seuil (NA_x , voir §2.1.2.2) en précisant pour chacun des types d'évènement :

- le niveau maximal de bruit (LA_{max}) ;
- l'émergence évènementielle ($L_{évènement} - L_{bruit\ fond}$) ;
- la dynamique temporelle.

7.2.4 Détermination des paramètres complémentaires à considérer

Toutes les études analysées par les experts mettent en évidence une association entre effets sanitaires et indices acoustiques. Or, comme précisé auparavant, le niveau de bruit seul ne permet d'expliquer qu'une partie des effets sanitaires observés. D'autres facteurs

(physiques et humains notamment) modificateurs de ces impacts sanitaires sont également à prendre en compte.

L'analyse de la littérature a permis d'identifier plusieurs de ces facteurs. La liste proposée dans ce document n'est cependant pas exhaustive et résulte d'une sélection réalisée par le groupe de travail. D'autres déterminants, plus ou moins interdépendants avec ceux déjà sélectionnés peuvent exister. Cette liste ne constitue donc qu'une suggestion du groupe de travail des facteurs à considérer dans le cadre d'une évaluation des impacts sanitaires et qui sont susceptibles d'évoluer en fonction de l'avancée des connaissances sur le sujet. Ces facteurs sont les suivants :

Facteurs liés aux caractéristiques du bruit (voir Chapitre 2.1.1) :

- Tonalité (présence d'un son pur) ;
- Spectre de fréquence ;
- Type(s) de bruit (continu, événementiel, impulsionnel) ;
- Rythme annuel d'émission sonore ;
- Rythme hebdomadaire d'émission sonore ;
- Prévisibilité des événements de bruit ;
- Distribution de la fréquence d'apparition des nouveaux événements sonores.

Facteurs de contexte environnementaux, territoriaux et humains (voir Chapitre 5.2) :

- Multi exposition (différentes sources sonores) ;
- Co-exposition à d'autres facteurs environnementaux ;
- Milieu acoustique défavorable (rues "canyons", réverbération, absorption, diffraction, etc.) ;
- Présence de façades silencieuses (backyard effect) ;
- Types d'urbanisme (rural / urbain) ;
- Types d'habitat (collectif / individuel) ;
- Qualité de l'habitat (vétusté / insalubrité / isolation) ;
- Présences de zones calmes ;
- Valeur immobilière de l'habitat ;
- Qualité de vie dans le quartier.

Facteurs de contexte individuels (voir Chapitre 5.2):

- Age ;
- Sexe ;
- État de santé ;
- Niveau d'éducation ;
- Statut socioprofessionnel / type d'activité ;
- Revenus / précarité ;
- Auto estimation de sensibilité au bruit ;
- Perception de la source du bruit : peur ou affinité, signification du signal et relation socio-économique avec la source de bruit ;
- Durée de l'exposition ;
- Capacité d'habituation, d'adaptation, de modifications du comportement.

7.2.5 Détermination des populations cibles

La détermination des expositions constitue une étape importante dans le cadre d'une évaluation des impacts sanitaires. Les outils de modélisation du bruit aboutissant généralement à une objectivation géographique des niveaux sonores. Ils permettent d'assigner aux individus présents dans une zone un niveau sonore correspondant à celui

attribué à cette zone géographique (éventuellement modifié par des facteurs correctifs afin de prendre en compte, par exemple, l'atténuation du bruit à l'intérieur des bâtiments).

De manière très simplifiée, cette assignation pourrait être réalisée pour l'ensemble des habitants des zones résidentielles ainsi que pour les élèves des écoles exposées dans une zone géographique donnée.

Cependant, une telle évaluation des expositions ne tient compte ni des spécificités des périodes d'émissions sonores, ni de l'hétérogénéité des populations et des espaces de vie. Par exemple, l'impact sur l'apprentissage scolaire d'une source sonore située à proximité d'une école émettant en fin de semaine sera négligeable comparativement à celui de la même source émettant en semaine. Dans le cas d'une exposition de zones résidentielles à des événements sonores entre 10h et 17h uniquement en période de jours ouvrés, les résidents actifs ne travaillant pas à domicile (hors horaires décalés) ne seront pas impactés (même si pourtant la valeur du bien pourra s'en ressentir).

Afin d'aboutir à une évaluation des expositions plus réaliste, le groupe de travail a réalisé des tableaux support (Tableau 29 à 32) pour chacun des effets sanitaires pour déterminer les populations à comptabiliser par type de bâtiments exposé (habitations, établissements sensibles, écoles, autres lieux de travail) en fonction des périodes d'émission étudiées (journée – jours ouvrés, journée – weekend et jours fériés, soirée et nuit).

Afin de garder une cohérence avec les indices acoustiques, les périodes temporelles correspondant aux périodes jour, soirée et nuit sont équivalentes à celles de ces indices c'est-à-dire :

- jour : 6h-18h ;
- soirée : 18h-22h ;
- nuit : 22h-6h.

Les secteurs géographiques touchés par le bruit sont différenciés en quatre types de bâtiments :

- habitations ;
- établissements de santé ;
- écoles ;
- autres lieux de travail que ceux précédemment cités.

Une attention particulière est portée aux bâtiments sensibles (établissements de santé et écoles) en raison du regroupement prévisible de populations vulnérables en leur sein.

Différentes classes d'âge sont considérées, ce qui permet de distinguer d'autres populations vulnérables (jeunes enfants et personnes âgées) :

- jeunes enfants : 0 à 3 ans ;
- enfants : 3 à 18 ans ;
- adultes : 18 à 60 ans ;
- personnes âgées : plus de 60 ans.

Enfin, les individus adultes sont répartis en trois catégories selon leur activité professionnelle :

- adultes actifs ;
- adultes inactifs ou travaillant à domicile ;
- adultes actifs en horaires décalés.

La complexité d'objectivation des expositions des individus travaillant en horaires décalés (travail de nuit et travail posté) entraîne leur double comptage. En effet, afin de rendre compte de leur présence probable au domicile et sur les lieux de travail sur toutes les périodes de temps possibles, ces individus sont considérés constamment présents sur ces

deux lieux. Cette approximation permet de porter une attention particulière à cette catégorie de population supposée particulièrement vulnérable.

7.2.5.1 Impacts cardiovasculaires

Le Tableau 29 indique les populations potentiellement exposées au bruit et donc *a priori* concernées par les effets cardiovasculaires par type de bâtiments. Ces populations sont donc à considérer dans une évaluation du risque cardiovasculaire.

Il convient de rappeler que ces effets du bruit ne sont observés qu'après des expositions individuelles de longue durée. Cet aspect temporel de l'exposition demeurent difficilement objectivable au niveau populationnel, l'ensemble des individus exposés étant supposés, par hypothèse simplificatrice, l'être pour la vie entière.

Tableau 29 : Détermination des populations à considérer pour les effets cardiovasculaires

Type de bâtiments	Catégories de population	Période d'émission sonore			
		Journée (jours ouvrés)	Journée (jours non ouvrés)	soirée	Nuit
Habitations	Résidents jeunes enfants	X	X	X	X
	Résidents enfants		X	X	X
	Résidents adultes actifs		X	X	X
	Résidents adultes actifs en horaires décalés	X	X	X	X
	Résidents adultes inactifs ou travaillant à domicile	X	X	X	X
	Résidents personnes âgées	X	X	X	X
Établissements de santé	Patients	X	X	X	X
	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X
Écoles	Élèves	X			
	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X
Autres lieux de travail	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X

7.2.5.2 Apprentissage scolaire

L'ensemble des études recensées s'intéressant à la relation entre performances scolaires et exposition au bruit reposent sur des mesures d'exposition des enfants dans l'enceinte des écoles. Les niveaux de bruit auxquels sont exposés ces enfants en dehors des établissements scolaires (notamment au domicile) pourraient également avoir un impact sur leurs performances (Matsui, Stansfeld *et al.* 2004). Cependant, ce sujet s'avère actuellement peu documenté (Pujol, Berthillier *et al.* 2012).

Tableau 30 : Détermination des populations à considérer pour les effets sur l'apprentissage scolaire

Type de bâtiments	Catégories de population	Période d'émission sonore			
		Journée (jours ouvrés)	Journée (jours non ouvrés)	soirée	Nuit
Habitations	Résidents jeunes enfants				
	Résidents enfants				
	Résidents adultes actifs	NA	NA	NA	NA
	Résidents adultes actifs en horaires décalés	NA	NA	NA	NA
	Résidents adultes inactifs ou travaillant à domicile	NA	NA	NA	NA
	Résidents personnes âgées	NA	NA	NA	NA
Établissements de santé	Patients	NA	NA	NA	NA
	Travailleurs	NA	NA	NA	NA
	Travailleurs en horaires décalés	NA	NA	NA	NA
Écoles	Élèves	X			
	Travailleurs	NA	NA	NA	NA
	Travailleurs en horaires décalés	NA	NA	NA	NA
Autres lieux de travail	Travailleurs	NA	NA	NA	NA
	Travailleurs en horaires décalés	NA	NA	NA	NA

7.2.5.3 Perturbations du sommeil

Les effets du bruit sur le sommeil sont classiquement associés aux émissions sonores nocturnes. Cependant, afin de considérer également les conséquences du bruit sur les populations dormant le jour (jeunes enfants, travailleurs en horaires décalés et personnes vulnérables dans les établissements de santé), ces dernières sont comptabilisées pour les périodes nocturnes et diurnes (voir Tableau 31).

Tableau 31 : Détermination des populations à considérer pour les effets sur le sommeil

Type de bâtiments	Catégories de population	Période d'émission sonore			
		Journée (jours ouvrés)	Journée (jours non ouvrés)	soirée	Nuit
Habitations	Résidents jeunes enfants	X	X	X	X
	Résidents enfants			X	X
	Résidents adultes actifs				X
	Résidents adultes actifs en horaires décalés	X	X	X	X
	Résidents adultes inactifs ou travaillant à domicile				X
	Résidents personnes âgées				X
Établissements de santé	Patients	X	X	X	X
	Travailleurs				
	Travailleurs en horaires décalés				
Écoles	Élèves				
	Travailleurs				
	Travailleurs en horaires décalés				
Autres lieux de travail	Travailleurs				
	Travailleurs en horaires décalés				

7.2.5.4 Gêne

Tous les individus exposés au bruit étant susceptibles d'être gênés, la détermination des populations à considérer pour l'évaluation de la gêne s'effectue en fonction de la seule présence de ces populations dans les zones impactées (voir Tableau 32).

Tableau 32 : Détermination des populations à considérer pour l'évaluation de la gêne

Type d'infrastructure	Catégories de population	Période d'émission sonore			
		Journée (jours ouvrés)	Journée (jours non ouvrés)	soirée	Nuit
Habitations	Résidents jeunes enfants	X	X	X	X
	Résidents enfants		X	X	X
	Résidents adultes actifs		X	X	X
	Résidents adultes actifs en horaires décalés	X	X	X	X
	Résidents adultes inactifs ou travaillant à domicile	X	X	X	X
	Résidents personnes âgées	X	X	X	X
Établissements de santé	Patients	X	X	X	X
	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X
Écoles	Élèves	X			
	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X
Autres lieux de travail	Travailleurs	X			
	Travailleurs en horaires décalés	X	X	X	X

Tableau 33 : Grille support à l'évaluation qualitative des impacts sanitaires : partie 1 (détermination des dangers)

Grille à remplir par l'utilisateur			Résultats			
			Effets sanitaires / exposition chronique		Effets sanitaires immédiats	
			Impacts Cardio vasculaire	Apprentissage scolaire	Perturbation du sommeil	Gêne
MODIFICATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION SONORE						
1) Modification de la moyenne globale de bruit durant activité			Avant	Après		
Niveau moyen global du bruit (Δ Leq 24h)			dB(A)	dB(A)		
Niveau moyen diurne (Δ Ld)			dB(A)	dB(A)		
Niveau moyen en soirée (Δ Le)			dB(A)	dB(A)		
Niveau moyen nocturne (Δ Ln)			dB(A)	dB(A)		
Niveau moyen pondéré (Δ Lden)			dB(A)	dB(A)		
2) Modification des événements de bruit durant activité			Avant	Après		
Evènements de bruit en journée :	- nombre d'évènements (Δ NA jour)					
	- niveau de bruit de crête (LAmax)		dB(A)	dB(A)		
	- émergence événementielle		dB(A)	dB(A)		
	- durée unitaire de l'évènement		s	s		
Evènements de bruit en soirée :	- nombre d'évènements (Δ NA soirée)					
	- niveau de bruit de crête (LAmax)		dB(A)	dB(A)		
	- émergence événementielle (dB(A))		dB(A)	dB(A)		
	- durée unitaire de l'évènement (s)		s	s		
Evènements de bruit en nuit :	- nombre d'évènements (Δ NA nuit)					
	- niveau de bruit de crête (LAmax)		dB(A)	dB(A)		
	- émergence événementielle (dB(A))		dB(A)	dB(A)		
	- durée unitaire de l'évènement (s)		s	s		
Nombre d'évènements de bruit (Δ NA /24h)						
Dynamique temporelle (profil du bruit)	- temps de montée du bruit (s)		s	s		
	- temps de descente du bruit (s)		s	s		

* niveau acoustique en intérieur

Légende	
	Causalité vérifiée et démontrée dans la littérature
	Causalité d'après le GT
	Causalité possible débattu au sein du GT, sans avis définitif
	Pas de causalité démontrée

Tableau 34 : Grille support à l'évaluation qualitative des impacts sanitaires : partie 2 (paramètres complémentaires)

FACTEURS DESCRIPTIFS DE L'ENVIRONNEMENT SONORE			Résultats			
			Effets sanitaires / exposition chronique		Effets sanitaires immédiats	
1) Caractéristiques générales de la situation acoustique			Impacts Cardio vasculaire	Apprentissage scolaire	Perturbation du sommeil	Gêne
			Avant	Après		
Tonalité (présence d'un son pur)	- Pas de tonalité marquée					
	- Hautes fréquences			(+)		(+)
	- Basses fréquences		(+)	(+)		
Spectre de fréquence	- Pas de prépondérance					
	- Prépondérance hautes fréquences					+
	- Prépondérance moyennes fréquences			+	(+)	
	- Prépondérance basses fréquences		+			+
Type(s) du (des) bruit(s)	- Continu (non évènementiel)					(-)
	- Évènementiel non impulsionnel		(+)		(+)	(+)
	- Évènementiel de type impulsionnel		(+)		(+)	(+)
Rythme d'émission sonore durant l'année	- Continu durant l'année					
	- Saisonnier			(-)	(-)	(-)
	- Saisonnier mais période critique					(+)
Rythme d'émission sonore hebdomadaire	- Continu durant la semaine		NA	NA	(+)	(+)
	- Jours ouvrés uniquement		NA	NA		
	- Fins de semaines uniquement		NA	NA		(+)
Prévisibilité des événements de bruit :	- Oui					(-)
	- Non		(+)	(+)		(+)
Distribution de la fréquence d'apparition des événements de bruit :	- Régulière		NA	NA		(-)
	- Irrégulière		NA	NA		(+)

Légende	
+	facteur aggravant pour l'effet sanitaire (preuve vérifiée dans la littérature)
(+)	facteur supposé aggravant par le GT pour l'effet sanitaire mais non vérifié dans la littérature
(-)	facteur supposé par le GT diminuer l'intensité de l'effet sanitaire mais non vérifié dans la littérature
-	facteur diminuant l'intensité de l'effet sanitaire (vérifié dans la littérature)
NA	Non applicable

FACTEURS DE CONTEXTE			Résultats			
			Effets sanitaires / exposition chronique		Effets sanitaires immédiats	
			Impacts Cardio vasculaire	Apprentissage scolaire	Perturbation du sommeil	Gêne
1) facteurs de contexte environnementaux, territoriaux et humains			Avant	Après		
Multi exposition (différentes sources sonores)	- Non					
	- Oui					(+)
Co-expositions à d'autres facteurs environnementaux	- Aucune co-exposition remarquable					
	- Pollution atmosphérique					+
	- Autres pollutions (nuisances olfactives, pollution visuelle, etc.)					+
Milieu acoustique défavorable non pris en compte dans le calcul des expositions sonores	- Non					
	- Oui					+
Présence de façades silencieuses (backyard effect)	- Non					
	- Oui					-
Type d'urbanisme	- Milieu urbain					
	- Milieu rural					(-)
Type d'habitat	- Individuel					
	- Collectif					
Qualité de l'habitat (vétusté, insalubrité)						
Présence de "zones calmes" à proximité (300m)	- Non					
	- Oui					-
Valeur immobilière de l'habitat	- Elevée					
	- Moyenne					
	- Faible					
Qualité de vie dans le quartier	- Bonne					-
	- Moyenne					
	- Faible					+

2) Facteurs de contexte individuels et facteurs psychosociaux		Résultats			
		Effets sanitaires / exposition chronique		Effets sanitaires immédiats	
		Impacts Cardio vasculaire	Apprentissage scolaire	Perturbation du sommeil	Gêne
Avant					
Âge					
Sexe					
Etat de santé					
Niveau d'éducation					
Statut professionnel / type d'activités (horaires décalés)					
Revenus / précarité					
Auto estimation de sensibilité au bruit					
Perception de la source de bruit, signification du signal et relation socio-économique avec la source de bruit	- aucune influence - appréciation positive - appréciation négative				(-)
Durée de l'exposition prévisionnelle	- exposition longue (vie entière) - exposition temporaire	+	(+)	(+)	(+)
Capacité d'habituation, d'adaptation, de modifications du comportement	- oui - non	-	(-)	(-)	(-)
			(+)	(+)	(+)

7.3 Méthode de construction d'un outil opérationnel

Les chapitres précédents montrent que l'évaluation des risques devrait, dans l'idéal, considérer à la fois les niveaux d'expositions sonores et les facteurs complémentaires identifiés (§ 7.2.4). L'interprétation de ces données étant généralement plus complexe que l'objectivation de l'exposition sonore, la stratégie générale de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée par le groupe de travail consiste à fournir deux degrés d'information par effet sanitaire :

- un premier relatif aux seules expositions sonores : l'objet est ici d'établir une quantification de la population possiblement concernée par l'effet sanitaire considéré, c'est-à-dire le nombre d'individus exposés à des niveaux sonores supérieurs aux seuils déterminés (en dessous desquels on constate généralement l'absence de cet effet sanitaire attribuable au bruit). Le croisement des cartographies de niveaux sonores et des données de répartition géographique des individus suffit à établir dans la pratique une répartition de la population en fonction de niveaux d'exposition sonores. La comparaison entre état initial et état final doit donc permettre de quantifier la variation du nombre d'individus concernés par chacun de ces effets sanitaires attribuables au bruit ;
- un second relatif aux effets sanitaires : cette information est issue de l'utilisation imparfaite des données disponibles (dont les expositions sonores) permettant de caractériser, quantitativement et qualitativement, les impacts sanitaires du bruit. La comparaison des états initial et final aboutit à une caractérisation de l'évolution du bilan sanitaire.

Enfin, les incertitudes sont clairement identifiées afin d'aider à l'interprétation des résultats. Cette ultime étape d'analyse doit permettre de déterminer le niveau de confiance à donner quant à l'interprétation des résultats. Ce chapitre rend compte des réflexions du groupe de travail portées à chacune de ces étapes.

Toutefois, les membres du groupe de travail sont conscients du fait que cette démarche ne peut être proposée qu'à titre expérimental. En effet, un certain nombre de déterminants et d'effets sanitaires ne sont pas encore totalement et clairement identifiés. Afin de rendre compte de la façon la plus complète possible des faits constatés, mais également des hypothèses les plus plausibles, le groupe de travail a dressé une liste de ces divers paramètres, tout en sachant que leur prise en compte globale dans la détermination des impacts sanitaires n'est actuellement pas possible. C'est la raison pour laquelle la méthode proposée, et surtout son canevas, est ouverte, de façon à pouvoir être modifiée et surtout complétée au fur et à mesure où l'état des connaissances sur le sujet connaîtra des avancées significatives. Cette méthode doit donc être considérée comme étant en devenir et non pas comme définitive et éprouvée.

Afin de guider l'utilisateur, un document support est proposé. Ce document, qui s'apparente à une version simplifiée de la grille support (Tableau 33 et Tableau 34) listant les données à collecter en début d'évaluation des impacts, est destiné à être rempli en début d'étude. L'objectif est double : il s'agit de désigner les informations à collecter par l'utilisateur et de disposer d'un cadre standard permettant de compléter l'évaluation des impacts sanitaires à l'aide de données qualitatives.

7.3.1 Préalable au processus d'évaluation des impacts sanitaires

7.3.1.1 Description de la zone étudiée

La première étape de cette phase préliminaire à l'évaluation des impacts sanitaires consiste à localiser géographiquement la source sonore et à délimiter le champ géographique à étudier en conséquence.

Les établissements de santé et d'enseignement présents au sein de la zone d'étude ainsi définie sont ensuite recensés et le nombre de personnes présentes dans chaque établissement quantifié. Les lieux de travail doivent également être identifiés et caractérisés (nombre de travailleurs et proportion de travailleurs en horaires décalés).

La zone géographique couverte par l'évaluation doit également être caractérisée en termes d'espaces rural ou urbain, d'habitats collectifs ou individuels, de qualité des habitats, de « zones calmes ».

Enfin, une étude socio-économique des populations résidant dans cette zone est recommandée. Il s'agit de déterminer les populations dépendant de la source de bruit, les statuts socio-économiques, la qualité de vie à l'échelle locale, etc.

7.3.1.2 Description de l'état initial

La description de l'état initial doit prendre en compte l'ensemble des nuisances sonores présentes dans la zone considérée en fonction du moment de la journée ou de la nuit. Ainsi, il est nécessaire d'identifier les sources sonores pré-existantes, de quantifier leurs émissions sonores (niveau intégré sur une durée précisée, existence et quantification des événements sonores éventuels) et de décrire leurs caractéristiques, notamment leur type, leur durée, leur caractère répétitif ou non, le ou les moments où ces sources sont actives. Enfin, l'ancienneté des possibles expositions sonores préexistantes seront évaluées pour les populations résidant ou ayant une activité particulière dans la zone.

Par ailleurs, la description de l'état initial doit prendre en compte non seulement les multi expositions dues à l'ensemble des sources sonores présentes, mais également les co-expositions à d'autres facteurs environnementaux polluants (pollution atmosphérique, nuisances olfactives, etc.). Cette description devra notamment s'attacher à quantifier l'importance et l'ancienneté de ces pollutions autres que sonores.

7.3.1.3 Description du projet d'infrastructure

La description du projet doit prendre en compte l'ensemble des nuisances sonores nouvellement introduites. Une description détaillée de l'emplacement géographique au sein de la zone étudiée de l'infrastructure nouvellement émettrice doit être réalisée.

La durée prévisionnelle du fonctionnement de l'activité nouvelle doit être détaillée, notamment en ce qui concerne la prévisibilité des nouveaux événements de bruit et la distribution temporelle de leur fréquence d'apparition. Il est nécessaire de caractériser les spécificités du signal de la ou des nouvelles sources sonores.

Les nouvelles émissions sonores doivent être parfaitement caractérisées en fonction du type de bruit (continu, événementiel ou impulsionnel), de leur tonalité (présence ou non de son pur) et de leur spectre fréquentiel (basses, moyennes ou hautes fréquences). Leur rythme d'apparition doit être décrit (annuel, hebdomadaire, journalier, etc.). La durée prévisible d'exposition à cette nouvelle source des populations résidant ou ayant une activité particulière dans la zone doit être évaluée.

7.3.2 Caractérisation des expositions sonores

7.3.2.1 Modélisation des niveaux sonores

Afin de caractériser les niveaux sonores engendrés par les moyens de transport ou les activités industrielles ou de loisir, il est nécessaire de connaître :

- la nature des sources de bruit (mobiles ou fixes) ;
- l'intensité et la nature du bruit ;
- la nature de l'exposition.

Les modèles de cartographie de bruit répondent à cette préoccupation ; il est recommandé de recourir à ces outils et d'utiliser les cartes de bruit lorsqu'elles sont disponibles.

Notons que la Directive européenne 2002/49/CE sur l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement vise, au moyen de cartes de bruit stratégiques, à évaluer de façon harmonisée l'exposition au bruit dans les 25 États-membres. La transposition de cette Directive en droit français⁴² a conduit à l'établissement progressif des cartes de bruit pour les agglomérations totalisant aux moins 100 000 habitants, les plateformes aéroportuaires, les lignes ferroviaires (conventionnelles et à grande vitesse), et le réseau routier interurbain (à la charge des départements).

Les indices retenus se rapportent à des niveaux de bruit calculés ou estimés en façade de bâtiments sur différentes périodes de la journée (celle-ci est classiquement divisée en trois périodes : jour, soirée et nuit), tels que définis au § 2.1.2.2 de ce rapport. Ils permettent par ailleurs d'évaluer l'indicateur composite L_{den} préconisé par la réglementation européenne. Ces indices seront utilement complétés par le NA_x , représentant le nombre d'événements dépassant un seuil x fixé, défini également au § 2.1.2.2 de ce rapport. Dans un souci de cohérence avec les indices acoustiques énergétiques usuels, les périodes jour-soirée-nuit seront également distinguées pour cet indice événementiel.

S'agissant du trafic aérien, pour lequel cet indice événementiel s'avère très adapté, il convient de discerner deux types d'activités, des périodes représentatives devant être définies pour chacune d'elles :

- pour des activités irrégulières (par exemple saisonnières ou ponctuelles), il a été proposé de réaliser une moyenne sur les 180 jours les plus représentatifs de l'année. Cette démarche présente toutefois l'inconvénient de ne pas prendre en compte les modifications significatives d'activité sur les six mois restants (modification ressentie sur le terrain mais invisible dans l'évaluation de l'exposition). La réglementation actuelle ne prend pas en compte cette démarche ;
- lorsque l'activité est constante et soutenue (c'est le cas des principales plateformes concernées par des centaines de milliers de mouvements par an), la définition de journées caractéristiques permettrait d'estimer la moyenne de l'activité annuelle de ces plateformes ; cependant, le recours à une moyenne annuelle est préférable.

La sélection des journées de trafic à partir desquelles sont modélisées les expositions sonores dues au trafic aérien doit donc être considérée avec attention, aucune des solutions n'étant exempte d'inconvénients et communément acceptée.

Cette problématique se pose également pour les transports terrestres et les activités. Ainsi, le bruit routier, dont le trafic est susceptible de fortement fluctuer au cours du temps, est habituellement estimé à partir des journées les plus représentatives, et non les plus chargées. Le bruit ferroviaire, relativement stable durant l'année, est, lui, évalué à partir d'un trafic moyen.

⁴² Le décret d'application n° 2006-361 relatif à l'établissement des cartes de bruits et des plans de prévention du bruit dans l'environnement a été publié au journal officiel du 26 mars 2006.

7.3.2.2 Détermination des valeurs seuils à retenir

Les valeurs seuils à retenir dans le cadre d'une évaluation des impacts sanitaires du bruit sont celles identifiées aux chapitres 7.2.1.1 et 7.2.1.2. Cependant, certaines de ces valeurs correspondent à des niveaux sonores estimés à l'intérieur des bâtiments tandis que la modélisation cartographique des niveaux de bruit détermine des expositions en façade. Il convient donc de convertir ces valeurs seuils afin de les rendre comparables aux niveaux sonores issus des modélisations cartographiques.

Cette conversion revient à prendre en compte l'isolation phonique octroyée par la façade du bâtiment, c'est-à-dire ajouter un terme correctif d'atténuation du niveau sonore attribuable à la façade. Cependant, cette opération n'est pas impartiale ; un choix de gestion difficile se pose alors en fonction de l'espace de vie que le décideur souhaite protéger. Il est par exemple possible de tenir compte de la jouissance des espaces extérieurs (jardins par exemple). Un éventail relativement large de facteurs d'atténuation acoustique s'offre à l'utilisateur, chacun correspondant à une situation acoustique précise, parmi lesquelles :

- insonorisation *minimum* réglementaire pour les nouvelles habitations, fenêtre fermées ;
- insonorisation moyenne constatée des habitations, fenêtres fermées ;
- atténuation moyenne constatée des façades pour les habitations, fenêtres ouvertes ;
- absence d'atténuation de la façade.

Des prescriptions acoustiques réglementaires en France imposent des valeurs d'isolement comprises entre 30 et 45 dBA, comme rappelé au chapitre 6.1.4. Cependant, certaines constructions anciennes présentent un isolement acoustique faible, de l'ordre de 20 dBA. On peut donc considérer que l'isolement acoustique de la majorité des habitations en France se situe entre 20 et 45 dBA. À défaut de connaître précisément les valeurs d'isolement des habitations d'une zone d'étude donnée et dans l'impossibilité d'en faire la mesure, le groupe de travail recommande de retenir la valeur la plus pénalisante de 20 dBA d'isolement acoustique.

En outre, dans certains cas, lorsque les personnes sont exposées en extérieur ou fenêtres ouvertes, aucun isolement acoustique ne devra être retenu.

De plus, afin de demeurer cohérent avec la réalité du terrain et protecteur, quelles que soient les valeurs d'isolement utilisées, les niveaux sonores en façade ne devront pas dépasser les valeurs hautes « courantes », soit 85 dBA.

Les tableaux suivants listent les seuils de niveaux sonores préconisés par le groupe de travail pour l'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit en fonction des périodes jour, soirée, nuit pour les indices acoustiques intégrés d'une part (Tableau 35) et les indices acoustiques événementiels d'autre part (Tableau 36).

Tableau 35 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques intégrés

	Indices acoustiques intégrés (dBA)							
Effet sanitaire	L _d (jour)		L _e (soir)		L _n (nuit)		L _{den} (24 h)	
	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade
Infarctus du myocarde	-	57,5	-	-	-	50	-	-
Apprentissage scolaire	-	52	NA	NA	NA	NA	-	-
Perturbations du sommeil	NA	NA	NA	NA	-	42	-	-
Gêne	-	-	-	-	-	-	-	42

Tableau 36 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques évènementiels

	Indices acoustiques évènementiels (dBA)							
	LA _{max} (jour)		LA _{max} (soir)		LA _{max} (nuit)		LA _{max} (24 h)	
Effet sanitaire	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade	Intérieur	En façade
Infarctus du myocarde	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Apprentissage scolaire	50	70-85*	-	-	-	-	-	-
Perturbations du sommeil	NA	NA	NA	NA	35	55-80*	-	-
	NA	NA	NA	NA	42	62-85*	-	-
Gêne	-	-	-	-	-	-	-	65

* intervalles de seuils d'effets en fonction de l'atténuation sonore des façades considérée (entre 20 et 45 dBA)

7.3.2.3 Détermination des populations à considérer

Dans l'idéal, il faudrait disposer des expositions sonores individuelles. Les populations à considérer seraient alors celles exposées aux nouvelles nuisances sonores, quelles que soient leurs expositions en cours. Ainsi, comme proposé dans le chapitre 7.2.5, une exposition aux nouvelles nuisances sonores concernera l'ensemble de la population se trouvant sur les lieux exposés, quel que soit le moment de la journée ou de la nuit. Une exposition au cours de la journée uniquement concernera les individus résidant dans la zone d'étude mais aussi ceux qui, bien que résidant ailleurs, exercent une activité professionnelle ou sont présents pour toute autre raison (établissement scolaire par exemple) dans la zone exposée. Une exposition au cours de la période nocturne uniquement concernera les personnes résidant dans la zone exposée ou ayant une activité professionnelle dans la dite zone pendant la période d'exposition.

Dans la pratique, ces descriptions des expositions individuelles sont le plus souvent inaccessibles. Il est alors préconisé, dans le cadre d'une méthode opérationnelle d'évaluation des impacts sanitaires, de recourir à une approximation simplificatrice et de recourir à une approche populationnelle : considérer l'ensemble de la population résidente pour tous les effets sanitaires retenus, hormis la diminution des performances scolaires, indépendamment de toute considération des périodes d'émission sonore.

Les établissements de santé, dans lesquels se trouvent des individus sensibles du fait de leur état de santé dégradé, doivent faire l'objet d'une attention particulière concernant les effets du bruit sur les perturbations du sommeil. En effet, le besoin de repos supplémentaire pour ces personnes, afin d'avoir une meilleure récupération physique, implique une meilleure protection contre le bruit pour ces établissements en particulier.

Concernant les effets du bruit sur les performances scolaires, seules les expositions des enfants durant les heures de classes au sein des établissements scolaires seront considérées. Les effets des expositions à domicile sont en effet peu documentés dans la littérature et leur prise en compte n'est pas généralisée.

7.3.3 Caractérisation des impacts sanitaires

La caractérisation des impacts sanitaires liés aux expositions sonores requiert dans l'idéal la prise en compte de multiples paramètres complémentaires à ceux relatifs à l'exposition sonore des individus. L'état de l'art a montré l'existence d'une multiplicité de relations exposition-risque (corrélations entre effets sanitaires et exposition sonore). Cependant, ces paramètres complémentaires identifiés dans le chapitre 7.2.4 sont systématiquement absents de ces relations quantifiées. Cette revue a de plus montré l'absence de relations exposition-risque se rapportant à des indices d'exposition sonores de types événementiels.

Sur la base de ce constat, la méthode de caractérisation des impacts proposée par le groupe de travail consiste, pour chacun des effets sanitaires identifiés, à réaliser dans un premier temps une évaluation quantitative des impacts à l'aide d'une relation exposition-risque sélectionnée puis, dans un second temps, de compléter cette évaluation à l'aide d'éléments qualitatifs pour lesquels il n'existe pas encore de relations de nature quantitative avec l'effet considéré.

De manière analogue à l'établissement des seuils d'exposition (voir § 7.3.2.2), la sélection des relations exposition-risque s'effectue en fonction des données proposées par l'OMS qui reflètent l'état des connaissances actuelles et qui sont donc destinées à être mises à jour au fil de l'évolution des connaissances.

7.3.3.1 Détermination des relations exposition-risque à considérer

► **Accidents cardiovasculaires et hypertension**

Une relation exposition-risque proposée par l'OMS pour calculer un excès de risque d'infarctus du myocarde s'applique au bruit routier. Le faible nombre d'études consacrées aux impacts cardiovasculaires liés au bruit ferré, aérien ainsi qu'au bruit des activités ne permet pas à l'heure actuelle d'établir de relations exposition-risque équivalentes applicables à d'autres types de sources sonores.

Cette relation exposition-risque proposée par l'OMS consiste en un calcul de la fraction des accidents cardiovasculaires attribuable au bruit routier (*odds ratio*). Ce calcul s'effectue au moyen de la fonction suivante :

$$RR = 1,629657 - 0,000613(L_d)^2 + 0,000007357(L_d)^3$$

Pour un niveau sonore $L_{d(16h)}$ ⁴³ supérieur à 57,5 dBA, le risque relatif est supérieur à 1 (OMS 2011).

⁴³ Il est à souligner que le $L_{d(16h)}$ ne correspond pas exactement au $L_{d(12h)}$ utilisé dans la construction du L_{den} . En effet, le premier se rapporte à une période journée entière de 16 heures suivant un découpage temporel différent (jour / nuit) utilisé dans les travaux les plus anciens et non aux périodes classiques (jour, soirée, nuit). Cependant, par souci de simplification, ces deux indices seront supposés identiques dans la suite du rapport.

Bien que l'exposition nocturne au bruit de trafic puisse avoir un impact sur les risques d'hypertension et d'infarctus du myocarde (considération d'une valeur seuil pour la période nocturne, voir § 7.3.2.2), cette formule se base initialement uniquement sur des niveaux sonores en période diurne (L_d) pour évaluer l'impact sanitaire. L'OMS propose cependant de convertir cette formule pour la rendre exploitable avec l'indice L_{den} via l'approximation suivante :

$$L_{den} = L_d (16h) + 2 \text{ dBA}$$

Le groupe de travail préconise par conséquent l'usage de cet indice L_{den} afin de prendre en compte l'intégralité de l'exposition (jour, soirée nuit), cela malgré les nouvelles incertitudes qu'introduit cette conversion. Pour être en cohérence avec la cartographie sonore pour laquelle l'échelle de pas entre classes d'exposition sonore est de 5 dBA, le groupe de travail propose de réaliser l'évaluation des impacts sanitaires pour cet effet à l'aide du Tableau 37 qui reporte les risques relatifs moyens par classe d'exposition sonore.

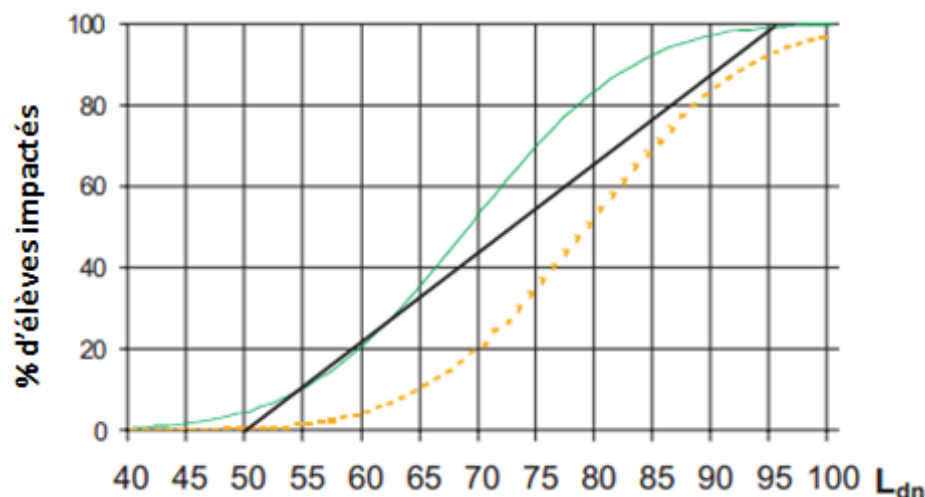
Tableau 37 : Risques relatifs moyens pour les infarctus du myocarde en fonction de la classe d'exposition sonore en façade

Classe d'exposition au bruit routier (L_{den} en dBA)	Risque relatif
< 55	1
55 - 59	1
60 - 64	1,015
65 - 69	1,067
70 - 74	1,161
> 75	1,302

► **Apprentissage scolaire**

L'OMS propose une relation exposition-risque se rapportant au bruit d'avion qui permet d'évaluer le pourcentage d'élèves dont les performances scolaires sont affectées en fonction du niveau sonore L_{dn} . Cette relation simplifiée prend la forme d'une droite (voir Figure 15) partant de 50 dBA, niveau sonore en dessous duquel il n'existerait aucun risque, et allant jusqu'à 95 dBA, niveau sonore considéré comme seuil à partir duquel les impacts touchent 100 % des élèves.

Cependant, plusieurs limites ont été identifiées quant à l'utilisation de cette relation. D'une part, l'indice sonore employé ne s'avère pas pleinement pertinent pour le cas français, car il se rapporte non pas à des périodes classiques (jour, soirée, nuit) mais à une période journée entière suivant un découpage temporel différent (jour / nuit). D'autre part, l'exposition nocturne est prise en compte dans l'évaluation de ce risque. En effet, cette relation se rapporte à une étude au Tyrol dans laquelle les élèves habitent très souvent à côté de leurs établissements scolaires. Cette hypothèse n'est pas pertinente pour le cas français, les élèves pouvant habiter à grande distance de leurs établissements scolaires. Compte tenu des arguments avancés précédemment (voir § 7.2.5.2) et par souci de simplicité d'utilisation, seule l'exposition en journée (L_d) sera considérée. Afin de convertir au mieux les niveaux sonores L_{dn} en L_d , le groupe de travail a utilisé l'abaque suivant (Tableau 38).



La ligne droite constitue une simple interpolation linéaire des 2 points (niveau L_{dn} 50 dBA considéré sans effet et niveau L_{dn} de 95 dBA pour lequel tous les élèves sont considérés affectés). Les courbes verte et orange représentent les intervalles de confiance à 95 % pour une interpolation des données de type sigmoïde en supposant une distribution normale.

Source : Burden of disease from environmental noise (OMS 2011).

Figure 15 : Estimation du pourcentage d'élèves dont les performances scolaires sont affectées par le bruit en fonction des niveaux sonores d'exposition L_{dn} en façade des établissements scolaires.

Le Tableau 38, présente le pourcentage d'élèves dont les performances scolaires sont affectées par le bruit en fonction de la classe de niveau sonore en façade de l'établissement scolaire, il sera utilisé dans le cadre des évaluations des impacts sanitaires.

Tableau 38 : Pourcentages d'élèves dont les performances scolaires sont affectées par le bruit en fonction de la classe de niveau sonore en façade de l'établissement scolaire

Classes d'exposition en L_{dn}	Classe d'exposition équivalente en L_d	% des élèves dont les performances scolaires sont affectées
< 55	< 57	0 %
55 - 65	57 - 67	20 %
65 - 75	67 - 77	50 %
> 75	> 77	75 %

► Perturbations du sommeil

Pour cet effet sanitaire, l'OMS recommande l'utilisation des relations exposition-risque proposées par Miedema *et al* (Miedema, Passchier-Vermeer *et al.* 2003). Celles-ci permettent d'évaluer le pourcentage de personnes dont le sommeil est susceptible d'être fortement perturbé (HSD, highly sleep disturbed) séparément en fonction du type de source sonore (routière, ferrée et aérienne) à l'aide des fonctions suivantes (voir p. 59 (OMS 2011)) :

- trafic routier : $\% \text{ HSD} = 20,8 - 1,05 (L_n) + 0,01486 (L_n)^2$
- trafic ferré : $\% \text{ HSD} = 11,3 - 0,55 (L_n) + 0,00759 (L_n)^2$
- trafic aérien : $\% \text{ HSD} = 18,147 - 0,956 (L_n) + 0,01482 (L_n)^2$

Aucune relation exposition-risque n'est cependant disponible pour les bruits d'activité.

Réalisées à partir de niveaux sonores précis (45 - 65 dBA), l'extrapolation de ces formules à des niveaux sonores plus élevés entraîne une part d'incertitude. Le tableau à utiliser pour l'évaluation des impacts sanitaires pour cet effet est le suivant :

Tableau 39 : Pourcentage de personnes dont le sommeil est susceptible d'être fortement perturbé en fonction de la classe de niveau sonore en façade du lieu de résidence

Classes d'exposition sonore (L _{den} en dBA)	% de personnes dont le sommeil est fortement perturbé par le bruit		
	Bruit routier	Bruit ferroviaire	Bruit aérien
< 45	(0,0 %) NA	(0,0 %) NA	(0,0 %) NA
45-49	4,5 %	2,3 %	6,2 %
50-54	6,6 %	3,3 %	8,8 %
55-59	9,6 %	4,8 %	12,2 %
60-64	13,2 %	6,6 %	16,3 %
65-70	17,6 %	8,8 %	21,1 %
> 70	17,6 %	8,8 %	21,1 %

► Gêne

De manière équivalente à l'évaluation des risques de perturbation du sommeil, l'OMS propose d'utiliser les travaux de Miedema *et al.* (Miedema et Oudshoorn 2001) pour estimer le pourcentage de personnes susceptibles d'être fortement gênées (HA, *highly annoyed*) par les bruits des transports. Une nouvelle fois, aucune relation exposition-risque ne s'applique aux bruits provenant d'activités. Les formules sont les suivantes (voir p. 93, (OMS 2011)) :

- trafic routier :

$$\%HA = 9,868.10^{-4}(L_{den} - 42)^3 - 1,436.10^{-2}(L_{den} - 42)^2 + 0,5118(L_{den} - 42)$$

- trafic ferré :

$$\%HA = 7,239.10^{-4}(L_{den} - 42)^3 - 7,851.10^{-3}(L_{den} - 42)^2 + 0,1695(L_{den} - 42)$$

- trafic aérien :

$$\%HA = -9,199.10^{-5}(L_{den} - 42)^3 + 3,932 \cdot 10^{-2}(L_{den} - 42)^2 + 0,2939(L_{den} - 42)$$

Le tableau à utiliser pour l'évaluation des impacts sanitaires pour cet effet est le suivant :

Tableau 40 : Pourcentage de personnes susceptibles fortement gênées en fonction de la classe de niveau sonore en façade du lieu de résidence

Classes d'exposition sonore (L _{den} en dBA)	% de personnes fortement gênées par le bruit		
	Bruit routier	Bruit ferroviaire	Bruit aérien
< 55	2,77 %	0,89 %	3,16 %
55-59	8,16 %	3,44 %	13,66 %
60-64	12,96 %	6,41 %	21,76 %
65-69	20,08 %	11,22 %	31,54 %
70-75	30,25 %	18,41 %	42,93 %
>75	30,25 %	18,41 %	42,93 %

7.3.3.2 Détermination des paramètres complémentaires à retenir

L'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit ne peut pas s'appuyer uniquement sur les relations dose-réponses actuellement disponibles, cela pour les raisons évoquées précédemment (voir § 7.1.1).

Il convient donc de compléter les évaluations partielles issues de l'utilisation de ces relations dose-réponse par la considération de paramètres complémentaires (facteurs de contexte, facteurs individuels tels que les caractéristiques sociodémographiques et les facteurs d'attitude, etc.) indiqués au chapitre § 7.2.4. Le Tableau 34 pourra, lui, servir de document support afin de répertorier ces paramètres et de guider leur interprétation, cette dernière pouvant s'appuyer sur l'état de l'art compilé au chapitre 5 de ce rapport.

7.3.4 Identification des incertitudes

Enfin, il convient de caractériser les incertitudes associées aux résultats de l'évaluation des impacts sanitaires obtenus grâce à la méthodologie proposée par le groupe de travail, cela afin de déterminer qualitativement la confiance à accorder à ces résultats. Cette étape essentielle permet de rendre les informations générées exploitables par le gestionnaire des risques auxquelles elles sont destinées.

De manière idéale, ces incertitudes doivent être déterminées pour chacune des étapes de l'évaluation des impacts sanitaires en distinguant :

- les incertitudes conduisant à une surestimation des impacts sanitaires ;
- les incertitudes conduisant à une sous-estimation de ceux-ci ;
- les incertitudes dont les effets sur les impacts sanitaires obtenus ne sont pas connus.

7.3.5 Portée et limites de la méthodologie proposée

La méthodologie proposée par le groupe de travail, élaborée pour évaluer des situations homogènes et représentatives d'une activité moyenne, ne peut être appliquée en l'état pour des situations particulières comme par exemple les périodes de chantier d'aménagement de l'infrastructure qui engendrent des situations acoustiquement atypiques et pour lesquelles les indices sonores énergétiques identifiés au paragraphe 7.2.4.1 ne sont plus adaptés.

Si l'on souhaite néanmoins tenir compte de ces périodes particulières de construction / déconstruction, il est important de distinguer dans un premier temps les types d'activités reliées au chantier afin de les différencier de l'activité normale du site. Dans ce cas, une étude complémentaire devra être réalisée. Cependant, en fonction du type de nuisances sonores produites par le chantier et de la durée plus ou moins longue des événements sonores émis, d'autres indices sonores mieux adaptés devront être utilisés (par exemple, les indices sonores événementiels définis au paragraphe 7.2.4.2).

Par ailleurs, si l'on souhaite que la méthodologie proposée soit opérationnelle et applicable à un projet quelconque, il est indispensable que les sources sonores relatives à ce projet soient bien identifiées et que leur émission soit suffisamment quantifiable avec les outils de prévision à disposition.

Enfin, malgré les incertitudes inhérentes à une telle approche, dues principalement à une connaissance imprécise des caractéristiques de la source, du type de population exposée et des temps réels d'exposition, la méthodologie proposée peut être considérée comme une première approche pour estimer l'impact de l'exposition sonore sur la santé des riverains de l'infrastructure. Néanmoins, cela n'est pas suffisant et un suivi dans le temps de cette exposition semble tout particulièrement recommandé.

7.4 Canevas de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires

L'encadré suivant constitue un guide technique de la méthodologie proposée par le groupe de travail pour évaluer les impacts sanitaires associés à l'exposition au bruit environnemental. Il en décrit et résume les étapes successives.

Les étapes, sous-processus et données indispensables à l'utilisation de la méthode apparaissent en gras. Les autres actions, bien que non imposées, sont fortement recommandées.

L'utilisateur pourra utiliser le Tableau 34 comme une grille support pour le recueil des données complémentaires.

1) Préalable au processus d'évaluation des impacts sanitaires

► **Détermination et description de la zone géographique étudiée**

- Localisation géographique de la source sonore.
- Délimitation de la zone géographique de l'étude.
- Identification (localisation dans la zone géographique considérée et nombre d'individus concernés) :
 - o **des établissements de santé ;**
 - o **des établissements d'enseignement ;**
 - o *des lieux de travail (quantification des travailleurs en horaires décalés).*
- Localisation des « zones calmes » (espaces verts notamment).
- Caractérisation de la zone étudiée :
 - o *espace rural / urbain ;*
 - o *type d'habitats : collectifs / individuels ;*
 - o *qualité des habitats : vétusté/insalubrité/isolation ;*
 - o *densité de population ;*
 - o *valeur immobilière de l'habitat ;*
 - o *présence de façades silencieuses (résidences).*
- Caractérisation des populations présentes (étude socio-économique) :
 - o *détermination des populations dépendantes de la nouvelle infrastructure source de bruit (projet) ;*
 - o *quantification des individus travaillant en horaires décalés ;*
 - o *objectivation des statuts socio-économiques (Indice Townsend pour les injustices environnementales) ;*
 - o *évaluation de la qualité de vie locale (indices de bien-être, tels que les dérivés territoriaux de l'Indicateur de développement humain, l'Indice de précarité sociale ; l'Indice de satisfaction environnementale ; les indices de confiance politique, etc.*

► **Description de l'état initial**

- Identification et description des sources sonores existantes avant le projet :
 - o **type(s) de bruit : continu / évènementiel non impulsif / évènementiel de type impulsif ;**
 - o **tonalité : pas de tonalité marquée / hautes fréquences / basses fréquences ;**
 - o **spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;**
 - o **rythme d'émissions sonores durant l'année : continu / saisonnier / saisonnier**

mais période critique ;

- o *rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
- o *Prévisibilité des événements de bruits ;*
- o *Distribution de la fréquence d'apparition des événements de bruit : régulière / irrégulière.*

► **Description du projet d'infrastructure**

- **Description des caractéristiques de la nouvelle source sonore (infrastructure nouvelle en fonctionnement) :**
 - o *type(s) de bruit : continu / événementiel non impulsionnel / événementiel de type impulsionnel ;*
 - o *tonalité : pas de tonalité marquée / hautes fréquences / basses fréquences ;*
 - o *spectre de fréquences : pas de prépondérance / prépondérance hautes fréquences / prépondérance moyennes fréquences / prépondérances basses fréquences ;*
 - o *rythme d'émissions sonores durant l'année : continue / saisonnier / saisonnier mais période critique ;*
 - o *rythme d'émissions sonores hebdomadaire : continu / jours ouvrés uniquement / fins de semaine uniquement ;*
 - o *prévisibilité des événements de bruits.*
- **Description des modifications de la qualité de l'environnement attribuables au projet :**
 - o *multi exposition : oui / non ;*
 - o *co-expositions : aucune co-exposition remarquable / pollution atmosphérique / autres pollutions ;*
 - o *qualité de vie locale.*
- **Description des modifications de facteurs géographiques attribuables au projet :**
 - o *valeur de l'habitat ;*
 - o *présence de façades silencieuses.*
- **Caractérisation de la perception de la source de bruit :**
 - o *significativité du signal et relations socio-économique avec la source de bruit : aucune influence / appréciation positive / appréciation négative.*

2) Détermination des expositions

► **Sélection des valeurs seuils utilisées pour chacun des effets retenus (§ 7.3.2.2) :**

(Infarctus du myocarde / apprentissage scolaire / perturbations du sommeil / gêne).

► **Rassemblement des données nécessaires à la cartographie des expositions sonores :**

- **identification des cartographies d'exposition sonores existantes et données permettant de modéliser les expositions sonores dans l'état initial (avant projet) ;**
- **recueil des données permettant de modéliser les expositions sonores attribuables au projet d'infrastructure étudié ;**
- **recueil des données IGN de répartition des populations (échelle Iris⁴⁴ recommandée).**
 - **Établissement d'une cartographie des expositions sonores (§ 7.3.2.1) :**

⁴⁴ Ilots regroupés pour l'information statistique

- avant projet ;
- après projet.
 - ▶ **Caractérisation des expositions (pour chaque effet sanitaire) :**
- quantification des personnes exposées au dessus des seuils considérés.

3) Caractérisation des impacts sanitaires pour chaque effet sanitaire

- ▶ **Évaluation quantitative des impacts sanitaires à l'aide des relations doses-réponses (§ 7.3.3.1)**
- ▶ **Prise en compte des déterminants complémentaires pour la caractérisation des impacts sanitaires (§ 7.3.3.2)**

4) Identification et caractérisation des incertitudes

- **Incertitudes liées à l'évaluation des expositions :**
 - o *incertitudes induisant une surestimation des expositions ;*
 - o *incertitudes induisant une sous-estimation des expositions ;*
 - o *incertitudes dont les effets sur les expositions ne sont pas connus.*
- **Incertitudes liées à l'évaluation des impacts sanitaires :**
 - o *incertitudes induisant une surestimation des impacts sanitaires ;*
 - o *incertitudes induisant une sous-estimation des impacts sanitaires ;*
 - o *incertitudes dont les effets sur les impacts sanitaires ne sont pas connus.*

7.5 Exemple d'évaluation des impacts sanitaires

7.5.1 Description de l'exemple étudié

Afin d'illustrer au mieux la méthode d'évaluation des impacts sanitaires associés au bruit élaborée par le groupe de travail et décrite précédemment, un exemple relativement simple d'évaluation des impacts est développé ci-après. Cet exemple a été utilisé pour la construction de cette méthode.

Dans cet objectif, le choix de l'exemple s'est porté sur un projet d'ajout d'une structure ferroviaire au sein d'une zone urbaine dense où un trafic routier existe déjà. La situation « avant projet » correspond ainsi à une situation fictive comportant uniquement une source de bruit provenant du trafic routier. Dans la mesure où la situation après aménagement des infrastructures est plus simple à appréhender car déjà existante, nous avons supposé que la ligne de chemin de fer qui va supporter le nouveau trafic existe déjà dans la zone étudiée.

7.5.1.1 Description de la zone d'étude

La zone d'étude (cf. Figure 16) se situe sur les communes de Maisons-Alfort et d'Alfortville (zone urbaine dense). La superficie de la zone est d'environ 35 ha (1 050 m x 330 m). Celle-ci comporte 775 bâtiments de la BD Topo® (IGN) dont :

- 708 bâtiments d'habitation ;
- 12 bâtiments accueillant des personnes sensibles ;
 - o 7 établissements scolaires ;
 - o 5 établissements de santé.

La population dans la zone d'étude est de 11 195 habitants.



Figure 16 : Zone géographique pour l'exemple étudié

7.5.1.2 Description du projet étudié

Le projet étudié correspond à l'ajout d'une structure ferroviaire au sein d'une zone urbaine dense pour laquelle existe déjà un trafic routier urbain. Les données utilisées pour caractériser ces trafics routier et ferroviaire correspondent au trafic moyen annuel constaté par période journalière (voir Tableau 41 pour le trafic ferroviaire).

Tableau 41 : Nombre de passages par catégorie de trains et par période pour le projet de ligne ferroviaire

	Jour (6h-18h)	Soir (18h-22h)	Nuit (22h-6h)	Total	Vitesses Moyennes (km/h)
TGV	117	43	14	174	115
Grandes lignes	32	12	3	47	115
RER transilien	262	87	45	394	115
Fret	0	0	1	1	115
Haut-le-pied	43	10	14	67	100
Services	29	12	1	42	115

Afin d'évaluer le bruit attribuable au trafic routier, les cartes stratégiques du bruit routier produites et mises à disposition par la ville concernée par l'étude ont été exploitées. Cette donnée étant directement disponible, la caractérisation du trafic routier n'a pas été recherchée pour cet exemple.

Tableau 42 : Grille d'analyse de l'exemple

Grille à remplir par l'utilisateur

FACTEURS DESCRIPTIFS DE L'ENVIRONNEMENT SONORE		Avant	Après	Remarques
1) Caractéristiques générales de la situation acoustique				
Tonalité (présence d'un son pur)	- Pas de tonalité marquée	X	X	
	- Hautes fréquences			
	- Basses fréquences			
Spectre de fréquence	- Pas de prépondérance	X	X	
	- Prépondérance hautes fréquences			
	- Prépondérance moyennes fréquences			
	- Prépondérance basses fréquences			
Type(s) du (des) bruit(s)	- Continu (non évènementiel)	X	X	le bruit issu du trafic routier est considéré continu avec quelques survenues d'émergences de bruit Le trafic ferroviaire génère uniquement du bruit de type évènementiel
	- Évènementiel non impulsif	(X)	X	
	- Évènementiel de type impulsif			
Rythme d'émission sonore durant l'année	- Continu durant l'année	X	X	
	- Saisonnier			
	- Saisonnier mais période critique			
Rythme d'émission sonore hebdomadaire	- Continu durant la semaine	X	X	
	- Jours ouvrés uniquement			
	- Fins de semaines uniquement			
Prévisibilité des événements de bruit :	- Oui		X (trains)	
	- Non	X	X (trafic routier)	
Distribution de la fréquence d'apparition des événements de bruit :	- Régulière		X (trains)	
	- Irrégulière	X	X (trafic routier)	

FACTEURS DE CONTEXTE		Avant	Après	Remarques
1) Qualité de l'environnement				
Multi exposition (sources différentes)	- Non	X		
	- Oui		X	
Co-expositions	- Aucune co-exposition remarquable			
	- Pollution atmosphérique	X	X	
	- Autres pollutions (nuisances olfactives, pollution visuelle, etc.)			
Présence de "zones vertes" à proximité (300m)	- Non			non évalué
	- Oui			
Qualité de vie locale	- Bonne			non évalué
	- Moyenne			
	- Faible			

2) Facteurs de contexte géographique		Avant	Après	Remarques
Milieu acoustique défavorable non pris en compte dans le calcul des expositions sonores	- Non	X	X	
	- Oui			
Type d'urbanisme	- Milieu urbain	X	X	
	- Milieu rural			
Type d'habitat	- Individuel			
	- Collectif	X	X	
Valeur de l'habitat	- Elevée	X	X	
	- Moyenne			
	- Faible			
Qualité de l'habitat (vétusté, insalubrité)				non évalué
Présence de façades silencieuses (backyard effect)	- Non			non évalué
	- Oui			

3) Facteurs de contexte individuels et facteurs psychosociaux		Avant	Remarques
Âge			non évalué
Sexe			non évalué
Etat de santé			non évalué
Niveau d'éducation			non évalué
Statut professionnel (horaires décalés)			non évalué
Revenus / précarité			non évalué
Auto estimation de sensibilité au bruit			non évalué
Perception de la source de bruit, significativité du signal et relation socio-économique avec la source de bruit	- aucune influence		non évalué
	- perception positive		
	- perception négative		
Durée de l'exposition prévisionnelle	- exposition longue (vie entière)		non évalué
	- exposition temporaire		
Capacité d'adaptation	- oui		non évalué
	- non		

7.5.2 Sélection des valeurs seuils utilisées

Les valeurs seuils sélectionnées pour les besoins de cette étude correspondent aux seuils les plus bas (atténuation des façades de 20 dBA) et sont présentées dans les tableaux suivants :

Tableau 43 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques intégrés

	Indices acoustiques intégrés (dBA) mesurés en façade			
Effet sanitaire	L _d (jour)	L _e (soir)	L _n (nuit)	L _{den} (24 h)
Infarctus du myocarde	57,5	-	50	-
Apprentissage scolaire	52	-	-	-
Perturbations du sommeil		-	42	-
Gêne		-	-	42

Tableau 44 : Seuils de niveaux sonores retenus pour les indices acoustiques évènementiels

	Indices acoustiques évènementiels (dBA) mesurés en façade			
Effet sanitaire	LA _{max} (jour)	LA _{max} (soir)	LA _{max} (nuit)	LA _{max} (24 h)
Infarctus du myocarde	-	-	-	-
Apprentissage scolaire	70	-	-	-
Perturbations du sommeil	-	-	55	-
Gêne	-	-	62	-

7.5.3 Modélisation des expositions sonores

La modélisation cartographique des niveaux de bruit générés par le trafic routier et par le trafic ferroviaire a été faite en utilisant les méthodes de calcul préconisées par la Directive européenne 2002/49/CE.

Les méthodes de calcul utilisées sont issues de la NMPB 96 pour le bruit routier et de la norme NMPB-Fer pour le bruit ferré. Les niveaux de bruit obtenus tiennent compte de deux réflexions, de l'absorption du sol et des façades des bâtiments.

L'exposition de la population au bruit est estimée en attribuant à la population d'un bâtiment le niveau le plus élevé auquel il est exposé. Ce niveau est calculé à 4 mètres du sol, 2 mètres de la façade et ne prend pas en compte la dernière réflexion sur le bâtiment.

Les données de trafic routier et ferroviaire utilisées dans cette étude sont issues des cartes de bruit réalisées dans le cadre de la première échéance de la Directive européenne 2002/49/CE. Elles correspondent au trafic moyen annuel constaté par grandes périodes de la journée (jour 6h - 18h, soir 18h – 22h et nuit 22h - 6h) (voir Tableau 41 pour le trafic ferroviaire). Afin d'évaluer le bruit attribuable au trafic routier, les cartes stratégiques du bruit routier produites et mises à disposition par la ville concernée par l'étude ont été exploitées. Cette donnée étant directement disponible, le trafic routier n'a pas été modélisé.

Le Tableau 41 montre les hypothèses de trafic ferroviaire qui ont été faites pour la nouvelle ligne de chemin de fer.

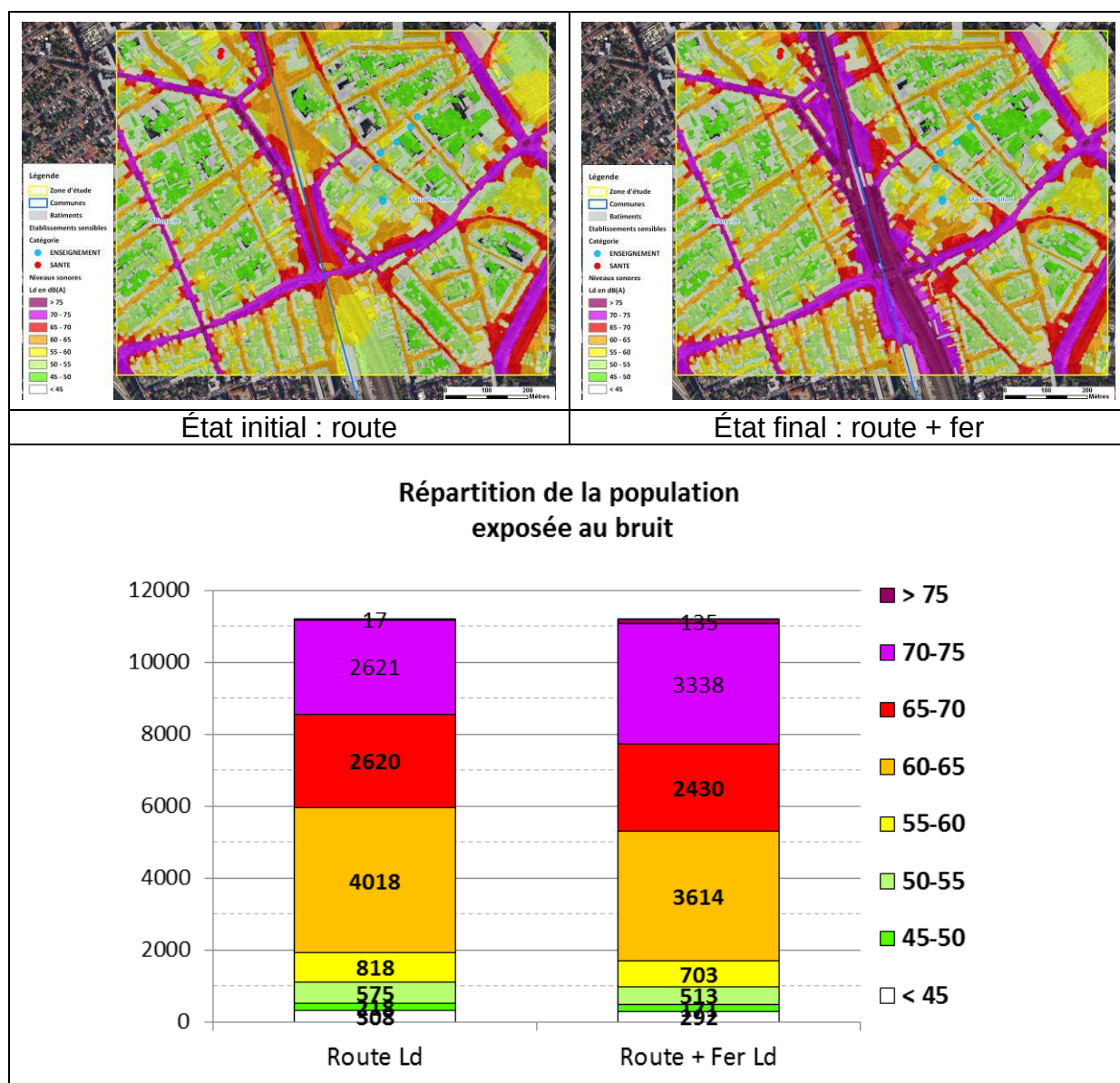


Figure 17 : Cartographie des expositions sonores en journée (L_d par tranche de 5 dBA, période 6h - 18h) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.

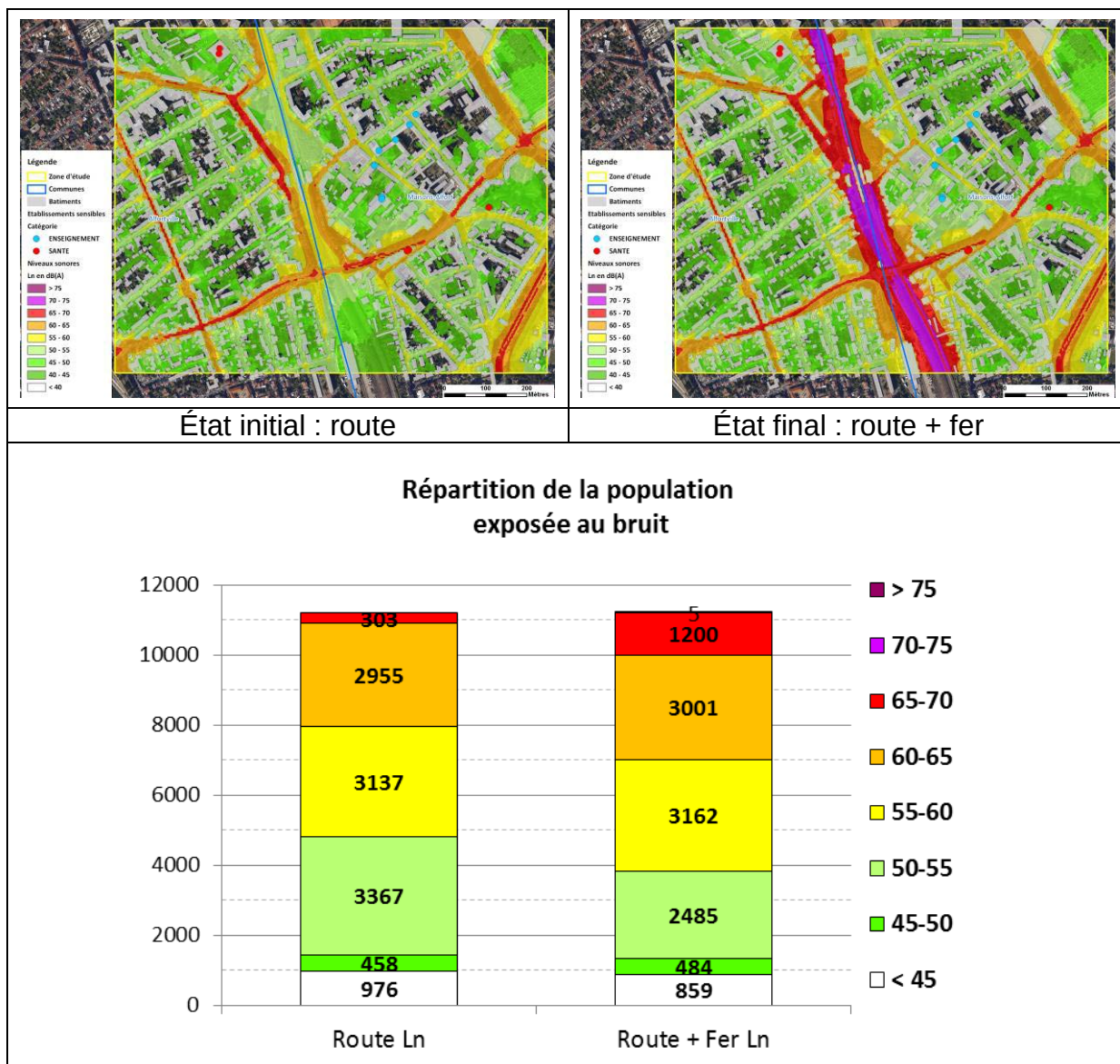


Figure 18 : Cartographie des expositions sonores la nuit (L_n par tranche de 5 dBA, période 22h - 6h) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.

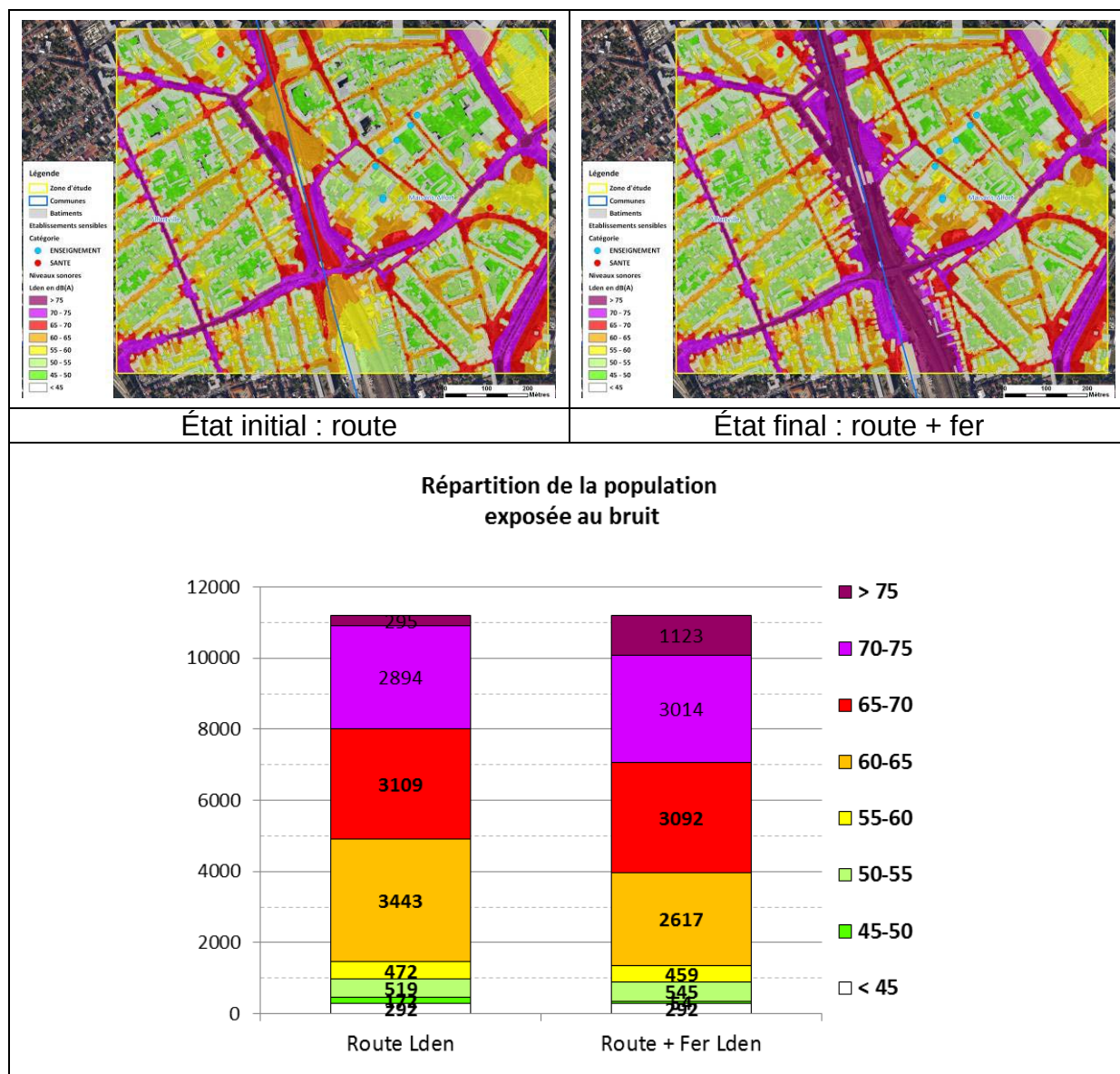


Figure 19 : Cartographie des expositions sonores journée entière (L_{den} par tranche de 5 dBA) et répartition des populations en fonction de leur exposition suivant les deux configurations avant / après.

7.5.4 Infarctus du myocarde

7.5.4.1 Caractérisation des expositions sonores

L'exposition sonore avant et après projet (avec voie ferrée) est déterminée à l'aide de la modélisation des expositions sonores moyennes décrites par les indices acoustiques énergétiques L_d et L_n , qui sont les indices pour lesquels des risques sanitaires en termes de maladies cardiovasculaires ont pu être mis en évidence.

Les indicateurs relatifs aux événements sonores ne sont pas utilisés en raison de la faible pertinence de la caractérisation de l'exposition sonore sous l'angle événementiel pour les effets sanitaires associés à une exposition sur le long terme (voir § 7.2.1.2).

D'après la modélisation cartographique (voir Figure 20, et Figure 21), l'impact de la voie ferrée se traduirait par :

- un excès de 120 personnes exposées au-dessus du seuil de 57,5 dBA pour le niveau moyen diurne 6h - 18h (L_d) ;
- un excès de 90 personnes exposées au-dessus du seuil de 50 dBA pour le niveau moyen nocturne 22h - 6h (L_n)



Figure 20 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_d = 57,5$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après.

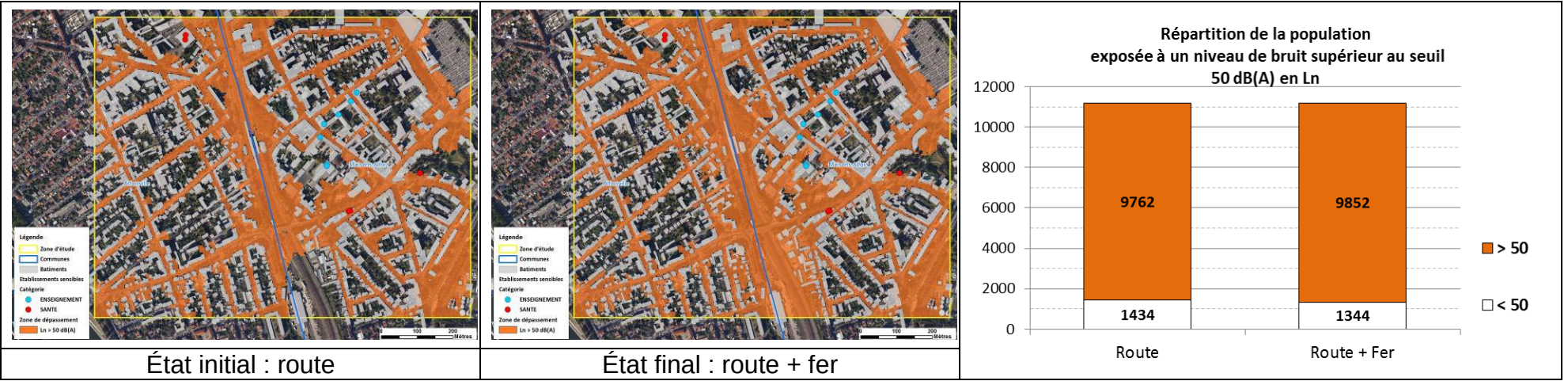


Figure 21 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_n = 50$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après.

7.5.4.2 Caractérisation des impacts sanitaires

► **Risque attribuable au bruit routier**

La répartition de la population au sein des classes d'exposition au bruit routier permet d'estimer l'excès de risque d'infarctus du myocarde qui peut être imputé au bruit routier pour chaque classe d'exposition et de déterminer au sein de la population du domaine d'étude la proportion d'infarctus du myocarde attribuable à l'exposition au bruit routier. Pour cela, l'approche utilisée est celle de l'OMS décrite p. 24-25 du rapport *Burden of disease from environmental noise*.

Tableau 45 : Calcul de la fraction de risque d'infarctus du myocarde attribuable au bruit routier

Classe d'exposition au bruit routier (L _{den})	Nombre de personnes exposées	% de la population	Risque relatif	Fraction attribuable
< 55	1 023	9,1 %	1	0
55 - 59	472	4,2 %	1	0
60 - 64	3 443	30,8 %	1,015	0,5
65 - 69	3 069	27,4 %	1,067	1,8
70 - 74	2 894	25,8 %	1,161	4,2
> 75	295	2,6 %	1,302	0,8
Total	11 196	100,0 %		7,3 %

Ainsi, au sein du domaine d'étude, on peut considérer que la fraction de risque d'infarctus du myocarde attribuable au bruit routier s'élève à 7,3 %.

Un risque accru d'incidences d'infarctus du myocarde est généralement trouvé dans des études épidémiologiques pour des populations exposées pendant plus de 10 à 15 ans à un niveau de bruit excessif. Il s'agit d'un impact résultant d'une exposition chronique et non d'un risque immédiat.

► **Risque attribuable au bruit ferroviaire**

En raison du faible nombre d'études consacrées à cette problématique, aucune relation dose-réponse n'a été déterminée pour quantifier les impacts cardiovasculaires du bruit ferroviaire. Il n'est donc pas possible de déterminer la fraction de risque d'infarctus du myocarde attribuable au bruit ferré. Par conséquent, l'impact de la voie ferrée pour cet effet sanitaire ne peut pas être quantifié.

Ainsi, la situation sanitaire finale ne peut pas être comparée quantitativement à la situation initiale en termes sanitaires (évolution de la fraction de risque attribuable au bruit).

7.5.5 Apprentissage scolaire

7.5.5.1 Caractérisation des expositions sonores

L'exposition sonore avant et après projet (avec voie ferrée) pour les établissements scolaires est déterminée à l'aide de la modélisation de l'indicateur énergétique L_d (valeur seuil retenue : 52 dBA) et du nombre d'événements sonores supérieurs à 70 dBA pour la façade la plus exposée. On suppose que l'exposition est homogène au sein de chacun de ces établissements.

Tableau 46 : Répartition des établissements scolaires en fonction de leur exposition en période diurne dans les deux configurations et situation des établissements scolaires par rapport à la valeur seuil L_d de 52 dBA

Type d'établissement	Nom	État initial		État final		ΔL_d en dBA final - initial
		Ld initial route dBA	situation	Ld final route + fer dBA	situation	
COLLÈGE PRIVÉ	SAINTE THÉRÈSE	64,4	> seuil	64,5	> seuil	0,1
ÉCOLE MATERNELLE PRIVEE	SAINTE THÉRÈSE	56	> seuil	61,2	> seuil	5,2
ÉCOLE MATERNELLE PUBLIQUE	PARMENTIER	65,5	> seuil	65,5	> seuil	0
ÉCOLE MATERNELLE PUBLIQUE	GEORGES SAND	63,5	> seuil	63,5	> seuil	0
ÉCOLE PRIMAIRE PRIVÉE	SAINTE THÉRÈSE	56	> seuil	61,2	> seuil	5,2
ÉCOLE PRIMAIRE PUBLIQUE	PARMENTIER A	65,5	> seuil	65,5	> seuil	0
ÉCOLE PRIMAIRE PUBLIQUE	PARMENTIER B	65,5	> seuil	65,5	> seuil	0

Il n'y aurait pas d'augmentation du nombre de bâtiments scolaires au-dessus du seuil en L_d de 52 dBA (seuil dérivé du seuil de 50 dBA préconisé par l'OMS pour le L_{dn}) car ils étaient déjà tous au-dessus de ce seuil du fait de leur exposition au bruit routier. Néanmoins, pour deux d'entre eux, les niveaux d'exposition augmentent nettement dans la configuration avec voie ferrée : il s'agit des deux bâtiments de l'école maternelle du groupe scolaire privé Ste-Thérèse (augmentation de plus de 5 dBA en L_d).

Le nombre d'élèves dont les performances scolaires seraient affectées par le bruit environnemental peut être estimé à l'aide du Tableau 38. Il s'avère que tous les établissements scolaires considérés appartiennent à la même classe d'exposition sonore 57 – 67 dBA de ce tableau, après projet (20 % de l'ensemble des élèves). Cela indique que le nombre d'élèves considérés impactés par cet effet a augmenté pour deux écoles d'après cette méthode d'évaluation.

Les trois bâtiments du groupe scolaire privé Ste-Thérèse (2 bâtiments d'école « maternelle » et 1 bâtiment d'école « primaire ») sont concernés par la survenue de 32 événements de bruit ferré dont le niveau maximal dépasse 70 dBA. Les autres établissements scolaires du domaine d'étude ne sont pas concernés par de tels événements.

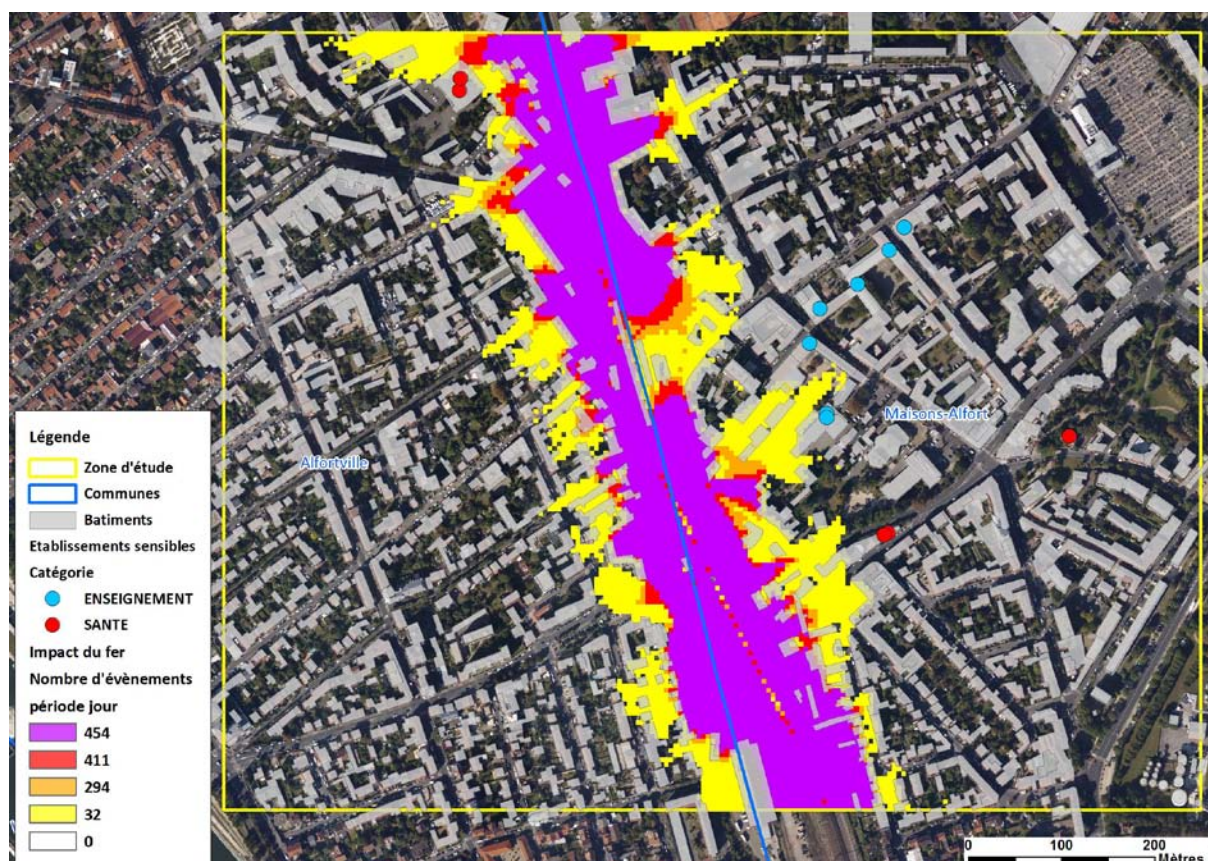


Figure 22 : Représentation cartographique du nombre d'événements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 70 dBA en période diurne (6h - 18h).

7.5.5.2 Caractérisation des impacts sanitaires

Il n'existe pas à l'heure actuelle de méthode de quantification des conséquences des expositions sonores sur les performances scolaires.

7.5.6 Perturbations du sommeil

7.5.6.1 Caractérisation des expositions sonores

► Population générale

L'exposition sonore avant et après projet (avec voie ferrée) est déterminée à l'aide de la modélisation de l'indicateur énergétique L_n (valeur seuil utilisée de 42 dBA) et du nombre d'événements sonores comptabilisés durant la période nocturne 22h - 6h au-dessus de différents seuils en LA_{max} en façade : 55 dBA, qui correspondent à des valeurs au-dessus desquelles différents effets sur le sommeil (allongement du temps d'endormissement, perturbations des stades de sommeil et survenue d'éveils intra sommeil) ont pu être mis en évidence.

Pour simplifier, seuls les habitants des zones géographiques exposées sont comptabilisés pour quantifier les effectifs des populations exposées.

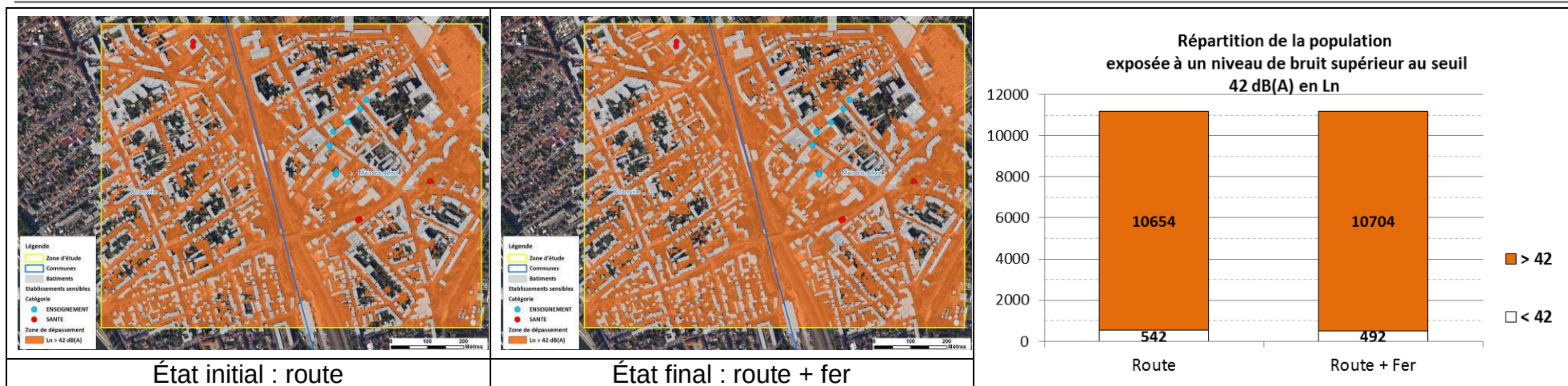


Figure 23 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_n = 42$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après.

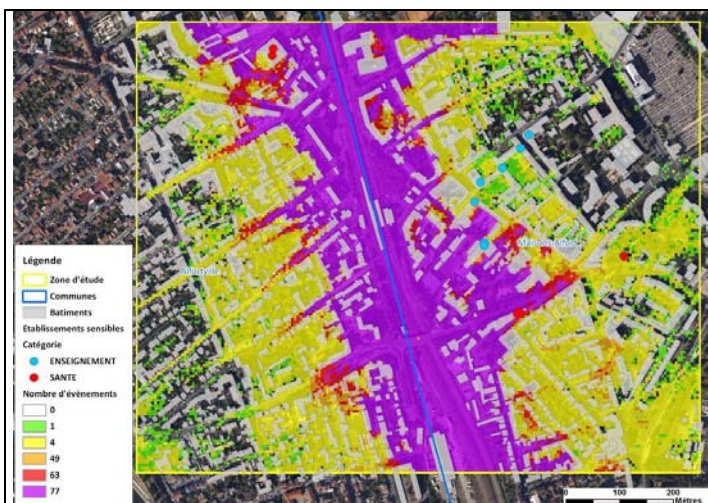


Figure 24 : Représentation cartographique du nombre d'évènements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 55 dBA en période nocturne (22h - 6h).

Nombre d'évènements nocturnes (période 22h-6h) dont le $LA_{max} > 55$ dBA	Population concernée	
0	1 687	15%
1	852	8%
4	3 832	34%
49	716	6%
62	328	3%
77	3 780	34%

Tableau 47 : Nombre de personnes exposées par classe de nombre d'évènements sonores nocturnes supérieurs à 55 dBA en LA_{max} attribuables au trafic ferroviaire.

Le croisement des cartographies d'exposition sonore (état initial et final, voir Figure 23) avec les données relatives aux populations permet de déterminer que 51 personnes supplémentaires sont exposées au dessus du seuil L_n de 42 dBA dans la configuration finale (route + fer).

L'analyse cartographique en fonction du nombre d'évènements sonores dépassant le seuil de 55 dBA (Figure 24 et Tableau 47) montre que 85 % des habitants du domaine d'étude sont exposés à au moins un événement nocturne de bruit ferré dépassant ce seuil de 65 dBA en LA_{max} , ce qui est susceptible d'entraîner des éveils nocturnes. Les pics de bruit générés par le passage des trains la nuit sont donc susceptibles d'avoir des répercussions sur la qualité du sommeil de cette population. Pour 43 % de la population, ces expositions nocturnes concernent plus de 40 évènements sonores, ce qui peut avoir un impact majeur en réduisant la quantité totale de sommeil.

► **Établissements sensibles**

Une attention spécifique est portée aux établissements de santé ouverts la nuit. Ont été exclus les centres de consultations de jour.

Tableau 48 : Caractérisation des expositions sonores moyennes en période nocturne (L_n , 22h - 6h) pour les établissements de santé ouverts la nuit et situation par rapport à la valeur seuil de 42 dBA.

Type d'établissement	Nom	État initial		État final		ΔL_n en dBA final - initial
		L_n initial route dBA	situation	L_n final route + fer dBA	situation	
ÉTABLISSEMENT DE SOINS PLURIDISCIPLINAIRE	CRÉTEIL CONCORDE	51,4	> seuil	57	> seuil	5,6
MATERNITÉ	POLYCLINIQUE LA CONCORDE	51,4	> seuil	57	> seuil	5,6

Le Tableau 48 montre que tous les établissements de santé du domaine d'étude qui sont ouverts la nuit sont exposés à des niveaux sonores supérieurs au seuil de 42 dBA selon l'indicateur L_n même dans l'état initial. L'établissement du centre Concorde connaît un accroissement de plus de 5 dBA de son exposition au bruit nocturne du fait de la voie ferrée (soit une intensité acoustique multipliée presque par 4).

7.5.6.2 Caractérisation des impacts sanitaires

La répartition de la population au sein des classes d'exposition au bruit la nuit permet d'estimer le pourcentage de personnes qui pourraient être fortement perturbées par le bruit nocturne. Pour cela l'approche utilisée est celle de l'OMS décrite p. 62-63 du rapport *Burden of disease from environmental noise*.

Tableau 49 : Quantification du nombre de personnes dont le sommeil est fortement perturbé par le bruit routier nocturne d'une part et le bruit ferroviaire nocturne d'autre part

Bruit routier nocturne				Bruit ferroviaire nocturne			
Classe d'exposition au bruit (L_n en dBA)	Nombre de personnes exposées	% de personnes fortement perturbées	Nombre de personnes fortement perturbées	Classe d'exposition au bruit (L_n en dBA)	Nombre de personnes exposées	% de personnes fortement perturbées	Nombre de personnes fortement perturbées
< 40	508	0,0 %	0	< 40	6 900	0,0 %	0
40 - 45	508	0,0 %	0	40 - 45	717	0,0 %	0
45 - 49	458	4,5 %	21	45 - 49	1 131	2,3 %	26
50 - 54	3 367	6,6 %	222	50 - 54	729	3,3 %	24
55 - 59	3 097	9,6 %	297	55 - 59	487	4,8 %	23
60 - 64	2 955	13,2 %	390	60 - 64	434	6,6 %	29
65 - 70	303	17,6 %	53	65 - 70	792	8,8 %	70
Total			984	Total			172

Il ressort de cette évaluation que 984 personnes au sein du domaine d'étude sont susceptibles d'être fortement perturbées par le bruit nocturne routier et que 172 personnes pourraient l'être par le bruit ferroviaire nocturne.

L'approche mise en œuvre ne permet cependant pas de quantifier le nombre de nouvelles personnes susceptibles d'être fortement perturbées du fait du bruit ferroviaire, certaines d'entre elles étant déjà fortement perturbées par le bruit routier.

7.5.7 Gêne

7.5.7.1 Caractérisation des expositions sonores

L'exposition sonore avant et après projet (avec voie ferrée) est déterminée à l'aide de la modélisation de l'indicateur moyen pondéré L_{den} (valeur seuil retenue de 42 dBA) et du nombre d'événements sonores supérieurs à 65 dBA sur une période de 24 heures pour la façade la plus exposée.

Pour simplifier, seuls les habitants des zones géographiques exposées sont comptabilisés pour quantifier les effectifs des populations exposées.

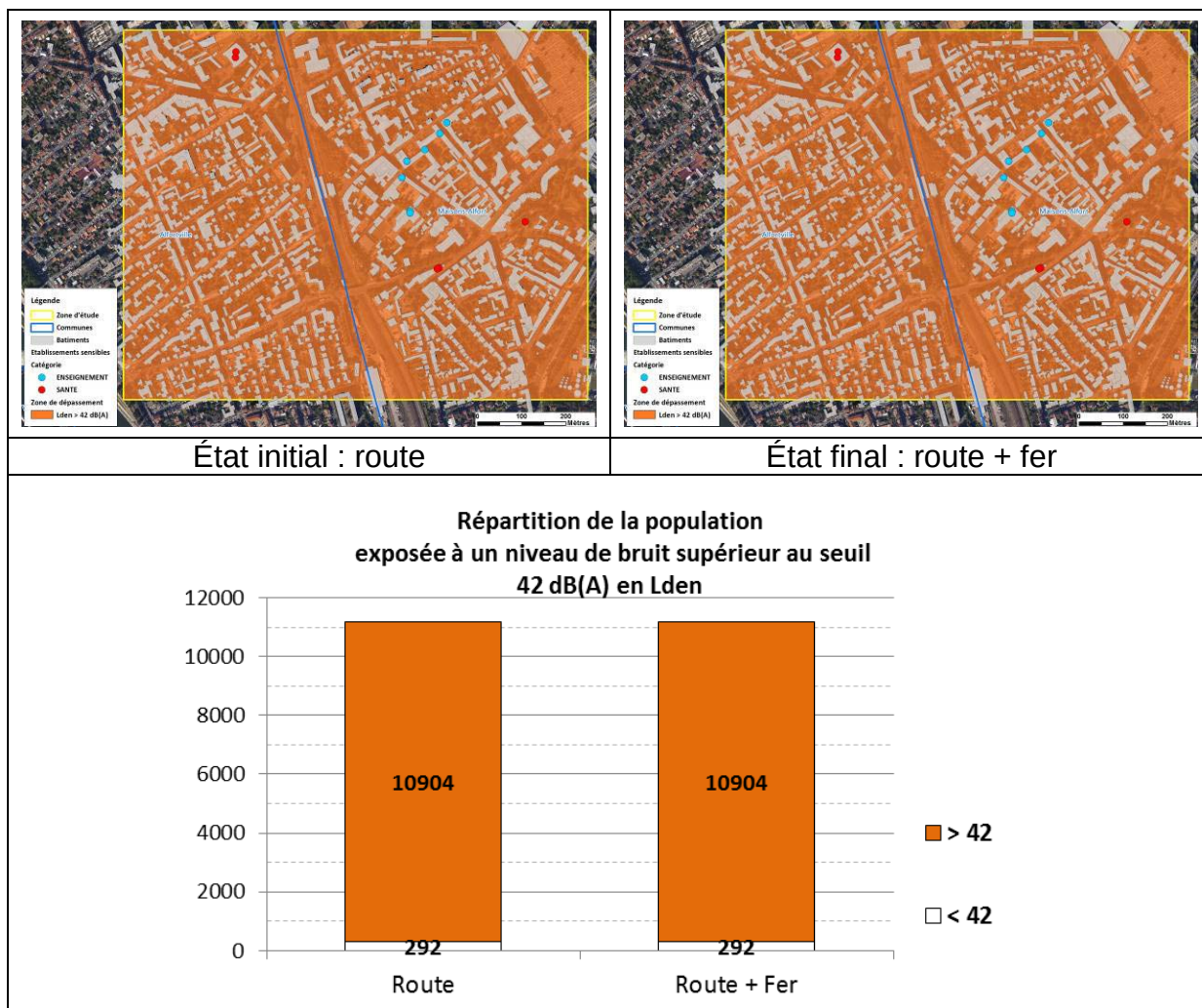


Figure 25 : Cartographie des zones de dépassement de la valeur seuil $L_{den} = 42$ dBA et population potentiellement exposée au-dessus de la valeur seuil dans les deux configurations avant / après.

La modélisation des expositions sonores moyennes en L_{den} ne montre pas d'augmentation du nombre de personnes exposées au-dessus du seuil de 42 dBA en L_{den} dans la configuration après projet. Cependant, les niveaux d'exposition augmentent.

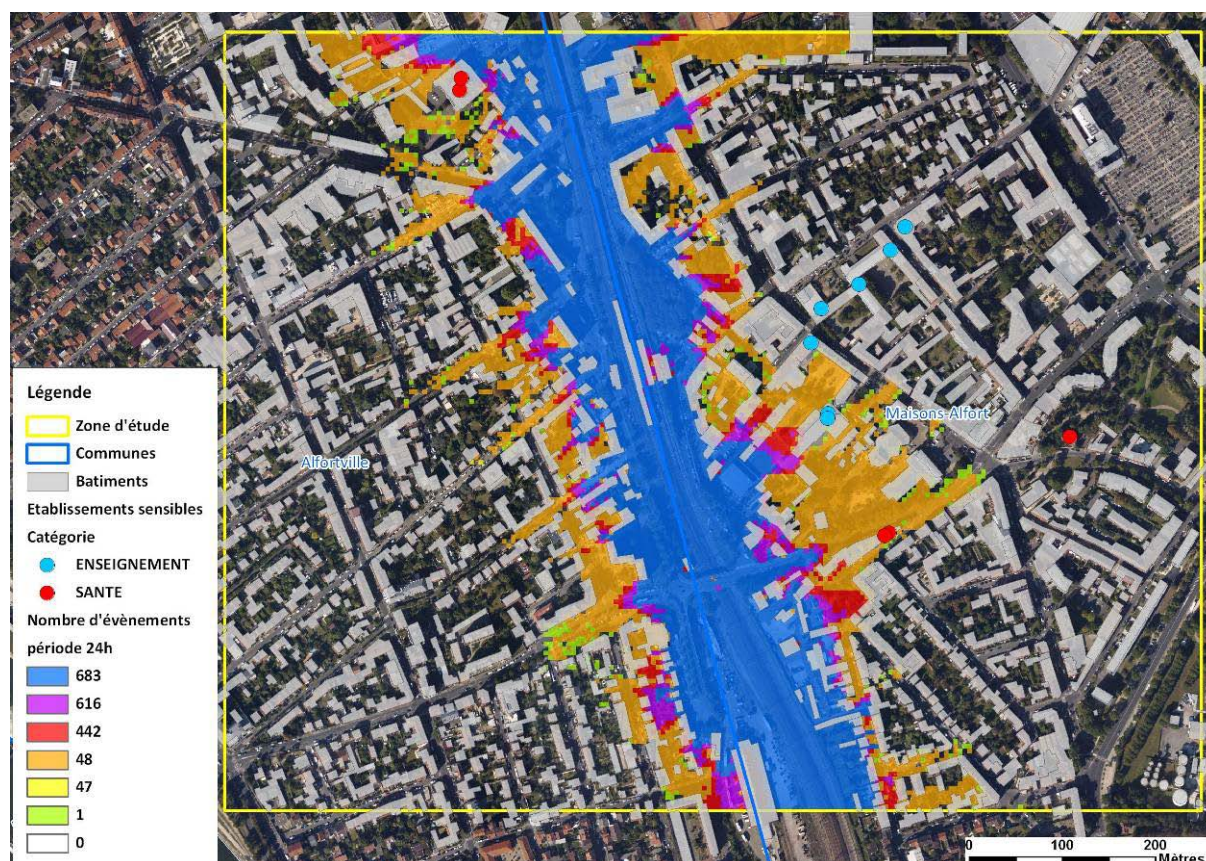


Figure 26 : Cartographie du nombre d'évènements sonores attribuables au bruit ferroviaire dépassant 65 dBA sur la totalité de la journée (24h).

Le Tableau 50, produit à partir de la cartographie des NA_{65} , indique que 35 % de la population du domaine d'étude sera concernée par au moins un évènement ferroviaire de plus de 65 dBA au cours de 24h. Dix-huit pour-cent de la population (plus de 2 000 personnes) sera exposé à plus de 600 évènements sonores de type ferroviaire dépassant 65 dBA.

Tableau 50 : Nombre de personnes exposées par classe de nombre d'évènements sonores supérieurs à 65 dBA en LA_{max} attribuables au trafic ferroviaire, sur la totalité de la journée (24h).

Nombre d'évènements nocturnes (période 22h - 6h) dont le $LA_{max} > 65$ dBA	Population concernée	
0	7 307	65 %
1	53	0 %
48	1 658	15 %
442	183	2 %
616	246	2 %
683	1 748	16 %

7.5.7.2 Caractérisation des impacts sanitaires

La répartition de la population au sein des classes d'exposition au bruit (L_{den}) permet d'estimer le pourcentage de personnes qui peuvent être fortement gênées par le bruit, pour la source routière et pour la source ferroviaire. Pour cela, l'approche utilisée est celle de l'OMS décrite p. 94-95 du rapport *Burden of disease from environmental noise*.

Tableau 51 : Quantification du nombre de personnes fortement gênées par le bruit routier et ferré

Bruit routier nocturne				Bruit ferroviaire nocturne			
Classe d'exposition au bruit (L _{den} en dBA)	Nombre de personnes exposées	% de personnes fortement perturbées	Nombre de personnes fortement perturbées	Classe d'exposition au bruit (L _{den} en dBA)	Nombre de personnes exposées	% de personnes fortement perturbées	Nombre de personnes fortement perturbées
< 55	1 023	2,77 %	28	< 55	7 752	0,89 %	69
55 - 56	472	8,16 %	39	55 - 56	1 002	3,44 %	34
50 - 64	3 443	12,96 %	446	50 - 64	785	6,41 %	50
65 - 69	3 069	20,08 %	616	65 - 69	444	11,22 %	50
70 - 75	2 894	30,25 %	875	70 - 75	772	18,41 %	142
> 75	295	30,25 %*	30	> 75	440	18,41 %*	81
Total			2 094	Total			427

* Les fonctions exposition / réponse ne s'étendent pas aux valeurs de plus de 75 dBA, d'où le choix arbitraire d'appliquer le même pourcentage de personnes hautement gênées au-delà de cette limite.

Il ressort de cette évaluation, présentée dans le Tableau 51, que 2 094 personnes au sein du domaine d'étude sont susceptibles, avant projet, d'être fortement gênées par le bruit routier et que 427 personnes pourraient l'être par le bruit ferré. L'approche mise en œuvre ne permet cependant pas de quantifier le nombre de nouvelles personnes susceptibles d'être fortement gênées du fait du bruit ferroviaire, certaines d'entre elles pouvant être déjà fortement gênées par le bruit routier.

7.5.8 Identification des incertitudes

7.5.8.1 Incertitudes liées à l'évaluation des expositions

► Incertitudes induisant une surestimation des expositions

Chaque individu se voit assigné un niveau d'exposition en fonction du niveau sonore constaté pour la façade la plus exposée de son lieu de résidence. Cette manière d'opérer induit certainement une surestimation de ces niveaux individuels d'exposition sonores.

Les valeurs seuils utilisées en LA_{max} (événements sonores) dérivées à partir de seuils en intérieur (perturbations du sommeil et apprentissage scolaire) ont été calculées en considérant une faible atténuation sonore des façades (20 dBA). Cette approximation tend à surestimer le nombre d'individus impactés par le bruit pour ces effets sanitaires.

Enfin, les valeurs seuils considérées correspondent le plus souvent à des valeurs basses en dessous desquelles l'effet sanitaire considéré ne peut être attribuable au bruit. Cependant, au-dessus de ces niveaux sonores, ces effets ne sont pas systématiquement observés, ils dépendent d'autres paramètres (souvent de nature individuelle). Cette particularité ne tend pas directement à surestimer l'exposition, mais peut entraîner un biais d'interprétation des résultats. En fait, cela souligne l'importance de considérer le résultat de la caractérisation des expositions, non pas comme une quantification du nombre d'individus impactés par le bruit, mais comme la quantification des individus possiblement concernés par des effets sanitaires du fait de ces nuisances sonores.

► ***Incertitudes induisant une sous-estimation des expositions***

L'évaluation des émissions sonores par modélisation ne tient généralement pas compte des phénomènes intempestifs qui viennent se sur-ajouter au trafic routier comme les avertisseurs sonores, les passages de véhicules deux-roues motorisés débridés ou particulièrement bruyants, les freinages de poids lourds, etc. La modélisation est également peu adaptée pour rendre compte des conditions de circulation au niveau des carrefours, ronds-points, grandes places, etc.

Les logiciels de modélisation des niveaux sonores comportent des limites, parmi lesquelles l'insuffisance de prise en compte des phénomènes de réverbération dans le calcul de propagation acoustique. En effet, pour des questions essentiellement liées au temps de calcul, les modélisations sont lancées avec prise en compte de une à trois réflexions seulement. Ce mode de travail peut entraîner une légère sous-estimation des niveaux sonores, notamment pour certaines configurations urbaines denses (rues « *canyons* » par exemple).

► ***Incertitudes dont les effets sur les expositions ne sont pas connus***

La modélisation des niveaux sonores prend imparfaitement en compte l'influence des phénomènes météorologiques sur la propagation acoustique. Cependant, l'impact de ces phénomènes est relativement faible, notamment en zone urbaine.

Une autre limite de la modélisation utilisée pour produire les cartes stratégiques de bruit est de n'évaluer les niveaux sonores qu'à 4 m de hauteur du sol. Cette particularité engendre une part d'incertitude concernant les niveaux sonores auxquels sont exposés les habitants de résidences en hauteur.

Les données de trafic entrées dans les logiciels de modélisation correspondent à des trafics moyens annuels. Il existe donc une possibilité que ce trafic fluctue durant l'année, voire la semaine en ce qui concerne le trafic routier. Les niveaux sonores ne sont donc pas nécessairement constants au cours du temps. Cette caractéristique peut s'avérer importante pour ce qui est de la gêne ressentie.

La présence effective des individus sur les lieux exposés n'est pas prise en compte dans toute sa complexité. En effet, par hypothèse, tous les habitants de la zone concernée sont considérés continuellement présents dans leurs lieux de résidences, durant toutes les périodes journalières considérées (jour, soirée, nuit).

Or, de par leurs activités, les résidents peuvent être présents ou non dans la zone géographique de leurs habitats respectifs en fonction de la période considérée. Cette hypothèse simplificatrice entraîne donc une incertitude non seulement quant au nombre d'individus exposés (il y a par exemple une surestimation du nombre de résidents présents en journée de semaine) mais aussi dans l'application des relations dose-effet. En effet, la quantification des impacts sanitaires est généralement faite pour des résidents ou des personnes situées à l'intérieur de bâtiments sur la base de niveaux d'exposition évalués à l'extérieur (en façade de leur domicile ou des établissements sensibles), les relations dose-effet ayant été développées dans ce cas de figure. Si les personnes passent une grande partie de leur temps à l'extérieur, leur exposition aux bruits des infrastructures sera de faite plus importante dans la réalité que celle qui aura été prise en considération indirectement dans le calcul de l'impact sanitaire. De plus, les travailleurs (hors travailleurs à domicile) présents dans la zone étudiée, ainsi que les individus de passage non résidents ne sont pas comptabilisés.

Cette source d'incertitude concerne plus particulièrement l'évaluation du nombre d'individus gênés par le bruit et dans une moindre mesure les effets sur le sommeil. Les effets cardiovasculaires surviennent après une exposition longue au bruit (travailleurs possiblement concernés). Les effets du bruit sur la performance scolaire constituent un effet sanitaire moins impacté puisque la population cible et les lieux d'exposition sont clairement déterminés (élèves au sein des établissements scolaires durant les périodes scolaires).

7.5.8.2 Incertitudes liées à l'évaluation des impacts sanitaires

► ***Incertitudes induisant une surestimation des impacts sanitaires***

Infarctus du myocarde

La littérature scientifique s'accorde sur le fait que les effets cardiovasculaires surviennent après une exposition à long terme au bruit. Or, la durée de l'exposition individuelle n'est pas prise en compte dans la méthodologie proposée par le groupe de travail et on considère par défaut que les résidents sont exposés pendant leur vie entière. Cette hypothèse tend à surestimer le nombre de cas d'infarctus du myocarde liés au bruit.

► ***Incertitudes induisant une sous-estimation des impacts sanitaires***

Aucune incertitude de ce type n'a été identifiée.

► ***Incertitudes dont les effets sur les impacts sanitaires sont inconnus***

Dans sa conception, la méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée par le groupe de travail ne considère que les effets sanitaires retenus, c'est-à-dire les effets pour lesquels le niveau de confiance dans le lien de causalité avec l'exposition au bruit est jugé « suffisant ». Les autres effets possiblement liés au bruit ne sont donc pas évalués.

De manière générale, pour tous les effets sanitaires retenus, la question de la validité des relations dose-réponse à partir desquelles sont issus les résultats quantitatifs, se pose.

Les expositions sonores aux événements de bruits ont été objectivées, cependant leurs conséquences en termes d'effets sanitaires n'ont pas été rapportées en raison des lacunes actuelles de connaissances sur ce sujet. L'absence de considération des effets de ces émergences sonores impacte plus particulièrement les évaluations relatives à la perturbation du sommeil et de la gêne.

Au-delà de la prise en compte des facteurs acoustiques, l'influence de chacun des paramètres complémentaires non acoustiques identifiés n'a pas été pleinement et correctement prise en compte, cela également en raison des lacunes actuelles de connaissances. Ce défaut s'avère particulièrement critique pour l'évaluation de la gêne, compte-tenu du poids de ces facteurs non acoustiques dans l'explication de cette dernière.

8 Conclusions du groupe de travail

Le bruit est un agent physique peu comparable aux autres polluants environnementaux (oxydes d'azote, pesticides, etc). En effet, il constitue un phénomène local dont la manifestation est temporellement bien délimitée. Par ailleurs, lorsque celui-ci cesse, il ne demeure pas de trace physique de sa manifestation passée.

En dépit des nombreuses études réalisées depuis plusieurs décennies sur le sujet des effets sanitaires extra-auditifs du bruit, l'évaluation des impacts sanitaires associés à l'exposition au bruit ambiant s'avère encore peu précise et n'est pas totalement résolue, tout du moins dans son aspect quantitatif et en particulier en ce qui concerne les expositions chroniques à long terme (effets sur le système cardiovasculaire par exemple).

Ce fait s'explique notamment par le caractère multifactoriel des impacts sanitaires associés au bruit ainsi que par la complexité des interactions des multiples déterminants concernés. Au-delà de la considération des seuls déterminants acoustiques et physiologiques classiques, d'autres déterminants d'ordres psychologiques, sociaux et territoriaux (dont certains sont co-causaux) entrent en compte pour expliquer les effets sanitaires du bruit. L'exposition au bruit peut en effet provoquer des dysfonctionnements de l'organisme qui peuvent entraîner des modifications de certains paramètres biologiques. Ces dysfonctionnements peuvent conduire à l'apparition ou à l'exacerbation de pathologies chroniques. La gêne due au bruit, qui constitue une construction psychosociologique, est un effet sanitaire à part entière. Il se peut qu'elle soit également un facteur intermédiaire vers le développement d'autres pathologies lorsqu'elle est chronique et constitue un facteur de stress continu.

La quantification du risque de survenue d'un effet sanitaire dans des populations exposées à un agent nocif fait partie des objectifs les plus recherchés par les « décideurs » dans le domaine de l'environnement ou des « gestionnaires du risque ». Dans le cas du bruit, il est nécessaire de quantifier non seulement l'incidence des effets sanitaires considérés dus à une détérioration de la santé et du bien-être de la population, mais aussi les retombées économiques et sociales sur les individus, les territoires et la société.

En l'état actuel des connaissances, le groupe de travail a considéré que la proposition d'indices ou d'indicateurs, telle que demandée dans les objectifs initiaux de la saisine, ne permettait pas de répondre de manière satisfaisante à la problématique générale de l'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit environnemental. Ainsi, les travaux du groupe de travail se sont orientés vers la construction d'une méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs liés au bruit environnemental reposant sur la description des états initial et final et consistant à caractériser l'ensemble des paramètres (acoustiques, environnementaux, territoriaux et individuels) influençant les effets sanitaires associés et leurs évolutions.

Le nouvel objectif proposé par le groupe de travail a été d'établir *a minima* une liste d'informations descriptives devant figurer dans les dossiers d'études d'impacts sanitaires et de fournir un état de l'art des connaissances actuellement disponibles qui permettent de guider l'interprétation de ces données pour caractériser les impacts sanitaires de populations exposées au bruit environnemental. Pour répondre à cet objectif, le groupe de travail a procédé en deux temps. Il a d'abord identifié les données nécessaires à retenir pour une évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit. Il a ensuite proposé une méthode pragmatique d'évaluation de ces impacts. Étant données les lacunes dans les

connaissances actuelles relatives à la quantification et / ou à la caractérisation des effets sanitaires concernés, la méthode proposée par le groupe de travail est destinée à évoluer en fonction de l'avancée de ces connaissances.

Les effets sanitaires extra auditifs du bruit environnemental que le groupe de travail a jugé nécessaire de prendre en compte sont ceux que suggère le récent document de l'OMS *Burden of diseases* de 2011 :

- effets immédiats : gêne et perturbations du sommeil ;
- effets chroniques : infarctus du myocarde et troubles de l'apprentissage scolaire.

D'autres effets extra-auditifs du bruit ont été suggérés. Cependant, leur quantification n'est pas suffisamment précise pour qu'ils soient correctement pris en compte dans une évaluation des impacts sanitaires du bruit.

La méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée par le groupe de travail comprend quatre étapes successives : pré-évaluation, caractérisation des expositions sonores, caractérisation des impacts sanitaires et caractérisation des incertitudes.

La première (pré-évaluation) consiste à rassembler les données nécessaires à l'évaluation des impacts sanitaires, dont des éléments de contexte géographiques et socio-économiques. L'objet de l'étape de caractérisation des expositions est de déterminer géographiquement les zones exposées à des niveaux sonores supérieurs aux seuils déterminés par le groupe de travail, afin de circonscrire l'étude à ces territoires et de quantifier les populations possiblement concernées. La caractérisation des impacts sanitaires repose sur la combinaison essentielle de l'utilisation des relations exposition-risque existantes avec les paramètres identifiés par le groupe de travail comme pertinents (facteurs individuels, sociaux et territoriaux). Enfin, les incertitudes reposant sur l'évaluation des impacts sanitaires sont identifiées et discutées dans une dernière phase de l'étude d'impact.

Afin de guider l'évaluateur dans cette démarche, un document support (tableau) est fourni par le groupe de travail. L'objectif de ce document est de décrire qualitativement les situations avant et après mise en place de la nouvelle infrastructure pour laquelle une évaluation des impacts sanitaires doit être réalisée. Il répertorie l'ensemble des paramètres à collecter et donne quelques indications pour les interpréter. L'état actuel des connaissances des effets sanitaires du bruit ne permettra pas de caractériser l'influence de ces paramètres sur l'impact sanitaire dans tous les cas de figure, ces données seront *a minima* collectées dans ce document.

Pour les quatre effets sanitaires retenus (gêne, perturbations du sommeil, infarctus du myocarde et apprentissage scolaire), des courbes dose-effet étayées d'intervalles de confiance sont disponibles dans la littérature. Les incertitudes qui pèsent sur ces courbes proviennent à la fois de la variation individuelle de l'effet considéré et de la variation entre différentes études, imputables à différentes techniques de recueil de données, différentes périodes temporelles d'enquête ou aux différences socioculturelles des populations examinées. La représentativité de ces courbes dose-effet reste donc encore discutée compte-tenu de ces multiples sources d'incertitudes. Leur objectif n'est d'ailleurs pas de prédire la réaction à l'exposition au bruit au niveau de l'individu ou de groupes restreints, mais de refléter de façon indicative l'ensemble de la population de référence.

Le groupe de travail attire donc l'attention sur les limites d'applicabilité des courbes dose-effet et souhaite alerter les utilisateurs potentiels de l'inévitable erreur qu'entraînerait leur application dans des études d'impacts sanitaires locales menées sur un nombre limité de personnes exposées. Cependant, les données d'exposition (quantification du nombre d'individus exposés au dessus des valeurs seuils identifiées) constituent déjà à elles seules un résultat pertinent pour la gestion des risques.

Après avoir constaté qu'il existait très peu d'éléments disponibles pour construire une méthode d'évaluation des impacts sanitaires associés au bruit qui soit robuste, le groupe de travail a proposé une méthode d'évaluation qui, certes ne garantit pas une évaluation parfaite des risques, mais constitue le point de départ d'un processus qui devra suivre les évolutions des connaissances.

9 Recommandations du groupe de travail

➤ **Méthode d'évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs associés au bruit**

Le groupe de travail considère qu'en raison de l'état parcellaire des connaissances actuelles, la proposition d'indices et indicateurs n'est pas envisageable.

Considérant par ailleurs que ceux-ci ne permettraient pas de répondre de manière satisfaisante à la problématique générale d'évaluation des impacts sanitaires liés au bruit environnemental, le groupe de travail propose d'utiliser une démarche analytique reposant sur une description aussi complète que possible des changements de situation sonore susceptibles d'être induits par l'implantation de nouvelles infrastructures. Toutefois, en raison du caractère expérimental de la méthode d'évaluation des impacts sanitaires proposée, le groupe de travail recommande tout d'abord de tester sa mise en œuvre sur le terrain et de l'améliorer par une dynamique itérative :

- en la faisant connaître et tester par différents acteurs et personnes de compétences variées tels que :
 - o les personnels des services techniques du ministère chargé de l'environnement ;
 - o des spécialistes du bruit et de l'environnement ;
 - o des auteurs d'études relatives à d'autres effets sanitaires non retenus ou manquants dans l'évaluation ;
- en partageant les retours d'expérience afin de faire évoluer la méthodologie (politique de publication à déterminer avec l'Administration, cf. plateforme de diffusion recommandée plus bas) ;
- en mettant en place un plan de révision dynamique de la méthode proposée.

Compte tenu de l'influence du contexte environnemental global (comprenant les dimensions physiques, psychosociologiques, territoriales, économiques, etc.), le groupe de travail :

- souligne que l'évaluation des impacts sanitaires associés au bruit ne peut pas s'appuyer uniquement sur les déterminants acoustiques, mais doit également prendre en compte d'autres composantes (déterminants psychosociologiques, territoriaux, économiques, présence de zones calmes et / ou d'établissements sensibles, etc.) ;
- préconise d'associer aux cartes d'exposition sonore d'autres représentations cartographiques telles que :
 - o celles concernant les plaintes liées au bruit qui référencent géographiquement les plaignants ;
 - o les cartes stratégiques d'exposition aux polluants atmosphériques ;
 - o celles localisant les particularités géographiques du lieu et notamment la présence de zones « calmes » ;
 - o etc.

La superposition de ces différentes représentations cartographiques permettrait de situer les inégalités environnementales et de cibler les zones critiques à étudier.

Enfin, compte tenu d'une part du caractère multifactoriel des effets sanitaires associés aux nuisances environnementales et, d'autre part, du nombre actuellement restreint de travaux relatifs à l'exposition simultanée à plusieurs agents nocifs issus de l'environnement, le groupe de travail recommande :

- de développer des recherches qui permettraient de mieux connaître et quantifier les effets sanitaires des co-expositions environnementales ;
- de fixer un objectif plus lointain qui viserait à aboutir à une méthode intégrée d'évaluation des impacts sanitaires qui seraient conjointement associés au bruit et aux autres pollutions environnementales (pollution atmosphérique, pollution lumineuse, pollution olfactive, et vibrations, etc.).

➤ **Réglementation et gestion des risques sanitaires**

Compte tenu des caractéristiques spatio-temporelles spécifiques de l'exposition locale au bruit et de l'importance du contexte environnemental et sociétal, le groupe de travail recommande :

- d'inscrire la mise en application de la méthode proposée dans un cadre de gouvernance territoriale comprenant notamment un processus de médiation / concertation ;
- au niveau local, de mieux définir le rôle et les responsabilités des élus et d'éventuellement promouvoir la prise en charge de ces questions par une structure *ad hoc*. Une telle structure pourrait suivre l'évolution dans le temps des nuisances sonores.

Compte-tenu du rôle prépondérant des expositions sonores au sein des bâtis pour évaluer les problématiques sanitaires liées au bruit environnemental, de la nécessité de réduire une part de ces impacts sanitaires *via* la réduction de ces expositions et de la nécessité de sensibiliser le public aux risques sanitaires encourus, le groupe de travail recommande :

- la mise en place d'un diagnostic acoustique applicable aux nouveaux locaux neufs ou lors de revente immobilière avec communication possible à l'acheteur ;
- d'inciter à la mise en place de mesures correctives en cas d'isolation acoustique insuffisante.

Enfin, considérant que si l'état actuel des connaissances ne permet pas de connaître précisément le poids des déterminants non acoustiques du bruit sur les impacts sanitaires du bruit, le sens de ces interactions sont connus, le groupe de travail recommande :

- que l'identification de facteurs contextuels favorables, notamment zones et façades calmes, ne conduise pas à rehausser les seuils de tolérance ;
- que l'identification de facteurs contextuels et individuels défavorables (par exemple de défaveur sociale et d'injustices environnementales) donne lieu à un traitement attentif, en veillant à n'accepter aucune aggravation dans les points noirs du bruit. Il en va de même pour les vulnérabilités, comme les établissements sensibles ou les travailleurs en horaires décalés.

➤ **Connaissances sur les effets du bruit sur la santé**

Le groupe de travail constate que de très nombreuses connaissances ont déjà été accumulées sur les effets sanitaires du bruit, mais que les publications pertinentes se distribuent dans des domaines disciplinaires différents et ne sont donc pas accessibles *via* une recherche bibliographique réalisée sur une unique base de données, telle que *Pubmed* par exemple. En effet, la problématique des effets sanitaires liés au bruit mobilise une large

variété de champs disciplinaires qui disposent chacun de journaux scientifiques et requérant des mots clés de recherche spécifiques. D'autre part, de nombreuses données sont issues d'expériences et d'initiatives locales peu répertoriées dans les publications scientifiques.

Considérant la nécessité de rationaliser les efforts de recherche, notamment en évitant d'effectuer des travaux déjà réalisés par ailleurs, le groupe de travail recommande vivement la mise en place d'une structure pérenne de type plateforme *internet* permettant de répertorier et de centraliser au niveau national l'ensemble des publications concernant la problématique des risques sanitaires liés au bruit. Un tel outil devrait être réalisé en cohérence avec les structures équivalentes déjà existantes au niveau européen.

Considérant les lacunes actuelles de connaissances scientifiques, le groupe de travail recommande de mobiliser les efforts de recherche pour :

- développer des méthodes d'évaluation opérationnelle des indicateurs acoustiques événementiels, que ce soit par les techniques de modélisation ou par la mesure, afin de permettre la fourniture de tels indicateurs pour utilisation dans les études épidémiologiques ;
- approfondir les connaissances relatives aux relations entre exposition au bruit et d'autres effets sanitaires identifiés mais non retenus, parmi lesquels :
 - o les effets sur le système endocrinien ;
 - o les effets sur le système immunitaire ;
 - o les accidents vasculaires cérébraux ;
 - o les éventuels effets auditifs liés à une exposition chronique à de faibles niveaux sonores ;
- investiguer les effets associés à des caractéristiques du bruit, parmi lesquelles :
 - o le spectre sonore : détermination des fréquences les plus délétères pour chaque effet sanitaire ;
 - o les caractéristiques des événements sonores (temps de montée et de descente, émergence, durée, impulsivité, intermittence, tonalité, etc.).

Considérant les nombreux acquis des sciences humaines et sociales sur les vécus et impacts socio-spatiaux du bruit, le groupe de travail recommande :

- de chercher à mieux relier ces connaissances avec celles issues des études épidémiologiques sur les effets du bruit ;
- et d'approfondir les connaissances en psychosociologie du bruit afin d'en objectiver plus précisément les déterminants (territorialité et relations de proximité, représentations sociales de la gêne sonore, etc.) ;

Concernant le *design* et l'analyse de nouvelles études, le groupe de travail recommande :

- pour les effets sur le système cardiovasculaire : d'étudier l'influence des expositions sonores en fonction de la période (jour ou nuit) ;
- pour la gêne et les perturbations du sommeil : de considérer les événements sonores et leurs niveaux d'émergence ;
- pour l'apprentissage scolaire : de prendre en compte l'exposition sonore de l'enfant à domicile, y compris l'exposition nocturne ;
- pour tous les effets :

- o de considérer des situations d'exposition simultanée à plusieurs sources de bruit (multi-exposition) qui sont proches de la réalité ;
- o d'étudier l'influence des expositions sonores en fonction de la période (jour-soirée-nuit) ;
- o de préciser les caractéristiques du spectre fréquentiel du niveau de pression sonore.

10 Bibliographie

10.1 Publications et rapports

Abey-Wickrama I, A'Brook MF, Gattoni FEG, Herridge CF (1969) Mental-hospital admissions and aircraft noise. *The Lancet* **294**(7633), 1275–1277.

ACNUSA (2002) Estimation des populations survolées par les aéronefs à destination et en provenance des plateformes de Paris - Orly et Paris - CDG.

ACNUSA (2003) Estimation des populations survolées par les aéronefs à destination et en provenance des plateformes de Paris - Orly et Paris - CDG.

ACNUSA (2005) Estimation des populations survolées par les aéronefs à destination et en provenance des plateformes de Paris - Orly et Paris - CDG.

ADEF (1999) L'impact des aéroports sur le développement urbain (Etude menée pour la DGAC).

Afsse (2004) Impacts sanitaires du bruit : état des lieux. Indicateurs bruit-santé. Afsse.

ANM (2012) Les nuisances sonores de voisinage dans l'habitat - analyse et maîtrise.

Arsenio E, Bristow AL, Wardman M (2006) Stated Choice Valuations of Traffic Related Noise. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **11**(15-31).

Aydin Y, Kaltenbach M (2007) Noise perception, heart rate and blood pressure in relation to aircraft noise in the vicinity of the Frankfurt airport. *Clinical Research in Cardiology* **96**(6), 347-358.

Babisch W (2002) The Noise/Stress Concept, Risk Assessment and Research Needs. *Noise & Health* **4**(16), 1-11.

Babisch W (2003) Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise. *Noise and Health* **5**(18), 1–11.

Babisch W (2006a) 'Transportation Noise and Cardiovascular Risk: Review and Synthesis of Epidemiological Studies: Dose Effect Curve and Risk Estimation.' (Umweltbundesamt)

Babisch W (2006b) Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise and Health* **8**(30), 1-29.

Babisch W, Fromme H, Beyer A, Ising H (2001) Increased catecholamine levels in urine in subjects exposed to road traffic noise: the role of stress hormones in noise research. *Environment International* **26**(7), 475–481.

- Baccaïni B (2000) Projet de mobilité et cadre de vie. *Données urbaines*(3), 91-112.
- Banks S, Van Dongen HPA, Maislin G, Dinges DF (2010) Neurobehavioral dynamics following chronic sleep restriction: dose-response effects of one night for recovery. *Sleep* **33**(8), 1013-1026.
- Baranzini A, Ramirez JV (2005) Paying for Quietness: The Impact of Noise on Geneva Rents. *Urban Studies* **42**(4), 633-646.
- Barregard L, Bonde E, Ohrstrom E (2008) Hypertension at Exposure to Road Traffic and Railway Noise. *Epidemiology* **19**(6), 228.
- Barregard L, Bonde E, Öhrström E (2009) Risk of hypertension from exposure to road traffic noise in a population-based sample. *Occupational and Environmental Medicine* **66**(6), 410–415.
- Basner M, Glatz C, Griefahn B, Penzel T, Samel A (2008) Aircraft noise: Effects on macro- and microstructure of sleep. *Sleep Medicine* **9**(4), 382-387
- Basner M, Müller U, Elmenhorst E-M (2011) Single and Combined Effects of Air, Road, and Rail Traffic Noise on Sleep and Recuperation. *Sleep* **34**(1), 11-23.
- Bassarab R, Sharp B, Robinette B (2009) An Updated Catalogue of Social Surveys of Residents' Reaction to Environmental Noise. Wyle Laboratories
- Bateman IJ, Executive SS (2001) 'The Effect of Road Traffic on Residential Property Values: A Literature Review and Hedonic Pricing Study.' (Scottish Executive)
- Beck U (1992) 'Risk society: towards a new modernity.' (Sage Publications Ltd)
- Been V (1994) Locally Undesirable Land Uses in Minority Neighborhoods. *Yale Law Journal* **103**, 1383-1422.
- Belojevic G, Paunovic K, Jakovljevic B, Stojanov V, Ilic J, Slepcevic V, Saric-Tanaskovic M (2011) Cardiovascular effects of environmental noise: research in Serbia. *Noise & Health* **13**(52), 217-220.
- Bluhm LG, Berglind N, Nordling E, Rosenlund M (2007) Road traffic noise and hypertension. *Occupational and Environmental Medicine* **64**(2), 122.
- Bodin T, Björk J, Ohrström E, Ardö J, Albin M (2012) Survey context and question wording affects self reported annoyance due to road traffic noise: a comparison between two cross-sectional studies. *Environmental health: a global access science source* **11**(1), 14.
- Bollinger T, Bollinger A, Oster H, Solbach W (2010) Sleep, Immunity, and Circadian Clocks: A Mechanistic Model. *Gerontology* **56**(6), 574-580.
- Braubach M, Fairburn J (2010) Social Inequities in Environmental Risks Associated with Housing and Residential Location—a Review of Evidence. *The European Journal of Public Health* **20**(1), 36-42.

Bristow AL, Wardman M (2006) Valuation of Aircraft Noise by Time of Day: A Comparison of Two Approaches. *Transport Reviews* **26**(4), 417-433.

Bröer C (2007) Policy annoyance: how policies shape the experience of aircraft sound In 'Airlines Magazine. Vol. 37'. pp. 1)

Bröer C Policy and perception: How policy discourses shape the perception of aircraft noise. In 'European Sociological Association Conference', 2007, Glasgow, UK,

Brown AL, van Kamp I (2009) Response to a change in transport noise exposure: competing explanations of change effects. *The Journal of the Acoustical Society of America* **125**(2), 905-914.

Bruitparif (2007) Bilan de la gestion sonore de la Techno Parade.

Bruitparif (2009a) Impact acoustique de la soirée « unlighted » du 4 juillet 2009 au Stade de France.

Bruitparif (2009b) Note de synthèse sur les impacts sonores d'un circuit de formule 1 – Bruitparif/Azimut monitoring.

Bruitparif (2011) Bilan annuel 2010 : mesures de bruit autour de l'héliport de Paris-Issy-Les-Moulineaux.

Button K (2003) The potential of meta-analysis and value transfers as part of airport environmental appraisal. *Journal of Air Transport Management* **9**(3), 167-176.

Carter N Cardiovascular response to environmental noise during sleep. In '7th International Congress on Noise as a Public Health Problem', 1998, Sydney, Australie,

Carter NL (1996) Transportation noise, sleep, and possible after-effects. *Environment International* **22**(1), 105-116

Champelovier P, Cremezi-Charlet C, Lambert J (2003) Evaluation de la gêne due à l'exposition combinée aux bruits routier et ferroviaire.

Chanel O, Faburel G, Collectif (2009) 'L'environnement dans la décision publique : Refonder l'évaluation socio-économique pour des politiques de transport plus durables.' (Economica)

Charlier B (2002) Du son à la gêne due au bruit : intérêt et modalités d'une approche géographique de l'exposition aux nuisances sonores. Exemples de quelques communes de l'agglomération paloise. Université de Pau, Pau.

Chen T-J, Chen S-S (1993) Effects of aircraft noise on hearing and auditory pathway function of school-age children. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **65**(2), 107-111.

Clark C, Martin R, *et al.* (2006) Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension. *American Journal of Epidemiology* **163**(1), 27–37.

Cohen JM (2007) Etude Bruit et Santé en Île-de-France. Région d'Île-de-France. Direction de l'Environnement.

Cohen JM, Mosnier A (1999) Epidémiologie sur le terrain : anxiété, dépression et autres maladies, enquête en médecine général sur les effets du stress sur la santé. INRETS.

Cohen S, Evans GW, Krantz DS, Stokols D (1980a) Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children: Moving from the laboratory to the field. *American psychologist* **35**(3), 231.

Cohen S, Evans GW, Krantz DS, Stokols D (1980b) Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children: Moving from the laboratory to the field. *American psychologist* **35**(3), 231-243.

Cohen S, Krantz DS, Evans GW, Stokols D, Kelly S (1981a) Aircraft noise and children: Longitudinal and cross-sectional evidence on adaptation to noise and the effectiveness of noise abatement. *Journal of Personality and Social Psychology* **40**(2), 331-345.

Cohen S, Krantz DS, Evans GW, Stokols D, Kelly S (1981b) Aircraft noise and children: Longitudinal and cross-sectional evidence on adaptation to noise and the effectiveness of noise abatement. *Journal of Personality and Social Psychology* **40**(2), 331.

Constance J, Grenetier N, Peretti-Watel P (2008) Baromètre Santé Environnement 2007. INPES, Saint-Denis

Dang-Vu TT, McKinney SM, Buxton OM, Solet JM, Ellenbogen JM (2010) Spontaneous brain rhythms predict sleep stability in the face of noise. *Current Biology: CB* **20**(15), R626-627.

Day B, Bateman I, Lake I (2006) Hedonic price analysis of road traffic noise nuisance. In 'Environmental Valuation in Developed Countries.' Ed. D Pearce))

de Kluizenaar Y, Gansevoort RT, Miedema HME, de Jong PE (2007) Hypertension and road traffic noise exposure. *Journal of occupational and environmental medicine* **49**(5), 484.

de Kluizenaar Y, Janssen SA, van Lenthe FJ, Miedema HME, Mackenbach JP (2009) Long-term road traffic noise exposure is associated with an increase in morning tiredness. *The Journal of the Acoustical Society of America* **126**(2), 626-633.

de Kluizenaar Y, Salomons EM, Janssen SA, Lenthe FJv, Vos H, Zhou H, Miedema HME, Mackenbach JP (2011) Urban road traffic noise and annoyance: The effect of a quiet façade. *The Journal of the Acoustical Society of America* **130**(4), 1936-1942.

Dekkers JEC, van der Straaten JW (2009) Monetary valuation of aircraft noise: A hedonic analysis around Amsterdam airport. *Ecological Economics* **68**(11), 2850-2858.

Douglas MJ, Conway L, Gorman D, Gavin S, Hanlon P (2001) Developing principles for health impact assessment. *Journal of Public Health* **23**(2), 148-154.

Dranovsky A, Hen R (2006) Hippocampal Neurogenesis: Regulation by Stress and Antidepressants. *Biological Psychiatry* **59**(12), 1136-1143.

Eberhardt JL (1988) The influence of road traffic noise on sleep. *Journal of Sound and Vibration* **127**(3), 449-455.

EEA (2001) Traffic noise: exposure and annoyance

Eriksson C, Bluhm G, Hilding A, Östenson CG, Pershagen G (2010) Aircraft noise and incidence of hypertension—Gender specific effects. *Environmental research* **110**(8), 764–772.

Eriksson C, Rosenlund M, Pershagen G, Hilding A, Östenson CG, Bluhm G (2007) Aircraft noise and incidence of hypertension. *Epidemiology* **18**(6), 716.

Eurobarometre (1995) Les Européens et l'environnement. Commission Européenne, Sondage Eurobaromètre pour la Commission Européenne, 1995.

Eurobarometre (2010) Flash eurobaromètre. Commission Européenne.

European Commission (2002) Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance.

Evans GW, Bullinger M, Hygge S (1998) Chronic noise exposure and physiological response: a prospective study of children living under environmental stress. *Psychological science* **9**(1), 75–77.

Evans GW, Hygge S, Bullinger M (1995) Chronic noise and psychological stress. *Psychological Science*, 333–338.

Evans GW, Stecker R (2004) Motivational consequences of environmental stress. *Journal of Environmental Psychology* **24**(2), 143-165.

Faburel G (2001) 'Le bruit des avions. Evaluation du coût social. Entre aéroports et territoires.' (Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées: Paris)

Faburel G (2003) Le bruit des avions, facteur de révélation et de construction des territoires. *L'Espace Géographique* **3**, 205-223.

Faburel G, Gurlot N (2008) Référentiel et guide national pour la définition et la création des zones calmes en ville.

Faburel G, Gueymard S (2008) Vécu environnemental et qualité de vie en région Ile-de-France. Une approche des inégalités environnementales.

Faburel G, Maleyre I (2007) Le bruit des avions comme facteur de dépréciations immobilières, de polarisation sociale et d'inégalités environnementales. Le cas d'Orly.

Développement durable et territoires. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie.*

Faburel G, Maleyre I, Peixoto F (2005a) Nuisances sonores routières et ferroviaires en milieu urbain. Dépréciations immobilières, gêne sonore, consentements à payer et coût social.

Faburel G, Maleyre I, Peixoto F (2005b) Nuisances sonores routières et ferroviaires en milieu urbain. Dépréciations immobilières, gêne sonore, consentements à payer et coût social.

FICAN (2000) Effects of Aircraft Noise on Classroom Learning

Fidell, Silvati L, Pearsons K (1998) Noticeability of a decrease in aircraft noise. *Noise Control Engineering Journal* **46**(2), 49-56.

Fidell S (1988) A theoretical interpretation of the prevalence rate of noise-induced annoyance in residential populations. *The Journal of the Acoustical Society of America* **84**(6), 2109-2113.

Fidell S (1999) Assessment of the effectiveness of aircraft noise regulation. *Noise & Health* **1**(3), 17-26

Fidell S (2003) The Schultz curve 25 years later: a research perspective. *The Journal of the Acoustical Society of America* **114**(6 Pt 1), 3007-3015.

Fidell S, Mestre V, Schomer P, Berry B, Gjestland T, Vallet M, Reid T (2011) A first-principles model for estimating the prevalence of annoyance with aircraft noise exposure. *The Journal of the Acoustical Society of America* **130**(2), 791-806.

Fields JM (1993) Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *The Journal of the Acoustical Society of America* **93**(5), 2753-2763.

Fields JM (2001) "An updated catalog of 521 social surveys of residents' reactions to environmental noise (1943-2000)". *NASA/CR-2001-211257*,.

François J (1979) Nature de la gêne et relation bruit-gêne autour des aéroports. *Revue d'Acoustique* **12**(48), 70-78.

Franssen EAM (2004) Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use. *Occupational and Environmental Medicine* **61**(5), 405-413

Franssen EAM, Kwekkeboom JMI (2003) Effecten van geluid door wegverkeer op de slap: Een systematische review van studies in de woonomgeving. (Effects of road traffic noise on sleep: A systematic review of studies in the residential environment). RIVM, Bilthoven.

Fyhri A, Klæboe R (2006) Direct, indirect influences of income on road traffic noise annoyance. *Journal of Environmental Psychology* **26**(1), 27-37.

Fyhri A, Klæboe R (2009) Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health - a structural equation model exercise. *Environment International* **35**(1), 91-97.

Gattoni F, Tarnopolsky A (1973) Aircraft noise and psychiatric morbidity. *Psychological Medicine* **3**(04), 516-520.

Gidlöf-Gunnarsson A, Öhrström E (2007) Noise and well-being in urban residential environments: The potential role of perceived availability to nearby green areas. *Landscape and Urban Planning* **83**(2–3), 115-126.

Graeber BL, Soufer A, Matthew M, M. BM, S. SR (2006) The Implications of Mental Stress for Cardiovascular Disease In 'Preventive Cardiology: Insights Into the Prevention and Treatment of Cardiovascular Disease.' Ed. JAM Foody) pp. 197-214. (Humana Press; 2nd edition)

Green KB, Pasternack BS, Shore RE (1982) Effects of aircraft noise on reading ability of school-age children. *Archives of environmental health* **37**(1), 24-31.

Griefahn B (2002) Sleep Disturbances Related to Environmental Noise. *Noise & Health* **4**(15), 57-60

Griefahn B, Marks A, Robens S (2006) Noise emitted from road, rail and air traffic and their effects on sleep. *Journal of Sound and Vibration* **295**(1–2), 129-140.

Guski R (1999) Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise and Health* **1**(3), 45-56.

Haines M, Stansfeld S (2003) Ambient neighbourhood noise and children's mental health. *Occupational and Environmental Medicine* **60**(2), 146–146.

Haines MM, Stansfeld SA, Brentnall S, Head J, Berry B, Jiggins M, Hygge S (2001a) The West London Schools Study: the effects of chronic aircraft noise exposure on child health. *Psychological Medicine* **31**(8), 1385–1396.

Haines MM, Stansfeld SA, Head J, Job RFS (2002) Multilevel modelling of aircraft noise on performance tests in schools around Heathrow Airport London. *Journal of Epidemiology and Community Health* **56**(2), 139–144.

Haines MM, Stansfeld SA, Job RFS, Berglund B, Head J (2001b) Chronic aircraft noise exposure, stress responses, mental health and cognitive performance in school children. *Psychological Medicine* **31**(2), 265–277.

Haines MM, Stansfeld SA, Job RFS, Berglund B, Head J (2001c) A follow-up study of effects of chronic aircraft noise exposure on child stress responses and cognition. *International Journal of Epidemiology* **30**(4), 839–845.

Haralabidis AS, Dimakopoulou K, *et al.* (2008a) Acute Effects of Night-Time Noise Exposure on Blood Pressure in Populations Living Near Airports. *European Heart Journal* **29**(5), 658-664.

Haralabidis AS, Dimakopoulou K, *et al.* (2008b) Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *European Heart Journal* **29**(5), 658–664.

Hardoy MC, Carta MG, Marci AR, Carbone F, Cadeddu M, Kovess V, Dell'Osso L, Carpiello B (2005) Exposure to aircraft noise and risk of psychiatric disorders: the Elmas survey. *Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology* **40**(1), 24–26.

Havard S, Reich BJ, 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**(5), 366-374.

Heinonen-Guzejev M (2009) Noise sensitivity – medical, psychological and genetic aspects.

Heinonen-Guzejev M, Vuorinen HS, Mussalo-Rauhamaa H, Heikkilä K, Koskenvuo M, Kaprio J (2005) Genetic component of noise sensitivity. *Twin research and human genetics: the official journal of the International Society for Twin Studies* **8**(3), 245-249

Hoebé CJ, Hajema KJ, Jongmans-Liedekerken AW, Tijssen IM (2001) [No effect of aircraft crash near South Limburg (the Netherlands) on self-perceived health, but an increase in perceived environmental nuisance by the inhabitants]. *Nederlands tijdschrift voor geneeskunde* **145**(28), 1354-1357.

Hui ECM, Chau CK, Pun L, Law MY (2007) Measuring the neighboring and environmental effects on residential property value: Using spatial weighting matrix. *Building and Environment* **42**(6), 2333-2343.

Huss A, Spoerri A, Egger M, Rösli M, others (2010) Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiology* **21**(6), 829.

Hygge S, Boman E, Enmarker I (2003) The effects of road traffic noise and meaningful irrelevant speech on different memory systems. *Scandinavian Journal of Psychology* **44**(1), 13–21.

Hygge S, Evans GW, Bullinger M The Munich airport noise study : cognitive effects on children from before to after the change over airports. In 'Internoise', 1996, Liverpool, UK,

Hygge S, Evans GW, Bullinger M (2002) A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren. *Psychological Science* **13**(5), 469–474.

IAURIF (2003) L'impact socio-économique des aéroports franciliens (Etude réalisée pour ADP).

Inpes (2007) Baromètre santé environnement. Inpes.

INRETS (1986) Rapport sur les nuisances sonores en milieu urbain et périurbain.

INRETS (2001) Evaluation de la gêne due à l'exposition combinée aux bruits routier et ferroviaire.

INRETS (2009) Les nuisances environnementales des transports : résultats d'une enquête nationale.

INSEE (2002) Mesurer la qualité de vie dans les grandes agglomérations. INSEE.

IRGC (2005) White paper on risk governance : towards an integrative approach. IRGC, Genève, Suisse.

IRSN (2010) Baromètre IRSN 2010 - la perception des risques et de la sécurité par les français. IRSN.

Irwin A, Hall DA, Peters A, Plack CJ (2011) Listening to urban soundscapes: Physiological validity of perceptual dimensions. *Psychophysiology* **48**(2), 258-268. [In en]

Ising H, Ising M, others (2002) Chronic cortisol increases in the first half of the night caused by road traffic noise. *Noise and Health* **4**(16), 13.

ISO (2003) Technical specification ISO/DTS 15666 "Acoustics - Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys". ISO.

Jakovljević B, Belojević G, Paunović K, Stojanov V (2006) Road Traffic Noise and Sleep Disturbances in an Urban Population: Cross-sectional Study. *Croatian medical journal* **47**(1), 125-133.

Jarup L, Babisch W, *et al.* (2008) Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environmental Health Perspectives* **116**(3), 329.

Job RFS (1996) The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise. *Environment International* **22**(1), 93-104

Job RFS (1999) Noise sensitivity as a factor influencing human reaction to noise. *Noise and Health* **1**(3), 57-68.

Job S, Hatfield J Factors contributing to reported reaction to combined noise sources. In 'Inter Noise', 27-30 août 2000, Nice,

Kageyama T, Kabuto M, Nitta H, Kurokawa Y, Taira K, Suzuki S, Takemoto T (1997) A population study on risk factors for insomnia among adult Japanese women: a possible effect of road traffic volume. *Sleep* **20**(11), 963-971

Kawada T, Yosiaki S, Yasuo K, Suzuki S (2003) Population study on the prevalence of insomnia and insomnia-related factors among Japanese women. *Sleep Medicine* **4**(6), 563-567

Keefe FB, Johnson LC, Hunter EJ (1971) Eeg and Autonomic Response Pattern During Waking and Sleep Stages. *Psychophysiology* **8**(2), 198-212.

Kim KS, Park SJ, Kweon Y-J (2007) Highway traffic noise effects on land price in an urban area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **12**(4), 275-280.

Klæboe R (2011) Noise and Health: Annoyance and Interference. In 'Encyclopedia of Environmental Health.' pp. 152-163)

Knipschild P (1977a) V. Medical effects of aircraft noise: Community cardiovascular survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **40**(3), 185-190.

- Knipschild P (1977b) VI. Medical effects of aircraft noise: General practice survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **40**(3), 191-196.
- Knipschild P, Oudshoorn N (1977) VII. Medical effects of aircraft noise: Drug survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **40**(3), 197-200.
- Kroesen M, Molin EJE, van Wee B (2010) Policy, personal dispositions and the evaluation of aircraft noise *Journal of Environmental Psychology* **31**(2), 147-157.
- Kroesen M, Schreckenberg D (2011) A measurement model for general noise reaction in response to aircraft noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* **129**(1), 200-210.
- Kruize H (2007) On environmental equity – exploring the distribution of environmental quality among socio-economic categories in the Netherlands. Copernic institute, Utrecht, Pays Bas.
- Kryter KD (1982) Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **72**(4), 1222-1242.
- Kryter KD (2009) Acoustical model and theory for predicting effects of environmental noise on people. *The Journal of the Acoustical Society of America* **125**(6), 3707-3721.
- Kuwano S, Namba S, Hashimoto T, Berglund B, Rui ZD, Schick A, Hoege H, Florentine M (1991) Emotional expression of noise: A cross-cultural study. *Journal of Sound and Vibration* **151**(3), 421-428.
- Lainey E, Nerome S, Enjalbert JP, al. e (2004) INSOMNIA Impact des Nuisances SONORES (Maladies et Insomnie) à proximité des Aéroports. Hôpital Européen Georges Pompidou (CEMKA-EVAL).
- Lazarus RS (1993) Coping theory and research: Past, present, and future. . *Psychosomatic Medicine*.
- Léger D, Giordanella JP (2005) Quelques données épidémiologiques sur le sommeil de la population française. In 'Sommeil : un enjeu de santé publique.' pp. 10-15. (Alpen Editions: Monaco)
- Lelong J Vehicle noise emission: evaluation of tyre/road and motor-noise contribution. In 'Internoise 99 ', 1999, Florida, USA, 6-8 December 1999,
- Lercher P, Brink M, Rudisser J, Van Renterghem T, Botteldooren D, Baulac M, Baulac J (2010) The effects of railway noise on sleep medication intake: Results from the ALPNAP-study. *Noise and Health* **12**(47), 110-119.
- Li HN, Chau CK, Tang SK (2010) Can surrounding greenery reduce noise annoyance at home? *The Science of the total environment* **408**(20), 4376-4384.
- Mace BL, Bell PA, Loomis RJ (2004) Visibility and Natural Quiet in National Parks and Wilderness Areas Psychological Considerations. *Environment and Behavior* **36**(1), 5-31.

Maloir C, Tillema T, Arts J Living near roads: exploring the trade-off between accessibility and environmental effects. In '24th AESOP Annual Conference', 2010, Helsinki,

Maris E, Stallen PJ, Vermunt R, Steensma H (2007a) Evaluating noise in social context: the effect of procedural unfairness on noise annoyance judgments. *The Journal of the Acoustical Society of America* **122**(6), 3483-3494.

Maris E, Stallen PJ, Vermunt R, Steensma H (2007b) Noise within the social context: Annoyance reduction through fair procedures. *The Journal of the Acoustical Society of America* **121**(4), 2000-2010.

Martín MA, Tarrero A, González J, Machimbarrena M (2006) Exposure–effect relationships between road traffic noise annoyance and noise cost valuations in Valladolid, Spain. *Applied Acoustics* **67**(10), 945-958.

Matsui T, Stansfeld S, Haines M, Head J (2004) Children's cognition and aircraft noise exposure at home--the West London Schools Study. *Noise & Health* **7**(25), 49-58.

Matsui T, Uehara T, Miyakita T, Hiramatsu K, Osada Y, Yamamoto T (2004) The Okinawa study: effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *Journal of Sound and Vibration* **277**(3), 469–470.

McMillen DP (2004) Airport expansions and property values: the case of Chicago O'Hare Airport. *Journal of Urban Economics* **55**(3), 627-640.

Miedema HM, Oudshoorn CG (2001) Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives* **109**(4), 409-416.

Miedema HM, Vos H (1998) Exposure-response relationships for transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* **104**(6), 3432-3445.

Miedema HME (2007) Annoyance Caused by Environmental Noise: Elements for Evidence-Based Noise Policies. *Journal of Social Issues* **63**(1), 41–57.

Miedema HME, Passchier-Vermeer W, Vos H (2003) Elements for a position paper on night-time trans-portionation noise and sleep disturbance.

Miedema HME, Vos H (1999) Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* **105**(6), 3336-3344.

Mission Roissy (1999) Etude d'ensemble du devenir des vieux pays soumis aux nuisances de l'aéroport CDG, Propositions d'intervention, Sud-est du Val-d'Oise.

Morrell S, Taylor R, Carter N, Job S, Peplow P Cross-sectional relationship between blood pressure of school children and aircraft noise. In '7th International Congress on Noise as a Public Health Problem', 1998, Sydney, Australia,

Morrell S, Taylor R, Lyle D (1997) A review of health effects of aircraft noise. *Australian and New Zealand Journal of Public Health* **21**(2), 221–236.

Moshammer H, Hutter H-P, Schmidt L (2005) Psychological and Social Aspects of « Transport and Health ». In 'Environmental Health Impacts of Transport and Mobility.' (Eds P Nicolopoulou-Stamati, L Hens et CV Howard) pp. 39-52. (Kluwer Academic Publishers)

Muzet A (2002) Noise and Health. *Noise and Health* **4**(15), 61-64.

Muzet A (2007) Environmental noise, sleep and health. *Sleep Medicine Reviews* **11**(2), 135-142.

Muzet A, Ehrhart J (1978) Amplitude des modifications cardiovasculaires provoquées par le bruit au cours du sommeil. *Coeur et médecine interne* **17**.

Muzet A, Ehrhart J (1980) Habituation of heart rate and finger pulse responses to noise during sleep. In 'Noise as a Public Health Problem. Vol. ASHA report n°10.' Ed. TJe al.) pp. 401-404: Rockville, Maryland)

Muzet A, Ehrhart J, Eschenlauer R (1981) Habituation and age differences of cardiovascular responses to noise during sleep. In 'Sleep 1980.' Ed. K WP) pp. 212-215: Karger, Basel)

Naitoh P, Muzet A, Lienhard J (1975) Effects of noise and elevated temperature on sleep cycle, 2nd International Congress of Sleep Research. In 'Sleep Research. Vol. 4.' Edimburgh)

Navrud S (2002) The State-of-the-Art on Economic Valuation of Noise. Agricultural University of Norway.

Nelson JP (2004) Meta-Analysis of Airport Noise and Hedonic Property Values: Problems and Prospects. *SSRN eLibrary*.

Nelson JP (2008) Hedonic Property Value Studies of Transportation Noise: Aircraft and Road Traffic. In ' ' pp. 57-82)

Netherlands HCoT (2004) The ~~fluence~~ influence of night time noise on sleep and health. Health Council of The Netherlands, Den Haag.

Nijland H, Hartemink S, van Kamp I, van Wee B (2007) The influence of sensitivity for road traffic noise on residential location: Does it trigger a process of spatial selection? *Noise & Vibration Worldwide* **40**(3), 17-26.

Nijland HA, Van Kempen EEMM, Van Wee GP, Jabben J (2003) Costs and benefits of noise abatement measures. *Transport Policy* **10**(2), 131-140.

Nilsson ME, Berglund B (2001) Effects of noise from combinations of traffic sources. *Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute* **6**(1).

OFEFP (2005) Lutte contre le bruit. In 'Revue Environnement. Vol. 2'. Suisse)

Ohrstrom (2002) Noise and Health. *Noise and Health* **4**(15), 65-67.

Öhrström E (1993) Research on noise since 1988: present state. In 'Noise and Man. Vol. 3.' Ed. V M) pp. 331-338. (INRETS: Nice)

Öhrström E (2004) Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise: effects on sleep assessed by general questionnaires and 3-day sleep logs. *Journal of Sound and Vibration* **276**(3–5), 713-727

Öhrström E, Björkman M (1983) Sleep disturbance before and after traffic noise attenuation in an apartment building. *Acoustical Society of America Journal* **73**, 877-879.

Öhrström E, Hadzibajramovic E, Holmes M, Svensson H (2006) Effects of road traffic noise on sleep: Studies on children and adults. *Journal of Environmental Psychology* **26**(2), 116-126.

OMS-UNICE (2004) Transport-related Health Effects with a Particular Focus on Children Report 2 : Noise. National Institute of Public Health and Environnement, Netherlands.

OMS (1980) Le bruit, critère d'hygiène de l'environnement. OMS, No. n°12, Genève, Switzerland.

OMS WHO - The Ottawa Charter for Health Promotion In 'WHO - The Ottawa Charter for Health Promotion ', 1986, Ottawa

OMS (2004) LARES final report : Noise effects and morbidity. OMS, Berlin.

OMS (2009) Night noise guidelines for Europe. OMS, Copenhagen, Denmark.

OMS (2011) Burden of disease from environmental noise. OMS, Copenhagen, Denmark.

Oswald I, Taylor AM, Treisman M (1960) Discriminative responses to stimulation during human sleep. *Brain: A Journal of Neurology* **83**, 440-453.

Ouis D (1999) Exposure to Nocturnal Road Traffic Noise: Sleep Disturbance and its After Effects. *Noise & Health* **1**(4), 11-36.

Padgett DA, Glaser R (2003) How stress influences the immune response. *Trends in Immunology* **24**(8), 444-448.

Palmer KT (2002) Occupational exposure to noise and the attributable burden of hearing difficulties in Great Britain. *Occupational and Environmental Medicine* **59**(9), 634-639.

Passchier-Vermeer W, Passchier WF (2000) Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives* **108**(Suppl 1), 123-131.

Pellow DN, Weinberg A, Schnaiberg A (2001) The Environmental Justice Movement: Equitable Allocation of the Costs and Benefits of Environmental Management Outcomes. *Social Justice Research* **14**(4), 423-439.

Peretti-Watel P (2000) L'inscription du sentiment d'insécurité dans le tissu urbain. INHESJ.

Peretti-Watel P (2002) Des inquiétudes (dis) qualifiées? Les craintes des français à l'égard des risques alimentaires. *Schweizerische Zeitschrift für Soziologie* **28**(3).

Peretti-Watel P, Constance J, Seror V, Beck F (2009) Cigarettes and social differentiation in France: is tobacco use increasingly concentrated among the poor? *Addiction* **104**(10), 1718–1728.

Peretti-Watel P, Hammer B (2007) Baromètre Environnement 2006. Groupe de Recherche Technologie Economie et Société (GRETS), EDF.

Pope JC (2008) Buyer Information and the Hedonic: The Impact of a Seller Disclosure on the Implicit Price for Airport Noise. *SSRN eLibrary*.

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

Robin M, Matheau-Police A, Couty C (2009) Perception de la gêne environnementale en fonction de différents types d'unités urbaines françaises. *European review of applied psychology* **59**(2), 101-112.

Rosenlund M, Berglind N, Pershagen G, Järup L, Bluhm G (2001) Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occupational and Environmental Medicine* **58**(12), 769–773.

Sanz SA, García AM, García A (1993) Road traffic noise around schools: a risk for pupil's performance? *International Archives of Occupational and Environmental Health* **65**(3), 205–207.

Sapolsky RM (2000) Glucocorticoids and hippocampal atrophy in neuropsychiatric disorders. *Archives of general psychiatry* **57**(10), 925-935. [In eng]

Schipper Y, Nijkamp P, Rietveld P (1998) Why do aircraft noise value estimates differ? A meta-analysis. *Journal of Air Transport Management* **4**(2), 117-124.

Schreckenberg D, Griefahn B, Meis M (2010) The associations between noise sensitivity, reported physical and mental health, perceived environmental quality, and noise annoyance. *Noise and Health* **12**(46), 7-16.

Schreckenberg D, Meis M, Kahl C, Peschel C, Eikmann T (2010) Aircraft Noise and Quality of Life around Frankfurt Airport. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **7**(9), 3382-3405.

Schultz TJ (1978) Synthesis of social surveys on noise annoyance. *The Journal of the Acoustical Society of America* **64**(2), 377-405.

Schweitzer L, Valenzuela A (2004) Environmental Injustice and Transportation: The Claims and the Evidence. *Journal of Planning Literature* **18**(4), 383-398.

Selander J, Bluhm G, et al. (2009) Saliva cortisol and exposure to aircraft noise in six European countries. *Environmental Health Perspectives* **117**(11), 1713.

Selander J, Nilsson ME, Bluhm G, Rosenlund M, Lindqvist M, Nise G, Pershagen G (2009) Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology* **20**(2), 272.

Selye H (1936) A syndrome produced by diverse nocuous agents. *Nature* **138**, 32-32.

Setra (2009a) Prévision du bruit routier : Tome 1, Calcul des émissions sonores dues au trafic.

Setra (2009b) 'Prévision du bruit routier : Tome 2, Méthode de calcul de propagation du bruit incluant les effets météorologiques.' (La Documentation Française)

Shepherd D, Welch D, Dirks KN, Mathews R (2010) Exploring the Relationship between Noise Sensitivity, Annoyance and Health-Related Quality of Life in a Sample of Adults Exposed to Environmental Noise. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **7**(10), 3579-3594.

Shepherd M (1975) Pollution, noise and mental health. *The Lancet* **305**(7902), 322-324.

Slovic PE (2000) 'The perception of risk.' (Earthscan Publications)

Smith A (2003) The concept of noise sensitivity : Implications for noise control. *Noise and Health* **5**(18), 57-59.

Sobotta RR, Campbell HE, Owens BJ (2007) Aviation noise and environmental justice: the barrio barrier. *Journal of Regional Science* **47**(1), 125–154.

Sofres (2010) Les Français et les nuisances sonores. Sofres.

Sørensen M, Hvidberg M, J. AZ, Nordsborg RB, Lillelund KG, Jakobsen J, Tj nneland A, Overvad K, Raaschou-Nielsen O (2011) Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study. *European Heart Journal* **32**, 737-744.

Souza LCLd, Giunta MB (2011) Urban indices as environmental noise indicators. *Computers, Environment and Urban Systems* **35**(5), 421-430.

Spiegel K, Knutson K, Leproult R, Tasali E, Van Cauter E (2005) Sleep loss : a novel risk factor for insulin resistance and Type 2 diabetes. *Journal of applied physiology* **99**(5), 2008-2019

Stallen P (1999) A theoretical framework for environmental noise annoyance. *Noise and Health* **1**(3), 69-80.

Stansfeld S, Clark C (2011) Mental Health Effects of Noise. In 'Encyclopedia of Environmental Health.' pp. 683-689. (Elsevier Science)

Stansfeld S, Gallacher J, Babisch W, Shipley M (1996) Road traffic noise and psychiatric disorder: prospective findings from the Caerphilly Study. *Bmj* **313**(7052), 266–267.

Stansfeld S, Haines M, Berry B, Burr M (2009) Reduction of road traffic noise and mental health: An intervention study. *Noise and Health* **11**(44), 169-175.

Stansfeld SA (1992) Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychophysiological studies. *Psychological medicine. Monograph supplement* **22**, 1-44.

Stansfeld SA, Berglund B, *et al.* (2005) Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *The Lancet* **365**(9475), 1942–1949.

Stansfeld SA, Haines MM, Burr M, Berry B, Lercher P (2000) A Review of Environmental Noise and Mental Health. *Noise & Health* **2**(8), 1-8.

Staples SL (1997) Public policy and environmental noise: modeling exposure or understanding effects. *American Journal of Public Health* **87**(12), 2063-2067.

Tarnopolsky A, Watkins G, Hand DJ (1980) Aircraft noise and mental health: I. Prevalence of individual symptoms. *Psychological Medicine* **10**(04), 683-698.

Taylor SM (1984) A path model of aircraft noise annoyance. *Journal of Sound and Vibration* **96**(2), 243-260.

Thiessen GJ (1988) Effect of traffic noise on the cyclical nature of sleep. *The Journal of the Acoustical Society of America* **84**(5), 1741-1743.

Ursin H, Eriksen HR (2004) The cognitive activation theory of stress. *Psychoneuroendocrinology* **29**(5), 567-592.

Vallet M, Cohen JM (2000) Étude épidémiologique des troubles anxio-dépressifs autour des aéroports. INRETS.

Vallet M, Gagneux JM, Clairet JM, Laurens JF, Letisserand D (1983) Heart rate reactivity to aircraft noise after a long term exposure. In 'Noise as a public health problem.' Ed. R G) pp. 965-971. (Centro Ricerche E Studi Amplifon: Milano)

Van Cauter E, Plat L, Leproult R, Copinschi G (1998) Alterations of Circadian Rhythmicity and Sleep in Aging: Endocrine Consequences. *Hormone Research* **49**(3-4), 147-152.

Van Cauter E, Spiegel K, Tasali E, Leproult R (2008) Metabolic consequences of sleep and sleep loss. *Sleep Medicine* **9**, **Supplement 1**(0), S23-S28.

Van Dongen H, Maislin G, Mullington J, Dinges D (2003) The cumulative cost of additional wakefulness: dose-response effects on neurobehavioral functions and sleep physiology from chronic sleep restriction and total sleep deprivation. *Sleep* **26**(2), 117-126.

Van Gerven PWM, Vos H, Van Boxtel MPJ, Janssen SA, Miedema HME (2009) Annoyance from environmental noise across the lifespan. *The Journal of the Acoustical Society of America* **126**(1), 187-194.

Van Kamp I, Houthuijs D, van Wiechen C, Breugelmans O Environmental noise and mental health: evidence from the Schiphol monitoring program. In 'Internoise 2007', 2007, Istanbul, Turkey.,

Van Kempen E, Van Kamp I, Fischer P, Davies H, Houthuijs D, Stellato R, Clark C, Stansfeld S (2006) Noise exposure and children's blood pressure and heart rate: the RANCH project. *Occupational and Environmental Medicine* **63**(9), 632–639.

Westman JC, Walters JR (1981) Noise and stress: a comprehensive approach. *Environmental Health Perspectives* **41**, 291-309.

Wilkinson RT, Campbell KB (1984) Effects of traffic noise on quality of sleep: Assessment by EEG, subjective report, or performance the next day. *The Journal of the Acoustical Society of America* **75**(2), 468-475.

Wirth K, Brink M, Schierz C Aircraft noise annoyance around the airport Zurich-Kloten. In '8th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)', 2003, Schiedam, the Netherlands. (Ed. ICoNaaPHP (ICBEN)), pp. 351-353

Zimmer K, Ellermeier W (1999) Psychometric properties of four measures of noise sensitivity: a comparison. *Journal of Environmental Psychology* **19**(3), 295-302.

10.2 Normes

ISO 362 (ISO, 2009) : « Mesurage du bruit émis par les véhicules routiers en accélération - Méthode d'expertise - Partie 1 : catégories M et N » (2007 – révisée en 2009) et « Mesurage du bruit émis par les véhicules routiers en accélération - Méthode d'expertise - Partie 2 : catégorie L ».

ISO 389 (ISO, 2009) : « Acoustique - Zéro de référence pour l'étalonnage d'équipements audiométriques ».

ISO 20906 (ISO, 2009) : « Acoustique - Surveillance automatique du bruit des aéronefs au voisinage des aéroports »

ISO R 1996 (ISO, 1971) : « Acoustique - Caractérisation et mesurage du bruit de l'environnement »

NF 530-105 (AFNOR).

NF S 30-007 (AFNOR, 1986) : « Acoustique - Zéro normal de référence pour l'étalonnage des audiomètres tonals en conduction aérienne »

NF S 30-101 (AFNOR, 1973) : « Vocabulaire de l'Acoustique – Définitions générales »

NF S 30-010 (AFNOR, 1996) : « Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement »

NF S 31-047 (AFNOR, 1975) : « Evaluation des distances d'intelligibilité de la parole dans une ambiance bruyante »

NF S 31-085 (AFNOR, 2002) : « Mesurage du bruit dû au trafic routier en vue de sa caractérisation »

NF S 31-088 (AFNOR, 1996) « Acoustique – Mesurage du bruit dû au trafic ferroviaire en vue de sa caractérisation ».

NF S 31-109 (AFNOR, 1991) « Sonomètres intégrateurs -moyenneurs ».

NF S 31-110 (AFNOR, 2005) : « Caractérisation et mesurage des bruits de l'environnement ».

NF S 31-190 (AFNOR, 2008) : « Caractérisation du bruit d'aéronefs perçus dans l'environnement ».

NF EN 61672-1 (AFNOR, 2003): « Electroacoustique. Sonomètres. Partie 1 : spécifications ».

NF EN 61012 (AFNOR, 1998): « Filters for the measurement of audible sound in the presence of ultrasound »

NF EN ISO 61260 (AFNOR, 2003) : « Electroacoustique. - Filtres de bande d'octave et de bande d'une fraction d'octave ».

NF X 50-110 (AFNOR, 2003) « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise ».

10.3 Législation et réglementation

Loi de finances rectificative pour 2003 n°2003-1312 du 30/12/2003

Directive 2002/49/EC du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit ambiant.
JO des Communautés.

ANNEXES

Annexe 1 : Saisine « Elaboration de valeurs de référence dans le domaine des risques liés au bruit des transports terrestres et des activités »



Ministère de l'Ecologie, de l'Energie,
du Développement durable et de la Mer

Direction générale de la prévention des risques

Service de la prévention des nuisances et de la qualité
de l'environnement

Ministère de la Santé et des Sports

Direction générale de la santé

Sous direction de la prévention des risques liés
à l'environnement et à l'alimentation

Paris, le 05 NOV. 2009

Le Directeur général de la prévention
des risques

Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Directeur général de
l'Agence française de sécurité
sanitaire de l'environnement et du
travail

Objet : Elaboration de valeurs de référence dans le domaine des risques liés au bruit des transports terrestres et des activités.

L'action 13 du deuxième plan national santé environnement comporte un engagement de prise en compte des impacts sur la santé des infrastructures et systèmes de transport dans les processus d'évaluation et de décision.

A cet effet, l'Organisation Mondiale de la Santé recommande dans son opuscule « bruit et santé », publié en 2000, un certain nombre d'indicateurs et de valeurs associées en vue de la protection de la santé de l'Homme dans diverses situations d'exposition au bruit.

Or, en France, la réglementation s'appliquant aux infrastructures routières et ferroviaires et aux installations classées fait actuellement appel uniquement à des descripteurs acoustiques énergétiques moyennant le bruit sur des périodes de longue durée. Votre rapport « Impacts sanitaires du bruit – Etat des lieux – Indicateurs bruit-santé » de novembre 2004 indique que le descripteur acoustique énergétique « est insuffisant pour rendre compte des perturbations biologiques subies du fait d'événements bruyants ponctuels au cours de la nuit ». Il en est ainsi de la perturbation du sommeil pour laquelle un indicateur événementiel semblerait mieux adapté. Cette approche est également évoquée dans les travaux de l'OMS, qui préconise l'utilisation du LA_{max} et SEL.

Des précisions doivent être apportées dans la définition de ces indicateurs complémentaires. De plus, un certain nombre de critères doivent être précisés pour les rendre opérationnels. Il s'agit notamment du nombre d'événements à prendre en compte, de leur durée, et du niveau intrinsèque à prendre comme référence pour une utilisation en tant que valeur limite au-delà de laquelle le risque pour la santé serait plausible ou existerait.

N° A E -



Dans ce contexte, nous vous demandons :

- de conduire une revue des connaissances disponibles en matière d'indicateurs des effets sanitaires des bruits des transports et des autres activités pour lesquels une étude sanitaire est réalisée ;
- de proposer, sur le fondement de cette revue de connaissances et pour le contexte français, un ou des indicateurs de référence, et des valeurs de référence associées déterminant les niveaux en deçà desquels des effets sanitaires mesurables sont écartés. Ces indicateurs seront adaptés au bruit des transports terrestres, aux bruits des activités et aux bruits impulsionnels, et intégreront le souci de la prise en compte des brèves apparitions du bruit ;
- de proposer des valeurs de gestion pour ces indicateurs, notamment en vue d'une utilisation dans le volet bruit des études d'impact sanitaire des projets routiers et industriels. Ces valeurs de gestion, tout en s'appuyant sur les valeurs d'effets sanitaires de référence, prendront en compte des éléments de contexte complémentaires, comme par exemple :
 - o le fond de pollution sonore préexistant à l'installation étudiée ;
 - o les notions d'acceptation ;
 - o les niveaux de bruit habituellement rencontrés ;
 - o les gains en termes de santé du passage en deçà des seuils proposés

**Le Directeur général
de la prévention des risques**

**Le Directeur général
de la santé**

Le Directeur Général de la Santé,

Pr Didier HOUSSIN

Copie : DGT

Annexe 2 : Analyse des déclarations publiques d'intérêt (DPI) des experts

Cette partie présente les liens déclarés par les experts dans le cadre de leur déclaration publique d'intérêt et précise d'une part comment ces liens ont été analysés par rapport au domaine sur lequel porte la saisine et d'autre part la manière dont ils ont été gérés, eu égard à un risque potentiel de conflit d'intérêts.

Les déclarations publiques d'intérêts sont mises à jour par les experts à chaque changement de situation.

Au cours des expertises, les liens d'intérêts sont réexaminés au vu de l'ordre du jour au début de chaque réunion.

RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DECLARATION PUBLIQUE D'INTERETS

IF	Intérêts financiers dans le capital d'une entreprise
IP-A	Interventions ponctuelles : autres
IP-AC	Interventions ponctuelles : activités de conseil
IP-CC	Interventions ponctuelles : conférences, colloques, actions de formation
IP-RE	Interventions ponctuelles : rapports d'expertise
IP-SC	Interventions ponctuelles : travaux scientifiques, essais, <i>etc.</i>
LD	Liens durables ou permanents
PF	Participation financière dans le capital d'une entreprise
SR	Autres liens sans rémunération (relatifs à un parent)
SR-A	Autres liens sans rémunération
VB	Activités donnant lieu à un versement au budget d'un organisme

**SYNTHESE DES DECLARATIONS PUBLIQUES D'INTERETS DES MEMBRES DU CES PAR RAPPORT AU
CHAMP DE LA SAISINE**

NOM	Prénom <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :		

BEHAR	Francine Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	24/01/2012
BERTHO	Jean-Marc Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	24/02/2011
CESARINI	Jean-Pierre Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	03/11/2011
COUTURIER	Frédéric Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	12/01/2011
DORE	Jean-François Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	12/01/2011
DUCIMETIERRE	Pierre Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	02/03/2011
EL KHATIB	Aïcha Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	24/08/2011
FELTIN	Nicolas Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	01/03/2011
FLAHAUT	Emmanuel Aucun lien déclaré Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	10/01/2012

GAFFET Eric	27/11/2012
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
HOURS Martine	01/03/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
LAFAYE Murielle	24/012/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
LEPOUTRE Philippe	27/05/2010
LD	
ACNUSA : salarié	
IP-CC	
ENAC (Ecole Nationale de l'Aviation Civile) : Aéroport et environnement (01/03/2005 et 07/03/2006)	
Université du Maine : interventions au master professionnel : Acoustique des transports (vacations)	
ENAC : gestion de trafic et nuisances sonores (27/11/2003, 05/06/2003, 25/11/2004, 009/06/2005, 24/11/2005, 14/02/2006, 08/06/2007 et 07/06/2008)	
ENPC : Table ronde Environnement (21/05/2003, 10/05/2006 et 06/06/2007))	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
MARTINSONS Christophe	03/11/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
MOUNEYRAC Catherine	13/01/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
MUZET Alain	16/03/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
SICARD Yves	27/01/2012
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
SOYEZ Alain	11/01/2012
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	

TOPILLA Esko	24/11/2010
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	
YARDIN Catherine	22/12/2011
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de conflit d'intérêt</i>	

SYNTHESE DES DECLARATIONS PUBLIQUES D'INTERETS DES MEMBRES DU GT PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<i>en cas de lien déclaré</i>	

BERENGIER Michel	20/05/2010
<i>IP-AC</i> AFNOR : expert du GT normalisation des caractéristiques d'absorptions acoustiques des revêtements de chaussée. Pas de rémunération personnelle.	
<i>IP-CC</i> INRS : Groupe de suivi « Ingénierie et équipement de travail » (depuis 2004). Pas de rémunération personnelle.	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
COIGNARD Florence	15/11/2010
<i>LD</i> InVS : salariée (depuis 2004)	
<i>IP-SC</i> Afsset, Inserm : contribution à l'expertise collective « Cancer et environnement » (2008). Pas de rémunération personnelle.	
<i>IP-AC</i> Haut Conseil des Biotechnologies : membre du comité scientifique (2009). Pas de rémunération personnelle.	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	

EVARD	Anne-Sophie	17/05/2010
	Aucun lien déclaré	
Analyse Anses :	<i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
FABUREL	Guillaume	31/05/2010
	LD	
	SAS AmEniTé(s) : directeur associé d'un bureau de recherche dont les clients sont à ce jour institutionnels, (depuis 2009). Pas de rémunération personnelle.	
	IP-SC	
	ADP (Aéroports de Paris) : rapport de recherche (2005 à 2007). Pas de rémunération personnelle.	
	IP-RE	
	ATN : rapport d'expertise sur les indicateurs environnementaux des transports (2006). Pas de rémunération personnelle.	
	IP-CC	
	Groupe Brémond Immobilier : intervention rémunérée aux journées annuelles sur les Paysages et le sensible (2006)	
Analyse Anses :	<i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
GOURIER-FRERY	Claire	18/05/2010
	Démission le 22 octobre 2010	
	Aucun lien déclaré	
Analyse Anses :	<i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
LELONG	Joël	26/05/2010
	Aucun lien déclaré	
Analyse Anses :	<i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
LEPOUTRE	Philippe	27/05/2010
	LD	
	ACNUSA : salarié	
	IP-CC	
	ENAC (Ecole Nationale de l'Aviation Civile) : Aéroport et environnement (01/03/2005 et 07/03/2006)	
	Université du Maine : interventions au master professionnel : Acoustique des transports (vacations)	
	ENAC : gestion de trafic et nuisances sonores (27/11/2003, 05/06/2003, 25/11/2004, 009/06/2005, 24/11/2005, 14/02/2006, 08/06/2007 et 07/06/2008)	
	ENPC : Table ronde Environnement (21/05/2003, 10/05/2006 et 06/06/2007)	
Analyse Anses :	<i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	

MIETLICKI Fanny	26/05/2010
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
MUZET Alain	06/05/2010
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
NOLLI Mara	29/05/2010
IP-AC	
Formez (centre national de formation - Italie) : experte (2007-2008). Pas de rémunération personnelle.	
IP-CC	
UNI (organisme national italien de normalisation) : contribution à la rédaction d'une norme italienne (2008). Pas de rémunération personnelle.	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
PERETTI-WATEL Patrick	26/05/2010
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	
TINGUELY Gilberte	06/05/2010
Aucun lien déclaré	
Analyse Anses : <i>Pas de risque de conflit d'intérêt</i>	

Annexe 3 : Les pondérations fréquentielles

Pour tenir compte des différences de sensation (variation de sensibilité de l'oreille humaine) provoquées par des sons de fréquence et d'intensité différentes, il est usuel d'apporter une pondération fréquentielle. Plusieurs pondérations fréquentielles ont été proposées, suivant les domaines d'étude et suivant certains critères d'utilisation. Le lecteur pourra se reporter aux normes NF EN 61672-1 et NF EN 61012.

- La pondération Z (Zéro) correspond à une pondération nulle sur l'ensemble du spectre audible. Cette terminologie a été introduite de manière à ce que l'ensemble des fabricants de matériel de mesure acoustique utilise les mêmes caractéristiques de filtrage fréquentiel (au niveau des fréquences de coupure des filtres notamment).
- La pondération A est de loin la plus utilisée pour caractériser les bruits de l'environnement (transport routier, transport ferroviaire, transport aérien, bruit industriel, etc.), puisqu'on considère usuellement qu'elle fournit une bonne corrélation avec la perception des nuisances sonores (cette affirmation est toutefois discutable). En principe, seuls les sons de faible intensité (en dessous de 55 dB) sont pondérés A, puisque la pondération A est basée sur la courbe de 40 phones⁴⁵. Aujourd'hui cette pondération est toutefois appliquée indépendamment de l'intensité des sons.
- Si aucun filtrage fréquentiel n'est appliqué pour les composantes fréquentielles au dessus de 20 kHz (filtrage passe-bas), les niveaux sonores mesurés contiennent nécessairement des composantes ultrasonores. Si un filtrage spécifique est réalisé, conformément à la norme NF EN 61012, les niveaux sonores sont dits pondérés U. Si le filtrage est appliqué sur des niveaux sonores déjà pondérés A, les niveaux sonores sont dits pondérés AU ;
- On trouve également la pondération B, appliquée normalement pour les sons de moyenne intensité ([55-85] dB) et basée sur la courbe de 70 phones. En pratique, cette pondération est rarement utilisée. Elle n'apparaît d'ailleurs plus dans la dernière version de la norme NF EN 61672-1 ;
- La pondération C est normalement utilisée pour les sons les plus forts (au dessus de 85 dB, la pondération C étant basée sur la courbe de 100 phones). En pratique cette pondération est retenue pour l'évaluation des pics de bruit dans certaines législations (par exemple dans la Directive 2003/10/CE concernant la protection des travailleurs) ;
- La pondération D a été introduite initialement pour le bruit des avions militaires, mais n'est pratiquement plus utilisée. Cette pondération est basée sur la courbe d'égale sensation de gêne, plus précisément la courbe de 250 noys, le noys étant l'unité de bruyance (grandeur associée à un son permettant de chiffrer la manière dont ce son est accepté ou toléré par un auditeur).

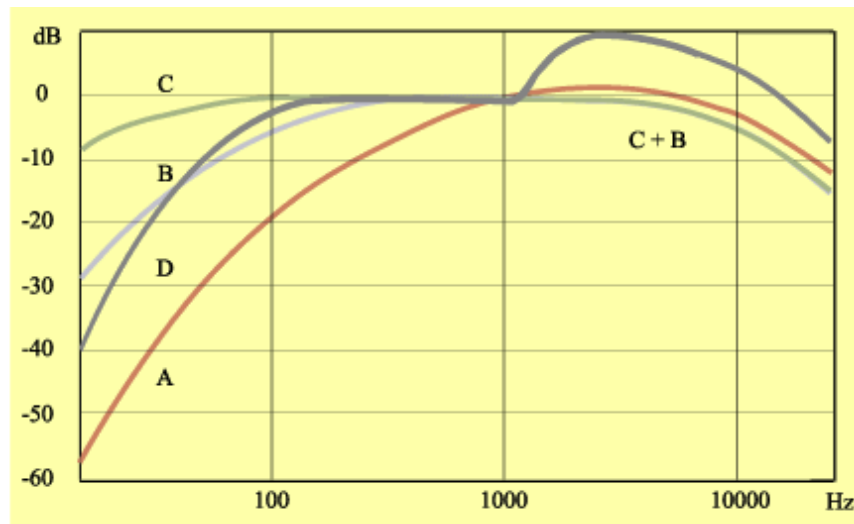
En pratique, cette pondération fréquentielle, notée ΔL en dB, agit comme une correction sur le niveau sonore L .

Le niveau sonore pondéré, noté L_x (X désignant la pondération), est alors donné par :

$$L_x = \Delta L_x + L$$

La Figure 27 représente les courbes de pondération A, B, C et D.

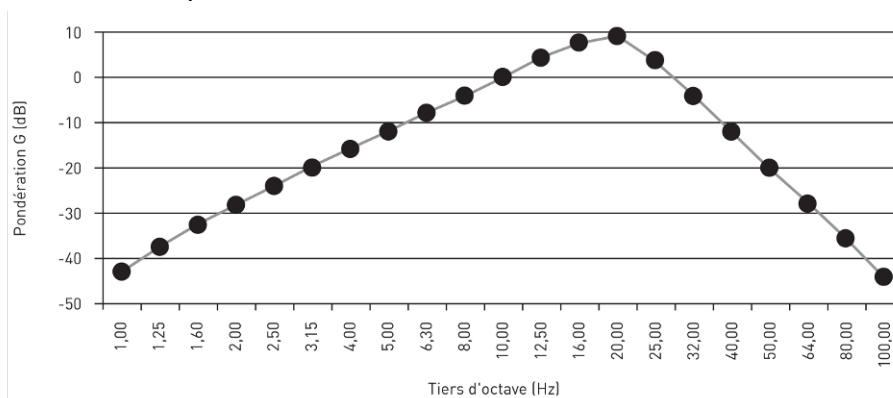
⁴⁵ Le phone caractérise le niveau de perception équivalente de l'isotonie (intensité) d'un son. 1 phone équivaut à 1 dB à la fréquence de 1 kHz.



Source : <http://www.inrp.fr>

Figure 27 : Courbes de pondération A, B, C et D

- La pondération G est essentiellement utilisée pour la mesure des basses fréquences et des infrasons, sous-estimés par la pondération A. La Figure 28 représente la courbe de pondération G pour les tiers d'octave de 1 à 100 Hz.



Source : d'après [INRS, 2006]

Figure 28 : Courbe de pondération G

Ainsi, on définit le niveau sonore pondéré A, noté LA, dont l'unité est le dBA ou dBA. De la même façon, on aurait des niveaux sonores pondérés B, C, D, et G respectivement en dB(B) (ou dBB), dB(C) (ou dBC), dB(D) (ou dBD) et dB(G) (ou dBG).

D'un point de vue de la mesure, les pondérations peuvent être également appliquées directement par filtrage analogique ou numérique sur les signaux mesurés, en l'occurrence la pression acoustique. Ainsi, par exemple, la pression acoustique pondérée A sera notée pA pour mettre en évidence l'existence d'une pondération.

De toutes les pondérations présentées ci-dessus, les pondérations fréquentielles A et C, dans une moindre mesure, sont les plus utilisées en acoustique de l'environnement.

Annexe 4 : Les pondérations temporelles

En complément des pondérations fréquentielles (voir Annexe 3), les appareils de mesure, comme les sonomètres, proposent des pondérations temporelles. Quatre types de pondération sont définis, en fonction de la constante de temps τ d'intégration (seules les deux premières pondérations suivantes sont désormais définies dans la norme NF EN 61672-1) :

- la pondération **S** (pour slow, lente) qui moyenne les sons sur une durée $\tau = 1$ s, utilisée largement dans la mesure du bruit dans l'environnement ;
- la pondération **F** (pour fast, rapide) qui réalise un moyennage sur un temps plus court, à savoir $\tau = 125$ ms ;
- la pondération **I** (pour impulse, impulsionnelle) qui moyenne les sons sur les $\tau = 35$ ms de la partie montante du signal, et sur les $\tau = 1,5$ s à partie descendante. Cette pondération était principalement utilisée pour caractériser les impulsions sonores, mais est quasiment abandonnée faute de corrélation suffisante avec le caractère impulsif du bruit ;
- la pondération **P** (pour peak ou hold, pic) caractérisant les impulsions plus courtes (inférieures à 100 ms) et très intense. En réalité, il ne s'agit pas d'une pondération mais du maintien du niveau sonore du pic en question au niveau de l'affichage des appareils de mesure.

En pratique, la pondération temporelle consiste à calculer la pression efficace en considérant la constante d'intégration τ comme temps d'observation T_o :

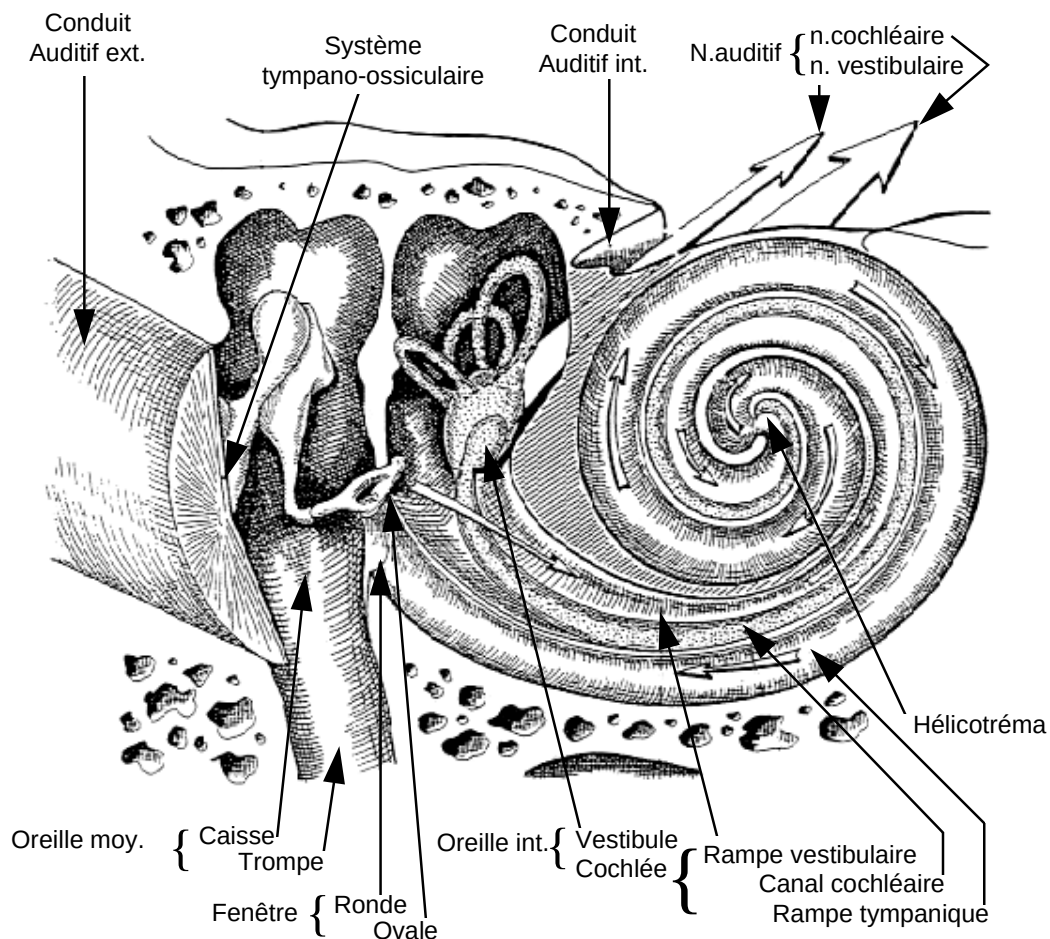
$$p_{eff} = \left[\frac{1}{T_o} \int_0^{T_o} p^2(t) dt \right]^{\frac{1}{2}}$$

De toutes les pondérations présentées ci-dessus, les pondérations temporelles F et S, sont les plus utilisées en acoustique de l'environnement.

Annexe 5 : Fonctionnement de l'oreille interne

La membrane tympanique se met à vibrer sous l'impact de l'onde sonore et transmet les vibrations (la pression acoustique) à l'oreille interne (la cochlée) par l'intermédiaire de l'oreille moyenne qui les amplifie (voir la planche anatomique de l'oreille en Figure 29).

La cochlée est un tube osseux enroulé en spirale. Ce tube est rempli d'un liquide, la périlymphe. Le canal cochléaire est limité par la membrane basilaire sur laquelle repose l'organe sensoriel récepteur : l'organe de Corti. Il est rempli d'endolymphe. Sous l'effet de la stimulation sonore, les vibrations aériennes transmises par la chaîne ossiculaire de l'oreille moyenne sont transformées en vibrations liquidiennes qui se propagent dans la périlymphe puis dans l'endolymphe. Cette onde de pression est à l'origine de phénomènes mécaniques qui affectent les structures cochléaires et notamment la membrane basilaire : ce sont ces phénomènes qui déclenchent le processus de transduction au niveau des mécanorécepteurs de la cochlée que sont les cellules ciliées.



Source : Legent F., 1984

Figure 29 : Planche anatomique de l'oreille : L'organe de transmission

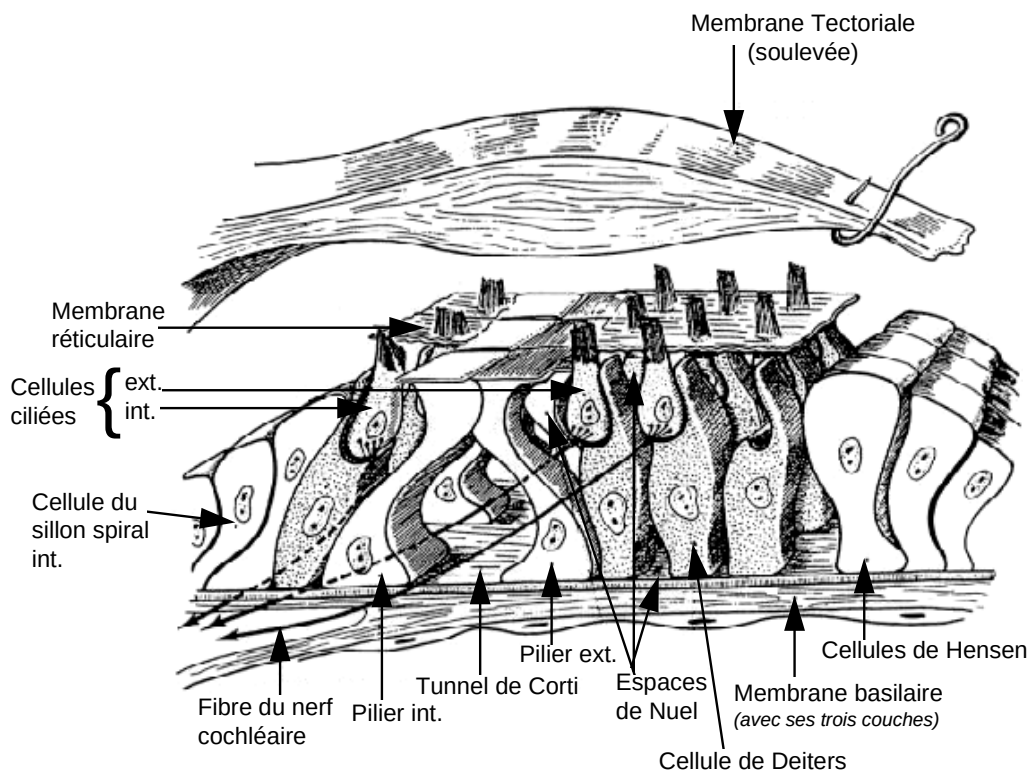
La déformation de la membrane basilaire suit la propagation de l'onde de pression. Ainsi, plus la fréquence est élevée, plus la déformation est proche de la base à l'entrée de la cochlée.

L'organe de Corti (Figure 30) possède deux types de cellules sensorielles : les cellules ciliées externes (CCE) et internes (CCI). On distingue environ 3 500 cellules ciliées internes

(CCI) et environ 12 000 cellules ciliées externes (CCE). Leur nombre est assez faible si l'on tient compte du fait qu'elles ne se renouvellent pas chez l'homme. L'organe de Corti est donc particulièrement fragile. Les CCE sont les premières atteintes lors des traumatismes sonores.

Au cours des dix dernières années, les neurobiologistes de l'audition ont pu préciser le rôle des CCE : un rôle mécanique d'amplification de l'intensité sonore et de filtrage de la fréquence. Une CCE répond sélectivement à une seule fréquence et fonctionne pour de faibles intensités (< 60 dB). Les CCE n'envoient pas directement de message auditif via le nerf auditif au système nerveux central, 4 % des fibres néanmoins pourraient entrer dans un arc réflexe qui ajusterait la compliance (caractéristiques mécaniques) de l'organe de Corti. Le rôle de ce système afférent reste encore débattu. Les CCE possèdent une activité contractile capable d'engendrer des mouvements liquidiens, qui, en utilisant en sens inverse la fonction de l'oreille moyenne, va permettre l'apparition d'une onde sonore enregistrable dans le conduit auditif. C'est ce que l'on appelle les otoémissions acoustiques. Les CCE sont responsables des propriétés non linéaires de la cochlée. On peut vérifier l'intégrité de l'activité de ces cellules par la conservation de ces propriétés. Le recueil de ces otoémissions est intéressant pour l'audiologie, car il peut aider à la détection d'un dysfonctionnement non détectable par l'audiométrie de routine.

Les CCI auraient un rôle sensoriel direct, leur excitation provoque la formation d'un influx nerveux (courants électriques) passant du nerf auditif au cortex temporal au niveau du centre auditif. Ce sont les mouvements de la membrane basilaire qui induisent des cisaillements des cils des CCI et par voie de conséquence, une série d'événements (électromécaniques et biochimiques) qui constitue la transduction mécano sensorielle, première étape de l'analyse du signal acoustique.



Source : Legent F., 1984

Figure 30 : L'organe de Corti

Une bonne acuité auditive nécessite que tous les éléments de la chaîne, du pavillon de l'oreille au cerveau, ne soient pas altérés. Toute lésion de l'un d'eux se manifeste par une diminution de l'audition ou hypoacousie plus ou moins importante, pouvant aller jusqu'à la surdité.

Annexe 6 : Compléments sur les sources de bruit d'origine aéronautique

Les bruits d'origine aéronautique sont principalement émis par trois types d'aéronefs :

- les avions commerciaux ;
- les avions de tourisme ou avions légers ;
- les hélicoptères.

Tous sont tenus d'être certifiés du point de vue acoustique. L'exigence de certification demandée par les autorités nationales, européennes ou internationales est définie par l'annexe 16 à la convention relative à l'organisation de l'aviation civile internationale (OACI), volume I, bruit des aéronefs. Elle se présente sous la forme de niveaux maximaux de bruit, exprimés dans plusieurs unités, suivant le type d'aéronef. Les niveaux maximaux dépendent du nombre de moteurs et de la masse maximale au décollage ou à l'atterrissage certifiée. On voit, dès lors, que le bruit maximum autorisé pour un aéronef dépend non seulement de son type, mais aussi de sa motorisation et de sa masse.

Ce schéma de certification acoustique, adopté depuis les origines de la certification acoustique au début des années 1970, a été accompagné au cours du temps d'un certain nombre de mesures, visant à augmenter la sévérité des normes destinées aux aéronefs futurs, ainsi qu'à limiter, puis interdire, l'utilisation de ceux correspondant aux standards précédents.

Cependant, ce schéma de certification n'est pas spécifiquement adapté aux besoins des gestionnaires d'aéroports, qui doivent évaluer et contrôler la gêne sonore subie par les riverains de leurs aéroports. Ce constat a d'ailleurs conduit un certain nombre d'aéroports dans le monde à définir des exigences opérationnelles spécifiques visant à faire face aux nuisances sonores engendrées par la croissance du trafic aérien.

► **Caractéristiques des émissions sonores des avions commerciaux**

Pour les avions à réaction en vol, on distingue : le bruit des groupes motopropulseurs du bruit aérodynamique.

A la base du bruit émis par l'ensemble propulsif, on trouve plusieurs sources de bruit directement liées aux composants du moteur : soufflantes amont et aval, compresseur, turbine, chambre de combustion, ainsi que le bruit de jet⁴⁶. L'introduction dans les années 1970 de moteurs à taux de dilution élevé fut à l'origine d'une diminution importante du niveau de bruit des avions commerciaux. Puis le bruit de jet a été, à nouveau, fortement réduit, dans les moteurs modernes à double flux, de grand diamètre et à basse vitesse d'éjection.

Le bruit aérodynamique, quant à lui, est dû aux turbulences créées autour de l'avion⁴⁷. Compte tenu des progrès réalisés sur les moteurs, cette source de bruit devient aussi importante que le bruit moteur pour les phases d'atterrissage. Par ailleurs, le bruit produit par les aéronefs lors de leur stationnement (essais moteurs) ou de leur roulage au sol peut être une source de nuisances sonores pour les riverains des aérodromes.

⁴⁶ Le bruit des parties tournantes est caractérisé par la présence de fréquences pures (bruit de raies) qui se superposent à un bruit large bande. Ce bruit de raies est plus marqué à l'avant du réacteur. Le bruit de jet est dû à la génération de fortes turbulences dans la zone où les gaz chauds à haute pression sont éjectés dans la tuyère du moteur et se mélangent à l'air ambiant. Ce bruit est un bruit large bande, sa directivité est maximale à l'arrière et il est fonction de D^2V^8 (D étant le diamètre de la tuyère et V la vitesse d'écoulement du jet).

⁴⁷ Le bruit des volets et celui du train d'atterrissage sont des exemples de bruit aérodynamique.

► **Caractéristiques des émissions sonores des avions légers**

Les principales sources de bruit sur les avions légers⁴⁸ sont : le bruit produit par l'hélice ; le bruit du moteur et de l'échappement ; le bruit dû à la cellule. Compte tenu des dimensions modestes de ce type d'aéronefs, les deux principales sources de bruit sont, d'une part, le bruit produit par l'hélice, d'autre part, le bruit dû au moteur et à l'échappement⁴⁹.

► **Bruit de l'hélice**

Le bruit de l'hélice est fonction des paramètres liés à l'hélice en mouvement : diamètre, nombre de pales, vitesse de rotation, vitesse d'avancement de l'avion et de la température de l'air dans lequel l'avion évolue⁵⁰. Des études théoriques sur le mécanisme de la génération du bruit d'hélice établissent l'influence de paramètres tels que la répartition en corde et en envergure des forces aérodynamiques, l'épaisseur et la forme de l'extrémité de pale. Pour réduire le bruit d'hélice, il faut donc réduire sa vitesse périphérique par la réduction du diamètre d'hélice (une diminution de 5 cm du diamètre correspond à un gain d'environ 1,5 dB) et la réduction de la vitesse de rotation de l'hélice par réduction du régime de fonctionnement du moteur.

Il est très difficile de modéliser le bruit d'hélice, et les réductions de niveau sonore sont souvent obtenues de façon empirique à partir d'essais en vol⁵¹. Quelques réalisations montrent un gain de bruit prometteur, mais les coûts d'achat et d'entretien sont élevés. Cette possibilité ne se généralise donc pas sur le marché des avions légers.

► **Bruit du moteur**

Sur les avions légers équipés de moteurs à pistons, le bruit de moteur est essentiellement dominé par le bruit d'échappement riche en fréquences pures liées à son régime de fonctionnement et au nombre de cylindres. Le bruit de moteur devient prépondérant lorsque le régime du moteur s'établit autour de 2 500 tours/minutes. Cela correspond aux phases « voyage » et principalement « tour de piste » très fréquentes lors de l'apprentissage des pilotes. La réduction du bruit passe alors par l'adjonction d'échappements, calculés pour atténuer la fréquence fondamentale correspondant au régime moteur. Pour obtenir un résultat notable il convient donc de disposer d'échappements spécifiques à chaque type d'appareil. Le gain obtenu peut être de 2 à 3 dB, mais les problèmes de longévité des systèmes ne sont pas entièrement résolus.

► **Caractéristiques des émissions sonores des hélicoptères**

Le bruit des hélicoptères, complexe, provient essentiellement de trois sources distinctes : le rotor principal, le rotor de queue et le ou les moteur(s).

⁴⁸ Il s'agit d'avions propulsés par des hélices dont le pas peut être fixe ou variable et dotés, le plus souvent, de moteurs à pistons.

⁴⁹ La répartition sonore énergétique liée à chaque source est fonction du régime de fonctionnement du moteur et de la vitesse de rotation de l'hélice.

⁵⁰ Lors de la phase de décollage, le régime moteur est maximal et l'hélice a une vitesse de rotation élevée, le plus souvent de l'ordre de 2 700 tours/minutes à 2 800 tours/minutes. La source de bruit prépondérante est alors le bruit d'hélice, directement lié aux vitesses hélicoïdale et de bout de pale.

⁵¹ La voie de recherche dans ce domaine consiste principalement à tenter d'obtenir des performances équivalentes tout en diminuant la vitesse périphérique de l'hélice. Il faut alors compenser la perte de puissance par l'adjonction de pales supplémentaires. On passe alors à l'utilisation d'hélices bipales à des hélices tripales, voire quadripales.

Les rotors produisent des bruits, dus à la rotation, générés par les forces fluctuantes qui s'exercent sur les pales. De plus, le rotor principal génère un bruit large bande, dû à ses paramètres propres. L'importance relative de ces deux types de bruits dépend du type d'hélicoptère⁵².

Lorsque l'hélicoptère est en descente, il produit un bruit de claquement de pale dû au passage d'une pale du rotor principal dans la perturbation provoquée par la pale précédente. En vol stationnaire, ou en vol à faible vitesse, le bruit produit par le rotor de queue domine.

Le bruit produit par le(s) moteur(s) a une composante principale liée à la tuyère, qui est importante lors des décollages. Les bruits de compresseur et de transmission ne sont généralement pas prépondérants.

Le trafic d'hélicoptères est aujourd'hui constitué pour moitié par des missions des services de l'État, tels que défense, gendarmerie, police, douane, sécurité civile ou d'évacuation sanitaire et desserte des hôpitaux, dont les contraintes, en termes d'environnement sonore, sont moins restrictives que celles imposées aux activités commerciales.

La protection des riverains d'héliports passe essentiellement par l'obligation faite aux hélicoptères d'évoluer sur des itinéraires définis et publiés. Pour des raisons de sécurité et de navigation, ces itinéraires doivent s'appuyer sur des repères au sol aisément identifiables par les pilotes.

⁵² Le bruit rotationnel est plus fort que le bruit large bande pour les hélicoptères à rotor principal à deux pales par rapport aux rotors multipales.

Annexe 7 : La Directive européenne 2002/49/CE

La Directive européenne 2002/49/CE du 25 juin 2002 a défini les bases communautaires de la lutte contre le bruit dans l'environnement. Elle vise trois objectifs :

- Permettre une évaluation harmonisée dans tous les Etats européens de l'exposition au bruit dans l'environnement au moyen de cartes stratégiques de bruit. Les cartes stratégiques de bruit sont des cartes conçues pour permettre l'évaluation globale de l'exposition au bruit à partir d'une représentation cartographique de données. Celles-ci peuvent décrire une situation sonore existante ou prévue en fonction d'un indicateur de bruit. Celui-ci caractérise les dépassements de valeurs limites pertinentes en vigueur, le nombre de personnes touchées dans une zone donnée ou le nombre d'habitations exposées à certaines valeurs d'un indicateur de bruit dans une zone donnée ;
- Demander aux autorités compétentes de mettre en œuvre des plans d'actions visant à réduire le niveau d'exposition et à préserver les « zones calmes » ;
- Informer le public et le faire prendre part au processus de décision.

Le champ d'application de cette Directive concerne le bruit dans l'environnement. Routes, voies ferrées, aéroports et industries sont les grandes sources de bruit ciblées en priorité par cette directive. En revanche, les bruits des activités domestiques (bruits de voisinage), le bruit perçu sur les lieux de travail ou à l'intérieur des transports et le bruit résultant d'activités militaires sont exclus du champ d'application de la directive.

Pour la réalisation des cartes stratégiques du bruit et la production des plans d'actions, deux échéances sont fixées en fonction de la taille des infrastructures et des agglomérations concernées :

- 30 juin 2007 et 18 juillet 2008 pour les cartes stratégiques de bruit puis les plans d'actions relatifs aux grandes infrastructures (axes routiers dont le trafic dépasse les 6 millions de passages de véhicules par an, axes ferroviaires dont le trafic dépasse les 60 000 passages de trains par an, aéroports comptant plus de 50 000 mouvements par an) et aux agglomérations de plus de 250 000 habitants ;
- 30 juin 2012 et 18 juillet 2013 pour les cartes stratégiques de bruit puis les plans d'actions relatifs aux autres grandes infrastructures (axes routiers dont le trafic dépasse les 3 millions de passages de véhicules par an, axes ferroviaires dont le trafic dépasse les 30 000 passages de trains par an) et aux agglomérations comprises entre 100 000 et 250 000 habitants.

Les cartes et plans devront être révisés au minimum tous les 5 ans.

La Directive européenne 2002/49/CE a été transposée en 2006 en droit national et a précisé les autorités compétentes pour sa mise en œuvre en France :

- En ce qui concerne les grandes infrastructures terrestres, il s'agit du préfet de département (hormis les routes concédées aux collectivités qui relèvent de celles-ci pour les plans de prévention) ;
- Pour les grands aérodromes, ce sont les autorités en charge d'établir le Plan d'Exposition au Bruit (PEB) ;
- Enfin, pour les agglomérations, ce sont les établissements publics de coopération intercommunale (EPCI) compétents en matière de nuisances sonores, quand ils existent, ou les communes situées au sein de l'agglomération.

Annexe 8 : Exemples de données d'exposition au bruit pour de grandes agglomérations françaises

► Cas du Grand Lyon (source : Grand Lyon)

► Pour le bruit routier

49,9 % de la population du Grand Lyon serait potentiellement exposée à un niveau de bruit routier en façade de leur habitation qui excède 65 dBA selon l'indicateur L_{den} .

58 % de la population serait exposée la nuit à des niveaux qui dépassent 55 dBA. 34 % de la population serait même exposée au-delà du seuil défini dans la réglementation française, à savoir 68 dBA en L_{den} .

► Pour le bruit ferré

11,1 % de la population du Grand Lyon serait potentiellement exposée à un niveau de bruit ferré en façade de leur habitation qui excède 65 dBA selon l'indicateur L_{den} .

4,65 % de la population serait exposée la nuit à des niveaux qui dépassent 55 dBA. 1 % de la population serait exposée au-delà du seuil défini dans la réglementation française, à savoir 73 dBA en L_{den} .

► Cas de l'agglomération parisienne (source : Bruitparif)

Le travail de consolidation des données n'est pas totalement achevé, il le sera à la fin de l'année 2010 lorsque toutes les cartes stratégiques de bruit auront été finalisées, mais il est d'ores-et-déjà possible de fournir un ordre de grandeur des enjeux à partir des données rassemblées : environ 20 % de la population de l'agglomération parisienne, soit 2 millions d'habitants, seraient exposés potentiellement à des niveaux de bruit en façade de leur habitation jugés excessifs au regard des valeurs réglementaires, toutes sources de bruit des transports confondues (supérieurs à 68 dBA en L_{den}). La principale source de cette pollution sonore dans l'environnement extérieur au sein de l'agglomération parisienne est la circulation routière, c'est la responsable de 75 % des expositions potentielles excessives au bruit des transports (de l'ordre de 1,5 million d'habitants concernés au sein de l'agglomération parisienne). Viennent ensuite le trafic aérien pour 20 % (de l'ordre de 400 000 personnes) et les circulations ferroviaires pour 5 % environ (de l'ordre de 100 000 personnes).

En ce qui concerne le bruit routier, 28 % de la population serait exposée à des niveaux dépassant 65 dBA en L_{den} et 32 % à des niveaux nocturnes supérieurs à 55 dBA

En ce qui concerne le bruit ferré, 5 % de la population serait exposée à des niveaux en L_{den} supérieurs à 65 dBA et 9 % le serait la nuit à des niveaux supérieurs à 55 dBA.

Annexe 9 : Zones de bruit critique et points noirs de bruit

► Zone de bruit critique

Une zone de bruit critique (ZBC) est une zone urbanisée relativement continue où les indicateurs de gêne, évalués en façades des bâtiments sensibles et résultant de l'exposition de l'ensemble des infrastructures de transports terrestres dont la contribution sonore est significative, dépassent, ou risquent de dépasser à terme, la valeur limite diurne 70 dBA et/ou la valeur limite nocturne 65 dBA. On retiendra comme critère de continuité urbaine une distance entre les bâtiments inférieure à 200 m. On entend par bâtiment sensible un bâtiment composé de locaux à usage d'habitation, d'enseignement, de soins, de santé ou d'action sociale.

Les indicateurs de gêne à considérer sont définis dans le Tableau 52, selon les configurations de sources rencontrées.

Tableau 52 : Indicateurs de gêne à considérer dans les zones de bruit critique

Configuration de source	Indicateur diurne I (6h-22h)	Indicateur nocturne I (22h-6h)
Infrastructure(s) routière(s) seulement	$L_{Aeq}(6h-22h)$	$L_{Aeq}(22h-6h)$
Infrastructure(s) ferroviaire(s) seulement :		
Lignes Grandes Vitesses (exclusivement parcourues par TGV dont vitesse ≥ 250 km/h)	$L_{Aeq}(6h-22h)$	$L_{Aeq}(22h-6h)$
Autres cas	$I_f(6h-22h)$ [1]	$I_f(22h-6h)$ [1]
Infrastructures routière(s) et ferroviaire(s)	$L_{Aeq}(6h-22h) \oplus I_f(6h-22h)$ [2]	$L_{Aeq}(22h-6h) \oplus I_f(22h-6h)$ [2]

[1] : $I_f = L_{Aeq} - 3$ dB(A), indicateur de gêne ferroviaire défini par l'arrêté du 8 novembre 1999

[2] : $L_{Aeq} \oplus I_f = 10 \log_{10} [10^{L_{Aeq}/10} + 10^{I_f/10}]$ où L_{Aeq} est la somme énergétique (notée $\oplus$) des contributions sonores des infrastructures routières et des lignes où circulent exclusivement des TGV à plus de 250 km/h et I_f est la somme énergétique des autres contributions ferroviaires

Les zones de bruit critique, qui constituent les zones d'étude *points noirs du bruit*, sont déterminées compte tenu des hypothèses retenues pour le classement sonore des infrastructures de transports terrestres et des méthodes définies par le CERTU.

► Définition d'un point noir de bruit des réseaux routier et ferroviaire nationaux

Un point noir du bruit (PNB) des réseaux routier et ferroviaire nationaux est un bâtiment sensible, qui est en particulier localisé dans une zone de bruit critique engendrée par au moins une infrastructure de transport terrestre des réseaux routier ou ferroviaire nationaux, et qui répond aux critères acoustiques et d'antériorité suivants :

- Les locaux à usage d'habitation dont la date d'autorisation de construire est antérieure au 6 octobre 1978 ;
- Les locaux à usage d'habitation dont la date d'autorisation de construire est postérieure au 6 octobre 1978 tout en étant antérieure à l'intervention de toutes les mesures suivantes :

1° Publication de l'acte décidant l'ouverture d'une enquête publique portant sur le projet d'infrastructure, en application de l'article L. 11-1 du code de l'expropriation pour cause d'utilité publique ou du décret no 85-453 du 23 avril 1985 ;

2° Mise. à disposition du public de la décision, ou de la délibération, arrêtant le principe et les conditions de réalisation d'un projet d'infrastructure, au sens du a du 2° de l'article R 121-13 du code de l'urbanisme, dès lors que cette décision ; ou cette délibération, prévoit les emplacements qui doivent être réservés dans les documents d'urbanisme opposables ;

3° Inscription du projet d'infrastructure en emplacement réservé dans un plan d'occupation des sols, un plan d'aménagement de zone, ou plan de sauvegarde et de mise en valeur, opposable ;

4° Mise en service de l'infrastructure ;

5° Publication du premier arrêté préfectoral pris en application de l'article 13 de la loi no 92-1444 du 31 décembre 1992 relative à la lutte contre le bruit portant classement de l'infrastructure et définition des secteurs affectés, par le bruit dans lesquels sont situés les locaux visés.

Les établissements d'enseignement (écoles, collèges, lycées, universités, *etc.*), de soins et de santé (hôpitaux, cliniques, dispensaires, établissements médicalisés, *etc.*) et d'action sociale (crèches, halte-garderies, foyers d'accueil, foyers de réinsertion, sociale, *etc.*) dont la date d'autorisation de construire est antérieure à la date d'entrée en vigueur de l'arrêté les concernant pris en application du deuxième alinéa de l'article R. 111-23-2 du code I de la construction et de l'habitation.

On notera aussi que dans les cas où des locaux d'habitation, d'enseignement, de soin, de santé ou d'action sociale ont été créés dans le cadre de travaux d'extension ou de changement d'affectation d'un bâtiment existant, l'antériorité doit être recherchée pour ces locaux en prenant comme référence leur date d'autorisation de construire et non celle du bâtiment d'origine.

Annexe 10 : Les effets de co-expositions au bruit et à d'autres facteurs polluants

Aujourd'hui, la communauté scientifique s'intéresse de plus en plus aux risques sanitaires liés à la co-exposition au bruit et à d'autres facteurs polluants qui pourraient venir s'ajouter à l'exposition au bruit (Greco, Unkelbach et al. 1992; Fechter, Gearhart et al. 2004).

► **Bruit et substances chimiques ototoxiques**

L'exposition à certains agents chimiques ototoxiques⁵³ concomitante ou postérieure à l'exposition au bruit peut augmenter le risque sanitaire, même dans des conditions d'exposition au bruit bien au-dessous des limites réglementaires (EU-OSHA, 2010) Parmi ces agents chimiques ototoxiques, on peut citer :

- les solvants organiques (toluène, styrène, sulfure de carbone, etc.) ;
- les substances asphyxiantes (monoxyde de carbone) ;
- certains métaux (plomb, mercure, cadmium, arsenic, etc.) ;
- certaines catégories de médicaments (antibiotiques, certains antinéoplasiques, certains analgésiques et antipyrétiques, etc.).

Une caractéristique des substances ototoxiques concerne leur capacité d'interaction avec d'autres agents, soit de manière additionnelle soit de manière synergique (Greco, Unkelbach et al. 1992).

Ces agents chimiques ne produisent en général pas d'endommagement auditif permanent, même si certains d'entre eux peuvent provoquer une perte auditive temporaire. Les cas de perte auditive due au bruit (*noise-induced hearing loss* ou NIHL) en excès par rapport à ceux uniquement dus à l'exposition au bruit, peuvent être définis comme un "effet d'accroissement" dû à la co-exposition à d'autres agents ototoxiques (EU-OSHA, 2010).

Les individus qui, de par leurs prédispositions personnelles (haute sensibilité au bruit, prise de médicaments, exposition élevée au bruit résidentiel, etc.) font preuve d'une baisse précoce du seuil auditif, sont plus susceptibles de développer des risques synergiques de la co-exposition à des agents ototoxiques et au bruit.

► **Bruit et pollution atmosphérique**

Les expositions à la pollution atmosphérique et au bruit routier ont été associées à la survenue de divers effets sur la santé (pathologies cardiovasculaires, hypertension, gêne). Étant donné que ces deux formes d'exposition semblent entraîner des effets sanitaires similaires, il est possible qu'elles interagissent.

Le mécanisme physiologique induit par le bruit est lié aux répercussions du stress qui est généré et qui agit directement en modifiant les interactions synaptiques du système nerveux central et indirectement en altérant la perception émotive et cognitive du bruit (Passchier-Vermeer et Passchier 2000). L'élévation temporaire de la pression artérielle causée par l'exposition au bruit peut, à long terme, entraîner des altérations fonctionnelles. L'exposition à des niveaux sonores élevés peut donc augmenter le risque d'hypertension et, par conséquent, le risque de pathologies cardiovasculaires (Babisch 2006; Kempen, Kruize et al. 2002).

⁵³ Un agent ototoxique est défini comme étant une substance pouvant provoquer une altération fonctionnelle ou un dommage cellulaire à l'oreille interne, surtout au niveau de la cochlée, des neurones acoustiques ou du système vestibulaire.

L'action de la pollution atmosphérique semble avoir pour effet d'élever la pression artérielle, ce qui favorise la formation de plaques d'athérome et l'arythmie (Brook, Franklin et al. 2004).

Jusqu'à aujourd'hui, les études des effets engendrés par la coexposition au bruit et à la pollution atmosphérique due au trafic routier ne permettent pas de déterminer le rôle respectif de chacune de ces deux expositions (Henderson, Beckerman et al. 2007; Kanaroglou, Jerrett et al. 2005; Klæboe, Kolbenstvedt et al. 2000). Certaines études supposent que des phénomènes de confusion ou d'interaction de ces deux expositions se produisent [Davies H.W. et al. 2009]. Mais généralement, dans les études sur le bruit environnemental, les contributions des solvants, des asphyxiants et des métaux en suspension dans l'air ne sont même pas évaluées, alors qu'il est reconnu grâce aux études en milieu professionnel, que l'exposition à ces substances peut provoquer un dommage auditif (Morata 2002; Sliwinska-Kowalska, Zamyslowska-Szmytko et al. 2001).

Les transports sont l'un des principaux facteurs d'exposition concomitante de la population à la pollution atmosphérique et au bruit, surtout dans les zones urbaines. Une étude s'est intéressée à l'association entre l'exposition au bruit routier et la survenue de maladies cardiovasculaires ou respiratoires qui ont nécessité une hospitalisation d'urgence à l'hôpital principal de Madrid (Hospital general Universitario Gregorio Marañón). Elle montre une augmentation significative du pourcentage d'hospitalisations pour maladies cardiovasculaires ou respiratoires dues à l'exposition chronique au bruit élevé (supérieur à 65 dB) même après ajustement sur l'exposition à la pollution atmosphérique (NO_x et O₃). Pour chaque dB au-delà du niveau d'exposition de 65 dB, le pourcentage d'hospitalisations quotidiennes augmente de 5,2 % pour les maladies cardiovasculaires et de 2,3 % pour les maladies respiratoires (Tobías, Díaz et al. 2001).

Une étude de Ising H. et al. de 2003 s'est intéressée aux effets combinés de l'exposition chronique au bruit et à la pollution atmosphérique pendant la nuit. Cette étude montre que l'exposition au bruit augmente le risque relatif d'apparition d'asthme, de bronchite chronique et de neurodermatite lié à la pollution atmosphérique (Ising, Lange-Asschenfeldt et al. 2004).

Une étude sur le risque d'hypertension montre que l'exposition aux PM₁₀ ne joue pas de rôle de confusion dans la relation bruit-hypertension, même si dans cette étude, la variabilité de l'exposition aux PM₁₀ est insuffisante (de Kluizenaar, Gansevoort et al. 2007).

Une interaction entre le bruit et la pollution atmosphérique due au trafic a été mise en évidence à Oslo sur les niveaux de gêne (Klæboe, Kolbenstvedt et al. 2000).

D'autres études ont avancé l'hypothèse d'une interaction entre bruit et pollution, mais les données disponibles ne sont pas suffisantes pour caractériser ces deux expositions (Babisch 2006; Babisch, Ising et al. 1988; Dockery, Pope et al. 1993).

L'étude de Wiener et al. de 1984 corrélant la gêne à différents facteurs environnementaux montre que le bruit et la pollution atmosphérique sont très corrélés. Les auteurs font l'hypothèse que les individus déjà gênés par le bruit sont plus sensibles aux polluants atmosphériques (Wiener et al. 1984).

Hangartner rapporte des résultats similaires en 1987 et conclut que, lorsqu'un individu auto-évalue la gêne qu'il ressent, il n'est pas capable de distinguer celle qui est due au bruit et celle qu'il attribue à la pollution atmosphérique et il exprime un jugement d'ensemble portant sur les deux facteurs (Hangartner 1987).

L'étude de Davies et al. (2009) a permis d'estimer un coefficient de corrélation de Pearson entre le niveau d'exposition sonore (L_{eq, 5min}) et la concentration de NO₂ similaire à celui reporté par Klæboe R. et al. (2000) (égal à 0,46) (Davies, Vlaanderen et al. 2009).

L'étude de Beelen R. et al. de 2009, a mis en relation l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique et l'exposition au bruit avec la mortalité cardiovasculaire. L'exposition au bruit ne semble pas jouer le rôle de facteur de confusion dans la relation entre l'exposition à la pollution atmosphérique et la mortalité cardiovasculaire. Il existe un excès de mortalité cardiovasculaire lié à la présence de particules en suspension dans l'air uniquement pour des niveaux d'exposition sonore supérieurs à 65 dB. Le coefficient de corrélation entre le

niveau de bruit et la concentration de particules est modeste (0,24), légèrement inférieur à celui calculé dans l'étude d'Oslo ; le coefficient de corrélation entre le niveau de bruit et l'intensité du trafic est légèrement plus élevé (0,30) (Beelen, Hoek *et al.* 2009).

La diversité des résultats obtenus jusqu'à présent incite à étudier de façon plus approfondie les effets concomitants de l'exposition au bruit et à la pollution de l'air pour démêler leur rôle respectif. Une bonne connaissance des interrelations entre ces deux expositions permettrait de mieux comprendre les résultats des études déjà réalisées et de mieux préparer de futures études. S'il est pour l'instant difficile de séparer les effets du bruit de ceux de la pollution atmosphérique attribuable au trafic, la grande variabilité des deux expositions devrait permettre de démêler leur rôle respectif en enrichissant l'échantillon des situations extrêmes d'exposition (niveaux sonores faibles et pollution atmosphérique élevée ou niveaux sonores élevés et pollution atmosphérique faible).

Dans le cadre du projet européen ENNAH (European Network on Noise And Health), aujourd'hui en cours de réalisation, un sous-projet spécifique est destiné à analyser l'effet de modification de la pollution atmosphérique sur la relation existante entre l'exposition au bruit et les maladies cardiovasculaires, l'hypertension et l'usage de médicaments, à partir des données du projet HYENA (HYPertension and Exposure to Noise near Airports).

Les transports sont l'un des principaux facteurs d'exposition concomitante de la population à la pollution atmosphérique et au bruit, surtout dans les zones urbaines.

Jusqu'à aujourd'hui, les études des effets engendrés par la coexposition au bruit et à la pollution atmosphérique due au trafic routier obtiennent des résultats divers et ne permettent pas de déterminer le rôle respectif de chacune de ces deux expositions. Une bonne connaissance des interrelations entre ces deux expositions permettrait de mieux comprendre les résultats des études déjà réalisées et de mieux préparer de futures études.

Bibliographie

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(30), 1-29.

Babisch W, Ising H, Gallacher JEJ, Elwood PC (1988) Traffic Noise and Cardiovascular Risk. The Caerphilly Study, First Phase. Outdoor Noise Levels and Risk Factors. *Archives of Environmental Health: An International Journal* 43(6), 407-414.

Beelen R, Hoek G, Houthuijs D, Brandt PAVd, Goldbohm RA, Fischer P, Schouten LJ, Armstrong B, Brunekreef B (2009) The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occupational and Environmental Medicine* 66(4), 243-250.

Brook RD, Franklin B, et al. (2004) Air Pollution and Cardiovascular Disease A Statement for Healthcare Professionals From the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association. *Circulation* 109(21), 2655-2671.

Davies HW, Vlaanderen JJ, Henderson SB, Brauer M (2009) Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. *Occupational and environmental medicine* 66(5), 347-350.

de Kluizenaar Y, Gansevoort RT, Miedema HME, de Jong PE (2007) Hypertension and Road Traffic Noise Exposure. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 49(5), 484-492.

Dockery DW, Pope CA, 3rd, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Jr., Speizer FE (1993) An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England journal of medicine* 329(24), 1753-1759.

Fechter L, Gearhart C, Shirwany N (2004) Acrylonitrile Potentiates Noise-Induced Hearing Loss in Rat. *JARO - Journal of the Association for Research in Otolaryngology* 5(1), 90-98.

Greco WR, Unkelbach H-D, Pösch G, Sühnel J, Kundi M, Bödeker W (1992) Consensus on concepts and terminology for combined-action assessment: the Saariselkä agreement. *Archives of Complex Environmental Studies* 4, 65-69.

Hangartner M (1987) Evaluation of annoyance caused by motor traffic In 'Environmental annoyance: characterization, measurement and control.' Ed. HS Koelega) pp. 363-370. (Elsevier Science Publishers BV)

Henderson SB, Beckerman B, Jerrett M, Brauer M (2007) Application of Land Use Regression to Estimate Long-Term Concentrations of Traffic-Related Nitrogen Oxides and Fine Particulate Matter. *Environmental Science & Technology* 41(7), 2422-2428.

Ising H, Lange-Asschenfeldt H, Moriske H, Born J, Eilts M (2004) Low frequency noise and stress : Bronchitis and cortisol in children exposed chronically to traffic noise and exhaust fumes. *Noise and Health* 6(23), 21-21.

Kanaroglou PS, Jerrett M, Morrison J, Beckerman B, Arain MA, Gilbert NL, Brook JR (2005) Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: A location-allocation approach. *Atmospheric Environment* 39(13), 2399-2409.

Klæboe 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(27), 4727-4736.

Morata TC (2002) Interaction between Noise and Asphyxiants: A Concern for Toxicology and Occupational Health. *Toxicological Sciences* 66(1), 1-3.

Passchier-Vermeer W, Passchier WF (2000) Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives* 108(Suppl 1), 123-131.

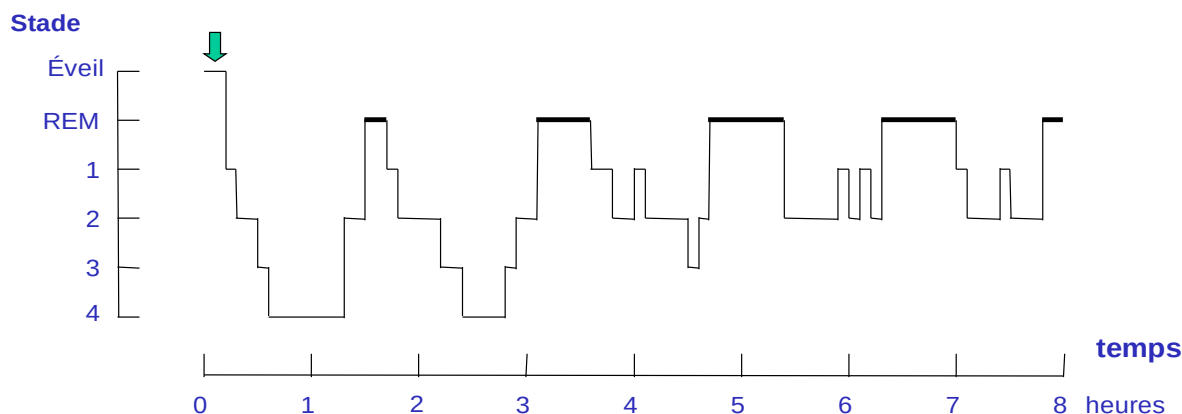
Sliwinska-Kowalska M, Zamyslowska-Szmytko E, Szymczak W, Kotylo P, Fiszer M, Dudarewicz A, Wesolowski W, Pawlaczyk-Luszczynska M, Stolarek R (2001) Occupational solvent exposure at moderate concentration increases the risk of hearing loss. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 27(5), 335-342.

Tobías A, Díaz J, Saez M, Carlos Alberdi J (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(8), 765-771.

van Kempen EEMM, Kruize H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BAM, de Hollander AEM (2002) The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 110(3), 307-317.

Annexe 11 : Sommeil non perturbé

Le sommeil est composé de plusieurs cycles comprenant chacun une succession de stades de sommeil « orthodoxe » et une phase de « sommeil paradoxal » (voir Figure 31). Ces cycles, qui se répètent plusieurs fois dans la nuit, ont une durée moyenne de 90 minutes environ. L'hypnogramme de la Figure 31 comporte cinq cycles de sommeil. Il est à noter qu'il n'y a aucun éveil intra sommeil et l'efficacité du sommeil (temps total de sommeil rapporté au temps total passé au lit) est ici de 97 %.



Efficacité du sommeil (temps de sommeil total / temps au lit) = 97%

Figure 31 : Hypnogramme d'un jeune adulte lors d'une nuit non perturbée

L'endormissement fait suite à une période d'éveil calme, plus ou moins longue, pendant laquelle les mouvements corporels cessent et les fréquences cardiaque et respiratoire diminuent progressivement. La latence d'endormissement, c'est-à-dire le temps que met la personne à s'endormir après en avoir décidé, est très variable selon les individus, mais elle est généralement inférieure à vingt minutes. Les quatre premiers stades de sommeil correspondent au sommeil orthodoxe dit encore « sommeil lent ».

Le stade 1 correspond à la transition entre l'éveil et le sommeil. Il est caractérisé par une réduction du tonus musculaire et par une accentuation du ralentissement des fréquences cardiaque et respiratoire. Au cours de ce stade, qui a une durée de quelques minutes seulement, on peut observer des mouvements oculaires lents.

Le stade 2, qui lui fait généralement suite et où l'on note une absence totale de mouvements oculaires, est celui d'un sommeil établi mais relativement facile à perturber car le dormeur reste très sensible aux stimuli extérieurs.

Les stades 3 et 4, qui chez l'adulte ne sont présents que pendant les deux ou trois premiers cycles, correspondent au sommeil profond : les signes vitaux se ralentissent tout en devenant réguliers et les mouvements corporels ont totalement disparu. Cette phase de sommeil à ondes lentes, plus difficilement perturbée par les stimuli extérieurs, dure quelques dizaines de minutes. Elle se termine généralement par un changement de posture du dormeur, accompagné d'un allègement du sommeil.

Au bout de quelques minutes de stade 2, on voit apparaître la première phase de sommeil paradoxal. Ce dernier, souvent nommé dans la littérature internationale « REM sleep » (pour *Rapid Eye Movement sleep*), est un état de sommeil bien particulier car si les signes électroencéphalographiques et la présence de mouvements oculaires rapides peuvent faire penser à un état de sommeil très léger, voire à une période d'éveil yeux fermés, cet état

correspondant à un sommeil relativement profond. La première phase de sommeil paradoxal de la nuit est très courte car elle ne dépasse pas 3 à 5 minutes. A la fin de cette phase s'achève le premier cycle du sommeil et le retour des stades 1 et 2 du sommeil orthodoxe signe le début du cycle suivant.

La durée des phases de sommeil paradoxal suivantes est sensiblement plus longue ; elle n'excède toutefois pas 30 à 40 minutes. Le sommeil paradoxal qui est très souvent associé à l'activité onirique (le rêve) ne représente pas plus de 25 % de la durée totale du sommeil alors que le sommeil à ondes lentes (stades 3 et 4) représente lui 20 % et les stades 1 et 2 représentent respectivement 5 % et 50 % de cette durée totale. Si les fonctions de ces stades de sommeil sont encore grandement méconnues, on sait que le sommeil est physiquement réparateur et sert à la restauration des fonctions psychiques et intellectuelles, notamment à la mémorisation.

Annexe 12 : Décotes immobilières lié au bruit des transports

Tableau 53 : Résultats d'études et de recherches sur les décotes immobilières liées au bruit des avions (1960 - 2007)

Auteur	Année d'observation	Aéroport	NDI*
Paik	1960	Dallas	2,3
Paik	1960	Los Angeles	1,8
Paik	1960	New York (JFK)	1,9
Emerson	1967	Minneapolis	0,58
Gautrin	1968-69	Londres (Heathrow)	0,62
Blaylock	1970	Dallas	0,99
Nelson	1970	Buffalo	0,52
Nelson	1970	Cleveland	0,29
Nelson	1970	Nouvelle Orléans	0,4
Nelson	1970	San Diego	0,74
Nelson	1970	San Francisco	0,58
Nelson	1970	St Louis	0,51
Nelson	1970	Washington (National)	1,06
Price	1970	Boston (Logan)	0,81
O'Byrne et al.	1970	Atlanta (Blocks)	0,64
Nelson	1970	Six Airports	0,55
Maser et al.	1971	New York (Rochester)	0,75
Maser et al.	1971	Rochester (Urban)	0,86
Maser et al.	1971	Rochester (Suburban)	0,68
Mieskowski et Saper	1971	Toronto (Mississauga)	0,87
Mieskowski et Saper	1971	Toronto (Etobicoke)	0,95
Abelson	1972	Sydney (KSA) 1 - Marrickville	0,4
Abelson	1972	Sydney (KSA) 2 – Rockdale	0,5
Dygert	1973	San Francisco	0,5
Dygert	1973	San José (états-Unis)	0,7
De Vany	1974	Dallas	0,8
MacMillan et al.	1975-76	Edmonton	0,51
Fromme	1977	Washington (National)	1,49
Hoffmann	1977-1981	Bodö (Norvège)	0,89

SEDES	1978	Orly	0,5
Mark	1979	St Louis	0,56
O'Byrne et al.	1980	Atlanta	0,67
Pennington et al.	1985-86	Manchester	0,47
Opschoor	1986	Amsterdam	0,45
Pommerehne	1986	Bâle	0,22
Uyeno et al.	1987-88	Vancouver 1	0,65
Uyeno et al.	1987-88	Vancouver 2**	0,9
Tarassoff	1990	Montréal	0,65
Gillen et Levesque	1990	Toronto	0,48
Collins et Evans	1993	Manchester	0,87
Kaufman	1993	Reno (Etats-Unis)	0,28
BAH-FAA	1993	Baltimore	1,07
BAH-FAA	1993	Los Angeles	1,26
BAH-FAA	1993	New York (JFK)	1,20
Levesque	1994	Winnipeg	1,3
Myles	1995	Reno	0,37
Yamagushi	1996	Londres (Heathrow)	1,51
Yamagushi	1996	Londres (Gatwick)	2,30
Tomkins et al.	1997	Manchester	0,78
Salvi	2001	Suisse (Zurich)	0,74
Nelson	2003	Etats Unis, Canada (23 aéroports)	0,59
Bateman	2004	Birmingham (UK)	1,60
Faburel, Maleyre et Peixoto	2004	Orly	0,96
Baranzi et Ramirez	2005	Genève (privé)	0,66
Baranzi et Ramirez	2005	Genève (public)	0,79
Day et al.	2006	Glasgow	0,10
Day et al.	2006	Birmingham (UK)	0,63
Regional Dialogforum	2007	Francfort (Rhin-Main)	1

* Noise Depreciation Index (*i.e* indice de dépréciation, en % du prix du logement, par unité supplémentaire de bruit en dBA)

** Evaluation prenant en compte des données plus récentes (valeurs immobilières, informations acoustiques, caractéristiques des logements et de leur environnement social, urbain, *etc.*), ou analyse secondaire selon d'autres modalités de traitement économétrique.

Source : Faburel et Maleyre (2007)

Tableau 54 : Résultats Résultats d'études et de recherche sur les décotes immobilières liées au bruit routier (1970 - 2006)

Auteur	Année d'observation	Ville	Indice de bruit	NDI*
Gamble et al.	1969-71	North Springfield (USA)	L _{eq}	0,26
Anderson et Wise	1969-71	Towson (USA)	L _{eq}	0,31
Nelson	1970	Washington (USA)	L _{dn}	0,88
Diffey	1971	Grater London	L ₁₀ (18h)	0
Vaughan-Huckins	1971-72	Chicago (USA)	L _{eq}	0,65
Hammer	1972	Stockholm (Suède)	L _{eq}	1,18
Hall et al.	1975	Ontario (Canada)	L _{eq}	1,05
Langley	1976	North Springfield (USA)	L _{eq}	0,22
Bailey	1977	North Springfield (USA)	distance	0,38
Abelson	1977	Sydney (Australie)	L ₁₀ (18h)	0,5
Allen	1978	Northern Virginia (USA)	L ₁₀ (18h)	0,15
SEDES	1980	Paris Nord (A1)	-	0,5
Palmquist	1980	NorthKing County (USA)	L ₁₀ (18h)	0,28
Taylor and al.	1982	Ontario (Canada)	L _{eq}	0,5
Pommerehne	1986	Bâle (Suisse)	L _{eq} (6h-22h)	1,26
Soguel	1990	Neuchâtel (Suisse)	L _{eq} (6h-22h)	0,91
Vainio	1991	Helsinki (Finlande)	L _{eq} (7h-22h)	0,36
CSERGER/EFTEC	1994	6 cities (Netherland)	-	0,67
Grue et al.	1995	Oslo (Norvège)	L _{eq}	0,54
Renew	1996	Francfort (Allemagne)	L _{eq} 24 L ₁₀ (jour)	1 1,1
Wilhelmsson	2000	Stockholm (Suède)	L _{den}	0,6
Bateman et al.	2001	Birmingham (Angleterre)	-	0,55
Damgaard	2003	Copenhague (Danemark)	L _{den}	1,2
Bjorner et al.	2003	Copenhague (Danemark)	-	0,49
Rich et Nielson	2004	Copenhague (Danemark)	L _{den}	0,54
Baranzi et Ramirez	2005	Genève (Suisse) - privé	L _{den}	0,63
Baranzi et Ramirez	2005	Genève (Suisse) - public	L _{den}	0,65
Salvi	2005	Zurich (Suisse)	L _{den}	0,82
Day et al.	2006	Gasgow (Ecosse)	-	0,31
Day et al.	2006	Birmingham (Angleterre)	-	0,18 0,55

* Noise Depreciation Index (i.e indice de dépréciation, en % du prix du logement, par unité supplémentaire de bruit en dBA)

Source : Faburel Maleyre et Peixoto (2005)

Annexe 13 : Revue des réglementations relatives aux bruits des transports et des activités

Allemagne

► Transports terrestres

► Bruit et urbanisme

D'après l'article 50 de la loi fédérale de limitation des nuisances (*BImSchG*), un projet de développement urbain doit prendre en compte le bruit dès sa phase de conception. La norme « DIN 18005-1 – Réduction du bruit et urbanisme (méthodes de calcul, 1987) » – indique la façon dont le levier de l'urbanisme peut être employé à des fins de protection contre le bruit. L'annexe 1 de cette norme fournit des valeurs de référence qui peuvent servir d'objectifs acoustiques lors de la programmation d'opérations telles que la construction d'un quartier nouveau, ou pour tout autre projet susceptible d'avoir une incidence sur l'environnement sonore du voisinage.

Ces valeurs guides sont les suivantes :

Usage de la zone	Valeurs guides selon la norme DIN 18005 (en dBA) : LA _{eq} (mesure en champ libre)	
	Jour	Nuit
Zones purement résidentielles (WR), zones de villégiature, etc.	50	40/35
Zones résidentielles (WA), petits lotissements, terrains de camping	55	45/40
Cimetières, parcs, jardins familiaux	55	55
Zones exclusivement résidentielles (WB)	60	45/40
Zones résidentielles (MD), zones mixtes (MI)	60	50/45
Centre villes (MK), zones d'activités commerciales (GE)	65	55/50
Autres zones où une protection peut se justifier, suivant le type d'usage	45 - 65	35 - 65

Le respect des valeurs limites ci-dessus est recommandé, mais il n'est pas toujours possible.

► Maîtrise de l'exposition au bruit le long des axes de transport terrestres

Création ou modification significative d'une infrastructure :

La loi fédérale sur la limitation des nuisances (*Bundes-Immissionsschutzgesetz*, *BImSchG*) a introduit le principe de la protection contre le bruit dans le cas de la construction de routes ou de voies ferrées nouvelles. La seizième ordonnance d'application de cette loi (*Sechzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes* - *Verkehrslärmschutzverordnung* - 16. *BImSchV* - 12 juin 1990, modifié par la loi du 19 septembre 2006) définit les émissions tolérables dues à la circulation à l'intérieur et à l'extérieur des constructions, dans les zones habitées, en cas de création ou de modification significative d'une infrastructure de transport terrestre. Des valeurs limites sont fixées pour le niveau d'évaluation (*Beurteilungspegel*).

L'indice considéré est le **niveau continu équivalent : $LA_{eq}(6h-22h)$** pour la journée et **$LA_{eq}(22h-6h)$** pour la nuit (**mesure en champ libre**). Il est calculé à partir de certains paramètres tels que le nombre de véhicules et le type de voie.

Valeurs limites d'exposition pour la protection contre le bruit :

	Valeur limite LA_{eq} (mesure en champ libre)	
	Jour (6h-22h)	Nuit (22h-6h)
Hôpitaux, écoles, stations thermales et centres de soins infirmiers	57 dBA	47 dBA
Zone résidentielle (WR, WA, WS)	59 dBA	49 dBA
Zone résidentielle et commerciale (MK, MI, MD)	64 dBA	54 dBA
Zone industrielle exempte de site à risque élevé (GE)	69 dBA	59 dBA

Routes existantes : valeurs limites d'exposition pour la mise en œuvre d'opérations de rattrapage

Pour les grands axes routiers gérés par le gouvernement fédéral, un dispositif de réduction du bruit prévoit la protection des riverains lorsque les seuils prévus sont dépassés (Richtlinien für den Verkehrslärmschutz an Bundesfernstraßen in der Baulast des Bundes - VLärmSchR 97"). Les mesures de réduction du bruit, traitement de façade principalement, sont financées à hauteur de 75% par le ministère des Transports, le reste (25%) étant à la charge du propriétaire du logement. Ces opérations de rattrapage ne sont réalisées que si le propriétaire en fait la demande. L'indice considéré est identique à celui utilisé pour la seizième ordonnance BImSchV.

Les niveaux de bruit à prendre en compte sont les suivants :

	Jour $L_{Aeq}(6h-22h)$ (mesure en champ libre)	Nuit $L_{Aeq}(22h-6h)$ (mesure en champ libre)
Hôpitaux, écoles, et zones exclusivement résidentielles (WA, WR, WS)	67 dBA	57 dBA
Zone résidentielle et commerciale (MK, MI, MD)	69 dBA	59 dBA
Zone industrielle (GE)	72 dBA	62 dBA

Les valeurs indiquées dans le tableau ci-dessus sont à majorer de 3 dBA pour les voies ferrées.

La seizième ordonnance BImSchV contient des informations complémentaires sur la façon de calculer l'exposition (RLS-90 : Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen, équivalent de la NMPB Routes). La méthode a été adaptée en 2005 spécifiquement pour les cartes stratégiques de bruit afin d'intégrer les effets météorologiques.

► **Transports ferroviaires**

LA_{eq} -5dB (mesure en champ libre) : la seizième ordonnance BImSchV prévoit **un bonus de 5 dB pour les voies ferrées**⁵⁴. Ce bonus ne s'applique pas au cas des voies ferrées faisant l'objet d'assemblage et de désassemblage de trains de marchandises. Actuellement, une suppression partielle du bonus est envisagée par le gouvernement fédéral.

► **Transports aérien**

Le bruit au voisinage des aéroports est réglementé en Allemagne au niveau national par deux lois. La loi sur le trafic aérien (Luftverkehrsgesetz – LuftVG) prévoit des instruments pour la protection contre le bruit causé par des aéroports nouveaux ou des aéroports ayant fait l'objet d'un agrandissement. Cette loi permet aussi de soumettre l'activité d'un tel aéroport à certaines contraintes.

Le bruit au voisinage des aéroports est réglementé également par la loi sur la protection contre le bruit des avions (Fluglärm-Gesetz – FlugLärmG), initialement publiée en 1971. Dans la mesure où cette loi comporte des possibilités d'indemnisation et de rachat, elle offre un meilleur niveau de protection que pour le bruit des transports terrestres. Le gouvernement fédéral a fait évoluer cette réglementation en 2007, avec la publication de la Loi sur l'amélioration de la protection contre le bruit au voisinage des aérodromes (Gesetz zur Verbesserung des Schutzes vor Fluglärm in der Umgebung von Flugplätzen, 1er juin 2007) et son décret d'application, en date du 31 octobre 2007 (Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm - FlugLärmG). Ces évolutions, principalement vouées à protéger les populations contre les effets néfastes de la perturbation du sommeil, ont consisté :

- à distinguer les périodes de jour et de nuit pour l'évaluation de l'exposition au bruit ;
- à faire baisser les valeurs limites de protection et à adopter une nouvelle méthode de calcul ;
- à inclure les bases aériennes militaires dans le champ de cette réglementation.

Les deux versions, initiale et révisée, de cette loi sur le bruit aéroportuaire posent le principe d'anticiper le futur développement des plateformes, par l'imposition de restrictions d'urbanisme dans les zones voisines des aérodromes exposées au bruit, ceci afin de prévenir les conflits d'intérêt. La loi prévoit que, dans les zones avoisinant les aérodromes, s'appliquent des mesures (actions sur le bâti) de protection contre le bruit ainsi que des restrictions d'urbanisme. L'expansion d'un aérodrome est également soumise à réglementation.

Le **zonage de protection** contre le bruit au voisinage des aéroports considère trois périmètres :

- deux zones de protection diurne,
- une zone de protection nocturne.

Quatre indices sont pris en compte :

- $LA_{eq, jour}$, niveau de pression acoustique continu équivalent dû au bruit des avions, pour l'exposition diurne ;
- $LA_{eq, nuit}$, niveau de pression acoustique continu équivalent dû au bruit des avions, pour l'exposition nocturne ;
- LA_{max} , niveau de pression acoustique maximum, dans le cas de l'exposition nocturne ($L_{Aeq, 1s}$; un maximum de 6 événements sonores dépassant la valeur limite est toléré) ;
- Indicateur de bruit **NAT (Number Above Threshold)**.

⁵⁴ A noter qu'un bonus similaire est en vigueur en Hollande (7 dBA), en Autriche (5 dBA), en France (3 dBA) et en Suisse (entre 5 et 15 dBA).

Les données de dépassement des valeurs limites correspondent à la moyenne des dépassements pris sur la base des six mois de l'année de prévision à plus fort trafic.

Les indices $LA_{eq, jour}$ et $LA_{eq, nuit}$ sont calculés à partir des formules suivantes :

$$(1) \quad L_{Aeq Day} = 10 \lg \left[\frac{0.75}{T} \sum_{i=1}^n t_{10, i} \cdot 10^{0.1 L_{Amax, i}} \right]$$

$$(2) \quad L_{Aeq Night} = 10 \lg \left[\frac{1.5}{T} \sum_{i=1}^n t_{10, i} \cdot 10^{0.1 L_{Amax, i}} \right]$$

avec :

- $LA_{eq Day}$ – niveau de pression acoustique continu équivalent pondéré A de jour (6h-22h) durant la période d'évaluation T
- $LA_{eq Night}$ – niveau de pression acoustique continu équivalent pondéré A de nuit (22h-6h) durant la période d'évaluation T
- $\lg$: logarithme de base 10
- T : période d'évaluation en s
- La période d'évaluation correspond aux six mois de l'année de prévision à plus fort trafic.
- $\sum_{i=1}^n$: somme de tous les mouvements diurnes (6h-22h) ou nocturnes (22h-6h) durant la période d'évaluation T
- $\lg$: logarithme de base 10
- i – indice de sommation des événements sonores aéronautiques individuels
- $t_{10, i}$: durée du $i^{ème}$ événement aéronautique au point d'exposition en secondes (durée de l'événement sonore aéronautique au cours duquel le niveau sonore n'est pas inférieur de 10 dBA au niveau sonore maximum (temps de décroissance sur les 10 premiers dBA)
- $LA_{max, i}$ – Maximum de la pression acoustique du $i^{ème}$ événement aéronautique au point d'exposition en dBA, déterminé par les données d'émission d'aéronefs prenant en compte la distance à la trajectoire et les conditions de propagation.

Concernant les valeurs limites, une distinction est faite entre les nouveaux aéroports (et les aéroports ayant fait l'objet d'une « expansion structurelle significative ») et les aéroports existants. A noter par ailleurs que le voisinage des bases aériennes militaires comprend également un zonage et des valeurs limites propres.

La notion d'**expansion structurelle significative** correspond à un **accroissement de 2 dBA** :

- soit du $LA_{eq, jour}$ dans le périmètre de protection diurne n°1,
- soit du $LA_{eq, nuit}$ dans le périmètre de protection nocturne.

L'article 4 de cette loi prévoit que des **zones de « protection »** soient déterminées sur la base d'un décret régional (pris au niveau du Land). Ces zones correspondent aux périmètres à l'intérieur desquels le niveau de pression acoustique continu équivalent LA_{eq} dû à l'activité aérienne et, dans le cas de la zone de protection nocturne, le niveau de pression acoustique maximum LA_{max} , dépassent les valeurs limites.

Au voisinage des aéroports existants, la protection acoustique des chambres à coucher est requise dès lors que le bruit dû à l'activité aérienne dépasse une valeur moyenne de nuit

égale à 55 dB ou si des événements sonores aéronautiques particulièrement bruyants se produisent de manière régulière.

Une valeur nettement plus stricte (53 dBA jusqu'en 2010, 50 dBA depuis le 1er janvier 2011), est considérée dans le cas de projets d'expansion de grande envergure.

Dans le cas de la création ou de l'expansion significative d'un nouvel aéroport d'aviation commerciale, l'aide à l'insonorisation est accordée aux logements exposés à un niveau de bruit moyen dû à l'activité aérienne dépassant 60 dBA. Cette valeur s'applique également aux aérodromes.

► Contour de la zone de protection nocturne

Conformément à un décret pris en application de l'article 3, paragraphe 2, du *FlugLärmG*, les contours de bruit en **NAT** (*Number Above Threshold*, correspondant au nombre maximum d'événements dépassant le seuil considéré) sont calculés pour la période de nuit (22h-6h) en prenant en compte une différence de niveau sonore entre l'intérieur et l'extérieur des habitations égale à 15 dBA. La zone de protection nocturne est définie comme la zone délimitée par ce contour et par le contour du niveau de pression acoustique continu équivalent durant la période d'évaluation T nocturne.

► Cartographie du bruit

La Directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement a également été réalisé au niveau fédéral dans la loi BImSchG (articles 47a et suivants).

► Activités bruyantes

L'impact sonore des installations ou matériels bruyants est régie par la sixième ordonnance d'application de la loi fédérale sur la maîtrise de l'exposition au bruit (TA Lärm, pour Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm, 26 août 1998). Ce texte s'applique aux « installations » soumises ou non à autorisation administrative et soumises aux prescriptions de la loi fédérale sur la maîtrise des immissions (Bundes-Immissionsschutzgesetz, BImSchG), à l'exception :

- des installations sportives non soumises à l'ordonnance sur la protection des infrastructures sportives contre le bruit (18e décret d'application, BImSchV) ;
- des activités de loisirs non soumises à autorisation administrative, ainsi que les restaurants en plein air ;
- des exploitations agricoles non soumises à autorisation administrative ;
- des aires de tir où sont utilisées des armes de calibre supérieur à 20 mm ;
- des carrières à ciel ouvert et installations associées ;
- des chantiers de construction ;
- des installations portuaires vouées au fret ;
- des installations à vocation sociale.

Les exceptions décrites ci-dessus sont couvertes par d'autres réglementations *BImSchG*.

Les indicateurs à prendre en compte sont :

- le **niveau de pression acoustique continu équivalent moyen LA_{eq}** tel que défini dans la norme DIN 45641 (évaluation du niveau sonore ambiant pour constater une éventuelle infraction, 1998) :
 - o $LA_{eq, (6h-22h)}$ pour la période de jour (évaluation portant sur une période de 16 heures)
 - o $LA_{eq, (22h-6h)}$ pour la période de nuit (évaluation basée sur le $LA_{eq, 1h}$ le plus élevé évalué durant la période 22h-6h).

- le **niveau de pression acoustique maximum** LA_{Fmax}
- le **niveau** $LA_{F_{Teq}}$ (encore appelé Takt maximum)

Cette réglementation considère la notion de **zone d'influence d'une installation**, définie comme la(les) zone(s) où :

- le niveau sonore dû à l'activité est moins de 10 dBA en deçà de la valeur limite fixée pour la zone en fonction de son zonage d'urbanisme, ou bien
- les niveaux instantanés maximum (LA_{Fmax}) sont égaux aux valeurs limites.

Valeurs limites d'exposition :

Limitation du bruit à l'extérieur des constructions :

Zones industrielles	70 dBA
Zones d'activités commerciales	
le jour	65 dBA
la nuit	50 dBA
Zones rurales habitées et zones mixtes	
le jour	60 dBA
la nuit	45 dBA
Zones à dominante résidentielle	
le jour	55 dBA
la nuit	40 dBA
Zones exclusivement résidentielles	
le jour	50 dBA
la nuit	35 dBA
Zones de cure, établissements hospitaliers et de soins	
le jour	45 dBA
la nuit	35 dBA

Les **niveaux de crête** ne peuvent dépasser les valeurs limites de plus de 30 dBA le jour et de plus de 20 dBA la nuit.

Limitation du bruit à l'intérieur des constructions :

- Le jour : 35 dBA
- La nuit : 25 dBA.

Les **niveaux de crête** ne peuvent dépasser les valeurs limites de plus de 10 dBA.

Périodes de jour et de nuit :

Sauf spécification relevant d'une réglementation locale (+/- 1 heure), les périodes de jour et de nuit retenues sont :

- période de jour : 6h00-22h00 +/- 1 heure
- période de nuit : 22h00-6h00

Terme correctif pour prise en compte du caractère impulsif du bruit

Lorsque le technicien chargé de mesurer le bruit de l'activité estime, de manière subjective, que le bruit a un caractère impulsionnel, le niveau $LA_{F_{Teq}}$ (niveau sonore T_{akt} Maximal comme déterminé par la norme DIN 45641, utilisé pour évaluer le caractère impulsionnel d'un bruit) est évalué (moyenne des LA_{Fmax} évalués sur une période cyclique de 5 secondes). La différence entre $LA_{F_{Teq}}$ et LA_{eq} permet de déterminer si le bruit est de nature impulsionnelle ou non. Si c'est le cas, un facteur correctif K_i est appliqué : fonction du niveau d'exposition, il est de 3 ou 6 dB.

Terme correctif pour prise en compte des tonalités marquées et du caractère de signification

La présence de tonalités marquées (évaluées par analyse FFT) ou d'un « contenu informationnel » fait l'objet d'un autre facteur correctif K_T . Sa valeur est de 3 ou 6 dB, suivant le caractère distinctif du bruit.

Cas d'un bruit permanent externe à l'installation

Lors de mesures de contrôle, pour discriminer un bruit permanent externe à l'installation, l'utilisation de l'indice fractile L_{AF95} est recommandée.

► Zones exposées au bruit des chantiers de construction

La loi *BImSchG* fait référence à l'ordonnance d'application *AVV Baulärm (Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Schutz gegen Baulärm)* pour les bruits de chantiers.

Zones exposées au bruit	Symbole	Valeurs limites			
		AVV Baulärm		VDI 2058	
		Jour	Nuit*	Jour	Nuit
Zones de cure, établissements hospitaliers et de soins	-	45 dBA	35 dBA	-	-
Hôpitaux, centres de soin, spas, annoncés par des panneaux de signalisation	-	-	-	45 dBA	35 dBA
Zones exclusivement résidentielles	WR	50 dBA	35 dBA	50 dBA	35 dBA
Zones à dominante résidentielle	WB,WA,WS	55 dBA	40 dBA	55 dBA	40 dBA
Zone mixte commerciale et résidentielle, sans prédominance	MD, MI, MK	60 dBA	45 dBA	60 dBA	45 dBA
Zone d'activités industrielles et commerciales exempte de site à risque élevé	GE	65 dBA	50 dBA	65 dBA	50 dBA
Zone d'activités industrielles et commerciales seulement	GI	70 dBA	70 dBA	70 dBA	70 dBA

* nuit : de 20h à 7h

L'indicateur est calculé sur la base de la pression acoustique mesurée L_{AF} .

Australie

► Un zonage fin

L'Australie s'est dotée d'une réglementation fédérale que les différents Etats peuvent adapter, en l'aggravant ou en l'atténuant, voire en la rejetant complètement, comme c'est le cas en Tasmanie, où le bruit n'est probablement pas le souci majeur des habitants.

Le découpage par zone est fin : les zones rurales, sont distinguées des zones résidentielles, des zones d'activités rurales, des zones d'activités artisanales, des zones commerciales, des zones industrielles diverses et des zones mono industries.

Table 1 Indicative noise factors for different land use categories

Land use category	Indicative noise factor Day (7 am–10 pm) dB(A)	Indicative noise factor Night (10 pm–7 am) dB(A)
Rural Living	47	40
Residential	52	45
Rural Industry	57	50
Light Industry	57	50
Commercial	62	55
General Industry	65	55
Special Industry	70	60

20 dBA séparent les seuils acoustiques affectés aux zones extrêmes la nuit et 23 dBA, le jour.

L_1 , L_{10} et LA_{max} , sont utilisés conjointement pour protéger les différents bâtiments dans ces zones. Par exemple, un local sensible au bruit (*noise sensitive premise*) ne sera pas exposé à plus de 35 dBA en L_{10} la nuit, le dimanche et les jours fériés, également à 45 dBA en L_1 et 55 dBA en LA_{max} .

Type of premises receiving noise	Time of day	Assigned level (dB)		
		L_{A10}	L_{A1}	$L_{A\max}$
Noise sensitive premises at locations within 15 metres of a building directly associated with a noise sensitive use	0700 to 1900 hours Monday to Saturday	45 + influencing factor	55 + influencing factor	65 + influencing factor
	0900 to 1900 hours Sunday and public holidays	40 + influencing factor	50 + influencing factor	65 + influencing factor
	1900 to 2200 hours all days	40 + influencing factor	50 + influencing factor	55 + influencing factor
	2200 hours on any day to 0700 hours Monday to Saturday and 0900 hours Sunday and public holidays	35 + influencing factor	45 + influencing factor	55 + influencing factor
Noise sensitive premises at locations further than 15 metres from a building directly associated with a noise sensitive use	All hours	60	75	80
Commercial premises	All hours	60	75	80
Industrial and utility premises	All hours	65	80	90

A l'intérieur d'un local, les sources sont discriminées en sources mobiles ou sources fixes :

- une source fixe (type climatiseur) : ne devra pas dépasser 52 dBA en LA_{eq} le jour (7h-22h) et 45 la nuit.
- si la source est mobile (type perceuse), le bruit ne peut dépasser 45 dBA en LA_{eq} et 60 dBA en LA_{max} , et seulement entre 8h et 20h, les jours ouvrés ou entre 9h et 20h le dimanche.

Tous ces niveaux sont en champ libre.

► **Transport routier**

Dans ce domaine, les niveaux sonores sont donnés en façade.

Table 3 Road traffic noise assessment criteria for residential land uses

Road category	Type of project/land use	Assessment criteria – dB(A)	
		Day (7 a.m.–10 p.m.)	Night (10 p.m.–7 a.m.)
Freeway/ arterial/ sub-arterial roads	1. Existing residences affected by noise from new freeway/arterial/sub-arterial road corridors	L _{Aeq} , (15 hour) 55 (external)	L _{Aeq} , (9 hour) 50 (external)
	2. Existing residences affected by noise from redevelopment of existing freeway/arterial/sub-arterial roads	L _{Aeq} , (15 hour) 60 (external)	L _{Aeq} , (9 hour) 55 (external)
	3. Existing residences affected by additional traffic on existing freeways/arterial/sub-arterial roads generated by land use developments		
Local roads	4. Existing residences affected by noise from new local road corridors	L _{Aeq} , (1 hour) 55 (external)	L _{Aeq} , (1 hour) 50 (external)
	5. Existing residences affected by noise from redevelopment of existing local roads		
	6. Existing residences affected by additional traffic on existing local roads generated by land use developments		

Les seuils sont sévères par comparaison avec la réglementation française : 5 dBA plus stricts, sauf pour les voies rapides.

S'il s'agit de bâtiments sensibles au bruit, les niveaux seuils sont des L_{Aeq 1h} (équivalent au L₁₀), soit les niveaux les plus élevés, mesurés pendant une heure entre 7h et 22 h ou entre 22h et 7h.

Existing sensitive land use	Assessment criteria – dB(A)		Additional considerations
	Day (7 a.m.–10 p.m.)	Night (10 p.m.–7 a.m.)	
1. School classrooms	L _{Aeq} , (1 hour) 40 (internal) when in use	–	In the case of buildings used for education or health care, noise level criteria for spaces other than classrooms and wards may be obtained by interpolation from the 'maximum' levels shown in Australian Standard 2107:2000 (Standards Australia 2000).
2. Hospital wards	L _{Aeq} , (1 hour) 35 (internal)	L _{Aeq} , (1 hour) 35 (internal)	
3. Places of worship	L _{Aeq} , (1 hour) 40 (internal)	L _{Aeq} , (1 hour) 40 (internal)	The criteria are internal, i.e. the inside of a church. Areas outside the place of worship, such as a churchyard or cemetery, may also be a place of worship. Therefore, in determining appropriate criteria for such external areas, it should be established what in these areas may be affected by road traffic noise. For example, if there is a church car park between a church and the road, compliance with the internal criteria inside the church may be sufficient. If, however, there are areas between the church and the road where outdoor services may take place such as weddings and funerals, external criteria for these areas are appropriate. As issues such as speech intelligibility may be a consideration in these cases, the passive recreation criteria (see point 5) may be applied.

Dans le tableau ci-dessus et dans le tableau suivant, les bâtiments sensibles sont affectés de niveaux seuils « intérieurs », sous entendu, que les fenêtres soient ouvertes et fermées. De plus, pour les établissements particulièrement sensibles comme les crèches ou les hôpitaux, les seuils OMS sont repris intégralement.

Existing sensitive land use	Assessment criteria – dB(A)		Additional considerations
	Day (7 a.m.–10 p.m.)	Night (10 p.m.–7 a.m.)	
4. Open space (active use)	$L_{Aeq, (15 \text{ hour})}$ 60 (external) when in use	–	Active recreation is characterised by sporting activities and activities which generate their own noise or focus for participants, making them less sensitive to external noise intrusion. Passive recreation is characterised by contemplative activities that generate little noise and where benefits are compromised by external noise intrusion, e.g. playing chess, reading.
5. Open space (passive use)	$L_{Aeq, (15 \text{ hour})}$ 55 (external) when in use	–	In determining whether areas are used for active or passive recreation, the type of activity that occurs in that area and its sensitivity to noise intrusion should be established. For areas where there may be a mix of passive and active recreation, e.g. school playgrounds, the more stringent criteria apply. Open space may also be used as a buffer zone for more sensitive land uses.
6. Isolated residences in commercial or industrial zones	–	–	For isolated residences in industrial or commercial zones, the external ambient noise levels can be higher than those in residential areas. Internal noise levels in such residences are likely to be more appropriate in assessing any road traffic noise impacts, and the proponent should determine suitable internal noise level targets, taking guidance from Australian Standard 2107:2000 (Standards Australia 2000).
7. Mixed use development	–	–	Each component of use in a mixed use development should be considered separately. For example, in a mixed use development containing residences and a childcare facility, the residential component should be assessed against the appropriate criteria for residences in Table 3, and the childcare component should be assessed against point 8 below.
8. Childcare facilities	Sleeping rooms $L_{Aeq, (1 \text{ hour})}$ 35 (internal) Indoor play areas $L_{Aeq, (1 \text{ hour})}$ 40 (internal) Outdoor play areas $L_{Aeq, (1 \text{ hour})}$ 55 (external)	–	Multi-purpose spaces, e.g. shared indoor play/sleeping rooms should meet the lower of the respective criteria. Measurements for sleeping rooms should be taken during designated sleeping times for the facility, or if these are not known, during the highest hourly traffic noise level during the opening hours of the facility.
9. Aged care facilities	–	–	Residential land use noise assessment criteria should be applied to these facilities (see Table 3).

► Transport ferroviaire

Les trains « lourds » (fret ou train de grande ligne) sont distingués des trains « légers » (trains de banlieue et tramways). Les premiers sont caractérisés avec un LA_{eq} et un LA_{max} , les seconds sont exemptés de contraintes en LA_{max} sur la période diurne.

► Trains lourds

Type of development	Noise trigger levels dB(A) (External) ^{1,2}	
	Day (7 am–10 pm)	Night (10 pm–7 am)
New rail line development ³	Predicted rail noise levels exceed:	
	60 $LA_{eq}(15h)$ OR 80 LA_{max}	55 $LA_{eq}(9h)$ OR 80 LA_{max}
Redevelopment of existing rail line ⁴	Development increases existing $LA_{eq(periode)}$ ⁵ rail noise levels by 2 dB or more, or existing LA_{max} rail noise levels by 3 dB or more and predicted rail noise levels exceed:	
	65 $LA_{eq}(15h)$ OR 85 LA_{max}	60 $LA_{eq}(9h)$ OR 85 LA_{max}

► Trains légers

Table 2 Airborne *light rail* noise triggers for residential land uses

Type of development	Time of day	Noise trigger levels dB(A) (External) ¹	
All light rail line developments ²	Day (7 am–10 pm)	60 LA_{eq} , 15 h	80 LA_{max}
	Night (10 pm–7 am)	50 LA_{eq} , 9 h	80 LA_{max}

► **Transport aérien**

L'Australie a développé dans les années 1980, un système d'indicateurs dit ANEF (pour *Australian Noise Exposition Forecast*). Cet indicateur est un mix de niveaux de bruit calculés ou mesurés en EPNL (niveau de bruit en LA_{eq} avec une prise en compte de la forme du spectre du bruit), du LA_{max} et d'un indicateur de gêne dit GR ou Global Réponse. (Cette réglementation est aujourd'hui consignée dans un document référencé *AS2021-2000, Acoustics - Aircraft noise intrusion - Building siting and construction*). L'isophone ANEF 20 est censé distinguer les gens gênés de ceux qui ne le sont pas.

L'indicateur ANEF sert à distinguer trois zones :

- ANEF < 20 : Aucune restriction d'urbanisme
- 20 < ANEF < 25 : Logements neufs admis mais avec insonorisation adaptée
- ANEF > 25 : Construction de logements interdite

Il est apparu que l'ANEF ne correspondait pas au but recherché et, même s'il est toujours l'indicateur officiel, des indicateurs parallèles sont proposés et utilisés. Il s'agit, plutôt que de se baser sur le calcul d'un bruit moyen cumulé, de considérer le bruit aéronautique comme une série d'événements acoustiques distincts. Le **N70** associe la représentation de l'isophone 70 dBA dû au survol d'un unique appareil et le nombre de survols : pour un endroit donné, on dénombre combien de fois par jour cette localisation se trouve à l'intérieur ou à l'extérieur de l'isophone 70 dBA. L'indicateur **PEI** (pour *Person-Events Index*) dénombre les personnes exposées à un dépassement de 70 dBA dans une journée « moyenne ». L'**AIE**, enfin, est le rapport entre la valeur de PEI en un endroit donné et le nombre total de personnes exposées. Cette démarche d'utilisation d'indicateurs plus « parlants » pour communiquer avec le grand public, concrétisée par une application logicielle dénommée TNIP (pour *Transparent Noise Information Package*) est utilisée pour la communication de l'aéroport de Sydney⁵⁵.

⁵⁵ La démarche TNIP est également appliquée, sous une forme adaptée, à Vienne (Autriche) et Stockholm
Arlanda (Suède)

Danemark

La direction de l'environnement danoise a publié des valeurs limites recommandées pour la plupart des types de bruit ambiant. Ces valeurs sont généralement fixées sur la base d'études relatives à la conception du bruit parmi de larges groupes de population. Des entretiens révèlent le pourcentage de personnes exposées à un certain niveau de bruit qui jugent ce bruit très gênant. De manière générale, les valeurs limites retenues correspondent à un niveau de bruit pour lequel environ 10 % des personnes soumises aux tests (les personnes les plus sensibles au bruit) se déclarent fortement gênées par ce bruit.

Le bruit dans l'environnement est évalué au Danemark au moyen du niveau acoustique d'évaluation L_r : il est calculé à partir du LA_{eq} , niveau de pression acoustique continu équivalent pondéré A, affecté de pénalités : KT pour les tonalités marquées et KI pour les bruits de type impulsionnel. Il se mesure généralement en champ libre à 1,50 m du sol.

► Transport routier

Les valeurs limites servent principalement aux aménageurs lors de l'implantation d'une nouvelle zone résidentielle proche d'une voie routière. Elles sont également utilisées pour les études d'impact au voisinage de zones résidentielles existantes. Ces valeurs sont issues de la recommandation n°3/1984, élaborée par la direction de l'environnement et intitulée Le bruit du trafic dans les zones d'habitation («*Trafikstøj i boligområder*»), et sont fixées conformément à l'article 14 de la loi sur la protection de l'environnement. Le texte actuellement en vigueur date de 2007 : Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, no. 4/2007 "Noise from Roads".

Indices ou indicateurs utilisés :

- Avant 2007 : $LA_{eq, 24h}$
- Depuis 2007 : L_{den}

Valeurs limites :

Zonage d'urbanisme	Valeur limite recommandée (L_{den})
Zones à vocation récréative situées en environnement rural (zones d'hébergement de loisirs, terrains de camping, etc.)	53 dBA
Zones à vocation récréative situées en environnement urbain (parcs, campings municipaux, etc.)	58 dBA
Zones résidentielles (logements, zones à vocation d'activités de plein air)	58 dBA
Zones d'activités publiques (hôpitaux, institutions, écoles, universités, etc.)	58 dBA
Zones d'activités commerciales (hôtels, bureaux, etc.):	63 dBA

► Transport ferroviaire

A l'instar des valeurs limite en vigueur pour les voies routières, les valeurs limites propres au bruit des infrastructures ferroviaires sont principalement utilisées pour les règles d'urbanisme et sont **exprimées en L_{den}** . Elles sont de **6 dB moins strictes que pour la route**.

Ces valeurs limites recommandées pour le bruit ferroviaire ont été publiées en juillet 2007 dans un supplément aux *Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency*, no.

1/1997 "Noise and Vibration from Railways": Additional guidelines, no. 1/1997 "Noise and Vibration from Railways".

Indices ou indicateurs utilisés :

- L_{den}
+
- Niveau sonore maximum LA_{max}
+
- Niveau d'accélération vibratoire maximum

Valeurs limites :

Zonage d'urbanisme	Valeur limite recommandée (L_{den})
Zones à vocation récréative situées en environnement rural (zones d'hébergement de loisirs, terrains de camping, etc.)	59 dBA
Zones à vocation récréative situées en environnement urbain (parcs, campings municipaux, etc.)	64 dBA
Zones résidentielles (logements, zones à vocation d'activités de plein air)	64 dBA
Zones d'activités publiques (hôpitaux, institutions, écoles, universités, etc.)	64 dBA
Zones d'activités commerciales (hôtels, bureaux, etc.)	69 dBA

Niveau sonore maximum : 85 dBA LA_{max}

Niveau d'accélération vibratoire maximum : 75 KB

► **Transports aérien (aéroports et aérodromes)**

► Indices ou indicateurs utilisés :

- L_{den}
- LA_{max} (de nuit)

Ces valeurs s'utilisent à la fois pour l'instruction des permis de construire et pour l'application des règles d'urbanisme.

Valeurs limites :

Valeurs limites recommandées (L_{den})		
	Aérodrome	Aéroport, base aérienne
Zones résidentielles et bâtiments publics sensibles au bruit (écoles, hôpitaux, établissements de soin, etc.)	45 dBA	55 dBA
Zones résidentielles dispersées, en zone rurale	50 dBA	60 dBA
Zones d'activités commerciales (hôtels, bureaux, etc.)	60 dBA	60 dBA
Zones d'hébergement de loisirs (bungalows, campings, etc.)	45 dBA	50 dBA
Autres zones de loisirs, sans possibilité d'hébergement	50 dBA	55 dBA

La nuit, un seuil de bruit maximum de 80 dBA LA_{max} est requis (70 dBA LA_{max} pour les aérodromes).

Par ailleurs, le gouvernement danois a financé l'insonorisation des logements exposés à un niveau de bruit journalier dépassant 65 dBA.

Enfin, une **pénalité de 5 dB** est appliquée aux **activités aériennes particulières** telles que le parachute ascensionnel, les vols d'entraînement à la navigation à vue, les vols d'agrément, les ULM, etc., les weekends et, en semaine, durant la soirée et la nuit.

Texte officiel en vigueur : ***Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, no. 5/1994 " Noise from Airfields : Assessment, measurement, calculation, and control "*** (en danois).

► **Activités industrielles, artisanales et commerciales**

► Indices ou indicateurs utilisés :

- Jour : LA_{eq} 8h (7h00-18h00) - moyenne sur les 8 heures les plus bruyantes
- Soirée : LA_{eq} 1h (18h00-22h00) - moyenne sur l'heure la plus bruyante
- Nuit : LA_{eq} 30mn (22h00-7h00) - moyenne sur la demi-heure la plus bruyante
- Tonalités marquées ou bruits impulsionnels : pénalité de 5 dB.
- Dans les zones résidentielles, **un niveau de bruit instantané maximal** est à **respecter la nuit** : LA_{max} (Fast – 125 ms)

Ces valeurs guides s'utilisent principalement pour l'instruction des permis de construire ou pour les restrictions liées au bruit. Elles servent aussi à l'application de règles d'urbanisme. Les valeurs recommandées varient en fonction des périodes jour, soirée et nuit.

► Valeurs limites :

Valeurs limites recommandées (LA _{eq})		Jour : LA _{eq} 8h (7h00-18h00)	
		Soirée : LA _{eq} 1h (18h00-22h00)	
		Nuit : LA _{eq} 30mn (22h00-7h00)	
	Lundi - Vendredi 7h-18h, Samedi 7h-14h	Lundi - Vendredi 6h-22h, Samedi 14h-22h, Dimanche et jours fériés 7h-22h	Tous les jours 22h-7h
1. Zones industrielles et commerciales	70 dBA	70 dBA	70 dBA
2. Zones industrielles et commerciales où les activités sont soumises à des restrictions	60 dBA	60 dBA	60 dBA
3. Zones mixtes résidentielles et d'activités, centre villes, etc.	55 dBA	45 dBA	40 dBA
4. Zones résidentielles comportant des immeubles	50 dBA	45 dBA	40 dBA
5. Zones résidentielles, constructions de petite hauteur	45 dBA	40 dBA	35 dBA
6. Zones de résidences de vacances et zones récréatives	40 dBA	35 dBA	35 dBA

En cas de **tonalités marquées** ou de **bruits impulsionnels**, une **pénalité de 5 dB** est appliquée au niveau de bruit équivalent afin d'obtenir l'indicateur de niveau de bruit.

Pour les zones résidentielles, une **valeur limite maximale** est à respecter la nuit : **LA_{max} = L_r +15 dB** (soit 50 ou 55 dBA).

Les valeurs limites étant fonction des périodes de la journée, pour faciliter la délimitation de zones de bruit exploitables à des fins de restrictions d'urbanisme, une série de valeurs limites dédiées au zonage d'urbanisme sont considérées (**exprimées en L_{den}**). Ces valeurs ont été publiées dans un document intitulé *Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, no. 4/2006 "Noise Mapping and Noise Action Plans"*.

	Valeur limite utilisable pour l'application de règles d'urbanisme (L_{den})
Zones industrielles	70 dBA
Zones industrielles et commerciales où les activités sont soumises à des restrictions	60 dBA
Zones mixtes résidentielles et d'activités, centre villes, etc.	50 dBA (55 lorsque l'activité a lieu uniquement le jour et en semaine)
Zones résidentielles comportant des immeubles	50 dBA
Zones résidentielles, constructions de petite hauteur	45 dBA
Zones de résidences de vacances et zones récréatives	40 dBA

Texte officiel en vigueur : *Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, no. 5/1984 "Outdoor noise emission from industrial sites"* (en danois).

► **Zones exposées aux basses fréquences, aux infrasons ou aux vibrations**

- Indices, indicateurs utilisés :
 - Niveau équivalent basses fréquences : $L_{pA,LF(10-160Hz)}$
 - Niveau d'infrasons pondéré G : $L_{pG(ca. 5-20Hz)}$
 - Niveau d'accélération vibratoire

- Valeurs limites recommandées :

Basses fréquences et infrasons

Destination des locaux		Valeurs limites recommandées (mesurées à l'intérieur)	
		$L_{pA,LF(10-160Hz)}$	Niveau d'infrasons pondéré G $L_{pG(ca. 5-20Hz)}$
Logements, établissements recevant de jeunes enfants	Soirée/Nuit (18h00-7h00)	20	85
	Jour (7h00-18h00)	25	85
Bureaux, écoles et autres locaux sensibles au bruit		30	85
Autres locaux de sites industriels		35	90

La valeur retenue correspond au plus grand $LA_{eq,10min}$ mesuré sur la période d'observation.

Vibrations

Destination des locaux		Valeurs limites recommandées (mesurées à l'intérieur)
		Niveau d'accélération vibratoire maximum
Zones résidentielles	jour, soirée et nuit	75
Logements situés dans des zones mixtes (résidentielles et d'activité)	soirée et nuit	
Etablissements recevant de jeunes enfants		
Logements situés dans des zones mixtes (résidentielles et d'activité)	journée	80
Bureaux, locaux d'enseignement, etc.		80
Locaux professionnels autres que bureaux		85

► **Parcs éoliens**

► Indices ou indicateurs utilisés :

- LA_{eq} – Niveau équivalent pondéré A mesuré à un 1,5 m du sol pour des vitesses de vent de 6 et 8 m/s mesurées à 10 mètres du sol
- $LA_{eq,10-160\text{ Hz}}$ (niveau calculé)

► Valeurs limites obligatoires :

Valeurs limites obligatoires	
	LA_{eq}
Zones rurales	44 dBA pour une vitesse de vent de 8 m/s
	42 dBA pour une vitesse de vent de 6 m/s
Zones résidentielles et autres zones sensibles au bruit	39 dBA pour une vitesse de vent de 8 m/s
	37 dBA pour une vitesse de vent de 6 m/s

La direction de l'environnement danoise a récemment (décembre 2011) intégré un volet basses fréquences à sa réglementation.

Les valeurs limites du bruit basses fréquences en vigueur au Danemark, dans le cas général, sont de 20 dBA (soirée et nuit) et 25 dBA (journée). La bande de fréquence considérée est 10-160 Hz. Le niveau est mesuré à l'intérieur des habitations. Depuis décembre 2011, ces valeurs limites s'appliquent également aux parcs éoliens, mais le niveau de bruit est calculé, contrairement aux autres sources de bruit, pour lequel les niveaux sont mesurés (la méthode de calcul fait actuellement l'objet de controverses).

Textes officiels :

- *Statutory Orders no. 1518 of 14 December 2006 sets mandatory noise limits for wind turbines* (en anglais).
- *Bekendtgørelse om støj fra vindmøller (Statutory Order on noise from wind turbines)*, n°1284, Miljøministeriet (Ministry of the Environment), 15 décembre 2011 (en danois).

► **Sports motorisés****Indices ou indicateurs utilisés :**

Même méthode de prévision que pour le bruit des sites industriels, mais à cette différence près que la valeur à considérer correspond au plus grand $LA_{eq,1h}$ mesuré. Les valeurs limites recommandées sont aussi fonction du nombre de jours d'exploitation du circuit.

Texte officiel : EPA Guidelines n°2/2005

► **Activités de tir, ball-trap****Indices ou indicateurs utilisés :**

- $L_{pA,I}$

Le bruit des activités de tir est évalué en calculant ou mesurant le maximum du niveau de pression acoustique équivalent pondéré A avec pondération temporelle I (impulsion) de coups de feux isolés.

Texte officiel : EPA Guidelines n°1 et n°2/2005

► **Ferries à grande vitesse**

Valeurs limites utilisées pour l'instruction des permis d'exploitation des ferries à grande vitesse. Pour ce type de source, les indicateurs L_{den} et LA_{max} s'avèrent nettement moins pertinents que le $LA_{eq(10-160Hz)}$.

Indices ou indicateurs utilisés :

- Niveau de bruit pondéré A dans la bande de fréquence 10-169 Hz, mesuré sur une durée de 2 minutes, dans la pièce la plus exposée : $LA_{eq,2min, 10-160 Hz}$
- L_{den}
- LA_{max}

Valeurs limites :

Valeurs limites recommandées pour le bruit basses fréquences à l'intérieur des logements		
		$LA_{eq,2min, 10-160 Hz}$
Logements, crèches, etc.	Soirée/Nuit (18h00-7h00)	25 dBA
	Jour (7h00-18h00)	30 dBA
Pièces aux activités sensibles au bruit, salles de classe, bureaux		35 dBA
Autres pièces dans les bureaux		40 dBA

Autres valeurs limites		
	L_{den}	LA_{max}
Zones résidentielles et établissements sensibles au bruit (écoles, hôpitaux, établissements de soin, etc.)	55 dBA	70 dBA
Zone rurale à dominante résidentielle	55 dBA	70 dBA
Zone d'activités commerciales (hôtels, bureaux, etc.)	60 dBA	75 dBA
Zones d'hébergement de loisirs (bungalows, campings, etc.)	50 dBA	65 dBA
Autres zones de loisirs, sans possibilité d'hébergement	55 dBA	70 dBA

Texte officiel en vigueur : Statutory Orders no. 821 of 23. Octobre 1997

Espagne

► Activités industrielles bruyantes

En Espagne, le gouvernement central est chargé de transposer les réglementations européennes en droit espagnol. L'Etat pose également les principes de base en matière de législation sur l'environnement. Les réglementations prises à l'échelon des régions autonomes sont conformes à ce référentiel législatif national. Mais elles peuvent adopter des réglementations supplémentaires et détiennent l'essentiel du pouvoir en termes de gestion de l'environnement.

La réglementation sur le bruit en vigueur en Espagne découle de la « loi Bruit » n°37/2003 du 17 novembre 2003. Concernant la protection des populations contre l'exposition au bruit, le principal texte d'application de cette loi est le décret royal du 19 octobre 2007 relatif au zonage acoustique et aux objectifs de qualité en matière d'exposition au bruit [*Real Decreto 1367/2007, de 19 de octubre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a zonificación acústica, objetivos de calidad y emisiones acústicas*]. Des valeurs limites et des valeurs cibles (objectifs de qualité acoustique) sont considérées.

La transposition en droit espagnol de la Directive européenne sur l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement s'est concrétisée quant à elle par le décret 1513/2005 du 16 décembre 2005.

► Transport routier

- Routes nouvelles : LAeq, jour, LAeq, soirée, LAeq, nuit

Les nouvelles infrastructures routières doivent respecter des valeurs limites d'exposition au bruit qui sont fonction des zonages acoustiques concernés et de la période de la journée :

A N E X O III

Emisores acústicos. Valores límite de inmisión

Tabla A1. Valores límite de inmisión de ruido aplicables a nuevas infraestructuras viarias, ferroviarias y aeroportuarias.

Tipo de área acústica		Índices de ruido		
		L_d	L_e	L_n
e	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso sanitario, docente y cultural que requiera una especial protección contra la contaminación acústica	55	55	45
a	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso residencial.	60	60	50
d	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso terciario distinto del contemplado en c.	65	65	55
c	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso recreativo y de espectáculos.	68	68	58
b	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso industrial	70	70	60

Tableau 1, Annexe III du décret du 19 octobre 2007 : Valeurs limites d'exposition au bruit applicables aux infrastructures routières, ferroviaires et aéroportuaires nouvelles

► Transports ferroviaire et aérien

- Voies ferroviaires nouvelles et nouveaux aéroports : LAeq, jour, LAeq, soirée, LAeq, nuit + L_{max}

Les nouvelles infrastructures ferroviaires doivent respecter des valeurs limites d'exposition au bruit qui sont fonction des zonages acoustiques concernés et de la période de la journée ($LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, soirée}$, $LA_{eq, nuit}$). Ce sont les mêmes valeurs que pour le bruit routier. Elles doivent aussi respecter un **niveau de bruit instantané maximal** LA_{max}^{56} (spécificité des voies ferrées et des aéroports) :

A N E X O III

Emisores acústicos. Valores límite de inmisión

Tabla A1. Valores límite de inmisión de ruido aplicables a nuevas infraestructuras viarias, ferroviarias y aeroportuarias.

Tipo de área acústica		Índices de ruido		
		L_d	L_e	L_n
e	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso sanitario, docente y cultural que requiera una especial protección contra la contaminación acústica	55	55	45
a	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso residencial.	60	60	50
d	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso terciario distinto del contemplado en c.	65	65	55
c	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso recreativo y de espectáculos.	68	68	58
b	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso industrial	70	70	60

Tableau 1, Annexe III du décret du 19 octobre 2007 : Valeurs limites d'exposition au bruit applicables aux infrastructures routières, ferroviaires et aéroportuaires nouvelles

Tabla A2. Valores límite de inmisión máximos de ruido aplicables a infraestructuras ferroviarias y aeroportuarias.

Tipo de área acústica		Índice de ruido L_{Amax}
e	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso sanitario, docente y cultural que requiera una especial protección contra la contaminación acústica	80
a	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso residencial.	85
d	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso terciario distinto del contemplado en c.	88
c	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso recreativo y de espectáculos.	90
b	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso industrial	90

Tableau 2, annexe III du décret du 19 octobre 2007 : Valeurs limites maximales d'exposition au bruit applicables aux infrastructures ferroviaires et aéroportuaires nouvelles

Des aides à l'insonorisation sont disponibles pour les logements antérieurs à avril 1996.

► **Prise en compte de la multiexposition : $LA_{eq,jour}$, $LA_{eq,soirée}$, $LA_{eq,nuit}$**

Les nouvelles infrastructures routières, ferroviaires et aéroportuaires doivent faire en sorte que leurs **effets cumulatifs** ne dépassent pas les **objectifs de qualité acoustique** établis pour chaque type de zone acoustique (cf. article 23.3 du décret royal du 19 octobre 2007).

⁵⁶ L_{Amax} (Fast – 125 ms) tel que défini dans la norme ISO 1996-1:2003

Dans les **zones urbanisées existantes**, des objectifs de qualité acoustique sont définis, en fonction du type de zonage d'urbanisme (cf. valeurs dans le tableau suivant). Le respect de ces objectifs suppose que deux conditions soient remplies :

- aucune des valeurs moyennes évaluées sur une période d'un an ne dépassent les valeurs guides spécifiées pour chaque zonage acoustique
- 97% des valeurs journalières sont en deçà de la valeur guide + 3 dB

A N E X O II

Objetivos de calidad acústica

Tabla A. Objetivos de calidad acústica para ruido aplicables a áreas urbanizadas existentes.

Tipo de área acústica		Índices de ruido		
		L_d	L_e	L_n
e	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso sanitario, docente y cultural que requiera una especial protección contra la contaminación acústica	60	60	50
a	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso residencial.	65	65	55
d	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso terciario distinto del contemplado en c).	70	70	65
c	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso recreativo y de espectáculos.	73	73	63
b	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso industrial	75	75	65
f	Sectores del territorio afectados a sistemas generales de infraestructuras de transporte, u otros equipamientos públicos que los reclamen. (1)	Sin determinar	Sin determinar	Sin determinar

(1) En estos sectores del territorio se adoptarán las medidas adecuadas de prevención de la contaminación acústica, en particular mediante la aplicación de las tecnologías de menor incidencia acústica de entre las mejores técnicas disponibles, de acuerdo con el apartado a), del artículo 18.2 de la Ley 37/2003, de 17 de noviembre.

Nota: Los objetivos de calidad aplicables a las áreas acústicas están referenciados a una altura de 4 m.

Tableau A, annexe II du décret du 19 octobre 2007 : Objectifs de qualité acoustique applicables aux zones urbanisées existantes

L_d : indicateur de gêne pour la période diurne (niveau sonore moyen pondéré A tel que défini par la norme ISO 1996-2: 1987 : niveau déterminé sur la période de jour s'étendant de 6 heures à 18 heures, représentatif de toutes les périodes diurnes sur une année).

L_e : indicateur de gêne pour la période de la soirée (niveau sonore moyen pondéré A tel que défini par la norme ISO 1996-2: 1987 : niveau déterminé sur la période de jour s'étendant de 18 heures à 22 heures, représentatif de toutes les périodes de soirée sur une année)

L_n : indicateur de gêne pour la période de la nuit (niveau sonore moyen pondéré A tel que défini par la norme ISO 1996-2: 1987 : niveau déterminé sur la période de nuit s'étendant de 22 heures à 6 heures, représentatif de toutes les périodes de nuit sur une année).

► **Niveaux sonores à l'intérieur des constructions sensibles au bruit : $LA_{eq,jour}$, $LA_{eq,soirée}$, $LA_{eq,nuit}$ + Indice de vibration Law**

L'intérieur des habitations, hôpitaux, écoles et locaux dédiés aux activités culturelles font également l'objet **d'objectifs de qualité acoustique**, ainsi que de **limitation des vibrations** :

Qualité acoustique : $LA_{eq, jour}$, $LA_{eq, soirée}$, $LA_{eq, nuit}$

Uso del edificio	Tipo de Recinto	Índices de ruido		
		L_d	L_e	L_n
Vivienda o uso residencial	Estancias	45	45	35
	Dormitorios	40	40	30
Hospitalario	Zonas de estancia	45	45	35
	Dormitorios	40	40	30
Educativo o cultural	Aulas	40	40	40
	Salas de lectura	35	35	35

Indice de vibration L_{aw}

L'indice de vibration L_{aw} exprimé en dB, se détermine au moyen de la formule suivante :

$$L_{aw} = 20 \lg \frac{a_w}{a_0}$$

où :

- a_w est le maximum de la valeur efficace (RMS) du signal d'accélération, avec une pondération en fréquence w_m , durant un temps t , $a_w(t)$, en m/s^2 .
- a_0 est l'accélération de référence ($a_0 = 10^{-6} m/s^2$)
- La pondération en fréquence s'effectue à partir de la courbe d'atténuation w_m définie dans la norme ISO 26312:2003: Vibrations mécaniques et chocs – Evaluation de l'exposition des individus aux vibrations globales du corps - Partie 2 : Vibrations dans les bâtiments (1 Hz à 80 Hz).
- La valeur efficace $a_w(t)$ est obtenue par le calcul de la moyenne exponentielle à constante de temps 1 s (lent), en retenant la valeur maximum mesurée a_w .

Uso del edificio	Índice de vibración L_{aw}
Vivienda o uso residencial	75
Hospitalario	72
Educativo o cultural	72

► **Activités bruyantes (et activités portuaires) : LKX + Law**

► Activités nouvelles

Les installations, établissements ou activités portuaires, industrielles, commerciales, de stockage, sportives ou de loisirs sont soumises au respect de valeurs limites :

Tipo de área acústica		Índices de ruido		
		L _K , d	L _K , e	L _K , n
e	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso sanitario, docente y cultural que requiera una especial protección contra la contaminación acústica	50	50	40
a	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso residencial.	55	55	45
d	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso terciario distinto del contemplado en c.	60	60	50
c	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso recreativo y de espectáculos.	63	63	53
b	Sectores del territorio con predominio de suelo de uso industrial	65	65	55

LK_x est le niveau continu équivalent de long terme correspondant à la période de la journée X associé à la gêne ou aux effets néfastes imputables à la présence de composantes tonales émergentes (**tonalités marquées**), de **composantes basses fréquence** et de bruit à **caractère impulsionnel**.

$$L_{K_{eq}, T} = L_{A_{eq}, T} + K_t + K_f + K_i \text{ et}$$

$$L_{K,x} = 10 \lg \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 10^{0.1(L_{K_{eq},x})_i} \right)$$

Banda de frecuencia 1/3 de octava	Lt en dB	Componente tonal K _t en dB
De 20 a 125 Hz	Si Lt < 8	0
	Si 8 <= Lt <= 12	3
	Si Lt > 12	6
De 160 a 400 Hz	Si Lt < 5	0
	Si 5 <= Lt <= 8	3
	Si Lt > 8	6
De 500 a 10000 Hz	Si Lt < 3	0
	Si 3 <= Lt <= 5	3
	Si Lt > 5	6

$$L_t = L_f - L_s$$

Avec :

- L_f : niveau de pression acoustique de la bande f qui contient la tonalité marquée
- L_s : moyenne arithmétique des niveaux de pression acoustique adjacents à la bande f

La réglementation inclut également un indicateur de vibrations L_{aw}.

► Locaux d'activités adjacents à des habitations

Dans le cas d'activités bruyantes adjacentes à des habitations, des valeurs limites particulières sont requises (indices de long terme $L_{K, jour}$, $L_{K, soirée}$, $L_{K, nuit}$) :

Tabla B2. Valores límite de ruido transmitido a locales colindantes por actividades.

Uso del local colindante	Tipo de Recinto	Índices de ruido		
		$L_{K, d}$	$L_{K, e}$	$L_{K, n}$
Residencial	Zonas de estancias	40	40	30
	Dormitorios	35	35	25
Administrativo y de oficinas	Despachos profesionales	35	35	35
	Oficinas	40	40	40
Sanitario	Zonas de estancia	40	40	30
	Dormitorios	35	35	25
Educativo o cultural	Aulas	35	35	35
	Salas de lectura	30	30	30

Grande-Bretagne

► Urbanisme et planification

Le chapitre "Planning and Noise" du *Planning Policy Guidance PPG24* établit la politique gouvernementale en matière d'urbanisme et d'environnement sonore et donne les lignes directrices à suivre par les autorités locales en Grande-Bretagne sur la façon de faire usage du levier de l'urbanisme pour minimiser les impacts de l'exposition au bruit. Ce document précise les paramètres à prendre en compte lors de décisions d'aménagements, qu'il s'agisse de projets d'infrastructures ou de l'installation d'activités bruyantes. Il introduit la notion de classes d'exposition au bruit (NECs, pour *Noise Exposure Categories*) à prendre en compte lors de l'implantation d'habitations nouvelles et recommande des niveaux sonores, fonction des sources de bruit. Enfin, ce texte propose la mise en œuvre de mesures de nature à réduire l'impact du bruit.

Niveaux sonores (en champ libre) respectifs des quatre classes d'exposition au bruit (cas des habitations nouvelles) :

Noise Levels ⁰ Corresponding To The Noise Exposure Categories For New Dwellings $L_{Aeq,T}$ dB				
Noise Source	Noise Exposure Category			
	A	B	C	D
road traffic				
07.00 - 23.00	<55	55 - 63	63 - 72	>72
23.00 - 07.00 ¹	<45	45 - 57	57 - 66	>66
rail traffic				
07.00 - 23.00	<55	55 - 66	66 - 74	>74
23.00 - 07.00 ¹	<45	45 - 59	59 - 66	>66
air traffic ²				
07.00 - 23.00	<57	57 - 66	66 - 72	>72
23.00 - 07.00 ¹	<48	48 - 57	57 - 66	>66
mixed sources ³				
07.00 - 23.00	<55	55 - 63	63 - 72	>72
23.00 - 07.00 ¹	<45	45 - 57	57 - 66	>66

¹ Niveaux sonores de nuit (23h-7h) : lorsque des événements sonores individuels dépassent régulièrement les 82 dBA $L_{A_{max}}$ (pondération temporelle S lente), typiquement, plusieurs fois au cours d'une heure donnée, le site devrait être catégorisé en classe C, indépendamment du $L_{A_{eq,8h}}$ (sauf pour les sites où le $L_{A_{eq,8h}}$ place déjà le site en classe D).

Le terme de « Mixed sources » fait référence à toute combinaison de bruit provenant d'une route, d'une voie de chemin de fer, d'un aéroport ou d'un site industriel, sans prédominance d'aucune de ces sources.

Dans le tableau précédent, les valeurs de jour pour les classes NEC A et NEC B, pour les routes et les voies ferrées, sont tirées des recommandations de l'OMS (« *Afin de protéger une majorité de personnes contre une gêne grave pendant la journée, le niveau extérieur du bruit régulier et continu ne devrait pas excéder 55 dBA $L_{A_{eq}}$ sur les balcons, terrasses et dans les zones résidentielles extérieures* »).

La valeur supérieure pour la classe C correspond au niveau d'exposition pour lequel les mesures d'insonorisation prévues en 1975 (*Noise Insulation Regulations*, comprenant doubles fenêtres et VMC) deviennent inefficaces (ces mesures prenaient pour hypothèse que les fenêtres étaient à l'origine équipées d'un simple vitrage).

De nuit, la valeur supérieure pour la classe B (57 dBA pour la route) est censée permettre de dormir, fenêtres fermées, quand celles-ci sont équipées d'un simple vitrage.

Quant aux valeurs de nuit prévues pour la classe A, elles sont censées permettre aux occupants de dormir avec les fenêtres ouvertes.

Implications du classement sur les décisions d'urbanisme :

Classe NEC	Conduite à tenir
A	Le bruit doit être considéré comme un facteur déterminant dans la décision d'accorder ou non le permis de construire, bien que le niveau sonore dans la partie la plus exposée au bruit de la parcelle ne puisse être considéré comme un niveau satisfaisant.
B	Le bruit doit être pris en compte dans la décision d'accorder ou non le permis de construire, et des mesures appropriées de protection contre le bruit doivent être prises.
C	Le permis devrait être refusé. Si la construction s'impose néanmoins, faute de possibilité alternative, des mesures de nature à garantir un fort niveau de protection contre le bruit doivent être prises.
D	Le permis de construire doit normalement être refusé.

Pour les projets potentiellement bruyants en zone non résidentielle, l'annexe 6 du PPG24 recommande que les niveaux sonores à l'intérieur des constructions soient déterminés en fonction de leur usage, en se référant aux règles établies dans un guide dédié aux performances acoustiques des constructions (BS 8233: 1999 « *Sound Insulation and Noise Reduction for Buildings – Code of Practice* ») :

Criterion	Typical Situations	Design Range $L_{Aeq,T}$ dB	
		Good	Reasonable
Reasonable	Living rooms	30	40
Resting / Sleeping Conditions	Bedrooms ¹	30	35
Reasonable conditions for study and work requiring concentration	Cellular office	40	50
	Meeting room, executive office	35	40
Reasonable Acoustic Privacy in Shared Spaces	Open Plan Office	45-50	

¹For a reasonable standard in bedrooms at night, individual noise events (measured with F time-weighting) should not normally exceed 45 dB L_{Amax}

On notera, dans la note ¹ du tableau précédent, la référence à la recommandation OMS d'une valeur guide de 45 dBA $L_{AF,max}$ dans les chambres à coucher pendant la nuit.

► **Transport routier**

► Voies nouvelles : LA10, (18h)

Dans le cas de la construction ou de la modification significative d'une voie routière nouvelle, la législation actuelle en Grande-Bretagne prévoit que des mesures de protection soient requises dès lors que la valeur limite de 68 dBA $L_{A10, 18h (6h-24h)}$ (niveau en façade) est dépassée⁵⁷. Seules les habitations situées à moins de 300 mètres de l'infrastructure sont concernées. Dernière condition pour qu'une aide puisse être mobilisée, la nouvelle infrastructure (ou sa modification) doit se traduire par une augmentation de au moins 1 dBA.

► Méthode d'évaluation

En Grande-Bretagne, le guide de référence pour les études d'impact de projets routiers est le *Design Manual for Roads and Bridges* (DMRB). Ce document précise que c'est la méthode CRTN d'évaluation de l'exposition au bruit (« *Calculation of road traffic noise* », Department of Transport, 7 juin 1988) qui doit être utilisée. Cette méthode fait appel à l'indicateur $L_{A10, (18h)}$.

L'indice fractile $L_{A10, 1h}$ est également utilisé. Il est évalué généralement en considérant l'heure la plus bruyante de la période de plus fort trafic.

Quant au niveau résiduel, il est évalué au moyen de l'indice fractile $L_{A90, T}$.

Concernant l'élaboration des cartes stratégiques de bruit, plutôt que d'appliquer la méthode française, les pouvoirs publics britanniques ont choisi de convertir leur indice $L_{A10, (18h)}$ en indices harmonisés européens. Pour pratiquer cette conversion, il est recommandé de suivre la « *Method for converting the UK road traffic noise index LA10,18h to the EU noise indices for road noise mapping* » (DEFRA, 24 janvier 2006).

► **Transport ferroviaire**

Le bruit ferroviaire est évalué en Grande-Bretagne en suivant la méthode CRN (pour *Calculation of railway noise*). Cette méthode fait appel à l'indice énergétique SEL⁵⁸ pour quantifier l'émission à la source. Les valeurs en SEL sont ensuite converties en niveaux continus équivalents $LA_{eq, 18h}$ (exposition de jour) et $LA_{eq, 6h}$ (exposition de nuit) en tenant compte du nombre d'événements sonores et de la durée de la période considérée.

En cas de voie ferroviaire nouvelle (ou modifiée de manière significative), les seuils d'éligibilité à l'aide à l'insonorisation sont les suivants :

- $LA_{eq 18h (6h-24h)} = 68$ dBA

ou

- $LA_{eq 6h (24h-6h)} = 63$ dBA

Les méthodes d'évaluation du bruit ferroviaire à utiliser sont les suivantes :

- « *Calculation of railway noise* » (Department of Transport, 13 juillet 1995) ;
- « *Calculation of railway noise 1995 Supplement No. 1 Procedure for the calculation of noise from Eurostar trains class 373* » (Department of Transport, 20 octobre 1996, Stationery Office).

Pour produire les cartes de bruit de la Directive 2002/49/CE, quand on applique la méthode CRN, il convient de prendre en compte la rugosité du rail (*rail head roughness*). De fait, en présence d'irrégularités importantes, la méthode CRN peut sous-estimer les niveaux avec des écarts pouvant aller jusqu'à 20 dB (cf. rapport « *Rail and wheel roughness – implications*

⁵⁷ Dans le tableau de la page précédente, il s'agit de la valeur supérieure pour la classe B ; cette valeur est convertie pour une situation en champ libre et un $L_{Aeq 16h}$, soit 63 dBA.

⁵⁸ En considérant un bruit variable perçu pendant une durée T, le SEL représente le niveau de bruit émis pendant une seconde qui aurait été produit avec la même énergie que le bruit réellement perçu pendant cette durée.

for noise mapping based on the Calculation of Railway Noise procedure », DEFRA, mars 2004).

► **Transport aérien**

En Grande-Bretagne, l'indice utilisé pour rendre compte de l'exposition au bruit au voisinage des grands aéroports était, jusqu'en 1990, le *Noise and Number Index* (NNI, indicateur combinant le niveau acoustique et le nombre d'événements sonores⁵⁹). En septembre 1990, le ministère des Transports britannique adoptait le niveau continu équivalent : $LA_{eq\ 16h\ (7h-23h)}$ pour rendre compte de l'exposition de jour, et le $LA_{eq\ 8h\ (23h-7h)}$ pour rendre compte de l'exposition de nuit. Avant l'entrée en vigueur de la Directive européenne 2002/49/CE, ces indices étaient évalués sur la base de la période de 92 jours s'étendant du 16 juin au 15 septembre.

Il n'existe pas à proprement parler de valeurs limite à respecter au delà des limites de l'aéroport. La réglementation britannique intitulée « Planification et gêne due au bruit » (PPG24 : *Planning Policy Guidance*, 1994) prévoit des contraintes d'urbanisme là où le bruit des avions est susceptible d'être gênant. Le PPG24 introduit divers niveaux de contraintes fondés sur les indicateurs $LA_{eq, jour}$ et $LA_{eq, nuit}$ et prévoit qu'aucune construction ne puisse être érigée là où les événements sonores dépassent régulièrement la nuit un niveau instantané de 82 dBA LA_{max} .

Par ailleurs, à l'heure actuelle, le ministère des transports britannique considère la valeur limite de 57 dBA $LA_{eq\ jour, 16h}$ comme périmètre à l'intérieur duquel la gêne commence à être significative.

Cette valeur est tirée de la littérature (précédemment, le niveau était de 35 NNI). Quant à la valeur recommandée la nuit, 48 dBA LA_{eq} en zone NEC A (voir tableau page 35), elle fait référence à la valeur guide de l'OMS d'un niveau de bruit ambiant inférieur à 30 décibels pour un repos nocturne convenable (valeur obtenue en prenant pour hypothèse qu'une fenêtre entrouverte apporte un isolement acoustique de 13 dBA, puis corrigée pour une situation en champ libre et une période de 16 heures).

L'évaluation de l'exposition au bruit (c'est-à-dire la définition des contours des zones de bruit et le dénombrement des populations exposées) doit être réalisée au moins au moyen des indicateurs L_{den} et L_n , quand les données sont disponibles.

Des valeurs de bruit maximum portant sur la période de nuit ont été introduites dans les principaux aéroports, conformément au *Civil Aviation Act* de 1982. Les limites actuelles sont de 94 dBA LA_{max} (23h-7h), 89 dBA LA_{max} (23h00-23h30) et LA_{max} (6h-7h), et de 87 dBA LA_{max} (23h30-6h00).

► **Méthode d'évaluation**

Pour les indicateurs dus à l'activité aéroportuaire, la méthode d'évaluation à appliquer s'intitule « *Report on Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports* » (Second Edition, European Civil Aviation Conference, 2-3 juillet 1997) : cette méthode doit être appliquée en conformité avec le paragraphe 2.4 de l'Annexe de la « Recommandation de la Commission du 6 août 2003 relative aux lignes directrices sur les méthodes provisoires révisées de calcul du bruit industriel, du bruit des avions, du bruit du trafic routier et du bruit des trains, ainsi qu'aux données d'émission correspondantes ».

► **Activités industrielles et portuaires**

Pour l'évaluation de l'exposition au bruit des activités industrielles, le PPG24 se réfère à la norme BS 4142:1997 « *Method For Rating Industrial Noise Affecting Mixed Industrial and*

⁵⁹ $NNI = L$ (niveau moyen des N événements) + $15 \log N - 80$

Residential Areas ». Cette méthode décrit aussi la façon de prédire si une émission sonore est susceptible de se traduire par des plaintes ou non. Dans le principe, elle s'apparente à la réglementation française sur les bruits de voisinage, basée sur le critère de l'émergence acoustique : elle consiste à soustraire le niveau ambiant (donné par le $L_{A90,T}$) du niveau d'évaluation $L_{A,r,Tr}$, (lequel prend en compte les éventuelles tonalités marquées ou le caractère impulsionnel du bruit).

$L_{A,r,Tr} - L_{A90,T}$ (dB)	Risque de plainte
+ 10	Plaintes probables
+ 5	Seuil
- 10	Plaintes peu probables

Norme BS 4142 : Evaluation de la probabilité de plaintes

► Méthode d'évaluation

La méthode d'évaluation de la propagation due au bruit décrite dans la norme « ISO 9613-2:1996 Acoustics – *Attenuation of sound during propagation outdoors – Part 2: General method of calculation* » doit être appliquée en conformité avec le paragraphe 2.5 de l'Annexe de la recommandation.

En cas de recours à la mesure, les données doivent être recueillies en appliquant l'une des méthodes suivantes :

- « Acoustics. Determination of sound power levels of multisource industrial plants for evaluation of sound pressure levels in the environment. Engineering method » (BS ISO 8297:1994, British Standards Institute) ;
- « Acoustics. Determination of sound power levels of noise sources using sound pressure. Engineering method in an essentially free field over a reflecting plane » (BS EN ISO 3744:1995, British Standards Institute) ;
- « Acoustics. Determination of sound power levels of noise sources using sound pressure. Survey method using an enveloping measurement surface over a reflecting plane » (BS EN ISO 3746:1996, British Standards Institute).

► Exposition aux vibrations

Les modalités d'évaluation de l'exposition des personnes aux vibrations dans les bâtiments sont précisées dans la norme anglaise BS 6472:2008 Part 1 « *Guide to Evaluation of Human Exposure to Vibration in Buildings. Vibration Sources Other than Blasting* ». Cette norme (qui ne s'applique pas aux vibrations dues aux explosions) fait appel aux indicateurs suivants :

- la dose de vibration reçue (VDV, pour *Vibration Dose Value*),
- l'amplitude d'accélération efficace pondérée en fréquence
- la vitesse RMS.

Table 12.6: Daytime and Night-time VDV Criteria for Residential Properties

Place and time	Low probability of adverse comment $ms^{-1.75}$ (9)	Adverse comment possible $ms^{-1.75}$	Adverse comment probable $ms^{-1.75}$ (10)
Residential buildings ¹¹ 16hr day	0.2 to 0.4	0.4 to 0.8	0.8 to 1.6
Residential buildings 8hr night	0.1 to 0.2	0.2 to 0.4	0.4 to 0.8

► **Multiexposition**

La norme BS 7445:2003 Partie 1 décrit la méthode à suivre pour l'évaluation du bruit provenant de sources multiples, prises individuellement ou conjointement. Les résultats s'expriment au moyen du niveau continu équivalent $LA_{eq,T}$.

Japon

► Historique

Les premiers textes relatifs à l'environnement sonore au Japon datent de 1967. En 1968, la première loi sur la réduction du bruit était publiée. Elle a été ensuite fait l'objet de deux révisions, en 1995 et 2000. La norme relative à la qualité de l'environnement sonore, basée sur l'article 9 de la *Basic Law for Environmental Pollution Control*, date de 1971. Elle introduit deux valeurs limites à respecter pour deux types de zonages : les **zones générales** (à vocation mixte, résidentielle et commerciale) et les **zones voisines des axes routiers**. L'indice considéré est le **niveau continu équivalent pondéré A LA_{eq}** . Les valeurs limites générales étaient de 35 dBA $LA_{eq, nuit}$ pour la période de nuit dans les zones résidentielles et de 60 dBA $LA_{eq, jour}$ pour la période de jour dans les zones à dominante résidentielle mais comportant des activités commerciales ou industrielles. Pour les zones situées au voisinage des axes routiers, les limites étaient de 5 à 10 dBA plus élevées, et variaient en fonction de plusieurs paramètres, tels que le nombre de voies de l'infrastructure.

En application de l'article 16 de la loi générale sur l'environnement (*Basic Environment Law, Law No. 91, 1993*) les valeurs limites ont été révisées en 1998 et appliquées à partir de 1999. Elles recommandent, pour les zones résidentielles, une valeur limite de 55 dBA de jour et de 45 dBA de nuit. Pour les zones « particulièrement sensibles » au bruit, les valeurs limites sont de 5 dBA inférieures. Pour les zones à vocation commerciale et/ou industrielle, elles sont de 5 dBA supérieures.

► Transport routier : $LA_{eq, T}$

Pour les zones bordant une route à deux voies ou plus, une pénalité supplémentaire de 5 dBA est appliquée par rapport aux valeurs précédentes :

	LA_{eq} 6h-22h	LA_{eq} 22h-6h
Zone exclusivement résidentielle (zone A) bordant une route à deux voies ou plus	65 dBA	55 dBA
Zones exclusivement résidentielles et zones à prédominance résidentielle bordant une route à une voie	70 dBA	65 dBA
Zones à prédominance résidentielle bordant une route à deux voies ou plus et zone mixte résidentielle/d'activités bordant une route à deux voies ou plus	75 dBA	70 dBA

La loi générale sur le contrôle du bruit prévoit que les autorités locales appliquent les prescriptions de zonage lié au bruit. Dès le milieu des années quatre-vingt dix, 600 villes importantes et 850 petites communes avaient adopté leur arrêté local relatif au bruit. Cette loi générale prévoyait aussi que l'Agence de l'environnement réglemente les émissions sonores des véhicules.

► Transport ferroviaire

Le bruit émis le long du réseau ferroviaire à grande vitesse (Shinkansen) a fait l'objet de normes de qualité environnementales initialement établies en 1975 et révisées en 1993. Faisant référence au $L_{pA, Smax}$, soit le niveau de crête pondéré A évalué avec une pondération temporelle lente, les valeurs limites sont de 70 dBA pour les zones résidentielles et de 75 dBA pour les zones à vocation commerciale et/ou industrielle où une « qualité de vie normale doit être préservée ». A noter que ces limites rendent plutôt compte d'un niveau

à l'émission et non d'un niveau d'exposition des populations, puisque le nombre d'événements sonores ferroviaires n'est pas pris en compte dans le calcul.

Le $L_{pA, Smax}$ est mesuré sur une période correspondant au passage de 20 trains consécutifs. Pour vérifier la conformité avec les valeurs limites, le niveau retenu est la moyenne quadratique des 10 événements sonores les plus bruyants sur la période.

Lors de la construction de voies ferrées conventionnelles, l'indice considéré est le niveau continu équivalent LA_{eq} .

► **Transports terrestres : tableau récapitulatif**

Les valeurs limites en vigueur au Japon sont résumées dans le tableau suivant :

Table 2. Comparison between Shinkansen Environmental Noise Standards and Other Surface Traffic

	Shinkansen Railway (Environmental Standards)	Road traffic (Environmental Standards)		Newly- constructed local railway (Guidelines)	
	L Amax (dB)	L Aeq (dB)		L Aeq (dB)	
	Service hours (6-24)	Day (6-22)	Night (22-6)	Day (7-22)	Night (22-7)
Exclusive Residential	70	60	55	60	55
Residential		65	60		
Commercial and Industrial	75				

► **Transport aérien**

Concernant le bruit des avions, la norme de qualité environnementale relative au bruit des avions, qui date de 1973, a été révisée en 1993. L'indicateur considéré est le WECPNL maximum, soit le niveau continu équivalent pondéré A perçu. Le WECPNL, qui s'apparente à l'ancien indicateur NNI britannique, se calcule de la manière suivante :

$$WECPNL = L_{A \text{ crête}} + 10 \log N - 27$$

où $L_{A \text{ crête}}$ est la valeur moyenne des niveaux de crête dépassant le niveau ambiant de au moins 10 dBA sur une journée, et N le nombre d'événements sonores aéronautiques avec pondération temporelle.

Les valeurs limites sont de 70 dBA pour les zones résidentielles et de 75 dBA pour les autres zones où une « qualité de vie normale doit être préservée ».

► **Activités industrielles**

La réglementation (*Noise Regulation Law*, 1970, dernière révision : 2001) prévoit des valeurs limites applicables en limite du site industriel.

Typologie du son	Indices	Valeurs limites
Son régulier	L_{AF}	50-60 dBA (jour)*
Son fluctuant de manière continue	$L_{AF, 5}$ **	45-50 dBA (matinée et soirée)
Son à caractère impulsionnel pour lequel les niveaux crête pondérés A avec pondération temporelle F sont inégaux,	L_{AFmax5} ***	40-50 dBA (nuit)

* Valeurs limites et périodes horaires définies par les autorités locales

** $L_{AF, 5}$: Niveau continu équivalent pondéré A à pondération temporelle F dépassé pendant 5% de la période de mesure

*** L_{AFmax5} : niveau équivalent aux 5 % des niveaux crête les plus élevés pour les périodes de la journée considérées

Norvège

Le système norvégien adopte une classification des bâtiments en quatre classes.

Les trois premières (de A à C) correspondent à des bâtiments neufs ou récents classés suivant leur qualité de construction, la quatrième classe correspond aux bâtiments anciens « dignes » d'être entretenus.

La Norvège a intégré dans sa réglementation la Directive européenne 2002/49/CE et en rendant obsolète la réglementation préexistante.

L'indicateur est le L_{den} comme indiqué dans la Directive avec l'emploi du L_d , L_e , L_n et LA_{max} , comme indiqué dans les annexes de la directive.

La Norvège a défini trois zones de bruit, blanche, rouge et jaune :

- dans la zone rouge, toute nouvelle construction autre que bâtiment consacré à une activité artisanale ou industrielle est interdite. Seule est autorisée la reconstruction à l'identique des maisons d'habitation existantes.
- dans la zone jaune, la réglementation s'applique.
- dans la zone blanche, il n'y a pas de réglementation.

Valeurs limites

Sources	Valeurs limites (L_{den}) Niveaux en façade (la plus exposée), en champ libre
Routes	55 dB
Chemin de fer	58 dB
Avions	52 dB
Bruit industriel (impulsionnel)	50 dB
Bruit industriel (non impulsionnel)	55 dB
Sports mécaniques	45 dB
Activités de tir	30 dB
Parcs éoliens	45 dB

Le bruit des transports et le bruit d'origine industrielle sont soumis à des valeurs limites supplémentaires pour la période de nuit (23h-7h) lorsque 10 événements sonores ont un niveau crête L_{AFmax} qui dépasse les valeurs limites spécifiées pour la source. Pour les sports mécaniques et les activités de tir, la pratique de nuit est à éviter.

Texte en vigueur : *Guideline on noise in planning (T-1442, 2005)*

► Prise en compte de l'incertitude

Une autre particularité de la réglementation norvégienne est l'autorisation de faire figurer dans les PV de mesure, une notion d'incertitude basée sur une répétition de la mesure suivant la formule suivante, où $L_{pAeq,Tn}$ est la moyenne arithmétique des mesures et σ , l'écart type des mesures.

$$L_{eq,x} = \overline{L_{pAeq,Tn}} + \frac{\ln(10)}{20} \sigma^2 \text{ dB}$$

Pologne

► Utilisation actuelle

Le cadre réglementaire (cf. tableau ci-dessous) utilise des niveaux volontaristes pour les localisations sensibles – 50 dBA de jour pour les hôpitaux – et un $LA_{eq,1h}$ la nuit lorsqu'il s'agit de bruit industriel. Ce $LA_{eq,1h}$ est le niveau de bruit le plus élevé pendant 1 heure, sur la période nocturne (il peut être assimilé à un indicateur L_{10}).

- Bruit provoqué par des sources de bruit à l'exception du bruit provoqué par des lignes de HT ainsi que le départ, l'atterrissage et passage d'avions

	Destination du terrain	Niveau du bruit admis en dBA			
		Routes ou chemins de fer*		Autres bâtiments et activité – source du bruit	
		$LA_{eq, D}$ jour T=16 h	$LA_{eq, N}$ nuit T=8 h	$LA_{eq, D}$ jour T=8 h**	$LA_{eq, N}$ nuit T=1 h**
1	a) Zone de protection A d'un établissement thermal b) Terrains des hôpitaux hors agglomération	50	45	45	40
2	a) Terrains d'habitat résidentiel b) Terrains urbanisés pour le séjour permanent ou temporaire des enfants *** c) Terrains de maisons de santé d) Terrains d'hôpitaux en agglomération	55	50	50	40
3	a) Terrains d'habitat urbain et d'habitat collectif b) Terrains d'habitat agricole c) Terrains de loisirs *** d) Terrains d'habitat mixte	60	50	55	45
4	Terrains dans la zone centrale des agglomérations de plus de 100 000 habitants****	65	55	55	45

- Bruit provoqué par des lignes de HT ainsi que les départs, atterrissages et survols d'avions

	Destination du terrain	Niveau du bruit admis en dBA			
		Départs, atterrissages et passages d'avions		Lignes de Haute tension	
		$LA_{eq, D}$ jour T=16 h	$LA_{eq, N}$ nuit T=8 h	$LA_{eq, D}$ jour T=16 h	$LA_{eq, N}$ nuit T=8 h
1	a) Zone de protection A d'un établissement thermal b) Terrains des hôpitaux, maison de protection sociale c) Terrains urbanisé au vu du séjour permanent ou temporaire des enfants et des jeunes	55	45	45	40
2	a) Terrains d'habitat urbain et périurbain ainsi que d'habitat agricole et d'habitat collectif b) Terrains de loisirs c) Terrains d'habitat mixte d) Terrains dans la zone centrale des agglomérations de plus	60	50	50	45

	de 100 000 habitants****				

* les valeurs définies pour des routes et des chemins de fer s'appliquent également pour les tramways

** il s'agit de 8 heures successives les moins favorables de la journée ainsi que 1 heure la moins favorable de la nuit

**** zone centrale d'agglomération de plus de 100 000 habitants, occupée par un habitat collectif dense avec des bâtiments administratifs, des commerces et des services.

► Utilisation dans le cadre de la planification et pour les projets

La différence essentielle, dans le cas des routes et des chemins de fer, tient au passage du $LA_{eq\ jour}$ au L_{den} , en conservant la même valeur seuil. Pour les autres sources, on passe du $LA_{eq\ jour}$ évalué sur 8 heures au L_{den} , sans changement de valeur seuil.

Bruit provoqué par des sources de bruit à l'exception du bruit provoqué par des lignes de HT ainsi que le départ, l'atterrissage et passage d'avions

	Destination du terrain	Niveau moyen admissible du son A sur une longue période en dBA			
		Routes ou chemins de fer *		Autres bâtiments et activité source du bruit	
		L_{den}	L_n	L_{den}	L_n
1	a) Zone de protection A d'un établissement thermal b) Terrains des hôpitaux hors agglomération	50	45	45	40
2	a) Terrains d'habitat résidentiel b) Terrains urbanisés pour le séjour permanent ou temporaire des enfants c) Terrains de maisons de santé d) Terrains d'hôpitaux en agglomération	55	50	50	40
3	a) Terrains d'habitat urbain et d'habitat collectif b) Terrains d'habitat agricole c) Terrains de loisirs d) Terrains d'habitat mixte	60	50	55	45
4	Terrains dans la zone centrale des agglomérations de plus de 100 000 habitants****	65	55	55	45

* les valeurs définies pour des routes et des chemins de fer sont à appliquer également pour des chemins de tramways hors voies routiers et voies de chemins de fer de ligne.

- Bruit provoqué par des lignes de HT ainsi que le départ, l'atterrissage et passage d'avions

	Destination du terrain	Niveau moyen admissible du son A sur une longue période en dBA			
		Départs, atterrissages et passages d'avions		Lignes de haute tension	
		L_{DWN} temps de référence égal à toutes les 24h de l'année	L_n temps de référence égal à toutes les périodes de nuit	L_{DWN} temps de référence égal à toutes les 24h de l'année	L_n temps de référence égal à toutes les périodes de nuit
1	a) Zone de protection A d'un établissement thermal b) Terrains des hôpitaux, maison de protection sociale c) Terrains urbanisé au vu du séjour permanent ou temporaire des enfants	55	45	45	40
2	a) Terrains d'habitat urbain et périurbain ainsi que d'habitat agricole et d'habitat collectif b) Terrains de loisirs c) Terrains d'habitat mixte d) Terrains dans la zone centrale des agglomérations de plus de 100 000 habitants****	60	50	50	45

**** zone centrale d'agglomération de plus de 100 000 hab. c'est un terrain d'habitat collectif dense avec une concentration de bâtiments administratifs, de commerce et de services. Dans le cas de villes qui possèdent les quartiers de plus de 100 000 hab., on peut définir dans ces quartiers une zone centrale à condition d'y avoir l'habitat collectif dense avec une concentration des bâtiments d'administration, de commerce et de services.

Suisse

► Principes généraux

Quelque soit la nature du bruit, bruit de voisinage ou bruit des transports, le législateur suisse distingue quatre zones qui différencient l'impact sonore :

- Zone de sensibilité 1 : zone de détente
- Zone de sensibilité 2 : zone d'habitation et de construction publique
- Zone de sensibilité 3 : zone d'habitation mixte avec activités artisanales et zones agricoles
- Zone de sensibilité 4 : zone industrielle

Pour chacune de ces zones, les seuils acoustiques seront différents et s'expriment tous en L_r . Le L_r se compose du LA_{eq} plus un ou plusieurs facteurs de correction de niveau.

► Transport routier

2 Valeurs limites d'exposition au bruit

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification L_r en dB (A)		Valeur limite d'immission L_r en dB (A)		Valeur d'alarme L_r en dB (A)	
	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit
I	50	40	55	45	65	60
II	55	45	60	50	70	65
III	60	50	65	55	70	65
IV	65	55	70	60	75	70

Le L_r est diminué si les trafics sont faibles : La diminution peut aller jusqu'à 5 dBA pour des trafics inférieurs à 31 véhicules par heure. Le facteur correctif est égal à zéro pour les trafics supérieurs à 100 véhicules par heure

De la même façon, lors des calculs prévisionnels, ou lors des comptages de trafic lors des mesures, le projeteur distinguera deux catégories de véhicules :

- tourisme livraison et minibus, cyclomoteurs et trolleybus
- camions autocars et semi-remorque, autobus motocycles et tracteurs.

Ces dénombrements très détaillés permettent d'affiner les prévisions.

► Transport ferroviaire

Les valeurs pour les chemins de fer sont les mêmes que pour les véhicules routiers diminuées de 5 dBA. Ici aussi, le projeteur distinguera trois catégories de trafics :

- au cas où le trafic ferroviaire est inférieur à 7,9 circulations par heure, le niveau est diminué de 15 dBA
- la valeur de correction de 5 dBA est retrouvée pour un trafic horaire égal ou supérieur à 79 circulations.
- Entre les deux fréquences de trafic, une interpolation.

Les calculs devront distinguer le bruit des circulations et le bruit des manœuvres qui peuvent comporter une correction allant de 0 à 8 dBA. Les deux feront l'objet d'une moyenne quadratique par la suite.

► **Transport aérien**

Nous distinguerons les plateformes fréquentées uniquement par des « petits » aéronefs d'un poids inférieur ou égal à 8618 kg des autres plateformes fréquentées par des avions plus divers.

Les valeurs seuils s'expriment en L_{rk} , indice acoustique qui équivaut au $L_{eq(16h)}$ plus une correction $K = 10 \log(N/15000)$ pour le nombre de mouvements annuels N , supérieurs à 15 000.

► Valeurs limites d'exposition

21 Valeurs limites d'exposition au bruit causé par le trafic des petits aéronefs, en L_{rk}

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification	Valeur limite d'immissions	Valeur d'alarme
	L_{rk} en dB(A)	L_{rk} en dB(A)	L_{rk} en dB(A)
I	50	55	65
II	55	60	70
III	60	65	70
IV	65	70	75

Pour le bruit causé par l'ensemble du trafic sur les aérodromes civils où circulent de grands avions, les valeurs limites d'exposition suivantes sont applicables en plus des valeurs limites d'exposition en L_{rk} :

22 Valeurs limites d'exposition au bruit causé par l'ensemble du trafic des petits aéronefs et des grands avions, en L_r

221 Valeurs limites d'exposition pour la journée (06 à 22 heures), en L_{rt}

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification	Valeur limite d'immissions	Valeur d'alarme
	L_{rt} en dB(A)	L_{rt} en dB(A)	L_{rt} en dB(A)
I	53	55	60
II	57	60	65
III	60	65	70
IV	65	70	75

Nous constaterons le réalisme du législateur, qui limite les seuils pour les plateformes importantes programmées.

Enfin, concernant la nuit, la première, la seconde et la dernière heure de la nuit sont distinguées des autres heures de la période nocturne avec un couvre-feu total entre minuit et 5 heures:

222 Valeurs limites d'exposition pour la première (22 à 23 heures), la deuxième (23 à 24 heures) et la dernière heure de la nuit (05 à 06 heures), en L_{r_n}

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification	Valeur limite d'immissions	Valeur d'alarme
	L_{r_n} en dB(A)	L_{r_n} en dB(A)	L_{r_n} en dB(A)
I	43	45	55
II	47/50 ¹	50/55 ¹	60/65 ¹
III	50	55	65
IV	55	60	70

¹ Les valeurs plus élevées sont applicables pour la première heure de la nuit (22 à 23 heures).

Il est à noter que l'indice L_{r_t} est calculé à partir d'un $L_{eq(16h)}$ et l'indice L_{r_n} , d'un $L_{eq(1h)}$.

► Valeurs limites d'exposition en LA_{max}

Pour le bruit causé par le trafic sur les aéroports civils utilisés exclusivement par des hélicoptères (hélistations), les valeurs limites d'exposition suivantes, en LA_{max} , sont applicables en plus des valeurs limites d'exposition en L_{r_k} :

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification	Valeur limite d'immissions	Valeur d'alarme
	$\overline{L}_{max}$ en dB(A)	$\overline{L}_{max}$ en dB(A)	$\overline{L}_{max}$ en dB(A)
I	70	75	85
II	75	80	90
III	80	85	90
IV	85	90	95

► Installations industrielles

Deux périodes horaires sont distinguées : 7h-19h et 19h-7h. $L_r = L_{eq(12h)} + K$

2 Valeurs limites d'exposition

Degré de sensibilité (art. 43)	Valeur de planification L_r en dB (A)		Valeur limite d'immission L_r en dB (A)		Valeur d'alarme L_r en dB (A)	
	Jour	Nuit	Jour	Nuit	Jour	Nuit
I	50	40	55	45	65	60
II	55	45	60	50	70	65
III	60	50	65	55	70	65
IV	65	55	70	60	75	70

avec une première correction allant de 0 à 6 dB, suivant l'importance des composantes tonales marquées et une seconde correction allant de 0 à 6 dB, suivant l'importance de

l'impulsivité de la source de bruit. La correction est de 0 à 10 dB suivant la source de bruit et la période horaire.

Le niveau d'évaluation partiel se calcule par phase de bruit et la correction se fait pour chaque phase de bruit (période durant laquelle le niveau acoustique ainsi que les composantes tonales ou impulsives sont perçus de façon uniforme au lieu d'émission). La durée journalière moyenne d'une phase de bruit se calcule à partir de sa durée annuelle divisée par le nombre annuel de jours d'exploitation.

Le niveau d'évaluation est la somme des niveaux d'évaluation partiels.

Etats-Unis

► **Politique générale : L_{dn} et LA_{eq}**

L'agence américaine de l'environnement (EPA) a préconisé (en 1974) deux valeurs limites à respecter :

- limiter à **65 dBA L_{dn}** le niveau moyen de long terme maximum à respecter en zone résidentielle
- limiter à **55 dBA LA_{eq}** le niveau à l'extérieur d'une habitation en zone résidentielle (valeur guide censée assurer la protection du public avec une marge suffisante de sécurité)

Texte officiel : Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety (The EPA "Levels" Document) [U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1974]

► **Transport routier (autoroutes)**

L'administration fédérale a établi une réglementation relative à la gestion du bruit dû au trafic autoroutier (*United States Code of Federal Regulations - Title 23 - Highways - PART 772 - PROCEDURES FOR ABATEMENT OF HIGHWAY TRAFFIC NOISE AND CONSTRUCTION NOISE - Table 1 : Noise Abatement Criteria*) qui s'applique au réseau autoroutier non concédé (projets financés au niveau fédéral). Les valeurs limites, fonction du zonage d'urbanisme, sont données dans le tableau ci-dessous.

Dans le principe, pour évaluer l'impact sonore d'un projet de construction d'une autoroute non concédée, l'administration fédérale (FHWA) prend en considération l'indicateur $LA_{eq, 1h}$ évalué pour l'heure de plus fort trafic. La valeur limite en zone résidentielle est fixée à 67 dBA $LA_{eq, 1h}$. Mais l'indice fractile $LA_{10(h)}$ peut également être considéré. La valeur limite en zone résidentielle est alors de 70 dBA).

[Hourly A-Weighted Sound Level_decibels (dB(A))¹]

Activity category	Activity Leq(h)	Criteria ² L10(h)	Evaluation location	Activity description
A	57	60	Exterior	Lands on which serenity and quiet are of extraordinary significance and serve an important public need and where the preservation of those qualities is essential if the area is to continue to serve its intended purpose.
B ³	67	70	Exterior	Residential.
C ³	67	70	Exterior	Active sport areas, amphitheaters, auditoriums, campgrounds, cemeteries, day care centers, hospitals, libraries, medical facilities, parks, picnic areas, places of worship, playgrounds, public meeting rooms, public or nonprofit institutional structures, radio studios, recording studios, recreation areas, Section 4(f) sites, schools, television studios, trails, and trail crossings.
D	52	55	Interior	Auditoriums, day care centers, hospitals, libraries, medical facilities, places of worship, public meeting rooms, public or nonprofit institutional structures, radio studios, recording studios, schools, and television studios.
E ³	72	75	Exterior	Hotels, motels, offices, restaurants/bars, and other developed lands, properties or activities not included in A–D or F.
F				Agriculture, airports, bus yards, emergency services, industrial, logging, maintenance facilities, manufacturing, mining, rail yards, retail facilities, shipyards, utilities (water resources, water treatment, electrical), and warehousing.
G				Undeveloped lands that are not permitted.

¹ Soit le LA_{eq, 1h}, soit le LA_{10(h)}, **mais pas les deux**, peuvent être utilisés pour un projet donné.

² Les valeurs limites s'entendent pour l'évaluation de l'impact des activités seulement, et non pour le dimensionnement de mesures de protection

³ Y compris les zones non urbanisées autorisées pour cette activité seulement.

L'urbanisme au voisinage des axes autoroutiers est quant à lui du ressort des autorités locales (Etat, ville).

► **Transport routier (routes) : L_{dn}**

L'indicateur utilisé pour le réseau routier est le L_{dn}.

► Valeurs limites

65 dBA à 75 dBA	Niveaux inacceptables le plus souvent
60 dBA à 65 dBA	Niveaux acceptables le plus souvent
< 60 dBA	Niveaux toujours acceptables

Texte officiel : « *The Noise Guidebook* » from the U.S. Department of Housing and Urban Development (Title 24 of the U.S. Code of Federal Regulations, Subtitle A, Part 51: « Environmental Criteria and Standards. »)

► **Transport ferroviaire : L_{dn}**

Le réseau ferroviaire à grande vitesse et le réseau ferroviaire conventionnel sont soumis aux mêmes valeurs limites. Le périmètre à l'intérieur duquel on considère que l'impact sonore est potentiellement néfaste varie en fonction du zonage d'urbanisme et du niveau sonore ambiant.

L_{dn}	Niveau d'impact
65 dBA	Impact majeur
50 dBA < niveau sonore < 55 dBA	Impact

Textes officiels :

- TGV : High-Speed Ground Transportation Noise and Vibration Impact Assessment [Federal Railway Administration (FRA), 1998]
- Réseau ferré conventionnel : Surface Transportation Board (STB, 1998)

► **Transports en commun guidés : $LAE + L_{dn}$**

L'administration fédérale (*Federal Transit Administration*) a publié en 2006 la seconde édition d'un manuel dédié aux études des impacts sonore et vibratoire des projets d'infrastructures de transports en commun « *de transit* » (voies ferroviaires guidées, lignes d'autobus, métro souterrain)⁶⁰.

Les valeurs limites préconisées dans ce guide font référence à un critère d'émergence dont les valeurs diminuent lorsque le niveau résiduel augmente. Cette approche est fondée sur des résultats de recherche qui indiquent que des personnes subissant déjà de forts niveaux sonores seront moins tolérants à l'égard d'un accroissement du niveau sonore ambiant. Le tableau suivant montre que lorsque le niveau de bruit résiduel augmente de 45 à 75 dBA, l'exposition au bruit autorisée, due à la nouvelle infrastructure de transports en commun, augmente de 51 à 65 dBA. En revanche, quand on considère le cumul du bruit résiduel et du bruit particulier, l'augmentation autorisée (émergence) passe quant à elle de 7 à 0 dBA :

Table 3-3. Noise Impact Criteria: Effect on Cumulative Noise Exposure			
L_{dn} or L_{eq} in dBA (rounded to nearest whole decibel)			
Existing Noise Exposure	Allowable Project Noise Exposure	Allowable Combined Total Noise Exposure	Allowable Noise Exposure Increase
45	51	52	7
50	53	55	5
55	55	58	3
60	57	62	2
65	60	66	1
70	64	71	1
75	65	75	0

⁶⁰ Transit Noise and Vibration Impact Assessment : 2006 Second Edition - Office of Planning and Environment - Federal Transit Administration

L'indicateur L_{dn} est considéré pour les zones d'urbanisme où la qualité du sommeil a une importance prépondérante (zones résidentielles, hôpitaux, hôtels) ; pour les « zones calmes » (amphithéâtres en plein air, sites historiques remarquables à prédominance de plein air, studios d'enregistrement, salles de concert), c'est l'indicateur $LA_{eq(h)}$, évalué pour l'heure la plus bruyante de la période de forte sensibilité au bruit, qui est considéré :

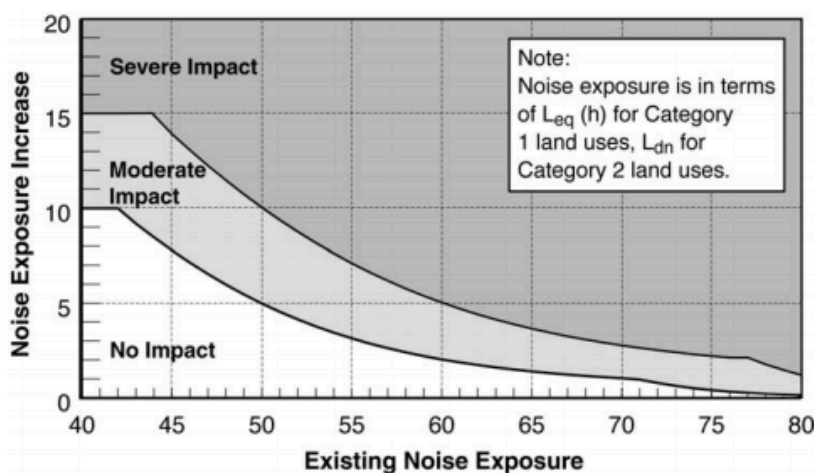


Figure 3-2. Increase in Cumulative Noise Levels Allowed by Criteria (Land Use Cat. 1 & 2)

► **Transport aérien**

L'indicateur préconisé par le gouvernement fédéral américain pour mesurer le bruit des transports est le niveau continu équivalent L_{dn} (appelé DNL aux Etats-Unis, pour *Day-Night Average Sound Level*). La réglementation fédérale relative à l'aviation (Part 150 of the *Federal Aviation Regulations* (FAR)) requiert l'usage du L_{dn} pour mesurer le bruit au voisinage des aéroports et les études d'impact. Cet indicateur affecte un facteur + 10 dB à la période de nuit (22h-7h), afin de tenir compte de plus grande sensibilité au bruit associée à la période de la nuit. L'exposition au bruit au voisinage d'un aéroport est caractérisée quant à elle au moyen de la moyenne annuelle YDNL (*yearly day-night average sound level*, moyenne du L_{dn} évaluée sur une année).

En 2000, une révision de la réglementation fédérale relative au bruit dû au trafic aérien s'est notamment traduite par l'adoption d'une valeur limite de 65 dBA L_{dn} . C'est cette valeur limite qui est considérée pour le déclenchement d'actions de réduction du bruit au voisinage d'un aéroport, notamment l'établissement d'une cartographie de l'exposition au bruit. A noter que cette valeur L_{dn} 65 vaut aussi pour les aérodromes militaires.

Les contours des zones de bruit correspondent aux niveaux YDNL 65, 70 et 75 (et plus).

A noter que la certification acoustique des avions est élaborée au moyen de l'indicateur EPNL (L_{epn} , pour *Effective perceived noise level*).

Texte officiel : Federal Aviation Regulation (FAR) Part 150 Noise Compatibility Program

Annexe 14 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales relatives aux effets étudiés

Tableau 55 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet hypertension

Epidémiologie									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Catégories de populations	Effectifs	Spécificités géographiques	Ajustements	Type d'étude	Ref
Aérien	Incidence de l'hypertension	L _{Aeq} 24h, variable continue, différentiel de 5 dBA	OR= 1,21 [1,05-1,39]	hommes (35-56)	1 423	Stockholm (aéroport international d'Arlanda)	âge, statut socioéconomique, tabac et BMI	cohorte	Eriksson 2010
			OR= 0,97 [0,83-1,13]	fémmes (35-56)	2 479				
		L _{Aeq} 24h, variable dichotomique, ≥ 50 dBA	OR= 1,25 [1,04-1,51]	hommes (35-56)	2 027		âge et BMI	cohorte	Eriksson 2007
			OR= 0,98 [0,80-1,19]	fémmes (35-56)	2 479				
	Prévalence de l'hypertension	nb > 3 / 24h de L _{Amax} > 70 dBA	OR= 1,20 [1,03-1,40]	hommes (35-56)	2 027	6 aéroports européens	âge, sexe, BMI, alcool, éducation, exercice, pays	transversale	Jarup 2008
		Ln / 10 dBA	OR= 1,14 [1,01-1,29]	tous (45-70)	4 861	Amsterdam / Schiphol	âge, sexe, niveau d'éducation, pays d'origine, consommation de tabac, degré d'urbanisation	transversale	Franssen 2006
Ferroviaire	Consommation de médicaments pour maladies cardiovasculaires et augmentation de la tension artérielle	L _{den} / 10 dBA	OR= 1,30 [1,06-1,60]	tous (18 et plus)	10 105	5 études	âge, sexe, zone géographique, statut socioéconomique, migration et taille de l'agglomération	transversale	Babisch 2009
		L _{Aeq} (23h-7h) / 10 dBA	OR= 1,13 [0,94-1,35]						
Routier	Incidence et prévalence de l'hypertension	L _{dn} / 10 dBA	OR= 1,13 [1,00-1,28]	tous	44 821				
	Prévalence de l'hypertension	L _{Aeq} (24h) / 10 dBA	OR= 1,10 [1,00-1,20]	tous (45-70)	4 861	6 aéroports européens	âge, sexe, BMI, alcool, éducation, exercice, pays	transversale	Jarup 2008
		L _{Aeq} (24h) > 65 dBA	OR= 1,54 [0,99-2,40]	hommes (45-70)	2 404	Allemagne	âge, sexe, zone géographique, statut socioéconomique, migration et taille de l'agglomération	transversale	Babisch 2009
Activités	Mesures de bruit pendant 15 minutes en façade de la chambre de l'enfant, fenêtres ouvertes		Pression sanguine systolique : + 1,0 (95% IC = 0,3 -1,6) mmHg/10 dBA ; p=0,004	enfants (8-14)	1048				
			Pression sanguine diastolique : + 0,6 (95% IC = 0,1 -1,2) mmHg/10 dBA ; p= 0,025						
Non spécifique									
Données expérimentales									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Exposés	Effectifs	Durée de l'étude	Spécificités de l'étude	Ref	

Tableau 56 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet accidents cardiovasculaires

Epidémiologie									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Catégories de populations exposées	Effectifs	spécificités géographiques	Ajustements	Type d'étude	Ref
Aérien	Mortalité (infarctus du myocarde)	Ldn (6-22h/22h-6h) > 60 dBA (+ 10 dBA de pénalité pour la nuit)	OR= 1,5 [1,0-2,2]	> 30 ans (habitant depuis plus de 15 ans dans le même logement)	4,6 millions	Cohorte Nationale Suisse	régression avec âge, sexe, nationalité, niveau éducation, urbain/rural, bâtiment ancien/récent, bruit, distance au trafic, PM10	transversale	Huss 2010
Ferroviaire	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Router	Maladies cardiaques ischémiques	Ld (6-22h) mesures extérieures - diff 5 dBA	OR= 1,09 [1,05-1,13]	toutes	études 70-99	/	pollution atmosphérique, isolation chambre, fermeture des fenêtres	méta-analyse	Babisch 2006
	Infarctus du myocarde	LAeq (6-22h) > 70dB(A) (référence : LAeq (6-22h) < 60 dBA)	OR= 0,7 [0,32-1,4]	femmes (20 - 69)	1527 cas / 1527 témoins	Berlin	âge, diabète, hypertension, antécédent familial d'infarctus du myocarde, tabac, EMU, statut emploi, statut marital, niveau d'étude, sensibilité au bruit, bruit au travail, bruit aérien, bruit ferré	Cas-témoins	Babisch 2005
			OR= 1,3 [0,88-1,8]	hommes (20-69)	354 cas / 707 témoins				
			OR= 1,8 [1,00-3,2]	hommes (20-69) vivant depuis au moins 10 ans à la même adresse	Moins de 1881 cas / 2234 témoins				
		carte de bruit issu du trafic LAeq > 60 dBA	OR= 1,46 [1,02-2,09]	hommes < 70 ans	415 cas / témoins (3 054 hommes et 1 061 femmes)	Berlin	diabète, tabac, hypertension, histoire familiale d'infarctus du myocarde, obésité, éducation, vie seule, emploi, sensibilité au bruit	Cas-témoins	Villich 2006
			OR= 3,36 [1,40-8,06]	femmes < 70 ans					
		LAeq (23-7h) > 50 dBA (autres sources exclues : avion, train, voisinage, ventilation)	OR= 1,38 [1,11-1,71]	toutes	2549 sujets exposés au seul bruit routier, non déficients auditifs (répartition cas-témoins inconnue; toutes sources de bruit confondues : 1 571 cas / 2 095 témoins)	Stockholm county	âge, sexe, diabète, inactivité physique, tabac, pollution atmosphérique, bruit au travail	Cas-témoins	Selander 2009
Activités	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Non spécifique	/	/	/	/	/	/	/	/	/



Données expérimentales

	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Exposés	Effectifs	Durée de l'étude	Spécificités de l'étude	Ref
	/	/	/	/	/	/	/	/

Tableau 57 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet perturbation du sommeil

	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	catégories de populations	Effectifs	spécificités géographiques	Ajustements	Type d'étude	Ref
Aérien	Auto-médication de sédatifs et somnifères	LAeq H0 dBA	OR= 2,34 [1,63-3,35]	tous (18 et plus)	7 240	Aéroport Amsterdam-Schiphol Pays Bas	âge, sexe, niveau d'éducation, pays d'origine, tabac, degré d'urbanisation	transversale	Franssen 2004
		LAeq / 10 dBA 22-23h	OR= 1,72 [1,27-2,32]						
		LAeq / 10 dBA 23-7h	OR= 1,20 [0,87-1,65]						
	Fatigue le matin	Ln / 35 dBA : 35-40 dB(A)	OR= 1,08 [0,65-1,22]	toutes	18 000	Pays Bas	âge, sexe, BMI, exercice, statut marital, travail, difficultés financières, tabac, alcool, éducation	transversale	de Kluijzenaar 2009
		40-45	OR= 1,18 [1,03-1,34]						
		45-50	OR= 1,26 [1,09-1,45]						
		> 50	OR= 1,15 [1,00-1,33]						
	Utilisation de médicaments sédatifs ou tranquillisants	Ln / 35 dBA(A) : - 35-40 dB(A)	OR= 1,14 [0,92-1,41]						
		40-45	OR= 1,16 [0,93-1,44]						
		45-50	OR= 1,21 [0,96-1,54]						
		> 50	OR= 1,15 [0,92-1,45]						
Ferroviaire	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Routier	Fatigue rapportée le matin	Ln / 35 dBA : 35-40 dBA	OR= 1,08 [0,95-1,22]	tous (15-74 ans)	17 821	Pays Bas	âge, sexe, BMI, activité physique, statut marital, emploi, difficultés financières, tabac, alcool et niveau d'éducation	transversale	de Kluijzenaar 2009
		40-45	OR= 1,18 [1,03-1,34]						
		45-50	OR= 1,26 [1,09-1,45]						
		> 50	OR= 1,15 [1,00-1,33]						
	Utilisation rapportée de médicaments sédatifs ou tranquillisants	Ln / 35 dBA : 35-40 dBA	OR= 1,14 [0,92-1,41]						
		40-45	OR= 1,16 [0,93-1,44]						
		45-50	OR= 1,21 [0,96-1,54]						
		> 50	OR= 1,15 [0,92-1,45]						
Activités	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Non spécifique	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Données expérimentales

	Effet mesuré	Mesurable du niveau de	Valeur	Exposés	Effectifs	Durée de l'étude	Spécificités de l'étude	Ref
Aérien	Probabilité d'éveil	SPL : 45 dBA	10%	adultes	112	985 nuits – 23855 bruits	/	Basner 2008
		70 dBA	40%					
		80 dBA	60%					
	Activations (EEG)	SPL : 65 dBA	15%	sujets adultes en bonne santé (18 à 71 ans, moy: 40 +/- 13)	72	11 nuits dont 8 avec bruit	5 niveaux de bruit testés (45, 50, 55, 60 et 65 dB)	Basner 2011
Ferroviaire	Probabilité d'éveil	SPL : 60 dBA	11%	sujets adultes en bonne santé (18 à 71 ans, moy: 40 +/- 13)	72	11 nuits dont 8 avec bruit	5 niveaux de bruit testés (45, 50, 55, 60 et 65 dB)	Basner 2011
		65 dBA	19%					
	Activation (EEG)	SPL : 55 dBA	17%					
		60 dBA	21%					
Routier	Permanence des réponses cardio-vasculaires	SPL	De 45 à 64 dBA	Adultes	6	16 nuits consécutives	/	Muzet 1980
	Plus forte réactivité cardio-vasculaire lors d'un sommeil diurne	LAeq ? Ln ?	64, 67 et 71 dBA	Travailleurs en horaires décalées	14 de 35 ans +/- 5	comparaison jour-nuit	/	Nicolas 1993
	Probabilité d'éveil	SPL : 60 dBA	10%	sujets adultes en bonne santé (18 à 71 ans, moy: 40 +/- 13)	72	11 nuits dont 8 avec bruit	5 niveaux de bruit testés (45, 50, 55, 60 et 65 dB)	Basner 2011
		65 dB	18%					
	Activation (EEG)	SPL : 60 dBA	24%					
		65 dB	30%					
Activités	/	/	/	/	/	/	/	/
Non spécifique	Augmentation de la latence d'endormissement	?	> à 45 dBA	Adultes				Öhrström 1988
	Paramètres physiologiques du sommeil plus affectés par bruit ferroviaire que par trafic routier ou avions	LAeq ? Ln ?	39, 44, 50 dBA	Adultes	16 (19-28 ans)	3 semaines consécutives	/	Griefahn 2006

Tableau 58 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour l'effet gêne

Epidémiologie									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Catégories de populations	Effectifs	spécificités géographiques	Ajustements	Type d'étude	Ref
Aérien	expression d'une atteinte à la santé (score VDEG)	Lden dBA / 10dBA	OR=1,21 [1,02-1,43]	tous (18 et plus)	9 887	Schiphol Pays Bas	âge, sexe, niveau d'éducation, pays d'origine, tabac, degré d'urbanisation	transversale	Franssen 2006
		Lden dBA > 60dBA	OR=1,61 [1,01-2,56]						
Ferroviaire	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Routier	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Activités	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Non spécifique	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Données expérimentales									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	Exposés	Effectifs	Durée de l'étude	Spécificités de l'étude		Ref
	/	/	/	/	/	/	/		/

Tableau 59 : Synthèse des études épidémiologiques et expérimentales pour troubles de l'apprentissage scolaire

Epidémiologie									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de bruit	Valeur	catégories de populations	Effectifs	spécificités géographiques	Ajustements	Type d'étude	Ref
Aérien	Baisse du score de compréhension lecture	LAeq (16h) 7-23h / 5dB(A)	Significativité : p=0,012 étendue de la significativité de la relation : 30 à 77 dBA	enfants (9-10)	2 010	Amsterdam, Madrid, Londres	âge, genre, pays, niveau d'éducation de la mère, statut emploi, propriété de la maison, "crowding" longue maladie, aide parentale devoirs, langue parlée à la maison, vitrage classe, bruit routier	transversale	Clark 2006
	Santé mentale	LAeq (16h) 7-23h / 5dB(A)	Significativité : p=0,31	enfants (9-10)	2 014	Amsterdam, Madrid, Londres	âge, sexe, pays, bruit, statut socio-économique, niveau d'éducation de la mère, longue maladie de l'enfant, langue parlée à la maison, soutien des parents pour les devoirs et type de vitrage à l'école	transversale	Stanfeld 2005
	Baisse des performances de mémorisation	LAeq (16h) 7-23h / 5dB(A)	Significativité : p=0,0141	enfants (9-10)	1 998		âge, sexe, pays d'origine, caractéristiques socioéconomiques, survenue du bruit durant le test, gêne exprimée		
	Baisse du score de compréhension lecture	LAeq (16h) > 66 dBA	Significativité : p=0,027	enfants (8-11)	275	Londres	age, pauvreté, langage parlé à la maison	transversale	Haines 2001
Ferroviaire	Baisse dans le comportement de la classe (échelle de l'enseignant)	Lden > 60 dBA (train - route)	Significativité : p=0,01 (low < 50/ high > 60)	enfants (8-11)	1 280	Tyrol	/	transversale	Lercher 2000
Routier	Baisse du score de compréhension lecture	LAeq (16h) 7-23h / 5dBA	Significativité : p=0,54 Etendue de la significativité de la relation : 32 à 71 dBA	enfants (9-10)	2 010	Amsterdam, Madrid, Londres	âge, genre, pays, niveau d'éducation de la mère, statut emploi, propriété de la maison, "crowding" longue maladie, aide parentale devoirs, langue parlée à la maison, vitrage classe, bruit routier	transversale	Clark 2006
	Baisse des performances de mémoire	LAeq (16h) 7-23h / 5dBA	Significativité : p=0,0066	enfants (9-10)	1 975	Amsterdam, Madrid, Londres	âge, sexe, pays, bruit, statut socio-économique, niveau d'éducation de la mère, longue maladie de l'enfant, langue parlée à la maison, soutien des parents pour les devoirs et type de vitrage à l'école	transversale	Stanfeld 2005
	Baisse dans le comportement de la classe (échelle de l'enseignant)	Lden > 60 dBA (train - route)	Significativité : p=0,01 (low < 50/ high > 60)	enfants (8-11)	1 280	Tyrol	/	transversale	Lercher 2000
Activités	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Non spécifique	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Données expérimentales									
	Effet mesuré	Mesurable du niveau de	Valeur	Exposés	Effectifs	Durée de l'étude	Spécificités de l'étude		Ref
	/	/	/	/	/	/	/		/



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
27-31 avenue du général Leclerc
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr