

CFA '18 LE HAVRE ■ 23-27 avril 2018
14^{ème} Congrès Français d'Acoustique



Modélisation de l'Impact du Bruit du Transport Routier sur la Santé Humaine pour son Intégration dans l'Analyse du Cycle de Vie

R. Meyer^a, C. Lavandier^a et E. Benetto^b

^aETIS, UMR 8051, ENSEA, CNRS, Univ. Paris Seine, Univ. Cergy-Pontoise, 95000 Cergy-Pontoise, France

^bLuxembourg Institute of Science and Technology (LIST), 5 Avenue des Hauts-Fourneaux, 4362 Esch-Sur-Alzette, Luxembourg
rodolphe.meyer.06@gmail.com

Pour intégrer l'impact du bruit de trafic routier sur la santé humaine dans l'analyse du cycle de vie (ACV), une estimation de l'impact marginal et/ou moyen de ce trafic routier par « unité de trafic » est nécessaire. Cette unité de trafic peut être reliée soit à la distance parcourue pour un véhicule (véhicule-kilomètre), soit à son énergie émise (joule). La quantification en énergie sonore du trafic routier est plus pertinente dans le cadre de l'ACV mais demande de passer par un modèle d'émission acoustique. Les logiciels de modélisation du bruit du transport routier qui s'appuient sur des modèles d'émission et de propagation acoustique sont donc indispensables pour estimer cet impact. L'impact moyen du bruit sur la santé humaine, trouvé dans ce travail, est du même ordre de grandeur que tous les autres impacts environnementaux du transport routier (pollution de l'air, changement climatique...). En utilisant cette approche, il a aussi été possible de trouver des modèles simplifiés estimant l'impact sanitaire du bruit avec deux variables explicatives : la densité de population et la densité d'énergie acoustique. Des modèles simplifiés ont été trouvés pour Paris et le Grand Lyon et peuvent être utiles à la communauté des acousticiens.

1 Introduction

L'impact du bruit sur la santé humaine est considéré comme un vrai problème de santé publique avec des conséquences sur la gêne, sur le sommeil et sur les maladies cardiovasculaires [1]. Or, l'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil systémique d'évaluation des impacts environnementaux globaux d'un produit, d'un service, d'une entreprise ou d'un procédé (ISO 14040-14044, 2006) [2] qui peut être appliqué à la santé humaine, mais aussi au réchauffement climatique, ou à la biodiversité. Dans le cadre d'un travail de thèse sur l'intégration des impacts sanitaires du bruit du transport routier dans l'ACV [3], il a été possible de produire des modèles simplifiés qui lient cet impact sanitaire du bruit environnemental à deux variables explicatives simples : la densité de population et la densité d'énergie sonore. Ces modèles simples permettent d'estimer l'impact du bruit sur la santé sans devoir simuler la propagation du bruit et évite ainsi des calculs longs et coûteux.

Intégrer l'impact sanitaire du bruit environnemental dans l'ACV permet également de comparer entre eux les différents impacts sanitaires (bruit, pollution de l'air, changement climatique...) dus au transport routier. Dans cet article, la méthode de calcul de l'impact sanitaire du bruit environnemental est brièvement présentée. Puis, les modèles simplifiés sont expliqués, détaillés et discutés. Enfin, l'intégration du bruit dans l'ACV est évoquée ainsi que l'apport de cette question pour la communauté acoustique.

1.1 Calcul de l'impact sanitaire

L'impact du bruit sur la santé humaine est dû pour la majeure partie à la gêne et aux troubles du sommeil. Cet impact est aussi en grande partie dû au trafic routier, loin devant le ferroviaire et l'aviation [1]. On ne considérera donc ici que la gêne sonore et les troubles du sommeil dont l'origine provient du trafic routier.

L'étude de l'impact sur la santé humaine repose largement sur l'utilisation de modèles acoustiques. Un modèle d'émission acoustique convertit dans un premier temps des données de trafic (trafic horaire, nature du revêtement, pente de la route, etc.) en niveau d'émission [4]. Puis, un modèle de propagation [5] permet d'estimer l'exposition de la population. Connaissant l'exposition de la population, des courbes dose-réponse permettent d'estimer le nombre de personnes fortement gênées (Highly Annoyed

Persons - HAP) et au sommeil fortement perturbé (Highly Sleep Disturbed Persons - HSDP) parmi la population exposée en fonction des niveaux d'exposition de cette population [6,7].

L'estimation de la gêne se fait à partir du L_{den} et l'estimation des troubles du sommeil à partir du L_{night} . La gêne résulte donc d'une exposition sur l'ensemble de la journée alors que les troubles du sommeil ne sont calculés qu'à partir de l'exposition nocturne. La chaîne de causalité et les modèles utilisés sont représentés sur la Figure 1.

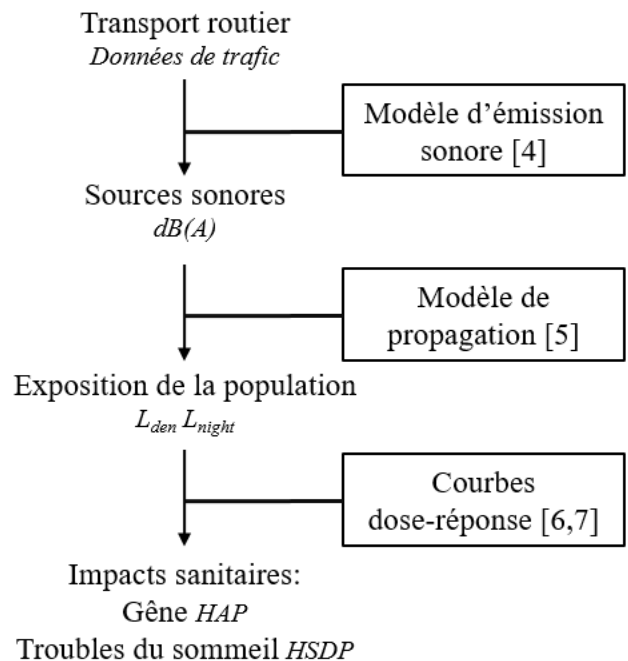


Figure 1 : Chaîne de causalité et modèles utilisées.

L'impact sanitaire du bruit environnemental a été calculé pour la ville de Paris et dans la région lyonnaise dans le but d'intégrer cet impact sanitaire dans l'analyse du cycle de vie. Se faisant, il a été possible de trouver des modèles simplifiés pour approximer ces impacts sanitaires. Ces modèles peuvent être utiles à la communauté acoustique et vont être présentés ci-dessous.

2 Modèles simplifiés

2.1 Méthode

Dans le travail présenté ici, les calculs d'émission et de propagation n'ont pas été réalisés par les auteurs, mais ces derniers se sont appuyés sur les calculs réalisés par la Direction des Espaces Verts et de l'Environnement (DEVE) pour la ville de Paris et par Acoucité pour le Grand Lyon dans le cadre de la directive européenne sur la gestion du bruit de l'environnement [8]. Ainsi la première couche des données SIG fournies contient toutes les routes et les niveaux d'émission sonore par mètre de route L_w calculés avec le modèle d'émission [4] pour le jour, la soirée et la nuit. La seconde couche contient les bâtiments avec le nombre d'habitant et les niveaux sonores en L_{den} et L_{night} .

Sur ces données spatialisées, une grille normalisée de 150*150m a été appliquée. Dans chaque maille, la densité d'HAP et la densité d'HSDP ont été calculé. La taille de cette maille étant petite, les résultats sont très discontinus : un nombre très limité de mailles a une densité de personnes très gênées excessivement forte alors que certaines mailles ne contiennent aucun impact (Figure 2 (a)). Pour une meilleure analyse spatiale et une meilleure visualisation, il est nécessaire de lisser ces données géographiques. Pour se faire, une distribution triangulaire est appliquée (Figure 3) sur chaque maille, répartissant une partie de sa valeur dans les mailles adjacentes. Une distribution triangulaire a été choisie parce que cela revient à faire une interpolation linéaire pour rendre la carte plus homogène. Cette distribution est appliquée à toutes les variables étudiées dans cet article et sur toutes les mailles.

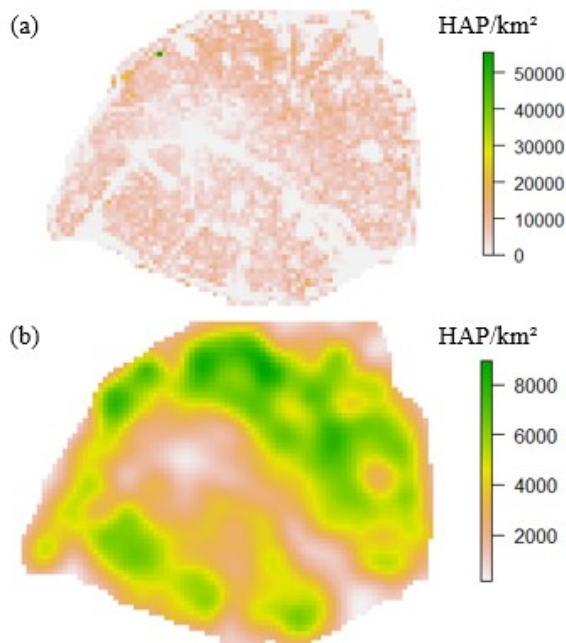


Figure 2 : Densité d'HAP avant (a) et après (b) le lissage par une distribution triangulaire.

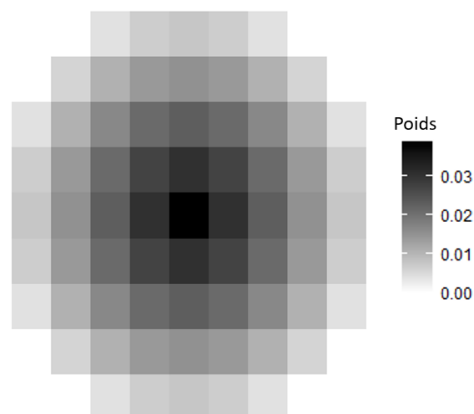


Figure 3 : Représentation de la matrice de distribution triangulaire appliquée à une maille donnée (au centre). Le poids diminue avec la distance à la maille centrale.

Dans le cadre d'un travail de thèse [3], il a été possible de proposer des modèles simplifiés pour prédire les densités d'HAP et d'HSDP à partir de deux variables explicatives simples : la densité de population et la densité d'énergie acoustique. Il est donc intéressant de calculer ici ces deux variables explicatives afin de les croiser avec les densités de personnes calculées précédemment (HAP et HSDP).

La densité de population dans une zone donnée peut être facilement calculée puisque que la population est allouée aux bâtiments dans les données SIG. Bien que simple, la densité d'énergie acoustique demande un petit peu plus de calculs. Le modèle d'émission acoustique [4] permet de calculer des niveaux d'émission sonores L_w en dB(A) pour les différentes périodes temporelles (jour, soirée et nuit) et pour chaque route. Le niveau de puissance acoustique L_w , exprimé dans l'Eq. (1), peut être converti en puissance sonore par mètre de route avec l'Eq. (2) où W_0 est la puissance de référence de 10^{-12} W.

$$L_w = 10 * \log_{10}(W/W_0) \quad (1)$$

$$W = W_0 * 10^{(L_w/10)} \quad (2)$$

Une fois que la puissance par mètre de route a été calculée pour toutes les routes, il est possible de multiplier par la longueur de ces routes pour avoir une puissance d'émission pour chaque route et pour les différentes périodes de la journée. L'étape finale est de multiplier cette puissance par le temps de ces périodes pour obtenir une énergie. Comme l'étude de l'impact sanitaire se calcule sur une année, les émissions d'énergie acoustique ont aussi été calculées sur la base d'une année entière. La densité d'énergie acoustique est intégrée sur les trois périodes de la journée quand on étudie la gêne et seulement sur la nuit quand on s'intéresse aux troubles du sommeil. L'Eq. (3) montre le calcul de l'énergie pour l'ensemble de la journée sur une année où W_{jour} est la puissance d'émission sonore dans une zone donnée (et non une puissance par mètre) pour le jour, $W_{\text{soirée}}$ est la puissance d'émission sonore pour la soirée et W_{nuit} pour la nuit. Ce calcul d'énergie acoustique étant basé sur un niveau d'émission en dB(A), l'énergie calculée est également pondérée en fréquence.

$$E_{\text{tot,année}}=365*3600*(12*W_{\text{jour}}+4*W_{\text{soirée}}+8*W_{\text{nuit}}) \quad (3)$$

Il est donc possible de calculer la densité d'HAP, la densité d'HSDP, la densité de population, la densité d'énergie acoustique pour l'ensemble de la journée et la densité d'énergie acoustique pour la nuit dans toutes les mailles puis d'appliquer à toutes ces variables la distribution triangulaire évoquée plus haut pour lisser les cartes avant de chercher un modèle simplifié.

Un modèle simplifié pour la gêne et les troubles du sommeil a donc été calculé pour la ville de Paris et pour le Grand Lyon, en effectuant une transformation logarithmique sur les densités [3] afin de minimiser l'erreur relative entre les données modélisées et les données calculées. Une régression linéaire entre le logarithme naturel de la densité d'HAP calculé dans chaque maille et le logarithme naturel des deux variables explicatives dans la maille correspondante (densité de population et densité d'énergie acoustique sur l'ensemble de la journée) a donc été calculée pour chaque ville. De la même façon, une régression linéaire a été appliquée entre le logarithme du nombre d'HSDP et le logarithme des deux variables explicatives (la densité de population et la densité d'énergie acoustique durant la nuit) pour chaque ville.

2.2 Résultats

Des modèles différents sont obtenus pour Paris et la région lyonnaise qui prennent la forme de l'Eq. (4) pour la gêne et de l'Eq. (5) pour les troubles du sommeil. Les valeurs sont détaillées dans le Tableau 1, le coefficient de détermination R² étant celui du modèle linéaire entre les logarithmes des variables et N le nombre de points.

$$d_{\text{HAP}}=C*(d_{\text{pop}}^a)*(d_{\text{J,tot}}^b) \quad (4)$$

$$d_{\text{HSDP}}=C*(d_{\text{pop}}^a)*(d_{\text{J,night}}^b) \quad (5)$$

Tableau 1 : Valeurs des modèles simplifiés pour Paris et le Grand Lyon.

| | | C | a | b | R ² | N |
|---------------------|-------|---------|------|------|----------------|-------|
| Gêne | Paris | 0.0672 | 0.98 | 0.06 | 0.97 | 3986 |
| | Lyon | 0.0030 | 1.03 | 0.22 | 0.98 | 22772 |
| Troubles du sommeil | Paris | 0.04073 | 0.99 | 0.05 | 0.97 | 3986 |
| | Lyon | 0.00052 | 1.03 | 0.33 | 0.94 | 22067 |

Le Tableau 1 montre que les relations obtenues expliquent très bien les variations des densités de population gênées (R²>0.97) et au sommeil perturbé (R²>0.94) sur un nombre important de point. On voit également d'importantes différences entre Paris et Lyon. Le modèle obtenu sur Paris attache beaucoup moins d'importance à la densité d'énergie que le modèle obtenu sur Lyon.

Devant ce résultat, on peut se demander si le modèle obtenu pour le Grand Lyon et pour Paris sont deux modèles différents ou non. Se contenter de regarder les coefficients du modèle ne suffit pas vu la nature de la relation (de puissance).

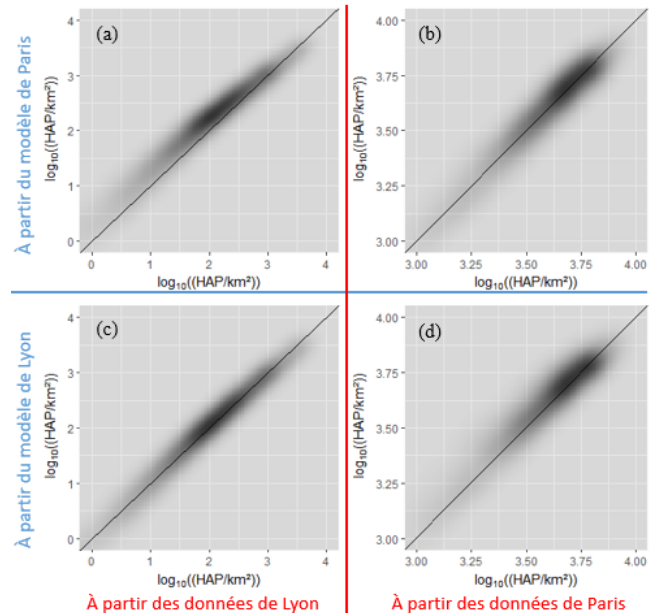


Figure 4 : Valeurs calculées avec les données d'exposition (en abscisse) contre les valeurs trouvées avec les modèles (en ordonnée). La courbe y=x est tracée pour faciliter la lecture.

La Figure 4 montre que les modèles simplifiés trouvés sur Paris et sur Lyon correspondent bien aux valeurs calculées pour ces villes (b et c). On peut aussi observer que les points sur Lyon sont très étalés (entre 0 et 10000 HAP/km²) alors que la variation sur Paris est beaucoup plus faible. Quand on utilise le modèle trouvé sur Lyon aux variables explicatives de la ville de Paris (densité de population et densité d'énergie), on retrouve également les résultats trouvés pour la ville de Paris (d). Par contre, le modèle de Paris s'applique moins bien sur Lyon (a). Malgré ce léger décalage, il semble que les deux modèles soient proches. Il est alors possible d'appliquer un modèle unique sur l'ensemble des données. Les résultats sont donnés dans le Tableau 2 où les valeurs de R² élevées montrent la fiabilité de ces modèles.

Tableau 2 : Valeurs des modèles simplifiés sur l'ensemble des données.

| | C | a | b | R ² | N |
|---------------------|---------|------|------|----------------|-------|
| Gêne | 0.0033 | 1.03 | 0.21 | 0.99 | 26758 |
| Troubles du sommeil | 0.00088 | 1.00 | 0.30 | 0.95 | 26053 |

Les données avec lesquelles ces modèles simplifiés ont été trouvés présentent une variation importante en termes de densité de population et de densité d'énergie. Cet aspect est illustré sur la Figure 5 où l'on a tracé la densité de probabilité estimée par noyau pour la densité d'énergie sur l'ensemble de la journée et la densité de population. Paris présente une densité d'énergie plus élevée que Lyon d'environ un ordre de grandeur (10 fois plus grand). Pour la densité de population, la majorité des mailles de Paris présente une densité de population supérieure à 10 000 habitants/km² alors que Lyon possède de nombreuses mailles à moins de 1 000 habitants/km². Ces deux profils différents montrent que les modèles simplifiés sont valables dans des situations géographiques très variées.

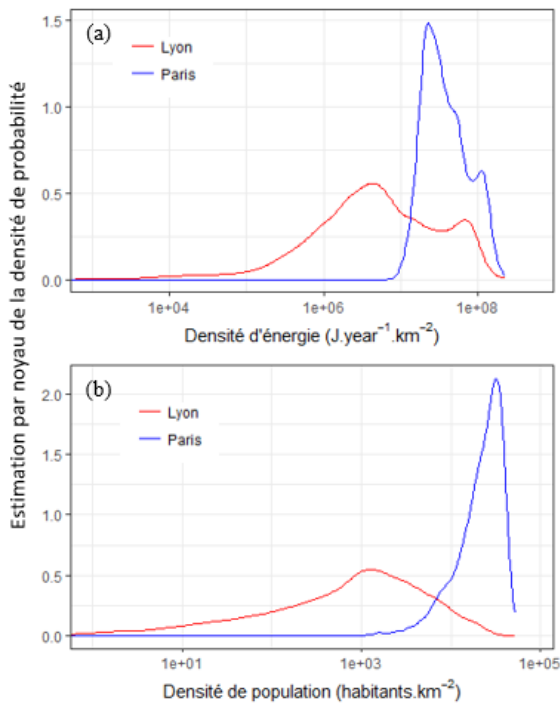


Figure 5 : Estimation par noyau de la densité de probabilité de la densité d'énergie (sur l'ensemble de la journée) (a) et de la densité de population (b). Les axes des abscisses sont tracés en log.

2.3 Discussion

Il aurait été préférable d'avoir plus de deux jeux de données. Si cette expérience relativement simple pouvait être répétée à plus grande échelle, cela renforcerait, ou infirmerait, la validité et l'utilité de ces modèles simplifiés. Il est important de signaler que ce sont deux organismes différents qui ont fourni les jeux de données mais qu'ils ont utilisé les mêmes modèles d'émission et de propagation [4,5] et le même logiciel (CadnaA). Si ces modèles simplifiés ne semblent pas être caractéristiques d'une situation géographique ou démographique, ils sont probablement caractéristiques des modèles d'émission et de propagation utilisées.

Les modèles trouvés permettent d'estimer l'impact sanitaire obtenu avec un modèle de propagation mais sans recourir à celui-ci. Pour appliquer ces modèles simplifiés, il ne faut qu'un modèle d'émission (pour calculer l'énergie acoustique émise). Il est possible aujourd'hui de trouver ce genre de modèle d'émission sur des logiciels open source de type NoiseModelling intégré au SIG OrbisGis [9].

L'expérience réalisée sur Paris et Lyon montre que les calculs effectués dans ces villes sont cohérents. Si en appliquant la même méthode sur toutes les villes en Europe, certaines villes sortent du lot, il faudrait comprendre l'origine de ces différences. Est-ce qu'il s'agit d'erreurs, de différences dans les choix des paramètres, de différences en termes de géographie et d'urbanisme ou de différences provenant des modèles acoustiques utilisés ?

S'ils sont considérés fiables, ces modèles pourraient aussi servir pour approximer l'impact du bruit là où des données de trafic sont disponibles mais les moyens sont insuffisants pour réaliser des calculs de propagation pour des raisons de temps et de moyen. Par exemple, dans la partie rurale du territoire qui n'est pas couverte par la

directive 2002/49/CE [8] ou encore dans des pays en voie de développement.

Ces modèles sont présentés ici parce que les auteurs ont l'impression qu'ils peuvent être utiles à la communauté acoustique mais ils ont été trouvés en conduisant des travaux qui ne visaient pas directement l'estimation de l'impact sanitaire du bruit, mais l'intégration de cet impact dans l'analyse du cycle de vie (ACV).

3 L'Analyse du Cycle de Vie

L'ACV permet l'étude systématique des impacts environnementaux globaux. Cette méthode présente deux avantages importants. L'ACV estime les impacts environnementaux d'un produit en s'intéressant à l'ensemble du cycle de vie de ce produit, de l'extraction des matières premières à la fin de vie en passant par la production et l'utilisation. L'ACV essaye également d'avoir une approche exhaustive des problèmes environnementaux, estimant les impacts en termes d'épuisement des ressources, d'impact sur les écosystèmes et d'impact sur la santé humaine. L'ACV se veut une approche holistique et c'est pourquoi il est important d'y intégrer les effets du bruit environnemental sur la santé humaine.

Il y a eu plusieurs tentatives d'intégrer l'impact du bruit dans l'ACV [10,11], mais aucune de ces tentatives ne fait encore consensus. L'ACV repose sur une approche statistique, sur des moyennes dans le temps et l'espace et sur une linéarisation de l'impact associé aux différents flux de matière et d'énergie. Or le bruit a un impact très localisé dans le temps et l'espace et cela pousse l'ACV dans ses retranchements. Il est plus facile de trouver l'impact moyen d'un kg de CO_2 sur le climat peu importe son lieu et son moment d'émission que l'impact d'un joule d'énergie acoustique sur la santé humaine.

3.1 Intégration du bruit environnemental

Si l'on veut intégrer les effets du bruit environnemental sur la santé humaine, il faut donc être capable de caractériser l'impact d'une « unité de trafic ». Certaines approches se sont basées sur la distance parcourue (calculée en véhicule-kilomètre) [10], d'autres sur une approche énergétique qui correspond mieux à la logique de l'ACV (en joule) [9]. Dans la thèse [3], l'approche énergétique a été préférée parce qu'elle cadre mieux avec la structure mathématique de l'ACV.

On peut donc calculer des facteurs de caractérisation qui donnent l'impact sur la santé par joule dans une zone donnée. Si on s'intéresse à la gêne, le facteur de caractérisation (CF) associé serait donc le nombre d'HAP dans une zone donnée divisé par le nombre de joules (émissions sonores) provoquant cette gêne. Si l'on reprend les données géographiques lissées utilisées précédemment, il suffit de diviser le nombre (ou la densité) d'HAP dans une maille et de diviser par le nombre (ou la densité) de joules dans cette maille.

Si on divise l'ensemble de l'impact dans une zone donnée par les émissions sonores qui en sont la cause, on obtient des CFs moyens qui donnent l'impact par unité d'émission sonore. Par ailleurs, les modèles simplifiés trouvés précédemment peuvent aussi être utilisés pour produire ces CFs moyens : il suffit de diviser les relations obtenues par l'énergie considérée. Les expressions Eq. (4)

et Eq. (5) sont pratiquement identiques mais la puissance associée à la densité d'énergie devient (b-1).

Mais, le plus souvent en ACV, on étudie l'impact d'un produit ajouté au système actuel, toute chose étant égale par ailleurs. Par exemple, l'impact d'un certain nombre de véhicules qui viendrait s'ajouter au trafic existant. On étudie ainsi de petites variations autour d'un point de fonctionnement correspondant à la situation actuelle. On veut donc des CFs marginaux et non moyens.

Il a été possible d'obtenir des CFs marginaux avec les données de Paris et du Grand Lyon. Il suffit de supposer un petit incrément de dB(A) sur l'ensemble du trafic, par exemple +0.01 dB(A). Si les niveaux d'émission de tout le réseau routier sont augmentés uniformément, les niveaux d'exposition (L_{den} et L_{night}) sont augmentés du même montant. On peut calculer dans chaque maille le nombre additionnel d'HAP et d'HSDP dû à cette augmentation de l'exposition. On lisse ces valeurs avec la distribution triangulaire comme précédemment. Il suffit ensuite de diviser cette augmentation de l'impact sanitaire de ce petit incrément par l'augmentation d'énergie qui l'a causé. L'augmentation de l'énergie étant l'énergie dans la maille comme calculée précédemment multiplié par « $(10^{(0.01/10)}-1)$ ». On obtient donc des CFs marginaux qui peuvent être utilisés systématiquement dans l'ACV. Ces CFs marginaux donnent l'impact additionnel par unité d'énergie acoustique ajoutée à la situation existante. Sur la Figure 6, on peut voir les CFs marginaux pour la gêne (HAP/J).

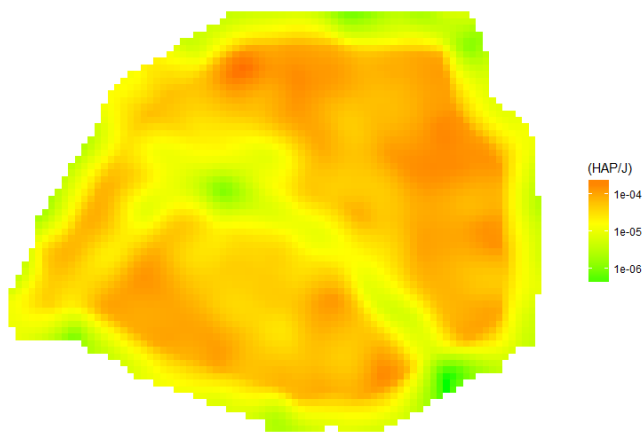


Figure 6 : CFs marginaux pour la gêne (HAP/J) pour la ville de Paris.

La Figure 6 montre que l'impact est faible dans les endroits où il y a un fort trafic (proche du périphérique ou des quais de Seine). C'est logique puisque l'on regarde l'impact par joule. Une zone à fort trafic se retrouve avec des CFs faibles puisque l'impact sur la santé est divisé par l'énergie acoustique qui le provoque. Si quelqu'un veut minimiser l'impact d'un trafic additionnel, il a tout intérêt à ajouter ce trafic où il y en a déjà beaucoup. En dehors des zones à fort trafic, l'impact d'un joule additionnel est relativement homogène sur la ville de Paris.

Calculer ces CFs dans la même unité que ceux déjà proposés dans la littérature pour d'autres pressions environnementales permet de quantifier l'impact sanitaire du bruit environnemental par rapport à l'impact sanitaire d'autres problèmes environnementaux.

3.2 Le bruit environnemental par rapport à d'autres impacts sanitaires

L'ACV utilise le DALY (disability adjusted life year) comme unité pour les dommages sur la santé humaine. Cette métrique est aussi utilisée par l'OMS [1] et permet de comparer entre eux des problèmes de santé complètement différents. Si l'on s'intéresse au procédé *Transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5* de la base de données ecoinvent [12] et qu'on utilise la méthode d'impact ReCiPe Endpoint (H) [13], on obtient pour une voiture de taille moyenne, de norme EURO 5 qui roule 1 km, les impacts sur la santé détaillés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Impacts sanitaires d'une voiture parcourant 1 km provenant de différentes catégories d'impact.

| Catégorie d'impact | Quantité (DALY) |
|-------------------------------------|-----------------|
| Changement climatique | 3,43e-07 |
| Destruction de la couche d'ozone | 1,15e-10 |
| Toxicité humaine | 1,07e-08 |
| Formation d'oxydants photochimiques | 1,48e-11 |
| Formation de particules fines | 3,43e-08 |
| Radiations ionisantes | 2,69e-10 |
| Total | 3,88e-07 |

La majeure partie de l'impact de ce véhicule évalué par la méthode ReCiPe Endpoint (H) est dû au changement climatique. Comme le DALY permet de comparer entre eux des problèmes environnementaux très différents, il serait intéressant de voir comment l'impact du bruit se compare aux autres. La conversion du nombre d'HAP et d'HSDP en DALY repose sur les « poids d'invalidité » (disability weights) proposés par l'OMS [1] : 0,02 DALY/HAP pour la gêne et 0,07 DALY/HSDP pour les troubles du sommeil. En multipliant les CFs par les facteurs correspondants, on peut donc obtenir des CFs en DALY/J.

Mais, il faut aussi additionner ensemble l'impact de la gêne qui s'applique sur l'ensemble de la journée et des troubles du sommeil qui ne s'applique que la nuit. Les véhicules légers et lourds étant différenciés dans les données, il est possible, grâce au modèle d'émission [4] de savoir le pourcentage de l'énergie émise par les véhicules légers pendant la nuit $\%_{nuit}$. Utiliser le modèle d'émission sur les données de trafic permet aussi de calculer le nombre moyen de joules par vkm émis par un véhicule léger dans la ville étudiée J_{moy} . Avec ces deux données, il est possible de calculer des CFs en DALY/vkm avec l'Eq. (6).

$$CF_{mgn}(DALY/vkm)=[CF_{mgn,HAP}*0,02+CF_{mgn,HSDP}*0,07* \frac{\%_{nuit}}{J_{moy}}] \quad (6)$$

Tableau 4 : CFs marginaux et intermédiaires de calculs pour Paris et Lyon

| Ville | Paris | Lyon |
|--------------------------|---------|---------|
| $CF_{mgn,HAP}$ (HAP/J) | 3,0e-05 | 7,4e-06 |
| $CF_{mgn,HSDP}$ (HSDP/J) | 4,6e-05 | 2,6e-05 |
| $\%_{nuit}$ | 11,1 | 6,1 |
| CF_{mgn} (DALY/J) | 9,6e-07 | 2,6e-07 |
| J_{moy} (J/vkm) | 0,32 | 0,59 |
| CF_{mgn} (DALY/vkm) | 3,1e-07 | 1,5e-07 |

Le Tableau 4 montre que les CFs marginaux pour la gêne et les troubles du sommeil sont plus élevés pour Paris que pour Lyon mais restent du même ordre de grandeur. Paris et Lyon présentent différentes répartitions entre les périodes temporelles : 11,1% des émissions sonores par les véhicules légers ont lieu à Paris contre 6,1 % pour Lyon. La différence de J_{moy} provient en majeure partie d'une différence de vitesse moyenne dans la zone d'étude, le Grand Lyon comportant des autoroutes et des départementales alors que Paris est surtout constituée de routes à vitesse réduite (≤ 50 km/h).

Le Tableau 4 fournit également des CFs en DALY/vkm. On voit que l'impact par vkm est deux fois plus élevé à Paris qu'à Lyon. Ce qui est une différence relativement faible quand on voit les différences de profil entre les deux villes (Figure 5). Ces valeurs peuvent maintenant être comparées avec celle du Tableau 3.

On voit que l'impact sanitaire du bruit est du même ordre de grandeur que le total des autres impacts et plus important, par exemple, que l'impact sanitaire des particules fines quand on regarde l'impact sanitaire d'un véhicule roulant 1 km.

On parle de questions entachées d'une grande incertitude et il faudrait davantage de travaux pour l'affirmer avec force. Mais, on peut dire qu'avec les éléments à notre disposition, on a toutes les raisons de penser que l'impact sanitaire du bruit du transport routier est du même ordre de grandeur que l'impact sanitaire de ses émissions polluantes.

Cela pourrait légitimer davantage d'efforts dans la recherche sur le bruit environnemental et son intégration dans l'ACV. Manquer la moitié des impacts sur la santé dus au transport routier est problématique pour une méthode qui se veut holistique.

Intégrer l'impact sanitaire du bruit environnemental dans l'ACV est aussi une façon de valoriser les recherches des acousticiens en leur donnant une portée à travers un outil systématique et holistique de calculs des impacts environnementaux des biens et des services.

4 Conclusion

Il est possible de produire des modèles simplifiés qui permettent d'estimer l'impact sanitaire du bruit environnemental dans une zone donnée en ne connaissant que la densité de population et la densité d'énergie acoustique. Cette énergie acoustique est obtenue grâce à des données de trafic et à un modèle d'émission.

Cette recherche s'inscrit dans une tentative d'intégration de l'impact du bruit environnemental sur la santé humaine dans l'analyse du cycle de vie. Elle a permis de montrer que l'impact du bruit du transport routier sur la santé humaine est du même ordre de grandeur que l'impact de la pollution de l'air dû au transport routier sur la santé humaine.

Remerciements

Ce travail est financé par le Fond National de la Recherche Luxembourg (FNR) dans le cadre du projet DyPLCA (INTER/ANR/13/10/DyPLCA). Il a été possible de réaliser ce travail grâce aux données fournies par la DEVE de la ville de Paris et par Acoucité pour le Grand Lyon.

Références

- [1] WHO, Burden of disease from environmental noise – Quantification of healthy life years lost in Europe. *JRC report*, The WHO Europe Centre for Environment and Health, Bonn (2011).
- [2] ISO-International Organisation For Standardisation, Environmental Management – Life Cycle Assessment ISO 14040 Principles and Framework ISO 14044 Requirements and guidelines. EN ISO 14044, ISO, Geneva, 56 pp (2006).
- [3] Meyer R. Development of time-dependent characterisation factors for life cycle impact assessment of road traffic noise on human health. PhD thesis freely available at <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01668439/> (2017).
- [4] SETRA Copyright (Collective). Road noise prediction 1 - Calculating sound emissions from road traffic. (2009)
- [5] SETRA Copyright (Collective). Road noise prediction 2 - Noise propagation computation method including meteorological effects (NMPB 2008). (2009)
- [6] Miedema H.M.E., Oudshoorn C.G.M., Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals, *Environ. Health Perspect.*, 109:409–416 (2001).
- [7] Miedema H.M.E., Passchier-Vermeer W, Vos H. Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance. (2002)
- [8] European Commission, Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise, *Official Journal of the European Communities* (2002).
- [9] Fortin N, Bocher E, Petit G, Gouge A, Picaut J, Dutilleul G. Urban noise maps in a GIS. In: Open Source Geospatial Research and Education Symposium [Internet]. 2012. p. 227–35.
- [10] Cucurachi S., Heijungs R, Characterisation factors for life cycle impact assessment of sound emissions, *Sci Tot Envir*, 468-469, 280-291 (2014).
- [11] Franco V., Garraín D., Vidal R., Methodological proposals for improved assessments of the impact of traffic noise upon human health, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (8), pp. 869–882 (2010).
- [12] Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230.
- [13] Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., Zelm, R. van, 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>