



JUIL.
2017

EXPOSITION AUX POLLUANTS EMIS PAR LES BOUGIES ET LES ENCENS DANS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS

Emissions et risques sanitaires associés

RAPPORT

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

En partenariat avec :

CSTB
le futur en construction

Laboratoire Chimie
Environnement

INERIS
maîtriser le risque |
pour un développement durable |

REMERCIEMENTS

Mélanie NICOLAS (CSTB) : rédaction
François MAUPETIT (CSTB) : relecture
Priscilla THIRY (CSTB) : support technique
Gwendal LOISEL (CSTB) : support technique

Etienne QUIVET (LCE) : rédaction
Daphné BUIRON (LCE) : rédaction
Brice TEMIME-ROUSSEL (LCE) : support technique

Guillaume KARR (INERIS) : rédaction
Elsa REAL (INERIS) : rédaction
Alexandre ALBINET (INERIS) : contribution aux mesures et à l'analyse des résultats
Augustin COLETTE (INERIS) : relecture
Nathalie VELY (INERIS) : relecture
Martine RAMEL (INERIS) : relecture

CITATION DE CE RAPPORT

M. NICOLAS, E. QUIVET, G. KARR, E. REAL, D. BUIRON, F. MAUPETIT. 2017. Exposition aux polluants émis par les bougies et les encens dans les environnements intérieurs : Émissions et risques sanitaires associés. Rapport. 98 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne www.ademe.fr/mediatheque

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 1462C0038

**Étude réalisée par CSTB, LCE et INERIS pour ce projet
cofinancé par l'ADEME**

Projet de recherche coordonné par : CSTB
Appel à projet de recherche : CORTEA (COonnaissances,
Réduction à la source et Traitement des Émissions dans l'Air)

Coordination technique - ADEME : BOUALLALA Souad
Direction/Service : SEQA



TABLE DES MATIERES

Résumé	5
Abstract.....	6
1. Présentation de l'étude EBENE	7
1.1. Contexte.....	7
1.1.1. Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur	7
1.1.2. Enjeux sanitaires liés aux émissions des bougies et des encens dans l'air intérieur	7
1.2. Positionnement	8
1.3. État de l'art.....	8
1.4. Objectifs.....	11
2. Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions réelles.....	11
2.1. Sélection des bougies et des encens testés en environnement réel	11
2.2. Méthodologie	12
2.2.1. Présentation de la maison MARIA	12
2.2.2. Composés mesurés et métrologie associée	14
2.2.3. Protocoles d'essais	16
2.3. Résultats.....	16
2.3.1. Vitesses de combustion	16
2.3.2. Émissions pendant l'utilisation des produits	17
2.3.3. Dynamiques des émissions	22
2.3.4. Concentrations moyennes par catégorie de produits	26
2.4. Conclusion	29
2.4.1. Diversité des produits.....	29
2.4.2. Niveaux de concentrations.....	29
2.4.3. Mode d'allumage : allumette ou briquet ?.....	29
2.4.4. Conditionnement du produit.....	30
3. Évaluation de l'exposition aux composés volatils et particulaires émis par les bougies et les encens dans les environnements intérieurs et caractérisation des risques sanitaires associés ...	31
3.1. Évaluation de l'exposition aux composés volatils et particulaires émis par les bougies et les encens dans les environnements intérieurs	31
3.1.1. Méthodologie.....	31
3.1.2. Élaboration de scénarios d'exposition	32
3.1.3. Concentrations moyennes inhalées, calculées à partir des scénarios d'exposition élaborés	34
3.1.4. Conclusions.....	37
3.2. Caractérisation des risques sanitaires à l'utilisation de bougies et d'encens dans les environnements intérieurs	43
3.2.1. Caractérisation des dangers liés aux substances émises	43



3.2.2.	Quantification des Risques Sanitaires	46
3.2.3.	Conclusions.....	49
4.	Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions maîtrisées.....	57
4.1.	Métrologie	57
4.1.1.	Plateformes d'essais d'émissions des bougies et des encens	57
4.1.2.	Protocoles d'essais	59
4.1.3.	Sélection des bougies et des encens testés.....	60
4.1.4.	Composés analysés et métrologie associée.....	61
4.1.5.	Détermination des facteurs d'émission spécifique.....	62
4.1.6.	Comparaison des données en conditions maîtrisées et réelles par simulations	63
4.2.	Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions maîtrisées	64
4.2.1.	Données d'essais	64
4.2.2.	Emissions de composés volatils et particulaires selon le protocole EBENE	67
4.2.3.	Impact des paramètres d'essais sur les émissions de composés volatils et particulaires .	71
4.2.4.	Comparaison des données d'émissions obtenues en chambres d'essai et dans la maison expérimentale MARIA par simulations.....	73
4.3.	Pertinence des protocoles d'essais	79
4.3.1.	Par analyse des facteurs d'émissions.....	79
4.3.2.	Par simulations.....	80
5.	Conclusions / Perspectives / Recommandations	80
6.	Références bibliographiques.....	84
	Index des tableaux et figures	93
	Sigles et acronymes	96



Résumé

Dans le cadre de l'étude EBENE, les émissions de polluants volatils et particulaires de neuf bâtons d'encens, de neuf bougies parfumées et d'une lampe à catalyse issus du marché français ont été caractérisées dans des conditions réalistes d'utilisation dans une pièce de la Maison Automatisée pour des Recherches Innovantes sur l'Air (MARIA) du CSTB.

Les mesures effectuées ont montré que les niveaux de concentrations atteints pendant et après la combustion des bâtons d'encens étaient très largement supérieurs à ceux obtenus pour les bougies parfumées. L'utilisation des bâtons d'encens se traduit ainsi par des concentrations élevées en benzène, toluène, éthylbenzène, styrène, formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine. On relève également des concentrations de HAP (Hydrocarbures Aliphatiques Polycycliques) et de particules élevées. Pour les encens, les émissions sont les plus élevées pendant la combustion et pendant l'heure suivant la fin de la combustion avant de diminuer sous l'effet de l'aération. Les encens sont également plus émissifs en particules que les bougies mais présentent des particules plus grosses (de 80 à 190 nm).

Les niveaux de polluants volatils émis par les bougies sont nettement plus faibles que ceux relevés pour les encens et seuls le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le toluène sont mesurés à des niveaux de concentration de plusieurs $\mu\text{g.m}^{-3}$. On note cependant une décroissance des émissions de formaldéhyde peu marquée pour les bougies, ce qui suggère une émission secondaire de ce composé après leur extinction. Par ailleurs, les bougies émettent moins de particules que les encens, mais des particules plus fines (diamètre < 100 nm), sauf juste après les avoir éteintes. On remarque aussi que les bougies émettent significativement plus de NOx (oxydes d'azote) que les bâtons d'encens.

Enfin une lampe à catalyse a été testée même si ce produit est assez spécifique. Les émissions de polluants volatils et particulaires de ce type de produits restent relativement modérées, sauf pour l'acétone, les NOx et certains composés à plus haut poids moléculaire non identifiés.

Sur la base des concentrations mesurées en conditions réelles et des résultats d'un sondage national sur les usages d'encens et de bougies, la démarche d'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) a été mise en œuvre, selon les pratiques classiquement observées en France. Les principales conclusions sont les suivantes :

- Aucune situation préoccupante n'est attendue pour les expositions chroniques associées aux usages les plus courants ;
- Certaines pratiques (fréquence et durée d'utilisation élevées, plusieurs produits utilisés simultanément, etc.) et certaines caractéristiques environnementales (volume de la pièce, taux de renouvellement d'air, etc.) peuvent conduire à des expositions chroniques dépassant les valeurs repères usuelles (Quotient de Danger - QD > 1, Excès de Risque Individuel - ERI > 10^{-5}), principalement pour les encens, ce qui suggère un besoin de limiter ce type d'expositions. Par exemple, cette limitation pourrait s'appuyer sur une sensibilisation du public aux bonnes pratiques d'utilisation ; aération postérieure, usage modéré, etc. ;
- Certains désodorisants combustibles ont généré des expositions de court terme dépassant les valeurs sanitaires retenues (VTR aigues, VGAI court terme). Ce résultat suggère un besoin de limiter les émissions des produits les plus émissifs. Par exemple, cette limitation pourrait s'appuyer sur la mise en place d'un étiquetage des émissions des désodorisants combustibles et sur la réglementation des produits les plus émissifs.

Au global, les substances d'intérêt prioritaires identifiées sont le benzène, les particules fines, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde et l'acroléine. Les expositions obtenues pour le carbone suie pourraient également être préoccupantes. Plusieurs plateformes et protocoles de mesures ont été testés afin d'établir une méthodologie robuste de la mesure d'émissions liées à la combustion de bougies et d'encens. Les mesures de COV effectuées dans les différentes plateformes ont permis d'élaborer des facteurs d'émissions, qui diffèrent d'une plateforme à l'autre et d'un protocole à l'autre. En se replaçant dans les conditions « réelles » de la maison MARIA, les concentrations de polluants ont été modélisées pour les différents cas et facteurs d'émissions associés. La comparaison des résultats avec les concentrations effectivement mesurées a permis de mettre en avant les plateformes et protocoles de mesure les plus adaptées. Ainsi, les deux méthodes dites « méthode normalisée » et « méthode par la chambre à combustion » décrites dans le projet EBENE reflètent correctement les émissions des encens caractérisées dans des conditions réalistes de la maison expérimentale MARIA.



Abstract

In the EBENE project, volatile and particulate emissions from 9 incense products, 9 scented candles and one catalytic lamp sampled on the French market were characterized under realistic conditions in a test room of the MARIA experimental house of CSTB.

Field measurements have shown that emissions levels due to incense burning are much higher than when using scented candles. For instance, high emissions of benzene, toluene, ethylbenzene, styrene, formaldehyde, acetaldehyde and acrolein were measured during and just after the combustion of incense sticks. High levels of PAH and particles have been also measured. For incense products, the highest emissions are measured during the combustion of the tested product and during the hour following combustion. Particle emissions from incense burning are higher than for scented candles and are characterized by coarser particles (80 to 190 nm diameter).

Emission levels associated to candle burning are much lower than when burning incense. Formaldehyde, acetaldehyde and toluene are the major volatile compound identified at the $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ level. Decrease of formaldehyde emissions from scented candles are less pronounced than for incense sticks suggesting that secondary production of formaldehyde occur after extinction of the candle. Emission of particles from candles are lower than from incense but emitted particles are smaller (diameter < 100 nm). Higher NO_x emissions from candles have been also observed during field experiments in the MARIA test house.

Finally, a catalyst lamp has also been tested during this field campaign even if this product is particular. Volatile and particulate emission from this catalytic lamp are rather limited due to the combustion process, except for acetone, NO_x and some unidentified high molecular weight compounds.

On the basis of the concentrations measured in real conditions and the results of a national survey on the uses of incense and candles, the Health Risk Assessment (HRA) method was applied following the usual practices observed in France.

The main conclusions are as follows:

- No situation of concern is expected for chronic exposures associated to the most common uses;
- Certain practices (high frequency and duration of use, multiple products used simultaneously, etc.) and certain environmental characteristics (room volume, ventilation rate, etc.) can lead to chronic exposures exceeding the usual reference values ($\text{QD} > 1$, $\text{ERI} > 10^{-5}$), mainly for incense, indicating a need to limit this type of exposure, e.g. through raising awareness about best practices: ventilation after use, moderate use, etc.;
- Some combustible air fresheners lead to short-term exposures that exceeded the selected health values (acute VTRs, short-term VGAs). This result indicates a need to limit the emissions of the most emissive products, e.g. through setting an emission labelling procedure, and regulating the most emissive products.

On the whole, the identified priority substances are benzene, fine particles, acetaldehyde, formaldehyde and acrolein. Exposures to black carbon could also be of concern.

Several platforms and measurement protocols have been tested to establish a methodology for measuring emissions from burning candles and incense. The VOC measurements carried out in the various platforms have led to the development of emission factors, which differ from one platform to another and from one protocol to another. By placing ourselves in the "real" conditions of the MARIA house, the concentrations of pollutants were modeled for the different cases and associated emission factors. The comparison of the results with the concentrations actually measured has made it possible to highlight the most suitable platforms and measurement protocols. The two methods referred to as "standardized method" and "combustion method" in this project appear to satisfactorily describe incense emissions characterized under realistic conditions in the MARIA experimental house.



1. Présentation de l'étude EBENE

1.1. Contexte

L'amélioration de la qualité de l'air intérieur passe par le contrôle des sources potentielles d'émissions de polluants et l'optimisation des conditions de ventilation des environnements intérieurs.

Dans le cadre de sa mission d'appui aux pouvoirs publics, le Haut conseil de santé publique (HCSP) a fixé plusieurs objectifs portant sur les expositions de long terme. En particulier :

- Depuis 2015, la concentration moyenne en benzène (exposition vie entière) ne devrait plus dépasser $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ « pour l'habitat et les locaux accueillant du public » (HCSP, 2010) ;
- En 2019, la concentration moyenne en formaldéhyde ne devrait pas dépasser $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans « les bâtiments existants, privés et publics » (HCSP, 2009). Le HCSP précise que les bâtiments neufs doivent « présenter des teneurs moyennes inférieures à $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ avant livraison aux occupants. Il en est de même pour ceux faisant l'objet d'opérations de rénovation de grande ampleur » ;
- En 2025, « dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou des locaux ouverts au public », les concentrations moyennes annuelles en particules $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} ne devraient pas dépasser, respectivement, $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ (HCSP, 2013).

La loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle 1 de l'environnement précise dans l'article 40, plusieurs actions à mettre en place pour permettre de contrôler les sources de pollution de l'air intérieur et notamment :

- L'étiquetage obligatoire des produits de construction, d'ameublement et de décoration, basée sur leurs émissions en polluants volatils à partir du 1^{er} janvier 2012,
- L'interdiction des composés cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques (CMR) de catégories 1 et 2 (CE) dans ces produits,
- La publication d'une étude sur la nécessité d'étendre ces mesures à d'autres catégories de produits de grande consommation susceptibles de polluer l'air intérieur (ex.: produits d'entretien).

1.1.1. Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur

L'action G du Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur (2013) prévoit de travailler sur l'information et l'étiquetage pour les produits de consommation les plus émetteurs en polluants volatils (tels que les produits désodorisants et produits d'entretien). Parmi les actions proposées, il est également listé que « *les produits les plus polluants, par exemple les encens qui émettent plus de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ de benzène, seront interdits* ».

1.1.2. Enjeux sanitaires liés aux émissions des bougies et des encens dans l'air intérieur

Compte tenu du temps moyen passé dans les bâtiments (habitations, bureaux, écoles, transports, enceintes ferroviaires, etc.), la qualité de l'air intérieur représente un enjeu de santé publique important.

Les précédentes études ont montré que des concentrations importantes de cocktails de différents polluants, notamment benzène, formaldéhyde, particules, étaient mesurées lors de la combustion d'encens dans les environnements intérieurs (Géhin et al., 2008 ; Maupetit et Squinazi, 2009 ; Ji et al., 2010 ; Manoukian et al., 2013) et que ces émissions représentaient un risque potentiel pour la santé



des usagers si des précautions liées à leur utilisation n'étaient pas prises (Maupetit et Squinazi, 2009 ; INERIS, 2011a ; 2011b).

1.2. Positionnement

Ce projet se positionne dans le cadre de la problématique « air intérieur » de l'appel à projet CORTEA 2014 (thème A), en s'intéressant plus particulièrement aux Composés Organiques Volatils (COV) et aux particules.

Dans ce contexte, ce projet a pour ambition de fournir des données sur les trois problématiques suivantes :

- L'amélioration des connaissances sur les émissions en polluants volatils et particulaires des bougies et des encens. De récentes études françaises se sont intéressées à l'impact de ces produits sur la qualité de l'air intérieur (Géhin et al., 2008 ; Maupetit et Squinazi, 2009 ; Ji et al., 2010 ; Manoukian et al., 2013). Toutefois, des données sont encore à apporter sur la typologie des polluants émis, leurs niveaux de concentrations ainsi que leur variabilité. Les connaissances sur l'impact des conditions environnementales sur les émissions de ces polluants sont également à affiner.
- L'évaluation de risques sanitaires des occupants liés à l'utilisation de bougies et d'encens dans les environnements intérieurs.
- La définition d'une méthodologie simple d'évaluation des émissions des bougies et des encens pour lesquels il n'existait pas au démarrage du projet de protocole normalisé. Les travaux en cours au CEN prévoyaient une transposition directe de l'ensemble des normes ISO 16000 utilisées pour évaluer les émissions des produits de construction et de décoration. Bien que certains paramètres de ces normes puissent effectivement être repris pour les bougies et les encens, il apparaît nécessaire de prendre en compte la spécificité des phénomènes de combustion qui interviennent lors de leur utilisation.

Ainsi, l'exposition réelle des occupants aux polluants émis par les bougies et les encens ainsi que les risques sanitaires associés seront évalués et une méthode simple de caractérisation de ces émissions sera proposée. Cette méthodologie pourra être directement applicable en cas de mise en place d'une réglementation sur le contrôle des émissions en polluants volatils des encens et bougies d'intérieur.

1.3. État de l'art

La qualité de l'air intérieur est liée principalement à trois facteurs : la qualité de l'air extérieur, les conditions de ventilation et les sources de pollution présentes dans les environnements intérieurs. Lorsque le rapport des concentrations mesurées dans l'air intérieur sur les concentrations mesurées dans l'air extérieur est très nettement supérieur à 1, ce qui est par exemple le cas du formaldéhyde et du toluène dans les logements français (Kirchner et al., 2007), cela révèle la prépondérance des sources de pollution intérieures. Les sources de pollutions intérieures sont nombreuses et variées : les occupants et leurs activités (fumée de tabac, activités de cuisine, bricolage), les produits de construction, de décoration, d'ameublement et de bureautique, mais aussi l'utilisation des désodorisants d'intérieur et des produits d'entretien.

Ainsi, selon la composition chimique et la toxicité de cette pollution, différents effets sur la santé sont reportés : irritation de la peau et des yeux, problèmes respiratoires, maux de tête, allergies ainsi que risque de développer des maladies chroniques, tel que l'asthme, ou graves tel que cancer (Rohr et al., 2002 ; IARC, 2004 ; Nazaroff et Weschler, 2004 ; Wolkoff et al., 2008).

L'exposition des populations à des espèces potentiellement polluantes est d'autant plus importante que, dans les environnements intérieurs (logement, bureau, moyen de transport, école, crèche) :

- La population passe près de 90 % de son temps ;
- Les polluants sont émis dans de très faibles volumes, plus ou moins bien ventilés.



C'est pourquoi il est indispensable de caractériser la qualité de l'air intérieur afin d'évaluer l'exposition des occupants aux composés présents dans l'air intérieur, ainsi que les risques associés, afin d'identifier les actions possibles à mettre en œuvre pour réduire et limiter l'exposition des populations. « La compréhension des émissions primaires et secondaires ainsi que des processus chimiques associés sont essentiels à l'évaluation de la qualité de l'air intérieur » concluent Uhde et Salthammer (2007) dans leur revue sur l'impact des produits de réaction issus des émissions de produits de construction et des produits de consommation sur la qualité de l'air intérieur.

Des travaux de recherche récents ont montré l'impact des désodorisants d'intérieur, et notamment des encens, sur la qualité de l'air intérieur. Ces études ont ainsi identifié, quantifié et caractérisé les émissions des principaux polluants volatils, dont le benzène et le formaldéhyde (Maupetit et Squinazi, 2009 ; Manoukian et al., 2013) et de particules fines et ultrafines (Géhin et al., 2008 ; Ji et al., 2010) lors de la combustion d'encens et de bougies. Mais les auteurs ont également souligné la complexité de la pollution émise et de la dynamique de ces émissions en lien avec le phénomène de combustion. Ces études ayant été réalisées dans des conditions expérimentales différentes, la comparaison des résultats obtenus s'avère délicate.

La combustion de bougies et d'encens entraînent des émissions de composés volatils toxiques, tels que le formaldéhyde, le benzène, l'acétaldéhyde, l'acroléine. Les travaux de recherche au cours desquels les composés volatils émis par des bougies ou des encens ont été mesurés (Maupetit et Squinazi, 2009 ; Derudi et al., 2012, 2014 ; Manoukian et al., 2013), ont également mis en évidence, en plus de ces composés, des émissions de toluène, éthylbenzène, xylène, styrène, d-limonène, benzaldéhyde, etc.

Les particules émises par les encens et les bougies présentent classiquement un diamètre inférieur à 1 µm (Chang et al., 2007 ; Pagels et al., 2009 ; Glytsos et al., 2010 ; Ji et al., 2010). Lors de travaux de recherche réalisés au CSTB (Géhin et al., 2008), la caractérisation des émissions de particules par plusieurs bougies et encens, avec et sans parfums, a permis de mettre en évidence un diamètre moyen situé autour de 10 nm pour les bougies et de 100 nm pour les encens.

L'étude de l'émission des HAP (Hydrocarbures Aliphatiques Polycycliques) par les bougies et les encens a également fait l'objet de travaux de recherche spécifiques (Gelosa et al., 2007 ; Orecchio, 2011 ; Derudi et al., 2012). En effet, ces composés toxiques et pour certains potentiellement cancérigènes (IARC, 2010 ; Delgado-Saborit et al., 2011), émis lors de tout processus de combustion présentent un intérêt sanitaire significatif. Au-delà des HAP classiques, leurs dérivés nitrés et oxygénés (NHAP et OHAP) ont un intérêt tout particulier car ils semblent plus toxiques que leurs HAP parents (Benbrahim-Tallaa et al., 2012 ; IARC, 2012). Cependant, l'émission de ces composés nitrés et oxygénés par les bougies et encens n'a été que très peu documentée (Tran and Marriott, 2007, 2008).

Le projet européen EPHECT (Dimitroulopoulou et al., 2015a), mené entre 2010 et 2013, a porté sur l'impact de l'utilisation de plusieurs types de produits de consommation sur la qualité de l'air intérieur. Ces types de produits comprenaient les désodorisants combustibles. Des évaluations d'expositions et de risques ont été réalisées :

- sur la base de scénarios d'exposition construits à partir d'un sondage sur les usages dans l'Union Européenne ;
- pour une sélection de cinq substances, communes à l'ensemble des produits de consommation considérés : acroléine, naphthalène, d-limonène, formaldéhyde, a-pinène.

Ces évaluations n'ont donné lieu à aucun dépassement des valeurs sanitaires sélectionnées ou construites dans le cadre du projet.

Concernant les émissions liées à un usage d'encens, une évaluation des risques a été menée par l'INERIS en 2015, dans le cadre de ses missions d'appui au Ministère en charge de l'environnement. Cette évaluation a conclu que certaines pratiques (pas d'aération manuelle, usage fréquent et de longue durée, etc.) peuvent donner lieu à des situations préoccupantes. Le benzène, et le formaldéhyde dans une moindre mesure, ont été identifiés comme les substances d'intérêts prioritaires émis par ce type de produits. Néanmoins, sur la base des données de mesures disponibles pour cette évaluation, les risques liés aux particules n'ont pas pu être quantifiés.



Ainsi, bien que ces récents travaux de recherche apportent des connaissances sur l'impact sanitaire des bougies et encens sur la qualité de l'air intérieur, des données sont encore à apporter sur la typologie précise des polluants émis, leurs niveaux de concentrations ainsi que leur variabilité. De plus, l'impact des conditions environnementales sur les émissions de polluants par ces produits doit également faire l'objet d'études dédiées.

Sur la base de travaux expérimentaux disponibles, une sélection de substances d'intérêt a été proposée (INERIS, 2011a), comme aide à l'établissement d'un système d'étiquetage des émissions de composés volatils et de particules pour les bougies et les encens. Les substances émises par les bougies et les encens comprennent le benzène, le formaldéhyde et les particules, principalement les particules fines (PM_{2,5}) (INERIS, 2009, 2001a, 2011b, 2015 ; MASS-MEEM, 2013).

L'action G du Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur (2013) prévoit de travailler sur l'information et l'étiquetage pour les produits de consommation les plus émetteurs en polluants volatils (tels que les produits désodorisants et produits d'entretien). Cette action implique d'améliorer les connaissances sur les émissions des bougies et des encens dans les environnements intérieurs, et sur le risque sanitaire associé pour les occupants. Ceci nécessite la réalisation d'essais selon une méthodologie spécifique et adaptée, intégrant notamment les particularités liées au processus de combustion.

Des travaux de normalisation ont débuté au CEN pour la mise au point d'une méthode normalisée pour la caractérisation des polluants volatils et particulaires par les désodorisants d'intérieur à combustion. Ces travaux de normalisation font référence à la méthode de la chambre d'essai d'émission largement utilisée pour la caractérisation des émissions de COV par les produits de construction (norme NF EN ISO 16000-9, AFNOR, 2006). Dans un premier temps, cette méthode est directement transposée à l'évaluation des émissions de polluants par les bougies. La première version de la norme spécifie une taille minimale de chambre d'essai de 2 m³ (CEN, 2013). Augmenter la taille de la chambre d'essai d'émission présente plusieurs avantages comme de limiter les effets potentiels des surfaces intérieures de la chambre et d'éviter les phénomènes de saturation des polluants émis. Par contre, s'il s'agit de proposer une méthode d'essai de routine, le nombre de laboratoires équipés de chambres d'essais de cette taille reste actuellement extrêmement limité.

Par ailleurs, le projet de norme CEN est actuellement dédié aux bougies d'intérieur et propose d'attendre l'état d'équilibre après 3 heures de combustion des bougies avant de réaliser les prélèvements et analyses des polluants. Sur la base de l'observation d'une augmentation des concentrations en formaldéhyde après utilisation, les travaux de recherche précédents ont suggéré que des phénomènes de réactivité intérieure étaient susceptibles de se produire après utilisation des bougies parfumées. Il est donc nécessaire de vérifier si cet état d'équilibre est effectivement atteint. De plus, cette méthodologie ne pourra s'appliquer aux encens dont les émissions sont directement liées au phénomène de combustion (augmentation des concentrations pendant la combustion puis diminution post-combustion).

La détermination des émissions des produits réalisée en chambre d'essais grand volume (25 – 30 m³) présente l'avantage de permettre une bonne caractérisation du niveau d'exposition aux bougies et aux encens des occupants. Toutefois, la mise en œuvre de ces expérimentations est lourde et coûteuse, et il est difficile d'envisager de les conduire en routine. Ainsi, dans l'objectif d'une réglementation basée sur les émissions en polluants volatils de ces produits dans les environnements intérieurs, il est nécessaire de disposer d'outils à échelle réduite, permettant la détermination de leurs facteurs d'émissions spécifiques et représentatifs des données obtenus à une échelle réelle.

Une méthode très simple avait été utilisée pour une étude de caractérisation des émissions de polluants par des encens réalisée pour le Ministère de l'Environnement Danois. Il s'agissait alors d'un simple cône surmonté d'une cheminée où les polluants étaient prélevés (DEPA, 2004). Cette méthode a été récemment améliorée pour une étude des émissions des bougies parfumées. Il s'agit en fait d'un dispositif composé schématiquement d'une chambre de combustion alimentée par un air de référence et coiffée par un couvercle surmonté d'une cheminée d'extraction de l'air où l'on échantillonne les produits de combustion (Derudi et al., 2012). Cette méthode simple semble bien fonctionner pour les encens et les bougies parfumées, mais des investigations complémentaires sont nécessaires afin d'évaluer la cohérence des facteurs d'émissions ainsi déterminés avec des données mesurées en conditions réelles (échelle 1).



1.4. Objectifs

Le but de ce projet est d'améliorer les connaissances sur les émissions des bougies et des encens dans les environnements intérieurs, et sur le risque sanitaire associé pour les occupants, et de proposer une méthodologie simple d'évaluation des émissions de composés volatils (COV et aldéhydes), semi-volatils (HAP et dérivés nitrés et oxygénés) et particulaires des encens et bougies d'intérieur.

Le projet EBENE permet également de constituer une base de données sur les émissions (concentrations, facteurs d'émission massique) par les bougies et les encens (représentatifs du marché français) dans des conditions réalistes (pièce expérimentale de la maison MARIA) que ce soit en termes de température, d'humidité ou de taux de renouvellement d'air.

Concernant les aspects sanitaires, l'objectif du projet EBENE est d'identifier les substances les plus préoccupantes émises par les produits testés, puis d'apprécier les enjeux associés.

La méthodologie d'évaluation des émissions de polluants par les encens et les bougies d'intérieur a pour objectif d'être simple et reproductible. Cette méthodologie précise notamment les conditions d'essai (type de chambre d'essai, paramètres environnementaux), les types de polluants étudiés (gazeux et particulaires) et les conditions de prélèvements associées. Elle est représentative de l'utilisation des encens et bougies dans des environnements réels et des risques sanitaires potentiels pour les utilisateurs de ces produits.

Le projet EBENE comporte donc plusieurs phases principales :

- La caractérisation des composés volatils et particulaires émis lors de l'utilisation des encens et bougies d'intérieur dans des conditions réalistes et maîtrisées (essais dans la maison expérimentale MARIA du CSTB) ;
- L'évaluation des risques sanitaires liés à l'utilisation de ces produits ;
- La proposition d'une méthodologie simple, mais représentative d'une échelle réelle, de caractérisation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens.

2. Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions réelles

Une campagne de mesures dans la Maison MARIA du CSTB, est réalisée afin de caractériser les émissions de polluants volatils et particulaires par des bougies et encens précédemment sélectionnés, dans des conditions réalistes d'utilisation et de mise en œuvre.

2.1. Sélection des bougies et des encens testés en environnement réel

Au cours de cette première phase, les produits à tester sont sélectionnés, en tenant compte en particulier des résultats d'une étude de marché réalisée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (Nicolas et Maupetit, 2015). Ainsi, 9 bougies, 9 encens et 1 lampe à catalyse ont été choisis pour être évalués en conditions réelles (Tableau 1). La représentativité de la diversité du marché français des bougies et des encens est également prise en compte lors du choix des produits.



Parmi les produits sélectionnés, une bougie (EBENE-2) et un encens (EBENE-1), issus du même fabricant, ont déjà fait l'objet de tests lors d'une précédente étude (projet AMBISAFE, Manoukian et al., 2013, 2016). Ces deux produits, en plus de l'intérêt de représentativité du marché, permettront une comparaison entre les études, les moyens analytiques mis en œuvre n'étant pas les mêmes.

Les produits EBENE-3, EBENE-4, EBENE-5 et EBENE-6 proviennent du même fabricant et ont des fragrances différentes.

Les produits EBENE-9, EBENE-10 et EBENE-19 sont des produits du même fabricant et présentent la même fragrance pour un conditionnement différent (bâton, cône et stick). Par rapport à un bâton d'encens, un stick est uniquement composé de résine et de fragrances. Le stick est donc généralement plus court et plus épais que le bâton et ne possède pas d'âme en bambou.

PRODUIT	TYPE	CONDITIONNEMENT	ORIGINE
EBENE-1	Encens	Bâton	Fait à façon ¹
EBENE-2	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-3	Bougie	Jarre parfumée	Fait à façon
EBENE-4	Bougie	Jarre parfumée	Fait à façon
EBENE-5	Encens	Bâton	Fait à façon
EBENE-6	Encens	Bâton	Fait à façon
EBENE-7	Encens	Bâton	Commerciale
EBENE-8	Encens	Bâton	Commerciale
EBENE-9	Encens	Bâton	Commerciale
EBENE-10	Encens	Cône	Commerciale
EBENE-11	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-12	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-13	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-14	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-15	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-16	Bougie	Jarre parfumée	Commerciale
EBENE-17	Lampe à catalyse	Lampe à catalyse	Commerciale
EBENE-18	Encens	Bâton	Commerciale
EBENE-19	Encens	Stick	Commerciale

Tableau 1 : Liste des produits testés lors de la campagne dans la maison MARIA

2.2. Méthodologie

2.2.1. Présentation de la maison MARIA

La maison expérimentale MARIA est située sur le site du CSTB de Champs-sur-Marne (Figure 1). Elle possède cinq pièces principales, 3 chambres et un double séjour (Figure 2) ainsi que deux toilettes, une

¹ Les produits faits à façon sont des produits non encore commercialisés mais préparés spécifiquement par des fabricants dans leur démarche de Recherche et Développement (R&D).



salle de douche et une salle de bain, réparties sur deux niveaux (Ribéron and O'Kelly, 2002). Enfin, un sous-sol total complète ce logement dont la superficie totale est de 214 m².



Figure 1 : Maison expérimentale MARIA du CSTB, Champs-sur-Marne

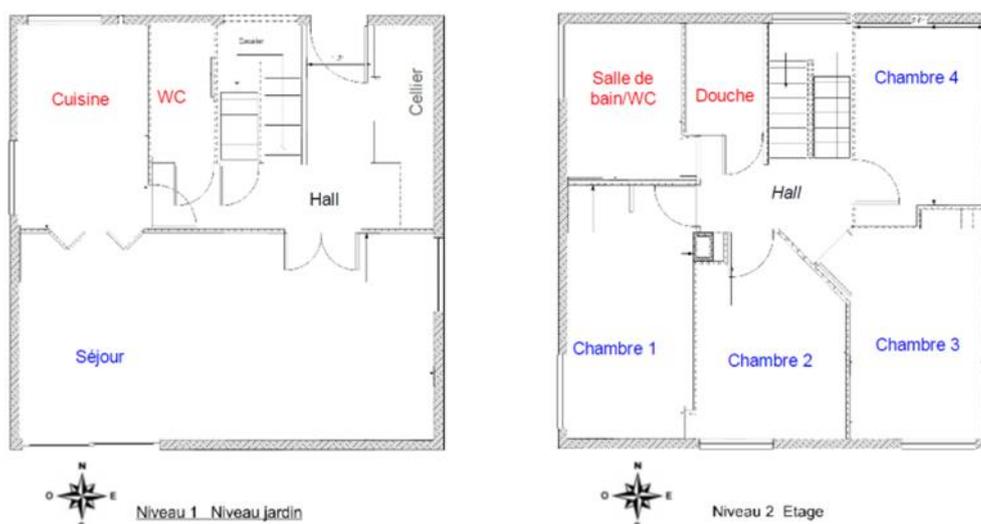


Figure 2 : Maison expérimentale MARIA du CSTB (Champs-sur-Marne)

La campagne de mesure in situ est réalisée en période hivernale afin de limiter les interactions potentielles entre les composés volatils émis par les produits à tester et les polluants oxydants présents à l'extérieur, en particulier l'ozone. Les expérimentations sont conduites dans la chambre à coucher n° 1 (Figure 3), située au 1^{er} étage. Cette pièce est vide de tout mobilier et les revêtements de finition sont minimaux : sol en béton brut, murs en plaque de plâtre peintes, plafond en béton peint. Le volume de la pièce est de 32 m³.



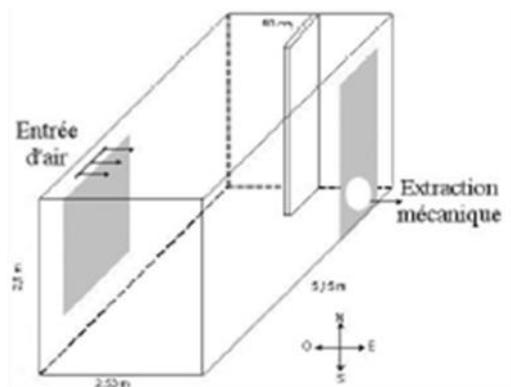


Figure 3 : Chambre à coucher n°1 de la maison MARIA

Les conditions de ventilation dans la pièce sont parfaitement maîtrisées. L'entrée d'air est effectuée par une bouche d'aération (arrivée d'air extérieur) et l'extraction de l'air de la pièce se fait de manière forcée à travers une fausse porte.

Cet outil expérimental a été éprouvé lors de multiples projets de recherches. Ainsi, des expérimentations mettant en œuvre des bougies et des encens ont précédemment été conduites dans la chambre à coucher n°1 de la maison MARIA (Maupetit et Squinazi, 2009 ; Manoukian et al., 2013). L'impact de l'utilisation des produits d'entretien a également été évalué lors de campagnes de mesures estivales et hivernales réalisées dans le cadre du projet de recherche ADOQ (Nicolas, Chiappini et D'Anna, 2013). Des campagnes d'étude de la réactivité chimique liée à la présence de produits de construction dans les environnements intérieurs ont été menées dans cette même pièce dans le cadre de précédents travaux de recherche (Nicolas, 2006 ; Nicolas et al., 2007).

2.2.2. Composés mesurés et métrologie associée

Durant cette campagne de mesures, une sélection d'espèces d'intérêt basée sur les travaux bibliographiques réalisés par l'INERIS (2011a) ainsi que sur les résultats de récentes études ou travaux de recherche (Manoukian et al., 2013 ; projet EPHECT, 2013) est recherchée dans la pièce d'étude de la maison expérimentale MARIA lors de l'utilisation des bougies et des encens. Parmi ces espèces se trouvent :

- Des composés organiques volatils, à savoir le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, le styrène, les xylènes, le naphtalène, le d-limonène et l'a-pinène ;
- Des composés carbonylés, à savoir le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, l'acétone, le propionaldéhyde, le benzaldéhyde et l'acroléine ;
- Des composés organiques semi-volatils, à savoir les HAP (et en particulier le benzo(a)pyrène) et leurs dérivés nitrés et oxygénés (NHAP et OHAP) ;
- Les composés organiques totaux (COVT) définis, d'après la norme NF ISO 16000-6, comme la somme des composés organiques volatils éluant entre le n-hexane et le n-hexadécane.

En complément de ces composés, les émissions de particules seront caractérisées en taille et en concentration massique.

Les différentes techniques de prélèvements et d'analyse mises en œuvre pour mesurer ces espèces d'intérêt permettront également de suivre d'autres substances émises par les bougies et les encens qui n'auraient pas été définies comme prioritaires dans un premier temps.

La métrologie déployée au cours de la campagne de mesures associe des mesures directes (on-line) et indirectes (off-line) (Tableau 2). En complément, des analyseurs en ligne d'ozone, d'oxydes d'azote et d'oxygène sont mis en place. Les paramètres environnementaux sont également suivis à l'aide d'une métrologie adaptée : température, humidité relative, débit et vitesse d'air.



PARAMÈTRES	TYPE DE MESURES	MÉTROLOGIE
	Off-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement sur des tubes contenant des adsorbants spécifiques • Analyse par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse et à un détecteur à ionisation de flamme après thermodésorption (ATD/GC/MS/FID) • Méthode conforme à la norme NF ISO 16000-6 (AFNOR, 2012). • CSTB
	On-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement et analyse par PTR-ToF-MS (Proton Transfer Reaction – Time of Flight - Mass Spectrometer) • Analyse simultanée en temps réel d'un très grand nombre de COV avec une sensibilité de l'ordre de quelques ppt. • LCE
	Off-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement sur des cartouches contenant un adsorbant spécifique (DNPH) • Extraction par solvant (acétonitrile) • Analyse par chromatographie liquide couplée à un détecteur UV (HPLC-UV) • Méthode conforme à la norme NF ISO 16000-3 (AFNOR, 2011). • CSTB
	On-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement et analyse par PTR-ToF-MS (Proton Transfer Reaction – Time of Flight - Mass Spectrometer) • Analyse simultanée en temps réel d'un très grand nombre de COV avec une sensibilité de l'ordre de quelques ppt. • LCE
HAP et leurs dérivés nitrés et oxygénés (NHAP et OHAP)	Off-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement en phase gazeuse et particulaire (filtres, PUF) • Extraction par solvant • Analyse simultanée des NHAP et OHAP par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/NICI-MS) • Analyse des HAP par chromatographie liquide couplée à un détecteur par fluorescence (HPLC/Fluo) • Méthode conforme à la norme NF EN 15549 et la TS 16645. • INERIS
Particules	On-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement et analyse par HR-ToF-AMS (High Resolution – Time of Flight Aerosol Mass Spectrometer) • Analyse en temps réel de la composition chimique des particules d'une population, ainsi que la classification de ces particules en cluster sur la base de leurs propriétés chimiques. • LCE • Prélèvement et mesure par OPC (Optical Particle Counter), SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) et compteur à noyau de condensation (CNC) • L'OPC permet de suivre l'évolution des concentrations et de la taille des particules comprise entre 260 nm et 32 µm. Il est complémentaire du SMPS. Le SMPS permet de suivre l'évolution des concentrations et de la taille des particules comprise entre 10 nm et 807 nm. • LCE • Prélèvement et mesure par TEOM et TEOM-FDMS. • INERIS
Carbone suie (Black Carbon, BC)	On-line	<ul style="list-style-type: none"> • Prélèvement et mesure par MAAP 5012 (Multi Angle Absorption Photometer) • Analyseur optique associant transmissométrie et réflectométrie. Plusieurs détecteurs mesurent à la fois le rayonnement transmis et diffusé par l'aérosol collecté sur un filtre déroulant. • LCE

Tableau 2 : Techniques de prélèvements et d'analyses mises en œuvre pour la caractérisation des émissions de polluants gazeux et particulaires par les bougies et encens



2.2.3. Protocoles d'essais

Les produits testés sont mis en œuvre au sein de la pièce d'étude de la maison expérimentale MARIA selon des scénarii réalistes d'utilisation. Le protocole d'essais mis en place lors de la campagne de mesures (Tableau 3), associé à la métrologie déployée, à savoir des mesures off-line et on-line, permet d'obtenir un suivi des concentrations des composés d'intérêt avant (blanc), pendant et après la combustion des bougies, des encens et de la lampe à catalyse.

Certains produits ont été testés deux fois (réplicas). Dans ce cas, le second produit testé est identifié avec le même numéro et un bis.

	Blanc	Combustion	Post-combustion			
Bougie et lampe à catalyse	1 h	1 h	1 h	1 h	1 h	Mesures off-line
	tout au long de l'expérience					Mesures on-line
Encens	1 h	adapté au temps de combustion	1 h	1 h	1 h	Mesures off-line
	tout au long de l'expérience					Mesures on-line

Tableau 3 : Protocole de mesure mis en œuvre pour la caractérisation des émissions de polluants gazeux et particulaires par les bougies et encens

2.3. Résultats

2.3.1. Vitesses de combustion

La vitesse de combustion (rapport entre la masse brûlée et le temps de combustion, en g.h^{-1}) est déterminée pour chaque essai (Figure 4). La lampe à catalyse (EBENE-17) a la vitesse de combustion la plus rapide ce qui semble logique au vu du système de combustion qui consiste à la diffusion d'un liquide alcoolique très volatil. Les vitesses de combustion des bougies sont significativement supérieures à celles des encens. Si les réplicas sont en bon accord, on peut noter une grande diversité entre les produits d'une même catégorie (de 3,6 à 7,7 g.h^{-1} pour les bougies et de 0,9 à 3,3 g.h^{-1} pour les encens).

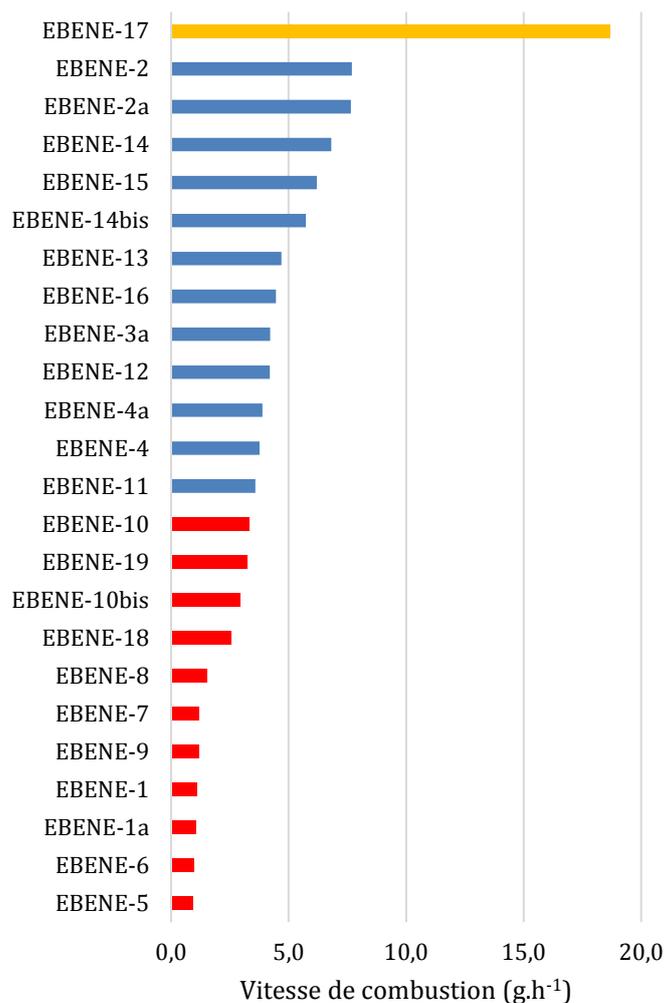


Figure 4 : Vitesse de combustion (g.h⁻¹) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)

2.3.2. Émissions pendant l'utilisation des produits

Les concentrations moyennées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) sur la période de combustion et les heures de post-combustion (0-1h, 1-2h, 2-3h), sur l'ensemble de l'essai et sur l'heure maximale durant l'essai sont regroupées par essais en annexe.

Les données recensées concernent :

- Les composés organiques volatils (benzène, toluène, éthylbenzène, alpha-pinène, d-limonène, naphthalène),
- Les composés carbonylés (formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine, acétone, propionaldéhyde, benzaldéhyde),
- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(ah)anthracène, 9,10-anthraquinone),
- Les particules,
- Le carbone suie (Black Carbon),
- Les NOx.

En plus des concentrations associées à ces espèces, chaque essai est caractérisé par sa durée de combustion (min), sa masse brûlée (g) et le taux de renouvellement d'air (TRA) moyen (h⁻¹) durant l'essai.



2.3.2.1. COV, composés carbonylés, HAP

Les résultats mettent en évidence l'émission d'espèces avec des niveaux de concentration allant de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$ à plusieurs dizaines de $\mu\text{g.m}^{-3}$ (maximum de 285,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en benzène lors de la première heure de post-combustion pour le produit EBENE-10) lors d'un usage classique de bougies et d'encens. Les concentrations de nombreux composés restent toutefois inférieures à la limite de quantification pour les bougies. Les niveaux de concentrations des molécules cibles restent globalement plus importants pour les encens (Figure 5 et Figure 6).

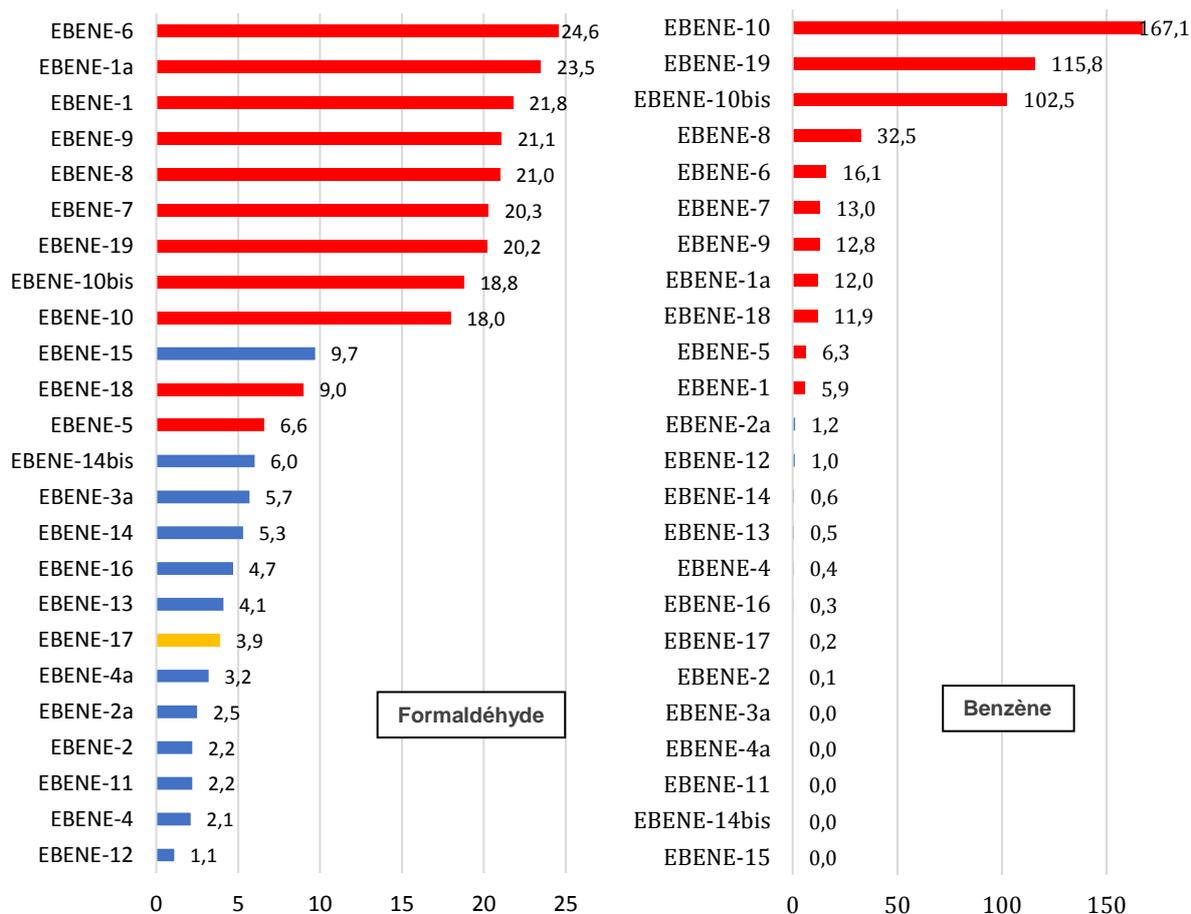


Figure 5 : Concentrations moyennes en formaldéhyde et benzène pendant l'essai ($\mu\text{g.m}^{-3}$) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)



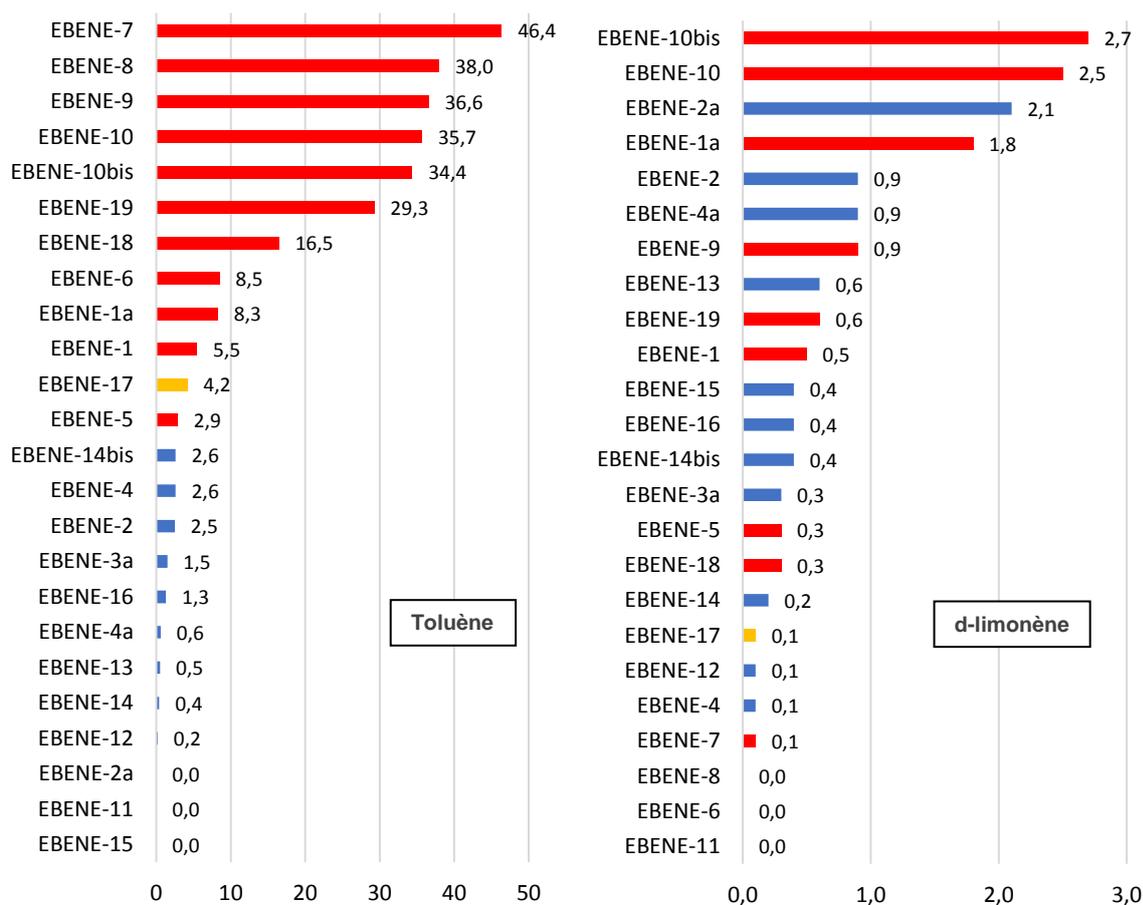


Figure 6 : Concentrations moyennes en toluène et d-limonène pendant l'essai ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)

Certaines molécules se démarquent de par leur émission :

- L'acroléine a été détectée à des concentrations significatives (concentration moyenne de $34,0 \pm 11,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les encens à l'aide du PTR-ToF-MS (méthode on-line) alors qu'elle n'a pas été détectée lors des prélèvements sur les cartouches DNPH (méthodes off-line). Bien que les points d'échantillonnage des deux méthodes soient très proches l'un de l'autre, les mesures on-line sont réalisées directement dans la pièce expérimentale tandis que les cartouches DNPH sont connectées au système d'extraction mécanique situé en bas de la porte de la pièce. L'acroléine est un composé très réactif qui peut potentiellement réagir avec les surfaces du système d'extraction. Des expériences complémentaires sont nécessaires pour comprendre ce phénomène mais les mesures on-line confirment que l'acroléine a bien été mesurée au cours des expériences dans la maison MARIA.
- L'acétone a été mesurée à des concentrations atteignant jusqu'à $8\,640,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (combustion) au maximum lors de l'utilisation de la lampe à catalyse (EBENE-17).

2.3.2.2. Particules

Les distributions granulométriques des particules émises lors des différents essais sont quant à elles représentées sur la Figure 7 pour les encens et la Figure 8 pour les bougies.

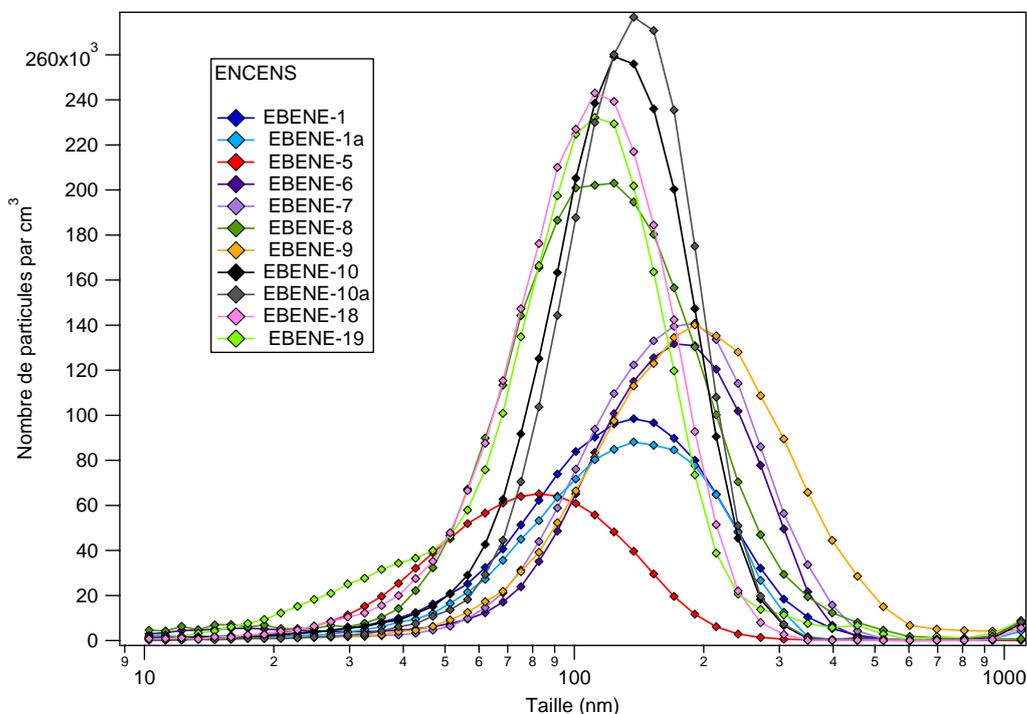


Figure 7 : Distribution granulométrique des particules émises par les encens

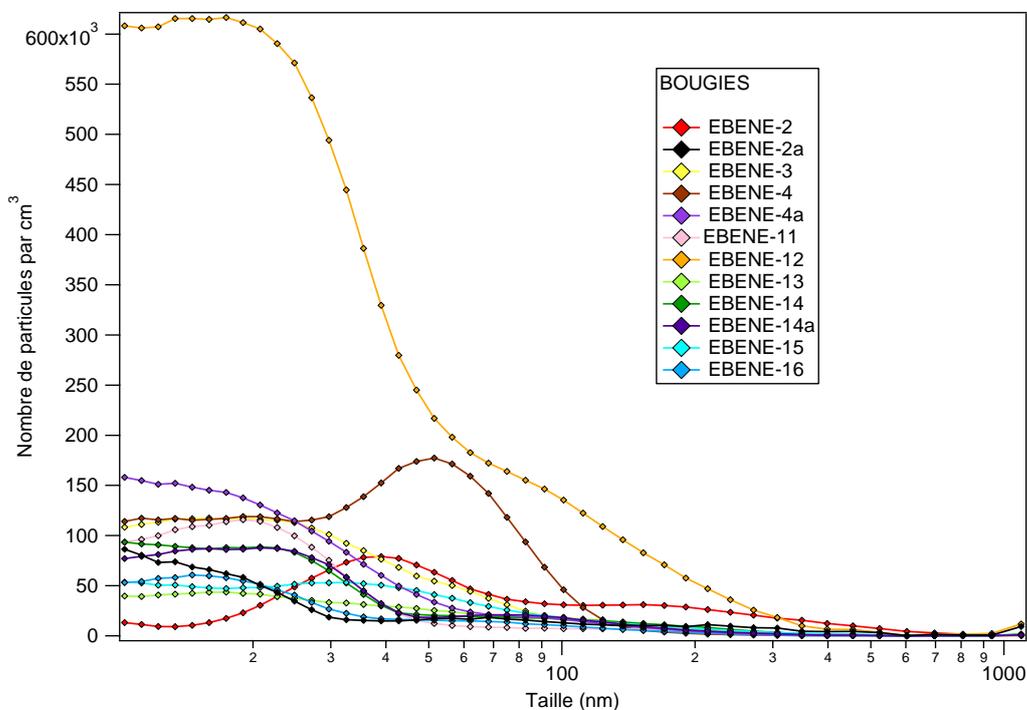


Figure 8 : Distribution granulométrique des particules émises par les bougies

Les particules émises lors de la combustion des encens présentent généralement un seul mode compris entre 82 nm (EBENE-5) et 190 nm (EBENE-9) tandis que celles émises par les bougies peuvent en présenter plusieurs, le mode moyen le plus important restant inférieur à 100 nm. Cette première



observation est conforme aux données de la littérature qui montrent que la taille des particules émises par les encens est plus grande que celles émises par les bougies (Manoukian et al., 2013 et les références associées).

De plus, si la distribution granulométrique des particules émises par les encens est stable au cours d'un même essai (Figure 9), la distribution granulométrique des particules émises par les bougies évolue de la première minute de la combustion jusqu'à ce qu'elle soit éteinte (Figure 10). Cette évolution explique sans doute la distribution granulométrique moyenne multimodale de la Figure 8.

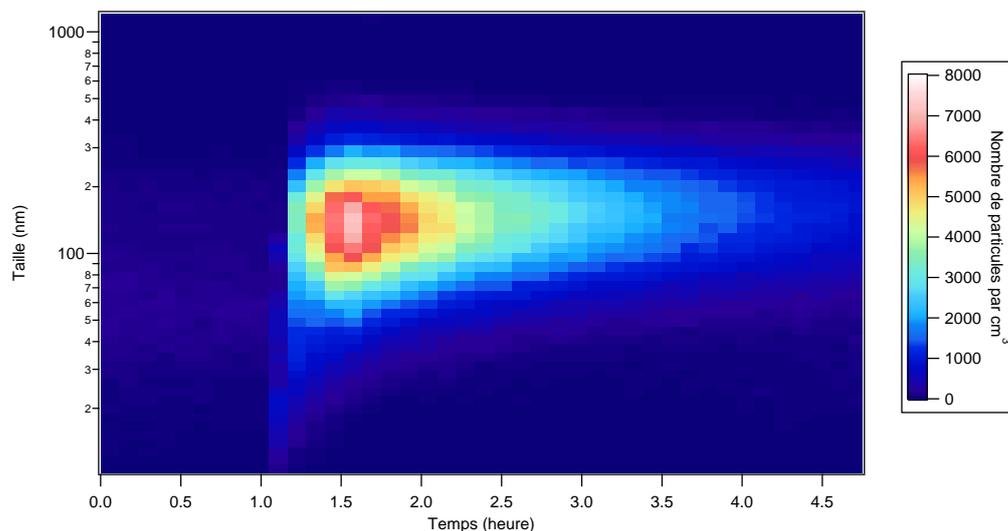


Figure 9 : Profil temporel de la distribution granulométrique des particules émises l'encens EBENE-1 (encens allumé à t = 1h)

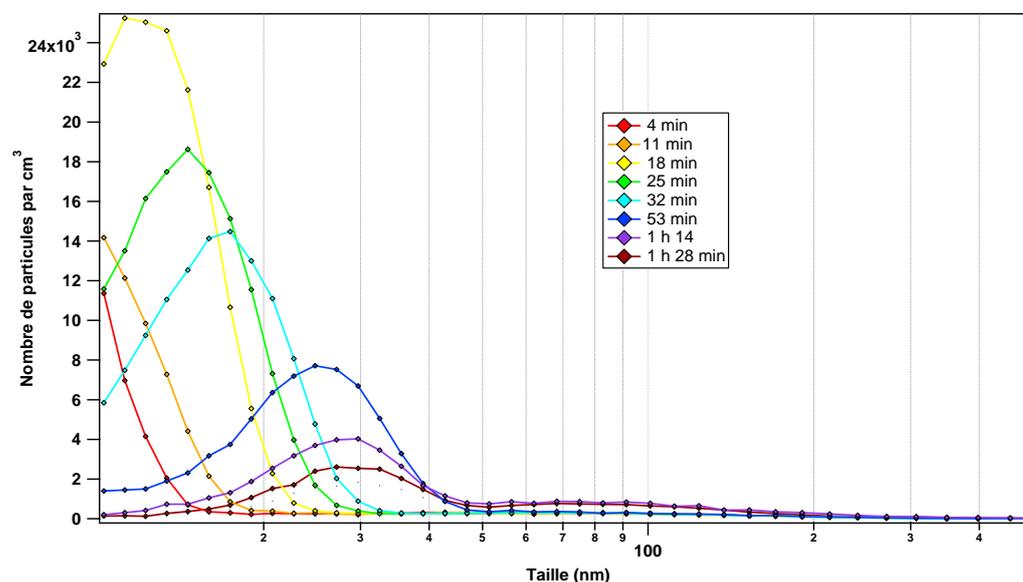


Figure 10 : Evolution de la distribution granulométrique des particules émises par une bougie au cours du temps

Zai et al. (2006) recensent également plusieurs états de la flamme au cours de la combustion d'une bougie, en fonction de l'apport en oxygène au voisinage immédiat de cette flamme : un état « normal », la flamme est stable, sans fumée ni particules visibles, un état « encrassant », la flamme vacille, une fumée noire liée à l'émission est visible, et un état « fumant », lorsqu'on éteint la bougie. Ce dernier mode apparaît d'ailleurs clairement sur l'exemple de la Figure 11 (t = 2h). Cette observation contribue également à expliquer la distribution granulométrique multimodale mise en évidence pour les bougies.



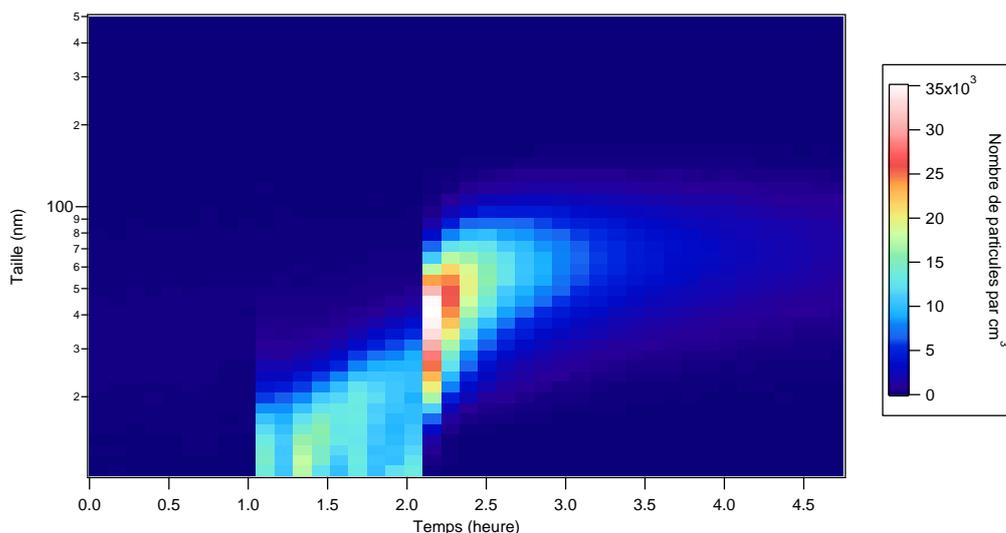


Figure 11 : Profil temporel de la distribution granulométrique des particules émises la bougie EBENE-4 (bougie allumée à t = 1h et éteinte à t = 2h)

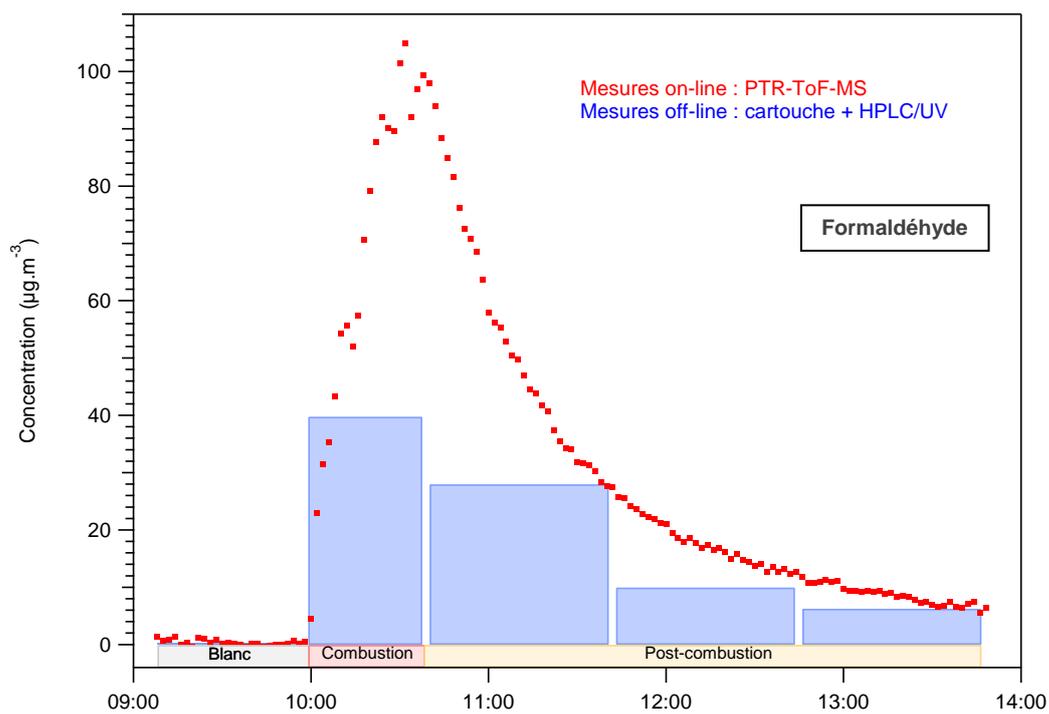
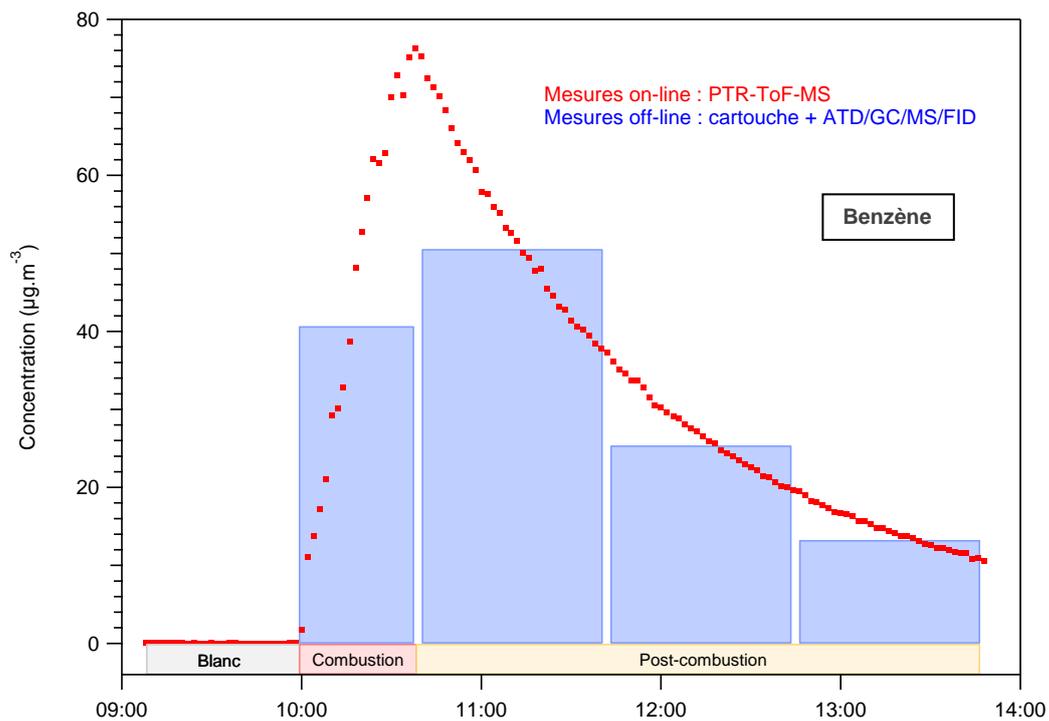
La taille des particules est importante car elle conditionne notamment leur élimination du compartiment air de la pièce par dépôt. En se basant sur les travaux de He et al. (2005), Manoukian et al. (2013) ont rapporté que les particules émises par les bougies, généralement plus fines que celles émises par les encens, ont une vitesse de dépôt plus importante. Pour un TRA équivalent, elles sont donc éliminées plus rapidement. N’oublions pas toutefois que les particules qui se déposent dans une pièce peuvent être remises en suspension lors d’un déplacement contrairement à celles qui sont éliminées grâce au renouvellement d’air (TRA).

2.3.3. Dynamiques des émissions

La Figure 12 présente un exemple des résultats pour la mesure du benzène lors de l’essai sur le produit EBENE-8. Ce graphique combine les mesures off-line normalisées (histogrammes bleus) aux mesures on-line (points rouges). Notons tout d’abord la bonne cohérence entre les résultats obtenus avec ces deux systèmes de mesures, ce qui permet de valider les mesures on-line.

Comme il sera décrit plus en détails dans les paragraphes précédents, l’évaluation des risques sanitaires chroniques s’appuiera principalement sur les mesures off-line alors que les mesures on-line permettront d’estimer les expositions sur les courtes durées en utilisant notamment la concentration maximale mesurée sur 1 heure.





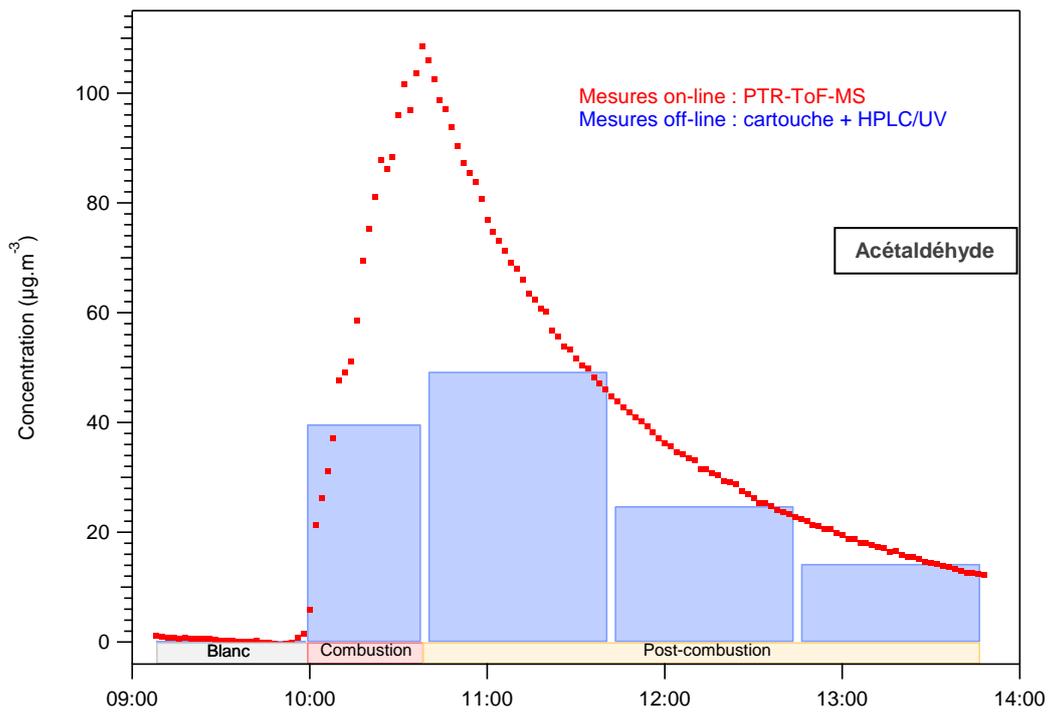
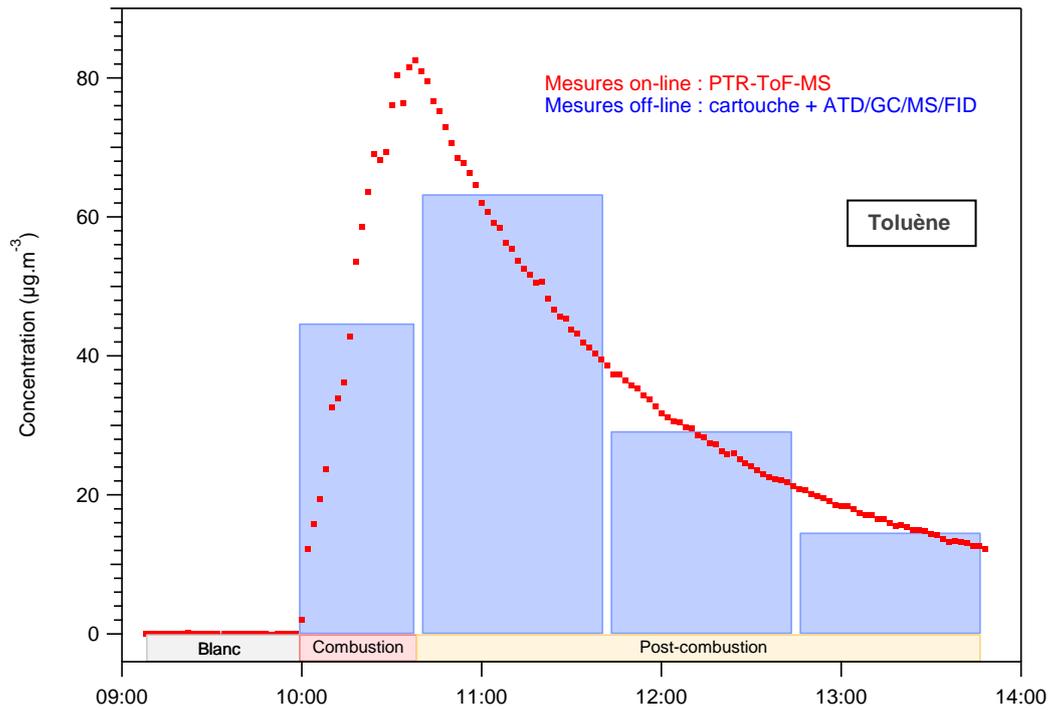


Figure 12 : Mesure du benzène, du formaldéhyde, du toluène et de l'acétaldéhyde dans la chambre expérimentale MARIA durant l'essai sur l'encens EBENE-8



Concernant les particules, seules des mesures on-line ont été utilisées. La Figure 13 présente un exemple des résultats obtenus pour la mesure des particules lors de l'essai sur le produit EBENE-8.

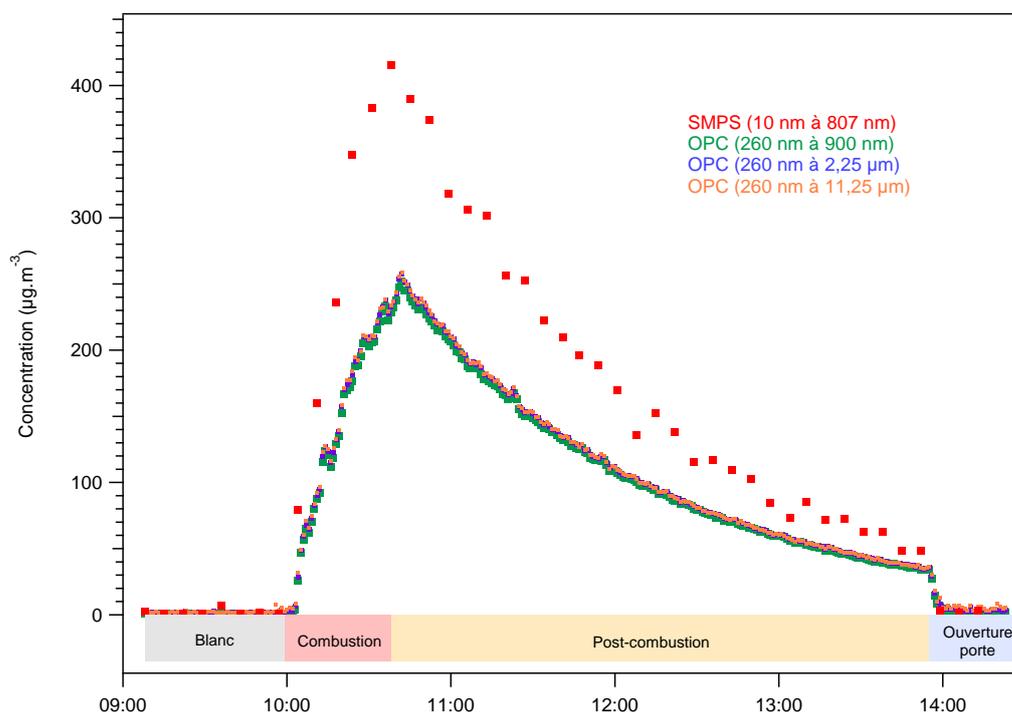


Figure 13 : Mesure des particules dans la chambre expérimentale MARIA durant l'essai sur l'encens EBENE-8

Classiquement, les profils temporels des concentrations des polluants émis par les encens (Figure 12 et Figure 13) comportent deux phases, (1) une croissance exponentielle durant la combustion, et (2) une décroissance exponentielle une fois le produit éteint (post-combustion). Le passage d'une phase à l'autre correspond quasiment à l'arrêt de l'émission. A noter qu'il peut y avoir une légère inertie temporelle entre l'arrêt de l'émission et le début de la décroissance qui peut s'expliquer soit par le prélèvement qui s'effectue en sortie de la chambre expérimentale et non à proximité immédiate de la source, soit par la nature de l'espèce émise ; les particules continuent d'être émises pendant quelques minutes lorsqu'une bougie s'éteint (voir par exemple, Figure 11).

Concernant la croissance, elle dépend essentiellement du taux d'émission de l'espèce par le produit et donc a fortiori de la nature du produit. Des études récentes (Manoukian et al., 2016) ont montré que les conditions environnementales (température, humidité, TRA) pouvaient avoir une influence sur le taux d'émission, l'étude EBENE s'est donc voulue la plus reproductible possible sur ces conditions afin d'avoir une comparaison facilitée des niveaux de concentrations entre les différents produits testés.

Concernant la phase de décroissance, plusieurs études dont celles de Maupetit et Squinazi (2009) (COV et composés carbonylés), Ji et al. (2010) (particules) et Manoukian et al. (2013) (COV, composés carbonylés et particules) conduites sur des bougies et des encens dans la maison expérimentale MARIA, ont montré que l'élimination des espèces en post-combustion dépendait :

- pour les COV et COSV, essentiellement du TRA et dans une moindre mesure des phénomènes d'adsorption/désorption, même si Wei et al. (2017) montrent que la réactivité chimique de certains COSV peut être non négligeable pour certaines concentrations d'oxydants (ozone, radicaux hydroxyles et nitrates),
- pour les particules, du TRA et des phénomènes de dépôt (la vitesse de dépôt étant influencée par la taille des particules).

Les essais sur les bougies ont souvent montré des concentrations en COV/COSV proches de la limite de quantification. Les constantes d'élimination (non détaillées dans ce rapport) sont donc essentiellement déterminées pour les encens. Ces constantes d'élimination varient de $0,66 (\pm 0,03) \text{ h}^{-1}$ pour le benzène à $1,42 (\pm 0,69) \text{ h}^{-1}$ pour l'éthylbenzène. Les données confirment donc que le

renouvellement d'air ($TRA = 0,65 (\pm 0,03) h^{-1}$) est bien le facteur prépondérant d'élimination. Toutefois, si certains composés comme le benzène et le toluène ($0,72 (\pm 0,05) h^{-1}$) sont éliminés uniquement par le renouvellement d'air, les constantes d'élimination obtenues pour le formaldéhyde ($1,27 (\pm 0,33) h^{-1}$), le naphthalène ($1,21 (\pm 0,27) h^{-1}$) ou encore l'éthylbenzène ($1,42 (\pm 0,69) h^{-1}$), traduisent l'existence d'autres phénomènes d'élimination (adsorption/désorption, réactivité). A noter que les données cinétiques obtenues lors de l'étude EBENE sont en parfait accord avec celles obtenues par Manoukian et al. (2013) dans cette même pièce.

2.3.4. Concentrations moyennes par catégorie de produits

Une première exploitation des données permet une comparaison des émissions par catégorie de produits, à savoir les 9 bougies, les 9 encens et la lampe à catalyse. Le Tableau 4 propose une synthèse des concentrations moyennes mesurées pour l'ensemble des bougies et des encens pour des COV (benzène et toluène), des composés carbonylés (formaldéhyde et acétaldéhyde), les NOx et plusieurs HAP (benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(ah)anthracène et 9,10-anthraquinone). Le Tableau 5 regroupe quant à lui les données sur les particules.

COMPOSÉS	ÉCHANTILLONNAGE	BOUGIES (n=9)		ENCENS (n=9)		LAMPE À CATALYSE (n=1)
		Concentration moyenne ($\mu g.m^{-3}$)	Ecart-type ($\mu g.m^{-3}$)	Concentration moyenne ($\mu g.m^{-3}$)	Ecart-type ($\mu g.m^{-3}$)	Concentration ($\mu g.m^{-3}$)
	Combustion	0,9	0,6	55,6	68,4	0,6
	Post-combustion 0-1h	0,8	0,6	71,3	92,5	<LD
	Post-combustion 1-2h	0,8	0,4	33,3	41,1	<LD
	Post-combustion 2-3h	0,6	0,5	20,1	24,3	<LD
	Concentration max. sur 1h	0,3	0,2	92,4	114,2	7,8
	Combustion	3,0	2,7	26,2	18,3	<LD
	Post-combustion 0-1h	2,1	2,2	27,6	21,4	9,0
	Post-combustion 1-2h	1,9	2,6	15,6	12,1	3,8
	Post-combustion 2-3h	1,3	0,3	26,0	36,4	4,0
	Concentration max. sur 1h	1,2	1,0	28,0	22,5	0,8
	Combustion	2,3	1,7	33,1	10,6	1,7
	Post-combustion 0-1h	5,8	3,8	25,0	7,6	3,4
	Post-combustion 1-2h	3,8	2,7	9,2	3,1	4,1
	Post-combustion 2-3h	5,7	4,2	7,3	4,2	6,4
	Concentration max. sur 1h	11,7	11,2	51,2	22,2	11,7
	Combustion	0,8	0,7	38,6	34,7	5,4
	Post-combustion 0-1h	1,8	2,2	49,6	39,8	8,0
	Post-combustion 1-2h	1,5	1,0	24,5	18,3	5,0
	Post-combustion 2-3h	1,2	0,6	14,1	10,4	3,9
	Concentration max. sur 1h	28,4	40,7	78,2	55,9	-
	Combustion	55,7	20,8	11,4	7,9	31,9
	Post-combustion 0-1h	73,4	28,9	13,7	8,1	47,2
	Post-combustion 1-2h	20,6	18,6	5,2	10,5	<LD
	Post-combustion 2-3h	4,4	6,1	2,0	6,2	<LD
	Concentration max. sur 1h	89,4	30,2	19,7	10,1	nd
Benzo(a)pyrene		<LD	-	3,3	3,2	<LD
Benzo(a)anthracene		0,1	0,3	3,1	2,2	0,4
Dibenzo(ah)anthracène		<LD	-	0,4	0,7	<LD
9,10-Anthraquinone		0,1	0,3	12,9	23,2	<LD

Tableau 4 : Concentrations moyennes ($\mu g.m^{-3}$) pour quelques composés émis par les bougies, les encens et la lampe à catalyse lors des essais dans la maison expérimentale MARIA



PARTICULES	BOUGIES (n=9)		ENCENS (n=9)		LAMPE À CATALYSE (n=1)
	Concentration maximale sur 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Ecart-type ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Concentration maximale sur 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Ecart-type ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Concentration maximale sur 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
PM ₁ (10 nm à 807 nm) – SMPS	18,6	24,9	292,4	246,6	1,0
PM ₁ (260 nm à 900 nm) – OPC	4,9	2,9	131,7	190,0	2,2
PM _{2,5} (260 nm à 2,25 μm) – OPC	7,4	3,7	132,4	191,9	4,0
PM ₁₀ (260 nm à 11,25 μm) – OPC	8,8	3,9	132,9	191,8	5,2

Tableau 5 : Concentrations maximales sur 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les particules émises par les bougies, les encens et la lampe à catalyse lors des essais dans la maison expérimentale MARIA

Les analyseurs de particules TEOM et TEOM-FDMS (PM_{nv}) ont connu des problèmes techniques ayant nécessité une maintenance pendant la campagne de mesures dans la maison MARIA. Les données obtenues avec ces analyseurs sont donc très incomplètes aussi bien sur le nombre de produits testés que sur les essais en réplicas. L'exploitation des données obtenues étant trop parcellaires, il a été décidé de ne pas les intégrer dans ce rapport.

Le panel de produits testé se veut représentatif du marché français. Les déviations standard importantes (Tableau 4 et Tableau 5) parfois supérieures à 100 % mettent en évidence l'existence d'une gamme large de produits tant en nature (cône, bâtonnet ou stick pour les encens, chauffe-plat ou bougie jarre parfumée pour les bougies) qu'en qualité (niveaux d'émissions). Il sera donc parfois difficile de généraliser les conclusions pour tous les encens et les bougies.

2.3.4.1. COV, composés carbonylés, HAP

Les concentrations mesurées en COV, composés carbonylés et HAP sont en moyenne largement supérieures lors des émissions par les encens. Les concentrations de ces espèces peuvent être inférieures à la limite de quantification pour les bougies et la lampe à catalyse.

Les concentrations mesurées en COVT sont également supérieures pour l'ensemble des encens. Elles sont même significativement supérieures aux autres pour deux encens du même fabricant (EBENE-19 et EBENE-10). Seule une bougie (EBENE-14) montre ensuite des teneurs proches de celles des autres encens.

Toutefois, lors de l'utilisation de la lampe à catalyse, des concentrations très importantes d'acétone ont été relevées (allant jusqu'à saturer certains analyseurs). Il a été également observé la formation de composés de plus haut poids moléculaire (non identifiés à ce jour). Le principe de fonctionnement de ce type de produit (oxydation des molécules favorisée par le catalyseur du brûleur) peut expliquer cette formation. Il serait intéressant de tester plus spécifiquement ce type de produit à l'avenir.

2.3.4.2. NOx

Les concentrations de NOx sont en moyenne supérieures lors des émissions des bougies et de la lampe à catalyse (de 48,8 à 141,7 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure), mais non négligeable pour les encens (de 8,2 à 35,2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure). Peu d'études (Lee et Wang, 2006 ; Gelosa et al., 2007) ont documenté la formation de NOx au cours de la combustion de bougies. Bartolomei et al. (2015) utilisent toutefois une bougie comme principale source de NOx (et d'acide nitreux HONO) en air intérieur lors d'expérimentation en chambre de simulation.



2.3.4.3. Carbone suie

La formation de carbone suie est très variable d'un produit à l'autre. Si l'encens EBENE-19 est de loin le plus émetteur (jusqu'à $129,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant la phase de combustion) d'autres encens n'en émettent quasiment pas. La concentration moyenne obtenue pour l'encens EBENE-4 est par exemple seulement de $0,4 \mu\text{g.m}^{-3}$. La composition mais surtout la nature de l'encens (EBENE-19 se présente sous la forme d'un stick dépourvu de bâtonnet en bois en son centre, d'une hauteur moyenne de 8 cm pour une vingtaine de gramme de matière) conditionne sans doute l'émission de carbone suie.

Le même constat peut être fait pour les bougies, des moins émissives (EBENE-11, EBENE-12 et EBENE-16 dont les émissions restent en dessous de la limite de quantification) aux plus émissives (EBENE-2 et EBENE-15 avec plusieurs dizaines de $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne pendant l'essai). Krause (1999) avait également relevé une grande disparité (parfois supérieure à un rapport 100) durant l'émission de carbone suie par différentes bougies. L'US EPA (2001) rapporte que la nature et la qualité de la cire mais également l'état de la flamme au cours de la combustion (états « normal », « encrassant » ou « fumant ») avaient un rôle sur la production de carbone suie par les bougies.

2.3.4.4. Particules

Le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente les concentrations maximales sur 1 heure ($\mu\text{g.m}^{-3}$) en particules émises à l'aide de deux instruments qui n'ont pas les mêmes gammes de mesure (de 260 nm à $11,25 \mu\text{m}$ pour l'OPC et de 10 nm à 807 nm pour le SMPS).

Comme il a été indiqué précédemment, le diamètre moyen des particules émises pendant les essais est principalement inférieur à 260 nm ce qui explique les valeurs mesurées supérieures pour le SMPS pour les particules PM_{10} .

Pour les encens, une grande disparité est encore observée (de $27,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ (EBENE-5) à $889,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure (EBENE-9)). Les données fournies par l'OPC montrent qu'il n'y a pas de particules émises au-dessus de 900 nm.

Pour les bougies, un même constat peut être fait sur la disparité des résultats en fonction des produits, du moins émissif ($1,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure pour EBENE-16) au plus émissif ($207,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure pour EBENE-2a). Si les concentrations obtenues avec le SMPS sont supérieures à celles obtenues avec l'OPC (ce qui montre que les particules émises sont essentiellement inférieures à 260 nm), on peut également observer une différence entre les données PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} obtenues avec l'OPC. Ces résultats traduisent la formation de plus grosses particules au cours de l'essai. Ces particules sont sans doute principalement formées lorsque la bougie est éteinte (Figure 11) ce qui a pour effet d'augmenter significativement les concentrations en $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} .

La lampe à catalyse s'est montrée être la moins émissive en termes de particules. Il existe une même tendance pour les particules $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} que pour les bougies.



2.4. Conclusion

2.4.1. Diversité des produits

Dans une même catégorie de produits, les concentrations mesurées par espèce traduisent souvent une grande diversité des produits (de 5,9 à 167,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ de concentration moyenne en benzène pour les encens par exemple).

Une seule lampe à catalyse a pu être testée au cours de cette étude. Au vu des résultats obtenus (concentration importante en acétone notamment, formation de composés de plus haut poids moléculaire que pour les encens et les bougies non identifiés actuellement), il semblerait intéressant de compléter ces informations.

2.4.2. Niveaux de concentrations

Les concentrations mesurées en COV, composés carbonylés et HAP sont en moyenne largement supérieures lors de l'utilisation des encens. Les concentrations de ces espèces peuvent être inférieures à la limite de quantification pour les bougies et la lampe à catalyse. Il existe quelques exceptions notamment pour les émissions d'acétone mesurées lors de l'utilisation de la lampe à catalyse.

Les concentrations de NOx sont en moyenne supérieures lors des émissions des bougies et de la lampe à catalyse (de 48,8 à 141,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1h), mais non négligeable pour les encens (de 8,2 à 35,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure).

La formation de carbone suie est très variable d'un produit à l'autre. Aucune catégorie de produits ne se démarque (de 0,4 à 106,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les bougies et de 0,1 à 71,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les encens).

Les particules émises sont globalement plus fines pour les bougies (diamètre < 100 nm) que pour les encens (diamètre compris entre 82 et 190 nm), même si on peut observer la formation de plus grosses particules lorsque la bougie est éteinte (état « fumant »). Les encens sont globalement plus émissifs (de 27,9 à 889,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure) que les bougies (de 1,0 à 207,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en concentration moyenne maximale sur 1 heure), même si certaines restent très émissives.

2.4.3. Mode d'allumage : allumette ou briquet ?

Des tests complémentaires ont été réalisés sur la méthode d'allumage des produits, certains d'entre eux (essentiellement des encens) conseillant l'utilisation d'allumette. Comme on pouvait le penser, enflammer une allumette (classiquement, frotter une extrémité enduite de soufre sur une surface) produit une émission significative de particules. Même si ces particules seront éliminées de la même manière que celles produites par le produit, l'utilisation d'un briquet permet de limiter cette émission supplémentaire de particules.

Les concentrations maximales moyennes en PM1 mesurées par le SMPS pour différents produits allumés soit avec une allumette soit avec un briquet sont reportées sur la Figure 14. Ces concentrations sont les maximales des moyennes glissantes sur 1 heure et sont donc distribuées autour du pic d'émission en particules.



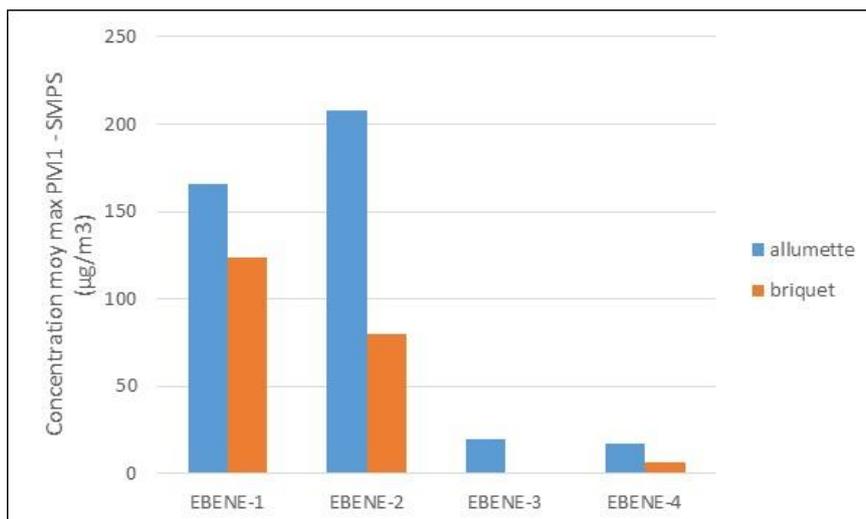


Figure 14 : Concentrations maximales moyennes en PM1 – SMPS ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) selon le mode d'allumage par allumette ou briquet

2.4.4. Conditionnement du produit

Afin de documenter l'influence de la forme du produit, une même formulation (même fabricant, même parfum) d'un encens a été testée sous trois formes : bâton (EBENE-9), cône (EBENE-10) et stick (EBENE-19). Le taux d'émission de toutes les espèces mesurées a été nettement supérieur pour le stick et le cône par rapport au bâton classique qui pour une même masse brûlée se consume de 2,4 à 2,7 fois moins vite. L'exemple des émissions de benzène est illustré sur la Figure 15. La vitesse de combustion semble donc avoir une influence significative sur les émissions des encens.

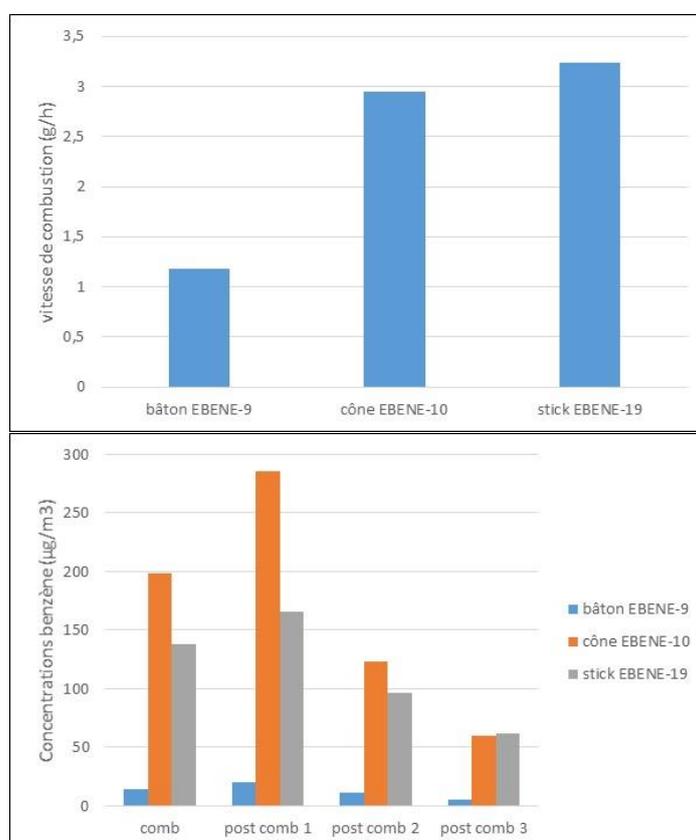


Figure 15 : Vitesses de combustion ($\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$) et concentrations mesurées en benzène ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour un même encens sous forme de bâton (EB-9), de cône (EB-10) ou de stick (EB-19)

3. Évaluation de l'exposition aux composés volatils et particulaires émis par les bougies et les encens dans les environnements intérieurs et caractérisation des risques sanitaires associés

3.1. Évaluation de l'exposition aux composés volatils et particulaires émis par les bougies et les encens dans les environnements intérieurs

3.1.1. Méthodologie

Un des objectifs du projet EBENE est d'améliorer les connaissances sur les expositions liées à l'utilisation de bougies et d'encens en France. Sur la base des concentrations mesurées dans la maison MARIA, des expositions sont donc quantifiées pour différents types d'usages domestiques.

Dans le cadre de l'action G « *Travailler sur l'information et l'étiquetage pour certains produits de consommation les plus émetteurs en polluants volatils (tels que les produits désodorisants et produits d'entretien)* » du Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur (PQAI), à la demande du Ministère en charge de l'environnement, la société TNS Sofres a réalisé un sondage sur les usages d'encens et de bougies en France.

Ce sondage s'est déroulé du 8 au 12 avril 2014. Le mode de recueil a consisté en des interviews réalisées par téléphone. Ces interviews ont été menées auprès d'un échantillon national de 1 002 personnes, représentatif de l'ensemble de la population française âgée de 15 ans et plus. Cette représentativité a été assurée par une sélection de l'échantillon basée sur la méthode des quotas², après stratification par région et catégorie d'agglomération.

Le détail des caractéristiques du sondage et des résultats obtenus est présenté dans un rapport et une présentation *PowerPoint*, fournis en annexe.

Dans la suite du rapport, ce sondage est nommé « sondage TNS Sofres ».

Sur la base des résultats détaillés du sondage TNS Sofres, plusieurs scénarios génériques d'exposition sont élaborés :

- Le scénario n° 1, pour caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales sont courantes, se trouvant dans la moyenne des pratiques et des caractéristiques observées ;
- Le scénario n° 2, pour caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales majoraient raisonnablement le risque attendu.

A titre indicatif, un scénario n°3 a également été défini, pour caractériser une utilisation « extrême », correspondant à un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales majoraient chacune significativement l'exposition moyenne. Ce profil d'exposition permet de mettre en avant des substances d'intérêt de second ordre, en complément de celles potentiellement identifiées par les scénarios 1 et 2. Il permet également de caractériser les expositions liées à un type d'usage :

- dont l'existence ne peut être exclue, chaque valeur de paramètre correspondant à des pratiques effectives identifiées par le sondage TNS Sofres ;
- dont l'ampleur parmi la population générale est difficilement quantifiable ;
- que certains utilisateurs pourraient privilégier, croyant ainsi améliorer la qualité de l'air intérieur. En effet, d'après le sondage TNS Sofres :

² Sexe, âge, profession de la personne de référence.



- 68 % des utilisateurs de bougies et 58 % des utilisateurs d'encens déclarent que cette pratique soit améliorée soit n'a pas d'effet sur la qualité de l'air intérieur,
- 23 % des utilisateurs de bougies et 27 % des utilisateurs d'encens brûlent ces produits dans l'objectif d'assainir l'air intérieur.

Chaque scénario est défini par les paramètres suivants :

- Fréquence de l'utilisation – exprimé en j^{-1} ;
- Pièce(s) où les produits sont utilisés – volume(s) et Taux de Renouvellement d'Air (TRA) associé(s) - exprimé respectivement en m^3 et h^{-1} ;
- Présence journalière dans la pièce où le produit est utilisé - exprimé en $h.j^{-1}$;
- Nombre d'années d'exposition au cours d'une vie - exprimé en années ;
- Nombre de produits utilisés simultanément - sans unité ;
- Potentielle aération de la pièce par l'utilisateur, pendant ou après l'utilisation d'encens - oui/non ;
- Durée de combustion - exprimé en min ;

Pour chaque scénario et chaque paramètre, un choix a été réalisé en se basant sur :

- Les résultats du sondage national TNS Sofres, de préférence.
Pour le scénario n° 2 (respectivement n° 3), la valeur de chaque paramètre est choisie parmi les valeurs hautes des données disponibles, avec la notion de percentile 90 (respectivement 95) comme point de repère. Cette approche est cohérente avec les pratiques classiques de l'évaluation des expositions en France (INERIS, 2003 ; SPF, 2012, 2015).
- Les hypothèses retenues pour l'évaluation des expositions réalisée dans le cadre du projet européen EPHECT (Dimitroulopoulou et al., 2015a, 2015b).

L'ensemble des choix effectués, détaillé au paragraphe 5.1.2, est synthétisé dans le Tableau 6. Ces choix permettent d'obtenir des scénarios très distincts et donc bien discriminants, pour les bougies et pour les encens (Van Engelen et al., 2007).

3.1.2. Élaboration de scénarios d'exposition

Le détail des caractéristiques du sondage TNS Sofres et des résultats obtenus est présenté dans un rapport et une présentation *PowerPoint*, fournis en annexe.

Du point de vue des expositions, les principales conclusions générales de TNS Sofres sont les suivantes :

- « *L'utilisation de bougies et d'encens est très répandue : 48 % des Français utilisent des bougies et 21 % de l'encens au sein de leur foyer* » ;
- « *[pour les deux produits,] les usages sont bien ancrés dans les pratiques* » ;
- Les bougies sont considérées comme des « *objets de convivialité avant tout, dont on profite généralement entouré d'autres personnes* ». Ces aspects sont moins marqués pour les encens.

Les résultats détaillés du sondage permettent de définir trois scénarios d'exposition (Tableau 6) selon la logique et les paramètres présentés au paragraphe 5.1.1.



PARAMÈTRES D'EXPOSITION	SCENARIOS « Utilisateurs de bougies »			SCENARIOS « Utilisateurs d'encens »		
	n°1	n°2	n°3	n°1	n°2	n°3
Fréquence d'utilisation (/jour)	0,1	1	Combustion permanente hors période de nuit	0,07	0,5	Combustion permanente hors période de nuit
Durée de combustion (min)	50	120		20	60	
Durée d'exposition (années)	70	70	70	70	70	70
Nombre de produits utilisés simultanément (nb)	1,5	3	5	1	2	3
Pièce(s) où les produits sont utilisés	Salon / salle à manger	Salon / salle à manger	Chambre	Salon / salle à manger	Salon / salle à manger	Chambre
Aération manuelle	Ouverture 10' sur l'extérieur après utilisation	Pas d'aération	Pas d'aération	Ouverture 10' sur l'extérieur après utilisation	Pas d'aération	Pas d'aération
Taux de Renouvellement d'Air (h ⁻¹)	0,35	0,35	0,1	0,35	0,35	0,1

Tableau 6 : Scénarios d'exposition génériques élaborés pour caractériser différents usages de bougies et d'encens

Pour mémoire, le scénario n° 1 a pour objectif de caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales sont courantes, se trouvant dans la moyenne des pratiques et des caractéristiques observées. Dans le cadre de ce scénario :

- un encens est utilisé deux fois par mois ou une à deux bougies sont utilisées trois fois par mois ;
- la pièce est aérée après chaque utilisation ;

Pour mémoire, le scénario n° 2 a pour objectif de caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales majorent raisonnablement l'exposition moyenne. Dans le cadre de ce scénario :

- deux encens sont utilisés tous les deux jours ou trois bougies sont utilisées tous les jours,
- la pièce n'est pas aérée.

Pour mémoire, le scénario n° 3 a pour objectif de caractériser une utilisation « extrême », correspondant à un utilisateur d'encens dont toutes les pratiques et les caractéristiques environnementales majorent significativement l'exposition moyenne. Dans le cadre de ce scénario :

- de l'encens est brûlé toute la journée,
- la pièce n'est pas aérée.

Pour chaque paramètre de chaque scénario, les résultats sur lesquels s'appuie le choix effectué sont détaillés en Annexe.

Les usages de lampes à catalyse ne faisaient pas partie du champ du sondage TNS Sofres. Les données disponibles sur ces usages ont été jugés insuffisantes pour pouvoir définir des scénarios d'exposition pertinents. Les expositions chroniques liées aux concentrations mesurées pour la lampe sélectionnée n'ont donc pas pu être quantifiées.



3.1.3. Concentrations moyennes inhalées, calculées à partir des scénarios d'exposition élaborés

3.1.3.1. Extrapolation des concentrations mesurées à des concentrations journalières

Les différentes concentrations mesurées dans la maison MARIA sont présentées en détail aux paragraphes 4.3.2 et 4.3.4.

Pendant chaque mesure de concentration, le taux de renouvellement d'air (TRA) moyen de la pièce est quantifié. Les TRA obtenus se trouvent entre 0,6 et 0,7 h⁻¹.

Ces TRA sont significativement plus élevés que ceux retenus pour les scénarios d'exposition présentés au paragraphe précédent : 0,35 et 0,1 h⁻¹. Un facteur correctif (voir annexe) a donc été appliqué aux concentrations mesurées, en fonction du TRA de la pièce de mesure et de celui du scénario d'exposition considéré.

Les concentrations mesurées (cf. paragraphes précédents) portent sur les périodes suivantes :

- La période de combustion. La durée de cette période varie selon les produits testés. Les durées de combustion :
 - se trouvent entre 19 et 67 minutes pour les encens,
 - sont d'environ une heure pour les bougies ;
- La période d'une heure qui débute à la fin de la combustion ;
- La période d'une heure qui débute une heure après la fin de la combustion ;
- La période d'une heure qui débute deux heures après la fin de la combustion.

Les concentrations moyennes associées à chaque période sont respectivement notées C_{comb} , C_{0-1h} , C_{1-2h} et C_{2-3h} .

Afin d'extrapoler les concentrations mesurées à une journée entière, les hypothèses suivantes sont retenues :

- Scénario 1 – pendant le déroulement d'une journée, la concentration dans la pièce considérée est supposée être successivement égale à :
 - C_{comb} pendant la durée de combustion,
 - C_{1h} pendant les 10 minutes d'aération,
 - 0 pendant le reste de la journée : les 10 minutes d'aération sont supposées avoir renouvelé entièrement l'air de la pièce. Cette hypothèse est cohérente avec les recommandations classiques d'aération destinées au grand public (INPES, 2009 ; ADEME, 2016) et avec des résultats de mesure publiés en 2015 (Tirler et Settimo, 2015) ;
- Scénarios 2 et 3 - pendant le déroulement d'une journée, la concentration dans la pièce considérée est supposée :
 - dans un premier temps, être égale à la concentration mesurée, depuis le début de la combustion jusqu'au temps où la concentration mesurée maximale est atteinte. Par exemple, pour un produit et une substance donnés, si la concentration mesurée maximale est C_{2h} , alors la concentration dans la pièce est supposée être égale à C_{comb} pendant la durée de combustion, puis égale à C_{1h} pendant la première heure suivant la combustion, puis égale à C_{2h} pendant la deuxième heure suivant la combustion.
 - puis dans un second temps, décroître progressivement sous l'effet du taux de renouvellement d'air de la pièce, uniquement, selon l'équation :

$$C(t) = C_{max} e^{-TRA \times t}$$



Où : C(t) est la concentration d'exposition en fonction du temps t ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; C_{max} est la concentration mesurée maximale ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; TRA est le Taux de Renouvellement d'Air de la pièce considérée (h^{-1}).

Ces hypothèses d'extrapolation majorent le risque calculé.

Pour chaque scénario, ces hypothèses d'extrapolation permettent d'estimer une concentration dans la pièce considérée à chaque pas de temps de la journée.

Sur cette base, les concentrations moyennes journalières sont calculées de la manière suivante :

- Scénario 1 :

$$C_J = \frac{T_{comb}}{24 \times 60} C_{comb} + \frac{10}{24 \times 60} C_{1h}$$

Où : C_J est la concentration moyenne journalière ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; T_{comb} est la durée de la combustion du produit (min) ; C_{comb} est la concentration moyenne mesurée lors de la combustion du produit ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; C_{1h} est la concentration moyenne mesurée pendant la période d'une heure débutant à la fin de la combustion ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

- Scénarios 2 et 3 :

$$C_J = \sum_{i=comb}^{i=max} \frac{T_i}{24 \times 60} C_i + \frac{24 * 60 - \sum_{i=comb}^{i=max} T_i}{24 * 60} \frac{\int_0^{24-t_{max}} C_{max} e^{-TRA \times t} dt}{24 - t_{max}}$$

Où C_J est la concentration moyenne journalière ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ; C_i peut être successivement C_{comb}, C_{1h}, C_{2h} et C_{3h} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; T_i est la période pendant laquelle la concentration C_i a été mesurée en moyenne (min) ; C_{max} est la concentration maximale parmi C_{comb}, C_{1h}, C_{2h} et C_{3h} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ; T_{max} est la période pendant laquelle la concentration C_{max} a été mesurée (min) ; t_{max} est le temps correspondant à l'atteinte de C_{max} (h) ; TRA est le Taux de Renouvellement d'Air de la pièce considérée (h^{-1}).

3.1.3.2. Élaboration d'une concentration moyenne inhalée pour chaque scénario d'exposition

Pour chaque produit et chaque substance, à partir des concentrations journalières C_J, une concentration moyenne inhalée (CMI) est construite pour chaque scénario d'exposition. Afin de tenir compte des spécificités des scénarios 1, 2 et 3, C_J est successivement multipliée par :

- Le nombre de bâtons d'encens brûlés simultanément ;
- Le taux de présence journalière dans la pièce ;
- La fréquence d'utilisation ;
- Pour chaque encens, le rapport entre :
 - le temps de combustion obtenu lors des mesures dans la maison MARIA,
 - le temps de combustion retenu pour le scénario considéré ;
- Le rapport entre :
 - le volume de la pièce utilisée pour les mesures dans la maison MARIA : 32 m³,
 - le volume de la pièce retenue pour le scénario considéré.

L'ensemble des CMI calculées pour les scénarios 1, 2 et 3 est fourni en annexe. Une synthèse des CMI minimales, médianes, moyennes et maximales est présentée dans le Tableau 7.

Dans la suite de ce rapport, ces CMI seront comparées à des données issues de la littérature scientifique (paragraphe 5.1.4.3). En s'appuyant sur des valeurs toxicologiques de référence, elles permettront également de réaliser une évaluation des risques sanitaires (paragraphe 5.2).



SUBSTANCES	n° CAS	SCÉNARIOS « Utilisateurs d'encens »								SCÉNARIOS « Utilisateurs de bougies »							
		SCÉNARIO n°1				SCÉNARIO n°2				SCÉNARIO n°1				SCÉNARIO n°2			
		Min.	Max.	Med.	Moy.	Min.	Max.	Med.	Moy.	Min.	Max.	Med.	Moy.	Min.	Max.	Med.	Moy.
Benzène	71-43-2	1,2.10 ⁻³	2,6.10 ⁻²	1,9.10 ⁻³	7,1.10 ⁻³	3,6.10 ⁻¹	1,1.10 ¹	8,4.10 ⁻¹	2,6	0,0	9,3.10 ⁻⁴	5,8.10 ⁻⁵	2,8.10 ⁻⁴	0,0	2,9.10 ⁻¹	7,7.10 ⁻²	9,5.10 ⁻²
Toluène	108-88-3	4,9.10 ⁻⁴	5,6.10 ⁻³	2,9.10 ⁻³	3,1.10 ⁻³	2,5.10 ⁻¹	5,4	1,4	1,9	0,0	4,5.10 ⁻³	6,4.10 ⁻⁴	1,1.10 ⁻³	0,0	8,2.10 ⁻¹	2,5.10 ⁻¹	3,3.10 ⁻¹
Ethylbenzène	100-41-4	6,8.10 ⁻⁵	7,5.10 ⁻⁴	1,9.10 ⁻⁴	2,7.10 ⁻⁴	2,9.10 ⁻²	2,5.10 ⁻¹	6,3.10 ⁻²	9,8.10 ⁻²	0,0	1,2.10 ⁻⁴	1,5.10 ⁻⁵	3,6.10 ⁻⁵	0,0	4,6.10 ⁻²	8,9.10 ⁻³	1,3.10 ⁻²
a-Pinène	7785-26-4	0,0	8,8.10 ⁻⁵	1,9.10 ⁻⁵	2,7.10 ⁻⁵	0,0	5,7.10 ⁻²	7,0.10 ⁻³	1,1.10 ⁻²	0,0	6,9.10 ⁻⁴	0,0	1,1.10 ⁻⁴	0,0	2,5.10 ⁻¹	0,0	4,4.10 ⁻²
d-Limonène	5989-27-5	6,3.10 ⁻⁶	4,6.10 ⁻⁴	8,1.10 ⁻⁵	1,5.10 ⁻⁴	1,2.10 ⁻³	2,0.10 ⁻¹	3,1.10 ⁻²	6,6.10 ⁻²	0,0	8,1.10 ⁻⁴	2,7.10 ⁻⁴	3,2.10 ⁻⁴	0,0	4,7.10 ⁻¹	1,4.10 ⁻¹	1,6.10 ⁻¹
Naphtalène	91-20-3	1,4.10 ⁻⁵	1,9.10 ⁻⁴	8,0.10 ⁻⁵	9,4.10 ⁻⁵	5,9.10 ⁻³	6,1.10 ⁻²	2,2.10 ⁻²	2,6.10 ⁻²	0,0	5,2.10 ⁻⁵	0,0	4,3.10 ⁻⁶	0,0	9,6.10 ⁻³	0,0	8,0.10 ⁻⁴
Formaldéhyde	50-00-0	1,3.10 ⁻³	5,0.10 ⁻³	4,0.10 ⁻³	3,6.10 ⁻³	4,0.10 ⁻¹	1,0	8,2.10 ⁻¹	7,8.10 ⁻¹	9,1.10 ⁻⁵	3,6.10 ⁻³	1,4.10 ⁻³	1,5.10 ⁻³	5,1.10 ⁻¹	5,1	1,5	1,9
Acétaldéhyde	75-07-0	9,6.10 ⁻⁴	1,6.10 ⁻²	3,4.10 ⁻³	4,9.10 ⁻³	4,3.10 ⁻¹	4,8	1,1	1,8	0,0	1,5.10 ⁻³	4,1.10 ⁻⁴	5,3.10 ⁻⁴	0,0	8,6.10 ⁻¹	3,2.10 ⁻¹	3,3.10 ⁻¹
Acroléine	107-02-8	0,0	1,9.10 ⁻⁴	0,0	2,2.10 ⁻⁵	2,2.10 ⁻³	4,3.10 ⁻²	9,4.10 ⁻³	1,6.10 ⁻²	0,0	7,6.10 ⁻⁵	0,0	6,3.10 ⁻⁶	5,0.10 ⁻²	8,4.10 ⁻²	6,7.10 ⁻²	6,7.10 ⁻²
Acétone	67-64-1	7,4.10 ⁻⁴	6,2.10 ⁻³	2,8.10 ⁻³	2,8.10 ⁻³	1,3.10 ⁻¹	1,6	6,0.10 ⁻¹	7,4.10 ⁻¹	0,0	9,3.10 ⁻³	3,2.10 ⁻³	3,4.10 ⁻³	0,0	3,4	6,8.10 ⁻¹	9,1.10 ⁻¹
Propionaldéhyde	123-38-6	6,3.10 ⁻⁶	8,8.10 ⁻⁴	1,5.10 ⁻⁴	2,5.10 ⁻⁴	2,4.10 ⁻³	2,4.10 ⁻¹	1,3.10 ⁻¹	1,0.10 ⁻¹	0,0	1,4.10 ⁻⁴	3,0.10 ⁻⁶	3,0.10 ⁻⁵	0,0	1,1.10 ⁻¹	4,5.10 ⁻³	2,3.10 ⁻²
Benzaldéhyde	100-52-7	0,0	2,6.10 ⁻³	2,3.10 ⁻⁴	6,1.10 ⁻⁴	0,0	6,7.10 ⁻¹	7,3.10 ⁻²	1,9.10 ⁻¹	0,0	8,5.10 ⁻⁴	1,3.10 ⁻⁴	2,6.10 ⁻⁴	0,0	5,0.10 ⁻¹	1,2.10 ⁻¹	1,9.10 ⁻¹
Diéthyl phtalate	84-66-2	0,0	7,9.10 ⁻²	0,0	1,4.10 ⁻²	0,0	1,6.10 ¹	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PM ₁	-	4,9.10 ⁻⁴	1,2.10 ⁻¹	2,5.10 ⁻²	2,9.10 ⁻²	-	-	-	-	8,4.10 ⁻⁴	1,5.10 ⁻¹	5,5.10 ⁻³	1,7.10 ⁻²	-	-	-	-
PM _{2,5}	-	5,3.10 ⁻⁴	8,0.10 ⁻²	7,7.10 ⁻³	1,6.10 ⁻²	-	-	-	-	1,1.10 ⁻³	4,3.10 ⁻²	7,8.10 ⁻³	9,3.10 ⁻³	-	-	-	-
PM ₁₀	-	6,2.10 ⁻⁴	8,1.10 ⁻²	8,0.10 ⁻³	1,6.10 ⁻²	-	-	-	-	2,1.10 ⁻³	4,4.10 ⁻²	9,3.10 ⁻³	1,2.10 ⁻²	-	-	-	-
PM non volatils	-	6,1.10 ⁻⁶	7,9.10 ⁻²	1,1.10 ⁻²	1,9.10 ⁻²	6,3.10 ⁻³	2,6.10 ¹	9,2	1,0.10 ¹	2,0.10 ⁻³	6,3.10 ⁻²	1,3.10 ⁻²	2,1.10 ⁻²	9,1.10 ⁻¹	2,0.10 ¹	4,0	6,3
PM totaux	-	3,8.10 ⁻²	5,8.10 ⁻²	4,9.10 ⁻²	4,8.10 ⁻²	1,6.10 ¹	2,7.10 ¹	1,7.10 ¹	1,9.10 ¹	7,9.10 ⁻³	3,4.10 ⁻²	2,2.10 ⁻²	2,2.10 ⁻²	2,3	9,4	6,2	6,1
Benzo(a)pyrène	50-32-8	8,6.10 ⁻⁸	1,5.10 ⁻⁶	2,3.10 ⁻⁷	4,5.10 ⁻⁷	5,0.10 ⁻⁵	6,9.10 ⁻⁴	9,1.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁴	0,0	6,7.10 ⁻⁸	0,0	6,2.10 ⁻⁹	0,0	1,9.10 ⁻⁵	0,0	1,8.10 ⁻⁶
Benzo(a)anthracène	56-55-3	0,0	1,3.10 ⁻⁶	3,9.10 ⁻⁷	5,1.10 ⁻⁷	0,0	5,4.10 ⁻⁴	1,5.10 ⁻⁴	1,9.10 ⁻⁴	0,0	6,8.10 ⁻⁷	0,0	9,2.10 ⁻⁸	0,0	1,9.10 ⁻⁴	0,0	2,6.10 ⁻⁵
Dibenzo(ah)anthracène	53-70-3	0,0	2,9.10 ⁻⁷	1,8.10 ⁻⁸	4,6.10 ⁻⁸	0,0	1,0.10 ⁻⁴	6,6.10 ⁻⁶	1,7.10 ⁻⁵	0,0	6,7.10 ⁻⁸	0,0	6,2.10 ⁻⁹	0,0	1,9.10 ⁻⁵	0,0	1,8.10 ⁻⁶
Carbone suie	1333-86-4	5,4.10 ⁻⁵	1,3.10 ⁻²	3,7.10 ⁻⁴	1,8.10 ⁻³	4,5.10 ⁻²	2,7	1,6.10 ⁻¹	5,3.10 ⁻¹	0,0	3,8.10 ⁻²	5,0.10 ⁻⁴	8,0.10 ⁻³	0,0	1,1.10 ¹	1,2.10 ¹	2,0
NOx	-	4,4.10 ⁻⁴	2,9.10 ⁻³	1,2.10 ⁻³	1,4.10 ⁻³	1,5.10 ⁻¹	1,7	5,0.10 ⁻¹	6,1.10 ⁻¹	2,2.10 ⁻²	6,3.10 ⁻²	3,4.10 ⁻²	3,8.10 ⁻²	6,0	1,8.10 ¹	9,9	1,1.10 ¹
NO	10102-43-9	3,4.10 ⁻⁴	2,2.10 ⁻³	6,4.10 ⁻⁴	9,2.10 ⁻⁴	9,4.10 ⁻²	1,6	2,5.10 ⁻¹	4,5.10 ⁻¹	1,3.10 ⁻²	4,4.10 ⁻²	2,0.10 ⁻²	2,5.10 ⁻²	2,5	1,3.10 ¹	5,8	7,1
NO ₂	10102-44-0	7,0.10 ⁻⁵	8,5.10 ⁻⁴	6,1.10 ⁻⁴	5,0.10 ⁻⁴	2,0.10 ⁻²	4,1.10 ⁻¹	1,7.10 ⁻¹	1,8.10 ⁻¹	6,4.10 ⁻³	2,1.10 ⁻²	1,1.10 ⁻²	1,3.10 ⁻²	1,8	7,5	3,5	3,9

Tableau 7 : Exposition chronique - Concentrations Moyennes Inhalées (µg.m⁻³). Min. : Valeur minimale ; Max. : Valeur maximale ; Med. : Valeur médiane ; Moy. : Valeur moyenne



3.1.4. Conclusions

3.1.4.1. Analyse des expositions obtenues

A notre connaissance, les scénarios d'exposition proposés au cours du projet EBENE sont les premiers à être basés sur une caractérisation des usages réels d'encens et de bougies en France.

Plus généralement, concernant les produits de consommation courante pouvant émettre des substances préoccupantes dans l'air des bâtiments (produits d'entretien, produits cosmétiques, désodorisants, etc.), à notre connaissance et selon la revue de littérature réalisée à l'occasion du projet européen EPHECT (Dimitroulopoulou et al., 2015b), l'évaluation des expositions proposée est la première à associer des mesures de concentrations en conditions réelles et les résultats d'un sondage national sur les usages.

Concernant les encens, les expositions obtenues complètent les résultats de travaux réalisés en 2015, à la demande du Ministère en charge de l'environnement (INERIS, 2015). Ces travaux ont été menés sur la base du même sondage national et de concentrations mesurées dans la même maison expérimentale MARIA, pour :

- Une sélection de 20 autres encens ;
- Sept substances - benzène, éthylbenzène, naphthalène, toluène, formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine - comprises parmi les substances pour lesquelles des concentrations ont été mesurées dans le cadre d'EBENE.

Les expositions évaluées dans le projet EBENE ont permis d'obtenir :

- De nouvelles données sur les expositions liées à l'utilisation d'encens pour ces six substances ;
- De premières données sur les expositions à d'autres substances émises par l'utilisation d'encens en France : alpha-Pinène, d-Limonène, acétone, propionaldéhyde, benzaldéhyde, diéthyl-phtalate, particules (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀), benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(ah)anthracène, carbone suie, oxydes d'azote (NO et NO₂). En particulier, les données d'exposition sur les particules constituent un des principaux apports du projet EBENE ;
- De premières données sur les expositions liées à l'utilisation de bougies en France ;
- Dans une moindre mesure, de premières données sur les expositions de courte durée liées à l'utilisation de lampes à catalyse.

Comme attendu (INERIS, 2011b, 2015 ; BEUC, 2005 ; Maupetit et Squinazi, 2009), excepté pour l'acétone, le carbone suie et les oxydes d'azote, les expositions liées aux encens sont plus élevées que celles liées aux bougies. C'est notamment le cas des substances suivantes :

- Le benzène. Par exemple :
 - La médiane des concentrations moyennes inhalées (CMI) du scénario 2 est supérieure de plus d'un facteur 10,
 - Le maximum des CMI du scénario 2 est supérieur de plus d'un facteur 30 ;
- Les particules. Par exemple, la médiane et le maximum des CMI du scénario 2 sont supérieurs d'un facteur 3 environ ;
- Le benzo(a)pyrène. Par exemple :
 - La majorité des bougies testées n'a pas généré de concentration mesurable par les équipements mis en place dans la maison MARIA,
 - Le maximum des CMI du scénario 2 est supérieur d'un facteur 40 environ ;
- L'éthylbenzène
 - La médiane des CMI du scénario 2 est supérieure de plus d'un facteur 7,



- Le maximum des CMI du scénario 2 est supérieur de plus d'un facteur 5.

A contrario, pour les oxydes d'azote (NOx), la médiane des CMI du scénario 2 des bougies est supérieure d'un facteur 20 environ à celle des encens, le maximum d'un facteur 10 environ.

Comme attendu également, les expositions du scénario 2 sont supérieures à celles du scénario 1. A titre d'illustration, la moyenne des CMI pour les encens et les bougies est supérieure, respectivement, d'un facteur 400 environ et d'un facteur 900 environ.

Ces ordres de grandeur suggèrent que, à la fin de l'utilisation d'encens ou de bougies, renouveler l'air de la pièce est une bonne pratique qui a une influence très importante sur la qualité de l'air intérieur.

Les expositions obtenues ont été élaborées à partir de concentrations mesurées en conditions réelles, pendant l'utilisation et pendant les trois heures suivant l'utilisation. Ce choix permet de :

- Prendre en compte une partie des substances d'origine secondaire, celles formées par une réaction chimique dans l'air intérieur pendant la durée de mesure. Cette formation secondaire peut représenter une contribution significative, comme cela a été observé pour le formaldéhyde par exemple (INERIS, 2009 ; Maupetit et Squinazi, 2009 ; Salthammer, 2015 ; Chiappini, 2012 ; Nazaroff et Weschler, 2004 ; Kim et al., 2015 ; Steinemann, 2017) ;
- Se soustraire aux difficultés à simuler en chambre d'essai les combustions obtenues en conditions réelles. Ces difficultés comprennent la maîtrise de différents paramètres : taux d'humidité, taux d'oxygène, flux d'air, température, etc. (BEUC, 2005 ; Petry et al., 2014 ; Spruyt et al., 2006).

Les principales limites liées à cette élaboration de CMI se trouvent dans le choix d'hypothèses simples pour extrapoler les concentrations mesurées (cf. paragraphe précédent). Ce type d'hypothèses a déjà été utilisé dans d'autres études (Nazaroff et Weschler, 2004).

Selon les substances considérées, les CMI maximales du scénario 2 des encens peuvent être obtenues pour des produits différents. Par exemple :

- Le produit 10 pour le benzène et les particules ;
- Le produit 19 pour l'acétaldéhyde ;
- Le produit 1 pour l'acroléine et le formaldéhyde ;
- Le produit 8 pour l'éthylbenzène ;
- Le produit 18 pour le naphthalène et le dioxyde d'azote ;
- Le produit 7 pour le toluène.

Ces résultats illustrent la grande variabilité des émissions observées selon les produits. De manière indirecte, ils illustrent également la grande variété suspectée dans la composition des encens.

Des résultats similaires sont observés pour les bougies : les CMI maximales du scénario 2 sont atteintes par des produits différents pour le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le benzaldéhyde et le dioxyde d'azote.

Concernant le carbone suie, faute de valeur toxicologique disponible dans les bases de données de référence (MEDDE, 2014), des indicateurs de risque n'ont pas pu être calculés (cf. Annexe). A titre indicatif, la CMI maximale obtenue (environ $3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le produit 19) et la concentration horaire maximale obtenue ($120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le produit 19) peuvent être mises en regard avec certaines concentrations mentionnées dans la littérature scientifique récente :

- Concentrations moyennes caractérisant des voies de circulation dans la région de Bruxelles (Belgique) (Vanderstraeten et al., 2011 ; Dons et al., 2011) :
 - derrière des camions en circulation : $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,
 - dans un véhicule en circulation sur une autoroute : $10,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,
 - bruit de fond à proximité d'une autoroute : $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,
 - en circulation sur une voie rurale : $6,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,
 - bruit de fond à proximité d'une voie rurale : $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$;



- Concentrations d'exposition moyennes calculées pour les femmes d'une cohorte composée d'habitants de Boston (Etats-Unis d'Amérique) : 0,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Franco Suglia et al., 2008) ;
- Concentrations moyennes mesurées dans différents lieux en Belgique (Dons et al., 2011, 2012) :
 - transports : 6,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (voitures) et 5,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (métro),
 - magasins : 2,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 2,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$,
 - bâtiments à usage d'habitation : 1,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$,
 - bâtiments à usage professionnel : 1,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$;

Les expositions moyennes agrégées ont été estimées entre 0,6 et 2,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Par ailleurs, toujours à titre indicatif, l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS) a proposé en 2007 une valeur moyenne d'exposition (VME – notion aujourd'hui remplacée par celle de valeur limite d'exposition professionnelle sur 8h (VLEP 8 h)) de 3,5 mg.m^{-3} . L'INRS précise que cette valeur est également celle retenue par l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) (INRS, 2007).

3.1.4.2. Sondage national sur les usages d'encens et de bougies

À notre connaissance, le sondage TNS Sofres est le premier sondage national sur les usages d'encens et de bougies en France. Les informations qu'il contient permettront d'appuyer les différentes études portant sur ces produits, comme c'est le cas pour la présente évaluation des expositions.

Les résultats détaillés sur les usages individuels ont permis de construire les scénarios d'exposition présentés précédemment.

Pour mémoire, sur la base des résultats du sondage, TNS Sofres conclut du sondage que :

- « *l'utilisation de bougies et d'encens est très répandue : 48 % des Français utilisent des bougies et 21 % de l'encens au sein de leur foyer* » ;
- Ces usages sont « *bien ancrés dans les pratiques* », la majorité du temps « *depuis plus de 10 ans* » ;
- Les bougies sont considérées comme « *[des] objets de convivialité avant tout, dont on profite généralement entouré d'autres personnes* »

Ces informations constituent des premiers éléments pour caractériser l'ampleur des expositions en France et, indirectement, le risque collectif associé.

Dans le cadre du projet européen EPHECT, la société Ipsos a réalisé un sondage sur l'usage de différents produits de consommation, dans plusieurs pays de l'Union Européenne dont la France (Dimitroulopoulou et al., 2015b ; Johnson et al., 2012). A cette occasion, 487 Français ont été interviewés.

Les résultats portent notamment sur la catégorie de produits « *combustible air fresheners* », soit « *désodorisants combustibles* ». Dans le cadre du sondage Ipsos, les désodorisants combustibles ont été définis comme « *des produits tels que des bougies parfumées, de l'encens ou des huiles chauffées, qui peuvent être utilisés dans des habitations et libérer des parfums (« fragrances ») lorsqu'ils sont brûlés* ». Les trois exemples de produits cités dans cette définition sont également ceux mentionnés à titre d'illustration lors des interviews.

Les résultats du sondage sont disponibles uniquement pour chaque catégorie étudiée, aucun détail n'étant fourni pour les différents types de produits compris dans une catégorie. En particulier, les résultats ne sont pas détaillés pour les bougies et les encens spécifiquement. Compte tenu des différences significatives identifiées par le sondage TNS Sofres en France entre les usages des encens et des bougies, et celles qui peuvent être encore supposées avec les usages d'huiles chauffées, les résultats du sondage Ipsos ne peuvent pas être directement comparés à ceux du sondage TNS Sofres.

Néanmoins, quelques ordres de grandeurs issus de la partie française du sondage Ipsos peuvent être considérés, à titre indicatif :

- 35 % des interviewés ont utilisé des désodorisants combustibles dans les six derniers mois.

Parmi ces utilisateurs :



- 22 % utilisent des désodorisants combustibles au moins une fois par jour ;
- 90 % les utilisent dans leur salon / salle à manger ;
- 69 % aèrent la pièce « systématiquement » ou « parfois » pendant et/ou après une utilisation. Parmi ceux-ci :
 - 76 % ouvrent une fenêtre,
 - 57 % aèrent soit pendant l'utilisation soit pendant au moins 15 minutes après l'utilisation ;
- Parmi les désodorisants combustibles, les bougies sont le type le plus utilisé (par 83 % des utilisateurs). Le reste des questions portent sur les bougies uniquement :
 - 26 % des durées d'utilisations sont inférieures à 30 minutes, 36 % entre 30 minutes et une heure, 38 % supérieures à une heure, 16 % supérieures à 2 heures,
 - 63 % des interviewés utilisent une seule bougie à la fois, 13 % plus de trois bougies à la fois.

Bien que mentionnés à titre indicatif, ces résultats ne présentent pas d'incohérence manifeste avec les résultats du sondage TNS Sofres, ainsi qu'avec les paramètres retenus pour les scénarios d'exposition. Parmi les scénarios d'exposition « raisonnablement majorants » retenus dans EPHECT, certains portaient sur des personnes au foyer, utilisant deux bougies par jour, pendant trois heures, dans le salon / salle à manger (Dimitroulopoulou et al., 2015b). Ces hypothèses sont assez proches de celles retenues pour le scénario 2 de la présente étude.

3.1.4.3. Comparaison avec des expositions issues de la littérature scientifique

Des expositions liées à l'utilisation d'encens et de bougies ont également été évaluées à l'occasion d'autres études. Ces études se sont basées sur d'autres données, d'autres types de mesure et d'autres méthodes. Les principales différences portent sur :

- L'utilisation de données d'émissions mesurées en laboratoire ou de données de concentrations mesurées en conditions réelles ;
- Le recours à des modèles, plus ou moins complexes, pour estimer les expositions ;
- Les produits utilisés, sachant qu'une grande variabilité d'émissions existe au sein d'un même type de désodorisants combustibles, parfois même parmi les produits d'un même lot disponible à la vente (Trantallidi et al., 2015 ; CEN, 2015 ; Tirlor et Settimo, 2015 ; Lee et Wang, 2004, 2006 ; RSEIN, 2006 ; Manoukian et al., 2016 ; Jo et al., 2009 ; Roberts et Pontin, 2016 ; Barouki et al., 2012) ;
- Le taux de renouvellement d'air et le volume de la pièce considérée ;
- L'emplacement de l'instrument de mesure par rapport au produit utilisé ;
- La disponibilité d'informations détaillées sur les usages des personnes étudiées ;
- Le nombre de produits testés simultanément.

Les expositions correspondantes ne peuvent donc pas être directement comparées à celles obtenues dans le cadre du projet EBENE. Néanmoins, les expositions identifiées dans la littérature scientifique (Tableaux 8 et 9) peuvent être considérées à titre indicatif.

La disparité des valeurs obtenues illustre à la fois :

- Les différences significatives dans les hypothèses retenues pour les études ;
- La variabilité et l'incertitude associées à l'évaluation des expositions liées aux encens et aux bougies.

En première approche, l'analyse de l'ensemble de ces données ne fait pas ressortir d'incohérence manifeste avec les résultats de l'étude EBENE.



Etude – référence	Composés	Concentration(s) ($\mu\text{g.m}^{-3}$)		COMMENTAIRES – informations issues de l'étude considérée	
		Expositions de courte durée, pics de concentration	Expositions chroniques, de longue durée		
		[170 – 970]	-	A proximité des encens (temple)	
		[60 – 120]	-	Dans la pièce d'utilisation (temple)	
		Benzène [50 – 130]	-	Dans la pièce d'utilisation (temple)	
	Benzène	[12 – 205]	-		
	Particules PM ₁₀	[247 – 342]	-		
	Benzène	220	-		
	Formaldéhyde	69	-		
Eggert et Hansen, 2004	Benzène	[11 - 281]	-	Modèle boîte simple	
	Formaldéhyde	[< 0,3 - 58]	-		
	Benzène	[< 0,3 – 30]	-		
	Benzène	21	3,8		
	Particules PM _{2,5}	1 460	260		
Lung et al., 2003	Particules PM ₁₀	723	-	Mesure maximale, réalisée à 0,3 m de l'encens testé	
	Formaldéhyde	Moy : 33 Max : 69	Moy : 0,8 Max : 2,3		
	Benzène	Moy : 61 Max : 218	Moy : 1,4 Max : 4		
	Formaldéhyde	Moy : 56 Max : 96	Moy : 0,8 Max : 1		
	Benzène	Moy : 17 Max : 300	Moy : 3 Max : 11		
	Particules PM _{tot}	Moy : 430 Max : 530	Moy : 19 Max : 27		

Tableau 8 : Expositions liées à l'utilisation d'encens issues de la littérature scientifique



Etude – Référence	Composés	Concentration(s) ($\mu\text{g.m}^{-3}$)		COMMENTAIRES – informations issues de l'étude considérée
		Expositions de courte durée, pics de concentration	Expositions chroniques, de longue durée	
BEUC, 2005	Formaldéhyde	13	-	Concentration mesurée maximale
	Formaldéhyde	10 20	2	
	Benzène	0,9 1,7	0,2	
	Formaldéhyde	[5 – 63]	[0,8 – 12]	
	Benzène	[2-12]	[0,2 – 2,4]	
	Particules PM ₁₀	-	[0,2 - 114]	
	Formaldéhyde	[< 0,3 - 58]	-	
	Benzène	[< 0,3 – 50]	-	
	Formaldéhyde	0,8	0,2	
	Particules PM _{2,5}	40	9	
	Acétaldéhyde	0,3	0,07	
	Formaldéhyde	-	0,2	
	Acétaldéhyde	-	0,8	
	Formaldéhyde	Moy : 23 Max : 56	Moy : 2 Max : 5	
	Acétaldéhyde	Moy : 45 Max : 210	Moy : 0,3 Max : 0,9	
	Benzène	Moy : 0,9 Max : 8,4	Moy : 0,1 Max : 0,3	
	Particules PM _{total}	Moy : 42 Max : 66	Moy : 6 Max : 9	

Tableau 9 : Expositions liées à l'utilisation de bougies issues de la littérature scientifique



3.2. Caractérisation des risques sanitaires à l'utilisation de bougies et d'encens dans les environnements intérieurs

Un des objectifs du projet EBENE est d'identifier les substances les plus préoccupantes émises par les produits testés, puis d'apprécier les enjeux associés. Pour répondre à cet objectif, une démarche d'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) est mise en œuvre. Cette démarche est basée sur les expositions quantifiées selon la méthode présentée au paragraphe précédent.

La démarche ERS a été initialement développée par l'Académie des sciences américaine (NRC, 1983, 2009). Elle est aujourd'hui utilisée dans de nombreux contextes, en France et à l'international. En particulier, elle constitue une méthode classique en santé environnementale (Trantallidi et al., 2015 ; Dab, 2007 ; Bard, 1995 ; InVS, 2000 ; INERIS, 2003).

3.2.1. Caractérisation des dangers liés aux substances émises

La toxicité d'une substance se caractérise par les effets qu'une exposition est susceptible de générer sur la santé humaine. Ces effets peuvent être décrits qualitativement (types, mécanismes, organes cibles, données populationnelles, etc.) et quantitativement.

Lorsque le niveau d'exposition croît, le premier effet sanitaire qui apparaît est appelé *effet critique*. Les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) permettent de définir la relation quantitative entre un niveau d'exposition et la possibilité ou la probabilité d'apparition de l'effet critique. On parle de *relation dose-effet*.

Les VTR sont établies sur la base d'une analyse des connaissances toxicologiques et épidémiologiques actuellement disponibles.

Selon les mécanismes toxiques mis en jeu, deux types d'effets sanitaires sont considérés :

- Les effets survenant à partir d'un seuil de dose d'exposition.
La plupart de ces effets sont non cancérogènes. Dans ce cas, une VTR représente le seuil en-dessous duquel aucun effet sanitaire n'est attendu. Au-delà de ce seuil, un effet sanitaire est possible.
La VTR s'exprime différemment selon la voie d'exposition considérée. Pour une exposition par inhalation, il s'agit d'une Concentration Admissible dans l'Air (CAA), qui s'exprime en masse de substance par mètre cube d'air inhalé ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).
- Les effets survenant sans seuil de dose d'exposition.
La plupart de ces effets sont cancérogènes. Dans ce cas, une VTR représente la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un effet s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance.
Pour une exposition par inhalation, la VTR est nommée Excès de Risque Unitaire par inhalation (ERUi). Elle s'exprime dans une unité inverse de celle de l'exposition : en $(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$.

Pour les substances considérées dans le projet EBENE, un recensement et un choix de VTR ont été effectués sur la base d'une méthode élaborée par la Direction générale de la santé (DGS) et par la Direction générale de la prévention des risques (DGPR ; MEDDE, 2014).

En France, l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) a pour mission d'élaborer des VTR. Les VTR construites à ce jour sont présentées sur le site Internet de l'Anses : ces VTR ont été retenues en priorité.

Pour le cas particulier des expositions par inhalation dans les environnements intérieurs, l'Anses propose également des Valeurs guides de l'air intérieur (VGAI). Les VGAI sont construites sur des principes méthodologiques proches de ceux des VTR (Anses, 2016) : elles ont donc également été retenues en priorité dans le cadre de la présente évaluation.



Lorsque l'Anses n'avait pas élaboré de VTR ou de VGAI pour certaines des substances étudiées, six bases de données ont été consultées. Ces bases sont exploitées par les organismes suivants :

- Agence Américaine de Protection de l'Environnement - *USEPA* ;
- Agence Américaine des Substances Toxiques et du Registre des Maladies - *ATSDR* ;
- Organisation Mondiale de la Santé - *OMS* ;
- Ministère Fédéral Canadien pour la Santé - *Santé Canada* ;
- Institut National de Santé Publique des Pays-Bas - *RIVM* ;
- Bureau Américain pour l'Évaluation des Dangers en Santé Environnementale - *OEHHA* ;
- Autorité européenne de sécurité des aliments – *EFSA*.

Dans ces bases, lorsque plusieurs VTR existaient pour une même substance, les mêmes voie et durée d'exposition, ainsi que le même type d'effet, un choix a été fait entre les deux possibilités suivantes :

1. L'ANSES ou l'INERIS recommande un choix de VTR. Dans ce cas, ce choix a été retenu pour le projet.
Les recommandations de l'ANSES figurent sur son site Internet.
Les recommandations de l'INERIS figurent dans les *Fiches de Données Toxicologiques et Environnementales* (FDTE) disponibles sur le *Portail Substances Chimiques* de l'INERIS.
2. Aucune recommandation de l'INERIS ou de l'ANSES n'est disponible pour la substance étudiée. Dans ce cas :
 - a. la VTR la plus récente parmi celles des bases de l'USEPA, de l'ATSDR et de l'OMS a été retenue ;
 - b. si aucune VTR n'était disponible à ce stade, alors la VTR la plus récente parmi celles des bases de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA a été retenue.

Concernant les substances pour lesquelles aucune VTR n'était disponible parmi les bases précitées, les Concentrations Limites d'Intérêt (CLI) construites par l'Afsset (2009) et l'Anses (2015) ont été utilisées.

Une CLI est construite à partir de l'ensemble des valeurs de référence disponibles, au niveau national et international, auxquelles ont pu être appliqués des facteurs de sécurité.

Dans le cadre de travaux portant sur l'étiquetage des produits de construction, de décoration et d'ameublement, les CLI ont été utilisées par l'Anses pour « *situer les niveaux d'émissions de composés volatils émis par les produits de [...], par comparaison* » (Afsset, 2009). Elles correspondent à « *une concentration limite ayant pour objectif de prévenir la survenue d'effets sanitaires lors d'une exposition à long terme* » (Anses, 2015).

En complément des CLI, des VGAI et des VTR correspondant à une exposition chronique, afin de caractériser les risques liés à une unique utilisation, des VTR et des VGAI portant sur une exposition de court terme ont également été recensées.

Pour être cohérent avec la durée des tests réalisés, en complément des VGAI disponibles :

- Les VTR pour expositions aiguës de l'OEHHA (*Acute Reference Exposure Levels*) ont été retenues, car elles correspondent à une durée d'exposition d'une heure ;
- Les VTR pour expositions aiguës de l'ATSDR (*Acute Minimal Risk Levels*) n'ont pas été retenues, car elles correspondent à une durée d'exposition comprise entre 1 et 14 jours, supérieure à la durée classique d'utilisation d'une bougie ou d'un encens.

Pour chacune des substances mesurées dans la maison MARIA, un recensement et un choix de VTR sont effectués (Tableau 10 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), selon la méthode présentée au paragraphe précédent.



N° CAS	Composés	Date de choix formel (*)	VTR inh AS – VGAI LT – CLI (µg.m ⁻³)	Organisme	Année VTR	Date de choix formel (*)	VTR inh SS (µg.m ⁻³) ⁻¹	Organisme	Année VTR	Date de choix formel (*)	VTR aigue - VGAI CT (µg/m ³)	Organisme	Année VTR
108-88-3	Toluène	2010	3,0.10 ³	ANSES	2010	-	-	-	-	-	3,7.10 ⁴	OEHHA	1999
100-41-4	Ethylbenzène	-	3,0.10 ²	ATSDR	2010	-	2,5.10 ⁻⁶	OEHHA	2009	-	-	-	-
91-20-3	Naphtalène	21/12/2015	3,7.10 ¹	ANSES	2013	21/12/2015	5,6.10 ⁻⁶	ANSES	2013	-	-	-	-
50-00-0	Formaldéhyde	25/02/2010	9,0	OEHHA	2008	25/02/2010	5,3.10 ⁻⁶	Santé Canada	2000	-	5,5.10 ¹	OEHHA	2008
75-07-0	Acétaldéhyde	30/04/2014	1,6.10 ²	ANSES	2014	27/09/2011	2,2.10 ⁻⁶	US EPA	1991	30/04/2014	3,0.10 ³	ANSES	2014
107-02-8	Acroléine	03/07/2015	8,0.10 ⁻¹	ANSES	2013	-	-	-	-	22/04/2013	6,9	ANSES	2013
7785-26-4	a-Pinène	-	4,5.10 ²	AFSSET	2009	-	-	-	-	-	-	-	-
5989-27-5	d-Limonène	-	4,5.10 ²	AFSSET	2009	-	-	-	-	-	-	-	-
67-64-1	Acétone	-	3,3.10 ⁴	ATSDR	1994	-	-	-	-	-	-	-	-
123-38-6	Propionaldéhyde	2009	8,0	US EPA	2008	-	-	-	-	-	-	-	-
100-52-7	Benzaldéhyde	-	9,0.10 ¹	AFSSET	2009	-	-	-	-	-	-	-	-
84-66-2	Diéthyl phtalate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	cf. PM _{2,5} à défaut de valeur spécifique -		
-	Particules - PM ₁		cf. PM _{2,5} à défaut de valeur spécifique			-	-	-	-	18/01/2010	2,5.10 ¹	OMS	2005
-	Particules - PM _{2,5}	18/01/2010	1,0.10 ¹	OMS	2005	-	-	-	-	18/01/2010	2,5.10 ¹	OMS	2005
-	Particules - PM ₁₀	18/01/2010	2,0.10 ¹	OMS	2005	-	-	-	-	18/01/2010	5,0.10 ¹	OMS	2005
50-32-8	Benzo(a)pyrène	-	-	-	-	-	1,1.10 ⁻³	OEHHA	2009	-	-	-	-
56-55-3	Benzo(a)anthracène	-	-	-	-	-	1,1.10 ⁻⁴	INERIS	2003	-	-	-	-
53-70-3	Dibenzo(ah)anthracène	-	-	-	-	-	1,1.10 ⁻³	INERIS	2003	-	-	-	-
1333-86-4	Carbone suie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10102-43-9	NO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10102-44-0	NO ₂	15/02/2013	2,0.10 ¹	ANSES	2013	-	-	-	-	15/02/2013	2,0.10 ²	ANSES	2013
71-43-2	Benzène	-	9,8	ATSDR	2007	2013	2,6.10 ⁻⁵	ANSES	2013	-	2,7.10 ¹	OEHHA	2014

Tableau 10 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) retenues l'évaluation des risques sanitaires

Où : AS signifie A Seuil ; Inh signifie Inhalation ; SS signifie Sans Seuil ; VGAI LT signifie Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur pour des expositions de Long Terme ; VGAI CT signifie Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur pour des expositions de Court Terme ; CLI signifie Concentration Limite d'Intérêt.

(*) Le cas échéant : date de l'expertise collective nationale portant sur un choix de VTR.



Les effets critiques correspondant à ces valeurs sanitaires sont détaillés en annexe. Les profils toxicologiques des substances sont présentés en annexe.

Concernant les particules, aucune VTR n'est disponible dans les bases de données de référence.

De même, l'Anses ne propose pas de VGAI (2010). Néanmoins, elle « *recommande la mise en œuvre, par les politiques publiques, des valeurs guides de l'OMS* » :

- sur 24 heures : 25 µg.m⁻³ pour les PM_{2,5} et 50 µg.m⁻³ pour les PM₁₀
- sur le long terme : 10 µg.m⁻³ pour les PM_{2,5} et 20 µg.m⁻³ pour les PM₁₀.

Pour faciliter la lecture du rapport, les valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé (2006) ont été intégrées au Tableau 10, bien qu'elles ne soient pas de véritables VTR. Le même choix a été retenu pour les concentrations limites d'intérêt (CLI), identifiables dans le Tableau 10 par l'organisme « AFSSET » et l'année « 2009 » (Afsset, 2009).

Le carbone suie est la composante de la matière particulaire qui absorbe le plus de lumière. Il est formé par la combustion incomplète de biomasse et de combustibles fossiles. Aucune VTR n'a pu être trouvée pour le carbone suie dans les bases de référence.

En 2012, l'OMS a publié un rapport de synthèse sur les effets sanitaires du carbone suie (OMS, 2012). Selon l'analyse présentée dans ce rapport :

- Les études épidémiologiques existantes montrent une association entre les expositions chroniques au noir de carbone et différents effets sanitaires. Ces effets portent notamment sur les systèmes respiratoires et cardiovasculaires ;
- Comparé à la masse des particules indifférenciées (PM, pour Particulate Matter), le carbone suie pourrait être un meilleur indicateur des substances particulaires toxiques issues de sources de combustion (Janssen et al., 2011).
- Le carbone suie n'est probablement pas un composé directement toxique. Il pourrait plutôt jouer un rôle de « *transporteur universel pour une grande variété de substances chimiques de toxicité variée sur les poumons, les principales cellules immunitaires du corps et potentiellement la circulation sanguine systémique* ».

L'Agence européenne pour l'environnement (AEE) précise que « de tous les polluants atmosphériques, la matière particulaire est la plus nocive pour la santé en Europe. La partie "carbone suie" de cette matière est particulièrement nocive en tant qu'elle représente un mélange de particules très fines dont certaines sont cancérigènes, suffisamment petites pour entrer dans le flux sanguin et atteindre d'autres organes ».

3.2.2. Quantification des Risques Sanitaires

Concernant les effets à seuil, le risque est quantifié par un Quotient de Danger (QD) défini de la manière suivante :

$$QD = \frac{CI}{CAA}$$

Où : CI est la Concentration Inhalée moyenne ; CAA (VTR) est la Concentration Admissible dans l'Air.

Concernant les effets sans seuil, le risque est exprimé par un Excès de Risque Individuel (ERI) défini de la manière suivante :

$$ERI = \frac{CI \times ERU_i \times \text{nb d'années d'exposition}}{\text{Durée d'une vie}}$$

Où : CI est la Concentration Inhalée moyenne ; ERU_i (VTR) est l'Excès de Risque Unitaire pour la voie inhalation ; La durée d'une vie est choisie égale à 70 ans, par convention.

Classiquement, le risque est considéré comme non préoccupant lorsque le QD et l'ERI sont inférieurs, respectivement, aux valeurs repères « 1 » et « 10^{-5} » indiquées par l'OMS.

3.2.2.1. Indicateurs de risque calculés pour les expositions chroniques

En application de la méthode présentée au paragraphe précédent, un QD et un ERI sont calculés pour chaque scénario, chaque produit et chaque substance. Le détail des résultats est présenté en annexe pour le scénario 1, pour le scénario 2 et pour le scénario 3.

Les principales conclusions sont les suivantes :

- Scénario 1

Pour chaque substance considérée individuellement, aucun QD ni aucun ERI ne dépasse les valeurs repères usuelles respectivement de 1 et 10^{-5} .

En complément, pour chaque produit, la somme des QD et la somme des ERI obtenus sont également inférieures aux valeurs repères usuelles (annexe). Classiquement, en première approche, ce résultat suggère que les expositions cumulées peuvent être considérées comme non préoccupantes ;

- Scénario 2 – utilisateurs d'encens

Des dépassements des valeurs repères usuelles, de faibles à modérés, ont été obtenus pour les substances suivantes :

- Benzène
 - pour les effets à seuil : produit 10, avec un QD de 1,1 ;
 - pour les effets sans seuil : produits 1, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 18 et 19, avec un ERI maximal de $2,7 \cdot 10^{-4}$ (produit 10) ;
- Particules
 - pour la comparaison avec les valeurs guides de l'OMS : produits 1, 7, 8, 9, 10, 18 et 19, avec un dépassement maximal d'un facteur 3 environ (produit 10) ;
- Acétaldéhyde
 - pour les effets sans seuil : produit 19, avec un ERI de $1,1 \cdot 10^{-5}$;

- Scénario 2 – utilisateurs de bougies

Des dépassements des valeurs repères usuelles, de faibles à modérés, ont été obtenus pour les substances suivantes :

- Particules
 - pour la comparaison avec les valeurs guides de l'OMS : produits 2 et 15, avec un dépassement maximal d'un facteur 2 environ (produit 15) ;
- Formaldéhyde
 - pour les effets sans seuil : produits 3, 14, 15 et 16, avec un ERI maximal de $2,7 \cdot 10^{-5}$ (produit 15) ;

Pour les bougies, les dépassements des valeurs repères pour le formaldéhyde, non observés pour les encens, s'expliquent par une fréquence d'utilisation supérieure et par des niveaux de concentration en formaldéhyde qui diminuent moins vite, voire qui augmentent.

Les dépassements de valeurs repères associés au scénario 3 (utilisateurs d'encens et utilisateurs de bougies) sont détaillés en annexe. Le nombre et l'ampleur de ces dépassements permettent de mettre en avant des substances d'intérêt de second niveau :

- Pour les encens, il s'agit principalement du formaldéhyde et de l'éthylbenzène ;
- Pour les bougies, il s'agit principalement de l'acétaldéhyde, du benzène et du dioxyde d'azote (NO_2).



3.2.2.2. Ratios calculés pour des expositions de courte durée

En parallèle des expositions chroniques décrites ci-dessus, une analyse des expositions de courte durée est également menée. Ces expositions sont parfois aussi appelées « expositions aiguës ».

D'une manière générale, elles correspondent à des durées d'exposition qui varient entre une heure et quelques jours. Compte tenu du type de mesures réalisées pour le projet EBENE, une exposition d'une heure est retenue pour la présente analyse.

Pour chaque produit et chaque substance, les concentrations horaires maximales mesurées sont comparées aux valeurs sanitaires présentées au paragraphe précédent et portant sur des expositions de courte durée. Les ratios obtenus sont détaillés en annexe.

Pour mémoire, dans la maison MARIA, les concentrations sont mesurées au niveau des équipements d'extraction, afin d'être représentatives de la qualité de l'air à l'intérieur de la pièce. Ces concentrations ne sont donc pas représentatives des concentrations présentes à proximité immédiate du produit en cours d'utilisation.

Des dépassements des valeurs sanitaires retenues ($VTR_{aigüe}$ et VGAI CT, cf. paragraphe précédent), de faibles à élevés, sont obtenus pour les substances suivantes :

- Substances émises par les encens testés :
 - Acroléine : tous les produits, avec un dépassement maximal d'un facteur 10 environ (produit 8) ;
 - Benzène : produits 6, 7, 8, 9, 10, 18 et 19, avec un dépassement maximal d'un facteur 15 environ (produit 10),
 - Formaldéhyde : produits 6, 7, 8, 9, 10 et 19, avec un dépassement maximal d'un facteur 2 environ (produit 10) ;
- Substances émises par les bougies testées :
 - Formaldéhyde : produit 3, avec une concentration environ égale à la valeur repère ;
- Substances émises par la lampe à catalyse brûle-parfums testée (produit 17) :
 - Acroléine, avec un dépassement d'un facteur 1,5 ;

Concernant les particules, aucune VTR aiguë n'était disponible. Pour mémoire, à défaut de VGAI court terme, l'ANSES recommande de considérer les valeurs guides de l'OMS, soit $25 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $\text{PM}_{2.5}$ et $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{10} . En cohérence avec cette recommandation, les concentrations horaires maximales ont été comparées avec ces valeurs guides. Néanmoins, puisque les valeurs guides de l'OMS portent sur une exposition de 24 heures, cette comparaison a été réalisée à titre indicatif uniquement, à défaut d'une valeur sanitaire portant sur des durées comparables à celles des mesures du projet EBENE.

Des dépassements des valeurs guides sont obtenus pour les produits suivants :

- Encens :
 - pour les PM_{10} : produits 1, 6, 7, 8, 9 et 19, avec un dépassement moyen d'un facteur 5 environ et un dépassement maximal d'un facteur 18 environ (produit 9),
 - pour les $\text{PM}_{2.5}$: tous les produits, avec un dépassement moyen d'un facteur 15 environ et un dépassement maximal d'un facteur 90 environ ;
- Bougies :
 - pour les $\text{PM}_{2.5}$, produits 2, 3, 4, 14 et 15, avec un dépassement moyen d'un facteur 2 environ et un dépassement maximal d'un facteur 6 environ.

Au global, sur la base de l'ensemble des dépassements de valeurs repères observés, les substances d'intérêt prioritaires identifiées sont le benzène, les particules fines et, dans une moindre mesure, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde et l'acroléine.



Pour le benzène et les particules, les premiers effets observés comprennent des irritations respiratoires et oculaires, des céphalées et des nausées. Par ailleurs, le benzène est une substance classée cancérigène par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC).

3.2.3. Conclusions

3.2.3.1. Analyse des indicateurs calculés pour les risques chroniques

Scénario d'exposition n°1 - encens et bougies

Pour chaque produit et chaque substance considérée individuellement, les indicateurs de risque sont inférieurs aux valeurs repères usuelles. C'est également le cas pour les sommes d'indicateurs de risque par produit. Classiquement, en première approche, ce résultat suggère que **les expositions cumulées les plus courantes peuvent être considérées comme non préoccupantes**, dans le cadre des hypothèses retenues pour le projet EBENE.

Néanmoins, ces sommes d'indicateurs n'ont pu être réalisées que pour les substances dont les risques ont été quantifiés. Or certaines des substances étudiées n'ont pas pu faire l'objet d'une quantification de risque, faute de VTR disponible. De plus, les désodorisants combustibles peuvent émettre d'autres substances (Steinemann, 2017 ; Lau et al., 1997 ; Uhde et Schulz, 2015) - PCDD/F, phtalates, autres fragrances, etc. – dont le nombre et les caractéristiques sont difficiles à estimer, notamment car la composition précise des produits est souvent indisponible (INERIS, 2009 ; Steinemann, 2017 ; Commission européenne, 2008 ; Uhde et Schulz, 2015). Ces aspects constituent une des limites de l'étude, pouvant être à l'origine d'une sous-estimation des risques.

Scénario d'exposition n°2 - encens

Plusieurs dépassements de valeurs repères ont été obtenus. Compte tenu des hypothèses retenues pour ce scénario, les expositions correspondantes sont significativement supérieures à celles rencontrées le plus couramment. Néanmoins, elles pourraient correspondre ou être inférieures à celles d'un nombre significatif d'utilisateurs, non précisément quantifiable à ce stade. Ces résultats suggèrent **un besoin de diminuer les expositions liées à certains usages** et certaines caractéristiques environnementales majorant l'exposition.

Les dépassements de valeurs repères des scénarios 2 et 3 permettent de proposer des **substances d'intérêt prioritaires pour les encens : le benzène, les particules**, et dans une moindre mesure, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde et l'éthylbenzène.

Les CMI faisant l'objet de dépassements de valeurs repères varient :

- Pour le benzène, entre 0,4 et 11 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
- Pour les particules totales, principalement composées de particules $\text{PM}_{2,5}$, entre 11 et 27 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ.

À titre de comparaison :

- Pour le benzène : les concentrations moyennes annuelles mesurées à proximité d'infrastructures routières sont de l'ordre de 2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (LCSQA, 2010) ;
- Pour les particules : la médiane des concentrations mesurées dans les logements français est égale à 19,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Kirchner et al., 2007) ;

Scénario d'exposition n°2 - bougies

Plusieurs dépassements de valeurs repères ont été obtenus, pour les **particules et pour le formaldéhyde**. D'une manière générale, les écarts obtenus pour les bougies sont inférieurs à ceux observés pour les encens. Néanmoins, ici aussi, ces résultats suggèrent **un besoin de diminuer les expositions liées à certains usages** et certaines caractéristiques environnementales majorant l'exposition.

Concernant les particules dans l'air intérieur, l'Anses a estimé que les données disponibles étaient insuffisantes pour pouvoir définir une valeur VGAI (cf. paragraphe 5.2.1). A défaut, elle recommande la mise en œuvre des valeurs guides de l'OMS (Afsset, 2010), en rappelant néanmoins que « l'OMS



estime qu'il ne peut être établi de seuil en deçà duquel aucun effet sanitaire néfaste n'est attendu à l'échelle de la population », position que l'OMS a reconfirmée en 2013.

Ces valeurs guides ne sont pas des VTR et elles ont été définies pour l'air ambiant extérieur. Néanmoins, elles constituent des ordres de grandeur indicatifs, utilisés dans d'autres études portant sur l'air intérieur (Tirler et Settimo, 2015 ; Petry et al., 2014), qui suggèrent que, par mesure de prudence, certaines des expositions chroniques obtenues pour les bougies pourraient être réduites.

Cette option est appuyée par la taille des particules émises par les bougies : la majorité sont des particules fines de diamètre suggestion à 150 nm (cf. paragraphe 4.3.2.2). Ces particules fines et ultrafines font actuellement l'objet de préoccupations : elles peuvent pénétrer profondément dans l'arborescence pulmonaire, s'introduire dans la circulation sanguine et ainsi atteindre divers organes, où elles peuvent générer des phénomènes de stress oxydant et d'inflammation (Afsset, 2010 ; Kim et al., 2015 ; DGS, 2016 ; Roberts et Pontin, 2016).

Concernant le formaldéhyde, les valeurs repères sont dépassées au maximum d'un facteur 3 environ. Ces dépassements sont obtenus à partir de la VTR sans seuil produite en 2000 par Santé Canada : $5,6 \cdot 10^{-6}$ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)⁻¹ (Santé Canada, 2001). La concentration correspondant à la valeur repère usuelle « 10^{-5} », pour une exposition portant sur la vie entière, est égale à $1,8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Ce choix de VTR correspond aux pratiques usuelles en France (MEDDE, 2014). Il correspond également au choix indiqué en 2010 dans la Fiche de données toxicologiques et environnementales du formaldéhyde (INERIS, 2010), dont l'élaboration s'appuie sur un groupe d'experts toxicologues.

En parallèle de la démarche d'évaluation des risques sanitaires, d'autres valeurs sanitaires peuvent servir de référence pour des concentrations en formaldéhyde mesurées dans l'air intérieur :

- Les VGAI court terme (exposition de deux heures) et long terme (expositions chroniques), élaborées par l'ANSES en 2007. Ces VGAI sont respectivement de 50 et $10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Afsset, 2007) ;
- La valeur guide pour l'air intérieur de l'OMS pour le formaldéhyde (OMS, 2010), protégeant à la fois des effets à court et long terme. Cette valeur est de $100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, pour toutes les expositions de 30 minutes au cours d'une vie entière. Elle a été publiée en 2010.

Selon certains auteurs (Golden, 2011 ; Nielsen et al., 2013, 2016), les études portant sur les effets du formaldéhyde et publiées après 2010 ont permis de confirmer la pertinence de la valeur construite par l'OMS.

Selon le site Internet de l'Anses (2016) « *les travaux de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) spécifiquement dédiés à l'air intérieur sont pris en compte dans l'élaboration des VGAI de l'Anses. Une analyse critique des propositions de valeurs guides de qualité de l'air intérieur de l'OMS est réalisée. Les premières valeurs, publiées par l'OMS en décembre 2010 pour 9 neuf composés chimiques, ont fait l'objet d'une note visant à comparer les propositions de l'Anses et de l'OMS afin de discuter des éventuelles divergences et de l'opportunité d'une révision des valeurs proposées préalablement par l'Anses* ». A la date de rédaction du présent rapport :

- Le lien pointant vers cette note n'était plus fonctionnel ;
- La VGAI du formaldéhyde n'a pas fait l'objet d'une mise à jour. Néanmoins, dans un rapport daté d'octobre 2016, l'Anses indique que « *du fait de nouvelles données, en particulier sur les effets sur la santé liés à une exposition au formaldéhyde, les VGAI proposées en 2007 sont en cours de révision* ».

Concernant le scénario 2, pour les bougies et aussi pour les encens, aucune CMI ne dépasse les valeurs guides pour l'air intérieur de long terme élaborées par l'Anses et l'OMS. Une comparaison entre les concentrations horaires maximales et les deux valeurs de court terme est effectuée au paragraphe 4.3.2.

Les différents aspects discutés plus haut permettent de conclure que les enjeux sanitaires individuels sont plus importants pour les encens que pour les bougies. C'est le cas, en particulier, des expositions



liées aux émissions de benzène. Néanmoins, les expositions attribuables aux bougies ne peuvent pas être considérées comme négligeables car :

- Certains des indicateurs de risque obtenus sont de l'ordre des valeurs repères usuelles ;
- En France, les utilisateurs de bougies sont plus nombreux que les utilisateurs d'encens : ils sont plus de deux fois plus nombreux selon le sondage TNS Sofres (48 % / 21 %), plus de quatre fois plus d'après le sondage Ipsos du projet EPHECT (83 % / 17 % ; résultats obtenus sur un plus petit échantillon néanmoins, d'environ 150 personnes) ;
- La VGAI du formaldéhyde produite par l'Anses porte sur les concentrations totales dans l'air intérieur, c'est-à-dire agrégeant les contributions de l'ensemble des sources d'émissions présentes dans l'environnement intérieur. Or certaines CMI du scénario 2 des bougies représentent des contributions significatives à cette VGAI : 50 (EBENE 15) %, 29 % (EBENE 17), 27 % (EBENE 16), etc.

3.2.3.2. Analyse des ratios calculés pour les expositions de courte durée

Des dépassements des valeurs sanitaires retenues (ratios > 1) ont été obtenus pour tous les encens, une bougie et la lampe à catalyse. Ce résultat suggère un **besoin de diminuer les émissions** des produits les plus émissifs, quel que soit le type de désodorisant combustible.

Les dépassements les plus élevés ont été obtenus, dans le cas des encens, pour l'acroléine (jusqu'à un facteur 10 environ) et le benzène (jusqu'à un facteur 15 environ). A titre indicatif, le dépassement de la valeur repère pour les particules PM_{2.5} a pu atteindre un facteur 90 environ.

Les concentrations horaires maximales correspondantes varient :

- Pour l'acroléine, entre 11 et 66 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
- Pour le benzène, entre 10 et 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
- Pour les particules (toutes tailles confondues), entre 1 et 2 300 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ. Ces particules sont principalement de faible diamètre :
 - pour les particules mesurées par OPC, de diamètre compris entre 0,26 et 11,25 μm , les concentrations horaires maximales varient entre 5 et 880 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
 - pour les particules mesurées par OPC, de diamètre compris entre 0,26 et 2,25 μm , les concentrations horaires maximales varient entre 4 et 880 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
 - pour les particules mesurées par OPC, de diamètre compris entre 0,01 et 0,80 μm , les concentrations horaires maximales varient entre 4 et 2300 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;

À titre de comparaison :

- Pour l'acroléine, lors de cuissons d'aliments par friture, des concentrations ont été mesurées entre 25 et 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Seaman et al., 2009) ;
- Pour le benzène, les concentrations mesurées dans les parcs de stationnement couverts peuvent atteindre 120 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 12 heures (Anses, 2010) ;
- Pour les particules, à l'occasion de combustions de bois dans des foyers ouverts, des concentrations en PM_{2.5} sur 8, 16 ou 24 heures ont pu être mesurées entre 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 130 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (INERIS, 2008 ; DSP Canada, 2001).

Les valeurs sanitaires retenues dans le cadre du projet EBENE sont des VGAI court terme élaborées par l'Anses et des VTR_{aiguës} issues de bases de données de références. En complément, pour les particules, les valeurs guide de l'OMS ont été retenues, selon les recommandations de l'Anses (cf. paragraphe 5.2.1).

Concernant le formaldéhyde :

- La VGAI court terme de l'Anses est de 50 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Elle porte sur une exposition de deux heures ;



- La valeur guide court terme pour l'air intérieur de l'OMS est de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Elle porte sur toutes les expositions de 30 minutes au cours d'une vie entière.

Sept encens et deux bougies donnent lieu à un dépassement de la VGAI. Aucun des produits testés ne dépasse la valeur guide de l'OMS.

Concernant l'acroléine, dans le cadre du projet EPHECT (Dimitroulopoulou et al., 2015a, 2015b), un travail d'expertise toxicologique a été réalisé. Pour les expositions de court terme, l'effet critique retenu a été l'irritation oculaire subjective. Sur la base de cet effet critique, une « Limite d'exposition critique » a été calculée pour l'acroléine : $21 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Cette limite est supérieure à la VGAI de l'Anses, retenue pour les calculs de ratios, d'un facteur 3 environ. En retenant cette limite pour les calculs :

- Des dépassements sont obtenus pour tous les encens sauf un (produit 5) ;
- Aucun dépassement n'est obtenu pour les autres produits, bougies ou lampe.

Les concentrations utilisées pour les calculs de ratios ont été mesurées au niveau des équipements d'extraction. Ces concentrations sont probablement plus faibles que celles présentes à proximité du produit, comme ça peut être le cas pour un utilisateur. Ces considérations confirment le besoin de diminuer les émissions des produits les plus émissifs.

Les différentes valeurs sanitaires retenues portent sur les concentrations totales présentes dans l'air intérieur. En particulier, elles ne portent pas uniquement sur les concentrations attribuables à l'utilisation de désodorisants combustibles. La présence potentielle d'autres sources d'émission dans l'air intérieur suggère de limiter les émissions des désodorisants combustibles jusqu'à atteindre des concentrations attribuables significativement inférieures aux valeurs sanitaires retenues.

Entre 2003 et 2005, l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) a réalisé la première campagne nationale de mesures de la qualité de l'air dans les logements français (Kirchner et al., 2007). À titre indicatif, concernant les concentrations moyennes mesurées sur une semaine :

- La médiane des concentrations mesurées est de $19,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le formaldéhyde, $2,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le benzène, de $3,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour l'acroléine et de $132,0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les $\text{PM}_{2.5}$;
- Le percentile 95 des concentrations mesurées est de $46,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le formaldéhyde, $7,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le benzène, de $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour l'acroléine et de $19,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les $\text{PM}_{2.5}$.

Concernant le carbone suie, les concentrations générées ont pu atteindre un niveau ($120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ environ pour le produit 19) plus de dix fois supérieur à un niveau de concentrations mesuré en circulation sur une autoroute belge ($11 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ environ). Compte tenu de la toxicité des émissions liées au transport routier, ces résultats pourraient traduire une situation préoccupante et invitent à réaliser des études plus approfondies sur ces aspects.

3.2.3.3. Comparaison avec les résultats des études existantes

Encens

Concernant l'utilisation d'encens, plusieurs évaluations des risques ont déjà conclu à un besoin de réduire les expositions (INERIS, 2011b ; Tirlor et Settimo, 2015 ; Manoukian et al., 2016 ; BEUC, 2005 ; Ahn, 2015). D'autres ont simplement recommandé de limiter les utilisations d'encens, par prudence, auprès des personnes les plus sensibles (enfants, asthmatiques...) (Torfs et al., 2008).

Les substances d'intérêt identifiées sont les particules fines, le benzène, l'éthylbenzène et le formaldéhyde.

Dans l'évaluation des risques réalisée par l'INERIS en 2015 pour une vingtaine d'encens (INERIS, 2015), lorsque l'exposition à une substance a fait l'objet d'un dépassement de valeur repère, deux encens ont fait systématiquement partie des encens concernés. Parmi les encens considérés dans l'étude, ces deux encens étaient les seuls à se présenter sous la forme de cônes.

Dans le cadre du projet EBENE, le produit 10, qui est un cône d'encens, a généré les expositions les plus élevées au benzène et aux particules. Dans le cadre du scénario 2, ces expositions ont été



associées à des dépassements de valeurs repères. Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse selon laquelle le format cône serait le format d'encens le plus émissif.

Dans cette même évaluation des risques, les mesures disponibles n'avaient pas permis de caractériser les risques liés aux particules. D'après les résultats du projet EBENE :

- Les expositions aux particules peuvent générer des situations préoccupantes ;
- Pour chaque produit faisant l'objet d'un dépassement de valeur repère pour les particules, un dépassement de valeur repère est également obtenu pour le benzène.

Bougies

La plupart des études disponibles conclue que les risques associés à l'utilisation de bougies peuvent être considérés comme non préoccupants (Trantallidi et al., 2015 ; Petry et al., 2014 ; Torfs et al., 2008 ; Missia et al., 2012). Certaines peuvent néanmoins trouver des dépassements de valeurs sanitaires (Missia et al., 2012). Les substances d'intérêt identifiées sont le formaldéhyde, les particules fines, l'acétaldéhyde et l'acroléine.

D'une manière générale, les expositions calculées dans EBENE ne présentent pas d'incohérence manifeste avec celles trouvées dans la littérature scientifique. Les conclusions parfois différentes sont principalement liées aux choix retenus pour les valeurs repères sanitaires. Ces choix concernent notamment l'acroléine et le formaldéhyde. Par exemple, bien que Petry et al. (2014) modélisent des concentrations d'exposition au formaldéhyde pouvant atteindre $12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne chronique, avec des concentrations de court terme pouvant atteindre $63 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, le choix des valeurs guides de l'OMS le fait conclure à une absence de situation préoccupante ; alors que :

- Le choix de la VTR sans seuil de Santé Canada l'aurait fait conclure à un dépassement de valeur repère de plus d'un facteur 6 pour les expositions chroniques sur une vie entière ;
- Le choix de la VGAI court terme de l'Anses l'aurait fait conclure à un autre dépassement de valeur repère.

Concernant les lampes à catalyse, aucune étude n'a pu être trouvée lors de la recherche bibliographique menée pour EBENE.

3.2.3.4. Recommandations formulées par les porteurs du projet

Sur la base des résultats obtenus lors de l'évaluation des expositions et lors de la caractérisation des risques sanitaires, les recommandations suivantes peuvent être proposées :

- Renforcer les actions d'information de la population générale, portant notamment sur :
 - L'importance d'aérer les bâtiments 10 minutes, au moins une fois par jour et utilement à la fin de l'expérience recherchée par l'utilisation d'un désodorisant combustible ;
 - Les risques associés aux substances dangereuses qui peuvent être émises par les désodorisants combustibles, en particulier par les encens ;
- Mettre en place des mesures de gestion visant à limiter les expositions aux désodorisants combustibles. Par exemple : définir et diffuser des bonnes pratiques d'usages, élaborer un système d'étiquetage d'informations³ et/ou basé sur les émissions des produits, etc.

Des bonnes pratiques d'usage pourraient comprendre les recommandations suivantes :

- Privilégier l'utilisation des désodorisants combustibles dans des pièces de grand volume et bien ventilées ;

³ Le décret n° 2017-946 du 10 mai 2017 relatif à l'étiquetage des produits désodorisants à combustion sur les informations de sécurité pour l'utilisateur rend obligatoire l'affichage de mentions sur les emballages des produits désodorisants, sous la forme de pictogrammes. Cet affichage permet d'informer le consommateur sur les précautions à prendre en cas d'utilisation de ces produits, du fait des émissions en polluants volatils. Les dispositions de ce décret entreront en vigueur le 1^{er} janvier 2019.



- Éviter l'inhalation directe de fumée ;
- Aérer la pièce après l'utilisation par une ouverture sur l'extérieur pendant au moins dix minutes, été comme hiver ;
- Privilégier un usage modéré, surtout en présence de personnes dont le système respiratoire est plus sensible (jeunes enfants, asthmatiques, etc.) : éviter de brûler plusieurs encens simultanément, limiter la fréquence d'utilisation, etc. ;
- Privilégier les conditionnements présentant le moins de matière. Par exemple, privilégier un bâtonnet fin à un cône ou à des morceaux de résine.

Ces bonnes pratiques d'usage sont cohérentes avec celles présentées sur le site internet du Ministère en charge de l'environnement⁴, accompagnant une étude de 2015 réalisée par l'INERIS et le CSTB sur les émissions des encens (INERIS, 2015).

Un système d'étiquetage basé sur les émissions des produits pourrait s'appuyer sur :

- Les substances d'intérêt identifiées par les résultats de l'ERS ;
- La méthodologie de mesure proposée à l'issue du projet EBENE.

La grande variabilité des émissions observée suggère qu'il serait possible d'élaborer un étiquetage discriminant, qui fournirait donc aux acheteurs des informations permettant de diminuer significativement leur exposition.

Les résultats du projet EBENE conduisent les porteurs de projets à suggérer qu'il serait ainsi nécessaire :

- D'interdire la vente des produits les plus émissifs. Cette interdiction pourrait être basée sur des seuils limites d'émission, définis dans l'objectif d'obtenir des concentrations attribuables significativement inférieures aux VGAI court terme, afin de tenir compte du cumul des expositions liées aux différentes sources émissives potentiellement présentes dans les environnements intérieurs ;
- D'approfondir les connaissances toxicologiques sur les substances dont les effets n'ont pas pu être caractérisés par une VTR dans la présente étude (Tableau 10). Ces connaissances pourraient notamment caractériser les populations à risque ;
- D'approfondir les connaissances sur les autres substances potentiellement émises par les désodorisants combustibles. La revue de littérature a permis d'identifier certaines de ces substances : PCDD/F, phtalates, autres fragrances, etc.

Ces recommandations font écho aux travaux en cours pilotés par le Ministère en charge de l'environnement, portant sur la maîtrise des expositions liées aux désodorisants combustibles (MEDDE, 2016a, 2016b).

Pour mémoire, le Haut Conseil de Santé Publique (HCSP) a proposé plusieurs objectifs de gestion portant sur les expositions chroniques dans les environnements intérieurs. En particulier :

- Depuis 2015, la concentration moyenne en benzène ne devrait plus dépasser $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ « dans tous les espaces clos habités ou accueillant du public » (HCSP, 2010) ;
- En 2019, la concentration moyenne en formaldéhyde ne devra pas dépasser $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans « les bâtiments existants, privés et publics » (HCSP, 2009). Le HCSP précise que les bâtiments neufs doivent « présenter des teneurs moyennes inférieures à $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ avant livraison aux occupants. Il en est de même pour ceux faisant l'objet d'opérations de rénovation de grande ampleur » ;
- En 2025, « dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou des locaux ouverts au public », les concentrations moyennes annuelles en particules $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} ne devront pas dépasser, respectivement, $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ (HCSP, 2013).

⁴ <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/qualite-lair-interieur>



Les substances émises par les bougies et les encens comprennent le benzène, le formaldéhyde et les particules, principalement les particules PM_{2,5}. Limiter les émissions des produits les plus émissifs permettrait de contribuer à l'atteinte des objectifs proposés par le HCSP.

Concernant la faisabilité de cette recommandation, plusieurs études suggèrent qu'un travail sur la composition et le format des désodorisants combustibles permettrait d'obtenir des émissions plus faibles, notamment en formaldéhyde, en BTEX et en HAP (Maupetit et Squinazi, 2009 ; AEE, 2013 ; Yang et al., 2012 ; Derudi et al., 2013).

Les situations préoccupantes identifiées par les résultats de l'ERS (expositions chroniques liées à certains usages et certains environnements, certaines expositions de court terme) viennent compléter celles identifiées par d'autres approches :

- Certaines études épidémiologiques ont trouvé une association entre l'utilisation domestique d'encens et des effets sur le système respiratoire (Chen et al., 2016 ; Friberg et al., 2008 ; Roberts et Pontin, 2016 ; Tse et al., 2011 ; Xie et al., 2014 ; Wang et al., 2010 ; Seow et Lan, 2016) et cardiovasculaire (Pan et al., 2014 ; Roberts et Pontin, 2016). Dans le cas particulier de l'exposition des femmes enceintes, l'utilisation domestique d'encens a été associée à un plus faible poids et à un plus faible périmètre crânien à la naissance (Chen et al., 2016) ;
- Certains sondages d'opinion (Annexe, Tirlor et Settimo, 2015 ; Steinemann, 2016), dont celui de TNS Sofres, indiquent que de nombreuses personnes n'ont pas conscience que les désodorisants peuvent émettre des substances dégradant la qualité de l'air intérieur. Par exemple, selon les résultats du sondage TNS Sofres (cf. paragraphe 5.1) :
 - Plus de la moitié des utilisateurs de bougies et d'encens déclarent que cette utilisation soit améliorée soit n'a pas d'effet sur la qualité de l'air intérieur ;
 - Environ un quart des utilisateurs brûlent des bougies ou de l'encens pour assainir l'air intérieur.

Les résultats de ces sondages peuvent également suggérer des expositions non volontaires. Par exemple, d'après le sondage TNS Sofres :

- 66 % des utilisateurs d'encens déclarent que d'autres personnes se trouvent dans la pièce pendant l'utilisation ; 27 % précisent que des enfants font partie de ces personnes,
- 83 % des utilisateurs de bougies déclarent que d'autres personnes se trouvent dans la pièce pendant l'utilisation ; 43 % précisent que des enfants font partie de ces personnes ;

Selon deux sondages nationaux réalisés aux Etats-Unis en 2009, environ 20 % de la population générale déclare subir des effets sanitaires (maux de tête, difficultés à respirer, etc.) en lien avec l'utilisation de désodorisants. Ce pourcentage dépasse 30 % parmi les personnes asthmatiques. Les résultats de ces sondages ont fait l'objet d'un article publié dans la revue *Journal of Environmental Health* (Caress et Steinemann, 2009). Cet article conclue que l'ensemble des résultats obtenus « révèle qu'un pourcentage important de la population des Etats-Unis rapporte des effets sanitaires ou des irritations liés à des produits parfumés ».

Selon les résultats du sondage Ipsos réalisé en 2012 pour le projet EPHECT (Johnson et al., 2012) portant sur les utilisateurs français de désodorisants combustibles :

- 10 % ont choisi la réponse « jamais » et 17 % « parfois » lorsque l'interviewer les a interrogés sur la mise en œuvre de la pratique « *J'évite d'utiliser le produit simultanément avec d'autres désodorisants* »,
- 35 % ne lisent pas les instructions du fabricant avant la première utilisation,
- 10 % utilisent plus de produits que la quantité recommandée, quand elle existe ;



Selon un sondage national réalisé aux Etats-Unis en 2016 (Steinmann, 2016) :

- Plus des deux tiers de la population ne savent pas que les produits de consommation courante parfumés peuvent émettre des « *polluants atmosphériques dangereux* »,
- Plus de 60 % ne continueraient pas à utiliser un produit parfumé s'ils savaient qu'il émettait « *des tels polluants* » ;

Certaines études comprennent des descriptions sociologiques qui indiquent que :

- Brûler de l'encens chez soi est une pratique commune en Chine, en Inde, en Afrique du Nord et au Moyen-Orient (Roberts et Pontin, 2016 ; Tse et al., 2011 ; Abdul Wahab et Mostafa, 2007). Cette pratique a pour objectif de parfumer la maison, de pratiquer des rites religieux à domicile, de repousser les moustiques, etc.
- Les populations de certains pays européens, comme la France par exemple, peuvent comprendre un nombre significatif de personnes issues de migrations historiques provenant de ces régions du monde. Des usages d'encens générant des expositions du même ordre que celles du scénario 2 pourraient faire partie des pratiques classiques au sein de certains groupes de personnes (Roberts et Pontin, 2016) ;

Plusieurs dizaines de phtalates sont cités dans des études toxicologiques pour leur capacité à perturber le système endocrinien (TEDX, 2017 ; Huang et al., 2012). Ce type d'effets peut être imparfaitement couvert par les VTR disponibles à ce jour, en particulier pour certaines « fenêtres de vulnérabilité » comme la vie intra-utérine et la petite enfance (Barouki et al., 2012 ; Projext TENDR, 2016 ; OMS, 2008). Les phtalates sont des substances classiquement retrouvées dans les produits parfumés ; la composition précise des encens et des bougies est souvent indisponible (INERIS, 2009 ; Steinmann, 2017 ; Commission Européenne, 2008 ; Uhde et Schulz, 2015) ; à la date de rédaction du présent rapport, plusieurs marques de bougies mentionnaient l'absence de phtalates comme un argument de vente (exemple de sites internet), invitant supposer que certaines autres en contiennent.

Une étude toxicologique a trouvé que la génotoxicité des particules émises par un encens était plus élevée que celle des particules émises par une cigarette de référence (Zhou et al., 2015).

Ces informations ont été collectées à l'occasion de la revue de littérature scientifique sur les émissions des désodorisants combustibles. Elles ne sont pas développées ici plus avant, car elles ne font pas partie du champ prévu pour l'étude. Néanmoins, ces informations constituent un faisceau d'indices cohérent avec la proposition de diminuer les émissions et les expositions liées aux désodorisants combustibles ; elles peuvent également suggérer les recommandations complémentaires suivantes :

- En matière de toxicologie, inclure les substances liées aux parfums parmi les substances prioritaires pour l'approfondissement des connaissances évoqué plus haut ;
- Déconseiller l'utilisation de désodorisants combustibles en présence de personnes sensibles et/ou à risque. Par exemple : femmes enceintes, nourrissons et jeunes enfants, personnes présentant des affections respiratoires et/ou allergiques (ex : asthme), fumeurs, etc.
- Limiter, voire interdire, dans une approche protectrice, l'utilisation de désodorisants combustibles dans les lieux publics, en cohérence avec les mesures prises contre le tabagisme passif afin notamment de limiter les expositions non souhaitées des populations les plus sensibles.

Dans plusieurs pays, une telle démarche a déjà été mise en place dans des lieux de travail, des écoles et des hôpitaux (Steinmann, 2017). Par exemple, aux Etats-Unis, l'utilisation d'encens et de bougies est interdite par la Politique de qualité de l'environnement intérieur des Centres pour le contrôle et la prévention des maladies (*Centers for Disease Control and Prevention*) (2009).



4. Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions maîtrisées

Pour caractériser les émissions en composés volatils et particulaires des bougies et des encens en chambre d'essais d'émissions, trois plateformes d'essais sont utilisées et différents protocoles d'essais sont testés. Les plateformes et les protocoles sont définis en fonction de plusieurs critères : les travaux normatifs en cours, les publications scientifiques spécifiques et les développements récents.

Dans un premier temps, il convient de valider ces plateformes d'essais pour la mesure des composés volatils et particulaires émis par les bougies et les encens, en caractérisant entre autres les éventuels effets de puits et de rémanence, liés à des réactions d'adsorption / désorption des composés sur les parois des chambres d'essais.

Ensuite, ces plateformes et les protocoles associés sont déployés pour évaluer les émissions de plusieurs bougies et encens, sélectionnés à partir des résultats issus de la campagne expérimentale conduite dans la maison MARIA. Chaque produit est testé selon différentes combinaisons plateforme + protocole, afin d'évaluer leur pertinence. Des essais de répétabilité sont également réalisés pour une bougie et un encens. A partir de ces essais, des facteurs d'émissions spécifiques sont déterminés pour chaque combinaison évaluée et produit testé.

De plus, à partir de travaux de simulations spécifiques, les facteurs d'émissions issus des essais réalisés à l'aide des plateformes sont comparés aux données expérimentales issues de la campagne menée dans la maison MARIA.

Ainsi, à partir de l'ensemble de ces expérimentations et simulations, les combinaisons plateforme + protocole d'essais les plus pertinentes sont proposées pour l'évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens.

4.1. Métrologie

4.1.1. Plateformes d'essais d'émissions des bougies et des encens

Lors du dépôt du projet de recherche, l'utilisation de trois plateformes d'essais différentes a été envisagée : une chambre d'essai 1 m³ (la VCE1000 du LCE), une chambre d'essai 2 m³ (l'AEROTEST du CSTB) et une chambre d'essais spécifique pour la combustion (CSTB). En effet, au début des travaux du groupe de travail 90G de l'AFNOR et TC421 du CEN, l'utilisation de chambre d'essai d'un volume supérieur à 2 m³ était recommandée. Toutefois, les évolutions de ces travaux normatifs ont conduit à une modification de la taille des chambres d'essai, qui a été ramenée à 1 m³ (AFNOR, 2015). Ainsi, après discussions au sein du consortium et validation par l'ADEME, il a été décidé de ne pas réaliser de série d'essais dans l'AEROTEST mais de prévoir des essais complémentaires dans la chambre d'essai 1 m³ du CSTB (également une chambre modèle VCE1000), en plus de ceux déjà prévus dans la chambre d'essai 1 m³ du LCE.

Deux chambres d'essais d'émissions VCE1000 (Figure 16) sont disponibles au CSTB et au LCE. Cette chambre comprend 2 parties principales : un caisson extérieur et un volume d'essais (lieu de réalisation des expériences ; V = 916 L) en acier dépoli. Le caisson extérieur est une jaquette chauffante utilisée pour thermostatier le volume d'essais sans risquer de le contaminer avec une résistance électrique. Le renouvellement d'air est assuré par un compresseur d'air dont le débit est contrôlé par un débitmètre massique. Préalablement à son injection dans la chambre, l'air passe par un filtre pour éliminer les particules et sur du charbon actif pour piéger les composés gazeux. L'injection et la sortie d'air se fait via des passe-parois permettant une connexion directe entre l'intérieur et l'extérieur de la chambre d'essais. La prise d'échantillon s'effectue par des piquages sur la sortie d'air. Enfin, l'homogénéisation de l'air est assurée par un ventilateur magnétique qui évite les émissions de particules induites par les charbons du moteur. Cet équipement permet de réaliser des essais dans une plage de température allant de +15 à +130°C (± 0,3°C). Le taux de renouvellement d'air est réglable entre 0,1 et 1,8 h⁻¹ (débits compris entre 1,5 et 30,0 L.min⁻¹). Enfin, le contrôle de l'humidité relative s'effectue sur une plage hygrométrique comprise entre de 5 et 95 % (± 3 %). L'utilisation de cet équipement pour la mesure des



émissions de bougies et d'encens a été éprouvée lors de récents travaux de recherche sur les parfums d'ambiance à combustion (Manoukian et al., 2016 ; Nicolas et Maupetit, 2015).

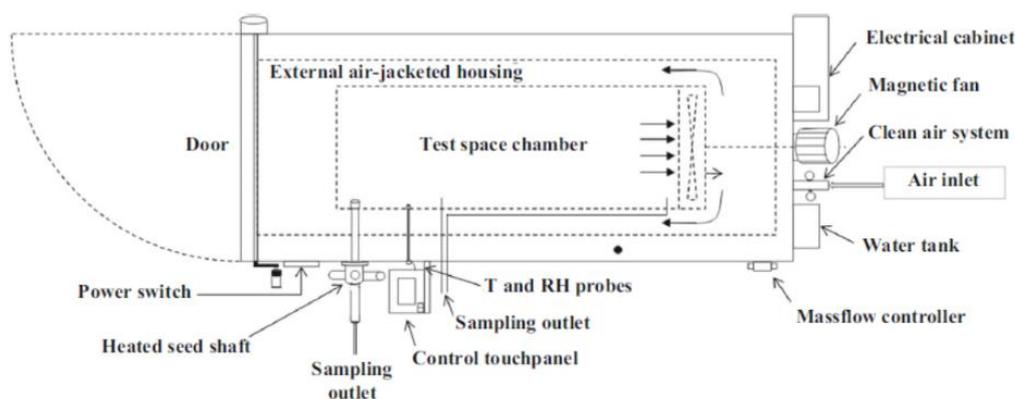
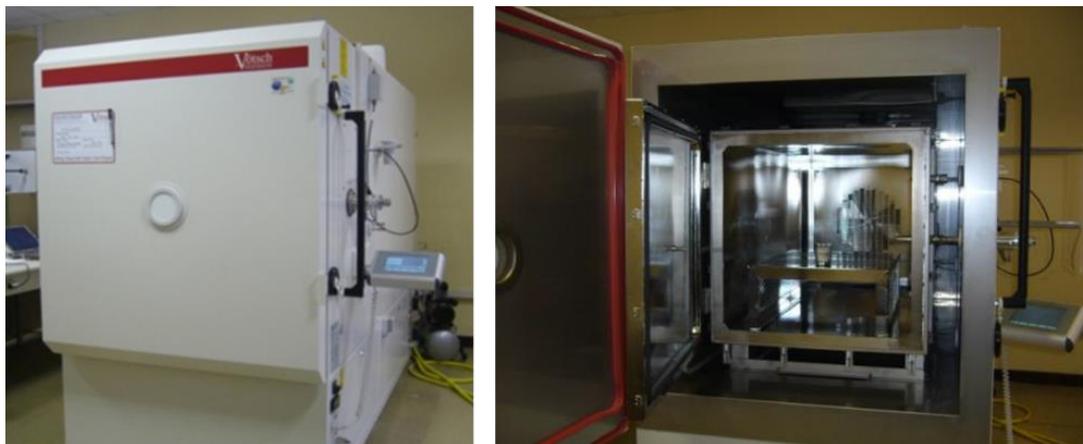


Figure 16 : Chambre d'essais VCE1000 (LCE)

Après avoir préconisé l'utilisation de plus grands volumes, la norme développée par le CEN/TC421 impose finalement l'utilisation d'une chambre d'essai de 1 m³ pour la caractérisation des émissions de polluants volatils par les désodorisants à combustion (AFNOR, 2015). Ce type de chambre d'essai étant relativement sophistiqué et coûteux, il a été proposé dans le cadre d'une étude réalisée par le CSTB pour la DGPR (Nicolas et Maupetit, 2015) d'étudier les émissions de ces produits dans une chambre d'essai spécifique plus simple, dite chambre d'essai « combustion », conçue au CSTB (Figure 17). Cette chambre est inspirée des systèmes utilisés par le Ministère de l'Environnement Danois (DEPA, 2004) et les travaux récents d'une équipe de recherche italienne (Derudi et al., 2012).

Le principe de cette chambre d'essai consiste à brûler une bougie ou un encens dans une chambre cylindrique alimentée par de l'air propre et surmontée d'un cône et d'un tube canalisant la sortie de l'air pollué. Les polluants étudiés sont alors prélevés dans le tube d'extraction de l'air.

Cet équipement est constitué de plusieurs éléments en acier inoxydable : une base cylindrique surmontée d'un élément conique qui se prolonge par une veine d'extraction où sont réalisés les prélèvements. L'arrivée d'air est assurée au niveau de la base de la plateforme, où une grille assure une répartition homogène de l'air. Des hublots permettent de suivre la combustion du produit testé et le bon déroulement de l'essai. Le volume total interne (hors élément d'extraction) est évalué à 180 L pour un volume total complet estimé à 230 L. Afin d'obtenir un taux de renouvellement d'air de 2 h⁻¹ tel que spécifié dans la norme européenne, le débit d'air théorique fixé en entrée de la chambre d'essai est de 0,46 m³.h⁻¹ (soit environ 7,6 L.min⁻¹).





Figure 17 : Chambre d'essai « combustion » du CSTB

4.1.2. Protocoles d'essais

Des protocoles d'essais spécifiques sont définis et une attention particulière est portée aux paramètres suivants : mise en œuvre du produit, durée de l'essai et fréquence des prélèvements, taux de renouvellement d'air, conditions de température et d'humidité relative, méthodes analytiques.

Les observations issues de l'étude réalisée par le CSTB pour la DGPR sur les émissions de composés volatils par des encens permettent également d'affiner les différents paramètres des protocoles d'essais.

Au final, 5 protocoles sont définis et mis en œuvre au cours de cette tâche. Les paramètres discriminants des protocoles sont présentés de façon synthétique dans le Tableau 11 et sont explicités en détails par la suite.

Nom du protocole	EBENE-CSTB	EBENE-LCE	Norme	CC-TRA2	CC-TRA1
Plateforme d'essai	VCE1000-CSTB	VCE1000-LCE	VCE1000-CSTB	Chambre combustion	Chambre combustion
Volume d'essai	1 m ³	1 m ³	1 m ³	0,23 m ³	0,23 m ³
Nombre échantillons	1	1	2	2	2
TRA (h ⁻¹)	0,7	0,7	1,8	2,0	1,0

Tableau 11 : Protocoles d'essais testés et plateformes d'essais associées

Le taux de renouvellement d'air est un des paramètres cruciaux influant sur le phénomène de combustion. L'air dans les chambres d'essais est renouvelé par un flux régulé d'air propre (air zéro filtré et asséché). Ce flux d'air permet d'apporter l'oxygène nécessaire à la combustion mais aussi d'entraîner



les composés et particules émis vers un piège spécifique aux prélèvements des composés étudiés. L'élimination des produits de combustion au fur et à mesure de leur production limite les risques de réaction et d'adsorption sur les parois des chambres d'essais.

4.1.2.1. Protocole EBENE-CSTB

Le protocole EBENE-CSTB est défini comme le protocole de référence pour le projet EBENE. Il est défini en accord avec les données disponibles dans la littérature et les résultats de plusieurs projets d'envergure au cours desquels les émissions des bougies et/ou des encens, ainsi que d'autres typologie de produits impactant la qualité de l'air intérieur, ont été évaluées en chambres d'essais. Il s'agit notamment des projets ADOQ sur les produits d'entretien (Nicolas et al., 2013), EPHECT (Dimitroulopoulou et al., 2015a, 2015b), AMBISAFE (Manoukian et al., 2013, 2016) ainsi que des études spécifiques réalisées par le CSTB pour la DGPR (Nicolas et Maupetit, 2015).

Les paramètres clés de ce protocole sont :

- L'utilisation d'une chambre d'essai en acier inoxydable d'un volume de 1 m³ (VCE1000) ;
- La mise en place d'un seul échantillon dans le volume d'essai, au cours de l'essai ;
- Un taux de renouvellement d'air (TRA) proche de celui utilisé lors de la campagne d'essai menée dans la maison MARIA, et donc représentatif des niveaux observés lors de la campagne nationale logements (OQAI, 2006), à savoir 0,7 h⁻¹.

4.1.2.2. Protocole EBENE-LCE

Le protocole EBENE-LCE est identique au protocole EBENE-CSTB. L'utilisation d'une chambre d'essai de même type que celle du CSTB (VCE1000) et d'outils métrologiques équivalents, permet d'évaluer la reproductibilité du protocole EBENE et constitue une étude comparative complémentaire.

4.1.2.3. Protocole Norme

Le protocole NORME correspond à une application directe de la norme européenne définie par le CEN/TC421 (AFNOR, 2015). Ainsi, deux échantillons sont mis en place dans le volume d'essai et un TRA de 2 (± 0,2) h⁻¹ est utilisé. Dans la pratique, le TRA maximal que peut atteindre les chambres d'essai VCE1000 Vötsch est de 1,8 h⁻¹, ce qui reste dans la fourchette permise par la norme.

4.1.2.4. Protocole CC-TRA2

La spécificité du protocole CC-TRA2 est liée à l'utilisation d'un volume d'essai différent appelé chambre combustion et présenté précédemment. Les autres paramètres sont identiques au protocole NORME avec un TRA de 2,0 h⁻¹ et 2 échantillons mis en place dans la chambre à combustion.

4.1.2.5. Protocole CC-TRA1

Le protocole CC-TRA1 est identique au protocole CC-TRA2 avec un TRA différent, plus proche de celui utilisé dans MARIA. Compte-tenu des contraintes techniques de cette plateforme d'essai, une valeur de 1,0 h⁻¹ est utilisée. Les autres paramètres sont identiques au protocole NORME avec 2 échantillons mis en place dans la chambre.

4.1.3. Sélection des bougies et des encens testés

Une sélection de 5 produits est réalisée à partir du panel étudié dans la maison expérimentale MARIA : deux bougies (EBENE-2 et EBENE-4) et trois encens (EBENE-1, EBENE-6 et EBENE-9). Ces produits sont choisis par rapport à leurs niveaux d'émissions différents caractérisés dans MARIA mais également suite aux travaux antérieurs ; par exemple, les produits EBENE-1 et EBENE-2 ont fait l'objet d'études dans le cadre de la thèse d'Audrey Manoukian (Manoukian et al., 2013, 2016).



Les produits sélectionnés sont testés dans les 3 plateformes d'essais décrites précédemment, selon chacun des cinq protocoles définis.

Des essais de répétabilité sont également réalisés en appliquant le protocole EBENE sur une bougie (EBENE-2, protocole EBENE-LCE) et un encens (EBENE-6, protocole EBENE-CSTB). Au cours de ces essais, 10 produits sont testés selon un protocole unique et identique, sur des échantillons issus du même lot.

4.1.4. Composés analysés et métrologie associée

La métrologie associée aux mesures dans les 3 chambres d'essais est simplifiée par rapport aux dispositifs analytiques mis en place dans la maison expérimentale MARIA. Cette métrologie est adaptée aux contraintes techniques liées à l'utilisation de plus petits volumes d'essais (notamment compte-tenu des débits nécessaires et suffisants pour fixer le renouvellement d'air choisi).

En fonction des données issues de la campagne de mesures de MARIA et de l'étude bibliographique réalisée par l'INERIS (2011a), une liste des composés a été sélectionnée pour un suivi dans les chambres d'essais. Cette liste comprend :

- Des COV : benzène, toluène, éthylbenzène, styrène, xylènes, naphthalène, isoprène, d-limonène et α -pinène,
- Des composés carbonylés : formaldéhyde, acroléine, acétone, propionaldéhyde, benzaldéhyde et acétaldéhyde,
- Des particules. Seules les concentrations massiques ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ont été mesurées. Les mesures de granulométrie ne sont pas considérées comme pertinentes à cause des risques de coagulation des particules émises dans ces chambres d'essais dont le volume est limité par rapport à une pièce réelle de type MARIA.

Les techniques analytiques utilisées par le CSTB et le LCE sont présentées dans le Tableau 12.

La durée de l'essai est adaptée au temps de combustion des encens et des bougies étudiées.

- Pour les encens, la mesure est ajustée à la durée de la combustion ;
- Pour les bougies, une mesure d'1 heure est réalisée pendant la combustion de la bougie puis celle-ci est éteinte ;
- Chaque essai est précédé d'une mesure du bruit de fond (blanc) dans le volume témoin (1 heure).

Afin d'étudier plus en détail la dynamique d'émissions des composés volatils et particuliers par les bougies et les encens, trois mesures post-combustion successives d'une durée individuelle d'une heure sont également réalisées.

Paramètres mesurés	Métrologie CSTB	Métrologie LCE	
	Off-Line	On-Line	Off-Line
Composés Organiques Volatils (COV)	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement sur des tubes contenant des adsorbants spécifiques Analyse par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse et à un détecteur à ionisation de flamme après thermodésorption (ATD/GC/MS/FID) Méthode conforme à la norme NF ISO 16000-6 (AFNOR, 2012) 		Non réalisé
Composés carbonylés	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement sur des cartouches contenant un adsorbant spécifique (DNPH) Extraction par solvant (acétonitrile) Analyse par chromatographie liquide couplée à un détecteur UV (HPLC-UV) Méthode conforme à la norme NF ISO 16000-3 (AFNOR, 2011) 		<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement sur des cartouches contenant un adsorbant spécifique (DNPH) Extraction par solvant (acétonitrile) Analyse par chromatographie liquide couplée à un détecteur à barrette de diodes (UHPLC-DAD)
Particules	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement et mesure par compteur à noyau de condensation (CNC) Mesure des particules de taille comprise entre 10 nm et 1 µm 	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement et mesure par OPC (Optical Particle Counter) Suivre l'évolution des concentrations et de la taille des particules comprise entre 260 nm et 32 µm 	

Tableau 12 : Métrologie associée à la chambre d'essais combustion et la VCE1000 du CSTB

4.1.5. Détermination des facteurs d'émission spécifique

A partir des concentrations mesurées dans les plateformes d'essai d'émission et des conditions d'essai utilisées, il est possible de calculer des facteurs d'émission spécifique (Specific Emission Rate, SER). Dans le cas des bougies et des encens, le facteur d'émission spécifique massique (SER_q) peut être déterminé en utilisant la masse de produit brûlé au cours de la combustion.

Les équations utilisées pour calculer ces facteurs sont les suivantes :

$$SER_q = C_{mes} \cdot q$$

avec : SER_q, le facteur d'émission massique (µg.g⁻¹.h⁻¹) ; C_{mes}, la concentration mesurée dans la chambre d'essai (µg.m⁻³) et q, le débit d'air spécifique par g de produit disparu au cours de la combustion (m³.g⁻¹.h⁻¹) qui se définit :

$$q = \frac{TRA}{L} \quad \text{avec} \quad L = \frac{m}{V}$$

avec : TRA, le taux de renouvellement d'air dans la chambre d'essai (h⁻¹) et L, le taux de charge dans la chambre d'essai (g.m⁻³), m, la masse de produit brûlé (g) et V, le volume de la chambre d'essai (m³).

Au final, le facteur d'émission spécifique massique se calcule grâce à la formule suivante :

$$SER_q = C_{mes} \cdot \frac{TRA}{m/V}$$



Les facteurs d'émission massique des principaux composés volatils (COV et aldéhydes) sont ainsi déterminés, pour les encens et bougies testés au cours de cette tâche.

4.1.6. Comparaison des données en conditions maîtrisées et réelles par simulations

Sur la base des facteurs d'émission déterminés pour chaque combinaison plateforme d'essai + protocole d'essai, une modélisation des concentrations de polluants est effectuée afin de se ramener aux conditions de la plateforme MARIA (TRA, volume de la pièce, masse de produit brûlé, etc.). En comparant les concentrations ainsi simulées à celles mesurées dans la plateforme MARIA, il est possible d'estimer les facteurs d'émission reproduisant le mieux les concentrations mesurées en conditions réelles et donc d'estimer quelle plateforme et quel protocole sont les plus pertinents pour la réalisation d'essais d'émissions de bougies et d'encens.

Les calculs de dispersion sont réalisés avec le modèle monozone IH MOD⁵ qui est conçu pour caractériser l'évolution de la concentration en polluants dans une pièce. C'est un modèle simple dont les principales caractéristiques sont :

- Une hypothèse d'homogénéité de la concentration issue de la source au sein de la pièce ;
- Pas de prise en compte de la dynamique du rejet ;
- Pas de prise en compte des échanges thermiques avec l'extérieur de la pièce : la température de la pièce est considérée comme égale à la température du rejet ;
- Une caractérisation de la pièce uniquement par son volume et son TRA ;

Si aucun phénomène de perte par réaction chimique et/ou physique n'est simulé et si on considère des concentrations initiales nulles, les équations du modèle régissant l'évolution des substances émises dans une pièce de volume V, avec un taux de renouvellement d'air TRA sont les suivantes :

- En phase de combustion :

- $$C(t) = SER_q \times \frac{m}{TRA \times V} * [1 - e^{-TRA \times t}]$$

avec m, la quantité de produit brûlé et SER_q le facteur d'émission massique défini au paragraphe précédent.

- En phase post-combustion :

- $$C(t) = C_{max} \times e^{-TRA \times t}$$

avec C_{max} la concentration maximale atteinte à la fin de la combustion.

Pour chaque méthodologie, et pour chaque produit, les concentrations de 5 substances au total sont simulées. Le choix de ces substances s'est fait en fonction des polluants présentant le plus d'intérêt pour les risques sanitaires, ainsi que des résultats de mesures obtenues.

⁵ IH-MOD est un modèle mathématique développé par l'AIHA (American Industrial Hygiene Association)



4.2. Évaluation des émissions de composés volatils et particulaires par les bougies et les encens en conditions maîtrisées

4.2.1. Données d'essais

Au cours de cette tâche, plus de 50 essais sont réalisés (Tableau 13). Les données d'essais détaillées (Annexe) présentent, pour chaque test, la durée de combustion, la masse brûlée et la vitesse de combustion. Le nombre de réplicas pris en compte est également précisé.

Nom du protocole	EBENE-CSTB	EBENE-LCE	Norme	CC-TRA2	CC-TRA1	Total
EBENE-1	2	2	1	1	1	7
EBENE-2	2	10	1	1	1	15
EBENE-4	3	2	1	1	1	8
EBENE-6	10	2	1	1	0	14
EBENE-9	2	3	1	1	1	8

Tableau 13 : Nombre d'essais réalisés à l'aide des différentes combinaisons

4.2.1.1. Durée de combustion

Pour les bougies, la durée de combustion est fixée à 1 heure quelle que soit la plateforme d'essai considérée.

Pour les encens, les durées de combustion sont ajustées au cas réel de chaque produit testé. Les durées de combustion ainsi mesurées sur les différentes plateformes d'essai et dans la maison MARIA sont comparées sur la Figure 18.

En chambre d'essai, les durées de combustion varient entre 21 et 31 minutes pour EBENE-1, entre 42 et 52 minutes pour EBENE-4 et, enfin, entre 50 et 72 minutes pour EBENE-9. A noter que pour EBENE-1, les durées les plus longues sont obtenues dans la chambre combustion.

Lors de la campagne expérimentale menée dans MARIA, les durées de combustion observées sont respectivement de 29, 52 et 67 minutes pour EBENE-1, EBENE-6 et EBENE-9.

On constate donc globalement une bonne homogénéité des durées de combustion qui sont comparables pour les différents essais en chambre de 1 m³. Ces durées de combustion semblent légèrement plus importantes dans la chambre combustion et la maison MARIA pour le bâton EBENE-1, mais ceci ne s'observe pas sur les 2 autres bâtons testés.

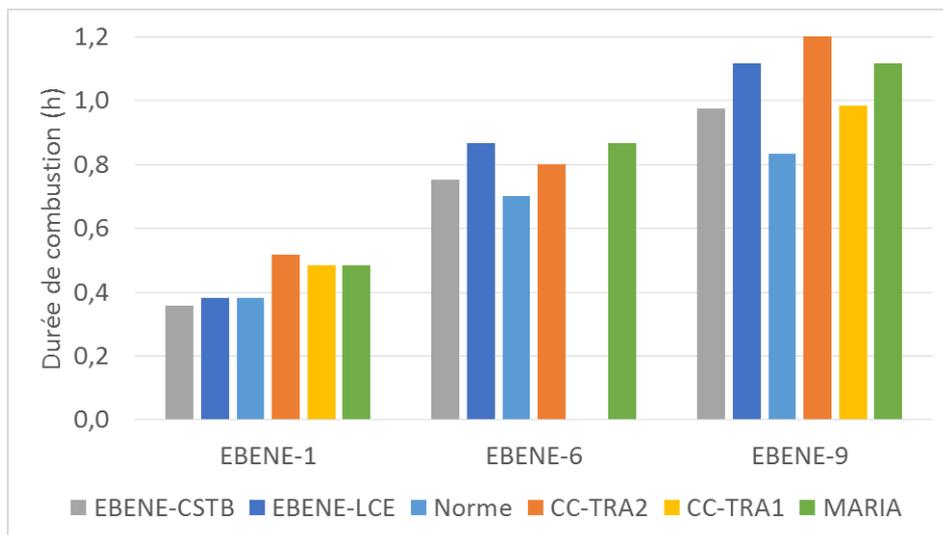


Figure 18 : Durée de combustion des encens dans les différentes plateformes d'essai

4.2.1.2. Masses brûlées

Les masses brûlées au cours de la combustion sont comparées pour les différentes combinaisons testées et pour la maison MARIA (Figure 19 pour les encens et Figure 20 pour les bougies).

Pour les encens, les masses brûlées sont relativement équivalentes pour les différents essais, mise à part une valeur légèrement supérieure obtenue pour le produit EBENE-9 dans la chambre à combustion pour le protocole CC-TRA2.

Pour les bougies, les masses brûlées pour les protocoles Norme et CC-TRA2 sont nettement supérieures aux autres, avec un écart de près d'un facteur 3. Ces protocoles se caractérisent par un TRA dans la chambre d'essai de 2 h^{-1} et l'utilisation de 2 produits dans le volume d'essai. Le protocole CC-TRA1 utilise également 2 produits mais présente des valeurs proches de celles des protocoles EBENE.

Ainsi, il semble que pour les bougies, le TRA influe significativement sur la masse brûlée au cours des essais. Cette observation se retrouve également dans les données issues de la campagne menée dans MARIA au cours de laquelle le TRA était inférieur à 1 h^{-1} . A l'inverse, le TRA ne semble pas influencer significativement les masses brûlées pour les différents produits testés.

Les données issues des protocoles EBENE-CSTB et EBENE-LCE présentent des valeurs en accord avec celles issues de la campagne d'essai menée dans MARIA.

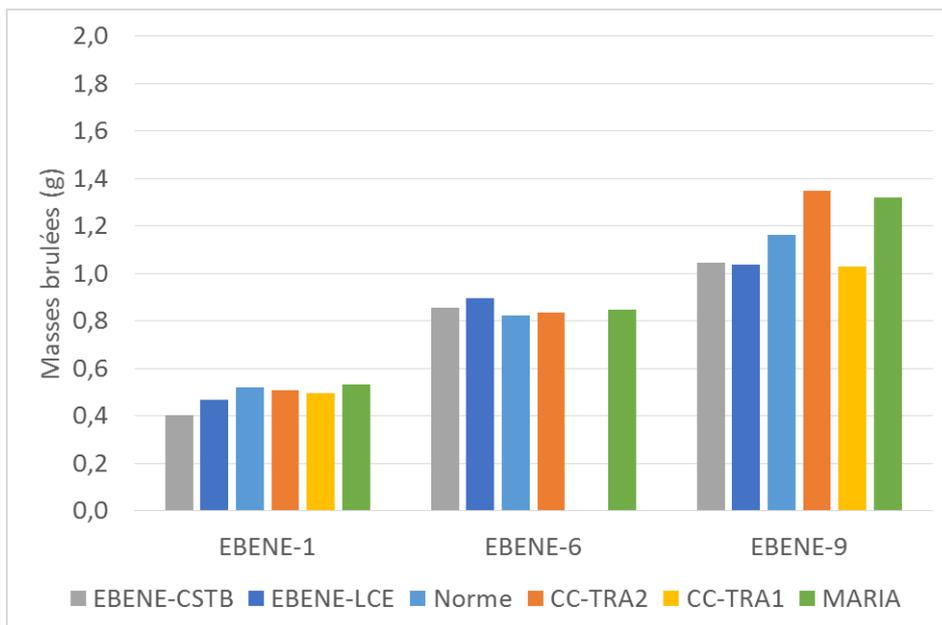


Figure 19 : Masses brûlées (g) des encens dans les différentes plateformes

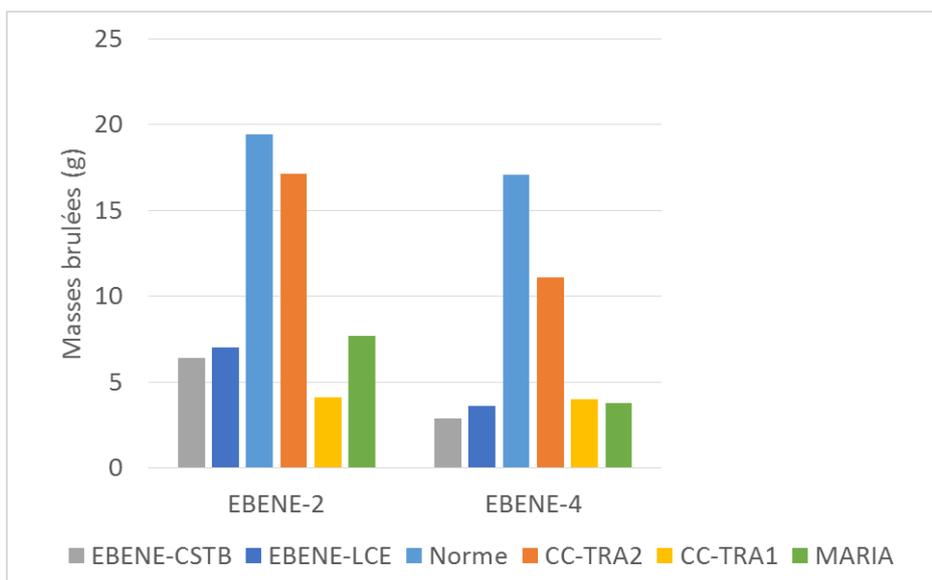


Figure 20 : Masses brûlées (g) des bougies dans les différentes plateformes

4.2.1.3. Vitesses de combustion

Les vitesses de combustion (rapport entre la masse brûlée et la durée de combustion) sont comparées pour les différentes combinaisons testées et la campagne menée dans MARIA (Figure 21 pour les encens et Figure 22 pour les bougies).

Pour les encens, les masses brûlées et les temps de combustion étant globalement homogènes, les vitesses de combustion le sont également dans les différentes plateformes. A noter toutefois une valeur supérieure pour l'encens EBENE-9 pour le protocole Norme.

Pour les bougies, l'impact du TRA sur les masses brûlées se traduit par des vitesses de combustion nettement plus élevées pour les protocoles Norme et TRA-CC2.

Comme pour les masses brûlées, les vitesses de combustion mesurées avec les protocoles EBENE-CSTB et EBENE-LCE présentent des valeurs comparables à celles issues de la campagne d'essai menée dans la maison MARIA.



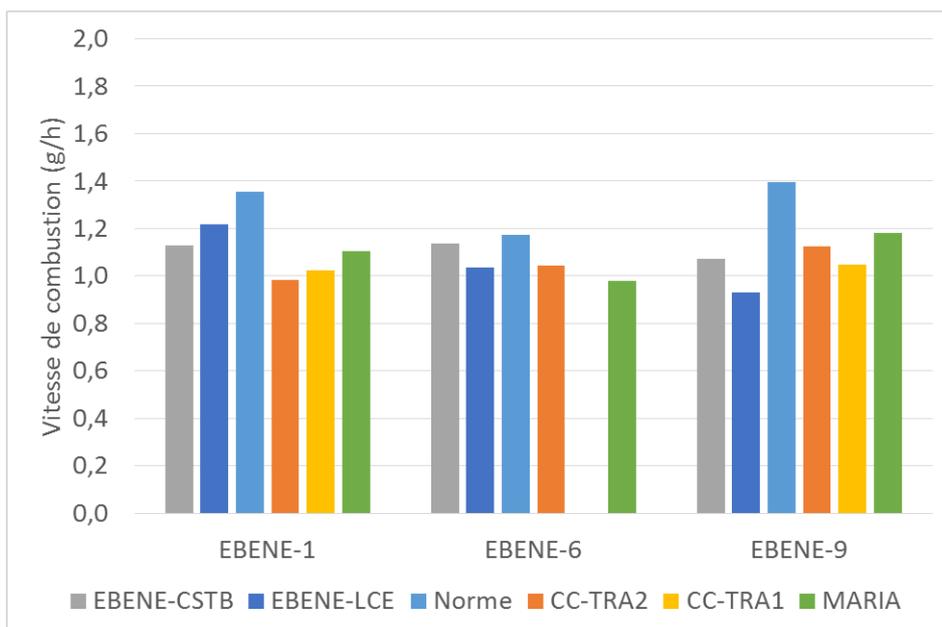


Figure 21 : Vitesses de combustion des encens dans les différentes plateformes

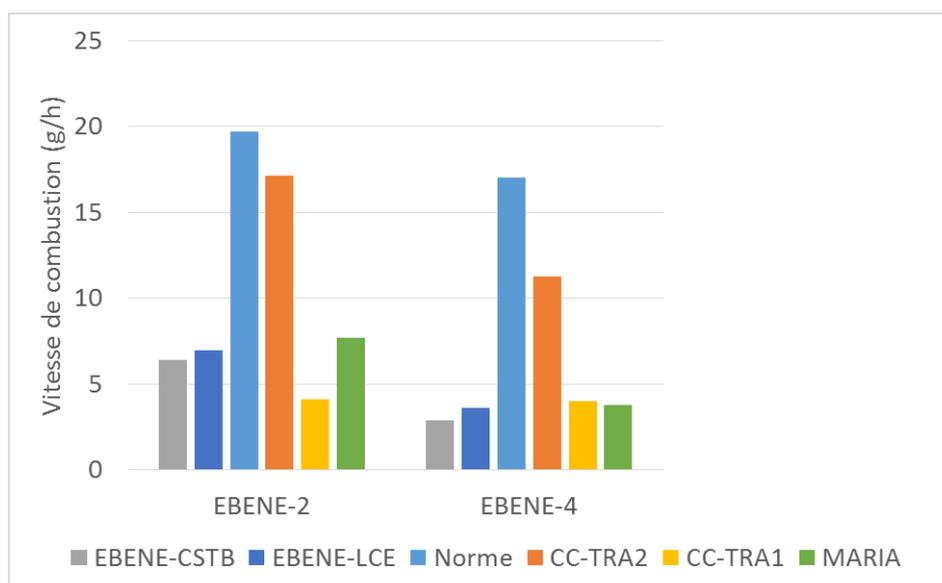


Figure 22 : Vitesses de combustion des bougies dans les différentes plateformes

4.2.2. Emissions de composés volatils et particulaires selon le protocole EBENE

Les concentrations des composés volatils sont caractérisées au cours des différentes séries d'essais lors de prélèvements réalisés lors du processus de combustion du produit ainsi que lors des 3 heures suivant la fin de la combustion.

Dans un premier temps, les composés volatils émis lors des essais réalisés au cours de la série EBENE-CSTB sont identifiés et les facteurs d'émissions spécifiques massiques calculés.

La dynamique d'émissions est ensuite étudiée grâce aux différents prélèvements post-combustion réalisés au cours des essais.



Ensuite, afin d'identifier les différents facteurs influençant le protocole d'essai, les facteurs d'émission massique déterminés au cours des autres protocoles des différents protocoles sont comparés. Ainsi, il est possible d'établir une étude de robustesse et d'étudier les paramètres suivants :

- La reproductibilité du protocole par comparaison des séries EBENE-CSTB et EBENE-LCE ;
- La répétabilité du protocole par comparaison des 10 essais réalisées sur un même encens et une même bougie au sein des plateformes CSTB et LCE ;
- L'impact du nombre d'échantillon et du TRA par comparaison des essais EBENE-CSTB et Norme ;
- L'impact du volume de la chambre d'essai par comparaison des séries Norme et CC-TRA2 ;
- L'impact du TRA par comparaison des essais CC-TRA2 et CC-TRA1.

Des informations sur les données d'émissions particulaires, qui n'étaient pas prévues initialement dans le projet EBENE – celles-ci étant exclues du périmètre normatif – sont également disponibles pour les protocoles EBENE-CSTB et EBENE-LCE. Toutefois, des métrologies différentes ayant été utilisées au sein des deux plateformes d'essais CSTB (utilisation d'un CNC pour le CSTB et d'un SMPS pour le LCE), des études d'inter-comparaison sont actuellement en cours de réalisation afin de permettre l'interprétation des résultats, qui sera donc fournie ultérieurement lors d'une publication spécifique.

4.2.2.1. Détermination des facteurs d'émissions spécifiques (SER_q)

Au cours de la série EBENE-CSTB, les émissions des cinq produits sélectionnés sont évaluées lors de la combustion puis lors des 3 heures suivant la fin de la combustion. Des réplicas sont réalisés pour chaque produit. Les composés volatils cibles sont recherchés et les facteurs d'émission massique moyens sont calculés pour l'ensemble des essais réalisés. Les résultats des mesures en phase de combustion sont présentés dans le Tableau 14.

Comme observé dans la maison MARIA, les niveaux de concentrations mesurés en chambre d'essai d'émission sont nettement supérieurs pour les bâtons d'encens que pour les bougies.

Les principaux composés volatils émis par les encens sont le benzène, le toluène, le styrène avec, par exemple, des facteurs d'émission massique de benzène compris entre 514 et 947 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ pour respectivement EBENE-1 et EBENE-9. En ce qui concerne les bougies, seul le d-limonène est retrouvé en quantité significative pour le produit EBENE-2, les autres COV cibles présentant des facteurs d'émission massique inférieurs à 1 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$.

Pour les composés carbonylés, des niveaux très importants de formaldéhyde, d'acétaldéhyde et d'acroléine sont observés pour les encens. Les facteurs d'émission du formaldéhyde atteignent des valeurs supérieures à 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ pour EBENE-6 et EBENE-9, et supérieures à 3000 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ pour EBENE-1. En ce qui concerne les bougies, les facteurs d'émission du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde, les deux principaux composés carbonylés identifiés, sont respectivement de 77 et 5 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ pour EBENE-2 et 10 et 4 $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ pour EBENE-4.



Type de Produit	Encens			Bougies	
Composé	EBENE-1	EBENE-6	EBENE-9	EBENE-2	EBENE-4
benzène	947	514	687	1	1
toluène	371	165	328	1	<LQ
éthylbenzène	64	21	43	<LQ	<LQ
m-xylène	35	13	50	<LQ	<LQ
p-xylène	16	8	18	<LQ	<LQ
o-xylène	22	9	23	<LQ	<LQ
styrène	142	64	136	<LQ	<LQ
alpha-pinène	5	3	6	<LQ	<LQ
d-limonène	2	1	22	13	<LQ
naphtalène	37	17	33	<LQ	<LQ
formaldéhyde	3 035	1 535	1 114	77	10
acétaldéhyde	1 429	646	256	5	4
acétone	389	85	23	6	6
acroléine	726	367	174	<LQ	<LQ
propionaldéhyde	216	81	<LQ	<LQ	<LQ
crotonaldéhyde	365	134	12	<LQ	<LQ
butyraldéhyde	28	18	0	1	1
benzaldéhyde	99	50	17	1	3
valéraldéhyde	38	1	1	1	<LQ
o-tolualdéhyde	34	<LQ	6	<LQ	<LQ
m/p-tolualdéhyde	38	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
hexaldéhyde	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

Tableau 14 : Facteurs d'émission massique (SE_{Rq} en $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$) lors de la combustion des 5 produits testés - Essais EBENE-CSTB

4.2.2.2. Dynamique des émissions

Les profils d'émissions observés dans les chambres d'essais présentent la même tendance que ceux observés dans la pièce expérimentale de la maison MARIA (cf. paragraphe 4.3.3). Les deux premiers prélèvements (Figure 23) présentent les concentrations les plus importantes (de 64 à 83 % des concentrations cumulées). Les concentrations des prélèvements post-combustion décroissent ensuite régulièrement. Il est toutefois difficile ici de déterminer une cinétique d'élimination au vu du faible nombre de points (seule la chambre VCE1000 du LCE disposait d'une mesure on-line pour les COV).



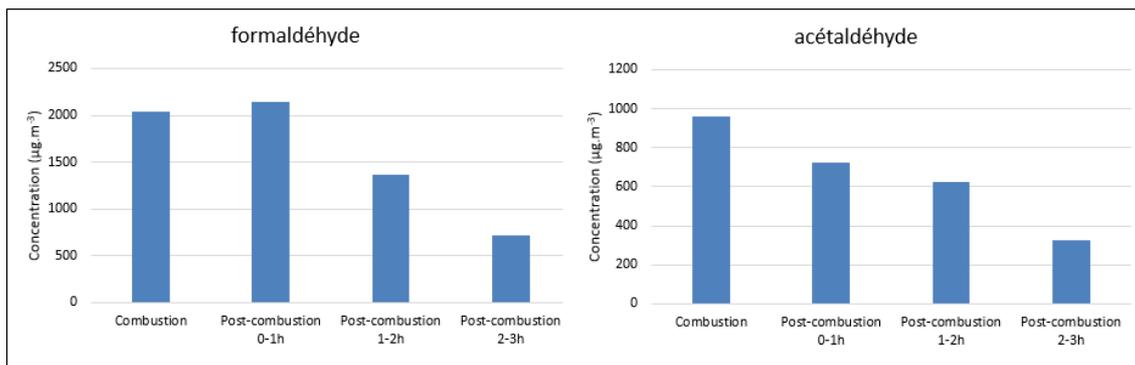


Figure 23 : Profils temporels d'émission du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour le produit EBENE-1 (protocole « EBENE-CSTB »)

On peut noter qu'à la fin du protocole de mesures, les concentrations restent parfois importantes. Il est donc nécessaire d'augmenter significativement le TRA pour favoriser l'élimination des composés. Un nettoyage des parois est également nécessaire considérant les quantités importantes de particules déposées.

4.2.2.3. Reproductibilité : EBENE-CSTB vs EBENE-LCE

La Figure 24 présente les résultats obtenus dans les deux chambres d'essais VCE1000 du CSTB et du LCE.

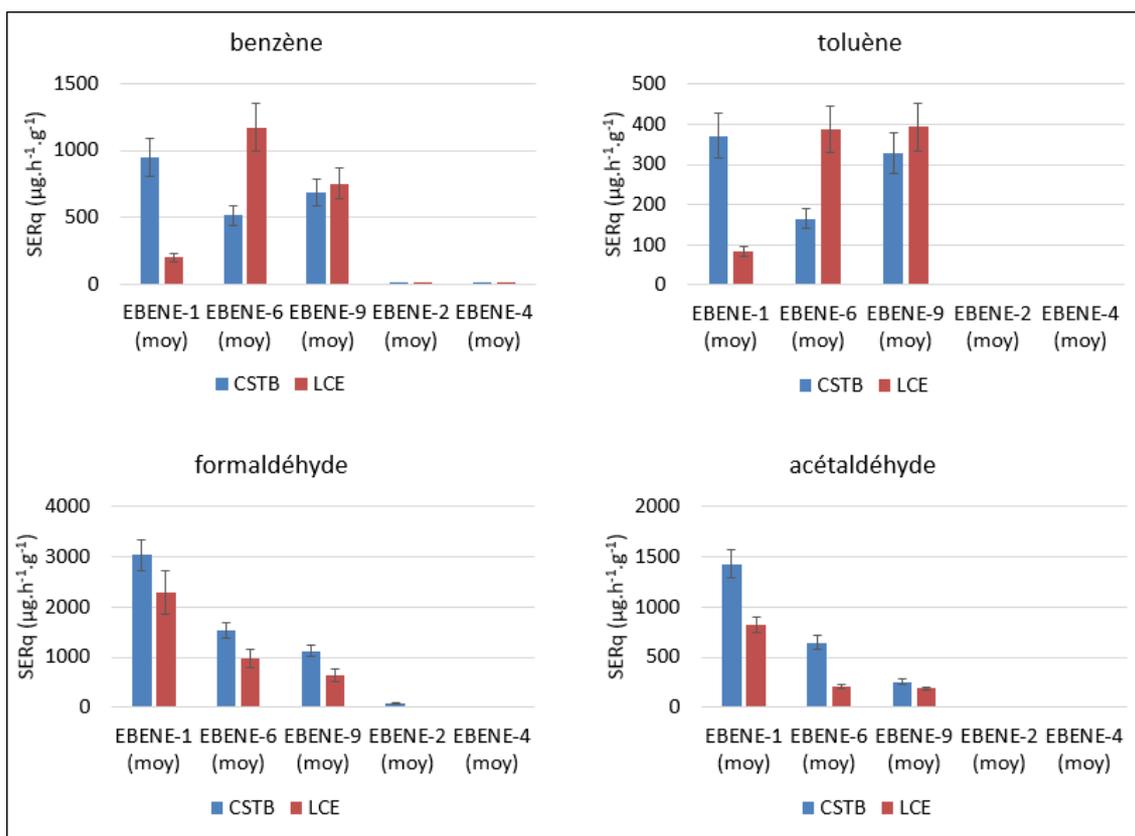


Figure 24 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, du toluène, du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour les protocoles « EBENE-CSTB » et « EBENE-LCE »

Les concentrations mesurées pour les bougies (EBENE-2 et EBENE-4) sont globalement en accord, bien qu'elles soient très faibles, notamment pour les COV.

Concernant les encens, les résultats obtenus pour le produit EBENE-9 sont comparables entre le CSTB et le LCE. Par contre, on note des différences significatives, notamment pour les COV (voir benzène et toluène sur la figure 24) pour les produits EBENE-1 et EBENE-6. Les différences de méthodes



analytiques utilisées par les deux laboratoires (mesures off-line au CSTB et on-line au LCE) peuvent éventuellement expliquer ces différences, même si elles ont montré leur cohérence par ailleurs (Figure 12). Des investigations complémentaires seraient nécessaires à ce sujet.

4.2.2.4. Répétabilité

Le Tableau 15 présente les résultats des essais de répétabilité effectués dans les deux enceintes VCE1000 du LCE et du CSTB. Les données pour la bougie EBENE-2 sont obtenues à l'aide d'un HS-PTR-MS dont l'incertitude de mesures est classiquement estimée à $\pm 30\%$ (Holzinger et al., 2005). Cependant les concentrations d'émissions mesurées pour la bougie EBENE-2 étant peu élevées, il est normal de trouver des reproductibilités de l'ordre de 10 à 30%. Les données pour l'encens EBENE-6 correspondent à des mesures normalisées sur cartouches. Les valeurs de reproductibilité sont alors comprises entre 5 et 12%, du fait des niveaux de concentrations plus importants. La forte incertitude mesurée pour l' α -pinène est due à un réplica dont la concentration était bien plus importante que les 9 autres essais et à un niveau de concentration plus faible que pour les autres composés.

Les écarts-types obtenus pour les bâtons d'encens sont du même ordre de grandeur que celles mesurées avec les méthodes normalisées (série des normes ISO 16000) pour les émissions d'un panneau à base de bois, soit, respectivement 9,6% ; 13,2% et 20,6% pour le formaldéhyde, la concentration en COVT et l' α -pinène (Yrieix et al., 2010).

On peut donc conclure que les mesures d'émission de composés volatils par des bougies et des bâtons d'encens sont répétables en chambre d'essai d'émission.

Composés	EBENE-2 (LCE) n=10		EBENE-6 (CSTB) n=10	
	Facteur d'émission moyen \pm écart-type ($\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$)	RSD (%)	Facteur d'émission moyen \pm écart-type ($\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$)	RSD (%)
Benzène	0,004 \pm 0,001	35	514 \pm 63	12
Toluène	0,004 \pm 0,001	27	165 \pm 19	12
Formaldéhyde	10,7 \pm 1,2	11	1 536 \pm 107	7
Acétaldéhyde	0,5 \pm 0,1	30	647 \pm 23	4
alpha-pinène (monoterpènes LCE)	0,07 \pm 0,02	29	2,6 \pm 2,0	77

Tableau 15 : Répétabilité du protocole par comparaison de 10 essais réalisées sur l'encens EBENE-6 (CSTB) et la bougie EBENE-2 (LCE) sur les plateformes CSTB et LCE

4.2.3. Impact des paramètres d'essais sur les émissions de composés volatils et particuliers

4.2.3.1. EBENE-CSTB vs Norme : TRA et nombre échantillon

La Figure 25 présente la comparaison entre les protocoles EBENE-CSTB (1 produit brûlé et TRA = 0,7 h⁻¹) et Norme (2 produits brûlés et TRA = 1,8 h⁻¹).

Les valeurs des concentrations obtenues pour les bougies sont très faibles, notamment pour les COV, et ne permettent pas une comparaison aisée des résultats.

Les SER_q sont globalement en accord à l'incertitude analytique près pour l'encens EBENE-1. Pour les deux autres produits testés (EBENE-6 et EBENE-9), les SER_q du benzène, du toluène et du formaldéhyde sont supérieurs d'un facteur 2 pour le protocole Norme. Ce résultat suggère une influence du nombre d'échantillons testés et du taux de renouvellement d'air dans la chambre d'essai. On a constaté sur la dynamique des émissions qu'avec un TRA = 1 h⁻¹, tous les polluants n'étaient pas extraits de la chambre d'essai à la fin des prélèvements (Figure 23). On peut penser qu'avec le TRA plus élevé du protocole Norme (TRA = 1,8 h⁻¹), l'extraction des polluants est plus efficace.



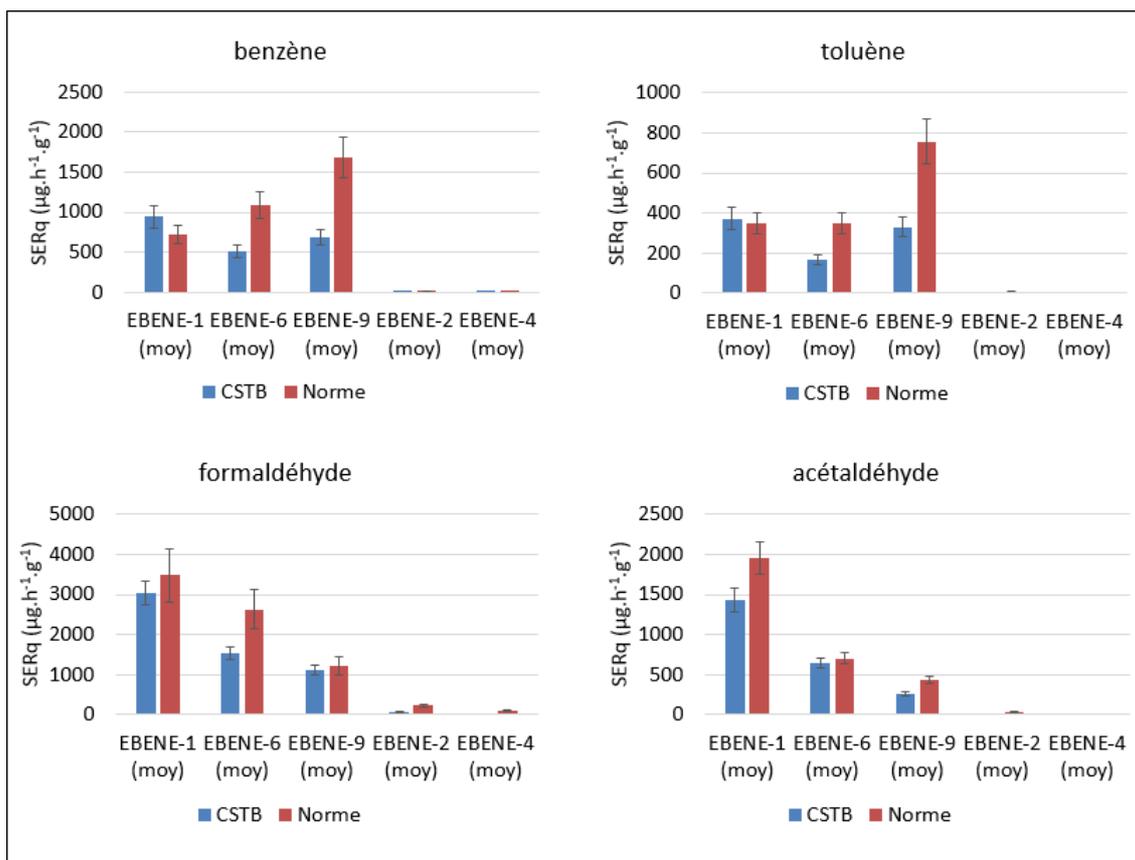


Figure 25 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, du toluène, du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour les protocoles EBENE-CSTB et Norme

4.2.3.2. Norme vs TRA-CC2 : impact du volume de la chambre d'essai

La Figure 26 présente la comparaison entre les protocoles CC-TRA2 (2 produits brûlés, volume = 0,23 m³, TRA = 2 h⁻¹) et Norme (2 produits brûlés, volume = 1,0 m³, TRA = 1,8 h⁻¹).

Les valeurs des concentrations en COV obtenues pour les bougies sont trop faibles pour être exploitées.

Si les SER_q sont en accord à l'incertitude analytique près pour l'encens EBENE-6, il n'y a pas de cohérence pour les deux autres encens. Pour EBENE-1, les SER_q sont de 1,6 à 1,9 fois plus élevés pour le protocole CC-TRA2, alors que pour EBENE-9, les SER_q sont de 1,3 à 2,6 fois plus élevés pour le protocole Norme.

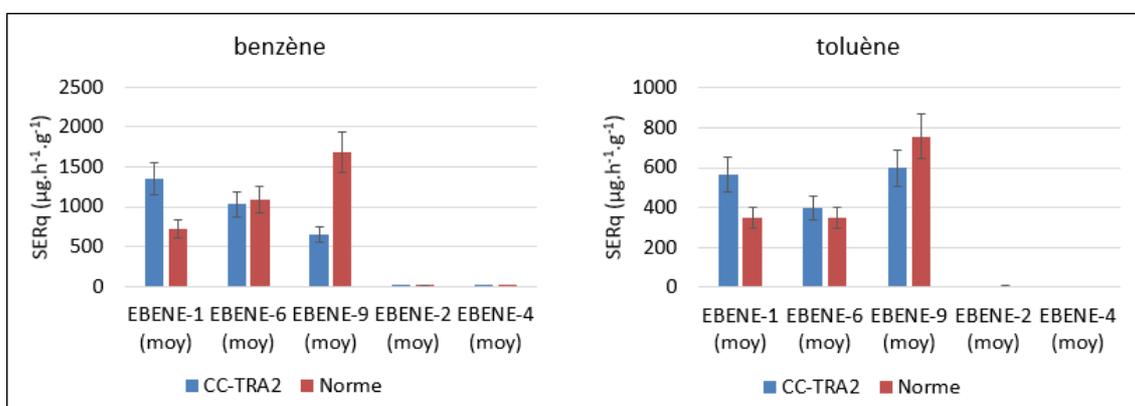


Figure 26 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, toluène, formaldéhyde et acétaldéhyde pour les protocoles CC-TRA2 (données non disponibles pour les aldéhydes) et Norme



4.2.3.3. CC-TRA2 vs CC-TRA1 : impact du TRA

La Figure 27 présente la comparaison entre les protocoles CC-TRA2 (2 produits brûlés et TRA = 2 h⁻¹) et CC-TRA1 (2 produits brûlés et TRA = 1 h⁻¹).

Les valeurs obtenues pour les bougies sont trop faibles pour être exploitées, notamment pour les COV.

Les SER_q sont en accord à l'incertitude près pour l'encens EBENE-9. Pour EBENE-1, les SER_q sont deux fois plus élevés pour le protocole CC-TRA1. Les valeurs d'émission du produit EBENE -6 n'étant pas disponibles pour le protocole CC-TRA1 suite à des problèmes analytiques, on manque de données pour pouvoir conclure sur ce point.

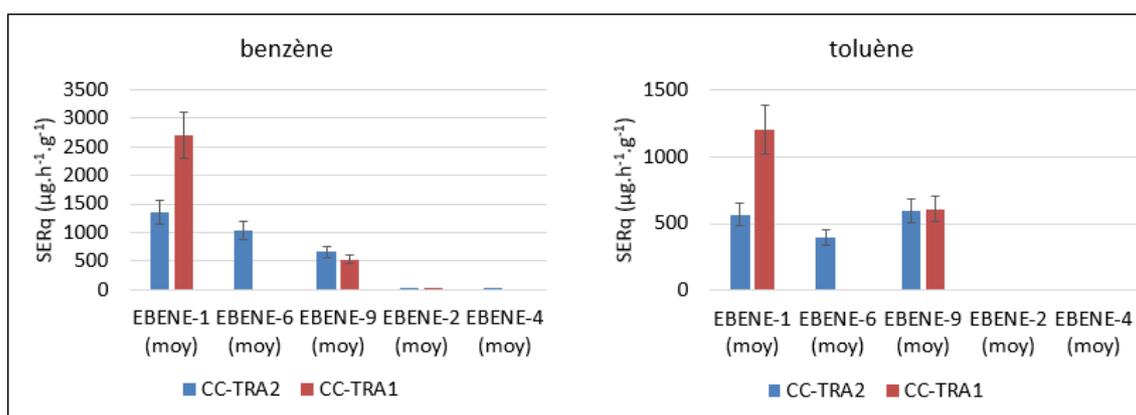


Figure 27 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, toluène, formaldéhyde et acétaldéhyde pour les protocoles CC-TRA2 (données non disponibles pour les aldéhydes) et CC-TRA1 (données non disponibles pour EBENE-6)

4.2.4. Comparaison des données d'émissions obtenues en chambres d'essai et dans la maison expérimentale MARIA par simulations

Au total, quatre méthodologies, c'est-à-dire quatre combinaisons plateforme + protocole d'essai sont retenues pour la modélisation :

- Norme : il s'agit du protocole proposé par le CEN/TC421 (chambre 1 m³, TRA = 2 (± 0,2) h⁻¹, 2 échantillons testés) ;
- CC-TRA2 : il s'agit de la plateforme Chambre à Combustion, avec un TRA = 2 h⁻¹ et un nombre d'échantillons (2) identique à Norme ;
- CC-TRA1 : il s'agit de la plateforme Chambre à Combustion, avec un nombre d'échantillon identiques à Norme mais un taux de renouvellement d'air deux fois moins important (TRA = 1 h⁻¹).
- EBENE-CSTB : il s'agit de la chambre 1 m³ avec un TRA de 0,7 h⁻¹ et un seul échantillon testé.

De ces quatre méthodologies est extrait un facteur d'émission spécifique (SER) déterminé grâce à la mesure des concentrations pendant la phase de combustion à l'intérieur de chaque volume d'essai.

L'objectif est d'utiliser les différents facteurs d'émission spécifique pour simuler les concentrations de plusieurs composés dans les conditions de la maison MARIA. La comparaison des concentrations simulées (pendant et après la combustion) avec les concentrations de composés effectivement mesurées dans la maison MARIA, permet d'estimer quelle méthodologie est la plus à même de fournir des SER proches de ceux obtenus dans les conditions de la maison MARIA.

Parmi les composés volatils identifiés au cours des essais, cinq sont choisis pour les simulations. Il s'agit des composés présentant des niveaux de concentrations significatifs : benzène, formaldéhyde, d-limonène, acétaldéhyde et toluène. Les simulations sont effectuées pour les cinq produits testés (deux bougies et trois encens) dans les différentes plateformes.



Chaque simulation est effectuée suivant le même schéma : un facteur d'émission massique SER_q ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) est déterminé pour chaque combinaison et chaque produit testé. La simulation consiste ensuite à reproduire une phase d'émission de ce polluant pendant la combustion du produit dans les conditions de la maison MARIA, c'est-à-dire dans un même volume V que la pièce MARIA, avec un même TRA, une même masse brûlée et une même durée de combustion. Lorsque la durée de combustion est atteinte, les concentrations simulées décroissent ensuite du fait du renouvellement de l'air (pas de réactions physique ou chimique). Chaque concentration simulée peut ensuite être comparée aux concentrations mesurées dans la maison. Ces concentrations sont des concentrations moyennes mesurées pendant la phase de combustion et ensuite pendant les trois heures suivant l'arrêt de la combustion (une moyenne par heure). Ainsi, pour comparer les simulations aux observations, les concentrations simulées avec un pas de temps de deux minutes sont moyennées durant la même période que les mesures (soit 1 heure).

De l'ensemble des méthodologies, des produits et des substances testées, sont exclus les cas pour lesquels les concentrations mesurées dans la maison MARIA sont faibles, de l'ordre de la limite de quantification ou inférieures. L'exclusion des faibles concentrations conduit à exclure les expériences avec les bougies pour lesquelles les concentrations de COV sont généralement faibles. Ainsi, les simulations portent uniquement sur les expériences avec encens : EBENE-1, EBENE-6 et EBENE-9. De mêmes, les concentrations de d-limonène de la maison MARIA sont toutes faibles, ne permettant pas une vraie discrimination. Au total, quatre substances, trois produits et quatre méthodologies sont donc simulées.

On peut mentionner ici qu'en théorie, l'approche de caractérisation des émissions par les méthodes de chambre d'essai d'émission est une approche majorante, donc conservatrice, par rapport à la caractérisation de ces mêmes émissions dans un environnement réel, notamment du fait des effets d'adsorption de certains polluants gazeux sur les parois intérieures. En effet, les chambres d'essai d'émissions sont constituées de parois de verre ou d'inox destinées à limiter les effets d'adsorption des polluants émis par les produits testés. A titre d'exemple, les concentrations en formaldéhyde résultant des émissions d'un ensemble de mobilier représentatif d'une chambre d'enfant (lit, matelas, bureau et commode) étaient environ deux fois plus faibles dans la maison MARIA que dans une chambre d'essai de très grand volume (Roux et al., 2016).

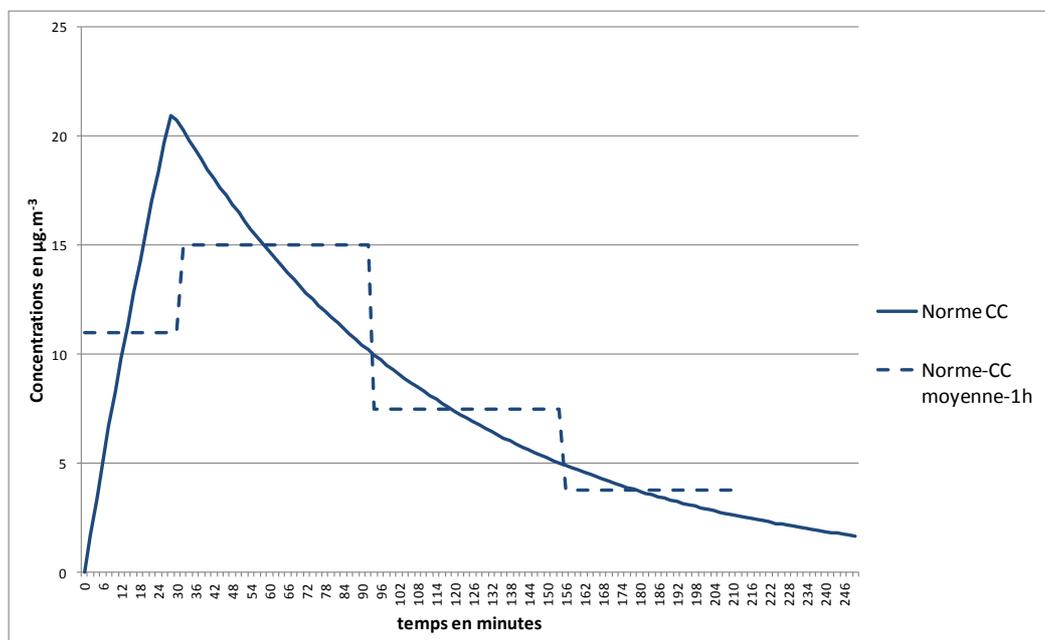


Figure 28 : Exemple de simulation des concentrations de benzène pour la combustion du produit EBENE-1 (trait plein : concentrations simulées, en pointillé : moyenne de cette simulation pour les phases de combustion et de post-combustion)

Afin d'évaluer les simulations les plus proches des valeurs observées dans la pièce expérimentale de MARIA, un indice est associé à chaque simulation. Cet indice représente l'aire comprise entre les concentrations simulées et observées, normée par l'aire des concentrations observées.

$$\text{Indice} = \frac{\int_0^{t_{\text{final}}} (C_{\text{mod}} - C_{\text{meas}}) dt}{\int_0^{t_{\text{final}}} C_{\text{meas}} dt}$$

avec C_{mod} et C_{meas} les concentrations modélisées et mesurées et t_{final} la durée totale de simulation

Plus cet indice est faible, et plus les concentrations simulées sont proches de celles observées. Autrement dit, plus l'indice est faible et plus les résultats de simulation suggèrent que la méthodologie de mesure du facteur d'émission spécifique est adaptée.

4.2.4.1. Benzène

Les concentrations de benzène mesurées sont reproduites au mieux par les SER du protocole Norme pour les produits EBENE-1 et EBENE-6. Pour le produit EBENE-9, les facteurs d'émissions du protocole CC-TRA2 reproduisent le mieux les concentrations mesurées in situ dans la maison MARIA.

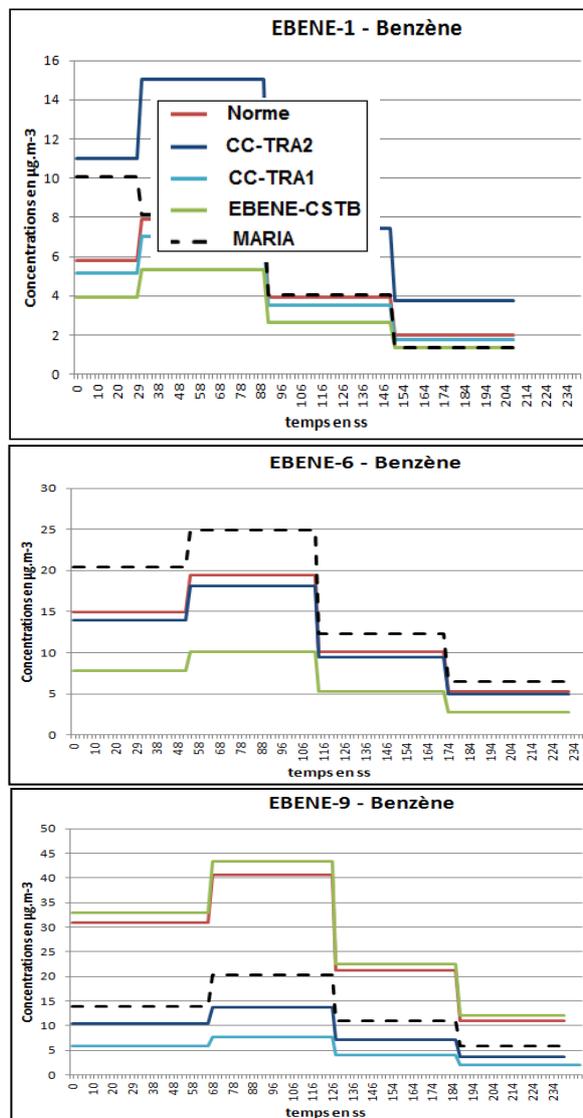


Figure 29 : Concentrations de benzène, mesurées (MARIA) et simulées



Benzène	EBENE-1	EBENE-6	EBENE-9
EBENE-CSTB	0,39	0,60	1,18
Norme	0,17	0,22	1,04
CC-TRA2	0,70	0,28	0,31
CC-TRA1	0,25	nd	0,62

Tableau 16 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de benzène (en rouge et gras, les plus pertinents)

4.2.4.2. Toluène

Les facteurs d'émission spécifiques du protocole CC-TRA2 reproduisent le mieux les concentrations de toluène mesurées pour les produits EBENE-1 et EBENE-6. Pour le produit EBENE-9, les concentrations de toluène mesurées dans la maison MARIA présentent une forte augmentation 2 heures après la combustion ; elles n'ont donc pas fait l'objet de la simulation.

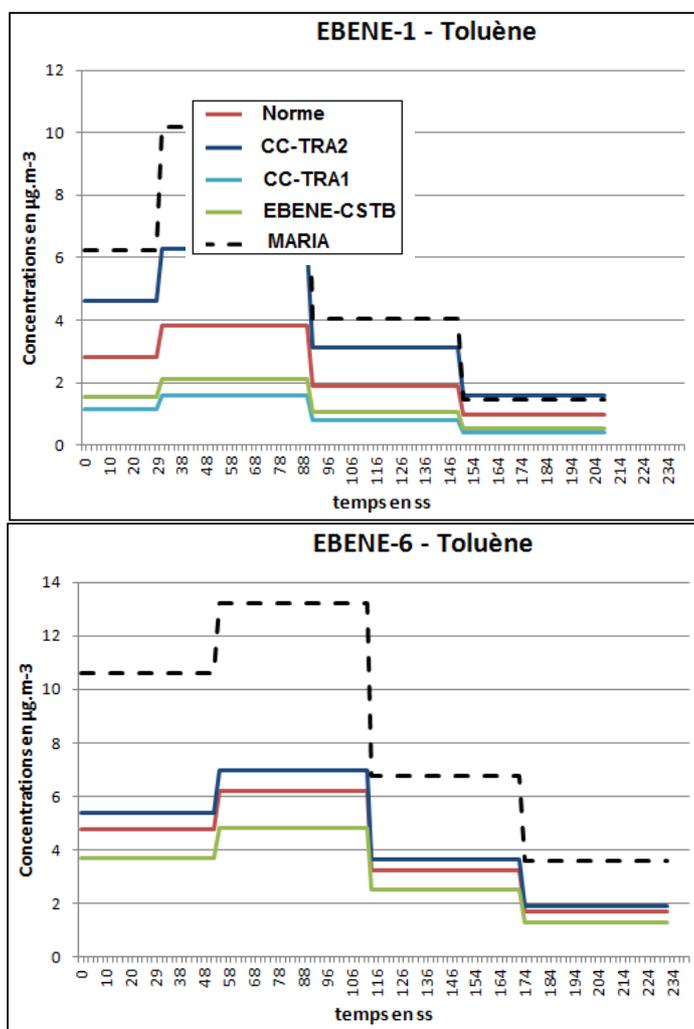


Figure 30 : Concentrations de toluène, mesurées (MARIA) et simulées

Toluène	EBENE-1	EBENE-6
EBENE-CSTB	0,76	0,64
Norme	0,57	0,53
CC-TRA2	0,31	0,48
CC-TRA1	0,82	nd

Tableau 17 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de toluène (en rouge les plus pertinents)

4.2.4.3. Formaldéhyde

Aucune mesure de formaldéhyde n'est disponible pour le protocole CC-TRA2 du fait d'un problème technique. Pour les trois produits testés, les facteurs d'émission spécifiques du protocole Norme reproduisent le mieux les concentrations de formaldéhyde mesurées dans la maison MARIA.

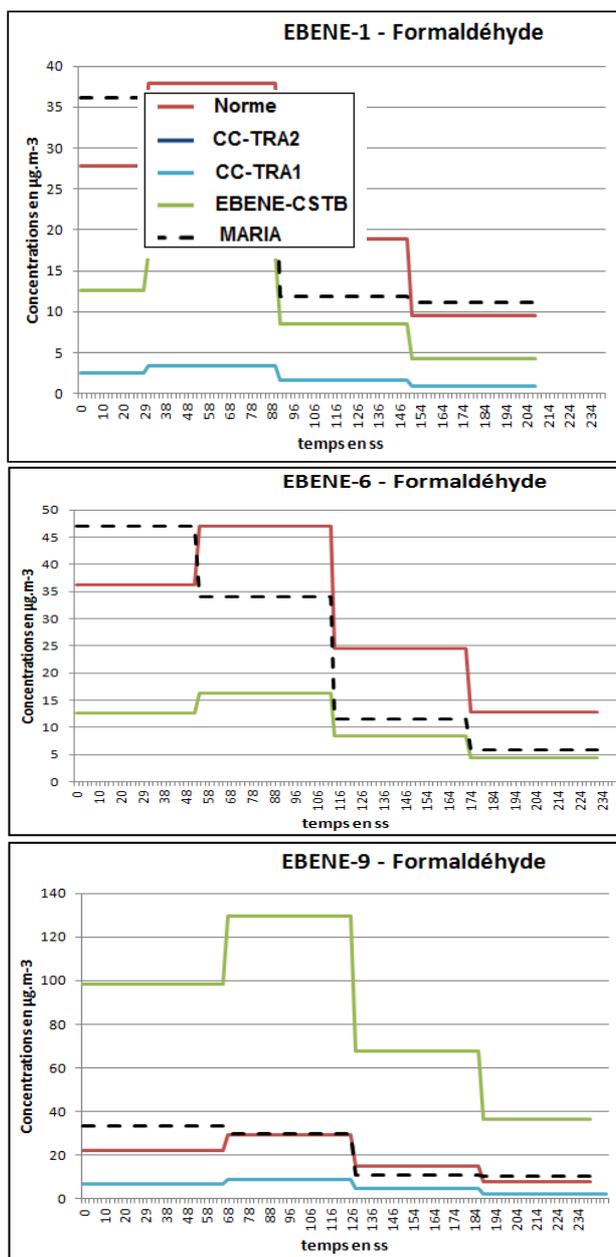


Figure 31 : Concentrations de formaldéhyde, mesurées (MARIA) et simulées



Formaldéhyde	EBENE-1	EBENE-6	EBENE-9
EBENE-CSTB	0,48	0,57	1,20
Norme	0,33	0,45	0,59
CC-TRA2	nd	nd	nd
CC-TRA1	0,90	nd	0,98

Tableau 18 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de formaldéhyde (en rouge les plus pertinents)

4.2.4.4. Acétaldéhyde

Comme pour le formaldéhyde, aucune mesure d'acétaldéhyde n'est disponible pour le protocole CC-TRA2. Pour les 3 produits testés, les facteurs d'émission spécifiques du protocole Norme reproduisent le mieux les concentrations d'acétaldéhyde mesurées dans la maison MARIA.

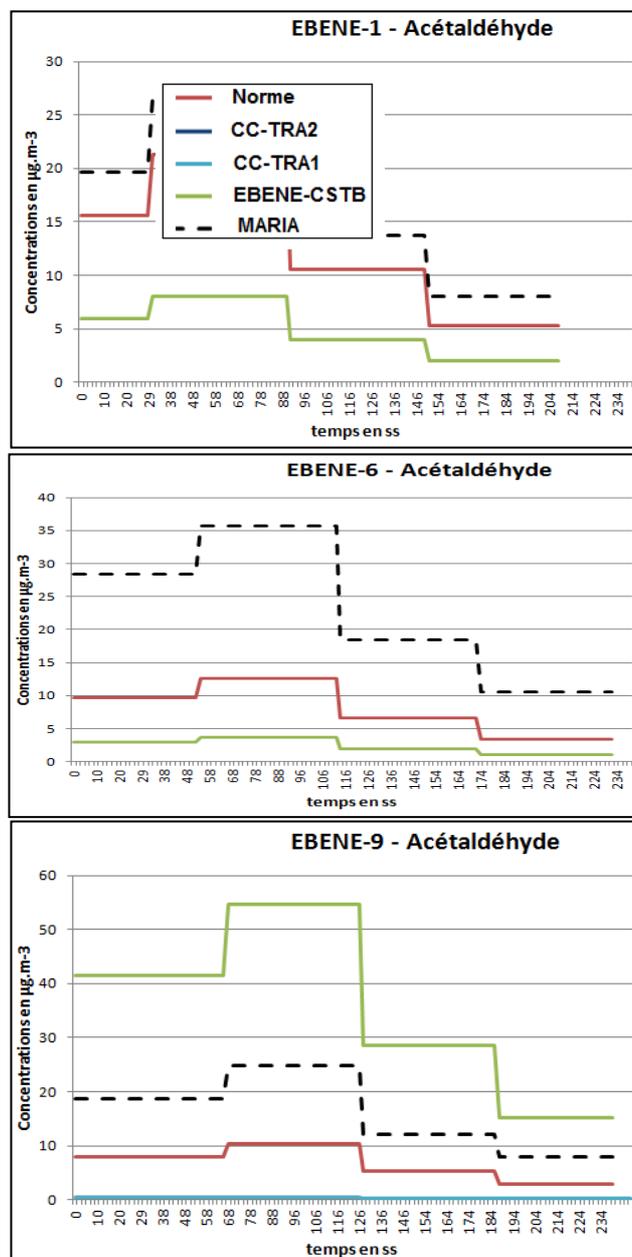


Figure 32 : Concentrations d'acétaldéhyde, mesurées (MARIA) et simulées



Acétaldéhyde	EBENE-1	EBENE-6	EBENE-9
EBENE-CSTB	0,71	0,90	1,20
Norme	0,23	0,65	0,59
CC-TRA2	nd	nd	nd
CC-TRA1	-	-	0,98

Tableau 19 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations d'acétaldéhyde (en rouge les plus pertinents)

4.3. Pertinence des protocoles d'essais

4.3.1. Par analyse des facteurs d'émissions

La Figure 33 présente la comparaison des facteurs d'émission massique mesurés dans la maison MARIA et sur les différentes plateformes expérimentales.

Il est difficile de faire apparaître une tendance claire car selon le composé cible émis et le produit testé, c'est tel ou tel protocole qui représente le mieux les valeurs mesurées dans la maison MARIA.

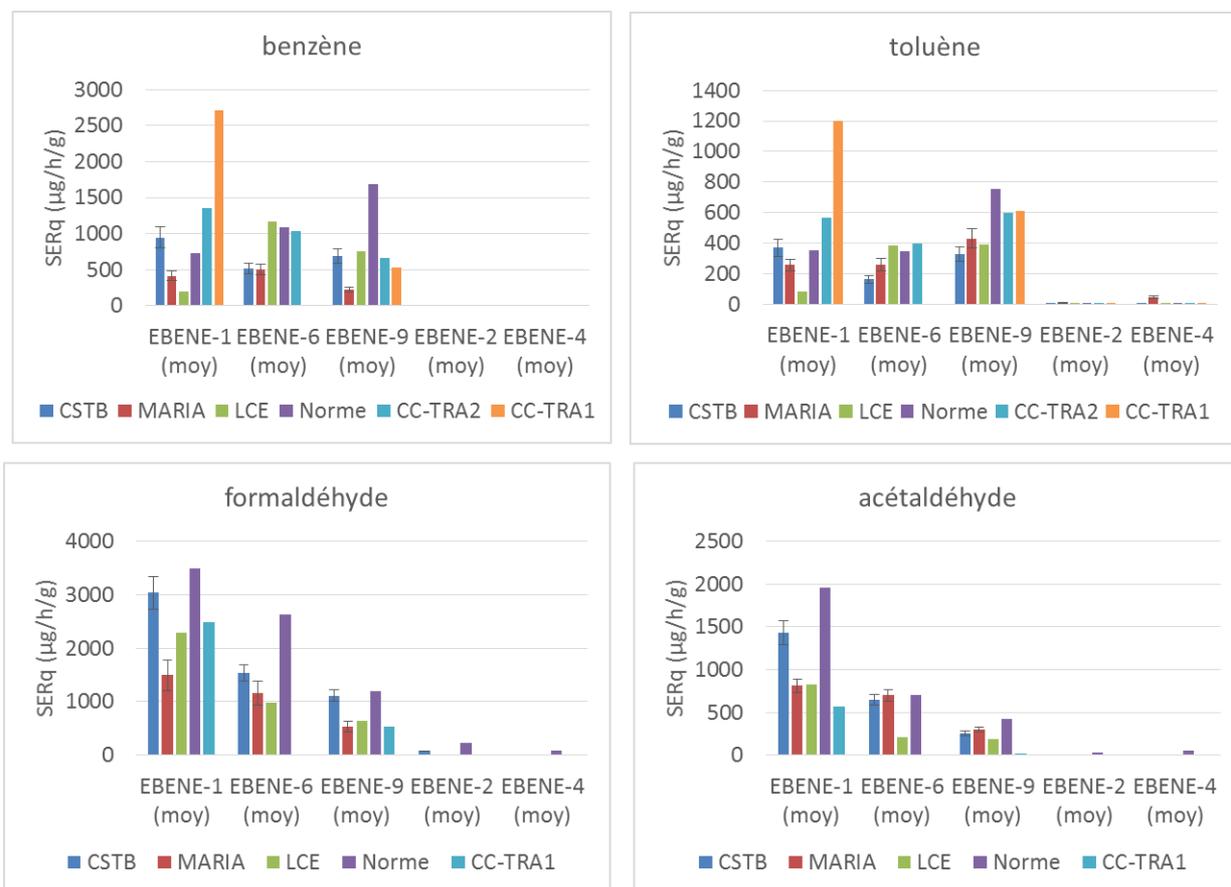


Figure 33 : Comparaison des SERq obtenus lors des différents essais selon les protocoles en chambres et au cours de la campagne expérimentale menée dans MARIA



4.3.2. Par simulations

Etant donné les faibles émissions de COV des bougies, proche des limites de quantification, il a été décidé de ne pas comparer simulations et mesures pour ces produits. Parmi les produits et les substances testées, seuls 3 cas permettent de comparer les 4 méthodologies à la fois.

Pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, n'ayant pas de mesure pour la méthodologie « CC-TRA2 », la comparaison se fait principalement entre les protocoles « Norme », « EBENE-CSTB » et « CC-TRA1 ». Le meilleur indicateur est toujours obtenu avec le protocole « Norme ».

Pour le benzène et le toluène, les protocoles « Norme », « EBENE-CSTB » et « CC-TRA2 » peuvent être comparés. Pour le toluène, les meilleurs résultats sont obtenus avec la méthodologie « CC-TRA2 ». Pour le benzène, deux des simulations présentent de meilleurs résultats avec « Norme » et « CC-TRA2 ».

En résumé, quelle que soit la plateforme utilisée (chambre 1 m³ ou chambre à combustion), l'utilisation d'un TRA de 2 h⁻¹ semble plus adaptée pour reproduire les concentrations en conditions réelles (« Norme » présente des résultats plus proches de MARIA que « EBENE-CSTB » ainsi que « CC-TRA2 » par rapport à « CC-TRA1 »).

En revanche, il est difficile, au vu des résultats, de départager les 2 plateformes d'essai, puisque dans les conditions TRA = 2 h⁻¹, seuls cinq tests sont disponibles. Sur ces 5 tests, 3 présentent des meilleurs résultats pour la chambre à combustion et 2 avec le protocole « Norme ».

5. Conclusions / Perspectives / Recommandations

L'objectif de l'étude EBENE visait à la caractérisation des émissions des polluants volatils et particulaires par des bâtons d'encens et bougies d'intérieur présents sur le marché français, à la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires liée à l'utilisation de ces produits et à la proposition d'une méthodologie simple et robuste de caractérisation de ces émissions à l'aide d'une chambre d'essai d'émission.

Les émissions de polluants volatils et particulaires de 9 bâtons d'encens, de 9 bougies parfumées et d'une lampe à catalyse ont ainsi été caractérisées dans des conditions réalistes d'utilisation dans une pièce de la maison expérimentale MARIA du CSTB.

Les mesures effectuées ont montré que les niveaux de concentrations atteints pendant et après la combustion des bâtons d'encens étaient très largement supérieurs à ceux obtenus pour les bougies parfumées. L'utilisation des bâtons d'encens se traduit ainsi par des concentrations élevées en benzène, toluène, éthylbenzène, styrène, formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine. On relève également des concentrations de HAP et de particules élevées. Pour les encens, les émissions sont les plus élevées pendant la combustion et pendant l'heure suivant la fin de la combustion avant de diminuer sous l'effet de l'aération. Les encens sont également plus émissifs en particules que les bougies mais présentent des particules plus grosses (de 80 à 190 nm).

Les niveaux de polluants volatils émis par les bougies sont nettement plus faibles que ceux relevés pour les encens et seuls le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le toluène sont mesurés à des niveaux de concentration de plusieurs µg.m⁻³. Contrairement à ce que l'on observe pour les autres polluants, on note parfois une augmentation des émissions de formaldéhyde des bougies, ce qui suggère une émission secondaire de ce composé après leur extinction. Par ailleurs, les bougies émettent moins de particules que les encens, mais des particules plus fines (diamètre < 100 nm), sauf juste après les avoir éteintes. On remarque aussi que les bougies émettent significativement plus de NO_x que les bâtons d'encens.

Enfin une lampe à catalyse a été testée même si ce produit est assez spécifique. Les émissions de polluants volatils et particulaires de ce type de produits restent relativement modérées, sauf pour l'acétone, les NO_x et certains composés à plus haut poids moléculaire non identifiés.



Un des objectifs du projet EBENE était d'identifier les substances les plus préoccupantes émises par les désodorisants combustibles sélectionnés, puis d'apprécier les enjeux sanitaires associés. Pour répondre à cet objectif, la démarche d'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) a été mise en œuvre, selon la méthode en usage en France.

Sur la base des résultats d'un sondage national sur les usages d'encens et de bougies, plusieurs types de scénarios d'exposition génériques ont été élaborés :

- Le scénario n°1, dont l'objectif est de caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales sont courantes, se trouvant dans la moyenne des pratiques et des caractéristiques observées. Dans le cadre de ce scénario :
 - un encens est utilisé deux fois par mois ou une à deux bougies sont utilisées trois fois par mois ;
 - la pièce est aérée après chaque utilisation ;
- Le scénario n°2, dont l'objectif est de caractériser un utilisateur dont les pratiques et les caractéristiques environnementales majoraient raisonnablement l'exposition moyenne.

Dans le cadre de ce scénario :

- deux encens sont utilisés tous les deux jours ou trois bougies sont utilisées tous les jours,
- la pièce n'est pas aérée.

À notre connaissance :

- Ces scénarios d'exposition sont les premiers à être basés sur une caractérisation des usages réels d'encens et de bougies en France ;
- Plus généralement, concernant les produits de consommation courante pouvant émettre des substances préoccupantes dans l'air des bâtiments (produits d'entretien, produits cosmétiques, désodorisants, etc.), l'évaluation des expositions proposée est la première à associer des mesures de concentrations en conditions réelles et les résultats d'un sondage national sur les usages.

Les principales conclusions de l'ERS sont les suivantes :

- Aucune situation préoccupante n'est attendue pour les expositions chroniques liées au scénario 1 ;
- Les expositions chroniques liées au scénario n°2 présentent plusieurs dépassements des valeurs repères usuelles ($QD > 1$, $ERI > 10^{-5}$), pour les encens et pour les bougies. Les dépassements les plus élevés, jusqu'à un facteur 3, sont liés au benzène et aux particules émis par les encens. Ce résultat suggère **un besoin de limiter ce type d'expositions**.

Les concentrations moyennes inhalées faisant l'objet de dépassements de valeurs repères varient :

- pour le benzène, entre 0,4 et 11 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;
- pour les particules totales, principalement composées de particules $\text{PM}_{2,5}$, entre 11 et 27 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ.

À titre de comparaison :

- pour le benzène : les concentrations moyennes annuelles mesurées à proximité d'infrastructures routières sont de l'ordre de 2 $\mu\text{g.m}^{-3}$,
- pour les particules : la médiane des concentrations mesurées en $\text{PM}_{2,5}$ dans les logements français est égale à 19,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$;
- Certains désodorisants combustibles ont généré des expositions de court terme (1h) dépassant les valeurs sanitaires retenues dans le cadre du projet (VTR aiguës, VGAI court terme). Les dépassements les plus élevés, jusqu'à un facteur 15, sont liés à l'acroléine, au



benzène et aux particules émis par les encens. Ce résultat suggère **un besoin de limiter les émissions des produits les plus émissifs**.

Les concentrations horaires maximales correspondantes varient :

- pour l'acroléine, entre 11 et 66 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ,
- pour le benzène, entre 10 et 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ,
- pour les particules, principalement composées de $\text{PM}_{2,5}$, entre 1 et 2 300 $\mu\text{g.m}^{-3}$ environ ;

À titre de comparaison :

- pour l'acroléine, lors de cuisson d'aliments par friture, des concentrations ont été mesurées entre 25 et 65 $\mu\text{g.m}^{-3}$,
- pour le benzène, les concentrations mesurées dans les parcs de stationnement couverts peuvent atteindre 120 $\mu\text{g.m}^{-3}$, en moyenne sur 12 heures,
- pour les particules, lors de combustion de bois dans des foyers ouverts, des concentrations en $\text{PM}_{2,5}$ sur 8, 16 ou 24 heures ont pu être mesurées entre 50 et 130 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Sur la base de l'ensemble des dépassements de valeurs repères obtenues, **les substances d'intérêt prioritaires identifiées sont le benzène, les particules fines, et dans une moindre mesure, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, et l'acroléine**. Les expositions obtenues pour le noir de carbone pourraient également s'avérer préoccupantes.

Pour le benzène et les particules, les premiers effets observés comprennent des irritations respiratoires et oculaires, des céphalées et des nausées. Par ailleurs, le benzène est une substance classée cancérigène par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC).

Les enjeux sanitaires identifiés pour les encens sont plus élevés que ceux identifiés pour les bougies. Néanmoins :

- L'utilisation de bougies concernerait deux fois plus de personnes environ ;
- Les particules émises par les bougies pourraient comprendre une proportion de particules ultrafines plus importante que celle des particules émises par les encens.

Le projet EBENE a été l'occasion d'augmenter les connaissances sur les expositions et les risques associés à l'utilisation de désodorisants combustibles. Par la suite, les connaissances disponibles pourraient être approfondies sur les aspects suivants :

- Autres substances potentiellement émises par les désodorisants non combustibles et encore peu étudiées : phtalates, autres fragrances, etc.
- Mise en regard des expositions attribuables aux désodorisants combustibles avec celles attribuables à d'autres sources d'émission dans l'air intérieur : produits ménagers, produits de construction, mobilier, désodorisants non combustibles, etc. Cette étude fait actuellement partie du programme d'appui de l'INERIS auprès du Ministère en charge de l'environnement.

Par ailleurs, le projet EBENE permet aux porteurs de projets de formuler certaines recommandations consistant à :

- Renforcer les actions d'information de la population générale : risques potentiels, bonnes pratiques d'utilisation (aération postérieure, usage modéré, etc.), niveaux d'émissions des produits (ex : étiquetage), sensibilité de certaines populations (femmes enceintes, jeunes enfants, personnes asthmatiques, etc.) ;
- Réglementer la vente des produits les plus émissifs ;
- Approfondir les connaissances sur les émissions et les effets des substances émises par les désodorisants combustibles. Les substances liées aux parfums générés pourraient faire partie des substances à considérer en priorité.



À la fin de ce projet, une première action d'information des usagers, par le biais d'un étiquetage informatif sur les bonnes pratiques d'utilisation des produits désodorisants à combustion, a été rendue obligatoire par les pouvoirs publics. En effet, le décret n° 2017-946 du 10 mai 2017 relatif à l'étiquetage des produits désodorisants à combustion sur les informations de sécurité pour l'utilisateur prévoit que les désodorisants à combustion mis en vente ou distribués à titre gratuit font l'objet d'un étiquetage relatif aux précautions à prendre en cas d'utilisation de ces produits. Des informations portant sur la ventilation de la pièce après l'utilisation de ces produits ainsi que l'absence d'inhalation directe de la fumée doivent figurer de manière visible et lisible sur les emballages de ces produits, sous forme de mentions, rédigées en langue française, ou de symboles. Les produits dont l'étiquetage sera conçu selon les spécifications de la norme NF EN 16740 (Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Informations de sécurité pour l'utilisateur, AFNOR, 2015) seront présumés répondre aux exigences de ce décret. Les dispositions du décret n° 2017-946 doivent entrer en vigueur le 1^{er} janvier 2019.

Enfin, plusieurs méthodologies de caractérisation des émissions des polluants volatils des bougies parfumées et des encens ont été testées dans le cadre du projet EBENE. Ces méthodologies reposent sur l'utilisation de chambres d'essai d'émission, développées pour la caractérisation des émissions des produits de construction, et d'une chambre à combustion développée spécifiquement pour la caractérisation des émissions des bougies parfumées.

Même si une certaine variabilité des résultats a été obtenue en fonction des différents polluants cibles étudiés et des différents produits testés, l'approche expérimentale et l'approche par modélisation indiquent que les deux méthodes dites « Norme » et « chambre à combustion » reflètent correctement les émissions des encens caractérisées dans des conditions réalistes de la maison expérimentale MARIA.

Il est à noter que le projet de norme européenne a évolué pendant la réalisation du projet EBENE pour aboutir à une version finale à la fin de l'année 2015. Ainsi, la norme NF EN 16738 (Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Méthodes d'essais, AFNOR, 2015) décrit les conditions d'essais pour la caractérisation des émissions des désodorisants à combustion et la norme NF EN 16739 (Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Méthodologie de l'évaluation des résultats d'essais et application des limites d'émission recommandées, AFNOR, 2015) décrit les méthodes d'évaluation des résultats de ces essais. Pour les bougies parfumées, la norme NF EN 16738 maintenant disponible (AFNOR, 2015), diffère de la méthode « Norme » testée dans le cadre du projet EBENE, notamment pour le temps de prélèvement fixé après une durée d'équilibrage de 3 heures après allumage et combustion des deux bougies dans la chambre d'essai d'émission.

Malgré ces petites différences, il est rassurant que la méthode « Norme » testée dans le cadre du projet EBENE ressorte comme une méthode reflétant de façon satisfaisante les émissions des bougies et des encens testés dans les conditions réalistes d'utilisation de la maison MARIA, car maintenant que les normes NF EN 16738 et NF EN 16739 sont disponibles, les fabricants commencent à demander des essais de caractérisation des émissions de leurs produits selon ces nouvelles normes d'essai.



6. Références bibliographiques

Abdul Wahab A, Mostafa OA. Arabian incense exposure among Qatari asthmatic children. A possible risk factor. *Saudi Med J* 28(3):476-477, 2007.

ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie). Agir ! Un air sain chez soi – Des solutions et des pratiques pour améliorer la qualité de l'air intérieur. 2016. <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/guide-pratique-un-air-sain-chez-soi.pdf>

AEE (Agence européenne pour l'environnement). Black carbon: Better monitoring needed to assess health and climate change impacts - European Environmental Agency. 2013. www.eea.europa.eu/highlights/black-carbon-better-monitoring-needed

AFNOR. Norme NF ISO 16000-3. Air intérieur – Partie 3 : Dosage du formaldéhyde et d'autres composés carbonyles dans l'air intérieur et dans l'air des chambres d'essai – Méthode par échantillonnage actif. Décembre 2011.

AFNOR. Norme NF ISO 16000-6. Air intérieur – Partie 6 : Dosage des composés organiques volatils dans l'air intérieur des locaux et chambres d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA, désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant MS ou MS-FID. Mars 2012.

AFNOR. Norme NF EN ISO 16000-9. Air intérieur – Partie 9 : Dosage de l'émission de composés organiques volatils de produits de construction et d'objets d'équipement – Méthode de la chambre d'essai d'émission. Août 2006.

AFNOR. Norme NF EN 16738. Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Méthodes d'essai. Décembre 2015.

AFNOR. Norme NF EN 16739. Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Méthodologie de l'évaluation des résultats d'essais et application des limites d'émission recommandées. Décembre 2015.

AFNOR. Norme NF EN 16740. Sécurité des émissions des désodorisants à combustion – Informations de sécurité pour l'utilisateur. Décembre 2015.

Afsset (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail), aujourd'hui Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). Valeurs guides de qualité d'air intérieur – Le formaldéhyde. Avis de l'Afsset et Rapport d'expertise collective. 2007. www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004etVG002Ra.pdf

Afsset (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail), aujourd'hui Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). Procédure de qualification des émissions de composés organiques volatils par les matériaux de construction et produits de décoration - Comité d'experts spécialisés « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » - Groupe de travail « Composés organiques volatils ». 2009. www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004et0011Ra-2.pdf.

Afsset (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail), aujourd'hui Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). Valeurs guides de qualité d'air intérieur – Particules. Avis de l'Afsset et Rapport d'expertise collective. 2010. www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004etVG007Ra.pdf

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Valeurs toxicologiques de référence (VTR). <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-toxicologiques-de-r%C3%A9f%C3%A9rence-vtr>

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur (VGAI).

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur (VGAI). <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualit%C3%A9-d%E2%80%99air-int%C3%A9rieur-vgai>



Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur (VGAi). <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualit%C3%A9-d%E2%80%99air-int%C3%A9rieur-vgai> (Mis à jour le 09/12/2016)

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Activités professionnelles et qualité de l'air des parcs de stationnement couverts. Avis de l'Anses. Rapport d'expertise collective. 2010. <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR-Ra-Parking.pdf>

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Expertise en appui à l'étiquetage des produits d'ameublement. Avis de l'Anses et Rapport d'expertise collective. 2015. www.anses.fr/fr/system/files/AIR2013sa0040Ra.pdf

Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Méthode d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective. 2016. www.anses.fr/fr/system/files/AIR2010SA0307Ra.pdf

Ahn JH, Kim KH, Kim YH, Kim BW. Characterization of hazardous and odorous volatiles emitted from scented candles before lighting and when lit. *J Hazard Mater* 286:242–251, 2015.

Bard D. Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales. *Rev épidémiol santé publique* 43:423-431, 1995.

Barouki R, Gluckman PD, Grandjean P, Hanson M, Heindel JJ. Developmental origins of non-communicable disease: implications for research and public health. *Environ Health* 11:42, 2012.

Bartolomei V, Gomez Alvarez E, Wittmer J, Tlili S, Strekowski R, Temime-Roussel B, Quivet E, Wortham H, Zetzsch C, Kleffmann J, Gligorovski S. Combustion Processes as a Source of High Levels of Indoor Hydroxyl Radicals through the Photolysis of Nitrous Acid. *Environ Sci Technol* 49(11):6599-6607, 2015.

Benbrahim-Tallaa L, Baan RA, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Guha N, Loomis D, Straif K. Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine exhausts and some nitroarenes. *Lancet Oncol* 13:663-664, 2012.

BEUC (Bureau européen des unions de consommateurs). Emissions of Chemicals by Air Fresheners, Tests on 74 Consumer Products sold in Europe. 2005.

Caress SM, Steinemann AC. Prevalence of fragrance sensitivity in the American population. *J Environ Health* 71(7):46-50, 2009.

Chang YC, Lee HW, Tseng HH. The formation of incense smoke. *J Aerosol Sci* 38:39–51, 2007.

Chen YC, Ho WC, Yu YH. Adolescent lung function associated with incense burning and other environmental exposures at home. *Indoor Air* DOI: 10.1111/ina.12355, 2016.

Chiappini L. Formation d'aérosols organiques secondaires en air intérieur : le rôle des produits ménagers. *Pollut Atmos* 213-214:99-106, 2012.

Comité européen de normalisation (CEN). Emission safety of combustible air fresheners – Test methods. 2015.

Commission Européenne. Direction de la protection de la santé et du consommateur. Scientific Committee on Health and Environmental Risks-SCHER. Opinion on the report. Emission of Chemicals by air fresheners. Tests on 74 consumer products sold in Europe. (BEUC Report, January 2005). 2006. ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_026.pdf

Commission Européenne. RÈGLEMENT (CE) No 1272/2008 du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.

Dab W. Santé et environnement. *Que sais-je ? n°3771*, 2007.

Delgado-Saborit JM, Stark C, Harrison RM. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. *Environ Int* 37:383-392, 2011.



DEPA (Danish Technological Institute). Survey of chemical substances in consumer products - Survey and emission of chemical substances from incense. Report n°39. 2004.

Derudi M, Gelosa S, Sliepcevich A, Cattaneo A, Rota R, Cavallo D, Nano G. Emissions of air pollutants from scented candles burning in a test chamber. *Atmos Environ* 55:257–262, 2012.

Derudi M, Gelosa S, Sliepcevich A, Cattaneo A, Cavallo D, Rota R, Nano G. Emission of air pollutants from burning candles with different composition in indoor environments. *Environ Sci Pollut Res* 21(6):4320-4330, 2013.

DGS (Direction générale de la Santé). Questions réponses - Air extérieur et santé. 2016. social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/gr_air_et_sante-2.pdf

Dimitroulopoulou C, Lucica E, Johnson A, Ashmore MR, Sakellaris I, Stranger M, Goelen E. EPHECT I: European household survey on domestic use of consumer products and development of worst-case scenarios for daily use. *Sci Total Environ* 536:880–889, 2015a.

Dimitroulopoulou C, Trantallidi M, Carrer P, Efthimiou GC, Bartzis JG. EPHECT II: Exposure assessment to household consumer products. *Sci Total Environ* 536:890–902, 2015b.

DSP Canada (Direction de la Sante Publique du Canada). Impact de la combustion du bois sur l'exposition de la population aux polluants émis. 2001. publications.santemontreal.qc.ca/uploads/tx_asssmpublications/2-89494-308-3.pdf

Dons E, Panis LI, Van Poppel M, Theunis J, Willems H, Torfs R, Wets G. Impact of time–activity patterns on personal exposure to black carbon. *Atmos Environ* 45(21):3594–3602, 2011.

Dons E, Panis LI, Van Poppel M, Theunis J, Wets G. Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments. *Atmos Environ* 55:392–398, 2012.

Dons E, Temmerman P, Van Poppel M, Bellemans T, Wets G, Panis LI. Street characteristics and traffic factors determining road users' exposure to black carbon. *Sci Total Environ* 447:72–79, 2013.

Eggert T, Hansen OC. Survey and emission of chemical substances from incense, Survey of chemical substances in consumer products no 39. *Danish Environmental Protection Agency*. 2004.

Exemple de sites Internet de marques de bougies utilisant l'absence de phtalates comme un argument de vente : jackbenimblecandles.com/faq/, www.purebeeswaxcandles.com/beeswax-blog/fragrance_vs_pure_essential_oils, <http://mojoatelier.sg/shop/workshops/organic-candle/>, waxandwanecandles.bigcartel.com/about-w-w, <https://www.shop16candles.com/pages/phthalate-free-soy-candles>.

Franco Suglia S, Gryparis A, Schwartz J, Wright RJ. Association between traffic-related black carbon exposure and lung function among urban women. *Environ Health Perspect* 116(10):1333-1337, 2008.

Friborg JT, Yuan JM, Wang R, Koh WP, Lee HP, Yu MC. Incense use and respiratory tract carcinomas: a prospective cohort study. *Cancer* 113(7):1676–1684, 2008.

Géhin E, Ramalho O, Kirchner S. Size distribution and emission rate measurements of fine and ultrafine particle from indoor human activities. *Atmos Environ* 42:8341–8352, 2008.

Gelosa S, Derudi M, Sliepcevich A, Gelosa D, Nano G, Rota R. Characterization of pollutants emissions from burning candles. 30th meeting of combustion – Italian section of the combustion institute, 2007.

Glytsos T, Ondracek J, Dzumbova L, Kopanakis I, Lazaridis M. Characterization of particulate matter concentrations during controlled indoor activities. *Atmos Environ* 44:1539–1549, 2010.

Golden R. Identifying an indoor air exposure limit for formaldehyde considering both irritation and cancer hazards. *Crit Rev Toxicol* 41:672–721, 2011.

HCSP (Haut Conseil de la santé publique). Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos - Le formaldéhyde. Rapport de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement, 2009. www.hcsp.fr/Explore.cgi/Telecharger?NomFichier=hcspr20091013_airesclosForm.pdf



HCSP (Haut Conseil de la santé publique). Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos - Le benzène. Rapport de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement, 2010. www.hcsp.fr/Explore.cgi/Telecharger?NomFichier=hcspr20100616_benzenespclos.pdf

HCSP (Haut Conseil de la santé publique). Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos - les particules. Rapport de la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement, 2013. www.hcsp.fr/Explore.cgi/Telecharger?NomFichier=hcspr20130614_valrepgestairespclosparticules.pdf

He C, Morawska L, Gilbert D. Particle deposition rates in residential houses. *Atmos Environ* 39:3891–3899, 2005.

Holzinger R, Lee A, Paw UKT, Goldstein AH. Observations of oxidation products above a forest imply biogenic emissions of very reactive compounds. *Atmos Chem Phys* 5:67-75, 2005.

Huang PC, Liou SH, Ho I, Chiang H, Huang HI, Wang S. Phthalates Exposure and Endocrinal Effects: An Epidemiological Review. *J Food Drug Anal* 20(4):719-733, 2012.

IARC (International Agency for Research on Cancer). Overall evaluation of carcinogenicity to humans, formaldehyde (50-00-0). The IARC monographs series 88. 2004.

IARC (International Agency for Research on Cancer). Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Lyon (France). 2010.

IARC (International Agency for Research on Cancer). A review of human carcinogens: Some chemicals in industrial and consumer products, food contaminants and flavourings, and water chlorination by-products, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Lyon (France). 2012.

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). Évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE – substances chimiques. 2003. www.installationsclassées.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/guide_ERS.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. Rapport Ref. INERIS- DRC-08-70801-15219A2. 2008. www.ineris.fr/centredoc/DRC-08-70801-15219A2.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) - Grammont Vincent. Données disponibles relatives aux émissions des produits de consommation courante dans l'environnement intérieur. Rapport INERIS réf. INERIS-DRC-09-104121-01494B, 2009. www.ineris.fr/centredoc/drc-09-104121-01494b-produits-consommation-vfinale-avec-couv.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). Fiche de données toxicologiques et environnementales du formaldéhyde. 2010. www.ineris.fr/substances/fr/substance/cas/50-00-0

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) - Larbre Juliette. Rapport préliminaire en vue de l'étiquetage des produits de grande consommation - Classement en fonction des expositions dans l'air intérieur. Rapport INERIS réf. INERIS-DRC-10-109458-04047B, 2011a. www.ineris.fr/centredoc/drc-10-109458-04047b-rap-meeddm-1391677503.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) - Larbre Juliette. Deuxième rapport préliminaire en vue de l'étiquetage des produits de grande consommation Classement des bougies et des encens en fonction des émissions de composés organiques volatils et de particules dans l'air intérieur. Rapport INERIS réf. INERIS-DRC-11-115731-06669B, 2011b. www.ineris.fr/centredoc/rapport-produits-conso-bougies-encens-vfinale-2012-1382543000.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées - Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. 2013. www.ineris.fr/centredoc/drc-guide-ers-2013-v4d-complet-lienscompact-1378197912.pdf

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) - Karr Guillaume. Utilisation d'encens et qualité de l'air intérieur : enjeux sanitaires, substances d'intérêt, bonnes pratiques. Rapport INERIS réf. INERIS-DRC-14-144018-06268C, 2015. www.ineris.fr/centredoc/rapportineris-drc-14-144018-06268c--encens-vc-1455890922.pdf



INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). Portail Substances Chimiques - Fiches de données toxicologiques et environnementales. www.ineris.fr/substances/fr/page/21

INPES (Institut national de prévention et d'éducation à la santé), Ministère en charge du développement durable et Ministère en charge de la santé. Guide de la pollution de l'air intérieur. 2009. www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_Pollution_Air_interieur.pdf

INRS (Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles). Noir de carbone - Fiche toxicologique n° 264. 2007. www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_264

InVS (Institut de veille sanitaire). Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. 2000. invs.santepubliquefrance.fr/publications/guides/etude_impact/index.html

Janssen NAH, Hoek G, Simic-Lawson M, Fischer P, van Bree L, ten Brink H, Keuken M, Atkinson RW, Anderson HR, Brunekreef B, Cassee FR. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5} – Review. *Environ Health Perspect* 119:1691–1699, 2011.

Ji X, Le Bihan O, Ramalho O, Mandin C, D'Anna B, Martinon L, Nicolas M, Bard D, Pairon JC. Characterization of particles emitted by incense burning in an experimental house. *Indoor Air* 20:147–158, 2010.

Jo WK, Shin SH, Kwon GD, Lee JH. Emission Estimation and Exposure to Hazardous Gaseous Pollutants Associated with Use of Air Fresheners Indoors. *J Environ Toxicol* 24(2):137-148, 2009.

Johnson A, Lucica E, Ipsos. Survey on indoor use and use patterns of consumer products in eu member states - survey report. 2012.

Kim S, Hong SH, Bong CK, Cho MH. Characterization of air freshener emission: the potential health effects. *J Toxicol Sci* 40(5):535-550, 2015.

Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jédor B, Lucas JP, Pasquier N, Pignoret M, Ramalho O. État de la qualité de l'air dans les logements français. *Environ Risques Santé* 6:259-269, 2007.

Krause D. Black soot and candles: new research and case studies. In: Proceedings of Indoor Air 1999, International Conference on Indoor Air Quality and Climate; Bethesda, USA, pp 157–164, 1999.

Lau C, Fiedler H, Hutzinger O, Schwind KH, Hosseinpour J. Levels of selected organic compounds in materials for candle production and human exposure to candle emission. *Chemosphere* 29:1957–1963, 1999.

LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air). Surveillance du Benzène : état des lieux des niveaux de benzène en air intérieur - Rapport. Ref. INERIS-DRC-10-111581-08963A. 2010.

Lee SC, Wang B. Characteristics of emissions of air pollutants from burning of incense in a large environmental chamber. *Atmos Environ* 38:941–951, 2004.

Lee SC, Wang B. Characteristics of emissions of air pollutants from mosquito coils and candles burning in a large environmental chamber. *Atmos Environ* 40:2128-2138, 2006.

Lung SCC, Kao MC, Hu SC. Contribution of incense burning to indoor PM₁₀ and particle-bound polycyclic aromatic hydro-carbons under two ventilation conditions. *Indoor Air* 13:194-199, 2003.

Manoukian A, Quivet E, Temime-Roussel B, Nicolas M, Maupetit F, Wortham H. Emission characteristics of air pollutants from incense and candle burning in indoor atmospheres. *Environ Sci Pollut Res* 20:4659–4670, 2013.

Manoukian A, Buiron D, Temime-Roussel B, Wortham H, Quivet E. *et al.* Measurements of VOC/SVOC emission factors from burning incenses in an environmental test chamber: influence of temperature, relative humidity, and air exchange rate. *Environ Sci Pollut Res* 23(7):6300–6311, 2016.



MASS-MEEM (Ministère des Affaires sociales et de la Santé - Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer). Plan d'actions sur la Qualité de l'Air Intérieur (PQAI), 2013. social-sante.gouv.fr/IMG/pdf/Plan_Qualite_de_l_air_interieur_octobre_2013.pdf

Maupetit F, Squinazi F. Caractérisation des émissions de benzène et de formaldéhyde lors de la combustion d'encens et de bougies d'intérieur : élaboration de scénarios d'exposition et conseils d'utilisation. *Environ Risques Santé* 8(2):109-118, 2009.

MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie) - Ministère des affaires sociales, de la santé et des droits des femmes. Note d'information n° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués. 2014. www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/circulaire_VTR_31oct2014_version_publiee.pdf

MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie). Utilisation d'encens : précautions d'usage. 2016a. www.developpement-durable.gouv.fr/Utilisation-d-encens-precautions-d.html

MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie). Affichage d'informations sur les précautions d'usage des produits désodorisants à combustion - projet de décret soumis à consultation publique. 2016b. www.consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/affichage-d-informations-sur-les-precautions-d-a1283.html

Ministère du Logement et de l'Habitat durable. Une nouvelle campagne nationale sur la qualité de l'air intérieur dans les logements. 2016. www.logement.gouv.fr/une-nouvelle-campagne-nationale-sur-la-qualite-de-l-air-interieur-dans-les-logements

Missia D, Kopanidis T, Bartzis J, Ventura G, Oliveira Fernandes E, Carrer P, Wolkoff P, Stranger M, Goelen E. Literature review on product composition, emitted compounds and emissions rates and health end points from consumer products. EPHECT project. 2012.

Nazaroff WW, Weschler CJ. Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary air pollutants. *Atmos Environ* 38(18):2841–2865, 2004.

Nicolas M. Ozone et qualité de l'air intérieur : interactions avec les produits de construction et de décoration. Thèse Université Paris-Diderot - Paris VII, 2006.

Nicolas M, Chiappini L, D'Anna B. Activités domestiques et qualité de l'air intérieur : émissions, réactivité et produits secondaires, 2013. www.ineris.fr/centredoc/chiappini-nicolas-adoq-rf-1446454521.pdf

Nicolas M, Ramalho O, Maupetit F. Reactions between ozone and building products: Impact on primary and secondary emissions. *Atmos Environ* 41(15):3129-3138, 2007.

Nicolas M, Maupetit F. Characterization of volatile compounds emissions during incense burning. Proceedings of Healthy Buildings Europe 2015. 18-20 May 2015, Eindhoven, The Netherlands, paper ID 635.

Nielsen GD, Larsen ST, Wolkoff P. Recent trend in risk assessment of formaldehyde exposures from indoor air. *Arch Toxicol* 87:73–98, 2013.

Nielsen GD, Larsen ST, Wolkoff P. Re-evaluation of the WHO (2010) formaldehyde indoor air quality guideline for cancer risk assessment. *Arch Toxicol* 91:35-61, 2016.

NRC (National Research Council). Committee on the institutional means for assessment of risks to public health. Risk assessment in the Federal government: managing the process. *National Academy Press*, 1983.

NRC (National Research Council). Science and Decisions: Advancing Risk Assessment. *National Academy Press*, 2009.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé). WHO Regional Office for Europe. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. *World Health Organization* 2006.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Children are not little adults – Children's Health and the Environment – WHO Training Package for the Health Sector (Les enfants ne sont pas de petits



adultes – santé des enfants et environnement – Supports de formation de l’OMS pour le secteur de la santé. 2008. www.who.int/ceh/capacity/Children_are_not_little_adults.pdf

OMS (Organisation mondiale de la santé). Selected Pollutants:WHO Indoor Air Quality Guidelines. World Health Organization, Regional Office for Europe. 2010. www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf

OMS (Organisation Mondiale de la Santé). The WHO European Centre for Environment and Health. Health effects of black carbon. 2012. www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf?ua=1

OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project: Technical Report. 2013.

Orecchio S. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor emission from decorative candles. *Atmos Environ* 45:1888–1895, 2011.

Pagels J, Wierzbicka A, Nilsson E, Isaxon C, Dahl A, Gudmundsson A, Swietlicki E, Bohgard M. Chemical composition and mass emission factors of candle smoke particles. *J Aerosol Sci* 40:193–208, 2009

Pan A, Clark ML, Ang LW, Yu MC, Yuan JM, Koh WP. Incense use and cardiovascular mortality among Chinese in Singapore: The Singapore Chinese Health Study. *Environ Health Perspect* 122:1279–1284, 2014.

Petry T, Vitale D, Joachim FJ, Smith B, Cruse L, Mascarenhas R, Schneider S, Singal M. Human health risk evaluation of selected VOC, SVOC and particulate emissions from scented candles. *Regul Toxicol Pharmacol* 69(1):55–70, 2014.

Project TENDR – Targeting environmental neuro-developmental. The TENDR Consensus Statement. *Environ Health Perspect* 124(7):A118-A122, 2016.

Ribéron J, O’Kelly P. Maison automatisée de recherches innovantes sur l’air (MARIA): An experimental tool at the service of indoor air quality in housing sector. In: Proceedings of Indoor Air 2002, International Conference on Indoor Air Quality and Climate; 2002 June 30–July 5, Monterey, USA, pp 191–195, 2002.

Roberts D, Pontin D. The health risks of incense use in the home: an underestimated source of indoor air pollution? *Community Pract* 89(3):36-41, 2016.

Rohr AC, Wilkins CK, Clausen PA, Hammer M, Nielsen GD, Wolkoff P, Spengler JD. Upper airway and pulmonary effects of oxidation products of (+)- α -pinene, d-limonene, and isoprene in BALB/c mice. *Inhal Toxicol* 14:663-684, 2002.

Roux ML, Nicolas M, Yrieix C, Maupetit F. Characterization of VOC and formaldehyde emissions from furniture products: Test chamber measurements and real indoor emission. *Proceedings of the 14th International Conference on Indoor air Quality and Climate – Indoor Air 2016*, July 3-8, 2016, Ghent, Belgium, Paper ID 445.

RSEIN (Réseau Recherche Santé Environnement Intérieur). Bulletin Info Santé Environnement Intérieur n°17. 2006. rsein.ineris.fr/bullinfo/bulletin.html#Recherchenum

Salthammer T. The formaldehyde dilemma. *Int J Hyg Environ Health* 218(4):433–436, 2015.

Santé Canada. Loi canadienne sur la protection de l’environnement. Liste des substances d’intérêt prioritaire - rapport d’évaluation – Formaldéhyde. 2001. www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/formaldehyde/formaldehyde-fra.pdf

SPF (Santé publique France). Variables humaines d’exposition. invs.santepubliquefrance.fr/fr/./layout/set/print/Dossiers-thematiques/Environnement-et-sante/Methode-d-evaluation-des-risques-sanitaires/Programmes-de-developpement-methodologique-en-evaluation-des-risques-sanitaires

SPF (Santé publique France) - Institut national de l’environnement industriel et des risques (INERIS) et Institut de veille sanitaire (InVS). Guide Pratique. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants : état des connaissances et propositions. 2012. www.ineris.fr/centredoc/guide-pratique-quantites-terre-poussieres-ingerees-bioaccessibilite-polluants-1--1348736162.pdf



SPF (Santé publique France) - Institut de veille sanitaire (InVS). Synthèse des travaux du Département santé environnement de l'Institut de veille sanitaire sur les variables humaines d'exposition. 2015. invs.santepubliquefrance.fr/Publications-et-outils/Rapports-et-syntheses/Environnement-et-sante/2012/Synthese-des-travaux-du-Departement-sante-environnement-de-l-Institut-de-veille-sanitaire-sur-les-variables-humaines-d-exposition

Seaman VY, Bennett DH, Cahillc TM. Indoor acrolein emission and decay rates resulting from domestic cooking events. *Atmos Environ* 43(39):6199-6204, 2009.

Seow WJ, Lan Q. Domestic incense use and lung cancer in Asia: a review. *Rev Environ Health* 31(1):155-158, 2016.

Spruyt M *et al.* Influence of air fresheners on the indoor air quality. VITO Rapport 2006/MIM/R/032. 2006.

Steinemann A. Fragranced consumer products: exposures and effects from emissions. *Air Qual Atmos Health* 9(8):861–866, 2016.

Steinemann A. Ten questions concerning air fresheners and indoor built environments. *Build Environ* 111:279–284, 2017.

TEDX (The Endocrine Disruption Exchange). List of Potential Endocrine Disruptors. 2017. endocrinedisruption.org/endocrine-disruption/tedx-list-of-potential-endocrine-disruptors/chemicalsearch?

Tirler W, Settimo G. Incense, sparklers and cigarettes are significant contributors to indoor benzene and particle levels. *Ann Ist Super Sanità* 51(1):28-33, 2015.

Torfs R *et al.* Exposure and Risk Assessment of Air Fresheners. Flemish Institute for Technological Research NV (VITO) (2008/IMS/R/2222). 2008.

Tran TC, Marriott PJ. Characterization of incense smoke by solid phase microextraction – comprehensive two-dimensional gas chromatography (GCxGC). *Atmos Environ* 41:5756–5768, 2007.

Tran TC, Marriott PJ. Comprehensive two-dimensional gas chromatography – time-of-flight mass spectrometry and simultaneous electron capture detection/nitrogen phosphorous detection for incense analysis. *Atmos Environ* 42:7360–7372, 2008.

Trantallidi M, Dimitroulopoulou C, Wolkoff P. EPHECT III: Health risk assessment of exposure to household consumer products. *Sci Total Environ* 536:903–913, 2015.

Tse L, Yu IT, Au JK, Wang X. A case-referent study of lung cancer and incense smoke, smoking and residential radon in Chinese men. *Environ Health Perspect* 119(11):1641–1646, 2011.

Uhde E, Salthammer T. Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality—A review of recent advances in indoor chemistry. *Atmos Environ* 41:3111–3128, 2007.

Uhde E, Schulz N. Impact of room fragrance products on indoor air quality. *Atmos Environ* 106:492–502, 2015.

US Centers for Disease Control and Prevention (Centres pour le contrôle et la prévention des maladies). Indoor Environmental Quality Policy (politique de qualité de l'air intérieur). 2009. www.drsteinemann.com/Resources/CDC%20Indoor%20Environmental%20Quality%20Policy.pdf

US EPA. Candles and incense as potential sources of indoor air pollution: market analysis and literature review. Rapport EPA-600/R-01-001. 2001.

Van Engelen JGM, Heinemeyer G, Rodriguez C. Consumer exposure scenarios: development, challenges and possible solutions. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 17:S26–S33, 2007.

Vanderstraeten P, Forton M, Brasseur O, Offer ZY. Black Carbon Instead of Particle Mass Concentration as an Indicator for the Traffic Related Particles in the Brussels Capital Region. *J Environ Protect* 2:525-532, 2011.

Wang IJ, Tsai CH, Chen CH, Tung KY, Lee YL. Glutathione S-Transferase, Incense Burning and Asthma in Children. *Eur Respir J* 37(6):1371-1377, 2010.



- Wei W, Mandin C, Blanchard O, Mercier F, Pelletier M, Le Bot B, Glorennec P, Ramalho O. Predicting the gas-phase concentration of semi-volatile organic compounds from airborne particles: Application to a French nationwide survey. *Sci Total Environ* 576:319-325, 2017.
- Wolkoff P, Clausen PA, Larsen K, Hammer M, Larsen ST, Nielsen GD. Acute airway effects of ozone-initiated d-limonene chemistry: Importance of gaseous products. *Toxicol Lett* 181:171-176, 2008.
- Xie SH, Yu IT, Tse LA, Au JS, Wang F, Lau JS, Zhang B. Domestic incense burning and nasopharyngeal carcinoma: A case-control study in Hong Kong Chinese - Brief Communication. *Environ Molecul Mutagen* 55(9):751-756, 2014.
- Yang TT, Lin ST, Lin TS, Hong WL. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon emissions in the particulate phase from burning incenses with various atomic hydrogen/carbon ratios. *Sci Total Environ* 414:335-342, 2012.
- Yrieix C, Dulaurent A, Laffargue C, Maupetit F, Pacary T, Uhde E. Characterization of VOC and formaldehyde emissions from a wood-based panel: Results from an inter-laboratory comparison. *Chemosphere* 79:414-419, 2010.
- Zai S, Zhen H, Jia-Song W. Studies on the size distribution, number and mass emission factors of candle particles characterized by modes of burning. *J Aerosol Sci* 37:1484-1496, 2006.
- Zhang JP, Chen W, Li J, Yu S, Zhao W. VOCs and Particulate Pollution due to Incense Burning in Temples, China. *Procedia Engineering* 121:992-1000, 2015.
- Zhou R, An Q, Pan XW, Yang B, Hu J, Wang YH. Higher cytotoxicity and genotoxicity of burning incense than cigarette. *Environ Chem Lett* 13:465-471, 2015.



Index des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 1 : Liste des produits testés lors de la campagne dans la maison MARIA	12
Tableau 2 : Techniques de prélèvements et d'analyses mises en œuvre pour la caractérisation des émissions de polluants gazeux et particulaires par les bougies et encens	15
Tableau 3 : Protocole de mesure mis en œuvre pour la caractérisation des émissions de polluants gazeux et particulaires par les bougies et encens	16
Tableau 4 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour quelques composés émis par les bougies, les encens et la lampe à catalyse lors des essais dans la maison expérimentale MARIA.....	26
Tableau 5 : Concentrations maximales sur 1h ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pour les particules émises par les bougies, les encens et la lampe à catalyse lors des essais dans la maison expérimentale MARIA.....	27
Tableau 6 : Scénarios d'exposition génériques élaborés pour caractériser différents usages de bougies et d'encens.....	33
Tableau 7 : Exposition chronique - Concentrations Moyennes Inhalées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Min. : Valeur minimale ; Max. : Valeur maximale ; Med. : Valeur médiane ; Moy. : Valeur moyenne.....	36
Tableau 8 : Expositions liées à l'utilisation d'encens issues de la littérature scientifique	41
Tableau 9 : Expositions liées à l'utilisation de bougies issues de la littérature scientifique	42
Tableau 10 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) retenues l'évaluation des risques sanitaires	45
Tableau 11 : Protocoles d'essais testés et plateformes d'essais associées	59
Tableau 12 : Métrologie associée à la chambre d'essais combustion et la VCE1000 du CSTB	62
Tableau 13 : Nombre d'essais réalisés à l'aide des différentes combinaisons	64
Tableau 14 : Facteurs d'émission massique (SER_q en $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$) lors de la combustion des 5 produits testés - Essais EBENE-CSTB	69
Tableau 15 : Répétabilité du protocole par comparaison de 10 essais réalisées sur l'encens EBENE-6 (CSTB) et la bougie EBENE-2 (LCE) sur les plateformes CSTB et LCE.....	71
Tableau 16 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de benzène (en rouge et gras, les plus pertinents)	76
Tableau 17 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de toluène (en rouge les plus pertinents)	77
Tableau 18 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations de formaldéhyde (en rouge les plus pertinents)	78
Tableau 19 : Indice de cohérence modèle/mesure pour les concentrations d'acétaldéhyde (en rouge les plus pertinents)	79



Figures

Figure 1 : Maison expérimentale MARIA du CSTB, Champs-sur-Marne.....	13
Figure 2 : Maison expérimentale MARIA du CSTB (Champs-sur-Marne)	13
Figure 3 : Chambre à coucher n°1 de la maison MARIA	14
Figure 4 : Vitesse de combustion (g.h^{-1}) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)	17
Figure 5 : Concentrations moyennes en formaldéhyde et benzène pendant l'essai ($\mu\text{g.m}^{-3}$) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)	18
Figure 6 : Concentrations moyennes en toluène et d-limonène pendant l'essai ($\mu\text{g.m}^{-3}$) pour la lampe à catalyse (orange), les bougies (bleu) et les encens (rouge)	19
Figure 7 : Distribution granulométrique des particules émises par les encens	20
Figure 8 : Distribution granulométrique des particules émises par les bougies	20
Figure 9 : Profil temporel de la distribution granulométrique des particules émises l'encens EBENE-1 (encens allumé à $t = 1\text{h}$)	21
Figure 10 : Evolution de la distribution granulométrique des particules émises par une bougie au cours du temps	21
Figure 11 : Profil temporel de la distribution granulométrique des particules émises la bougie EBENE-4 (bougie allumée à $t = 1\text{h}$ et éteinte à $t = 2\text{h}$)	22
Figure 12 : Mesure du benzène, du formaldéhyde, du toluène et de l'acétaldéhyde dans la chambre expérimentale MARIA durant l'essai sur l'encens EBENE-8	24
Figure 13 : Mesure des particules dans la chambre expérimentale MARIA durant l'essai sur l'encens EBENE-8	25
Figure 14 : Concentrations maximales moyennes en PM_{10} – SMPS ($\mu\text{g.m}^{-3}$) selon le mode d'allumage par allumette ou briquet.....	30
Figure 15 : Vitesses de combustion (g.h^{-1}) et concentrations mesurées en benzène ($\mu\text{g.m}^{-3}$) pour un même encens sous forme de bâton (EB-9), de cône (EB-10) ou de stick (EB-19)	30
Figure 16 : Chambre d'essais VCE1000 (LCE).....	58
Figure 17 : Chambre d'essai « combustion » du CSTB	59
Figure 18 : Durée de combustion des encens dans les différentes plateformes d'essai	65
Figure 19 : Masses brûlées (g) des encens dans les différentes plateformes	66
Figure 20 : Masses brûlées (g) des bougies dans les différentes plateformes.....	66
Figure 21 : Vitesses de combustion des encens dans les différentes plateformes	67
Figure 22 : Vitesses de combustion des bougies dans les différentes plateformes	67
Figure 23 : Profils temporels d'émission du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour le produit EBENE-1 (protocole « EBENE-CSTB »)	70
Figure 24 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, du toluène, du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour les protocoles « EBENE-CSTB » et « EBENE-LCE »	70
Figure 25 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, du toluène, du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde pour les protocoles EBENE-CSTB et Norme	72
Figure 26 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, toluène, formaldéhyde et acétaldéhyde pour les protocoles CC-TRA2 (données non disponibles pour les aldéhydes) et Norme.....	72
Figure 27 : Facteurs d'émissions massiques du benzène, toluène, formaldéhyde et acétaldéhyde pour les protocoles CC-TRA2 (données non disponibles pour les aldéhydes) et CC-TRA1 (données non disponibles pour EBENE-6).....	73



Figure 28 : Exemple de simulation des concentrations de benzène pour la combustion du produit EBENE-1 (trait plein : concentrations simulées, en pointillé : moyenne de cette simulation pour les phases de combustion et de post-combustion).....	74
Figure 29 : Concentrations de benzène, mesurées (MARIA) et simulées	75
Figure 30 : Concentrations de toluène, mesurées (MARIA) et simulées	76
Figure 31 : Concentrations de formaldéhyde, mesurées (MARIA) et simulées	77
Figure 32 : Concentrations d'acétaldéhyde, mesurées (MARIA) et simulées.....	78
Figure 33 : Comparaison des SERq obtenus lors des différents essais selon les protocoles en chambres et au cours de la campagne expérimentale menée dans MARIA	79



Sigles et acronymes

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AEE	Agence européenne pour l'environnement
AFPIA	Association pour la Formation Professionnelle dans les Industries de l'Ameublement
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AS	A Seuil
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry - Agence Américaine des Substances Toxiques et du Registre des Maladies
BTEX	Benzène, Toluène, Éthylbenzène, Xylènes
CAA	Concentration Admissible dans l'Air
CMI	Concentrations Moyennes Inhalées – concentration caractérisant l'exposition par inhalation
CO	Monoxyde de carbone
CO₂	Dioxyde de carbone
COSV	Composés Organiques Semi Volatils
COV	Composés Organiques Volatils
COVNM	Composés Organiques Volatils Non Méthaniques
COVT	Composés Organiques Volatils Totaux
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DGPR	Direction Générale de la Prévention des Risques
DGS	Direction générale de la santé
DNPH	DiNitroPhénylHydrazone
EFSA	European Food Safety Authority - Autorité européenne de sécurité des aliments
EPHECT	Emissions, Exposure Patterns and Health Effects of Consumer Products in the EU – Emissions, scénarios d'exposition et effets sanitaires des produits de consommation dans l'UE
EQRS	Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires
ERI	Excès de Risque Individuel
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
ERU	Excès de Risque Unitaire
ERU_i	Excès de Risque Unitaire pour la voie inhalation
FDTE	Fiches de Données Toxicologiques et Environnementales de l'INERIS
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCSP	Haut Conseil de la Santé Publique
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
InVS	Institut de Veille Sanitaire



IR	Indice de Risque
LCE	Laboratoire de Chimie de l'Environnement
LD	Limite de Détection
LQ	Limite de Quantification
MEEM	Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer
NO₂	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment - Bureau Américain pour l'Évaluation des Dangers en Santé Environnementale
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
PM	Particulate Matter
QD	Quotient de Danger
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu - Institut National de Santé Publique des Pays-Bas
SER	Specific Emission Rate – Facteur d'émission
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
SO₂	Dioxyde de soufre
SO_x	Oxydes de soufre
SS	Sans Seuil
TRA	Taux de Renouvellement d'Air
US EPA	United States Environmental Protection Agency - Agence Américaine de Protection de l'Environnement





EXPOSITION AUX POLLUANTS EMIS PAR LES BOUGIES ET LES ENCENS DANS LES ENVIRONNEMENTS INTERIEURS

Les émissions de polluants volatils et particulaires sont caractérisées dans des conditions réalistes d'utilisation pour neuf bougies et neuf encens.

La combustion d'encens représente une source significative de polluants volatils (notamment de benzène) et de particules dans les environnements intérieurs.

Les émissions des bougies sont globalement inférieures à celles des encens, sauf pour les oxydes d'azote (NOx). Par contre, les bougies émettent des particules plus fines par rapport aux encens.

Concernant ces produits, aucune situation préoccupante n'est attendue pour les expositions chroniques liées à des usages limités.

Dans certains cas d'utilisation plus importante ou de défauts de ventilation, des dépassements des valeurs toxicologiques de référence peuvent être atteints, ce qui suggère le besoin de limiter les émissions des produits les plus émissifs.

L'information des usagers sur les bonnes pratiques d'utilisation de ces produits et sur l'importance d'aérer après leur utilisation est nécessaire pour limiter les expositions aux polluants émis.

La combustion d'encens et de bougies représente une source significative de polluants gazeux et particulaires dans les environnements intérieurs.

L'information des usagers sur les bonnes pratiques d'utilisation de ces produits et sur l'importance d'aérer après leur utilisation est nécessaire pour limiter les expositions aux polluants émis.

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

www.ademe.fr

