

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion : **2010-2011**

PROJET D'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES



FEUX DE BIOMASSE

**Hardiesse NDEDY DICKA
Hélène SAINTOBERT
Judith TRIQUET**

Remerciements

Nous tenons à remercier tout particulièrement M. Jean-Ulrich MULLOT, pharmacien spécialisé en évaluation des risques sanitaires et chef du laboratoire de chimie analytique de Toulon, pour son aide, ses connaissances et sa disponibilité tout au long de ce projet.

Nous remercions M. Philippe GLORENNEC, enseignant-chercheur à l'EHESP, pour ses conseils et recommandations durant ce projet.

Un grand merci à Mme. Nathalie BONVALLOT, ingénieur d'étude à l'EHESP, pour son aide et ses compétences lors de nos choix de valeurs toxicologiques de référence.

Merci à M. Olivier BLANCHARD, enseignant-chercheur à l'EHESP, pour ses conseils pendant toute la durée de ce travail.

Nous tenons également à remercier M. Pierre TRIQUET, Lieutenant-colonel au Service Départemental d'Incendie et de Secours du Nord, pour sa disponibilité et son aide technique lors de la réalisation de ce projet.

Résumé

Environ 5000 feux de forêts ont lieu chaque année en France. Lors des opérations d'extinction de ces feux, des primo-intervenants sont exposés aux fumées émises et leurs composants. Une exposition chronique à des substances potentiellement toxiques pourrait avoir des effets sur la santé des professionnels. Cette étude vise à repérer et surveiller les polluants dangereux afin de prendre des mesures de protection.

Une analyse de la littérature a permis, dans un premier temps, de relever les polluants émis lors des feux de forêts (environ 80). Une pré-sélection est ensuite effectuée sur ceux rencontrés le plus souvent. Une deuxième étape de recueil et de synthèse d'informations permet de calculer des scores (fonctions de la toxicité et des quantités émises) aboutissant à une hiérarchisation. La liste des polluants à surveiller est ainsi définie: acroléine, PM_{2,5} et PM₁₀, formaldéhyde, NO₂, acétaldéhyde, benzène, benzo[a]pyrène, et benzo[b]fluoranthène. Ceux-ci seront mesurés directement sur le terrain lors des interventions par les primo-intervenants concernés.

Mots clés : feux de forêts, polluants, sapeurs-pompiers, exposition, effets sur la santé.

Every year in France, about 5000 forests fires occurred. While the fires are putting out, the people who intervene are exposed to emitted smoke and its components. A chronic exposure to potentially toxic substances could have health effects on those people. This study aims at find and monitor the life-threatening pollutants, in order to take protective measures.

Research in the literature allow, first, to list the pollutants produced during forests fires (about 80). Then, a preselection was made for the ones the most described in the literature. A second step of research and an information synthesis are finally done. This enable to calculate scores (thanks to the values of toxicity and emitted concentrations) to organize the pollutants into a hierarchy. The pollutants which have to be watched are the following ones : acrolein, PM_{2,5} and PM₁₀, formaldehyde, NO₂, acetaldehyde, benzene, benzo[a]pyrene and benzo[b]fluoranthene. They will have to be directly measured during forests fires by the fire fighters who could be affected.

Keywords: forests fires, pollutants, fire fighters, exposure, health effects.

Sommaire

| | |
|--|----|
| Remerciements | 1 |
| Résumé | 2 |
| Sommaire | 3 |
| Sigles et acronymes | 5 |
| Liste des tableaux | 6 |
| Liste des figures | 6 |
| Introduction | 7 |
| I. Contexte et enjeux de l'étude | 8 |
| A. Les feux de forêt en France | 8 |
| 1. Communes exposées | 8 |
| 2. Départs de feux et surfaces brûlées | 8 |
| B. Généralités sur le bois | 9 |
| 1. Composition du bois | 9 |
| 2. Processus de combustion du bois | 10 |
| II. Facteurs d'influence de l'émission des polluants | 11 |
| A. Type de végétation | 11 |
| B. Les différents types de feu de forêt | 11 |
| C. Phases d'un feu | 11 |
| D. Conditions météorologiques | 12 |
| E. Humidité | 12 |
| III. Nature de l'exposition | 13 |
| A. Voies d'exposition | 13 |
| B. Scénarios d'exposition | 13 |
| 1. Variabilité de l'exposition | 13 |
| 2. Choix du scénario | 15 |
| IV. Identification des polluants | 16 |
| A. Revue bibliographique | 16 |
| B. Inventaire des polluants | 16 |
| 1. Les Composés Organiques Volatils | 17 |
| 2. Les Composés Organiques Semi-Volatils | 18 |

| | | |
|-------|--|----|
| 3. | Les polychlorinated dibenzo-p-dioxins et polychlorodibenzofuranes..... | 18 |
| 4. | Les radicaux libres..... | 19 |
| 5. | Les gaz inorganiques | 19 |
| 6. | Les radionucléides | 19 |
| V. | Hiérarchisation | 20 |
| A. | Présélection de polluants | 20 |
| 1. | Les COV et COsV : | 20 |
| 2. | Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)..... | 21 |
| 3. | Les oxydes d'azotes..... | 23 |
| 4. | Les radionucléides : | 23 |
| 5. | Les polychlorinated dibenzo-p-dioxins et polychlorodibenzofuranes..... | 23 |
| B. | Caractéristiques et effets sanitaires des polluants..... | 23 |
| C. | Sélection des VTR..... | 31 |
| D. | Tableau bilan et classement des polluants d'intérêt | 36 |
| E. | Choix des polluants traceurs | 43 |
| VI. | Métrologie | 45 |
| A. | Mesure de contamination dans l'air..... | 45 |
| B. | Indicateurs Biologiques d'exposition | 48 |
| 1. | PM | 48 |
| 2. | Benzène | 48 |
| VII. | Discussion | 50 |
| VIII. | Conclusion..... | 52 |
| IX. | REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 53 |
| | TABLE DES ANNEXES | 59 |

Sigles et acronymes

| | |
|-----------------|---|
| ATSDR | Agency for Toxic Substances and Disease Registry |
| CO | Monoxyde de carbone |
| CO ₂ | Dioxyde de carbone |
| COS | Commandant des Opérations de Secours |
| COsV | Composé Organique semi Volatile |
| COV | Composé Organique Volatile |
| EPI | Equipement de Protection Individuelle |
| HAM | Hydrocarbure Aromatique Monocyclique |
| HAP | Hydrocarbure Aromatique Polycyclique |
| HbCO | Carboxyhémoglobine |
| IFN | Inventaire Forestier National |
| INERIS | Institut National de l'Environnement Industriel et des risques |
| INRS | Institut National de Recherche et de Sécurité |
| IRSST | Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail |
| LG | Levoglucosan |
| NOAEL | No observed adverse effect level |
| NOAEC | No Observed Adverse Effect Concentration |
| OEHHA | Office of Environmental Health Hazard Assessment |
| OMS | Organisation mondiale de la santé |
| PACA | Provence Alpes Cote d'Azur |
| PCDD | Polychlorodibenzo-p-dioxines |
| RIVM | Institut national de la santé public et de l'environnement des Pays-Bas |
| US EPA | United States Environmental Protection Agency |
| VTR | Valeur toxicologique de référence |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau I : Liste des polluants répertoriés..... | 17 |
| Tableau II : Pourcentage d'émission relatif des composés émis lors de la combustion du bois | 20 |
| Tableau III : Concentrations mesurées en mg/m ³ et en ppm des composés émis par la combustion de 125g de broussaille dans une chambre de combustion | 21 |
| Tableau IV : Concentrations émises de HAP (en µg.kg ⁻¹) lors de la combustion d'un échantillon de bois..... | 22 |
| Tableau V : Concentrations émises de HAP (en µg.kg ⁻¹) lors de la combustion de bois de forêt | 22 |
| Tableau VI : Symptomatologie lors d'une intoxication au CO ₂ | 24 |
| Tableau VII : Tableau bilan..... | 37 |
| Tableau VIII : Critères de choix des polluants..... | 41 |
| Tableau IX : Classements des polluants..... | 44 |
| Tableau X : Estimation de la concentration en matières en suspension à partir de la visibilité | 47 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Les communes exposées aux risques feux de forêts, en mars 2010 | 8 |
| Figure 2: Nombre de feux et surfaces brûlées en France entre 1985 et 2008 | 9 |
| Figure 3 : Schéma de l'organisation des équipes pendant l'extinction d'un feu de forêt | 14 |
| Figure 4 : Badge GABIE® | 46 |
| Figure 5 : Schématisation du métabolisme du benzène dans l'organisme humain | 48 |

Introduction

En France près de 5000 feux de forêts ont lieu chaque année et entraînent la destruction du biotope et une amplification de l'érosion du sol [1].

Cette combustion entraîne l'émission d'un grand nombre de polluants toxiques [2]. Les feux de forêts sont reconnus comme sources d'émissions importantes de polluants dans l'atmosphère, avec de nombreux impacts sur l'environnement et l'homme au niveau local, régional ou à l'échelle globale. Cette pollution représenterait un problème de santé publique avec des effets à plus ou moins long terme pour les populations touchées, en particulier pour le personnel impliqué dans les opérations de lutte contre les incendies [3].

Toutefois, les impacts potentiels sur la santé des sapeurs-pompiers sont encore mal documentés. En effet, lors des activités de lutte contre les incendies, les difficultés de collecte des données sur l'exposition aux fumées ont largement contribué à ces lacunes scientifiques.[4]

C'est dans ce cadre que M. Jean-Ulrich Mullot, pharmacien spécialisé en évaluation des risques sanitaires et chef du laboratoire de chimie analytique de Toulon, nous a contacté. Sa commande consiste en la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires encourus par les primo-intervenants lors des feux de biomasse. Ce sujet se restreint aux feux de forêts, suite à la demande du commanditaire. Cette étude est nécessaire afin d'identifier et d'analyser les expositions liées aux substances chimiques émises.

Pour ce faire, une synthèse de la bibliographie est réalisée afin d'identifier les polluants auxquels les intervenants sont exposés. Cette étape est suivie d'une hiérarchisation, permettant de cibler les polluants d'intérêt, et dont la finalité est de réaliser des mesures de terrain assurant la sécurité des professionnels.

Ce rapport présente tout d'abord les contextes et enjeux de l'étude, puis la nature de l'exposition et l'identification des polluants, ensuite la hiérarchisation de ces polluants, et enfin les méthodes de mesures applicables lors d'un feu de forêt.

I. Contexte et enjeux de l'étude

A. Les feux de forêt en France

En moyenne, 5 000 départs de feux surviennent chaque année en France, représentant 9% de ceux ayant lieu en Europe. Leur nombre et leur ampleur varient d'une année à l'autre.

1. Communes exposées

Les trois quarts des communes françaises ayant subi des feux de forêts sont situées dans la moitié Sud du pays. Comme indiqué sur la carte ci-dessous, la Corse, la région PACA, le Languedoc-Roussillon, la Drôme, l'Ardèche ainsi que l'Aquitaine sont les plus touchés. Une commune sur six en moyenne est classée à risque, les trois quarts se situent dans ce même périmètre.

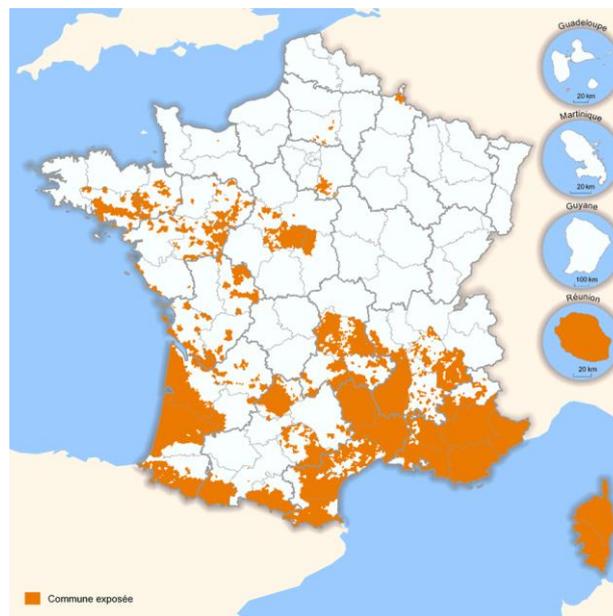


Figure 1 : Les communes exposées aux risques feux de forêts, en mars 2010

(Source : Service de l'Observation et des Statistiques [5])

Les conditions du milieu telles que la chaleur, le vent, ainsi que la végétation favorisent le déclenchement de ces feux. En effet, les zones boisées de ces régions ont un potentiel combustible élevé dû aux essences présentes et aux sols secs. La présence croissante de biens et de personnes à proximité des zones boisées augmente leur vulnérabilité face aux incendies.

2. Départs de feux et surfaces brûlées

Les données recueillies par le ministère de l'environnement permettent de décrire l'évolution du nombre de feux de forêts et des surfaces brûlées au cours des années. Les chiffres récoltés depuis 1985 sont présentés dans le graphique ci-dessous:

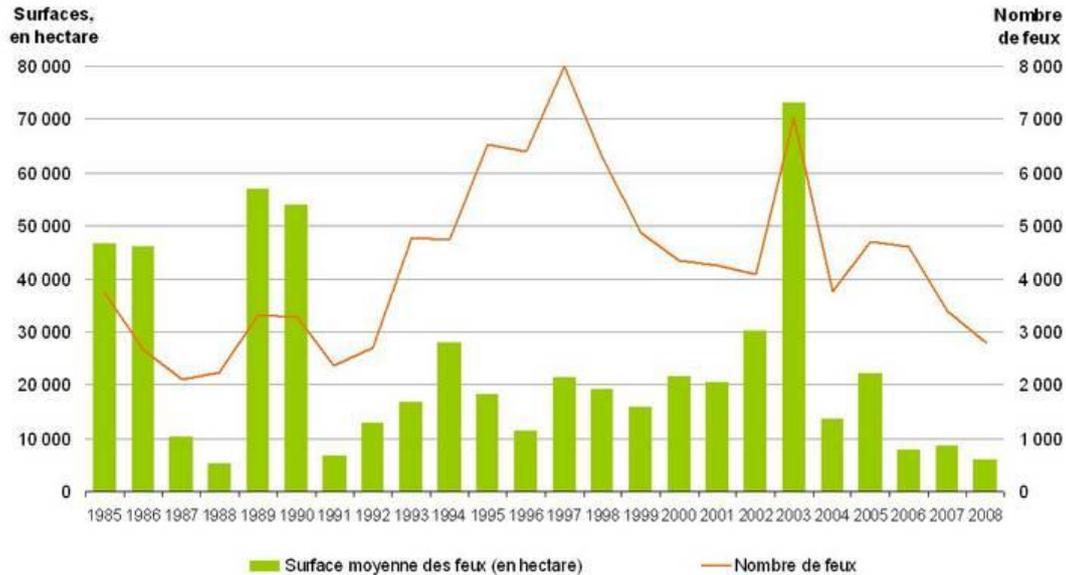


Figure 2: Nombre de feux et surfaces brûlées en France entre 1985 et 2008

(source : commission européenne [6])

Les surfaces brûlées chaque année ont diminué de moitié depuis les années 1990: environ 20 000 ha en moyenne par an contre 37 000 avant 1990. L'année 2003 fait exception en raison des conditions climatiques exceptionnelles qui ont favorisé les départs de feux, notamment dans le département du Var.

Le nombre d'incendies a connu une forte augmentation entre 1990 et 1997, passant de 3 000 à 8 000 par an. Depuis 1997, le nombre de feux a diminué et s'est stabilisé à environ 4 600 feux par an. Ces chiffres sont en progrès grâce à la détection précoce des feux naissants et à l'amélioration de la lutte contre l'incendie.

B. Généralités sur le bois

1. Composition du bois

La norme NF B 50-003 définit le bois comme un ensemble de tissus résistants secondaires (de soutien, de conduction, et de mise en réserve) qui forment les troncs, branches et racines des plantes ligneuses.

Le bois est constitué en majorité de cellulose (environ 50 %), de lignine (20 à 30 %), d'hémicellulose (15 à 25 %) et d'un faible pourcentage (de 1 à 1,5 %) d'éléments minéraux. Sa composition chimique est d'environ 50 % de carbone, 42 % d'oxygène, 6 % d'hydrogène, 1 % d'azote et 1 % de cendre. Son taux d'humidité est variable.

De ce fait, c'est un matériau apprécié pour ses propriétés mécaniques, pour son pouvoir calorifique et une matière première pour l'industrie chimique. Il a de nombreuses propriétés, notamment celle de combustible. [7]

2. Processus de combustion du bois

Le processus de combustion met en jeu deux paramètres clés : la quantité de biomasse brûlée, et la quantité de composés relargués, ou facteur d'émission. Dans des conditions idéales de combustion complète, le feu de biomasse consiste en une oxydation produisant de la vapeur d'eau et du dioxyde de carbone. Dans le cas d'incendies naturels ou anthropiques, la combustion est incomplète en raison d'un manque d'O₂. C'est pourquoi des composés d'oxydation ou de réduction incomplète sont formés. Ces composés se retrouvent alors dans les fumées émises.

Lors de la combustion du bois, ses constituants commencent à s'hydrolyser, s'oxyder, se déshydrater, et la pyrolyse rend de plus en plus volatiles les réactifs carbonés. Les réactions exothermiques de combustion du bois commencent à la température d'inflammation des substances volatiles. La chaleur communiquée au cours de la combustion donne naissance à une première énergie nécessaire pour la gazéification du substrat et la propagation de l'incendie. L'eau libre ou capillaire se trouvant alors dans les cavités des cellules s'évapore, et l'eau liée stockée dans les parois cellulaires se vaporise. Avec cette eau, les matières extractibles telles que les composés résineux et les produits de décomposition de la cellulose, de l'hémicelluloses et de la lignine sont vaporisés et peuvent subir d'autres modifications dues à la combustion. [8]

II. Facteurs d'influence de l'émission des polluants

Les émissions provenant de la combustion dépendent directement de la composition chimique du combustible et des conditions de combustion. [8]

A. Type de végétation

La France possède une grande richesse et variété de forêts, du fait de ses différences de climats, de géologie et de topologie. Ses forêts s'étendent sur 16,1 millions d'hectares.

Il existe 136 espèces d'arbres : 76 feuillues et 60 résineux. Ainsi, quatre types de forêts sont présents en France : forêt de littoral, forêt de plaine, forêt de montagne et forêt méditerranéenne. [9]

La grande diversité de végétation explique les difficultés rencontrées afin d'estimer les concentrations de polluants dans les fumées. En effet, suivant l'essence brûlée, les polluants et leur quantité émise diffèrent. La combustion de résineux libère plus de HAP que la combustion de feuillus (par exemple : le sapin émet 7,2mg/kg de HAP contre 4,8mg/kg pour le hêtre). [10]

Une autre étude réalisée sur des feux contrôlés en Australie a montré une grande variabilité dans l'émission de polluants en fonction du type de végétation rencontré. Il en résultait que les émissions de monoxyde de carbone, de particules respirables et de formaldéhyde étaient plus élevées dans les landes "mallee", la forêt d'eucalyptus et la forêt tropicale. [11]

B. Les différents types de feu de forêt

Nous pouvons distinguer trois types de feu de forêt, pouvant être repérés simultanément sur une même zone, selon les caractéristiques de la végétation qui la compose:

- les feux de sol: ils brûlent les matières organiques que l'on retrouve dans la litière, l'humus ou les tourbières. Ces feux, peu virulents, ont une vitesse de propagation faible.
- les feux de surface: ils brûlent les strates basses de la végétation. Ces feux peuvent se propager rapidement lorsque les conditions de vent et de relief sont favorables.
- les feux de cimes: ils brûlent la partie supérieure des arbres, formant ainsi une couronne de feu. Ils libèrent en général de grandes quantités d'énergie et leurs vitesses de propagation sont très élevées. [12]

C. Phases d'un feu

Comme exposé précédemment dans la partie "processus de combustion du bois", différentes réactions interviennent successivement. Ainsi, un incendie de biomasse se décompose en plusieurs phases:

- la phase de flammes : de 0 à 20 minutes
- la phase d'initiation des fumées : de 20 à 80 minutes
- la phase de fumées : jusqu'à l'extinction du feu.

Ces différentes phases impliquent des réactions et des productions d'agents différents. La durée de chaque phase et la quantité de biomasse brûlée durant chacune d'elles dépend essentiellement du type de comburant utilisé (voir paragraphe I.B.2 page 10). [13]

D. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques ont un effet particulièrement important sur les feux de forêts. La dynamique de développement et l'évolution du feu en sont dépendantes. [14]

Les quantités de polluants rejetés sont affectées par la température, l'humidité, la vitesse et la direction du vent. De plus, la concentration en fumées change constamment. Des prévisions sur la vitesse et la direction des vents peuvent aider à prédire la quantité de fumées arrivant dans une zone, afin de protéger les populations, même si ces prévisions ne sont valables que sur un temps très court (quelques heures). [15]

Certaines périodes sont plus propices au déclenchement et à la propagation des feux de forêts. Ces périodes sont appelées « burning seasons », et il est estimé qu'aucun incendie ne peut apparaître en dehors de celles-ci. En France, la plupart des incendies de biomasse ont lieu durant la période sèche, de juin à septembre [16]. Une attention plus particulière pendant cette période et les connaissances des conditions météorologiques permettent de prévoir la survenue d'un feu et les moyens à mettre en œuvre.

E. Humidité

La teneur en humidité du bois varie considérablement selon l'essence. Il est admis que la teneur optimale en eau, pour permettre la réduction de particules émises pendant la combustion du bois, se situe entre 20% et 30%. Lorsqu'elle est trop élevée, une importante quantité d'énergie est nécessaire pour vaporiser l'eau, l'intensité de la combustion diminue, ce qui augmente la formation de fumées [17]. D'autre part, une faible teneur en humidité favorise une combustion rapide qui limite l'apport en oxygène. Cette dernière situation conduit à un processus de combustion incomplète avec une augmentation de la formation de fumées chargées en particules et polluants toxiques.

III. Nature de l'exposition

La France est sujette à plusieurs centaines de feux de forêts par an comme le montrent les statistiques notées plus haut. Ces feux peuvent être d'intensité plus ou moins grande et durent souvent plusieurs heures voire plusieurs semaines. Ils libèrent ainsi des quantités importantes de polluants dangereux.

Plusieurs études ont montré que l'exposition aiguë (à des niveaux élevés) au monoxyde de carbone (CO), à des particules respirables (RP), aux aldéhydes et aux composés organiques volatils (COV) peuvent provoquer des effets néfastes sur la santé des sapeurs-pompier, tels que la toux, l'irritation des yeux, de l'essoufflement, des maux de tête, des étourdissements et des nausées. [11]

Dans le cadre de cette étude, nous considérons que les sapeurs-pompier interviennent sur plus d'un feu par an et qu'ils y sont confrontés durant une grande partie de leur carrière voire l'intégralité de celle-ci. Nous nous intéresserons donc, au cours de ce travail, aux expositions chroniques.

De nombreux facteurs influent sur les effets causés par l'exposition à ces feux, tel que les concentrations en polluants émis, la zone d'exposition du sapeur-pompier, la durée d'exposition, les niveaux d'effort et la sensibilité individuelle (préexistence d'une maladie cardiaque ou pulmonaire). [11]

A. Voies d'exposition

Notre étude porte sur les feux de forêts et les impacts sur les primo-intervenants. La seule voie d'exposition qui semble être à étudier est l'inhalation. [18].

L'exposition par ingestion est écartée. En effet, pour les sapeurs-pompier qui interviennent sur le terrain, la probabilité d'ingérer des matériaux brûlés est négligeable. La voie cutanée est également exclue. En effet, les sapeurs-pompier portent des protections permettant d'éviter les brûlures et tout contact direct avec les polluants.

Par conséquent, la seule voie d'exposition considérée est l'inhalation.

B. Scénarios d'exposition

1. Variabilité de l'exposition

Les sapeurs-pompier exécutent différentes activités lors de la lutte anti-incendie. Selon les postes, un contact direct avec les fumées est possible. Outre, les facteurs d'influence de l'émission des polluants (voir II page 11), les niveaux d'exposition sont fonction de la position des intervenants par rapport au feu.

Des études sur des feux déclenchés à visée expérimentale, dits feux contrôlés, ont montré que l'exposition à certains polluants pouvait être différente en fonction des postes de travail. Une étude menée en partenariat avec des sapeurs-pompier australiens a décrit différents niveaux d'expositions selon les tâches assignées. Plusieurs tâches ont été suivies pour 50 sapeurs-pompier et les niveaux d'exposition en fonction de ces tâches sont décrits ci-dessous.

Pour certaines substances telles que : le CO, les RP et le formaldéhyde, les expositions sont les mêmes pour les équipes chargées de l'extinction de l'incendies et celles patrouillant autour.

Dans la majorité des cas pour les mesures du monoxyde de carbone, les valeurs limites professionnelles ne sont pas dépassées ; des pics d'exposition sont toutefois observés.

Un indice d'irritation (une irritation des yeux, du nez et la gorge comme symptômes) a été retenu pour mesurer l'exposition au formaldéhyde, à l'acétaldéhyde et l'acroléine. Celui-ci a été dépassé pour la majorité des sapeurs-pompiers impliqués dans l'extinction des feux.

Les expositions au benzène ont été également élevées chez les équipes d'extinction et de patrouille, mais elles étaient encore bien en dessous de la valeur limite d'exposition professionnelle considérée ($3,2 \text{ mg/m}^3$).

Pour résumer, les situations de travail identifiées comme à risque pour de fortes expositions aux polluants émis particulièrement le CO, les particules respirables et le formaldéhyde sont l'extinction des incendies et les équipes de patrouilles au bord d'une zone brûlée dans l'interface urbain-rural. Cette étude confirme de plus l'exposition des professionnels à des polluants lors d'une intervention sur des feux de forêts.

Quelques recherches nous ont permis de matérialiser grossièrement comme suit la disposition des équipes pendant une activité de maîtrise d'un feu de forêt.

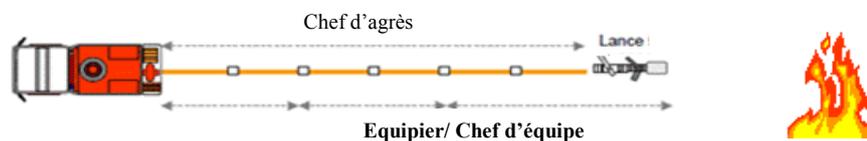


Figure 3 : Schéma de l'organisation des équipes pendant l'extinction d'un feu de forêt

Le chef d'équipe constitue avec son équipier un binôme indivisible. Ils sont chargés d'une mission d'exécutant précise (établir une lance, réaliser une reconnaissance ou un sauvetage, alimenter un engin incendie,...). L'équipier représente la doublure du chef d'équipe. Par conséquent, même si l'équipier se trouve à distance des flammes, il possède les mêmes protections que son chef d'équipe, c'est-à-dire l'Équipement de Protection Individuelle (EPI) complet (casque, lunettes de protections, cagoule de protection, pare-flamme, masque de fuite, veste, gants...).

Le chef d'agrès commande un véhicule d'intervention comprenant un équipage et un équipement matériel de secours. Après reconnaissance de l'incendie sur le terrain, il revient à l'engin afin de distribuer ses ordres à chacun de ses 2 ou 3 binômes (reconnaissance, extinction,...). Le chef d'agrès est équipé de même manière que le chef d'équipe et l'équipier, avec l'EPI complet.

Le conducteur d'engin reste dans ou au plus près du camion. Il possède normalement les mêmes équipements que pour les postes présentés précédemment. Mais cette tenue est lourde et n'est pas supportable plus de 20 minutes sans risque de déshydratation. C'est pourquoi le conducteur ne met souvent pas la tenue complète.

Cette étude menée en Australie ne s'intéresse surtout aux postes d'extinction des feux et de patrouille. L'organisation française prend en compte d'autres postes : le poste de commandement. Suivant l'importance de l'intervention, un chef de site, de colonne, de

groupe ou d'agrès peut être nommé Commandant des Opérations de Secours (COS). Ces personnes doivent pouvoir commander en tout temps l'intervention et doivent être capable de tout voir et ceci sans se mettre en danger. Pour cela, le COS se trouve généralement dans un véhicule de commandement, ou proche de celui-ci. Il ne porte aucun EPI, mais se trouve hors de la zone de danger, hors des fumées (étude météorologique permet de définir cette zone).

2. Choix du scénario

Dans une équipe d'intervention, tous les acteurs doivent être protégés contre les fumées, soit par des équipements (cas du chef d'agrès, du conducteur, du chef d'équipe et de l'équipier), soit par leur position vis-à-vis du feu (cas du COS). Mais les conducteurs se permettent, par soucis de praticité, de ne pas porter l'EPI complet. C'est pourquoi ils constituent la population la plus à risque. C'est donc cette population qu'il faudra prendre en considération dans cette étude.

Les polluants des feux de forêts sont susceptibles de se retrouver dans d'autres situations (feux d'habitations, autres feux de biomasse, marées noires...). C'est pourquoi une exposition moyenne, identique pour tous les polluants, de quatre jours par semaine pendant 20 ans, est à considérer.

IV. Identification des polluants

L'impact sur la santé des personnes dépend de la dangerosité (caractéristiques) des polluants auxquels elles sont exposées, des niveaux d'exposition à ces polluants, et des effets négatifs sur la santé susceptibles de se produire. [19]

De façon générale, la composition exacte de la fumée dépend du type de végétation brûlé, de la teneur en humidité du combustible, de la température, des types de feu et du vent. [11]. Plusieurs études ont été menées à travers le monde sur les pollutions générées par les feux de forêts. En raison de différences qui existent dans la végétation et dans les processus de lutte contre les incendies, elles ne sont pas toujours applicables dans les pays européens et en particulier en France.

A. Revue bibliographique

Une revue bibliographique est nécessaire afin de pouvoir rassembler le plus de données internationales disponibles concernant les feux de biomasse, les polluants émis, leurs propriétés physico-chimiques et toxicologiques ou encore leurs méthodes de détection.

Tout d'abord, la définition du feu de biomasse est indispensable. Pour cela, des recherches très générales avec les expressions « biomass » ou « source de biomasse » sont réalisées sur des moteurs de recherche.

Ensuite, l'identification des polluants a représenté la majeure partie du travail. Pour cela, plusieurs sources documentaires issues de la littérature scientifique et de la littérature grise (thèses, rapports d'agences et d'instituts français et internationaux,...) sont utilisées. Les données physiques, chimiques et toxicologiques de ces polluants sont également répertoriées.

Les recherches se sont concentrées sur les feux de forêts suite à la demande de M. Mullot. Des requêtes telles que « biomass burning », « pollutants emissions », « forest fire » et « health effects » ont été utilisées.

Enfin, les différents polluants sont directement entrés dans les bases de données et moteur de recherche afin d'en définir les caractéristiques. Les ressources utilisées furent notamment :

- des articles scientifiques issus de sites internet tels que PubMed, ScienceDirect
- des bases de données d'agence françaises et internationales : OMS, INERIS, INRS, US EPA, OEHHA.

B. Inventaire des polluants

La fumée des incendies de forêts est un mélange complexe de gaz, liquides et solides. La nature de la combustion est telle que la combustion n'est pas complète et, par conséquent un grand nombre de polluants sont émis. [20]

Les substances toxiques présentes dans les fumées comprennent des matières en suspension (PM), du monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de carbone (CO₂) et d'azote (NO₂), des composés à base de soufre, des aldéhydes, des composés organiques volatiles et semi-volatils (COV et COSV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des dioxines, des acides organiques, des radicaux libres et de l'ozone (O₃). [11] [21]

Les polluants cités précédemment sont ceux retrouvés le plus fréquemment dans la littérature. Cependant, bien d'autres ont été relevés. Le tableau ci-dessous en dresse la liste.

Tableau I: Liste des polluants répertoriés

| | | |
|------------------------|-----------------|------------------------|
| Butadiene | Methylchloride | 2-methylfurane |
| 2,3-dihydrofurane | Acroleine | Methylethylcetone |
| Ethane | Naphtalene | Benzo(b+k)fluoranthene |
| Benzo(e)pyrene | NO2 | CO2 |
| Benzene | Methylbromide | 3-methylfurane |
| Benzofurane | Propionaldehyde | 2,3-butanedione |
| Propane | Acenaphtylene | Benzo(a)anthracene |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene | Cesium-137 | CO |
| Toluene | Methyliodide | 2-ethylfurane |
| Furfural | Butanal | Pentanone |
| Ethylene | Fluorene | Chrysene |
| acenaphtene | Iodine-129 | CH4 |
| Xylene | Acetonitrile | 2,4-dimethylfurane |
| Phenol | Hexanal | Heptanone |
| Acetylene | Phenanthrene | Dibenzo(a,h)anthracene |
| Anthracene | Chlorine-136 | O3 |
| Ethylbenzene | Methanol | 2,5-dimethylfurane |
| Formaldehyde | Heptanal | Octanone |
| Propene | Pyrene | Benzo(ghi)perylene |
| Benzo(a)pyrene | PM2,5 | SO2 |
| Styrene | Furane | Tetrahydrofurane |
| Acetaldehyde | Acetone | Benzaldehyde |
| Butene | Fluoranthene | Perylene |
| NO | PM10 | PCDD et PCDF |

Tous ces polluants peuvent ensuite être regroupés suivant une propriété qui leur est commune, ou leur appartenance à une famille de composés.

1. Les Composés Organiques Volatils

En Europe, l'article 2 de la directive 1999/13/CE du Conseil européen du 11 mars 1999 définit les COV comme suit :

« *Tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 K ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières. [...] »*, et précise que le terme composé organique désigne :

« *Tout composé contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques».*

Beaucoup de ces composés dans les fumées ont des pressions de vapeur significative à température ambiante. Le méthane et le monoxyde de carbone sont souvent produits proportionnellement à d'autres composés d'une combustion incomplète et peut servir d'indicateurs de l'abondance des COV dans la fumée de combustion. [16]

Les COV ont des effets directs sur le corps humain. Certains de ces composés ont fait l'objet de plusieurs études et leurs effets néfastes souvent cancérigènes ont été décrits et approuvés. Nous pouvons citer entre autre le benzène qui est associé directement à la leucémie.

Les aldéhydes

Durant une combustion incomplète, comme pour les feux de biomasse, des aldéhydes peuvent être émis. Ils sont très irritants pour les muqueuses du corps humain. La concentration en aldéhydes dans les fumées est très difficile à quantifier, et des études devraient être menées dans ce sens. [16]

2. Les Composés Organiques Semi-Volatils

Les Composés Organiques Semi-Volatils (COsV) sont des composés les plus lourds, non volatils à température ambiante, mais volatils en contact avec une source chaude. Dans ce cas, ces composés vont se volatiliser au contact de cette source de chaleur et se recondenser avec les particules de l'air ambiant. Une de leurs principales familles est celle des HAP.

Les COsV contrairement aux COV peuvent s'adsorber sur les particules en suspension et se déposer sur des surfaces.

Les Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAPs sont le fruit de la pyrolyse ou de la combustion incomplète de matières organiques. Ces divers procédés tiennent compte de l'incinération des déchets agricoles, de la combustion du bois, du charbon ou d'ordures ménagères. Les principales sources naturelles de HAPs dans l'environnement sont les feux de forêts et les éruptions volcaniques. Il est rare que les HAPs soient présents à forte concentration dans l'environnement. Leur particularité tient en leur présence sous formes de mélanges plus ou moins complexes.

Les effets toxicologiques de ces derniers ne sont pas bien maîtrisés. Cependant, des études menées chez l'animal ont mis en évidence que les HAPs induisent de nombreux effets sur la santé, sur la reproduction, ainsi que des effets génotoxiques et cancérigènes. [22] Le CIRC a récemment réévalué les cancers provoqués par les HAPs. Des cancers du poumon, des tumeurs de la peau et du scrotum, de la vessie, des reins sont décrits plus ou moins spécifiques à certaines professions. Des résultats moins constants sont obtenus pour les cancers pharyngés ou du larynx, les tumeurs de l'estomac, du pancréas et de la prostate.

3. Les polychlorinated dibenzo-p-dioxins et polychlorodibenzofuranes

Les PCDD (polychlorinated dibenzo-p-dioxins) ou dioxines et les PCDF (polychlorodibenzofuranes) ou furanes sont des composés aromatiques polycycliques chlorés. Soixante quinze "congénères" de PCDD et 135 de PCDF sont dénombrés en fonction du nombre d'atomes de chlore et leur position. Ils peuvent être issus de combustions incomplètes, pyrolyses de composés organiques ou événement naturels tels que les feux de forêt. La principale source d'exposition humaine reste celle de l'alimentation (90%). Des expositions par inhalation n'ont pas été rapportées. Cependant, il est possible que l'absorption soit complète dans ce cas. [23]

Dix formes suscitent un intérêt au regard de leur toxicité importante. Elles contiennent au moins quatre atomes de chlore, en positions 2, 3, 7 et 8. La plus connue est la 2,3,7,8-TCDD.

4. Les radicaux libres

Les radicaux libres sont abondamment générés par la combustion de produits forestiers. Ce sont des molécules instables issues de la rupture de liaison chimique entre les composés. Ces réactions sont favorisées par les hautes températures, les rayonnements ultraviolets et les radiations.

Ils peuvent réagir sur les tissus humains provoquant ainsi un stress oxydatif et des réponses inflammatoires, ils augmentent ainsi le risque de cancérisation pour l'organisme. [24]

5. Les gaz inorganiques

Les gaz inorganiques ont de nombreuses sources anthropiques et naturelles. Les moyens de transport utilisant des hydrocarbures, et les activités industrielles ou de chauffage à base de combustibles fossiles forment des sources importantes d'émission de ces gaz. Les feux de forêts en sont la principale source naturelle.

6. Les radionucléides

Les incendies, du fait de la réduction du couvert végétal, provoquent l'érosion des sols ainsi que le transport de sédiments qui peuvent contenir des traces de métaux, des nutriments ou encore des radionucléides sur lesquels ils sont adsorbés. [25].

V. Hiérarchisation

A. Présélection de polluants

1. Les COV et COsV :

Une première revue [26] fait état des composés émis lors de feux contrôlés selon le type de végétation brûlé. Les résultats de cette étude sont présentés dans le tableau en annexe 1.

En considérant les composés les plus émis pour les trois types de végétation, nous pouvons effectuer une première sélection de 14 polluants dont 11 COVs: le Benzène, le Toluène, les Xylènes, l'acetonitrile, le Méthanol, le Formaldéhyde, l'Acétaldéhyde, l'Acroléine, l'Acétone, le 2,3-Butanedione et le Methylethylcetone; et 3 COsV: le Furane, le 2-Methylfurane et le Furfural.

Ying Liu et al identifient les composés émis lors de la combustion de biomasse selon sa source: la combustion de maïs, de blé, de bois, de charbon industriel et résidentiel. Les concentrations de 92 COV (voir annexe 2) ont été quantifiées pour cette étude. Nous nous intéressons aux résultats obtenus lors de la combustion du bois. Le tableau ci-dessous représente les pourcentages d'émission relatifs des composés détectés.

Tableau II : Pourcentage d'émission relatif des composés émis lors de la combustion du bois

| Composés | % Emission |
|-----------|------------|
| Ethane | 13 % |
| Propane | 4% |
| Ethylène | 28% |
| Acétylène | 17% |
| Propène | 10% |
| Butène | 5% |
| Butadiène | 4% |
| Benzène | 14% |
| Toluène | 5% |

A travers cette étude, nous faisons une autre sélection de polluants : éthane, l'éthylène, l'acétylène, et le benzène. [27]

Reisen et Al (2006) ont conduit une étude de mesure de concentrations en polluants émis lors d'un feu contrôlé d'une petite quantité de matière, dans une chambre de combustion. Les principaux polluants identifiés sont : les particules respirables, les aldéhydes (formaldéhyde,

acétaldéhyde, acroléine), les HAM (benzène, toluène, xylènes), le phénol et le monoxyde de carbone. Les concentrations mesurées sont données dans le tableau.

Tableau III : Concentrations mesurées en mg/m³ et en ppm des composés émis par la combustion de 125g de broussaille dans une chambre de combustion [28]

| Composés toxiques pour 125g de broussaille | Concentrations mesurées (mg/m ³) |
|--|--|
| Formaldéhyde | 0.26 ppm |
| Acétaldéhyde | 0.67 ppm |
| Acroléine | 0.18 ppm |
| Benzène | 0.72 |
| Toluène | 0.42 |
| Xylènes | 0.15 |
| Phénol | 0.4 |

Une quatrième étude, de Fabienne Reisen et Stephen K. Brown (2006), identifie le benzène, le toluène, les xylènes, l'acide acétique, le phénol, les alcanes, et les dérivés du benzène comme les composés organiques volatiles et semi volatils majoritairement émis lors de feux de brousse. [11]

En croisant toutes les données entre elles, nous limitons la liste des polluants à ceux communément détectés dans au moins deux études et pour lesquels nous disposons de concentrations. Il s'agit donc **du Benzène, du Toluène, des Xylènes, du Formaldéhyde, de l'acroléine, de l'acétaldéhyde et du phénol.**

2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

Nous faisons un focus particulier sur la famille des HAPs, bien que l'étude [29] montre une émission relativement faible pour les trois types de végétations étudiées, d'autres études indiquent que les HAPs sont émis en masse lors des feux de biomasse. Dans la dite étude, il n'est pas spécifié quels HAPs sont mesurés, ce qui peut expliquer cette faible concentration. De plus, l'émission de HAPs est fonction du type de feu et surtout du type de végétation (voir paragraphe II.A page 11). Nous pouvons donc penser que d'une étude à l'autre les concentrations mesurées peuvent fluctuer.

Dans le cadre de cette évaluation, nous souhaitons déterminer quels sont les polluants les plus prépondérants et dangereux afin de déterminer les effets sur la santé ainsi que les précautions à prendre.

Tableau IV : Concentrations émises de HAP (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$) lors de la combustion d'un échantillon de bois [30]

| Compound name | Untreated | Camphor | Medium density | Chipboard |
|------------------------|-----------|---------|----------------|-----------|
| | Wood | Laurel | Fiberboard | |
| Naphthalene | 18 360 | 24 171 | 49 909 | 60 393 |
| Acenaphthylene | 636 | 843 | 2026 | 2466 |
| Acenaphthene | 50 | 64 | 197 | 212 |
| Fluorene | 297 | 200 | 640 | 841 |
| Phenanthrene | 379 | 482 | 1519 | 1379 |
| Anthracene | 98 | 150 | 499 | 581 |
| Fluoranthene | 296 | 389 | 1008 | 708 |
| Pyrene | 197 | 262 | 439 | 457 |
| Benzo[a]anthracene | 82 | 132 | 484 | 614 |
| Chrysene | 35 | 59 | 287 | 230 |
| Benzo[b]fluoranthene | 326 | 251 | 696 | 612 |
| Benzo[k]fluoranthene | 32 | 46 | 917 | 85 |
| Benzo[a]pyrene | nd | nd | nd | nd |
| Indeno[1,2,3-cd]pyrene | nd | nd | 81 | 113 |
| Dibenz[ah]anthracene | nd | nd | nd | nd |
| Benzo[ghi]perylene | nd | nd | 143 | 227 |
| PAHs (total) | 20 800 | 27 100 | 58 900 | 68 900 |
| PCBs (Arochlor 1242) | nd | 17 | 40 | 48 |

nd: not detected.

Cette étude nous permet de déterminer quels HAPs sont principalement émis lors de la combustion du bois. Ce sont les suivant : Naphthalène, Acénaphthylène, Fluorène, Phénanthrène, Fluoranthène, Benzo[b]fluoranthène, Pyrène.

Une seconde étude [31] nous indique les concentrations suivantes :

Tableau V : Concentrations émises de HAP (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$) lors de la combustion de bois de forêt [31]

| | Douglas fir slash | | | Ponderosa pine slash | | |
|---------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------|----------------------|--------------------------|--------------|
| | Flaming low rate | Flaming high rate | Flaming average | Flaming | Late flaming and smolder | Mass average |
| PM emission factor (%) | 0.75 | 0.43 | 0.59 | 0.36 | 0.50 | 0.39 |
| Fraction of total PAH on PM (%) | 7.1 | 8.1 | 7.6 | 5.3 | 1.3 | 3.3 |
| Naphthalene | 23.9 | 18.2 | 21.1 | 19.6 | 4.5 | 16.1 |
| 2-Methylnaphthalene | 5.1 | 4.0 | 4.5 | 4.5 | 1.2 | 3.7 |
| Acenaphthylene | 4.1 | 2.5 | 3.3 | 1.2 | 0.5 | 1.0 |
| Acenaphthene | | | | | | |
| Fluorene | | 0.1 | 0.1 | 0.7 | 0.3 | 0.6 |
| Phenanthrene | 68.0 | 29.3 | 48.7 | 25.3 | 23.9 | 24.9 |
| Anthracene | 13.6 | 5.7 | 9.7 | 4.6 | 6.5 | 5.0 |
| Fluoranthene | 171.1 | 52.0 | 111.5 | 105.2 | 59.3 | 94.6 |
| Pyrene | 141.7 | 32.1 | 86.9 | 79.5 | 47.7 | 72.2 |
| Benzo[a]anthracene | 18.6 | 13.9 | 16.3 | 18.3 | 11.4 | 16.7 |
| Chrysene | 17.9 | 19.2 | 18.5 | 14.5 | 17.3 | 15.1 |
| Benzo[b]fluoranthene | | 2.2 | 2.2 | 10.7 | | 8.2 |
| Benzo[k]fluoranthene | 2.5 | 5.7 | 4.1 | 6.2 | | 4.8 |
| Benzo[a]pyrene | 2.3 | 1.9 | 2.1 | 4.2 | | 3.2 |
| Benzo[c]pyrene | 3.2 | 1.0 | 2.1 | 2.5 | | 1.9 |
| Perylene | | | | | | |
| Benzo[ghi]perylene | | 1.1 | 1.1 | | | |
| Indeno[1,2,3-cd]pyrene | | | | | | |
| Dibenz[a,h]anthracene | | | | | | |
| Total | 472 | 189 | 332 | 297 | 172 | 268 |
| Total less naphthalenes | 443 | 167 | 307 | 273 | 167 | 248 |

D'après cette autre étude, nous pouvons encore définir une liste d'HAPs qui se retrouvent le plus souvent dans les particules émises. Voici la liste des particules les plus émises : naphthalène, phénanthrène, fluoranthène, pyrene, benzo[a]anthracène.

Au vu des résultats de cette étude, nous focaliserons nos recherches bibliographiques sur les polluants suivants : **naphthalène, fluoranthene, phenanthrene, benzo[b]fluoranthene.**

De plus, l'étude bibliographique préalable nous incite à étudier le benzo[a]pyrène, classé cancérigène avéré pour l'homme (catégorie 1) par le Centre International de Recherche sur le

Cancer et dont diverses recommandations indiquent que son exposition doit être portée au niveau le plus bas.

3. Les oxydes d'azotes

Les oxydes d'azotes sont également une famille de polluants retrouvés dans l'émission des particules liées à un feu de biomasse. Nous nous intéresserons dans notre exemple au monoxyde d'azote et au dioxyde d'azote.

4. Les radionucléides :

Les radionucléides à prendre en considération, et les plus rencontrés dans la littérature, sont le Césium-137 et l'Iodine-129. Ils peuvent être à l'origine de cancer, suivant l'organe dans lequel ils se trouvent. L'Iodine se concentre dans la glande thyroïde et peut provoquer des cancers de cet organe [13].

5. Les polychlorinated dibenzo-p-dioxins et polychlorodibenzofuranes

Les PCDD et PCDF sont détectés dans l'air et le sol lors d'études sur des feux de forêts contrôlés. Des concentrations importantes de tetra, penta, hexa et hepta CDDs ont été mesurées dans des échantillons d'air après des tests de feu. Une autre étude (Yang et al) indique que les PCDD et PCDF toxiques les plus émis sont: HpCDD (14%), HpCDF (41%), OCDD (31%), OCDF (14%). Les concentrations en dioxines sont faibles en accord avec d'autres études. [32]

B. Caractéristiques et effets sanitaires des polluants

1. PM_{2,5} et PM₁₀

Les particules en suspension dans l'air ont plus d'effets sur la santé humaine que tous les autres polluants. Elles se composent d'un mélange de matières organiques et minérales et sont divisées en deux classes suivant leur diamètre aérodynamiques : PM₁₀ (diamètre aérodynamique moyen inférieur à 10µm) et les PM_{2,5} (diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2,5µm). Ces dernières sont les plus dangereuses, car elles atteignent plus facilement les régions alvéolaires et altèrent les échanges gazeux à l'intérieur des poumons après inhalation [14]. Cependant, la composition de ces particules diffère selon les caractéristiques de bois brûlé (type de végétation, humidité,...), il est donc très difficile de pouvoir quantifier les doses émises dans les fumées [33]. Il a été estimé que 70% des particules trouvées dans les fumées sont des PM_{2,5}.

Les PM ont de nombreux effets sur la santé humaine : augmentation de la mortalité et de la morbidité, altération des fonctions pulmonaires, augmentation de symptômes respiratoires, infections aiguës des voies respiratoires, cancers pulmonaires et maladies cardiovasculaires.[15]

2. Dioxyde de carbone

A température ambiante, le dioxyde de carbone, CO₂, est un gaz inodore, incolore, ininflammable et stable jusqu'à environ 900°C (sa décomposition thermique produisant du monoxyde de carbone). Environ 50% plus lourd que l'air, il en est un constituant naturel. Le dioxyde de carbone peut avoir plusieurs sources :

- processus naturel de respiration des êtres vivants
- combustion de carburants contenant du carbone.

Ce gaz peut être à l'origine d'intoxications dont les symptômes évoluent en fonction de la fraction de CO₂ inhalée. Les fonctions les plus touchées sont les fonctions cardio-pulmonaires, du fait d'une irrégularité de la pression artérielle partielle de CO₂. [34]

Tableau VI : Symptomatologie lors d'une intoxication au CO₂

| Fraction inspirée de CO ₂ | Effets |
|--------------------------------------|---|
| > 7 % | Effets secondaires peu spécifiques ayant valeur d'alarme : abattement, faiblesse des membres, céphalées, vertiges, palpitations, douleurs thoraciques,... |
| > 15 % | Perte de connaissance sans signes avant-coureur |
| > 20 % | Clonies (contractions brèves et involontaires des muscles), apnées sans signes préventifs |
| > 30-40 % | Mortalité |

Le CO₂ n'est pourtant pas un polluant considéré lors d'incendies de biomasse dans la mesure où sa concentration dans l'air n'est pas toxique pour l'homme. En effet, la transformation du carbone se fait majoritairement sous forme de monoxyde de carbone (CO). Le CO₂ n'est potentiellement toxique que dans des cas exceptionnels : en milieu confiné où sa concentration locale devient très élevée et dangereuse pour la santé.

Lors d'incendies, le dioxyde de carbone pose un problème d'ordre environnemental ayant un impact sur le réchauffement climatique et l'effet de serre.

3. Monoxyde de carbone

L'émission de monoxyde de carbone a lieu principalement durant la phase de fumées [35]. Le monoxyde de carbone est absorbé par les poumons. Il diffuse à travers les membranes alvéolo-capillaires et agit comme un gaz très asphyxiant qui prend la place de l'oxygène dans le sang.

L'intoxication aiguë et subaiguë se manifeste par des vertiges, perte de connaissance, une impotence musculaire, des troubles du comportement, voire le coma ou le décès. Les signes de la toxicité chronique sont le plus souvent proches de ceux de la toxicité aiguë. Une action toxique à long terme sur le système cardio-vasculaire n'est pas exclue. Certains facteurs génétiques et alimentaires pourraient également moduler ce pouvoir pathogène. Le monoxyde de carbone ne modifie pas la fertilité et ne semble pas tératogène. [36]

4. Ozone

Les COVs participent à des réactions photochimiques dans la basse atmosphère, causant ainsi l'augmentation de la concentration en ozone (O₃) dans la troposphère, qui a un effet indirect sur la santé. [37] [38]

L'ozone est formé photo-chimiquement dans la partie supérieure des panaches de fumée et, en règle générale, dans les vallées où la fumée est piégée et soumise à ces réactions de basse atmosphère. La caractérisation du danger lié à l'exposition potentielle à l'ozone des sapeurs-pompiers doit tenir compte des conditions dans lesquelles le personnel travaille. [16]

Plusieurs études ont montré que l'ozone, lors d'expositions chroniques, diminuerait la fonction pulmonaire avec pour conséquence l'augmentation de l'incidence de l'asthme. [37]

5. Benzène

A température ambiante, le benzène est un liquide qui s'enflamme facilement en présence de chaleur, d'une source d'ignition, d'une flamme nue ou d'étincelles. Les vapeurs de benzène sont plus lourdes que l'air et peuvent parcourir une grande distance vers la source d'ignition.

Le benzène est absorbé principalement par les voies respiratoires. L'absorption des vapeurs de benzène par la peau est négligeable alors que l'absorption du benzène liquide est importante. Chez l'homme, suite à une exposition par inhalation, on retrouve du benzène essentiellement dans les graisses et les tissus riches en lipides, mais également dans les liquides biologiques et plusieurs autres tissus (sang, cerveau, foie, rein, estomac, bile, placenta).

Le benzène est métabolisé essentiellement dans le foie mais aussi dans les autres tissus où il se fixe, notamment la moelle osseuse. La vitesse et le pourcentage d'excrétion pulmonaire dépendent de la dose et de la voie d'exposition.

Les effets observés pour une exposition chronique par inhalation sont : maux de tête, vertiges, anorexie, fatigue, pâleur, dyspnée, troubles de la vision, effets hématotoxiques (anémie aplasique, leucémie, pancytopenie, moelle osseuse). De ce fait, il est évalué cancérigène certain chez l'humain et classé groupe 1 par le CIRC. Il a également des effets mutagènes démontrés. [39]

6. Toluène

Le toluène est une des molécules de base de la chimie et de la pétrochimie. Il se présente sous la forme d'un liquide volatil et fait donc partie de la famille des composés organiques volatils (COVs). Il est présent de façon naturelle dans l'environnement (feu de forêts, pétrole brut...) [40]. Tout comme le benzène, le toluène est un liquide très inflammable et ses vapeurs sont plus denses que l'air avec lequel elles peuvent former des mélanges explosifs.

Chez l'homme, l'absorption respiratoire est rapide, le toluène apparaît dans le sang après 10 à 15 minutes d'exposition. Cette absorption (environ 50 % de la concentration) est fortement influencée par le taux de ventilation pulmonaire. Le toluène se distribue dans les tissus riches en lipides et fortement vascularisés comme le cerveau (matière blanche), la moelle osseuse, la moelle épinière, le foie, le tissu adipeux et les reins qui jouent le rôle de réservoir. La concentration dans le cerveau semble plus importante que dans le sang. Ses métabolites se retrouvent principalement dans les urines.

La voie respiratoire est la voie usuelle d'intoxication. De façon générale, la toxicité à terme est modérée. Le toluène n'entraîne en général pas d'effet spécifique qui le distingue des autres solvants. Le syndrome psycho-organique est l'effet toxique chronique majeur du toluène. Il associe des troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie, et une diminution des performances intellectuelles sans troubles objectifs ni altération de l'électroencéphalogramme.

Il n'a pas d'effets mutagènes prouvés et les preuves de cancérogénicité chez l'homme sont insuffisantes; il a été classé dans le groupe 3 par le CIRC.

7. Xylènes

Le xylène est un mélange qui contient des pourcentages variables d'isomères du xylène (ortho-xylène, méta-xylène, et para-xylène), avec le m-xylène, l'isomère le plus abondant. Le xylène est un liquide inflammable peu volatil, incolore, à odeur aromatique. [41]

Il présente une faible volatilité mais est rapidement absorbé par la voie respiratoire. Entre 60 et 65 % de la dose inhalée est retenue dans les poumons suite à l'inhalation de concentrations allant jusqu'à 200 ppm. Le taux de rétention pulmonaire est similaire pour tous les isomères de xylène (ortho-, méta- et para-). Il est indépendant de la concentration dans l'air ou de la durée de l'exposition. On le retrouve principalement dans les tissus adipeux, en raison de ses propriétés lipophiles. Environ 95 % du xylène absorbé est métabolisé dans le foie. Le reste est éliminé sous forme inchangée dans l'air expiré.

L'effet principal observé pour une exposition à long terme par inhalation du xylène s'exerce sur le système nerveux central. Les symptômes les plus fréquemment rapportés sont des maux de tête, de la fatigue, de l'anxiété, une sensation d'ébriété, de l'irritabilité, des troubles de l'équilibre, du sommeil et de la mémoire. Certaines études épidémiologiques mentionnent également la possibilité d'encéphalopathie toxique chronique et d'atteintes hépatique, rénale, cardiovasculaire et pulmonaire. L'IRSSST (2009) considère le xylène comme une substance possiblement ototoxique. Bien qu'aucune donnée ne soit disponible chez l'homme, les études chez l'animal montrent que les isomères du xylène affectent clairement la fonction auditive.

Le CIRC (1999) considère que le xylène (mélange d'isomères) ne peut être classé pour sa cancérogénicité chez l'homme car les données disponibles sont insuffisantes. Il n'a pas d'effet mutagène démontré.

8. Phénol

Le phénol est un solide incolore à blanc à l'état pur. Il est commercialisé sous la forme d'un liquide qui s'évapore plus lentement que l'eau.

Le phénol absorbé est distribué dans tout l'organisme par la circulation sanguine. Il est rapidement métabolisé et éliminé principalement dans l'urine, sous forme libre ou sous forme conjuguée. Les effets chroniques sur certains organes ont été décrits :

- Système digestif: vomissement, difficulté à avaler, salivation abondante, diarrhée, anorexie;
- Système nerveux: maux de tête, évanouissements, vertiges, troubles mentaux; éruption cutanée possible; dommages hépatiques et rénaux possibles; ochronose (affection congénitale).

Selon le CIRC (1999), le phénol ne peut pas être classé cancérigène puisque les études chez l'humain et l'animal ne fournissent pas de preuves suffisantes (groupe 3). Il pourrait cependant avoir un effet promoteur de la cancérogenèse cutanée chez l'animal. Les données ne permettent pas de faire une évaluation adéquate de l'effet mutagène.

9. Formaldéhyde

A température ambiante, le formaldéhyde (HCHO) est un gaz incolore avec une odeur très forte et irritante. Il est très soluble dans l'eau, très mobile dans les sols et très volatil dans l'air. Il est produit dans les basses couches de l'atmosphère par une réaction d'oxydation photochimique des hydrocarbures ou d'autres précurseurs relâchés lors de processus de combustion. Il peut également être produit lors de la dégradation de matières végétales dans le sol, de réaction photochimique dans les eaux océaniques, ou encore lors de feux de forêts [42]. La quantité de formaldéhyde rejetée lors d'un feu de forêts est très difficile à mesurer, peu d'études en donnent une estimation.

Le formaldéhyde a de nombreux effets:

- Effets non cancérigènes :
 - Irritant : yeux, nez, gorge, inflammations des poumons et maladies obstructives chroniques des voies respiratoires, augmentation de l'asthme, lésions de l'épithélium nasal
- Effets cancérigènes : cancer du nasopharynx, leucémie
- Effets mutagènes : cavité buccale, gorge, appareil respiratoire supérieur. [43]

10. Acroléine

L'acroléine est un liquide incolore ou légèrement jaunâtre, d'odeur désagréable. Il s'agit d'un liquide facilement inflammable dont les vapeurs peuvent, mélangées avec l'air, constituer un mélange explosif.

Les effets de l'acroléine sur la santé humaine n'ont pas été étudiés lors d'une exposition chronique. Cependant, l'acroléine inhalée est retenue au niveau de l'appareil respiratoire supérieur [44] et des irritations oculaires ont été remarquées.

11. Acétaldéhyde

L'acétaldéhyde se trouve à l'état naturel dans l'environnement et est notamment émis lors de feux de forêts ou de broussailles. Il s'agit d'une substance très volatile générée dans l'atmosphère sous forme de gaz par des processus naturels (feux de forêts, émission par certaines fleurs,...) ou anthropiques (combustion incomplète, fumée de cigarettes,...). Etant donné sa durée de vie relativement courte dans l'atmosphère, il ne présente pas de risque de transport sur de grandes distances.

A ce jour, aucune donnée sur la toxicité chronique de l'acétaldéhyde chez l'homme n'est disponible. Toutefois, il semble impliqué dans des dommages causés au foie et des rougeurs au niveau du visage. De plus, il ne semble ni génotoxique ni reprotoxique.

L'acétaldéhyde est classé en catégorie 3 pour son pouvoir cancérigène possible par l'Union Européenne. En effet, il est soupçonné de favoriser des cancers des voies aérodigestives supérieures chez les personnes alcooliques. [45]

12. Naphtalène

Le naphtalène est un HAP comportant deux noyaux benzéniques. Il se présente sous forme solide (poudre, cristaux, aiguilles ou écailles). Il se sublime en émettant des vapeurs à température ambiante. Il est détectable à de très faibles concentrations (0,1ppm). Le naphtalène est soluble dans la plupart des solvants organiques (moyennement dans le benzène). Les principales sources de naphtalène dans l'environnement sont la combustion du bois, de combustibles fossiles (EPA, 1982) et la sublimation du naphtalène utilisé dans les antimites.

Lorsque le naphtalène brûle, il dégage une fumée acre très dense et sa décomposition thermique donne naissance à des gaz et vapeurs toxiques (l'oxyde de carbone notamment).

L'absorption du naphtalène a été très peu étudiée chez l'homme. Cependant, il a été admis qu'il pourrait être absorbé au travers du tractus gastro-intestinal, du tractus respiratoire et de la peau suite aux observations lors de l'exposition. Le métabolisme est extensif et l'élimination, par voie rénale essentiellement, est rapide. Il existe une relation linéaire entre la quantité de naphtalène dans l'air respiré et sa concentration dans les urines.

Les symptômes constatés suite à une exposition aiguë ou chronique sont essentiellement digestifs. Des cas de malaises, céphalées et vomissements ont été rapportés suite à des expositions répétées. Des cas d'anémies hémolytiques sont de plus fréquents chez les personnes présentant un déficit en glucose-6-phosphate déshydrogénase. Le naphtalène est légèrement irritant pour la peau et l'œil, et est susceptible d'entraîner des opacités du cristallin.

Le naphtalène a été classé comme substance préoccupante d'un point de vue cancérigène par le CIRC, l'US EPA, et l'union européenne. [46]

13. Fluoranthène

Le fluoranthène est formé par la combustion incomplète du bois et du fioul. Il peut également être utilisé à des fins industrielles.

Peu de données sont disponibles chez l'homme quant au devenir du fluoranthène dans l'organisme (ADME). Seule l'absorption cutanée a été étudiée, mais elle ne nous intéresse pas dans ce cadre. Les effets systémiques par voie d'inhalation entraînent une action sur les reins.

Les effets cancérigènes sont classés groupe 3 depuis 1987 par l'IARC (ne peut être classé pour sa cancérigénicité pour l'homme) et classe D par l'US EPA en 1990 (substance non classifiable quant à sa cancérigénicité pour l'homme). Les données pour les effets sur la reproduction et le développement sont faibles également. [47]

14. Phénanthrène

Le phénanthrène est utilisé dans l'industrie des matières colorantes, des produits explosifs et pharmaceutiques. Sa présence dans l'environnement provient de la combustion de composés organiques (bois, combustibles fossiles...). La volatilisation du phénanthrène dans l'air est peu importante.

Très peu de données sont disponibles concernant son absorption par l'organisme. Il semblerait pourtant qu'il y pénètre par voie pulmonaire, orale ou cutanée. La similitude de la

structure du phénanthrène avec celle du naphthalène, pousse à penser que leur dégradation est similaire.

Aucune information n'est disponible sur les effets systémiques, cancérigènes ou génotoxiques suite à une exposition chronique au phénanthrène chez l'homme. Selon l'IARC, cet agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme. [48]

15. Benzo[b]fluoranthène

Le benzo[b]fluoranthène résulte de la combustion incomplète d'hydrocarbure ou de charbon.

Aucune étude n'a décrit le devenir du benzo[b]fluoranthène dans l'organisme chez l'homme. Aucune donnée chez l'homme ne décrit l'effet systémique induit par une exposition au benzo[b]fluoranthène. Une étude chez l'animal a montré des troubles immunologiques chez les souris. [49]

L'union Européenne a défini en 2000 cette substance comme cancérogène de 2ème catégorie (substance devant être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme). L'IARC l'a classée dans le groupe 2B (l'agent pourrait être cancérigène pour l'homme) en 1987.

Le benzo[b]fluoranthène n'est pas classé pour son effet génotoxique par l'UE, mais des études in vitro ont décrit sa capacité à induire des mutations et transformations génétiques. [50]

16. Benzo[a]pyrène

Le B[a]P est l'un des HAPs les plus connus. Il est formé lors de la combustion incomplète ou la pyrolyse de matériaux organiques. On le retrouve dans les suies et les fumées de toutes origines. A température ambiante, le B[a]P se présente sous forme de cristaux jaunes inodores. Il est très peu soluble dans l'eau, mais soluble dans de nombreux solvants organiques (chlorés, aromatiques...). C'est une substance stable jusqu'à des températures élevées qui s'oxyde sous l'influence de la lumière, l'air ou la chaleur lorsqu'il est en solution.

Le B[a]P est absorbé par voie orale, pulmonaire ou cutanée. Une fois absorbé, il est rapidement distribué. L'absorption au travers de l'épithélium pulmonaire est rapide. On retrouve des quantités significatives dans le tractus respiratoire supérieur, les ganglions lymphatiques thoraciques, les reins et le foie suite à l'inhalation d'aérosols. Les concentrations sont moins importantes dans le cerveau, les testicules et la rate.

Le B[a]P est cancérogène. La fixation d'une dose tolérable est délicate car il est souvent associé à des composés voisins tels que d'autres HAPs, ou composés pouvant agir comme des co-cancérogènes.

Il est à noter la présence de B[a]P dans la fumée de tabac. Un risque supplémentaire est rapporté pour les fumeurs exposés professionnellement.

Le B[a]P est un cancérogène puissant et sa présence est associée à celle d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques dangereux. Le niveau d'exposition doit être porté au niveau le plus bas possible. [51] [52]

17. NO et NO₂

Le monoxyde d'azote [53] et le dioxyde d'azote sont formés par la combustion de l'oxygène et de l'azote de l'air lors des phénomènes naturels. La pollution de l'air par l'oxyde d'azote provient essentiellement de la combustion de combustibles fossiles.

L'exposition prolongée à de faibles doses (0,5 à 3,5 ppm) favoriserait le développement d'infections pulmonaires. Lorsque l'exposition est insuffisante pour induire un œdème pulmonaire, il semble qu'elle puisse favoriser les emphysèmes.

Le dioxyde d'azote est un irritant des muqueuses respiratoires et notamment du parenchyme pulmonaire. Sa faible solubilité lui permet de pénétrer dans le tractus respiratoire.

18. Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre (SO₂) est un gaz incolore, d'odeur piquante, produit par la combustion d'énergies fossiles et la fonte de minerais de fer contenant du soufre. Le SO₂ est également un des principaux précurseurs des PM_{2,5}.

Les effets sur la santé associés au SO₂ sont fonction de la concentration et la durée à laquelle une personne est exposée [54]. Les organes cibles du dioxyde de soufre sont : le système respiratoire, les poumons et les yeux (irritations oculaires). L'inflammation de l'appareil respiratoire entraîne de la toux, une exacerbation de l'asthme, une augmentation des bronchites chroniques et une plus grande sensibilisation aux infections respiratoires. De plus, un nombre plus important des admissions à l'hôpital est observé pour des cardiopathies et la mortalité augmente durant des périodes de fortes concentrations en SO₂ [55].

Les personnes les plus à risques dans la cadre de cette étude sont les sapeurs-pompiers asthmatiques ou souffrant de maladies cardio-vasculaires ou pulmonaires.

19. Césium-137

Le Césium-137 (¹³⁷Cs) est un des isotopes radioactifs du césium. Il est un des produits de fission secondaire des centrales nucléaires. Sa demi-vie est de 30 ans avec une activité spécifique de $3,2 \cdot 10^{12}$ Bq/g. Il est présent dans l'atmosphère sous forme d'aérosols et est adsorbé principalement au niveau des feuilles.

Lors de l'inhalation de composés solubles, le ¹³⁷Cs passe facilement dans le sang. Une fois absorbé, il se distribue dans le corps de façon homogène, mais le muscle squelettique retient principalement cet agent. Une accumulation plus forte chez l'enfant est observée, par rapport à l'adulte, avec des niveaux élevés dans les glandes endocriniennes (thyroïde, surrénale, pancréas), le cœur, les muscles, la rate et le thymus.

Le césium-137 n'a une toxicité chimique que très faible. En effet, celui-ci, dans le corps, entre en compétition avec le potassium lors du transport actif vers les cellules, et celles-ci ont une affinité plus forte pour le potassium. Sa principale toxicité vient donc de son caractère radioactif, sans organes cibles du fait de sa répartition homogène dans l'organisme.

Par ailleurs, le ¹³⁷Cs a un effet sur la reproduction. Pour des expositions à long terme, il peut entraîner une diminution du nombre de spermatozoïdes, voire une azoospermie. Une baisse de la fécondité est observée.

Dans des cas ultimes, une exposition au césium-137 peut entraîner des effets cancérigènes (cancer des voies urinaires chez les hommes préférentiellement). Des effets non cancérigènes sont également observés : [56]

- Cataracte et problèmes oculaires
- Hépatites persistantes
- Atteinte du système cardio-vasculaire : cholestérolémie, triglycéridémie,...
- Atteinte du système nerveux central
- Diminution de la densité osseuse.

20. Iodine-129

L'iode-129 (¹²⁹I) est issue de la fission d'uranium et de plutonium dans un réacteur nucléaire, ou lors de l'explosion d'une arme nucléaire. Sa période radioactive est de 15,7 millions d'année avec une activité de $6,53 \cdot 10^6$ Bq/g. Sa longue période radioactive force à considérer toutes les voies de transfert de l'iode-129 lors d'évaluation d'impacts sanitaires.

Lors de son inhalation, l'iode-129 est rapidement transférée, et en totalité, au sang, puis environ 30% sont accumulés dans la glande thyroïde, et 70% sont éliminés par les urines. L'iode-129 a donc pour conséquences des hyperthyroïdies et des hypothyroïdies, des cancers de la thyroïde peuvent également apparaître. Cet agent a donc une grande dangerosité radiotoxicologique en raison de sa grande mobilité dans l'environnement, de sa bonne assimilation dans l'organisme et de son accumulation au niveau de la thyroïde. [57]

C. Sélection des VTR

Les valeurs toxicologiques de références sont des indices établis en prenant en compte la relation entre une dose externe d'exposition à une substance dangereuse et la survenue d'un effet néfaste.

La toxicité des polluants retenus, pour des expositions chroniques, a été identifiée et résumée, principalement à partir de la consultation des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS). Sur ces fiches, ont également été relevées, pour ces polluants, toutes les VTR disponibles pour des **expositions chroniques par inhalation** (pour les effets à seuil ou sans seuil), issues des bases de données des 6 organismes et agences reconnues : OMS, US EPA, ATSDR, Santé Canada, Institut national de la santé public et de l'environnement des Pays-Bas (RIVM), OEHHA.

Dans les autres cas, lorsqu'il y avait plusieurs VTR disponibles pour des expositions chroniques par inhalation et un même type d'effet, le choix a été réalisé en favorisant les 3 principaux organismes (US EPA, ATSDR, OMS), la date d'élaboration ou de révision la plus récente, les VTR établies à partir d'études chez l'homme.

Le tableau en annexe 3 regroupe l'ensemble de ces informations.

1. $PM_{2,5}$ et PM_{10}

Les particules en suspension de diamètre 2,5 microns se sont vues attribuer des valeurs cibles moyennes sur une année. Les valeurs cibles retenues par l'US EPA sont issues de la lecture de diverses études concernant ces particules. Les valeurs cibles émises par l'OMS ont

été retenues suite à des études sur l'homme et sont publiées dans les lignes directrices de l'OMS qui datent de 2005.

Par manque d'informations concernant les études pour les valeurs de l'US EPA, les valeurs de référence retenues pour cette étude sont les valeurs cibles de l'OMS à $10\mu\text{g}/\text{m}^3$, en moyenne annuelle.

Il en est de même pour les PM_{10} dont la valeur de référence choisie est celle de l'OMS à $20\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2. SO_2

Les valeurs de référence du dioxyde de soufre ne sont faites que pour des expositions aiguës, que ce soit pour la valeur de l'OMS ou celle de l'OEHHA. Celle de l'OMS date de 2005 et celle de l'OEHHA de 1999. Les deux valeurs sont issues de données sur l'homme.

Aucune des deux valeurs toxicologiques n'est applicable dans cette étude, car les expositions sont considérées comme chroniques.

3. Formaldéhyde

Effet avec seuil :

L'ATSDR propose une MRL pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur a été obtenue suite à une étude sur le singe [58]. Une extrapolation à l'homme a donc été effectuée.

L'ATSDR propose également une MRL pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur est dérivée d'un LOAEC de 0,24ppm définie à partir d'une étude chez l'homme en atmosphère professionnelle. [59]

L'OEHHA propose une REL pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur a été définie suite à une étude épidémiologique chez l'homme. [60]

La valeur de référence retenue pour cette étude concernant le formaldéhyde pour un effet avec seuil est celle de l'OEHHA, $\text{REL} = 9\mu\text{g}/\text{m}^3$, car celle-ci est issue d'une étude réalisée chez l'homme et est la plus récente.

Effet sans seuil :

L'US EPA propose une valeur d'ERU réalisée à partir d'une étude chez le rat [61]. Selon l'US EPA, le risque unitaire ne devrait pas être utilisé si la concentration en formaldéhyde dans l'air dépasse $8.102\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'OEHHA propose également une valeur d'ERU. Celle-ci est issue de la même étude que celle de l'US EPA. Les valeurs ne sont pourtant pas les mêmes. En effet, les modèles et extrapolations diffèrent.

Santé Canada propose une valeur de $\text{CT}_{0,05}$. Cette valeur correspond à la dose pour laquelle il y a une augmentation de 5% de l'incidence des cancers. Elle a été calculée à partir d'une étude effectuée chez le rat [62]. Le modèle utilisé prend en compte les doses de formaldéhyde délivrées au niveau des voies respiratoires supérieures chez l'homme et le rat.

La valeur de référence retenue pour cette étude et les effets sans seuil du formaldéhyde est celle de Santé Canada, $CT_{0,05} = 5,26 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, car cette étude est la plus récente et est utilisable pour toute valeur de concentration de formaldéhyde.

4. Acroléine

Effet avec seuil

L'OEHHA propose une REL pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur est issue d'une étude chez le rat [63].

L'US EPA propose une RfC pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur est issue de la même étude que celle utilisée par l'OEHHA. La différence de valeur provient des méthodes d'extrapolation utilisées et des facteurs d'incertitude qui diffèrent.

La valeur de référence retenue pour cette étude est celle de l'USEPA, $RfC = 2 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$, ayant une valeur plus protectrice pour l'homme.

5. Acétaldéhyde

Effet avec seuil

Les valeurs de référence proposées par l'US EPA et Santé Canada sont basées sur la même étude réalisée sur des rats [64]. Par conséquent, la valeur de référence choisie est celle de l'US EPA, $RfC = 9 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{m}^3$, plus conservatrice que celle de Santé Canada.

Effet sans seuil

De même que pour les effets avec seuil, les valeurs de référence proposées par l'US EPA et Santé Canada sont basées sur la même étude réalisée sur des rats [65]. Par conséquent, la valeur de référence choisie est celle de l'US EPA, $ERU_i = 2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

6. Monoxyde de carbone

L'OEHHA a proposé une VTR basée sur un NOAEL à $1,1^{-1,3}\%$ d'HbCO. Ces données proviennent d'une étude menée chez l'homme et publiée en 1981 [66]. Les effets sanitaires ayant servi à la construction de cette valeur sont l'aggravation de crises d'angor chez les personnes âgées. Cette valeur est construite sur une exposition d'une heure.

Cette valeur aiguë n'est pas utilisable dans le cadre de cette étude car nous nous intéressons aux effets chroniques.

7. Naphtalène

Quatre valeurs liées à une exposition chronique ont été retenues. La VTR proposée par l'ATSDR est issue d'un rapport draft. Selon les propos de l'INERIS, il n'est pas fiable de retenir les VTR provenant d'un tel document, c'est pourquoi nous ne la retiendrons pas. Nous retiendrons le REL de l'OEHHA, car c'est l'étude la plus récente et a le facteur d'incertitude le plus bas.

8. Fluoranthène

L'ERUi disponible pour le fluoranthène a été proposé en 2004 par application du facteur d'équivalence [66] à la VTR inhalation du benzo[a]pyrène pour les effets sans seuil proposé par l'OEHHA ($1,1 \cdot 10^{-3} (\text{microg}/\text{m}^3)^{-1}$). [67]

9. Phénanthrène

Au vu du peu de données pour cette substance, il n'existe pas de VTR. L'INERIS a cependant proposé un ERUi en 2003 de $1,1 \cdot 10^{-3} (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$, que nous retenons dans le cadre de cette étude. [67]

10. Benzo[a]pyrène

L'INERIS conseille de prendre en compte l'ERUi spécifique du B[a]P proposé par l'OEHHA et lui appliquer les facteurs d'équivalence toxique pour une exposition par inhalation à un mélange de HAPs. Dans le cas où une étude du mélange de HAPs émis a pu être préalablement réalisée, et que le profil du mélange est similaire à celui retenu par l'OMS, alors on prendra cette valeur en deuxième choix.

Les fumées des feux de forêts libèrent un mélange de HAP, c'est pourquoi nous appliquons la VTR fournie par l'OEHHA dans ce cas.

11. Benzène

Pour ce composé, compte tenu des nombreuses connaissances sur sa toxicité, nous avons choisi de prioriser les études réalisées chez l'homme pour l'établissement d'une VTR.

Effets sans seuil

Cinq valeurs sont proposées par les organismes pour des expositions chroniques par inhalation dont celle de l'OMS qui propose une valeur d'excès de risque unitaire de $6 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur est la plus protectrice et a été retenue par le conseil supérieur d'hygiène publique de France dans le cadre de la directive relative à la pollution de l'air ambiant. Nous choisissons également cette valeur.

Effets avec seuil

L'ATSDR propose une MRL de 0,003ppm pour une exposition chronique par inhalation (2005). Cette valeur est établie à partir d'une étude épidémiologique réalisée chez 250 salariés de l'industrie de la chaussure en Chine [68]. Elle est calculée à partir d'une Benchmark Concentration pour une diminution de cellules sanguines. Un ajustement d'exposition a été réalisé pour ramener à une exposition continue (6j/7j) (8h/24h) et le facteur d'incertitude tient compte de la variabilité au sein de l'espèce humaine.

L'US EPA (IRIS) propose une RfC de $3 \cdot 10^{-2} \text{mg}/\text{m}^3$. Cette valeur a été établie à partir d'une étude épidémiologique réalisée sur 44 travailleurs exposés au benzène par inhalation [69]. La valeur est calculée à partir d'une Benchmark Concentration obtenue par modélisation et plusieurs facteurs d'incertitude sont affectés entre autre pour l'utilisation de cette BMC.

La valeur REL proposée par l'OEHHA de 0,06 mg/m³ en 2003 a été calculé quasiment de la même façon que celle de l'US EPA à partir d'une étude épidémiologique sur une cohorte de 303 travailleurs exposés au benzène durant 1 à 21 ans dans une raffinerie [70]. Un seul facteur d'incertitude de 10 a été utilisé pour la variabilité au sein de la population.

Nous choisissons donc de considérer la valeur proposée par l'ATSDR qui est la plus protectrice.

12. Toluène

L'US EPA (IRIS) propose une RfC de 5 mg/m³ (2005). Cette valeur est établie à partir de nombreuses études épidémiologiques pour des expositions professionnelles au toluène et calculée à partir d'un NOAEL moyen de 34 ppm (128 mg/m³) puis d'un NOAEL ajusté de 46 mg/m³. Ce dernier prend en compte le volume d'air inhalé au cours de 8 heures de travail pendant 24 heures (20 m³) et rapporté à l'exposition d'une semaine de travail (5 j) sur une semaine entière. Un facteur d'incertitude de 10 est appliqué pour tenir compte des différences intra-espèces. La valeur établie par l'ATSDR (MRL de 0,08 ppm (0,3 mg/m³)) en 2000 est quant à elle calculée à partir d'une LOAEL, ce qui implique un facteur d'incertitude plus grand. Nous choisissons donc la valeur proposée par l'US EPA plus récente et pour laquelle l'incertitude est minorée. [36]

13. Les xylènes

Une MRL de 0,05 ppm (0,22 mg/m³) et un REL de 0,7 mg/m³ sont proposés respectivement par l'ATSDR en 2005 et l'OEHHA en 2003 pour une exposition chronique par inhalation d'un mélange de xylènes. Ces valeurs sont calculées à partir d'un LOAEL de 14 ppm et de 14,2 ppm obtenues pour des effets neurotoxiques chez des travailleurs [71].

La différence de calcul se situe dans la prise en compte d'un facteur d'incertitude supplémentaire par l'ATSDR lié au manque d'étude évaluant les effets neurotoxiques lors d'exposition chronique.

La valeur de référence retenue pour cette étude concernant le mélange de xylènes pour un effet avec seuil est celle de l'ATSDR, car celle-ci est la plus récente et la plus protectrice.

14. Phénol

Peu de données toxicologiques concernant les effets néfastes par inhalation du phénol sont disponibles. Les valeurs de références établies pour l'exposition chronique par certains organismes sont donc peu fiables. Nous avons néanmoins considéré celle de l'OEHHA qui propose, en 2003, un REL de 0,2 mg/m³.

Cette valeur a été établie à partir d'un NOAEC de 20 mg/m³ (5ppm) pour les effets hépatiques, pulmonaires, rénaux et cardiovasculaires, pour une exposition par inhalation de 90 jours chez diverses espèces (singes, rats, souris). [72]

15. Ozone

Une valeur de référence de l'ozone est proposée par l'OEHHA pour une exposition aigue par inhalation. Elle a été établie à partir de plusieurs études réalisées en atmosphère contrôlée et prend en compte les irritations oculaires fréquemment rencontrées pour une exposition de 1 heure à une concentration d'ozone supérieure ou égale à 0,1 ppm (0,2 mg/m³) et une diminution des fonctions respiratoires pour une exposition à 0,12 ppm.

Cette valeur n'est donc pas applicable dans cette étude, car nous considérons les expositions chroniques.

D. Tableau bilan et classement des polluants d'intérêt

Les renseignements concernant les différents polluants étudiés sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau VII : tableau bilan

| Classe de composés | Composés | Gamme de concentration/ émission | Toxicité | Valeur limite |
|--------------------|--------------|--|---|--|
| Aldéhydes | Formaldéhyde | 0 à 2200 mg/kg de matière brûlée [26] | Irritant : yeux, nez, gorge, inflammation des poumons, asthme, lésions de l'épithélium nasal, maladies obstructives chroniques des voies respiratoires Reprotoxique : fausses couches, malformations, endométrioses, stérilité, poids de naissance faibles Cancérogène : leucémie, cancer du nasopharynx Mutagène : cavité buccale, gorge, appareil respiratoire supérieur | Effets avec seuil : REL = 9µg/m ³ (OEHHA) Effets sans seuil : CT _{0,05} = 5,26.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹ (Santé Canada) |
| | Acroléine | 0 à 240mg/kg de matière brûlée [26] | Irritations oculaires Atteinte de l'appareil respiratoire supérieur | Effet avec seuil : RfC = 2.10 ⁻⁵ mg/m ³ (US EPA) |
| | Acétaldéhyde | 0 à 500 mg/kg de matière brûlée [26] | Atteintes du foie Rougeurs au visage Cancérogène : voies aérodigestives supérieures | Effet avec seuil : RfC = 9.10 ⁻³ mg/m ³ Effet sans seuil : ERUi = 2,2.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹ |
| Radionucléides | Cesium-137 | - | Reprotoxique : diminution du nombre de spermatozoïde, baisse de la fécondité, malformation Cancérogène : leucémie, cancer du rein, cancer des voies urinaires Cataracte et problèmes oculaires Hépatites Atteinte du système cardio-vasculaire Atteinte du système nerveux central Diminution de la densité osseuse | - |
| | Iodine-129 | - | Atteinte de la thyroïde : hyperthyroïdie, hypothyroïdie, cancer de la thyroïde | - |
| PM _{2,5} | | 70% des particules dans les fumées 110g/kg de matière brûlée | Altération des fonctions pulmonaires Augmentation de symptômes respiratoires Maladies cardio-vasculaire Cancers pulmonaires | 10µg/m ³ moyenne annuelle (lignes directrices OMS) |
| PM ₁₀ | | 50g/kg de matière brûlée | Atteintes des voies respiratoires | 20µg/m ³ moyenne annuelle |

| | | | | |
|-----------------|----------------------|--|--|---|
| | | | | (lignes directrices OMS) |
| | CO ₂ | - | Pas d'effet en milieu non confiné | - |
| SO _x | SO ₂ | 15g/kg de bois | Inflammation des voies respiratoires, augmentation de l'asthme, bronchites chroniques, infections respiratoires | - |
| HAP | Naphtalène | 8à182µg/m ³ 4,5 à 23,9mg/kg (émission pendant les flammes) 18360µg/kg (bois non traité) [30] [31] | Symptômes essentiellement digestifs. Cas de malaises, céphalées et vomissement lors d'expositions répétées. Anémie hémolytiques chez les personnes présentant un déficit en glucose-6-phosphate déshydrogénase. Irritant pour la peau, l'œil, susceptible d'entraîner des opacités du cristallin. Classé substance préoccupante d'un point de vue cancérigène par le CIRC, l'US EPA, et l'union européenne. | Effet avec seuil : REL= 9.10 ⁻³ mg/m ³ (OEHHA) |
| | Fluoranthène | 0,1 à 0,6mg/kg 296µg/kg (bois non traité) [30] [31] | Effets systémiques par voie d'inhalation : action sur les reins. | Effet sans seuil : ERUi = 1.10 ⁻³ (mg/m ³) ⁻¹ (OEHHA) |
| | Phénanthrène | 23,9à68 mg/kg 379 µg/kg (bois non traité) [30] [31] | Aucune information sur les effets systémiques, cancérigènes ou génotoxiques suite à une exposition chronique au phénanthrène chez l'homme. Ne peut être classé pour sa cancérigénicité pour l'homme (IARC) | Effet sans seuil : ERUi = 1,1.10 ⁻³ (mg.m ⁻³) ⁻¹ (INERIS°) |
| | Benzo[b]fluoranthène | 2,2à10,7 mg/kg 326 µg/kg (bois non traité) [30] [31] | Aucune étude sur l'effet systémique chez l'homme. Chez la souris: troubles immunologiques | Effet sans seuil: ERUi= 1,1.10 ⁻⁴ (µg/m ³) ⁻¹ (OEHHA) |
| | Benzo[a]pyrène | 1,9 à 4,2 mg/kg [30] [31] | Cancers du poumon, des tumeurs de la peau et du scrotum, de la vessie, des reins. Cancers pharyngés ou du larynx, tumeurs de l'estomac, du pancréas et de la prostate également rapportés | Effet sans seuil: ERUi=1,1.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹ (OEHHA) |
| NO _x | NO ₂ | 1,7 g/kg d'un mélange d'herbe, de feuilles et brindilles 0,24-2,2 g/kg [73] | Troubles respiratoires Infections pulmonaires, œdème pulmonaire, favorise les emphysèmes | 40µg/m ³ moyenne annuelle (OMS) |
| PCDD | | 0,95 ng TEQ/kg ou 160 µg/kg de bois | Effets immunologiques : modification du nombre de lymphocytes, diminution des réactions à certains allergènes. | - |

| | | | | |
|--------|------------------------|---|---|---|
| | | ou 0,3à 26,3ngTEQ/kgcb [74] | Effets neurologiques non prouvés : dysfonctionnement sexuel céphalées, neuropathies, troubles sensoriels, troubles du sommeil, dépression, anxiété Effets cancérogènes : excès de cancers sans localisation spécifique (les plus cités : cancer du sang, sarcomes des tissus mous, tumeurs poumons et foie) Effets sur la reproduction : spina bifida, becs de lièvre | |
| | Monoxyde de carbone | 57,3g/kg d'un mélange d'herbe, de feuilles et brindilles [75] | Intoxication aiguë, subaigüe, chronique : vertiges, perte de connaissance, impotence musculaire, troubles du comportement, voire le coma ou le décès. Action toxique à long terme sur le système cardio-vasculaire non exclue. Foetotoxique. | - |
| HAM | Benzène | 230 à 490 mg/kg matière [26] [28] | Les maux de tête, vertiges, anorexie, fatigue, pâleur, dyspnée, troubles de la vision. Effets cancérogènes : effet hématotoxique (anémie aplasique, leucémie, pancytopenie, moëlle osseuse) Groupe 1 par le CIRC | Effet sans seuil : ERUi = 6.10-6 (µg/m ³) ⁻¹ (OMS) Effet avec seuil : Draft MRL = 0,003 ppm (0,013 mg/m ³) (ATSDR) |
| | Toluène | 130 à 400 mg/kg matière [26] [28] | Pas d'effet spécifique Le syndrome psycho-organique : troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie Pas d'effets mutagènes prouvés et les preuves de cancérogénicité chez l'homme sont insuffisantes Groupe 3 par le CIRC. | Effet avec seuil : RfC = 5 mg/m ³ (1,3 ppm) (US EPA) |
| | Xylènes | 45 à 200 mg/kg matière [26] [28] | Maux de tête, fatigue, anxiété, sensation d'ébriété, irritabilité, troubles de l'équilibre, du sommeil et de la mémoire. Possibilité d'encéphalopathie toxique chronique et d'atteintes hépatique, rénale, cardiovasculaire et pulmonaire. Effet ototoxique possible groupe 3 par le CIRC. | Effet avec seuil : Draft MRL = 0,05 ppm (0,22 mg/m ³) (ATSDR) |
| Phénol | | 3 à 225 mg/kg | Système digestif: vomissement, difficulté à avaler, salivation | Effet avec seuil |

| | | | | |
|-----------------|--|-------------------|---|---|
| | | Matière [26] [28] | abondante, diarrhée, anorexie; système nerveux: maux de tête, évanouissement, vertige, troubles mentaux; éruption cutanée possible; dommages hépatiques et rénaux possibles; ochronose (affection congénitale). groupe 3 par le CIRC | REL = 0,2 mg/m³ OEHHA |
| Ozone | | / | Réaction inflammatoire bronchique : Toux sèche, gêne respiratoire et une douleur à l'inspiration profonde, essoufflement et irritation de la gorge et du nez. Augmentation possible de l'incidence de l'asthme chez les hommes. | - |
| Radicaux libres | | / | Stress oxydatif et réponses inflammatoires, augmentation du risque de cancérisation pour l'organisme. Autres effets possibles : Troubles articulaires (arthrite) troubles de la vision (cataracte) Les maladies cardiaques Les maladies dégénératives (sclérose en plaques, la maladie d'Alzheimer athérosclérose...) | - |

Le choix des polluants est ensuite effectué selon trois critères:

- 1) Elimination des polluants qui ont peu ou pas d'effet
- 2) Elimination des polluants qui ne présentent pas de VTR
- 3) Classement des polluants restants suivant leur score

Les résultats des différents critères sont présentés dans le tableau ci-dessous. Les polluants en répondant pas aux critères 1 et 2 sont indiqués par une croix. Ceux-ci sont éliminés. La colonne « score » correspond au score du polluant. Ce résultat a été calculé de la sorte :

Pour un polluant ayant une valeur de référence avec seuil :

$$\text{Ratio : } \frac{\text{Concentration } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right)}{\text{VTR } \left(\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right)}$$

Pour un polluant ayant une valeur de référence sans seuil :

$$\text{Produit : } \text{Concentration (mg/kg)} \times \text{VTR } ((\text{mg}/\text{m}^3)^{-1})$$

Tableau VIII : Critères de choix des polluants

| Polluant | Critère 1 | Critère 2 | Score | Explications |
|-------------------|-----------|-----------|--|--|
| Formaldéhyde | | | Avec seuil : 2,4.10⁵ Sans seuil : 12 | |
| Acroléine | | | Avec seuil : 1,2.10⁷ | |
| Acétaldéhyde | | | Avec seuil : 5,5.10⁴ Sans seuil : 1 | |
| Césium-137 | × | | | Effets avérés sur la santé en considérant certaines situations |
| Iodine-129 | × | | | |
| PM _{2,5} | | | Avec seuil : 1,1.10⁷ | |
| PM ₁₀ | | | Avec seuil : 2,5.10⁶ | |
| CO ₂ | × | | | Le CO ₂ n'a un effet sur la santé qu'en milieu confiné. |
| SO ₂ | | × | | Pas de valeur de référence |
| Naphtalène | | | Avec seuil : 2040 | |

| | | | | |
|----------------------|---|---|--|---|
| Fluoranthène | | | Sans seuil : 3.10⁻⁴ | |
| Phénanthrène | × | | | Pas d'effets avérés sur la santé |
| Benzo[b]fluoranthène | | | Sans seuil : 0,036 | |
| Benzo[a]pyrène | | | Sans seuil : 0,46 | |
| NO ₂ | | | Avec seuil : 5,5.10⁴ | |
| PCDD/ PCDF | | × | | Pas de valeur de référence |
| Monoxyde de carbone | | × | | Pas de valeur de référence |
| Benzène | | | Avec seuil : 3,7.10⁴ Sans seuil : 2,94 | |
| Toluène | | | Avec seuil : 80 | |
| Xylène | | | Avec seuil : 909 | |
| Phénols | | | Avec seuil : 1125 | |
| Ozone | × | | | Effets sur la santé sous certaines conditions. |
| Radicaux libres | | × | | Composés préoccupants mais pas de valeur de référence |

Justification des choix

1. Famille des HAPs

Dans les HAP retenus en IV.3.1 (naphtalène, fluoranthène, phénanthrène, benzo[b]fluoranthène, benzo[a]pyrène), le phénanthrène n'a pas d'effets avérés sur la santé, c'est pourquoi nous l'éliminons.

Au regard de la classification par l'union européenne, l'IARC et/ou le CIRC, le naphtalène, le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène, et le benzo[a]pyrène ont des effets non négligeables sur la santé, nous les gardons dans le classement.

2. CO₂

Le CO₂ n'a un effet sur la santé qu'en milieu confiné, où il prend la place de l'oxygène. Dans le cas présent, feu de forêt, nous ne sommes pas en milieu confiné, par conséquent le CO₂ n'a pas d'effet sur la santé humaine. C'est pourquoi ce polluant ne sera pas considéré par la suite.

3. Radionucléides

Les radionucléides ont des effets avérés sur la santé. Par contre, ils ne se trouvent que dans des régions ayant une radioactivité dans l'environnement, notamment le sol. C'est le cas notamment dans des régions comme celle autour de Tchernobyl. Les forêts considérées dans cette étude sont celles du Sud de la France. Ces forêts n'ont pas un taux de radioactivité pouvant permettre le relargage de radionucléides lors d'un feu. Par exemple, dans le Var, la radioactivité s'élève à 0,55 millisievert par an, et dans l'Hérault à 0,66 millisievert par an.

Les radionucléides ne seront donc pas considérés dans la suite de l'étude.

4. Ozone

Comme décrit précédemment, l'ozone aurait des effets à long terme sur la fonction respiratoire. Cependant, les réactions entraînant une élévation de la concentration en ozone ont lieu dans la basse atmosphère et dans les zones de vallées. Nous pouvons donc imaginer que les sapeurs-pompiers ne sont pas soumis à ce type de condition à chaque intervention. Nous ne considérons donc pas l'ozone comme polluant traceur pour la suite de l'étude.

5. Radicaux libres

La préoccupation de ces composés réside dans leur capacité à persister dans l'atmosphère et leur réactivité lors de contact avec les tissus humains [20]. La plupart des groupes radicaux libres subissent une condensation à la sortie de la flamme, ce qui peut réduire leur toxicité. Cependant, certains radicaux libres persistent jusqu'à 20 minutes après leur formation et présentent donc un risque réel pour les personnes exposées à des aérosols fraîchement formés à proximité des feux. [16]

Bien que ces effets aient été décrits dans certaines études, nous ne disposons pas de VTR pour pouvoir les hiérarchiser. Nous n'en tiendrons donc pas compte pour la hiérarchisation.

6. PCDD et PCDF

Les effets néfastes sur la santé humaine sont principalement rapportés en présence de 2,3,7,8 TCDD, la seule classée cancérigène pour l'homme par le CIRC. Il n'existe pas, de plus, de VTR pour les polluants retenus. Enfin, les quantités émises lors des feux de biomasse sont très faibles. Nous éliminons ainsi les PCDD et PCDF.

E. Choix des polluants traceurs

Grâce aux scores calculés dans le paragraphe précédent, il est possible de réaliser un classement des polluants. Deux classements sont alors effectués : un pour les polluants ayant des scores pour des effets à seuil, et un pour les polluants ayant des effets sans seuil. Les classements sont les suivants :

Tableau IX : Classements des polluants

Avec seuil

| Classement | Polluant | Score |
|------------|-------------------|------------------|
| 1 | acroléine | $1,2 \cdot 10^7$ |
| 2 | PM _{2,5} | $1,1 \cdot 10^7$ |
| 3 | PM ₁₀ | $2,5 \cdot 10^6$ |
| 4 | formaldéhyde | $2,4 \cdot 10^5$ |
| 5 | NO ₂ | $5,5 \cdot 10^4$ |
| 5 | acétaldéhyde | $5,5 \cdot 10^4$ |
| 7 | benzène | $3,7 \cdot 10^4$ |
| 8 | naphtalène | 2040 |
| 9 | phénol | 1125 |
| 10 | xylènes | 909 |
| 11 | toluène | 80 |

Sans seuil

| Classement | Polluant | Score |
|------------|----------------------|--------|
| 1 | formaldéhyde | 12 |
| 2 | benzène | 2,94 |
| 3 | acétaldéhyde | 1 |
| 4 | benzo[a]pyrène | 0,46 |
| 5 | benzo[b]fluoranthène | 0,036 |
| 6 | fluoranthène | 0,0003 |

Les cinq premiers polluants de chaque liste sont ainsi désignés comme étant les plus à risques. Ces polluants sont les suivants :

- acroléine
- PM_{2,5}
- PM₁₀
- formaldéhyde
- NO₂
- acétaldéhyde
- benzène
- benzo[a]pyrène
- benzo[b]fluoranthène

Ces polluants seront ceux à suivre et à mesurer en priorité lors d'intervention de sapeurs-pompiers sur un feu de forêt. Nous avons pris en compte dans ce classement les polluants individuellement. Afin de ne pas écarter totalement les polluants exclus de la liste mais dont le score reste élevé, les recherches des outils de mesure seront axés sur des techniques permettant la mesure d'un maximum de polluant (exemple : mesure d'une famille).

Les méthodes possibles pour suivre les concentrations de ces polluants sont expliquées dans la partie qui suit.

VI. Métrologie

Le choix des polluants traceurs est généralement effectué en fonction de l'impact sanitaire de ceux-ci, de la simplicité et de la fiabilité de leur mesure, et éventuellement de leur spécificité vis-à-vis de la source d'émission considérée.

Il n'existe pas de relation simple entre les émissions de polluants dans l'atmosphère et leurs concentrations dans l'air. Nous avons souligné tout au long de cette étude la variabilité d'émission de certains polluants en fonction du type de situation (ozone, HAP, aldéhydes...). En effet, les concentrations dans l'air dépendent des quantités émises dans l'atmosphère, mais aussi des conditions météorologiques (qui peuvent jouer un rôle aggravant ou au contraire de dilution par le vent ou la pluie), du relief et des réactions chimiques qui se produisent dans l'atmosphère entre les polluants et qui peuvent aboutir à la formation de nouveaux composés. L'exposition est donc difficile à évaluer pour la plupart des polluants. Néanmoins quelques méthodes ont été validées pour l'évaluation de l'exposition à quelques polluants et familles de polluants et de nombreuses pistes de recherches intéressantes sont en passe de pallier quelque peu à ces difficultés.

En général, l'évaluation de l'exposition aux polluants est effectuée selon deux approches:

- une approche directe qui consiste à effectuer, en continu sur une période donnée, une mesure personnalisée de l'exposition à un ou plusieurs polluants. Cette évaluation est souvent obtenue par des capteurs ou des analyseurs portatifs.
- une autre approche directe consiste à mesurer les concentrations en polluants (ou leurs métabolites) à l'intérieur de l'organisme à l'aide de prélèvements biologiques (sang, urines).

Une autre approche indirecte vise à évaluer l'exposition d'une population par modélisation en combinant plusieurs informations inhérentes aux conditions d'émission de chaque polluant.

Les deux approches directes seront étudiées dans ce paragraphe.

A. Mesure de contamination dans l'air

Les prélèvements se font en général par passage d'un grand volume d'air à analyser au travers d'une solution absorbante ou d'un filtre adsorbant, qui permettent de fixer le ou les polluants à mesurer. Ils peuvent être effectués de manière passive ou dynamique.

Les échantillonneurs passifs permettent de piéger le ou les polluant(s) recherché(s) sur un support contenant un adsorbant spécifique au polluant recherché. Le débit de circulation de l'air est fixé et la mesure est faite sur une certaine période d'exposition (par exemple une semaine). Les analyses sont réalisées en laboratoire par chromatographie en phase gazeuse et détecteur à ionisation de flamme ou spectrométrie de masse. Il est ainsi possible de déterminer la concentration moyenne de polluant dans l'air au cours de la période d'exposition considérée.

On peut donc effectuer des mesures en simultanée à différents lieux autour du feu, permettant ainsi d'approcher au mieux la répartition spatiale des concentrations en polluants.

Les prélèvements dynamiques sont basées sur le même principe à la seule différence qu'une pompe est utilisée afin d'aspirer un volume connu d'air dans un tube, le débit d'air

étant alors fixé. Pour les analyses, la restitution des polluants adsorbés peut ensuite se faire par extraction par solvant ou par extraction thermique.

Les mesures de concentration en polluants doivent être réalisées au niveau du conducteur d'engin, personne la plus à risque lors d'une intervention sur un feu de forêt.

Certaines techniques nécessitent l'utilisation d'une pompe de prélèvement. Ce dispositif peut être placé dans le véhicule d'intervention, proche du conducteur, afin de pouvoir réaliser le prélèvement et avoir la meilleure mesure de quantité de particules inhalées.

Benzène

Dans le cas du benzène, l'INRS a démontré la validité d'un système de prélèvement-analyse par badge passif à diffusion (GABIE[®]) pour le contrôle des expositions. Il permet d'obtenir la concentration moyenne en benzène durant toute la durée d'échantillonnage (de quelques minutes à plusieurs heures).

L'analyse du badge consiste ensuite en une désorption et en l'analyse des solutions obtenues par chromatographie en phase gazeuse.



Figure 4 : Badge GABIE[®]

Une autre technique permet la mesure du benzène, du toluène, du xylène et du naphthalène[76]. Cette méthode consiste en l'utilisation d'un tube de prélèvement en verre type NIOSH, longueur 70mm et diamètre intérieur 4mm contenant deux plages de 100 et 50mg de charbon actif et d'une pompe de prélèvement. Après désorption les mesures de concentration sont réalisées par chromatographie en phase gazeuse. [77].

PM

La mesure des particules en suspension peut se faire grâce à une cassette porte-filtre, de diamètre 37 ou 25 mm contenant un filtre en fibre de verre ou de quartz, en configuration fermée et munie d'une capsule interne. Ceci permet une analyse gravimétrique, sans identification.

La concentration en polluant est déterminée en calculant la différence de masse entre le substrat vierge et le substrat après prélèvement.

Une autre technique permet d'évaluer la quantité de PM présente. En effet, ces particules sont les principales responsables de la diminution de visibilité autour des incendies. C'est pourquoi, afin de mesurer la concentration en PM dans l'air, des comparaisons sont faites suivant la visibilité observée. [78]

Tableau X : Estimation de la concentration en matières en suspension à partir de la visibilité

| Qualité de l'air | Visibilité en Km | Concentration en PM ¹ (moyenne sur 1 heure, µg/m ³) |
|-----------------------------------|------------------|--|
| Bonne | 15 Km et plus | 0 – 40 |
| Moyenne | 10 à 15 | 41 – 80 |
| Mauvaise pour personnes sensibles | 5 à 10 | 81 – 175 |
| Mauvaise | 2,5 à 5 | 176 – 300 |
| Très mauvaise | 1,5 à 2,5 | 301 – 500 |
| Dangereuse | Moins de 1,5 | > 500 |

Aldéhydes

Les trois aldéhydes d'intérêt (formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine) peuvent être mesurés avec un seul prélèvement de 5L d'air. Celui-ci est réalisé grâce à l'utilisation d'un tube en verre remplie de gel de silice imprégné de 2,4-dinitrophénylhydrazine (DNPH), et d'une pompe de prélèvement. Le DNPH a pour rôle de transformer les aldéhydes en hydrazones correspondant. Ceux-ci sont ensuite analysés par chromatographie liquide haute performance. [79]

HAPs

Le benzo[a]pyrène et le benzo[b]fluoranthène peuvent être mesurés par un seul prélèvement. Celui-ci nécessite l'utilisation de :

- une cassette porte-filtre de diamètre 37mm contenant un filtre en fibre de verre ou de quartz (pour les HAPs particulaires)
- un tube en verre de longueur 50mm, diamètre intérieur de 10mm, contenant une plage de 600mg de résine XAD 2, maintenue par 2 tampons de laine de verre (pour HAPs volatils)
- une pompe de prélèvement.

Pour les HAP particulaires : après extraction du filtre et traitement des extraits (élution par une solution de n-hexane et de dichlorométhane, évaporation sous sorbonne et filtration des solutions d'extraction des filtres), les concentrations en polluants sont obtenues par chromatographie sur colonne de silice greffée « C18 ».

Pour les HAP volatils : Après extraction, une chromatographie permet la mesure des polluants. [80]

NO₂

La mesure du NO₂ est réalisée par le badge Yanagisawa. Suite au prélèvement de l'air pollué par le badge, la mesure se fait par spectrophotométrie. [81]

¹ Dans les fumées, la plupart des particules sont très fines. Par conséquent, cette mesure est valable pour les PM_{2,5} et les PM₁₀.

B. Indicateurs Biologiques d'exposition

Pour certains polluants, il existe d'autres méthodes de mesure de l'exposition. Les méthodes présentées ci-dessous pour les PM et le benzène utilisent des marqueurs biologiques.

1. PM

Le Lévo-glucosan (1,6-anhydro- β -D-glucopyranose) est un produit de pyrolyse de la cellulose et l'un des principaux composants organiques des particules ambiantes (PM) émis par la combustion de la biomasse. Il est fréquemment utilisé comme traceur pour les combustions de la biomasse car elle est produite à des niveaux relativement élevés et stables dans l'atmosphère. [82][83]

Une étude américaine a donc été menée afin de déterminer la faisabilité du levoglucosan en tant que biomarqueur d'exposition à la fumée et en particulier aux matières particulaires émises lors de la combustion du bois. Celle-ci a été faite en mesurant la capacité à mesurer le LG d'une part expérimentalement dans l'urine des souris exposées à la fumée de bois et d'autre part dans l'urine des enfants. Les résultats démontrent que le LG absorbé dans les poumons est détectable dans l'urine et qu'il serait un bon indicateur d'exposition à la fumée de biocombustibles et potentiellement aux matières particulaires. [84]

2. Benzène

Le métabolisme du benzène est bien connu et comprend plusieurs étapes. Il s'effectue surtout dans le foie, mais aussi au niveau médullaire. Les différentes voies d'oxydation sont schématisées ci-dessous.

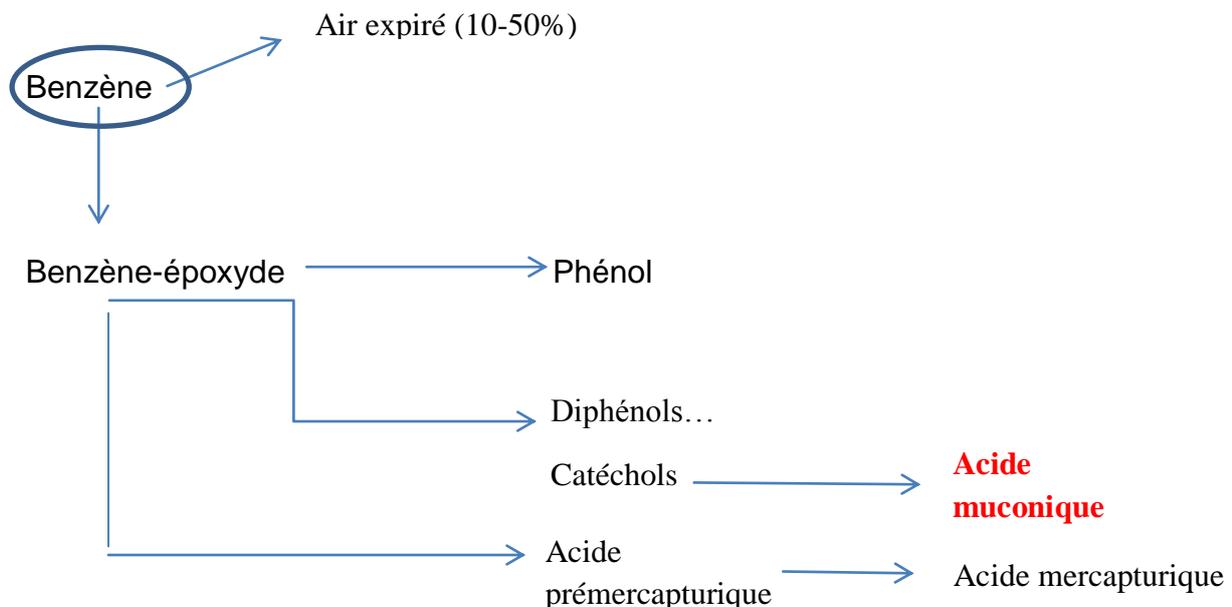


Figure 5 : Schématisation du métabolisme du benzène dans l'organisme humain

Le dosage de l'acide muconique, métabolite mineur du benzène, a été validé comme méthode simple et rapide permettant de mesurer l'exposition au benzène sans interférence majeure. Ce composé présente l'avantage d'une meilleure sélectivité que le phénol autrefois utilisé et qui pouvait provenir d'autre origine. Sur le plan individuel, l'acide muconique permet de déceler des expositions de l'ordre du ppm et souvent beaucoup moins. Cette méthode a été validée par l'OMS comme technique de référence.

VII. Discussion

Cette partie vise à apporter un regard critique sur notre méthode de travail et les résultats obtenus.

La composition qualitative et quantitative des fumées émises lors d'un feu de forêts est très variable. En effet, celle-ci dépend de plusieurs conditions :

- Le type de végétation
- Le type de feu
- Les conditions météorologiques
- L'humidité.

Les concentrations des composés sont donc spécifiques à la zone d'étude. Une généralisation n'est pas possible, seuls des ordres de grandeur peuvent être obtenus.

La nature de l'exposition réelle est difficile à déterminer de ce fait. De plus, sont à prendre en considération les variabilités individuelles : la durée d'exposition, l'intensité de la tâche, le poste de travail et la sensibilité individuelle. Par conséquent, pour des conditions d'exposition similaires, les effets seront différents d'un individu à un autre.

La voie d'exposition par inhalation est retenue. La voie cutanée est écartée car nous estimons que cette exposition représente moins de 10% de l'exposition totale, du fait des EPI. Cependant, des recherches pourraient être réalisées afin de savoir si ces équipements procurent une protection optimale.

La démarche a été de répertorier les polluants de la littérature. La revue n'est pas exhaustive au vu du nombre important d'études relatives à l'émission des feux de forêts. Il est possible que des articles n'aient pas pu être étudiés par manque de temps et de moyens mis à disposition. De plus, les études sont souvent focalisées sur les mêmes polluants, d'autres peuvent ne pas avoir été identifiés.

La méthodologie employée dans certaines études n'est pas toujours précisée. Pour la présélection des polluants, et nous pouvons nous demander si la méthode est propre aux polluants à détecter (on connaît les polluants recherchés) ou le fruit d'une détection élargie (recherche non spécifique). Cette dernière méthode pourrait créer des incertitudes de détection et de mesure, et par conséquent sous-estimer le risque encouru.

Pour la hiérarchisation, le calcul des scores de classification fait appel au choix des VTR. Les VTR sélectionnées sont parfois issues d'études chez l'homme et d'autres fois chez l'animal. Ceci entraîne des facteurs d'incertitude plus importants pour ces dernières. D'autre part, certaines VTR issues des mêmes études n'ont pas les mêmes valeurs du fait du facteur d'incertitude choisi par les structures les ayant construites. Dans ce cas, nous avons choisi les valeurs les plus protectrices, ce qui peut entraîner une surestimation du caractère toxique du polluant.

Le calcul des scores, est réalisé en utilisant les valeurs hautes des gammes de concentration trouvées dans la littérature. La toxicité des polluants a pu être surestimée.

Par manque de temps, les recherches sur la métrologie sont réalisées en grande partie sur la base de données MétroPol de l'US EPA. Il existe sans doute d'autres techniques. Néanmoins, les techniques choisies sur cette base sont reconnues et validées. D'autres recherches plus abouties auraient pu être menées.

La biométrie est une discipline en plein essor. Elle permet d'estimer au mieux l'exposition réelle en tenant compte de la variabilité entre les individus. Cependant, il existe des limites liées aux contraintes méthodologiques au moment du recueil des échantillons biologiques (conservation, risque de contamination, etc.), d'analyses, et d'éthiques. L'interprétation de ces résultats doit être prudente : un résultat supérieur à la valeur limite ne signifie pas automatiquement risque pour la santé et inversement. Pour les effets sans seuil, il est difficile de conclure à un impact du polluant sur la santé.

Nous aurions souhaité finaliser ce projet par une estimation quantitative des risques sanitaires encourus par les primo-intervenants lors des feux de forêts, mais cette approche n'est pas pertinente. Nous disposons de gammes de concentration très larges, provenant d'études diverses dont la méthodologie n'est pas forcément spécifiée, les mesures étant réalisées dans des conditions différentes. Le calcul des risques sanitaire ne peut pas être réalisé car le nombre de personnes intervenant sur les feux de forêts est difficile à estimer. L'évaluation des risques n'est pas possible dans l'état des connaissances dans son intégralité. Ce travail est une première étape intéressante pour la prise en compte de certains paramètres pour une évaluation quantitative complète des risques.

Pour résumer, nous émettons les recommandations suivantes :

- 1) Elaborer des valeurs toxicologiques de référence pour une exposition chronique concernant les polluants qui n'en ont pas et qui ont, par conséquent, été écarté du classement final. Ces polluants sont notamment : le dioxyde de soufre, le phénanthrène, le monoxyde de carbone, les radicaux libres et l'ozone.
- 2) Tous les polluants ne possèdent pas d'estimation ou de mesure de leur émission. Il serait, par conséquent, intéressant de les étudier en ce sens.
- 3) Une attention toute particulière doit être portée sur les dioxines, non exploitées dans cette étude par manque de données sur leur nature et leur concentration pendant un feu de forêt.
- 4) Il peut être intéressant de réaliser des mesures de concentrations des polluants dans des forêts de type différent. En effet, les concentrations émises diffèrent selon que la forêt est de type résineux ou feuillu. Un comparatif pourrait donner des informations plus précises sur les polluants à tracer.
- 5) Il peut être envisagé de développer des méthodes de mesure type badge passif, pour limiter l'encombrement, ne pas perturber l'activité des professionnels et être représentatif de l'exposition.
- 6) Des études de corrélations entre les polluants pourraient être réalisées afin de mettre en évidence une éventuelle exposition liée à des combinaisons ou des mélanges de ces substances toxiques de l'air.
- 7) Elaborer des processus de sensibilisation des intervenants aux risques engendrés par ces polluants.

VIII. Conclusion

Cette étude se proposait d'appréhender la qualité de l'air dans les zones de combustion de forêts et d'évaluer l'exposition des primo-intervenants aux polluants émis à cette occasion. Elle a permis de faire un état des connaissances sur cette pollution, de prioriser les polluants afin d'écarter ou de mettre en évidence un risque lié à l'inhalation de fumées. L'identification des polluants traceurs sert à mesurer les expositions et proposer au vu de ces éléments des recommandations.

Dans un premier temps, un large éventail de substances toxiques de l'air a été identifié lors d'un inventaire dans la littérature des polluants rencontrés lors de feux de forêts. Une priorisation dans le choix des polluants a été conduite d'une part en évaluant leur potentiel effet néfaste sur la santé lors d'une exposition par inhalation. D'autre part, la disponibilité de certaines données (concentrations et VTR) nous a contraint à limiter nos choix. L'appréciation du caractère toxique de ces derniers s'est faite par le calcul d'un ratio quantité-toxicité qui tient compte des concentrations maximales répertoriées pour chacun des polluants et des VTR présentes dans la littérature. Deux classifications ont ensuite été réalisées en séparant les effets avec seuil et sans seuil. Les cinq premiers de chaque liste ont enfin été considérés.

Sur la base de tous ces éléments, nous avons établi une liste de polluants traceurs que sont : l'acroléine, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, les matières particulaires, le dioxyde d'azote, le benzène, le benzo[a]pyrène et le benzo[b]fluoranthène.

Pour éviter de sous-estimer le risque dû aux autres polluants, nous pouvons prétendre à une liste élargie qui prendrait en compte ces derniers. Les méthodes métrologiques, comme des badges passifs et des prélèvements dynamiques aujourd'hui disponibles, sont développées pour détecter et quantifier des familles de composés. La mesure du xylène, du toluène et des HAM sera, en général, simultanée à celle du benzène ; et le même raisonnement est applicable pour les autres familles. Ces méthodes sont d'autant plus intéressantes qu'elles sont fiables, peu encombrantes, simples et rapides à mettre en œuvre. La biométrie offre également des pistes intéressantes pour l'analyse individuelle de l'exposition.

Des conditions propres à la zone d'étude, au milieu, et aux situations individuelles telles que la durée d'exposition, le niveau d'activité, la sensibilité ont été identifiées comme facteurs influençant le niveau d'exposition aux polluants émis lors des feux de forêts.

Ces résultats sont une proposition à l'identification du danger et permettront de mener une évaluation quantitative des risques sanitaires proprement dite, bien guidée et davantage aboutie. Celle-ci justifiera l'utilisation de dispositifs de protection adéquats, une planification correcte de lutte contre les incendies et la disponibilité opérationnelle de l'information concernant les secteurs susceptibles de générer des niveaux élevés de polluants lors de la combustion.

L'exposition aux polluants des primo-intervenants sur les interventions de lutte contre les feux de forêts, comme spécifié dans la commande, a été le principal objet de cette étude. Toutefois, la proximité de certains feux avec les habitations, les conditions météorologiques (vitesse, inversion du vent, etc.) peuvent favoriser des niveaux d'exposition plus ou moins élevés des populations avoisinantes. Dans ces cas, nous pouvons nous interroger sur l'impact sanitaire de ces polluants et sur la nécessité d'élargir l'évaluation des risques sanitaires aux populations se trouvant sous le panache de fumées émises lors de ces feux.

IX. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

[1] **M. Bonazountas et Al**, 2007. A decision support system for managing forest fire casualties. *Journal of Environmental Management*, Volume 84, Issue 4. p.412-418.

[2] **M. Stefanidou, S. Athanasis, C. Spiliopoulou**, 2008. Health Impacts of Fire Smoke Inhalation *Inhalation Toxicology*, 20. p 761–766.

[3] **A. Miranda, E. Marchi, M.Ferretti et M. Millán**, 2008. Forest Fires and Air Quality Issues in Southern Europe. *Developments in Environmental Sciences*, Volume 8. p. 209-231.

[4] **A. Miranda, V. Martins, P.Cascão et Al** , 2010. Monitoring of firefighters exposure to smoke during fire experiments in Portugal. *Environment International*, Volume 36, Issue 7, octobre 2010. p. 736-745.

[5] **Service de l'Observation et des Statistiques**, mars 2010. Communes exposées aux risques de feux de forêts. Base de données Gaspar.

[6] **Service de l'Observation et des Statistiques**, 2010. Nombre de feux et surfaces brûlées en France entre 1985 et 2008. Commission Européenne (European Forest Fire Information System, Fire History).

[7] **P. JODIN**, 1994. Le Bois, matériau d'ingénierie. ARBOLOR, Nancy. 433 pages.

[8] **B. Simoneit, W. Rogge, Q. Lang, et Al**, 2000. Molecular characterization of smoke from campfire burning of pine wood. *Chemosphere: Global Change Science* 2. p.107±122.

[9] **Le portail des forestiers privés**. La forêt en France. Consulté le 8 mars 2011. Disponible sur <http://www.foretpriveefrancaise.com/>

[10] **INERIS**, 2009. Qualité de l'air vs combustion du bois. Compte-rendu débat INERIS-Associations. 8 pages.

[11] **F. Reisen, SK. Brown**, 2009. Australian firefighters exposure to air toxics during bushfire burns of autumn 2005 and 2006. *Environment International* 35. p. 342–352.

[12] **Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement**. Le risque de feux de forêt. Consulté le 8 mars 2011. Disponible sur <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Le-risque-feux-de-foret.html>

[13] **J. Malilay**. A review of factors affecting the human health impacts of air pollutants from forest fires. Atlanta. Division of Environmental Hazards and Health Effects.

[14] **D.E.Ward**, 1999. Smoke from wildland fires. *Health Guidelines for Vegetation Fire Events*, Lima, Peru. 15 pages.

[15] **M.Lipsett, B.Materna,et Al** .Wildfire smoke, a guide for public health officials. US.EPA.53pages. Révisé en juillet 2008.

[16] **K.Goh, D. Schwela, J.G. Goldammer, O.Simpson**, 1999. Health guidelines for vegetation fire events. Organisation mondiale de la santé.

- [17] **Core, J.E., Cooper, J.A., DeCesar, R.T., Houck, J.E.**, 1982. Residential Wood Combustion Study, EPA 910/9-82-089.
- [18] **P.W. Brandt-Rauf, L.F. Fallon, T. Tarantini, C. Idema, and L. Andrews**, 1988. Health hazard of fire fighters : exposure assessment, P.W. Brandt-rauf. *Br J Ind Med.* ; 45(9). p.606–612.
- [19] **F. Reisen, S. Brown**, 2009. Impact of Prescribed Fires On Downwind Communities. Proceedings of the Royal Society of Queensland, Brisbane. Volume 115. p. 85-91.
- [20] **M. Stefanidou, S. Athanasis, and C. Spiliopoulou**, 2008. Health Impacts of Fire Smoke Inhalation. *Inhalation Toxicology*, volume 20. p.761–766.
- [21] **S.A. Mason, J. Trentmann, T. Winterrath et Al**, 2006. Intercomparison of Two Box Models of the Chemical Evolution in Biomass-Burning Smoke Plumes, volume 55. p. 273–297.
- [22] **INERIS**, 2003. Hydrocarbure Aromatiques Polycycliques. Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes/ Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes. 64 pages. Document mis à jour en 2006.
- [23] **INERIS**, 2000. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : dioxines. Dernière mise à jour : avril 2006.
- [24] **L.P. Naeher et al**, 2007. Woodsmoke Health Effects: A Review. *Inhalation Toxicology*, Volume 19. p. 67–106.
- [25] **M.P. Johansen et al**, 2001. Hydrologic response and radionuclide transport following fire at semiarid site. *J Environ Qual*. Volume 30. p.2010-2017.
- [26] **P. Lemieux, C. Lutes, D. Santoianni**, 2004. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 30. p.1–32.
- [27] **Liu, M. Shao, L. Fu, S. Lu, et Al**, 2008. Source profiles of volatile organic compounds (VOCs) measured in China: Part I. *Atmospheric Environment*, volume 42. p6247–6260.
- [28] **J. De Vos, F. Reisen, A.Cook et Al**, 2009. Respiratory Irritants in Australian Bushfire Smoke: Air Toxics Sampling in a Smoke Chamber and During Prescribed Burns Annemarie. *Environ Contam Toxicol*, volume 56. p380–388.
- [29] **P. Lemieux, C. Lutes, D. Santoianni**, 2004. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 30. p1–32.
- [30] **Bhargava, A., Dlugogorski, B.Z., Kennedy, E.M.**, 2002. Emission of polyaromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-pdioxins and furans from fires of wood chips. *Fire Safety*, volume 37. p659–672.
- [31] **B. Jenkins, A. Jones, S. Turn, R.Williams**, 1996. Particle concentrations, gas-particle partitioning, and species intercorrelations for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) emitted during biomass burning. *Atmospheric Environment*, volume 30. P3825-3835.

- [32] **B. Eitzer**, 1993. Comparison of point and nonpoint sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran to sediment of the Housatonic river. *Environment Science Technology*, volume 27. p1632-1637.
- [33] **Sehlstedt et al**, 2010. Antioxydant airways responses following experimental exposure to wood smoke in man. *Particle and Fibre Toxicology*. P7-21.
- [34] **INRS**, 1999. Intoxications par inhalation de dioxyde de carbone. Fiche INRS n°79 pour le médecin du travail.
- [35] **E. Ward, C. Hardy**, 1991. Global Biomass Burning : Atmospheric, climatic, and Biospheric Implications. P412-419.
- [36] **INRS**, 2009. Fiche toxicologique : monoxyde de carbone. 8 pages.
- [37] **Liu, X., Chance, K., Sioris, C.E., Kurosu, T.P., Spurr, R.J.D., Martin et al**, 2006. First directly retrieved global distribution of tropospheric column ozone from GOME: Comparison with the GEOS-CHEM model. *J. Geophys. Res.* 111, D02308.
- [38] **INERIS**, 2005. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Ozone. 36 pages.
- [39] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Benzène. 18 pages.
- [40] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Toluène. 29 pages.
- [41] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Xylène. 27 pages.
- [42] **USEPA**, juin 2010. Inhalation assessment. Toxicological review of formaldehyde. 1043 pages.
- [43] **INERIS**, février 2010. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : formaldéhyde. 79 pages.
- [44] **US.EPA**, mai 2003. Toxicological review of acrolein. 106 pages.
- [45] **INERIS**, 2008. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Acétaldéhyde. 81 pages.
- [46] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Naphtalène. 15 pages.
- [47] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Fluorenthène. 10 pages.
- [48] **INERIS**, 2010. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Phenanthrène. 48 pages.

- [49] **B. Lee et P. Strickland**, 1993. Antibodies to carcinogen-DNA adducts in mice chronically exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Immunol Lett*, volume 32. P117-123.
- [50] **INERIS**, 2005. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Benzo[b]fluoranthène . 36 pages.
- [51] **INERIS**, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Benzo[a]pyrène . 44 pages.
- [52] **INRS**, 2007. Fiche toxicologique du Benzo[a]pyrène.
- [53] **INRS**, 2006. Fiche toxicologique monoxyde d'azote/ peroxyde d'azote.
- [54] **US EPA**, 2009. Sulfur dioxide emissions. 5 pages.
- [55] **Site internet de l'OMS**. Consulté le 25 janvier 2011. Disponible sur <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/>
- [56] **R. Racine**, 2009. Thèse. Etude des effets d'une ingestion chronique de radionucléides sur le métabolisme du cholestérol chez le rat : exemples de l'uranium appauvri et du césium-137.
- [57] **IPSN**, 2001. Fiche radionucléide : Iode 129. 6 pages.
- [58] **Rusch et al**, 1983. A 26-week inhalation toxicity study with formaldehyde in the monkey, rat, and hamster. *Toxicology and Applied Pharmacology*, volume 68. p329-343.
- [59] **Holmstrom M., Wilhelmsson B. and Hellquist H.**,1989. Histological changes in the nasal mucosa in rats after long-term exposure to formaldehyde and wood dust. *Acta Otolaryngol*, volume 108. p274-283.
- [60] **Wilhelmsson B. and Holmstrom M.**,1992. Possible mechanisms of formaldehyde-induced discomfort in the upper airways. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, volume 18. p403-407.
- [61] **Kerns W.D., Pavkov K.L., Donofrio D.J., Gralla E.J. and Swenberg J.A.**,1983. Carcinogenicity of formaldehyde in rats and mice after long-term inhalation exposure. *Cancer Research*, volume 43. p4382-4392.
- [62] **Monticello T.M., Swenberg J.A., Gross E.A., Leininge J.R., Kimbell J.S., Seilkop S., Starr T.B., Gibson J.E. and Morgan K.T.**, 1996. Correlation of regional and nonlinear formaldehyde-induced nasal cancer with proliferating populations of cells. *Cancer Research*, volume 56. p1012-1022.
- [63] **Kutzman RS, Popenoe EA, Schmaeler M, and Drew RT.**, 1985. Changes in rat lung structure and composition as a result of subchronic exposure to acrolein. *Toxicology*, volume 34. p139-151.
- [64] **Appelman L.M., Woutersen R.A. and Feron V.J.**, 1982. Inhalation toxicity of acetaldehyde in rats. I. Acute and subacute studies. *Toxicology*, volume 23. p293-307.

Appelman L.M., Woutersen R.A., Feron V.J., Hoofman R.N. and Notten W.R.F., 1986. Effect of variable versus fixed exposure levels on the toxicity of acetaldehyde in rats. *Journal of Applied Toxicology*, volume 6. p331-336.

[65] Woutersen R.A., Appelman L.M., Van Garderen-Hoetmer A. and Feron V.J., 1986. Inhalation toxicity in rats. III. Carcinogenicity study. *Toxicology*, volume 41. p213-232.

[66] W. Aronow et Al, 1981. Carboxyhemoglobin levels in banked blood. *Chest*. P694-695.

[67] B. Doornaert et A. Pichard (2003) - HAPs - Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Verneuil en Halatte. 64 pp

[68] Q. Lan, L. Zhang, G. Li and al, 2004. Hematotoxicity in workers exposed to low levels of benzene. *Science*, 306. p1774-1776.

[69] N. Rothman, G.-L. Li, M. Dosemeci, W.E. Bechtold, G.E. Marti, Y.-Z Wang, 1996. Hematotoxicity among chinese workers heavily exposed to benzene. *Am J Ind Med*, 29, 3, P236-246.

[70] S.P. Tsai , C.P. Wen , N.S. Weiss , O. Wong , W.A. McClellan and R.L Gibson, 1983. Retrospective mortality and medical surveillance studies of workers in benzene areas of refineries. *J Occup Med*, 25, 9, P685-692.

[71] Y. Uchida, H. Nakatsuka, H. Ukai, T. Watanabe, Y.T. Liu, M.Y. Huang et al, 1993. Symptoms and signs in workers exposed predominantly to xylenes. *Int Arch Occup Environ Health*, 64, 8, P597-605.

[72] Sandage C., 1961. Tolerance criteria for continuous inhalation exposure to toxic material. I. Effects on animal of 90-day exposure to phenol, CCl₄, and a mixture of **indole, skatole**, H₂S, and methyl mercaptan. Wright-Patterson Air Force Base, US Air Force Systems command, Aeronautical Systems Division. Dayton, Ohio. NTIS AD-268783.

[73] V. Krishna Prasad, Prabhat K. Gupta, C. Sharma, A.K. Sarkar, Yogesh Kant, 2000. NO_x emissions from biomass burning of shifting cultivation areas from tropical deciduous forests of India estimates from ground-based measurements. *Atmospheric Environment*, volume 34. p3271-3280.

[74] B. Gullett, A. Touati, L. Oudejans,2008. PCDD/F and aromatic emissions from simulated forest and grassland fires. *Atmospheric Environment* 42. p7997–8006

[75] G. Kamalak Kannan, Meenakshi Gupta, Jagdish Chandra Kapoor, 2005. Estimation of gaseous products and particulate matter emission from garden biomass combustion in a simulation fire test chamber. *Atmospheric Environment*, volume 39. p563–573.

[76] P.Ducos, R.Gaudin et al, 1992. Trans-muconic acid, a reliable biological indicator for the detection of individual benzene exposure down to the ppm level. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 64, P309-313.

[77] **INRS**, 2009. Mélange de vapeurs d'hydrocarbures C6 à C12. Base de données Métropole. 9 pages.

[78] **INRS**, 2009. Concentration pondérale d'un aérosol. Fiche n°2. 17 pages.

[79] **INRS**, 2007. Aldéhydes. Fiche n°1. 18 pages.

[80] **INRS**, 2007. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques. Fiche n°11. 13 pages.

[81] Passive samplers in NO₂ measurements. *Journal of Exposure of Science and Environmental Epidemiology*. Consulté le 9mars.

[82] **TJ. Ward, RF. Hamilton, RW. Dixon, M. Paulsen, C. Simpson**, 2006. Characterization and evaluation of smoke tracers in PM: results from the 2003 Montana wildfire season. *Atmos Environ* 40, P7005–7017.

[83] **M.P. Fraser, K. Lakshmanan**, 2000. Using levoglucosan as a molecular marker for the long-range transport of biomasscombustion aerosols. *Environmental Science and Technology*, 34, P4560–4564.

[84] **C. Migliaccio, M. Bergauff, C. Palmer, F. Jessop, C. Noonan and T. Ward**, 2009. Urinary Levoglucosan as a Biomarker of Wood Smoke Exposure: Observations in a Mouse Model and in Children. *Environmental Health Perspectives*, 117-1, P74-79.

TABLE DES ANNEXES

| | |
|---|----|
| Annexe 1 : Concentrations massiques d'émissions de composés issus de feux "contrôlés" et de feux de forêt selon le type de végétation (mg/kg de matière brûlée) | 60 |
| Annexe 2 : Composés mesurés dans les échantillons d'air | 62 |
| Annexe 3 : Liste des valeurs de référence | 64 |

**Annexe 1 : Concentrations massiques d'émissions de composés issus de feux "contrôlés"
et de feux de forêt selon le type de végétation (mg/kg de matière brûlée) [26]**

| Classe de composés | Famille de composés | Composés | Savanes et prairies | Forêts tropicales | Forêts Extra-tropicales |
|--------------------|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------|-------------------------|
| COV | HAM | Benzene | 230 | 400 | 490 |
| | | Toluene | 130 | 250 | 400 |
| | | Xylenes | 45 | 60 | 200 |
| | | Ethylbenzene | 13 | 24 | 48 |
| | | Styrene | 24 | 30 | 130 |
| | | Chlorométhane | 75 | 100 | 50 |
| | | bromométhane | 2.1 | 7.8 | 3.2 |
| | | iodométhane | 0.5 | 6,8 | 0,6 |
| | | Acetonitrile | 110 | 180 | 190 |
| | | Methanol | 1300 | 2000 | 2000 |
| | Alcène | Butadiene | 70 | | 60 |
| | Aldéhydes | Formaldéhyde | 350 | 1400 | 2200 |
| | | Acétaldéhyde | 500 | 650 | 500 |
| | | Acroléine | 80 | 180 | 240 |
| | | Propionaldehyde | 9 | 80 | 140 |
| | | Benzaldehyde | 29 | 27 | 36 |
| | | Butanals | 53 | 71 | 210 |
| | | Hexanals | 13 | 31 | 20 |
| | | Heptanals | 3 | 3 | 4 |
| | Cétone | Acetone | 435 | 620 | 555 |
| | | Methylethylcetone | 260 | 430 | 455 |
| | | 2,3-Butanedione | 570 | 920 | 925 |
| | | Pentanones | 15 | 28 | 90 |

| | | | | | |
|------|----------|--------------------|-----|-----|-----|
| | | Heptanones | 6 | 2 | 5 |
| | | Octanones | 15 | 19 | 20 |
| COsV | Furannes | Furane | 95 | 480 | 425 |
| | | 2-Methylfurane | 46 | 170 | 470 |
| | | 3-Methylfurane | 8.5 | 29 | 50 |
| | | 2-Ethylfurane | 1 | 3 | 6 |
| | | 2,4-Dimethylfurane | 8 | 24 | 19 |
| | | 2,5Dimethylfurane | 2 | 30 | 50 |
| | | Tetrahydrofurane | 16 | 16 | 20 |
| | | 2,3-Dihydrofurane | 12 | 13 | 17 |
| | | Benzofurane | 14 | 15 | 26 |
| | | Furfural | 230 | 370 | 460 |
| | | HAP | | 2.4 | 25 |
| | | Phenol | 3 | 6 | 5 |

Annexe 2 : Composés mesurés dans les échantillons d'air

Alcanes

| | | |
|-----------------------|---------------------------|--|
| 1 Ethane | 14 Methylcyclopentane | |
| 2 n-Propane | 15 2,4-Dimethylpentane | 27 4-Methylheptane |
| 3 Methylchloride | 16 Cyclohexane | 28 3-Methylheptane |
| 4 Isobutene | 17 2-Methylhexane | 29 tert-1,3-Dimethylcyclohexane |
| 5 n-Butane | 18 2,3-Dimethylpentane | 30 cis-1,4-Dimethylcyclohexane |
| 6 Isopentane | 19 3-Methylhexane | 31 2,2,5-Trimethylhexane |
| 7 n-Pentane | 20 2,2,4-Trimethylpentane | 32 n-Octane |
| 8 2,2-Dimethylbutane | 21 n-Heptane | 33 cis-1,4, ou 1,3-dimethylcyclohexane |
| 9 Cyclopentane | 22 Methylcyclohexane | 34 n-Nonane 72 1-Nonene |
| 10 2,3-Dimethylbutane | 23 2,3,4-Trimethylpentane | 35 3,6-Dimethyloctane |
| 11 2-Methylpentane | 24 2,4-Dimethylhexane | 36 n-Decane |
| 12 3-Methylpentane | 25 2,3,4-Trimethylpentane | 37 n-Undecane |
| 13 n-Hexane | 26 2-Methylheptane | 38 n-Dodecane |

Alcènes

| | | |
|----------------------|----------------------------|----------------------------|
| 39 Ethylene | 51 tert-2-Pentene | 63 tert-3-Methyl-2-pentene |
| 40 Acetylene | 52 cis-2-Pentene | 64 1-Methyl-cyclopentene |
| 41 Propene | 53 2-Methyl-2-butene | 65 Cyclohexene |
| 42 Propyne | 54 Cyclopentene | 66 tert-3-Heptene |
| 43 1-Butene | 55 4-Methyl-1-pentene | 67 cis-3-Heptene |
| 44 1,3-Butadiene | 56 3-Methyl-1-pentene | 68 tert-2-Heptene |
| 45 tert-2-Butene | 57 tert-2-Methyl-2-pentene | 69 cis-2-Heptene |
| 46 cis-2-Butene | 58 2-Methyl-1-pentene | 70 1-Octene |
| 47 3-Methyl-1-butene | 59 tert-2-Hexene | 71 tert-2-Octene |
| 48 1-Pentene | 60 cis-3-Methyl-2-pentene | 73 Indene |
| 49 2-Methyl-1-butene | 61 cis-2-Hexene | 74 n-Undecene |
| 50 Isoprene | 62 1-Heptene | 75 Naphthalene |

Aromatiques

| | | |
|-----------------|---------------------------|---------------------------|
| 76 Benzene | 82 Isopropylbenzene | 88 1,2,4-Trimethylbenzene |
| 77 Toluene | 83 n-Propylbenzene | 89 1,2,3-Trimethylbenzene |
| 78 Ethylbenzene | 84 m-Ethyltoluene | 90 m-Diethylbenzene |
| 79 m,p-Xylene | 85 p-Ethyltoluene | 91 p-Diethylbenzene |
| 80 Styrene | 86 1,3,5-Trimethylbenzene | 92 o-Diethylbenzene |
| 81 o-Xylene | 87 o-Ethyltoluene | |

Annexe 3 : Liste des valeurs de référence

| Substance | Source | Voie d'exposition | Valeur de référence | Type d'étude | Année de révision |
|------------------|--------------------|---|-----------------------------|---------------------------|--------------------------|
| PM2,5 | OMS | inhalation | 10µg/m3 moyenne annuelle | Homme | 2005 |
| | USEPA | inhalation | 15µg/m3 moyenne annuelle | Issues de diverses études | 2006 |
| CO2 | Données manquantes | | | | |
| SO2 | OMS | inhalation | 20µg/m3 moyenne sur 24h | Homme | 2005 |
| | OEHHA | inhalation aigüe (avec seuil) | REL = 660µg/m3 | Homme | 1999 |
| formaldéhyde | ATSDR | Inhalation subchronique (avec seuil) | MRL=4.10- 2mg/m3 | Singe | 1999 |
| | | Inhalation chronique (avec seuil) | MRL = 1.10- 2 mg/m3 | Homme | 1999 |
| | OEHHA | Inhalation chronique (avec seuil) | REL = 9 µg/m3 | Homme | 2008 |
| | US EPA | Inhalation (sans seuil) | ERUi= 1,3.10- | Rat | 1991 |

| | | | | | |
|--------------|--------------------|-----------------------------------|--|-----|------|
| | | | 5(mg/m ³)-1 | | |
| | OEHHA | Inhalation (sans seuil) | ERUi= 6.10-6(mg/m ³)-1 | Rat | 2002 |
| | Santé Canada | Inhalation (sans seuil) | CT0,05= 5,26.10-6(µg/m ³)-1 = 9,5 mg/m ³ | Rat | 2000 |
| acroléine | US EPA | Inhalation chronique (avec seuil) | RfC = 2.10-5 mg/m ³ | Rat | 2003 |
| | OEHHA | Inhalation chronique (avec seuil) | REL = 0,06µg/m ³ | Rat | 2005 |
| acétaldéhyde | US EPA | inhalation chronique (avec seuil) | RfC = 9.10-3 mg/m ³ | rat | 1991 |
| | Santé Canada | inhalation chronique (avec seuil) | CT = concentration tolérable = 390µg/m ³ | rat | 1999 |
| | USEPA | inhalation (sans seuil) | ERUi = 2,2.10-6 (µg/m ³)-1 | rat | 1991 |
| | Santé Canada | inhalation (sans seuil) | CT0,05 = 86mg/m ³ | rat | 1999 |
| Cesium-137 | Données manquantes | | | | |

| | | | | | |
|-----------------------|--------------------------------|---|----------------------------------|--------------------------------------|-----------------|
| Iodine-129 | | | | | |
| Monoxyde de carbone | OEHHA, EPA | | VTR=23 mg.m-3 (1h) | | Californie-2003 |
| Naphtalène | ATSDR (draft) | Inhalation chronique | MRL=7.10-4 ppm (3,5. 10-3 mg/m3) | facteur d'incertitude de 300 | 2005 |
| | US EPA | Exposition chronique par voie respiratoire | RfC= 3.10-3 mg/m3 | souris (facteur d'incertitude: 3000) | 1998 |
| | OEHHA | Inhalation chronique | REL= 9.10-3 mg/m3 | souris (facteur d'incertitude: 1000) | 2003 |
| | OEHHA | exposition chronique par voie orale et inhalation | ERUi=3,4.10-5 (microg/m3)-1 | souris femelles et rats mâles | 2005 |
| Fluoranthene | table de Nisbet et LaGoy, 1992 | inhalation du fluoranthène pour les effets sans seuil | ERUi est de 1.10-3 (mg/m3) -1 | | 2004 |
| Phenanthrene | INERIS | Inhalation sans seuil | ERUi= 1,1.10-3 (mg.m3)-1 | Pas de facteur d'incertitude | 2003 |
| Benzo(b) fluoranthene | OEHHA | Inhalation sans seuil | ERUi= 1,1.10-4 (microg/m3)-1 | | 2002 |

| | | | | | |
|----------------|--------------|---------------------------------------|---|----------------------------|------|
| Benzo(a)pyrène | OMS | Inhalation, effet sans seuil | ERUi= $8,7 \cdot 10^{-5}$ (ng/m ³)-1 | Homme | 2000 |
| | Santé Canada | Inhalation, effets sans seuil | CT0,05=1,6m g/m ³ | Hamster | 1993 |
| | OEHHA | Inhalation sans seuil | ERUi=1,1.10 ⁻³ (microg/m ³)-1 | Hamster | 2002 |
| NOx | OEHHA | Inhalation, exposition aigue | REL= 0,25 ppm (0,47 mg/m ³) | | 1999 |
| Benzène | ATSDR | Inhalation (sub-chronique) avec seuil | MRL = 0,004 ppm (0,013 mg/m ³) | souris | 1997 |
| | | Inhalation (sub-chronique) avec seuil | Draft MRL = 0,006 ppm | souris | 2005 |
| | | Inhalation (chronique) avec seuil | Draft MRL = 0,003 ppm ($9,7 \cdot 10^{-3}$ mg/m ³) | homme (6 j/7 j) (8 h/24 h) | 2005 |
| | US EPA | Inhalation avec seuil | RfC = $3 \cdot 10^{-2}$ mg/m ³ | homme 8h/ 6,3 ans | 2003 |
| | OEHHA | Inhalation chronique avec seuil | REL = 0,06 mg/m ³ | homme 7,4ans/1 à 21ans | 2003 |

| | | | | | |
|----------------|--------|---------------------------------------|--|---------------------|--------------|
| | OEHHA | Inhalation sans seuil | ERUi = 2,9.10 ⁻⁵ ("microg/m ³) ⁻¹ | homme | 2002 |
| | US EPA | Inhalation sans seuil | ERUi = entre 2,2 et 7,8.10 ⁻⁶ ("microg/m ³) ⁻¹ | homme extrapolation | 1998 |
| | OMS | Inhalation sans seuil | ERUi = 6.10 ⁻⁶ ("microg/m ³) ⁻¹ | homme | 2000 |
| Toluène | US EPA | Inhalation avec seuil | RfC = 5 mg/m ³ (1,3 ppm) | homme 5j/7j et 8h | 2005 |
| | OEHHA | Inhalation avec seuil | REL = 0,3 mg/m ³ | rat | 2003 |
| | ATSDR | Inhalation (chronique) avec seuil | MRL = 0,08 ppm (0,3 mg/m ³) | homme 5j/7j et 8h | 2000 |
| Xylènes totaux | ATSDR | Inhalation (sub-chronique) avec seuil | MRL = 0,7 ppm (3,04 mg/m ³) Draft MRL = 0,6 ppm (2,61 mg/m ³) | Rat | 1995 2005 |
| | | Inhalation (chronique) avec seuil | MRL = 0,1 ppm (0,435 mg/m ³) Draft MRL = | homme | 1995 2005 |

| | | | | | |
|--------|-------|--------------------------|---|-------------------------|------|
| | | | 0,05 ppm (0,22 mg/m ³) | | |
| | OEHHA | Inhalation avec seuil | REL = 0,7 mg/m ³ | homme | 2003 |
| phénol | OEHHA | Inhalation avec seuil | REL = 0,2 mg/m ³ | singes, rats, souris | 2003 |
| ozone | OEHHA | Inhalation aigue | REL= 0,18 mg/m ³ (0,09 ppm) (1 h d'exposition) | homme | 1999 |
| | | | | | |
| HpCDD | - | | | | |
| HpCDF | - | | | | |
| OCDD | - | | | | |
| OCDF | - | | | | |
| PM10 | | | | | |