

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Effets sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Mai 2012

Édition scientifique



anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Effets sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre

État des connaissances relatif
aux incendies de végétation,
aux brûlages agricoles,
et aux brûlages des déchets
verts de jardin

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Mai 2012

Édition scientifique

Maisons-Alfort, le 10 mai 2012

Le directeur général

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

relatif à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre et aux effets sanitaires associés

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

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

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

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

Ses avis sont rendus publics.

L'Agence a été saisie le 4 janvier 2010 par la Direction générale de la santé (DGS), la Direction générale de la prévention des risques (DGPR), la Direction générale de l'énergie et du climat (DGEC), et la Direction générale du travail (DGT) pour réaliser une expertise faisant un état des connaissances sur l'impact sanitaire lié à l'exposition de la population générale et de la population professionnelle aux feux de végétation à l'air libre.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

■ CONTEXTE

Avec 15 millions d'hectares de forêts, soit un peu plus du quart du territoire national, la France se place au troisième rang des pays les plus boisés de l'Union européenne, selon les données du ministère en charge de l'écologie. La moitié de ces surfaces boisées est particulièrement vulnérable aux incendies, principalement le maquis et la garrigue autour de la Méditerranée et en Corse, ainsi que la forêt de pins landaise. Les dernières années les plus dévastatrices ont été 1999 et 2003, avec 56 973 et 61 424 ha ravagés par les flammes. Les trois quarts des communes françaises ayant subi des feux étendus de végétation sont situées dans la moitié sud de la France.

Selon les climatologues et les experts ayant contribué à un rapport publié en 2011 par le ministère en charge de l'écologie, les communes à risque de feux de forêts pourraient être plus nombreuses à l'avenir et concerner plus souvent les régions du Nord de la France à l'échéance de 2040.

Les feux de forêt et d'autres types de végétation produisent des gaz et des émissions de particules qui affectent la composition de l'atmosphère. L'exposition de la population générale et des professionnels en charge de la lutte contre les feux de végétation, à ces fumées d'incendies et notamment aux particules fines dégagées, peut avoir des conséquences sur la santé.

Par ailleurs, outre les fumées, certaines études suggèrent une contamination possible des sols par des substances toxiques, telles que des polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, qui seraient formées lors des feux de végétation.

Les projections effectuées sur les incidences du changement climatique font apparaître, dans de nombreuses régions, une multiplication des situations de sécheresses et des vagues de chaleur qui ont notamment pour conséquence de multiplier la fréquence des feux incontrôlés¹.

Concernant le brûlage de déchets verts, le second Plan National Santé Environnement (PNSE 2, 2009-2013) prévoyait dans son action n°1 relative à la réduction des émissions de particules du secteur domestique, de sensibiliser les usagers et les professionnels sur les émissions dues aux feux de jardin.

Ainsi, une circulaire interministérielle relative à l'interdiction de brûlage à l'air libre des déchets verts du 18 novembre 2011 rappelle les bases juridiques relatives à l'interdiction de brûlage des déchets verts et précise les règles d'attribution d'éventuelles dérogations.

Dans ce contexte, les ministères en charge de l'environnement, de la santé et du travail ont demandé à l'Anses de produire un rapport présentant un état des connaissances relatif à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre et aux effets sanitaires associés. Ces éléments permettront d'asseoir et/ou d'orienter les réglementations visant à prévenir ou gérer les situations en cas de survenue de feux de végétation.

■ **OBJET**

L'état des connaissances réalisé par l'agence porte sur :

- les composants toxiques générés par les feux de végétation ;
- la pollution de l'air et du sol générée par les feux de végétation à l'air libre ;
- les expositions et les risques sanitaires liés à la pollution de l'air et du sol causée par les feux de végétation à l'air libre, pour la population générale et pour les professionnels de la lutte contre le feu.

Les feux de végétation considérés incluent les incendies de végétation (ex : feux de forêt), les brûlages agricoles et les brûlages de déchets verts. Les autres types de feux tels que la combustion de biomasse à usage ménager en intérieur (chauffage, cuisson, ...) ne faisant pas partie du périmètre d'instruction souhaité, sont exclus.

Un rapport intermédiaire a été transmis par l'agence le 8 août 2011 à la DGS, la DGPR, la DGEC et la DGT, présentant un premier bilan des connaissances relatif aux incendies de végétation.

Le présent avis et le rapport associé rendent compte des résultats de l'expertise concernant les incendies de végétation, les brûlages agricoles et les brûlages de déchets verts.

¹ Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Equipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger. GIEC, Genève, Suisse. 103 pages

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

■ ORGANISATION GÉNÉRALE

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

La réalisation des travaux bibliographiques s'est appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques. Suite à un appel à candidatures ciblé et après examen des candidatures au regard des compétences scientifiques et techniques, mais également de l'indépendance vis-à-vis des questions posées et de la probité des candidats, deux experts rapporteurs ont été mandatés pour assurer une relecture critique du rapport d'expertise.

Enfin, les travaux ont été soumis régulièrement au Comité d'Experts Spécialisés (CES) en charge de l'évaluation des risques liés aux milieux aériens, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Ils ont été adoptés par le CES lors de la séance du 1^{er} décembre 2011. Le rapport tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

■ DÉMARCHE DE TRAVAIL SUIVIE

Une recherche, collecte, classification et veille bibliographique ont été réalisés pour tous les points présentés en objet précédemment. Plusieurs équations de recherche ont ainsi été combinées sous Scopus qui constitue l'une des plus grandes bases de données d'articles scientifiques, et qui inclut notamment Medline et ScienceDirect. Scopus comprend entre autres près de 18 000 revues validées par les pairs, publiées par plus de 5 000 éditeurs internationaux, et plus de 1200 revues en «Open Access».

La recherche bibliographique sous Scopus a été complétée par des recherches itératives dans la liste des références des principaux articles déjà identifiés, et sur Internet avec le moteur de recherche Google.

Concernant plus particulièrement la problématique de la pollution atmosphérique liée aux feux de végétation, la Fédération ATMO a été sollicitée en mai 2010 afin de recenser les données publiées, produites ou suivies par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA).

In fine, la revue bibliographique relative aux feux de végétation à l'air libre (incendies de végétation, brûlages agricoles, brûlages de déchets verts) réalisée s'appuie sur les revues de la littérature faisant référence (Naeher *et al.*, 2007² ; Estrellan *et al.*, 2010³) et sur une analyse de 212 études publiées ultérieurement dans des revues à comité de lecture, et sans restriction de date pour les thématiques non couvertes par les deux revues citées ci-dessus.

Des données complémentaires ont été tirées de la littérature grise et apportées à cette revue. Il s'agit notamment :

- de travaux de l'Ineris publiés en 2011 sur les facteurs d'émission dans l'air de différentes biomasses, déterminés pour l'inventaire national des émissions ;
- de retours d'expérience sur le territoire national de la part d'Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), et en particulier des travaux d'étude d'ATMO PACA sur des épisodes particuliers de pollution atmosphérique en 2008 et 2009.

² Naeher L.P., Brauer M., Lipsett M. *et al.* (2007). Woodsmoke health effects: A review. *Inhal. Toxicol.*; 19(1):67-106.

³ Estrellan C.R., Iino F. (2010). Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*; 80(3):193-207.

Considérant ces éléments, le CES souligne les points suivants, qualifiés selon différents niveaux en fonction du nombre de publications et du niveau de convergence et/ou puissance de leurs conclusions : « points établis », « points émergents », « points en discussion » et « absence de connaissance ».

3. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU CES

■ CONCLUSIONS

1) Concernant la pollution de l'air :

➤ Points établis

- Le terrain (topographie, occupation des sols) et la météorologie (régimes de vent, inversion de température) sont des facteurs très influents sur le comportement des feux de végétation et des fumées.
- La composition des fumées est variable selon le combustible, sa densité, l'humidité, les conditions de combustion et l'éloignement de la source.
- De très nombreuses substances chimiques incluant le dioxyde de carbone (CO₂), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils et semi-volatils⁴, les particules et oxydes d'azote (NO_x) sont recensées dans la composition des fumées de biomasse. Du fait de l'importance de leur émission et des effets sur la santé qui leur sont associés, les composés suivants sont considérés comme d'intérêt majeur :
 - Les particules en suspension :
 - Elles représentent le polluant de l'air le plus invariablement élevé par rapport aux seuils réglementaires dans les zones impactées par les fumées ; polluant auquel peuvent être exposés la population générale et les professionnels de lutte contre le feu.
 - Environ 80% de la masse particulaire sont des particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm) dont une majorité sont des particules submicroniques. Ces caractéristiques les rendent facilement transportables sur de longues distances pouvant atteindre plusieurs centaines de kilomètres.
 - Les niveaux atteints dans l'air ambiant à court terme (quelques heures à quelques jours) peuvent être particulièrement élevés (plusieurs dizaines à plusieurs centaines de µg/m³) et avoir un impact à l'échelle régionale. Des niveaux extrêmes de PM₁₀ supérieurs à 1500 µg/m³ ont par exemple été rapportés en Russie et Asie du sud-est.
 - Le monoxyde de carbone (CO), connu pour son caractère toxique et asphyxiant, est un polluant généré par les incendies de végétation et auquel sont particulièrement exposés les professionnels de lutte contre le feu. Les niveaux les plus élevés sont observés durant les phases de combustion lente, en particulier à proximité du feu : jusqu'à 10 ppm en moyenne sur la période de travail, pouvant atteindre ponctuellement plusieurs dizaines de ppm.
- Plusieurs composés ont été utilisés soit individuellement soit en combinaison pour estimer la contribution des fumées de biomasse à la pollution de l'air ambiant : lévoglucosan, méthoxyphénols, potassium, rétène, acides résiniques. En particulier, le lévoglucosan présente des avantages en termes de détection, de stabilité et de spécificité.

⁴ Notamment des hydrocarbures, des organo-oxygénés, des organochlorés.

➤ Points émergents

- Concernant les brûlages agricoles :
 - Les pratiques utilisées, la disposition des déchets en piles, en rangées ou étalés, et l'usage d'intrants du végétal⁵, pourraient influencer les émissions. Par exemple, l'application de pesticides organochlorés sur des parcelles cultivées peut contribuer à la formation de polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDDs) et de polychlorodibenzo-furanes (PCDFs) durant le brûlage de résidus de culture.
- Concernant le brûlage de déchets verts :
 - Il peut occasionner une détérioration locale et transitoire de la qualité de l'air. Dans des conditions météorologiques et/ou topographiques défavorables, cette pratique peut contribuer de façon significative aux niveaux de particules dans l'air, à court terme.
 - Un feu de feuilles ou d'herbes (feu couvant) conduit à des émissions de polluants organiques et de particules plus élevées qu'un feu de branches (feu vif).
 - Le brûlage de déchets verts (biomasse naturelle) est associé à de faibles émissions de PCDD/Fs quelle que soit la qualité de la combustion.

➤ Points en discussion

- La composition des émissions de brûlage de différents types de végétation comme le pin, la garrigue, le maquis, les résidus de culture et les déchets verts, reste méconnue.
- Les PCDD/Fs peuvent être présents dans les émissions des feux de végétation (biomasse naturelle), mais la contribution additionnelle de cette source d'émission reste discutée.
- Concernant le brûlage des déchets verts, les données d'émissions restent lacunaires. Le traitement préalable par des agents chimiques tels que des pesticides ou fongicides, ou le mélange de ces déchets avec d'autres déchets ménagers tels que des plastiques, pourraient augmenter les émissions polluantes. Par ailleurs, l'amélioration de la qualité de combustion par des incinérateurs de jardin n'est pas toujours démontrée.

➤ Absence de connaissance

- Bien que les conditions de combustion des feux de végétation soient favorables à la formation de particules ultrafines (diamètre aérodynamique < 0,1 µm), aucune étude ciblant cette fraction ultrafine n'a été identifiée dans la littérature.

2) Concernant la pollution du sol :

La pollution des sols par les feux de végétation est très peu documentée.

➤ Points en discussion

- Les quelques polluants étudiés sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), les PCDD/Fs, les polychloro-biphényles (PCBs) et certains métaux lourds comme le mercure. Les données sont parcellaires, voire parfois contradictoires et ne permettent ni d'évaluer les contaminations du sol, ni d'établir des conclusions en termes de risques pour la santé. Cependant, cette pollution des sols pourrait impacter les ressources en eau.

⁵ Intrants du végétal : produits phytopharmaceutiques, matières fertilisantes, supports de culture, etc.

- Concernant les brûlages agricoles dont certains effets recherchés sur le sol peuvent par ailleurs être bénéfiques aux cultures :
 - L'usage de certains intrants du végétal renfermant des organochlorés, des métaux ou des impuretés de type PCDD/F est suspecté d'influencer l'impact des brûlages sur l'état chimique des sols.
 - Les cendres pourraient influencer la persistance et la mobilité d'espèces organiques et de métaux lourds dans le sol.

➤ Absence de connaissance

- Aucune étude portant sur la contamination des sols liée aux brûlages des déchets verts n'a été identifiée dans la littérature.

3) Concernant la toxicité des fumées de bois :

➤ Points établis

- L'inhalation à court terme de fumées de bois altère les mécanismes de défense immunitaires des poumons, importants dans la résistance aux infections pulmonaires. Pour le même type d'exposition, plusieurs études rapportent l'induction au niveau pulmonaire d'un stress oxydant, d'une réponse inflammatoire, d'une altération modérée de la fonction respiratoire et d'une aggravation de l'hyperréactivité bronchique non spécifique.
- Les fumées de bois présentent un caractère mutagène (études *in vitro* et *ex vivo*). Par ailleurs, selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2010)⁶, le niveau de preuve du caractère carcinogène est « limité » pour les émissions de combustion de bois, et « suffisant » pour les extraits de fumées de bois (études chez l'animal).

4) Concernant les expositions et effets sanitaires liés à la pollution de l'air générée :

➤ Points établis

- Chez les professionnels de lutte contre le feu, des observations montrent des expositions individuelles à des niveaux importants de CO et de particules en suspension (fraction alvéolaire⁷, PM_{3,5}, PM_{2,5}), et dans une moindre mesure à d'autres irritants respiratoires comme le formaldéhyde et l'acroléine durant des incendies de végétation et les pratiques d'écobuage. Ces expositions peuvent être augmentées par des périodes de travail pouvant durer au-delà de 10 heures, voire plus de 24 heures lors des feux très étendus, et par l'impossibilité d'utiliser des appareils respiratoires isolants.
- Les études épidémiologiques en population générale observent des associations entre l'exposition à la fumée des incendies de végétation et des effets respiratoires à court terme : symptômes respiratoires, admissions hospitalières, visites en service d'urgence et diminution de la fonction respiratoire. Les populations atteintes de pathologies respiratoires chroniques, dont les asthmatiques, constituent une sous-population particulièrement sensible.

⁶ CIRC. (2010). Household use of solid fuels and high-temperature frying. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*; 95:1-430. En ligne : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol95/mono95.pdf>

⁷ La fraction alvéolaire d'un aérosol, ou « respirable particles », est définie par un diamètre de coupure de 4 µm (correspondant à la probabilité 50 %) par rapport à l'aérosol ambiant conformément aux conventions en hygiène industrielle.

- Dans certaines régions du globe, comme par exemple les régions tropicales, des expositions aux fumées générées par le brûlage agricole de résidus de cultures ou de cannes à sucre sont associées à des effets sur la santé respiratoire chez des populations résidant sous le vent des fumées.

➤ Points émergents

- Chez les professionnels de lutte contre le feu, une diminution de la fonction respiratoire avec une augmentation de l'hyperréactivité bronchique et de la prévalence de symptômes respiratoires sont observées durant les périodes d'exposition aux incendies de végétation et les pratiques d'écobuage.
- En population générale, les particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 μm (PM_{10}) des fumées de feux de végétation peuvent être considérées comme au moins aussi toxiques pour la santé respiratoire à court terme que les PM_{10} de source urbaine.
- Plusieurs études épidémiologiques récentes montrent des associations entre l'exposition à la fumée des incendies de végétation et des effets cardiovasculaires à court terme. Les populations atteintes de pathologies cardiovasculaires pourraient constituer une sous-population sensible.
- Quelques études épidémiologiques ont observé une augmentation de la mortalité non traumatique à court terme en association avec de vastes incendies à proximité de zones densément peuplées. Cependant, cette association ne pouvait être uniquement rapportée à la pollution de l'air générée.

➤ Absence de connaissance

- Chez les professionnels de la lutte contre le feu, il n'existe encore aucune étude publiée sur le suivi à long terme de la santé respiratoire ou cardiovasculaire en lien avec les feux de végétation.
- En population générale, aucune étude recherchant une association entre l'exposition à la fumée de feux de végétation à l'air libre et certains effets différés tels que le cancer ou les troubles du développement n'a été identifiée dans la littérature, conduisant à l'absence de niveau de preuve pour ces types d'effet.
- Le nombre de personnes exposées en France aux fumées des feux de végétation n'est pas connu.

■ RECOMMANDATIONS

L'ensemble des éléments soulignés précédemment amène le CES à formuler les recommandations suivantes :

1) Concernant les incendies de végétation :

➤ En matière de prévention des incendies de végétation :

- S'appuyer sur le rapport « *Prévention des incendies de forêt* » du ministère de l'agriculture qui expose les moyens permettant de prévenir les incendies de forêts pour l'année 2011 (MAAPRAT, 2011)⁸. Ces moyens portent notamment sur le dispositif terrestre et aérien de surveillance, la mise en œuvre des plans départementaux ou régionaux de protection des forêts contre les incendies (PPFCI), le contrôle du débroussaillage autour des habitations en zone sensible, la recherche des causes des incendies par des équipes pluridisciplinaires, le maintien et le développement d'activités agricoles et forestières extensives, le financement des équipements de prévention et de surveillance, ou encore l'information du public et la formation des professionnels.

➤ En cas d'incendies de végétation :

- S'appuyer sur le rapport de l'OMS décrivant des directives de santé pour les incendies de végétation (*Health guidelines for vegetation fire events, 1999*)⁹ ainsi que sur le document guide de l'US-EPA destiné aux responsables de santé publique concernant les fumées des incendies de végétation (*Wild fire smoke: a guide for public health officials, 2008*)¹⁰ qui détaillent notamment différentes mesures pouvant être mises en œuvre pour protéger la population.

Plusieurs de ces mesures concernent la communication ainsi que des consignes comportementales destinées à la population générale et à certains groupes de population identifiés comme sensibles.

➤ En matière de suivi postérieur à des incendies de végétation :

- Inventorier les zones touchées par les incendies de végétation afin d'estimer les effectifs de population impactés par les feux de végétation en France.

2) Concernant les brûlages agricoles et de déchets verts :

Le CES confirme l'intérêt de l'interdiction réglementaire des brûlages à l'air libre de résidus de cultures et de déchets verts en France¹¹. Des dérogations peuvent éventuellement être édictées dans le respect de certaines dispositions imposées garantissant la sécurité de l'opération. En conséquence, le CES recommande :

- de garantir l'interdiction de brûlage à l'air libre des résidus de culture et des déchets verts ;
- de limiter les dérogations et en particulier :
 - évaluer ou réévaluer rigoureusement les dérogations dans les zones sensibles du fait d'une qualité de l'air dégradée ;

⁸ http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/11099JPD_dossier_DFCL_2011mod.pdf

⁹ <http://www.fire.uni-freiburg.de/vfe/WHO%20Health%20Guidelines%20Vegetation%20Fires-Complete.pdf>

¹⁰ <http://www.arb.ca.gov/smp/progdev/pubeduc/wfgv8.pdf>

¹¹ Certaines cultures font exception et ne sont pas visées par une interdiction de brûler conformément aux articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime.

- en cas de dérogation, privilégier si possible le brûlage de résidus de cultures ou déchets verts lorsqu'ils sont secs et dans une disposition peu compacte afin d'améliorer l'efficacité de la combustion¹² ;
- ne pas autoriser de dérogation lorsqu'un épisode de pollution est prévu sur le territoire concerné ou bien en cas de dépassement des seuils d'information et recommandation et d'alerte, quel que soit le polluant concerné ;
- de poursuivre le développement des filières de compostage et des autres filières de valorisation des résidus de culture et déchets verts comme le conditionnement par exemple.

3) Concernant l'amélioration des connaissances :

➤ Dans le domaine des émissions et des expositions liées à la pollution de l'air :

- Améliorer l'identification et la quantification des composés dans les fumées des feux de végétation à l'air libre intervenant couramment en France, y compris des différentes fractions particulaires (PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, ...) exprimées en masse et en nombre pour les espèces fines ;
- Quantifier les particules ultrafines (diamètre aérodynamique < 0,1 µm), en particulier en lien avec l'exposition des professionnels de lutte contre le feu.

➤ Dans le domaine de la contamination des sols :

- Améliorer les connaissances concernant l'impact de feux étendus de végétation sur la contamination des sols et des ressources en eau ;
- Développer les connaissances concernant l'influence des pratiques de brûlage agricole et de l'utilisation préalable d'intrants du végétal comme les pesticides et les produits fertilisants sur l'état chimique des sols et des ressources en eau, en particulier concernant les PCDD/Fs, PCBs, HAPs et métaux lourds.

➤ Dans le domaine des effets sur la santé :

Pour les professionnels de lutte contre le feu :

- Développer les connaissances sur les effets à long terme des expositions répétées aux fumées des feux de végétation.
- Encourager la recherche et le développement d'appareils de protection respiratoire individuels adaptés en termes d'autonomie et d'ergonomie.

Pour la population générale :

- Améliorer les connaissances sur les effets respiratoires en particulier chez certaines populations sensibles, sur les effets cardiovasculaires et sur les cancers en lien avec les fumées des feux de végétation à l'air libre, ainsi que sur les effets relatifs de ces feux comparés aux émissions des autres sources.
- Développer les connaissances sur les effets sanitaires des incendies de végétation non directement attribuables à la pollution de l'air.

¹² En cas de dérogation, des horaires de brûlage à respecter sont préconisés dans la circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction de brûlage à l'air libre des déchets verts, le brûlage en milieu de journée, quand la convection thermique est importante, favorisant une meilleure dilution des polluants dans l'air.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES.

Par ailleurs, l'Agence rappelle que les feux de végétation (incendies, brûlages agricoles ou de déchets verts) sont susceptibles de conduire à des retombées de panaches sur des cultures avoisinantes. Ces retombées peuvent être associées à des concentrations de polluants persistants (HAPs, PCDD/Fs, ...) susceptibles d'impacter ces cultures. Il importe donc lors de tels évènements, de veiller à la documentation de ces retombées et du transfert potentiel vers la chaîne alimentaire. De tels évènements ont récemment pu être observés sur le territoire national.

Le Directeur général

Marc Mortureux

MOTS-CLÉS

Contamination du sol, Exposition professionnelle, Feu de végétation, Pollution atmosphérique, Risque sanitaire.





Effets sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre

**Etat des connaissances relatif aux incendies de végétation, aux brûlages agricoles,
et aux brûlages des déchets verts de jardin**

– Revue bibliographique –

Saisine n° « 2010-SA-0183 »

RAPPORT d'expertise collective

Comité d'experts spécialisés « Evaluation des risques liés aux milieux aériens »

Mars 2012

Mots clés

Contamination du sol, Exposition professionnelle, Feu de végétation, Pollution atmosphérique, Risque sanitaire

Présentation des intervenants

RAPPORTEURS

Le rapport a bénéficié de la relecture critique de :

M. Christophe DECLERCQ – Coordonnateur du Programme de Surveillance Air et Santé (département santé et environnement, InVS, Saint-Maurice) – Spécialités : médecine (santé publique et travail), épidémiologie, statistique, évaluation des risques.

Mme Martine RAMEL – Déléguée appui aux pouvoirs publics (direction des risques chroniques, Ineris, Verneuil-en-Halatte) – Spécialités : pollution atmosphérique, agents polluants, évaluation des risques

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

M. Matteo REDAELLI – Chef de projet, unité évaluation des risques liés à l'air

Contribution scientifique

Mme Valérie PERNELET-JOLY – Chef de l'unité évaluation des risques liés à l'air

Secrétariat administratif

Melle Sophia SADDOKI

ADOPTION DU RAPPORT PAR LE COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISES

Ce rapport a été soumis pour commentaires au CES :

- Évaluation des risques liés aux milieux aériens – 19 mai, 30 juin et 8 septembre 2011.

Président

M. Christophe PARIS – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Lorraine – Centre hospitalier universitaire de Nancy – Institut national de la santé et de la recherche médicale). Spécialités : épidémiologie des risques professionnels, pathologies professionnelles.

Vice-présidente

Mme Séverine KIRCHNER – Responsable du pôle Expologie des environnements intérieurs (Centre scientifique et technique du bâtiment), coordinatrice de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur – Spécialités : chimie et pollution de l'atmosphère, air intérieur, expologie.

Membres

Mme Armelle BAEZA – Maître de conférence, Habilitation à diriger des recherches (Université Paris Diderot) – Spécialités : toxicologie.

M. Olivier BLANCHARD – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : évaluation des risques sanitaires, pollution atmosphérique, qualité de l'air intérieur.

Mme Céline BOUDET-DEVIDAL – Docteur en sciences (Institut national de l'environnement industriel et des risques) – Spécialités : évaluation des risques sanitaires, pollution atmosphérique, agents polluants, toxicologie.

M. Patrick BROCHARD – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université Bordeaux II – Centre hospitalier universitaire de Bordeaux) – Spécialités : médecine du travail, évaluation des risques sanitaires, agents polluants.

Mme Christine BUGAJNY – Responsable du groupe Air (Centre d'études techniques de l'équipement de Nord-Picardie) – Spécialités : pollution atmosphérique et transports, métrologie, évaluation des risques sanitaires.

M. Denis CHARPIN – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de la Méditerranée) – Spécialités : médecine, agents polluants et allergènes, épidémiologie des risques liés à l'environnement.

M. Christophe DECLERCQ – Coordonnateur du Programme de surveillance air et santé (Institut de veille sanitaire) – Spécialités : médecine (santé publique et travail), épidémiologie, statistique, évaluation des risques.

M. Guillaume GARÇON – Maître de conférences, Habilitation à diriger des recherches (Université du Littoral-Côte d'Opale) – Spécialité : toxicologie.

M. Michel GIROUX – Docteur en pharmacie (Institut national de la santé et de la recherche médicale) – Spécialités : toxicologie, épidémiologie, santé publique, environnement et travail.

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail – Institut national de la santé et de la recherche médicale) – Spécialités : expologie, évaluation des risques sanitaires.

M. Horacio HERRERA – Chef de département (Institut universitaire romand de santé au travail) – Spécialités : santé travail (hygiéniste), surveillance des ambiances de travail (métrologie, chimie analytique).

M. Eddy LANGLOIS – Ingénieur, responsable de laboratoire (Institut national de recherche et de sécurité) – Spécialités : métrologie des polluants, air des lieux de travail (santé travail), surveillance et méthodes d'analyse.

M. Loïc PAILLAT – Ingénieur, responsable technique (Laboratoire central de la préfecture de police) – Spécialités : pollution de l'air intérieur, de l'air ambiant et de l'air des lieux de travail, métrologie des polluants.

M. Christian SEIGNEUR – Directeur du Centre d'enseignement et de recherche en environnement atmosphérique (Ecole nationale des ponts et chaussées) – Spécialités : modélisation environnementale, chimie atmosphérique, évaluation et caractérisation des expositions.

M. Fabien SQUINAZI – Médecin biologiste, directeur (Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris) – Spécialités : air intérieur, microbiologie, pathologies professionnelles induites par la qualité de l'air.

Les travaux d'expertise ont été adoptés par le CES le 1^{er} décembre 2011. A l'occasion de cette séance, le CES a formalisé des conclusions et recommandations. Celles-ci sont reprises dans l'Avis de l'Agence.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Liste des tableaux.....	9
Liste des figures.....	10
1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....	11
1.1 Contexte.....	11
1.2 Objet de la saisine.....	12
1.3 Modalités de traitement.....	13
2 Les incendies de végétation en France en quelques chiffres.....	14
3 Pollution de l'air liée aux feux de végétation à l'air libre.....	17
3.1 Introduction aux émissions de combustion de bois et autres biomasses.....	17
3.2 Emissions des incendies de végétation	27
3.3 Emissions des brûlages agricoles	41
3.4 Emissions des brûlages de déchets verts de jardin.....	53
3.5 Facteurs déterminés pour l'inventaire national des émissions	61
4 Contamination des sols liée aux feux de végétation à l'air libre.....	69
4.1 Contamination des sols liée aux incendies de végétation.....	69
4.2 Contamination des sols liée aux brûlages agricoles.....	73
4.3 Contamination des sols liée aux brûlages des déchets verts de jardin	76
5 Toxicité de la fumée de bois	77
5.1 Etudes in vivo par inhalation	77
5.2 Etudes ex vivo/in vitro	84
5.3 Conclusions.....	86
6 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des feux de végétation à l'air libre	87
6.1 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des incendies de végétation	87
6.2 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des brûlages agricoles	111
6.3 Expositions et effets sanitaires liés aux brûlages des déchets verts de jardin.....	118
7 Conclusions.....	119
7.1 Toxicité de la fumée de bois	119
7.2 Incendies de végétation	120

7.3 Brûlages agricoles	124
7.4 Brûlages des déchets verts de jardins	127
8 Bibliographie	128
Annexe 1 : Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine	152
Annexe 2 : Courrier de saisine.....	167
Annexe 3 : Courrier de saisine reformulée.....	169
Annexe 4 : Résumé du rapport « <i>Prévention des incendies de forêt</i> » (MAAPRAT, 2011).....	171
Annexe 5 : Facteurs d'émission de feux de forêt en CO ₂ , CO, hydrocarbures et PM _{2.5} selon le type de combustion dominante (vive, lente, mixte, moyenne) et le type de mesure (au niveau du sol, aérienne) (Estrellan et al., 2010)	173
Annexe 6 : Facteurs d'émission d'espèces pyrogéniques selon divers types de brûlages de biomasse (Andreae et al., 2004)	174
Annexe 7 : Paramètres de distribution en taille des particules très fines (sèches) dans des fumées fraîches et anciennes de feux de végétation (Reid et al., 2005a).....	175
Annexe 8 : Paramètres d'émission utilisés dans des modèles simplifiés d'émission particulaire de feux de végétation (Reid et al., 2005a)	177
Annexe 9 : Résumé de facteurs d'émission spécifiques au brûlage à l'air libre de paille de riz (Gadde et al., 2009)	178
Annexe 10 : Circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts	179
Annexe 11 : Exemples de mesures pour protéger la population des fumées d'incendies de végétation (Schwela D.H., 1999 ; US EPA, 2008).....	188
Annexe 12 : Résumé d'études épidémiologiques sélectionnées sur les feux de végétation à grande échelle (Naeher et al., 2007)*	191
Notes	195

ABRÉVIATIONS

AC : adénocarcinomes

ADN : acide désoxyribonucléique

AH : admissions hospitalières

BaP : benzo(a)pyrène

BPCO : broncho-pneumopathie chronique obstructive

C₂H₂ : acétylène

C₂H₄ : éthylène

CAS : carcinomes adénosquameux

CCS : carcinomes à cellules squameuses

CES : Comité d'experts spécialisés

CH₄ : méthane

CI : cardiopathie ischémique

CO : monoxyde de carbone

CO₂ : dioxyde de carbone

COHb : carboxyhémoglobine

COD : carbone organique dissous

COSVs : composés organiques semi-volatils

COVs : composés organiques volatils

COV_T : composés organiques volatils totaux

DLCO : capacité de diffusion pulmonaire du CO ; elle fournit une évaluation de la capacité des gaz à diffuser à travers la membrane alvéolocapillaire, des alvéoles vers le sang.

FA : particules en suspension de fraction alvéolaire ; la fraction alvéolaire d'un aérosol (« respirable particles ») est définie par un diamètre de coupure de 4 µm (correspondant à la probabilité 50 %) par rapport à l'aérosol ambiant, selon des conventions en hygiène industrielle.

FEF25-75 : débit expiratoire maximum entre les valeurs de 25% et 75% de la capacité vitale forcée.

FEV1 : volume maximal expiré en 1 seconde ; il constitue un test standard de la fonction respiratoire.

FEV1/FVC : rapport entre le volume maximal expiré en 1 seconde (FEV1) et la capacité vitale forcée (FVC), exprimé sous la forme d'un pourcentage ; il fournit une indication sur la limitation du débit pulmonaire. Il diminue lorsque les voies respiratoires sont obstruées.

FRC : capacité résiduelle fonctionnelle, elle représente le volume d'air restant dans les poumons après une expiration courante normale.

FVC : capacité vitale forcée, elle représente le volume d'air maximal qui peut être expiré lors d'une expiration rapide et puissante (« forcée ») après une inspiration maximale.

H₂ : dihydrogène

H₂O : eau

HAPs : hydrocarbures aromatiques polycycliques

HEPA : filtre épurateur d'air très haute efficacité (High Efficiency Particulate Air Filter)

Hg : mercure

IARC (CIRC) : International Agency for Research on Cancer (Centre international de recherche sur le cancer)

IFN- γ : interféron γ

Ig : immunoglobuline

IL : interleukine

Ineris : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

LBA : lavage broncho-alvéolaire

LG : lévoglucosan

MP : méthoxyphénols

NMHC : hydrocarbures non-méthaniques

N₂ : diazote

N₂O : protoxyde d'azote

NO : monoxyde d'azote

O₃ : ozone

OCDD : octachlorodibenzo-*p*-dioxine

OMS : Organisation mondiale de la Santé

OR : odd ratio

OVA : ovalbumine

PCA : analyse en composantes principales

PCBs : polychlorobiphényles

PCDD/Fs : polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes

PEFR : débit expiratoire de pointe (Peak Expiratory Flow Rate)

PM₁₀ : particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 10 μm

PM_{2,5} : particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 μm

PR : particules respirables

PTS : particules totales en suspension

RR : risque relatif

RV : volume résiduel ; il représente le volume d'air restant dans les poumons après une expiration maximale.

SO₂ : dioxyde de soufre

TBARS : substances réactionnelles à l'acide thiobarbiturique

TC : carbone total

TEQ : équivalent toxique

TLC : capacité pulmonaire totale ; elle représente le volume d'air contenu dans les poumons après une inspiration maximale.

VLEP : valeur limite d'exposition professionnelle

VU : visites en service d'urgence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Emissions de particules fines et composition chimique dans la fumée de bois (Naeher et al., 2007).....	19
Tableau 2 : Emissions par classe chimique des constituants particulaires et gazeux de la fumée de bois (Naeher et al., 2007 ; Tame et al., 2007 ; Lavric et al., 2004).....	19
Tableau 3 : Polluants majoritairement préjudiciables pour la santé issus de la combustion de biomasse (Naeher et al., 2007 ; Estrellan et lino, 2010).....	22
Tableau 4 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de $\text{PM}_{2.5}$, carbone organique et élémentaire, NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , K^+ , Cl^- et $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{2.5-10}$ mesurées à partir de feux de déchets agricoles (Cheng et al., 2009)...	42
Tableau 5 : Facteurs d'émission, concentrations de particules en suspension et fractions carbonées dans les fumées de brûlage de résidus agricoles et de jardin (Gonçalves et al., 2011).....	44
Tableau 6 : Concentrations (I-TEQ) de PCDD/Fs dans l'air ambiant et facteurs d'émission de divers types de brûlage de biomasse (Shih et al, 2008).....	48
Tableau 7 : Concentrations de HAPs (ng/m^3) mesurées dans des PM_{10} à Araraquara (Brésil) durant des brûlages à l'air libre de canne à sucre (Godoi et al., 2004).....	50
Tableau 8 : Facteurs d'émission de COVs (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de déchets verts (Ineris, 2011).....	55
Tableau 9 : Facteurs d'émission de CO (g/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	62
Tableau 10 : Facteurs d'émission de COV_T (g Equivalent C/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	62
Tableau 11 : Facteurs d'émission de NO_x (g Equivalent NO_2/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	63
Tableau 12 : Facteurs d'émission de HAPs ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	66
Tableau 13 : Facteurs d'émission d'HCl (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	67
Tableau 14 : Facteurs d'émission de COVs (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	68
Tableau 15 : Comparaison inter-études des niveaux rapportés d'exposition des professionnels de lutte contre les feux de végétation (Reisen et al., 2011).....	90

Liste des figures

Figure 1 : Nombre de feux et surfaces totales incendiées en France de 1985 à 2008 (MEDDTL, 2011)	14
Figure 2 : Localisation des communes exposées aux risques feux de forêts (MEDDTL, 2011).....	15
Figure 3 : Cartes du nombre annuel moyen de jours avec risque d'incendie (IFM>20) pour les périodes 1961-1980 (à gauche) et 1989-2008 (à droite) (MEDDTL, 2011)	16
Figure 4 : Cartes de sensibilité aux feux de forêts : 1989-2008 (à gauche) et à l'horizon 2040 (à droite) (MEDDTL, 2011).....	16
Figure 5 : Panaches de fumée denses et distincts à un stade précoce d'évolution du feu (US EPA, 2008)..	28
Figure 6 : Fumées moins denses et plus étendues après plusieurs jours de mouvement d'air (US EPA, 2008)	28
Figure 7 : Emissions atmosphériques d'un feu formant un pyrocumululus en Amazonie (Andreae et al., 2004)	30
Figure 8 : Distributions de la taille des particules composant des nuages de fumées avec des techniques d'inversion AERONET (Reid et al., 2005a).....	32
Figure 9 : Imagerie par microscopie électronique à transmission de particules très fines prélevées dans un panache de fumée de feu de végétation au Brésil (Reid et al., 2005a).....	33
Figure 10 : Profils d'émissions en PCDD/Fs observés dans des émissions de combustion de biomasse (Tame et al., 2007).....	35
Figure 11 : Incendie de végétation aux alentours de Moscou (OMS, 2010).....	38
Figure 12 : Evolution des concentrations de PM ₁₀ et PM _{2,5} mesurées à Marseille durant un incendie de végétation (Atmo PACA, 2011).....	39
Figure 13 : Panaches des feux de biomasse (bleu) et d'une cimenterie (noir) mesurés par Lidar (ATMO PACA, 2010).....	58
Figure 14 : Brûlages de déchets verts dans des vallées de Provence-Alpes-Côte d'Azur	59
Figure 15 : Facteurs d'émission (g/kg sur brut) de CO, COV _T et NO _x lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (valeurs moyennes de l'ensemble des données obtenues lors des essais et dans la littérature) (Ineris, 2011).....	63
Figure 16 : Facteurs d'émission (g/kg sur brut) de PM _{2,5} lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	64
Figure 17 : Facteurs d'émission (ngTEQ/kg sur brut) de PCDD/Fs lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011).....	65
Figure 18 : Facteurs d'émission de HAPs (15 éléments dosés ; µg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)	66
Figure 19 : Mesures en continu des expositions de professionnels de lutte contre le feu aux particules de fraction alvéolaire et au CO : membre d'équipe de patrouille et suppression des feux (à gauche), membre d'équipe d'allumage des tranchées pare-feu (à droite) (Reisen et al., 2009a)	90

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

Comme indiqué dans le courrier du 4 janvier 2010 de la Direction générale de la santé (DGS), de la Direction générale de la prévention des risques (DGPR), de la Direction générale de l'énergie et du climat (DGEC), et de la Direction générale du travail (DGT) (Annexe 2), à l'initiative de la présente expertise :

« Les feux de forêt et d'autres types de végétation produisent des gaz et des émissions de particules qui affectent la composition de l'atmosphère. L'exposition de la population générale et des professionnels en charge de la lutte contre les feux de végétation, à ces fumées d'incendies et notamment aux particules fines dégagées, a des conséquences sur la santé. Les effets sur la santé rapportés par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000)¹, suite aux feux de forêt survenus en Californie en 1993, en Asie du sud-est en 1997-98 et au Brésil en 1997 se traduisent par une augmentation des cas de pneumonies, des consultations externes pour affections respiratoires, du nombre de cas déclarés d'infections des voies respiratoires supérieures, et des consultations d'urgence pour des affections pulmonaires obstructives chroniques.

D'autres études mettent en évidence l'apparition d'effets sur la santé après exposition aux fumées d'incendies. Ainsi, il a été montré sur une cohorte d'enfants du sud de la Californie², que l'exposition aux fumées des incendies de 2003 est associée à une augmentation des symptômes oculaires et respiratoires, une élévation de la consommation médicamenteuse et du nombre de consultations médicales. Ces associations étaient plus marquées chez les asthmatiques.

Si les liens à court termes entre exposition à la pollution atmosphérique générée par les incendies de végétation et des indicateurs sanitaires ont fait l'objet de plusieurs études, les conséquences d'une exposition répétée à cette pollution, sur la santé des populations notamment professionnelles, sont à l'heure actuelle peu connues³.

Par ailleurs, outre les émanations de poussières, certaines études⁴ suggèrent que des substances toxiques, telles que des polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes (respectivement PCDD et PCDF) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, seraient formées lors des feux de végétation pour ensuite s'introduire dans les sols.

Ces différents éléments revêtent une importance d'autant plus grande que les projections effectuées sur les incidences du changement climatique font apparaître, dans de nombreuses régions, une multiplication des sécheresses et des vagues de chaleur qui ont notamment pour conséquence de multiplier les feux incontrôlés⁵. »

¹ OMS, « Feux de végétation », août 2000, aide mémoire n°254 disponible sur la page : <https://apps.who.int/inf/fs/fr/am254.html>

² Kunzli et al., 2006. Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children. Am. J. Respir. Crit. Care Med. 174: pp.1221-1228

³ United States Department of Agriculture, 2002. Wildland fire in ecosystems effects of fire on air. General technical report RMRS-GTR-42-volume 5. 86 pages.

⁴ Kim E.J. et al., 2003. Effects of forest fires on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. Sci. Total Environ. 311: pp.177-89

⁵ Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Equipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger. GIEC, Genève, Suisse. 103 pages

1.2 Objet de la saisine

L'Agence a été saisie le 4 janvier 2010 par la Direction générale de la santé (DGS), la Direction générale de la prévention des risques (DGPR), la Direction générale de l'énergie et du climat (DGEIC), et la Direction générale du travail (DGT) pour réaliser une expertise faisant un état des connaissances sur l'impact sanitaire lié à l'exposition de la population générale et de la population professionnelle aux feux de végétation notamment aux brûlages à l'air libre (Annexe 2).

Plus précisément, l'Agence a été initialement sollicitée pour :

1. Procéder, en prenant en compte les effets provenant du transport transfrontalier des feux de végétation notamment des brûlages à l'air libre, à une analyse de l'ensemble des données bibliographiques relatives :
 - aux composants toxiques générés par ces feux ;
 - aux pollutions des milieux qu'ils génèrent en particulier au niveau des compartiments sol et air.
2. Procéder à une évaluation des risques sanitaires, pour la population générale concernée et pour les professionnels de la lutte contre le feu de la pollution causée par les feux de végétation notamment les brûlages à l'air libre.

La saisine a été présentée le 11 mars 2010 au comité d'experts spécialisés (CES) « évaluation des risques liés aux milieux aériens », ainsi que des premiers documents de référence identifiés dont le *Health guidelines for vegetation fire events* de l'OMS (Schwela et al., 1999, 2004). Sur invitation de l'agence, un représentant de la DGS et un représentant de la DGT ont participé à cette séance du CES afin de préciser le contexte de la saisine, leurs attentes et de discuter des objectifs. A l'issue des discussions et en accord avec les représentants de la DGS et de la DGT présents, le CES a proposé d'instruire la saisine en réalisant une synthèse bibliographique dans un premier temps, afin de pouvoir juger de l'intérêt de réaliser une évaluation des risques sanitaires (état des connaissances, pertinence, ...).

Une recherche et veille bibliographique sur le sujet a été initiée par l'agence. Concernant plus particulièrement la problématique de la pollution atmosphérique liée aux feux de végétation, la Fédération ATMO a été sollicitée le 4 mai 2010 afin de faire un recensement des données publiées, produites ou suivies par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA).

Une reformulation de la saisine a été discutée plus en détail en séance de CES du 8 juin 2010. Au final, s'appuyant sur les échanges tenus en CES lors des séances des 11 mars et du 8 juin 2010, et sur les éléments de la littérature alors collectés, les axes de travail suivants ont été proposés le 30 septembre 2010 aux commanditaires de la saisine (Annexe 3) et approuvés formellement par courriers de la DGS et de la DGT :

Objectifs :

Etat des connaissances sur :

- les composants toxiques générés par les feux de végétation ;
- la pollution de l'air et du sol générée par les feux de végétation à l'air libre ;
- les expositions et les risques sanitaires liés à la pollution de l'air et du sol causée par les feux de végétation à l'air libre, pour la population générale et pour les professionnels de la lutte contre le feu.

Méthode :

- Synthèse bibliographique (méta-revue) sur les incendies de forêts (population générale et professionnelle) et analyse critique, dans un premier temps ;
- Synthèse bibliographique sur les autres types de brûlage à l'air libre (agricoles, particuliers, ...) et analyse critique, dans un second temps.

Les feux de végétation à considérer incluent les incendies de végétation (ex : feux de forêt), les brûlages agricoles et les brûlages de « déchets verts » par les particuliers. Les autres types de feux tels que la combustion de biomasse à usage ménager en intérieur (chauffage, cuisson, ...) ne faisant pas partie du périmètre d'instruction souhaité, sont exclus.

Un rapport intermédiaire relatif aux incendies de végétation a été transmis par l'agence le 8 août 2011 à la DGS, la DGPR, la DGEC, et la DGT. Il constituait un premier bilan des connaissances relatif aux incendies de végétation uniquement, conformément à la première échéance des axes de travail décrits précédemment.

Le présent document constitue les résultats de l'expertise globale concernant les incendies de végétation, les brûlages agricoles et les brûlages de déchets verts.

1.3 Modalités de traitement

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

La réalisation des travaux bibliographiques s'est appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la direction de l'évaluation des risques. Suite à un appel à candidatures ciblé le 8 juin 2010 et après examen des candidatures au regard des compétences scientifiques et techniques, mais également de l'indépendance vis-à-vis des questions posées et de la probité des candidats, deux experts rapporteurs ont été mandatés pour assurer une relecture critique du rapport d'expertise.

Les travaux ont été soumis régulièrement au Comité d'Experts Spécialisés (CES) en charge de l'évaluation des risques liés aux milieux aériens, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Ils ont été adoptés par le CES lors de la séance du 1^{er} décembre 2011. Le rapport tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Une recherche, une collecte, une classification et une veille bibliographique ont été réalisées pour tous les points en objet de la saisine (cf 1.2, p.12). Plusieurs équations de recherche ont ainsi été combinées sous Scopus qui constitue l'une des plus grandes bases de données de références et résumés d'articles scientifiques, et qui inclut notamment Medline et ScienceDirect. Scopus comprend entre autres près de 18 000 revues validées par les pairs publiées par plus de 5 000 éditeurs internationaux, et plus de 1200 revues en « Open Access ».

La recherche bibliographique sous Scopus a été complétée par des recherches itératives dans la liste des références des principaux articles déjà identifiés, et sur Internet avec le moteur de recherche Google.

In fine, la revue bibliographique relative aux feux de végétation à l'air libre (incendies de végétation, brûlages agricoles, brûlages de déchets verts) réalisée s'appuie sur les revues de la littérature faisant référence (Naeher *et al.*, 2007 ; Estrellan *et al.*, 2010) et sur une analyse de 212 études publiées depuis dans des revues à comité de lecture, et sans restriction de date pour les thématiques non couvertes par les deux revues citées ci-dessus.

Des compléments ont été tirés de la littérature grise et apportés à cette revue. Il s'agit notamment :

- de travaux de l'Ineris sur les facteurs d'émission dans l'air du brûlage de différentes biomasses, déterminés pour l'inventaire national des émissions ;
- de retours d'expérience sur le territoire national de la part d'Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), et en particulier des travaux d'étude d'ATMO PACA sur des épisodes particuliers de pollution atmosphérique.

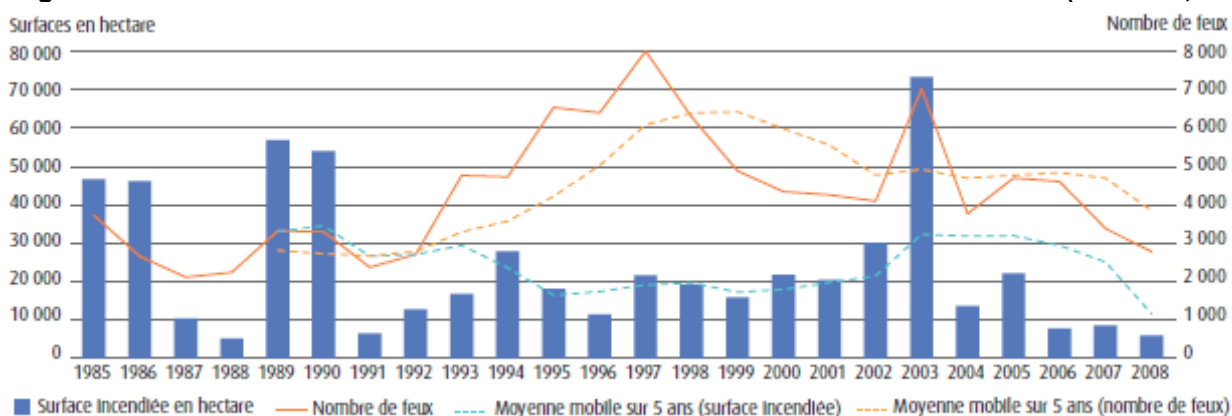
Les termes « incendies de végétation » dans le rapport peuvent comprendre les feux de forêt, les feux de brousse, les feux de tourbière et les autres feux étendus de végétation à l'air libre.

2 Les incendies de végétation en France en quelques chiffres

En France, alors que le nombre de feux de forêts a tendance à stagner et que les surfaces brûlées sont en diminution, les zones à risques devraient s'étendre d'ici 2040, en raison du changement climatique prévu par les climatologues, selon un récent rapport du ministère de l'écologie (MEDDTL, 2011).

Selon ce rapport publié par le commissariat général au développement durable, les surfaces des zones combustibles en France se sont accrues de 20 % entre 1975 et 2007. Cette hausse s'explique notamment par le fait que l'habitat et les constructions à usage d'activité se sont accrues dans les zones à risque incendie sur cette période, augmentant irrémédiablement les risques de départs de feux et le nombre de personnes à protéger en cas d'incendie. Alors que chaque année, en France métropolitaine, ce sont en moyenne 4 000 départs de feux qui ont lieu et 24 000 hectares de forêt qui sont incendiés, le nombre d'incendies a tout de même tendance à stagner et les surfaces brûlées ont tendance à diminuer.

Figure 1 : Nombre de feux et surfaces totales incendiées en France de 1985 à 2008 (MEDDTL, 2011)



Source : Commission européenne, European Forest Fire Information System (EFFIS, Fire History), 2010. Traitements : SOES.

Avec 15 millions d'hectares de forêts, soit un peu plus du quart du territoire national, la France se place au troisième rang des pays les plus boisés de l'Union européenne, selon le ministère en charge de l'environnement. La moitié de ces surfaces boisées est particulièrement vulnérable aux incendies, principalement le maquis et la garrigue autour de la Méditerranée et en Corse ainsi que la forêt de pins landaise. Les dernières années les plus dévastatrices, 1999 et 2003, avaient déploré 56 973 et 61 424 ha ravagés par les flammes.

Parmi les zones particulièrement exposées au risque de feux de forêts, figurent les zones boisées du Sud de la France, en raison notamment du phénomène de déprise agricole particulièrement marqué dans ces régions, mais également de leur potentiel combustible élevé dû aux essences présentes et au climat. En effet, les trois quarts des communes françaises ayant subi des feux sont situées dans la moitié sud de la France. Le rapport dresse également un état des lieux des risques de feux de forêts à la Réunion (seul département d'Outre-mer ayant des communes classées à risque feux de forêts), compte tenu des enjeux humains et écologiques potentiellement exposés. L'occupation des sols des surfaces brûlées en 2000 et 2006 est par ailleurs analysée en exploitant les données de la base Corine Land Cover et permet de donner un éclairage, par région et département, sur le type de forêts brûlées et leur vitesse de régénération.

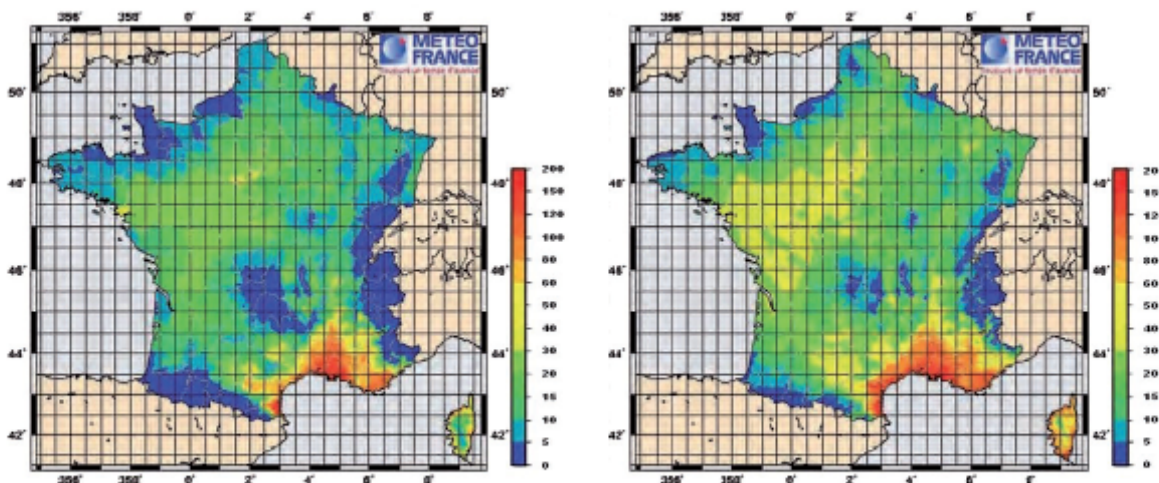
Figure 2 : Localisation des communes exposées aux risques feux de forêts (MEDDTL, 2011)



Selon les climatologues et les experts ayant contribué à ce rapport, les communes à risque feux de forêts devraient être plus nombreuses et pourraient concerner plus souvent les régions du Nord de la France à l'échéance de 2040. En outre, les incendies de forêts risquent de s'accroître malgré la mise en place de mesures de prévention, de systèmes de prévision et de détection de plus en plus efficaces, augmentant par conséquent les coûts dédiés à la lutte contre les incendies de forêts.

A cet égard, en 2010, une mission interministérielle (intérieur, agriculture, et écologie) a travaillé sur l'impact du changement climatique sur les incendies de forêts. Dans son rapport (juillet 2010), cette mission a classé les massifs forestiers en trois niveaux de sensibilité au feu, en se référant à des travaux réalisés par Météo-France, l'Inventaire forestier national (IFN) et l'Office national des forêts (ONF). Le classement des massifs prend en compte le paramètre de sécheresse, issue de l'indice de forêt météo (IFM) et des caractéristiques des forêts. La surface sensible aux feux de forêts, estimée à plus de cinq millions d'hectares en 1989-2008, devrait s'élever à sept millions d'hectares à l'horizon 2040 selon ces estimations.

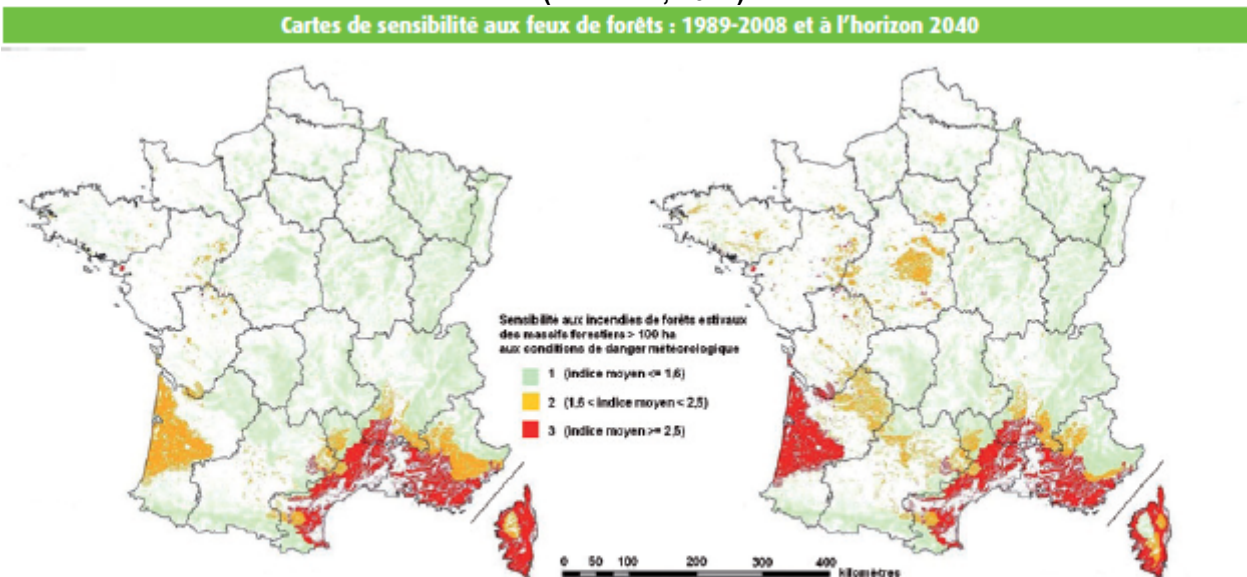
Figure 3 : Cartes du nombre annuel moyen de jours avec risque d'incendie (IFM>20) pour les périodes 1961-1980 (à gauche) et 1989-2008 (à droite) (MEDDTL, 2011)



Note : La probabilité d'occurrence d'incendie est faible tant que l'IFM reste inférieur à 20.

Source : d'après Météo-France, 2009.

Figure 4 : Cartes de sensibilité aux feux de forêts : 1989-2008 (à gauche) et à l'horizon 2040 (à droite) (MEDDTL, 2011)



Note : Les deux cartes ci-dessus indiquent pour les massifs de plus de 100 ha le degré de sensibilité actuel et à l'horizon 2040. Le niveau le plus élevé est en rouge, le niveau moyen en orange, et le niveau faible en vert. En blanc figurent les zones sans massif forestier supérieur à 100 ha ou à sensibilité très faible.

Source : D'après le rapport de la mission interministérielle « Changement climatique et extension des zones sensibles aux feux de forêt », juillet 2010.

Le ministère de l'agriculture vient de publier un rapport dans lequel il expose les moyens permettant de prévenir les incendies de forêts pour l'année 2011 (MAAPRAT, 2011 ; résumé en Annexe 4). Ces moyens portent notamment sur le dispositif terrestre et aérien de surveillance, la mise en œuvre des plans départementaux ou régionaux de protection des forêts contre les incendies (PFFCI), le contrôle du débroussaillage autour des habitations en zone sensible, la recherche des causes des incendies par des équipes pluridisciplinaires, ou encore le maintien et le développement d'activités agricoles et forestières extensives, et le financement des équipements de prévention et de surveillance.

Ce phénomène sévit également dans les pays voisins de la France tels que l'Espagne, l'Italie, la Grèce, la Turquie et le Portugal. Dans le monde, on déplore en moyenne 350 millions d'hectares brûlés par des incendies de forêt par an, les pays en voie de développement étant les plus vulnérables quant aux conséquences (pertes en vies humaines, habitations et ressources).

3 Pollution de l'air liée aux feux de végétation à l'air libre

3.1 Introduction aux émissions de combustion de bois et autres biomasses

A l'échelle mondiale, le brûlage de biomasse est un contributeur majeur aux émissions de gaz toxiques et de particules en suspension, entraînant des niveaux élevés de pollution atmosphérique notamment dans les pays en voie de développement.

La combustion de biomasse (feux de cheminée, feux agricoles et feux de jardins) est responsable de 50 à 70 % de la pollution carbonée hivernale en Europe d'après les résultats rendus en 2007 par le programme européen CARBOSOL chargé d'étudier la pollution particulaire en composés carbonés en Europe et ayant fait appel à des traceurs chimiques tels que le lévoglucosan et au carbone 14 (¹⁴C) (CNRS/INSU, 2007). Ces résultats confirment des observations plus locales, comme celle réalisée en 2004 au centre de Zurich qui a montré que la combustion de biomasse est responsable d'au moins 40% de la pollution en particules carbonées. Par ailleurs, concernant les métropoles françaises, une première étude conduite au cours de l'hiver 2007 par l'INERIS, à la demande du ministère de l'Écologie et du développement durable, avec la participation du Laboratoire de chimie moléculaire et environnement (LCME, Université de Savoie), du LGGE et des Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) de Paris, Lille, Strasbourg et Grenoble, a conduit à des résultats très similaires à ceux obtenus à Zurich (Pissot et al., 2009).

3.1.1 Combustibles

Différents types de bois et autres végétaux sont composés de quantités variables de cellulose, lignine, tannins, et autres polyphénols, huiles, graisses, résines, cires et amidons qui produisent différents composés lorsqu'ils sont brûlés. Le bois est composé principalement des polymères suivants : la cellulose et les hémicelluloses (50-70 % en poids) et la lignine (environ 30 % en poids) (Simoneit et al., 1999 ; Andreae et al., 2004). D'autres combustibles biomassiques (par exemples herbages, chaumes de blé) contiennent ces mêmes polymères, bien que dans des proportions relatives différentes. Par exemple, les herbages contiennent généralement plus de lignine que de cellulose (Oros et al., 2006). En outre, des quantités relativement faibles de composés organiques à bas poids moléculaire (par exemples résines, cires, sucres) et de sels inorganiques sont également présents dans le bois. L'eau constitue jusqu'à 60% environ de la biomasse végétale (Andreae et al., 2004). La variabilité des émissions de combustion résulte des disparités en termes de composition et structure du combustible, d'intensité du feu, d'aération, d'humidité ambiante et vasculaire, de durée en conditions de combustion vive (feu flambant) et combustion lente (feu couvant, sans flamme), d'environnements physiques tels que la pente du sol (Mazzoleni et al., 2007).

3.1.2 Processus de combustion

Les processus de combustion de la biomasse ont été décrits en détail (Lobert et Warnatz, 1993 ; Yokelson et al., 1997). Brièvement, la combustion d'éléments pris individuellement est séquencée en plusieurs phases : l'ignition, la pyrolyse, la pyrolyse associée au feu flambant (combustion vive), la pyrolyse associée au feu incandescent/couvant (combustion lente), l'incandescence, puis l'extinction. Chacune de ces phases correspond à des processus chimiques différents et donc à des émissions différentes (Andreae et al., 2004). La dégradation thermique commence par une étape de séchage/distillation durant laquelle l'eau et des composés volatils sont libérés, suivie de la pyrolyse durant laquelle le craquage thermique des molécules constituant le combustible se

produit. Les polymères se disjoignent alors produisant des molécules de taille inférieure. Il en résulte la formation de résidus charbonneux (solides peu volatils fortement carbonisés), de goudrons (molécules de poids moléculaires intermédiaires), et de composés volatils sous la forme d'une fumée blanche inflammable. Quand les températures dans la couche de combustible excèdent environ 180°C, le processus devient exothermique et, à environ 530 °C, la combustion incandescente commence. A ce stade également, un mélange complexe de goudrons et produits gazeux est libéré, qui dilué dans l'air forme un mélange inflammable. Lorsque ce mélange s'allume, la combustion vive intervient, convertissant le mélange complexe de substances émises par la pyrolyse en molécules simples, en particulier CO₂, H₂O, NO, N₂O, N₂ et SO₂. En fonction de l'interaction entre les cinétiques chimiques et les dynamiques physiques dans la flamme, des produits intermédiaires de la chimie radicalaire de la flamme, tels que CO, CH₄, H₂, C₂H₄, C₂H₂, HAPs, et particules de suie sont également libérés durant cette phase.

Quand la majorité des composés volatils ont été libérés en proximité de la surface du combustible, la combustion vive cesse, laissant place à la phase de combustion lente. Cette phase est dominée par la réaction gaz-solide entre l'oxygène et le carbone dans la couche de résidus charbonneux à la surface du combustible. Ce processus intervenant à plus faibles températures émet des quantités importantes de CO, ainsi que des produits de la pyrolyse partiellement oxydés similaires à ceux issus de la phase initiale de décomposition du solide. Ainsi, ce mode de combustion est responsable de la diversité des produits à l'émission.

3.1.3 Composition des émissions

Des spéciations chimiques détaillées de plusieurs centaines de composés individuels détectés dans des prélèvements de fumées de combustion et de brûlage de biomasse sont rapportées dans la littérature scientifique (Adler G. et al., 2011 ; Aiken A.C. et al., 2010 ; Alves C.A. et al., 2010 ; Burling I.R. et al., 2010 ; Chang-Graham A.L. et al., 2011 ; Chen L.W.A. et al., 2010 ; Clinton N.E. et al., 2006 ; Coheur P.F. et al., 2007, 2009 ; De Vos A.J.B.M. et al., 2009 ; Dokas I. et al., 2007 ; Estrellan C.R., Iino F., 2010 ; Fine, et al., 2002 ; Fuzzi S. et al., 2007 ; Genualdi S.A. et al., 2009 ; Gullett B.K., Touati A., 2003a ; Hawkins L.N., Russell L.M., 2010 ; Hays M.D. et al., 2005 ; He J. et al., 2010 ; Hoffmann D. et al., 2007 ; Iinuma Y. et al., 2007 ; Jimenez J. et al., 2006 ; Jimenez J.R. et al., 2007 ; Karl T.G. et al., 2007 ; Karthikeyan S. et al., 2006 ; Keene W.C. et al., 2006 ; Lake J.M., 2005 ; Laskin A. et al., 2009 ; Lavou D., Stocks B.J., 2011 ; Lavric et al., 2004 ; Lee S. et al., 2005 ; Lemieux et al., 2004 ; Lewis A.C. et al., 2007 ; Li M. et al., 2009 ; Ma Y., Hays M.D., 2008 ; Mazzoleni L.R. et al., 2007 ; McDonald et al., 2000 ; Oros D.R. et al., 2006 ; Oros et Simoneit, 2001 ; Pozza S.A. et al., 2009 ; Prange J.A. et al., 2003 ; Radojevic M. et al., 2003 ; Reid J.S. et al., 2005a ; Reisen F., Brown S.K., 2009a ; Rogge et al., 1998 ; Ryu S.Y. et al., 2007 ; Schauer et al., 2001 ; Shih S.I. et al., 2008 ; Smith J.S. et al., 2009 ; Tame et al., 2007 ; Wang Z. et al., 2009 ; Warneke C. et al., 2011).

Les tableaux 1 et 2 résument les principales classes de composés chimiques détectés dans la fumée de bois à partir de la revue de Naeher et al. (2007) complétée par des revues plus récentes ou des revues non considérées par Naeher et al. (Estrellan et Iino, 2010 ; Tame et al., 2007 ; Lavric et al., 2004). A noter que dans les tableaux 1 et 2, les données de Rogge et al., Schauer et al., Fine et al., McDonald et al., Tame et al., et Lavric et al. correspondent à des conditions de combustion de feu domestique, alors que celles de Oros et al. correspondent à des émissions se voulant représentatives des émissions d'incendie de végétation. Bien que moins bien caractérisés, des mélanges similaires de composés chimiques sont rapportés dans les émissions de combustion d'autres types de biomasses, incluant notamment les herbages, la paille de riz, la canne à sucre, les fougères et le blé (Simoneit et al., 1993, 1999 ; Rinehart et al., 2002 ; Adler G. et al., 2011 ; Estrellan C.R., Iino F., 2010 ; Hays M.D. et al., 2005 ; Jimenez J. et al., 2006 ; Jimenez J.R. et al., 2007 ; Li M. et al., 2009 ; Ma Y. et al., Hays M.D. et al., 2008 ; Pozza S.A. et al., 2009 ; Ryu S.Y. et al., 2007 ; Shih S.I. et al., 2008).

Tableau 1 : Emissions de particules fines et composition chimique dans la fumée de bois (Naeher et al., 2007)

Classe de composés	Concentration	Références
Particules fines (taux d'émission en g/kg de bois brûlé)	1.6-9.5	(Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; Mc Donald et al., 2000)
Carbone organique (en % de la masse de particules fines)	12-101	(Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; Mc Donald et al., 2000)
Carbone élémentaire (en % de la masse de particules fines)	0.65-79	(Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; Mc Donald et al., 2000)
Espèces ioniques (en % de la masse de particules fines)	0.014-1.7	(Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; Mc Donald et al., 2000)
Espèces élémentaires (en % de la masse de particules fines)*	0.01-4.0	(Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; Mc Donald et al., 2000)

* Chlorure inclus comme élément.

Tableau 2 : Emissions par classe chimique des constituants particulaires et gazeux de la fumée de bois (Naeher et al., 2007 ; Tame et al., 2007 ; Lavric et al., 2004)

Classe chimique	Phase particulaire (mg/kg de bois brûlé)	Références	Phase gazeuse (mg/kg de bois brûlé)	Références
Monoxyde de carbone	-		130 000	(McDonald et al., 2000)
Hydrocarbures				
Alcanes (C2-C7)	0.47-570	(Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)	1.01-300	(Schauer et al., 2001 ; McDonald et al., 2000)
Alcènes (C2-C7)	0.58-280	(Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)	92-1300	(McDonald et al., 2000)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et HAPs substitués	5.1-32 000	(Oros et Simoneit, 2001 ; Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002 ; McDonald et al., 2000)	43.4-355	(Schauer et al., 2001 ; McDonald et al., 2000)
Méthane	-		4100	(Schauer et al., 2001)
Hydrocarbures totaux non-méthaniques C2-C7	[Inclus dans la phase gazeuse]		390-4000	(Schauer et al., 2001 ; McDonald et al., 2000)

Mélange complexe non résolu (UCM)	300-1 130 000	(Oros et Simoneit, 2001 ; Fine et al., 2002)		
Organooxygénés				
Alcanols	0.24-5400	(Oros et Simoneit, 2001 ; Fine et al., 2002)	120-9200	(McDonald et al., 2000)
Acides carboxyliques	3200-755 000	(Oros et Simoneit, 2001 ; Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)	2.4	(Schauer et al., 2001)
Aldéhydes et cétones	[Inclus dans la phase gazeuse]		0.94-4450	(Rogge et al., 1998) (Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002 ; McDonald et al., 2000)
Esters d'alkyles	0.37-4450	(Oros et Simoneit, 2001 ; Fine et al., 2002)		
Composés méthoxyphénoliques	28-1000	(Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002 ; McDonald et al., 2000)	1200-1500	(Schauer et al., 2001)
Organochlorés				
Polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzofuranes	[Inclus dans la phase gazeuse]		<0.0001-5.1* (ng I-TEQ/kg de bois brûlé)**	(Tame et al., 2007 ; Lavric et al., 2004)
Autres composés organiques				
Autres composés aromatiques substitués	5.0-120 000	(Oros et Simoneit, 2001 ; Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)	110-3600	(Schauer et al., 2001 ; McDonald et al., 2000)
Dérivés du sucre	1.4-12600	(Oros et Simoneit, 2001 ; Fine et al., 2002)		
Coumarines et flavonoïdes	0.71-12	(Fine et al., 2002)		
Phytostéroïdes	1.7-34.0	(Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)		

Acides résiniques et terpenoïdes	1.7-41 000	(Oros et Simoneit, 2001 ; Rogge et al., 1998 ; Fine et al., 2002)	21-430	(McDonald et al., 2000)
Composés non résolus	1.2-120	(Fine et al., 2002)	20-600	(Schauer et al., 2001 ; McDonald et al., 2000)

* Valeurs rapportées à la combustion de bois naturel non contaminé, les teneurs en PCDD/Fs pouvant être supérieures dans les émissions de combustion de bois manufacturés, traités ou souillés (ex : déchets plastiques associés).

** I-TEQ : Système d'Equivalence Toxique International (I-TEQ) mis au point par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN), initialement établi en 1989 et étendu et actualisé par la suite. Ce système a été créé afin de pouvoir exprimer en une seule valeur la toxicité globale d'un mélange contenant plusieurs types de dioxines et composés apparentés aux dioxines (« dioxin-like »), chacun de ces composés ayant un degré de toxicité spécifique. Chaque composé se voit attribué un « Facteur d'Equivalence Toxique » (ou TEF). Ce coefficient de pondération indique le degré de toxicité par rapport au 2,3,7,8-TCDD considéré comme le plus toxique, auquel une valeur de référence de 1 est donné. Pour calculer l'équivalent toxique global d'un mélange de dioxines par rapport au 2,3,7,8-TCDD, les quantités de chaque composé toxique sont multipliées par leur TEF respectif, et ensuite additionnées. Le système TEQ concerne uniquement les effets néfastes (ex : cancer) découlant d'interactions avec les récepteurs cellulaires Ah. De fait, les autres effets toxiques des dioxines et des composés « dioxin-like » ne sont pas quantifiés par cette méthode.

La combustion de biomasse est typiquement incomplète, et une multitude de substances organiques partiellement oxydées sont donc générées dans les fumées de biomasse. Les fumées de biomasse contiennent de nombreuses substances, plusieurs d'entre elles ayant été associées à des effets néfastes pour la santé. Les composés particulaires et gazeux présents dans les fumées de biomasse et majoritairement préjudiciables pour la santé sont listés dans le tableau 3, ainsi que certains de leurs principaux modes d'action toxique.

Tableau 3: Polluants majoritairement préjudiciables pour la santé issus de la combustion de biomasse (Naeher et al., 2007 ; Estrellan et lino, 2010)

Composé	Exemples*	Source	Commentaires	Mode de toxicité
Gaz inorganiques	Monoxyde de carbone (CO)	Combustion incomplète	Transport à grandes distances	Asphyxiant
	Ozone (O ₃)	Réactions secondaires produit du NO ₂ et des hydrocarbures	Présent uniquement à distance sous le vent du feu, transport à grandes distances	Irritant
	Dioxyde d'azote (NO ₂)	Oxydation à hautes températures de l'azote de l'air, contribution de l'azote combustible	Réactif	Irritant
Hydrocarbures	<i>Plusieurs centaines</i>	Combustion incomplète	Transport – réagissent également pour former des aérosols organiques. Les espèces diffèrent en fonction de la biomasse et des conditions de combustion	
	Insaturés : 40+, ex : 1,3 butadiène			Irritant, carcinogène, mutagène
	Saturés : 25+, ex : n-hexane			Irritant, neurotoxique
	Aromatiques polycycliques (HAPs) : 20+, ex : benzo[a]pyrène			Carcinogène, mutagène
	Monoaromatiques : 28+, ex : benzène, styrène			Carcinogène, mutagène
Organooxygénés	<i>Des centaines</i>	Combustion incomplète	Transport – réagissent également pour former des aérosols organiques. Les espèces diffèrent en fonction de la biomasse et des conditions de combustion	

	Aldéhydes : 20+, ex : acroléine, formaldéhyde, acétaldéhyde			Irritant, carcinogène, mutagène
	Alcools organiques et acides : 25+, ex : méthanol et acide acétique			Irritant, tératogène
	Phénols : 33+, ex : catechol, cresol (méthylphenols)			Irritant, carcinogène, mutagène, tératogène
	Quinones : hydroquinone, fluorenone, anthraquinone			Irritant, allergénique, activité redox, stress oxydant et inflammation, carcinogène possible
Organochlorés	Chlorure de méthylène, chlorure de méthyle, polychlorodibenzo- dioxines, polychlorodibenzo- furanes, polychlorobiphényles	Requiert du chlore dans la biomasse	Disparités des conclusions suivant les études concernant la significativité des feux de forêt comme source d'émissions de PCDD/F et PCB (Estrellan et lino, 2010)	Dépresseur du système nerveux central (chlorure de méthylène), carcinogène possible
Radicaux libres	Radicaux semiquinones	Formation méconnue		Activité redox, stress oxydant et inflammation, carcinogène possible

Particules en suspension	Particules inhalables (PM ₁₀)	Condensation des gaz de combustion ; combustion incomplète ; aéroportation de fragments de végétaux et cendres	Particules grossières + fines. Particules grossières ne sont pas transportées sur de longues distances et contiennent principalement du sol et des cendres	Stress oxydant et inflammation, allergénique possible
	Particules fines (PM _{2,5})	Condensation des gaz de combustion ; combustion incomplète	Transport à grandes distances ; production primaire et secondaire**	Stress oxydant et inflammation, allergénique possible

* Cette liste d'exemples n'a pas vocation à inclure l'exhaustivité des composés potentiellement toxiques et issus de la combustion de biomasse, d'autres exemples pouvant être cités tels que des cétones et esters (acétone, acétate de méthyle, ...).

** Des particules sont formées directement durant la combustion, et ultérieurement à partir des gaz émis via leur condensation et des réactions chimiques dans l'atmosphère

3.1.4 Traceurs atmosphériques de la combustion de biomasse

Les émissions issues du brûlage ou de la combustion de biomasse, telle que le bois, le papier, les déchets verts et agricoles, les feux de forêt, ainsi que le tabac, et la cuisson à haute température sont toutes caractérisées par des facteurs d'émission (quantité émise rapportée à la quantité de matière brûlée) de carbone organique et de particules plus élevés que les sources de combustion efficace de carburants fossiles (Lewtas et al., 2007). Les brûlages de végétation émettent en proportion moins de carbone noir et élémentaire que les émissions de suies diesel ou d'autres combustibles fossiles (Lewtas et al., 2007). Les émissions de combustion de biomasse tendent à être plus élevées en espèces organiques extractables (solubles) contenant de fortes concentrations en traceurs organiques dérivés de la pyrolyse de cellulose et de lignine ; ces traceurs organiques diffèrent des traceurs organiques retrouvés dans les émissions de combustibles fossiles (Lewtas et al., 2007). Les HAPs sont ubiquitaires et sont émis par tous les procédés de combustion (Lewtas et al., 2007), quoique le profil des espèces émises soit variable. D'après une revue de Lemieux (2004), le brûlage à l'air libre de biomasse émettrait généralement moins de HAPs, COVs et COSVs rapportés à la quantité de matière brûlée, par rapport à d'autres brûlages à l'air libre de sources anthropogéniques. Plus de 50 traceurs organiques des fumées de biomasse sont rapportés par Simoneit (2002).

Les fumées de bois sont enrichies de plusieurs composés par rapport aux mélanges de polluants émis par d'autres sources de pollution de l'air, tels que par exemples potassium, méthoxyphénols, lévoglucosan, rétène et acides résiniques spécifiques (ex : acide abiétique). Plusieurs de ces composés ont été utilisés soit individuellement soit dans des analyses multivariées pour quantifier les émissions de fumées de bois (Naeher et al., 2007). Les dérivés de la pyrolyse de cellulose et hémicellulose (ex : lévoglucosan), de lignine (ex : méthoxyphénols) et autres polysaccharides sont des composants majeurs des émissions de feux de forêt, ainsi que du brûlage de bois et d'autres biomasses (Lewtas et al., 2007).

Le lévoglucosan (LG) est un anhydride de sucre et est un des composés organiques les plus abondants associés aux particules des fumées de bois. Bien que des études récentes aient montré une oxydation possible par les radicaux hydroxyles dans l'air en particulier dans des conditions climatiques estivales (Hennigan et al., 2010), il est considéré comme stable dans l'environnement. Il est largement utilisé pour estimer la contribution des fumées de bois dans les prélèvements d'air ambiant (Naeher et al., 2007 ; Jordan et al., 2006). Il est également présent dans les fumées de combustion d'autres types de biomasse incluant le tabac, les herbages et la paille de riz. Il est émis dans des quantités variables selon le combustible, la température de combustion et d'autres facteurs encore méconnus (Kuo et al., 2008 ; Fartas et al., 2009). Dans des conditions où la fumée de bois est le contributeur majeur à la fumée de biomasse dans l'aérosol ambiant, le LG peut néanmoins être considéré comme un traceur unique de la fumée de bois selon Naeher et al. (2007). Plus généralement, le LG est considéré comme un traceur utile des aérosols issus de la combustion de biomasse (Mochida et al., 2010 ; Kuo et al., 2008 ; Fartas et al., 2009 ; Simoneit, 2002). L'avantage du LG par rapport au potassium, traceur conventionnel du brûlage de biomasse, est qu'il est spécifique du brûlage de biomasse, aucune autre source n'étant connue à ce jour (Mochida et al., 2010). Le LG est souvent rapporté comme le composé organique particulière le plus abondant dans les études sur les émissions (Mochida et al., 2010). De plus, il est détecté dans de nombreuses études sur l'air ambiant (Mochida et al., 2010). La présence de LG dans des aérosols localisés dans des régions marines et polaires éloignées indique sa capacité de transport à grande distance (Mochida et al., 2010). Les études de variations à long terme ne sont néanmoins pas suffisantes pour comprendre les distributions spatiales et temporelles du LG à une échelle globale, et son utilité en tant que traceur sur de longues distances est encore peu connue (Mochida et al., 2010).

Les méthoxyphénols (MP) correspondent à une classe de composés comprenant des espèces relativement volatiles (ex : guaiacol) et d'autres exclusivement liées aux particules (ex : sinapinaldéhyde). Ces composés sont relativement abondants dans les fumées de bois, bien que les composés en plus grandes quantités soient principalement présents dans la phase gazeuse. Les MP s'avèrent plus difficilement analysables, et plusieurs MP sont chimiquement réactifs, ce qui infirmerait leur pertinence en tant que traceurs de la fumée de biomasse. Les MP ont été utilisés comme traceurs de la fumée de bois dans des modélisations multivariées de répartition des sources, afin de déterminer la proportion des particules fines de l'air urbain issue du brûlage de bois (Naeher et al., 2007).

La composition chimique en espèces organiques a été utilisée pour distinguer les fumées émises par différents combustibles biomassiques. Les fumées de brûlage peuvent être distinguées entre celles issues de bois durs (feuillus) et celles issues de bois tendres (conifères) par les proportions relatives de guaiacols substitués et de syringols. Les mono et di-MP sont également présents en faibles quantités dans les fumées de combustion d'herbes et de grains, mais les principaux composés phénoliques dans la fumée d'herbes sont les dérivés p-coumaryliques. Les diterpénoïdes (ex : acide déhydroabiétique) sont abondants dans les fumées de combustion des gymnospermes (conifères) par rapport aux angiospermes. Certaines substances peuvent être exclusivement associées à des fumées issues d'espèces d'arbres spécifiques (ex : la juvabione pour le sapin baumier), bien que la stabilité atmosphérique de ces substances et donc leur utilité en tant que marqueur d'exposition source-spécifique n'ait pas été établie (Naeher et al., 2007).

3.2 Emissions des incendies de végétation

3.2.1 Processus de combustion et dispersion

La quantité de substances émises par un feu donné et leurs proportions relatives sont déterminées en grande partie par le ratio entre combustion vive et combustion lente. Les feux de végétation à l'air libre sont typiquement des feux dynamiques avec un front de feu mobile traversant une couche de combustible telle qu'une forêt. Aussi, tous les types de combustion sont présents simultanément et leurs émissions combinées composent le panache de fumée⁶. Les proportions des différents types de combustion varient dans le temps avec typiquement une première période de feu dominée par la combustion vive (flammes), et une période plus tardive dominée par la combustion lente. Concernant en particulier les feux de forêt, la première phase est généralement plus brève mais peut entraîner des émissions intenses compte tenu de la combustion rapide de la biomasse, alors que la phase tardive de combustion lente peut perdurer pendant plusieurs jours voire plusieurs semaines. Cette phase tardive peut parfois entraîner des émissions encore importantes, notamment en particules et en CO, compte tenu d'une combustion plus incomplète que lors de la présence de flammes (US EPA, 2008). Des facteurs d'émission de feux de forêt en CO₂, CO, hydrocarbures et PM_{2.5} sont présentés en Annexe 5 selon le type de combustion dominante (vive, lente, mixte, moyenne) et le type de mesure (au niveau du sol, aérienne) (Estrellan et al., 2010).

Chaque type de feux de végétation différencié (ex : savannes et prairies, forêt tropicale, forêt extra-tropicale, ...) a une composition et une structure caractéristiques de combustible. Aussi, ils tendent à avoir des ratios caractéristiques entre combustion vive et combustion lente qui déterminent dans une large mesure leur profil de facteurs d'émission (Andreae et al., 2004). Concernant les feux de savane par exemple, la combustion vive domine et les facteurs d'émission pour les espèces réduites sont plutôt faibles. A l'extrême inverse, la fabrication de charbon est quasi exclusivement un procédé de combustion lente (feu incandescent). Des facteurs d'émission moyens relatifs aux plus importants types de feux (savannes et prairies, forêt tropicale, forêt extratropicale, brûlage domestique de biocarburant, production de charbon, brûlage de charbon, brûlage de déchets agricoles), et se basant sur une analyse de quelques 140 publications, ont été présentés par Andreae et al. (2004) (données en Annexe 6). Néanmoins, même au sein d'un type de feux donné, la proportion de combustion vive peut varier considérablement en fonction de paramètres tels que l'humidité et la structure du combustible, le mouvement du front de flamme fonction de la direction et intensité du vent et de la pente du sol. En conséquence, le profil d'émission d'un feu particulier peut être tout à fait différent de ces valeurs moyennes.

Plusieurs facteurs incluant la météorologie, le stade du feu et le terrain peuvent donc influencer le comportement du feu et l'impact du panache de fumée au niveau du sol. En général, des conditions venteuses contribuent à des concentrations plus faibles des espèces chimiques dans les fumées, les émissions se diluant dans un volume d'air plus important (US EPA, 2008). Cependant, des systèmes météorologiques régionaux peuvent rapidement propager les feux entraînant de vastes étendues impactées. Des systèmes météorologiques particuliers peuvent dominer le comportement du feu pendant plusieurs jours et être le facteur déterminant de l'impact des fumées (quand et comment). Par exemple, les vents de Santana en Californie renversent les vents venant typiquement du large et soufflent fortement de l'intérieur des terres vers la côte, pouvant entraîner une propagation des fumées des feux en montagne vers les zones fortement peuplées à l'ouest.

La chaleur intense atteinte rapidement dans le feu entraîne les fumées en altitude dans l'air, où elles persistent jusqu'à refroidir et commencer à descendre. Les panaches initiaux tendent à être guidés par les vents, facilitant ainsi la prévision de la zone impactée par les fumées. A mesure que les fumées se déplacent sous le vent, elles se diluent et souvent s'étendent, atteignant finalement le niveau du sol.

⁶ Le terme « fumée » utilisé dans ce chapitre correspond à l'ensemble du mélange de gaz, particules solides et gouttelettes émises par la combustion.

Figure 5 : Panaches de fumée denses et distincts à un stade précoce d'évolution du feu (US EPA, 2008)



Figure 6 : Fumées moins denses et plus étendues après plusieurs jours de mouvement d'air (US EPA, 2008)



Le terrain et la météorologie sont des facteurs intriqués influençant le comportement des feux et fumées. Par exemple, le soleil réchauffant les flancs de montagne, l'air est chauffé et se déplace en ascension des flancs emportant feux et fumées. Lorsque les flancs ne sont plus ensoleillés, le terrain refroidit et l'air initie sa descente. Ce flux d'air descendant peut modifier la dispersion diurne des fumées.

Au soir, en particulier dans les vallées montagneuses et les zones de faible altitude, des inversions de température sont fréquentes, l'air à proximité du sol étant alors plus froid que l'air au-dessus. Ce phénomène fait obstacle au mouvement ascendant de l'air. Cet "effet couvercle" des inversions de température, ainsi qu'une diminution de la vitesse du vent, peuvent favoriser l'accumulation de fumées et polluants durant la nuit dans les vallées et zones de faible altitude.

Le terrain, de par la topographie et l'occupation du sol, peut également influencer le comportement des feux en faisant obstacle ou en favorisant le flux des vents. Les terrains montagneux causent des flux d'air turbulents qui peuvent favoriser l'augmentation des concentrations de polluants dans les fumées au niveau du sol. Ce type de terrain peut inhiber la dispersion des fumées en diminuant la vitesse des vents, ou peut acheminer les vents à travers les cols de montagne, accélérant le déplacement des feux et fumées.

3.2.2 Composition des émissions

Les fumées des feux de forêt en particulier sont donc composées de nombreux agents chimiques et physiques. Ces fumées comprennent de la vapeur d'eau, des gaz permanents, des composés organiques volatils (COVs) et semivolatils (COSVs) et des particules. Les gaz permanents incluent le CO₂, CO, NO_x, SO_x et NH₃ (Dokas et al., 2007). Le CO, gaz toxique et asphyxiant, incolore et inodore, est produit par la combustion incomplète de biomasse, notamment durant la phase de combustion lente qui peut perdurer plusieurs jours voire plusieurs semaines. Les niveaux maximaux de CO sont atteints immédiatement après l'arrêt de la combustion flamboyante. Le CO est rapporté comme le composé émis en plus grande quantité après le CO₂ et la vapeur d'eau (Goh K.T. et al., 1999). Les SO_x sont généralement produits en faibles quantités car les forêts sont des combustibles généralement pauvres en soufre (Ward et Smith, 2001). Cependant, des quantités importantes de composés soufrés peuvent être émises lorsqu'une végétation ou un sol particulièrement riches en soufre sont brûlés, tel que les feux du parc national de Yellowstone aux Etats-Unis (Reh et Deitchman, 1992). Dans les feux de savanes, le ratio à l'émission NH₃/CO₂ est rapporté comme étant faible (Dokas et al., 2007). Les COVs incluent le méthane, d'autres hydrocarbures aliphatiques (alcane, alcène, alcyne) tels que l'éthane, l'heptane, le décane, le propène, le 1-nonène, le 1-undécène, l'acétylène, et des hydrocarbures aromatiques tels que le benzène et des alkylbenzènes (par exemples toluène, xylène, éthylbenzène) (Dokas et al., 2007). De plus, les COVs peuvent inclure des composés oxygénés, tels que des alcools (par exemples phenol, m-cresol, p-cresol, guaiacol), des aldéhydes (acétaldéhyde, formaldéhyde, furfural, acroléine, crotonaldéhyde, benzaldéhyde), des cétones (par exemples acétone, 2-butanone), des furanes (par exemple benzofurane), des acides carboxyliques (par exemple acide acétique), des esters (par exemples acide benzoïque, ester de méthyle) (Dokas et al., 2007). En outre, des composés halogénés tels que le chlorométhane ont été détectés dans les feux de forêt (Dokas et al., 2007). Les COSVs peuvent être des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) tels que le benzo(a)pyrène (Dokas et al., 2007).

Par ailleurs, les fumées des feux de forêt peuvent parfois comporter des radionucléides tels que l'iode-129, le césium-137 et le chlore-36, issus de la biomasse contaminée (ex : région contaminée de Tchernobyl). Les feux peuvent ainsi mobiliser ces radionucléides en les libérant dans l'atmosphère, ainsi que dans l'eau et le sol par solubilisation et enrichissement des cendres (Stefanidou et al., 2008 ; Yoschenko et al., 2006a, 2006b).

Particules en suspension

Les feux de forêt émettent des quantités importantes de particules avec des puissances de source excédant 0,6 tonnes par seconde pour certains incendies de grande ampleur (Wade et Ward, 1973). Les particules sont solides mais également liquides (gouttelettes). La majorité des particules émises par les feux de biomasse sont très fines⁷ (environ 80-90 % en volume) avec une faible fraction de dimensions grossières⁸ (environ 10% en masse) (Reid et al., 2005a). Environ 80% de la masse particulaire sont des particules fines⁹ (Reid et al., 2005a). Les particules fines dans ces intervalles de taille échappent efficacement au système de défense mucociliaire, se déposent au niveau des voies respiratoires périphériques et peuvent avoir des effets toxiques (Naeher et al., 2007). Les feux intenses peuvent également générer des particules de cendre dites géantes dont le diamètre atteint 1 mm ou plus. Bien que les particules supérieures à 10 µm de diamètre ne puissent généralement pas atteindre les poumons, elles peuvent entraîner des irritations au niveau des voies respiratoires supérieures et oculaires (US EPA, 2008). Les aérosols

⁷ Particules très fines (ou en mode d'accumulation) assimilées aux particules dont le diamètre est compris entre 0,1 et 1 µm. Ces particules sont formées par coagulation et condensation de particules plus petites provenant de précurseurs gazeux. Trop grandes pour permettre une coagulation rapide et trop petites pour une sédimentation efficace, elles ont tendance à s'accumuler dans l'air ambiant.

⁸ Particules grossières assimilées par Reid et al. (2005) à des particules dont le diamètre est typiquement compris entre 2,5 et 15 µm.

⁹ Particules fines assimilées aux particules dont le diamètre est inférieur à 2,5 µm.

formés par les feux de végétation sont particulièrement visibles et peuvent donc fortement réduire la visibilité, compte tenu de la diffusion et absorption de la radiation solaire par les particules, et plus particulièrement de la distribution de la taille des particules dans l'aérosol par rapport à l'intervalle de longueurs d'onde typiquement considéré pour la lumière visible (0,4 – 0,7 μm) (US EPA, 2008 ; Reid et al., 2005b ; Morawska et al., 1999). Plus de 90 % de la diffusion de la lumière peut être attribuée aux particules fines (Reid et al., 2005b). Si la vitesse du flux d'air ascendant est suffisante, les particules composant les fumées sont de bons noyaux de condensation nuageuse¹⁰ (Reid et al., 2005b). Les particules fines ne sont pas facilement déposées par la gravité et peuvent de fait être transportées sur de longues distances. Le transport des particules de combustion de biomasse sur des centaines kilomètres a été largement documenté (Andreae et al., 1998). Des couches brumeuses comportant des concentrations élevées de CO, CO₂, O₃ et NO ont été détectées à partir d'observations aériennes et satellitaires. Plusieurs études récentes rapportent une contribution des émissions de biomasse, et notamment de carbone suie, aux changements climatiques régionaux et globaux (Venkataraman et al., 2005 ; Koch et Hansen, 2005).

Figure 7 : Emissions atmosphériques d'un feu formant un pyrocumulus en Amazonie (Andreae et al., 2004)



¹⁰ Un noyau de condensation nuageuse est une particule, solide ou liquide, sur laquelle l'eau se condense pour former des gouttelettes nuageuses.

Les particules de fumées subissent des modifications physicochimiques et évoluent rapidement au cours de leur transport. Ainsi, la plupart des études présentent des diamètres médians à partir de prélèvements de fumées générées récemment (ou fumées fraîches) compris entre 0,1 et 0,16 μm , centrés sur environ 0,13 μm (Reid et al., 2005a). Les prélèvements de fumées générées anciennement (ou fumées âgées, ou fumées régionales) ont des diamètres médians compris entre 0,12 et 0,23 μm , centrés sur environ 0,18 μm (Reid et al., 2005a). Les particules des fumées âgées (ou régionales) ont donc typiquement des diamètres médians supérieurs d'environ 0,05 μm par rapport aux fumées fraîches (Reid et al., 2005a). Les particules des fumées ont donc tendance à augmenter en taille au cours de leur évolution et un cycle diurne peut même être détecté (Reid et al., 2005a ; Reid et al., 1999). Des paramètres de distribution de la taille des particules très fines (0,1 à 1 μm) obtenus à partir de prélèvements de fumées fraîches et anciennes sont rapportés en Annexe 7.

Les mécanismes de développement des particules en taille couramment rapportés sont la coagulation, la condensation de gaz organiques primaires, la conversion gaz/particules d'espèces inorganiques et organiques telles que les sulfates et les acides organiques, ainsi que les processus nuageux. Ces mécanismes interviennent sur des pas de temps allant de quelques minutes à quelques jours (Reid et al., 2005a). La distribution de la taille des particules est également modifiée durant les processus atmosphériques de dépositions humide et sèche.

Des distributions de taille des particules composant les nuages de fumées obtenues par des techniques d'inversion à l'aide du réseau AERONET¹¹ sont présentées dans la Figure 8 : Distributions de la taille des particules composant des nuages de fumées avec des techniques d'inversion AERONET (Reid et al., 2005a)

(pour une épaisseur optique de l'aérosol¹² égale à 0,7 à 440 nm), illustrant bien une majorité des particules très fines¹³ émises par les feux de biomasse, ainsi qu'une fraction plus faible de dimensions grossières¹⁴ (Reid et al., 2005a).

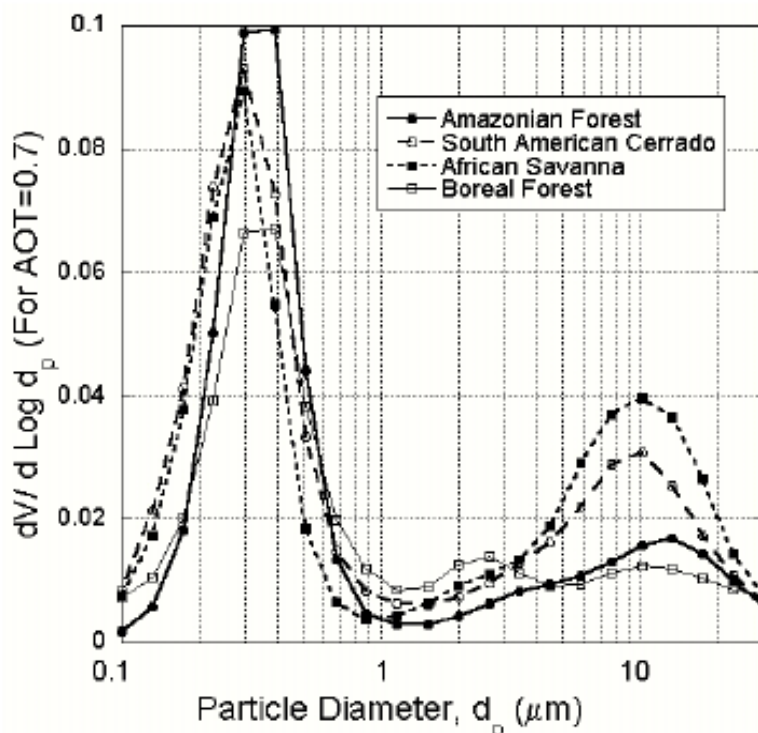
¹¹ Le programme AERONET (AErosol RObotic NETwork) de la NASA est un réseau international composé de plus d'une centaine de photomètres couvrant une grande partie de la planète. Ce réseau sert entre autre à l'étude des aérosols et à la validation satellitaire.

¹² L'intensité d'un faisceau qui traverse un milieu absorbant et diffusant est diminuée en raison de l'atténuation par un facteur $e^{-\tau_a}$, où τ_a est défini comme étant l'épaisseur optique des aérosols (AOD). L'AOD peut être déduite à partir d'observations terrestres ou satellitaires. Les photomètres solaires au sol (ou héliophotomètres), regroupés au sein de réseaux tels que AERONET permettent une caractérisation locale de l'épaisseur optique des aérosols présents le long de la ligne de visée.

¹³ Particules très fines (ou en mode d'accumulation) assimilées aux particules dont le diamètre est compris entre 0,1 et 1 μm . Ces particules sont formées par coagulation et condensation de particules plus petites provenant de précurseurs gazeux. Trop grandes pour permettre une coagulation rapide et trop petites pour une sédimentation efficace, elles ont tendance à s'accumuler dans l'air ambiant.

¹⁴ Particules grossières assimilées par Reid et al. (2005) à des particules dont le diamètre est typiquement compris entre 2,5 et 15 μm .

Figure 8 : Distributions de la taille des particules composant des nuages de fumées avec des techniques d'inversion AERONET (Reid et al., 2005a)

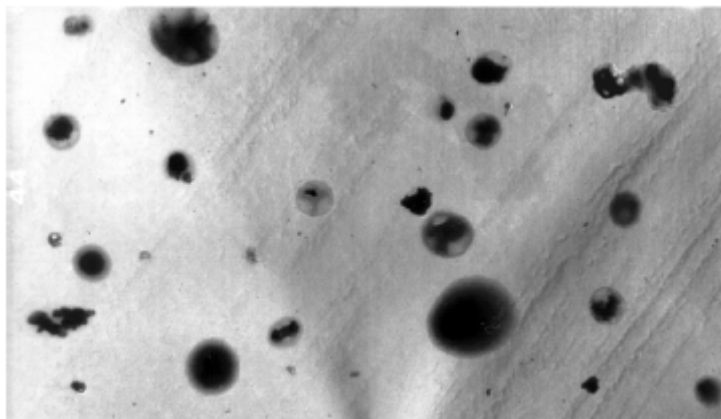


* Pour une épaisseur optique de l'aérosol égale à 0,7 à 440 nm

Des facteurs d'émission recommandés par Reid et al. (2005a) et une analyse des incertitudes pour les facteurs destinés à être utilisés en modélisation des émissions particulaires sont rapportés en Annexe 8. Les valeurs des paramètres associés à la taille des particules constituent des estimations de premier ordre.

Les particules au sein du panache sont variées en taille et également en composition (Figure 9). Typiquement, elles ont un cœur de carbone suie et de composés alcalino-terreux (tel que le chlorure de potassium) recouvert de composés organiques. La combustion lente crée généralement des particules sphériques avec des cœurs réfractaires plus petits ou inexistantes. Le carbone suie compte typiquement pour 4-8 % de la masse sèche des particules. La fraction des diverses espèces inorganiques est très variable (environ 5-15 %). Approximativement 50-65 % de la masse est attribuable au carbone organique, et 70-85 % aux espèces organiques incluant le carbone organique (Reid et al., 2005a). La composition de la fraction de carbone organique varie sensiblement en fonction du combustible et des conditions de combustion, Rogge et al. (1998) ayant mesuré près de 200 composés organiques distincts dans la fumée de bois, pour beaucoup dérivés des polymères de bois et résines (Naeher et al., 2007). Alors que le profil des HAPs est vraisemblablement variable, de nombreuses mesures se sont concentrées sur le benzo(a)pyrène, cancérigène probable chez l'homme. Les hydrocarbures sont majoritairement de longues chaînes d'alcane, avec des carbohydrates (environ 10-20 % de la masse totale), des acides organiques (5-20 %) et divers alcools, phénols, et aldéhydes (Reid et al., 2005a). En terme de fraction massique, les particules « âgées » ont des concentrations beaucoup plus faibles en espèces traceurs tels que le carbone suie et le potassium, et sont significativement enrichies en produits secondaires tels que le sulfate, des acides organiques, et des espèces organiques semi-volatiles (Reid et al., 2005a). La fraction fine des particules est connue pour concentrer des éléments traces. Dans la littérature, sont rapportés des éléments traces contenus dans les particules produites par des feux de forêt tels que Na, Mg, Al, Si, Cd, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Zn, Rb, Sr, V, Pb, Cu, Ni, Br, Cr (Dokas et al., 2007). Ce point est à considérer en particulier lorsque des métaux lourds et toxiques, tels que Pb et Hg sont contenus dans les particules fines des fumées de feux de forêt (ex : les feux de Los Alamos) (Dokas et al., 2007). Les particules peuvent également comporter des gaz toxiques adsorbés et condensés et des radicaux libres (Goh K.T. et al., 1999).

Figure 9 : Imagerie par microscopie électronique à transmission de particules très fines prélevées dans un panache de fumée de feux de végétation au Brésil (Reid et al., 2005a)



PCDD/Fs et PCBs

Concernant les polychlorodibenzo-dioxines (PCDDs), les polychlorodibenzo-furanes (PCDFs) et les polychlorobiphényles (PCBs), la littérature scientifique ne permet pas à ce jour de statuer sur la significativité des incendies de végétation comme source d'émission. Cette question a néanmoins été investiguée essentiellement au travers de quelques études de feux simulés ou de mesures indirectes dans le sol de couverture, les cendres ou la végétation avoisinant les zones impactées. Ces types d'étude étaient motivés par les difficultés d'échantillonnage des émissions aériennes à partir de feux de forêt réels.

Gullett et al. (2008) ont réalisé des feux d'herbage et de forêt simulés à partir de diverses matières premières provenant de diverses forêts aux Etats-Unis. La simulation a été réalisée dans une installation de brûlage mimant un écobuage¹⁵ dans un environnement naturel. Les facteurs d'émission en masse d'équivalent toxique de PCDD/Fs par kg de carbone brûlé étaient pour les deux types d'herbage testés de 0,32 ngTEQ/kg_C. Les tests de brûlage sur la biomasse forestière issue des cinq sources différentes montraient des facteurs d'émissions en PCDD/Fs allant de 0,3 à 26,3 ngTEQ/kg_C avec une moyenne et une médiane respectivement de 5,8 et 3,3 ngTEQ/kg_C. La majorité des PCDD/Fs était détectée dans les émissions plutôt que dans les cendres. En 2003, Gullett et al. (2003a) avaient réalisé une étude similaire mais limitée à 4 échantillons provenant de Caroline du Nord (environ 200 km de la côte océanique) et 4 provenant d'Oregon (en bordure de côte océanique), ces échantillons étant composés d'aiguilles de conifères recueillies sur les branches et ramassées sur les sols. La moyenne était de 19 ngTEQ/kg_{brûlés} sur l'ensemble des essais, 15 ngTEQ/kg_{brûlés} (intervalle : 1-56) sur les essais à partir de biomasse de Caroline du Nord, 25 ngTEQ/kg_{brûlés} (intervalle : 14-47) sur les essais à partir de biomasse d'Oregon. Les auteurs soulignaient que cette différence significative pouvait être liée à une plus forte teneur en chlore des échantillons provenant de l'Oregon (végétation côtière). Les PCDF étaient majoritaires lors des essais sur les échantillons provenant de l'Oregon et à l'inverse minoritaires sur ceux de Caroline du Nord, suggérant une influence de la composition de la biomasse sur les profils en isomères et homologues.

¹⁵ L'écobuage, ou débroussaillage par le feu, est une pratique agricole ancestrale pratiquée dans le monde entier, mais également une méthode efficace de diminution de la biomasse disponible en prévention ou durant des incendies.

Dans un rapport d'étude (Ineris, 2004), l'Ineris a obtenu des résultats proches des deux études précédentes à partir de 5 essais dans une installation de brûlage¹⁶ sur des échantillons de biomasse (composés de litière, mousses, herbes, bruyères, romarin, feuilles de chêne, aiguilles de conifères, ajoncs, écorces, cistes blanc et branchages de chêne vert, kermès et pin) provenant des Landes (10 km de la côte) et des Bouches du Rhône (50 km de la côte). Les facteurs d'émission de PCDD/Fs étaient en moyenne de 10,5 ngTEQ/kg_{brûlés} (intervalle : 1,0-25,9) et la teneur en chlore des végétaux côtiers n'influe pas significativement sur les émissions de dioxines et furanes. Les auteurs suggéraient un rôle de l'humidité des végétaux sur les émissions. Les furanes étaient majoritaires (en moyenne 78 % des émissions de PCDD/Fs en TEQ) et les PCBs ne représentaient que 6 % environ des émissions de PCDD/Fs + PCB en TEQ.

Une révision des facteurs d'émission utilisés par le Programme Environnement des Nations Unies (UNEP) a été proposée par Black et al. (2010) qui ont compilé les données provenant de plusieurs études (Collet et al., 2007 ; Gullett et al., 2003 et 2006 ; Meyer et al., 2004 et 2009) selon un rapport récent de l'Ineris (Ineris, 2011). Pour les feux de forêts et les feux de pâturages, les facteurs d'émission suivants ont respectivement été proposés : 1,0 et 0,5 ng TEQ/kg sur brut. Costner et al. (2005) qui ont également rassemblé des données de la littérature proposaient une valeur similaire : pour ces deux types de feux, comprises entre 0,125 et 0,5 ng TEQ/kg sur brut.

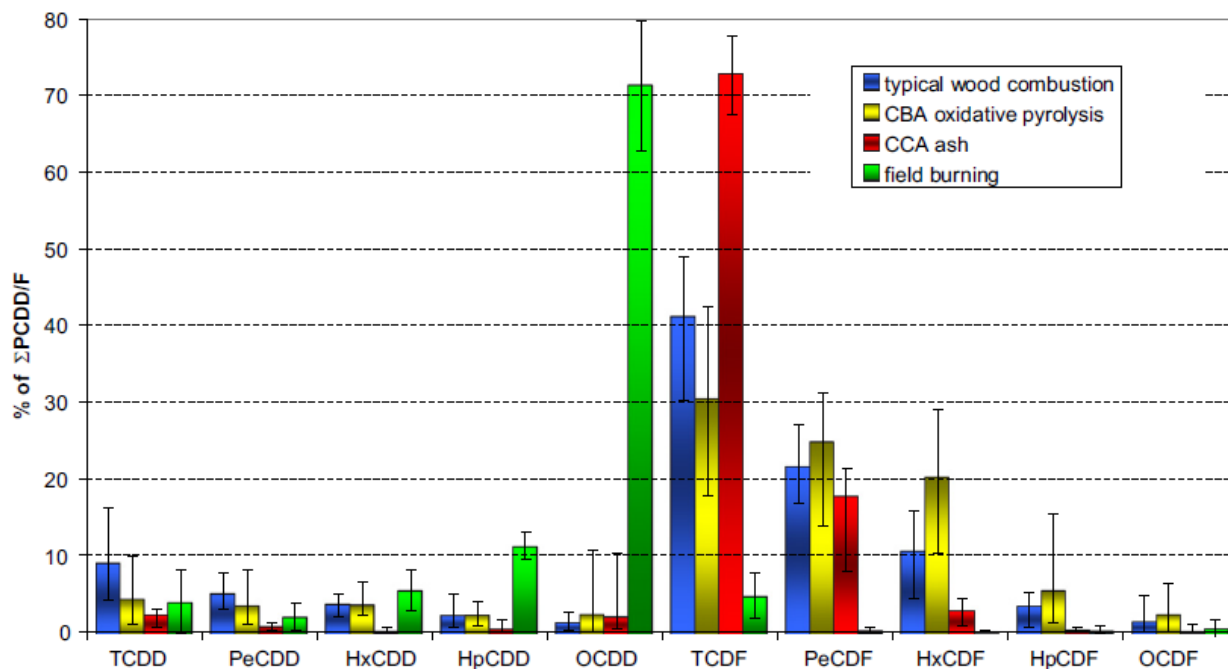
Le gouvernement australien a également réalisé une étude (Meyer et al., 2004) afin de mieux cerner les émissions de dioxines et furanes des feux de végétation dans le bush (savanes et forêts essentiellement). 21 essais sur feux réels et 19 tests de laboratoire, menés dans une galerie permettant de reproduire des incendies, ont été effectués. Pour déterminer un facteur d'émission de dioxines et furanes sur feux réels, des mesures de CO₂ dans les fumées et dans l'air ambiant (concentration de fond) ont été réalisées. Le carbone contenu dans la biomasse (50% en masse environ) est libéré à 90% sous forme de CO₂ lors de la combustion. Les auteurs en ont alors déduit des facteurs d'émissions moyens en PCDD/Fs compris entre 0,1 et 2,9 ng I.TEQ/kg_{brûlés}. Les espèces dioxines représentaient 70% des émissions de PCDD/Fs et PCBs, les furanes et les PCB 20 et 10% respectivement. Les résultats des tests de laboratoires étaient compris entre 1,5 et 59 ng I.TEQ/kg_{brûlés}, soit des émissions 10 fois supérieures environ à celles des feux réels. La part des PCDD dans les émissions était de 35 à 40%. Les auteurs expliquent les différences entre ces résultats par un temps de passage des fumées à une température supérieure à 200°C plus longue dans le cas des tests de laboratoire. Les résultats des tests de laboratoire sont comparables aux résultats obtenus dans le cadre des études précitées mais les proportions de PCDD, PCDF et PCB dans les émissions sont différentes. Les faibles résultats obtenus par Meyer et al. (2004) sur feux réels pourraient aussi être liés aux caractéristiques des végétaux brûlés (Ineris, 2004).

Des études rapportent des émissions de dioxines et furanes issues du brûlage de bois qui sont favorisées par le traitement du bois, par exemple lorsque le bois est imprégné de produits de préservation du bois à base de cuivre (Tame et al., 2007). Certaines études suggèrent que la formation de novo de PCDDs et PCDFs serait aussi possible à partir de précurseurs libérés par la décomposition du bois et des produits de préservation en composés volatils, tels que les benzènes et phénols substitués ainsi que les lignanes pouvant entraîner la formation de phénol et dibenzofurane (Tame et al., 2007). Ces composés étant présents dans des quantités supérieures de plusieurs ordres de grandeur par rapport aux PCDD/Fs, la réaction limitante pourrait alors être la chloration des molécules mères (Tame et al., 2007). Par déduction, des pesticides et autres composés aromatiques chlorés ont la capacité de produire des PCDD/Fs (Tame et al., 2007).

¹⁶ Enceinte fermée de 80 m³ équipée d'une hotte d'extraction des fumées

La Figure 10 présente des profils d'émissions en homologues de PCDD/Fs observés dans des émissions de combustion de biomasse et rapportés par Tame et al. (2007). Les émissions de brûlage de forêts et récoltes (en vert dans la Figure 10) présentent un profil particulier avec une forte contribution des OCDD, alors que la combustion typique de bois est caractérisée par une majorité de PCDFs par rapport aux PCDDs. Gullett et al. (2003a, 2003b) ont également noté le décalage entre ces deux profils à partir de biomasses forestières issues de diverses zones. D'autres publications examinant les facteurs d'émission en PCDD/Fs (Meyer et al., 2004 ; Prange et al., 2003) montrent que la dominance des OCDD dans le brûlage de biomasse (biomasse forestière, paille, canne à sucre, herbes, ...) n'est pas un cas isolé. Le phénomène associé à ce profil particulier n'a pas été clarifié dans la littérature, à savoir s'il est du aux niveaux d'OCDD dans le combustible ou à des conditions de combustion spécifiques dans les feux étendus à l'air libre. Tame et al. (2007) émettent l'hypothèse que ce décalage serait la résultante de conditions de combustion variables, la composition de la biomasse étant supposée constante. Alors, ces conditions de combustion favoriseraient peut être la déchloration de PCDF adsorbé, avec la formation de PCDD par condensation des phénols dans la phase gazeuse.

Figure 10 : Profils d'émissions en PCDD/Fs observés dans des émissions de combustion de biomasse (Tame et al., 2007)



CBA oxidative pyrolysis : pyrolyse oxidative de bois traité à base d'azole bore cuivre

CCA ash : cendres de bois traité à base d'arséniate de cuivre chromaté

Les bornes supérieure et inférieure des barres d'erreur représentent les valeurs maximale et minimale.

Dans l'ensemble de ces études (Gullett et al., 2008, 2003a, 2003b ; Prange et al., 2003 ; Meyer et al., 2004 ; Ineris, 2004), les essais impliquaient des feux ouverts dans des installations expérimentales à grande échelle ou l'échantillonnage de fumées à partir de feux contrôlés sur le terrain. A des échelles aussi importantes, le contrôle des paramètres de combustion tels que la ventilation, ou la charge massique de combustible est vraisemblablement limité. La dispersion inhérente à l'analyse des PCDD/Fs couplée à des conditions de combustion complexes peuvent ainsi expliquer la difficulté à obtenir des données dans ce domaine de recherche.

Pour contourner ces difficultés, des études ont investigué les émissions de PCDD/Fs des feux de forêt par des mesures indirectes dans le sol de couverture, les cendres ou la végétation avoisinant les zones impactées. Martinez et al. (2000) ont analysé des échantillons de végétation et de sol

brûlés dans quatre feux de forêts en Catalogne (Espagne) durant l'été 1998. Les concentrations de PCDD/Fs et PCBs ont été comparées aux concentrations mesurées à proximité des feux dans les mêmes types de biomasse mais non brûlées. Les résultats montrent de très faibles concentrations dans l'ensemble des échantillons qu'ils soient brûlés ou non. Bien qu'une modification du profil soit observé dans les échantillons brûlés comparés aux non brûlés (augmentation proportionnelle de congénères tétrachlorés des PCDD/Fs), les valeurs absolues des concentrations sont à l'inverse diminuées dans la plupart des échantillons brûlés. Selon les auteurs, ces résultats suggèrent que les feux naturels ne sont pas une source importante de dioxines et autres composés assimilés. En Corée, des mesures des PCDD/Fs dans des échantillons de sol et de cendres ont été réalisées 1, 5 et 9 mois après des feux de forêt et ont été comparées à des échantillons de sol non brûlé correspondants (Kim et al., 2003). 1 mois après les feux, les concentrations de PCDD/Fs des sols brûlés étaient supérieures à celles des sols non brûlés. De plus, les profils d'émissions des composés individuels homologues différaient entre les sols brûlés et non brûlés. 5 mois après les feux, les concentrations étaient cependant similaires.

Selon Estrellan et al. (2010), ces données suggèrent fortement que les PCDD/Fs se forment durant des feux de forêt et sont ensuite introduits dans le sol via les cendres résultant de la combustion du bois et autres matières organiques. Gabos et al. (2001) ont déterminé les concentrations et profils de PCDD/Fs et PCBs dans des échantillons de sédiment après un feu de forêt étendu dans l'Alberta (province du Canada). Les concentrations détectées de PCDD/Fs et PCBs étaient très faibles aussi bien sur le site brûlé que sur le site de référence.

Les quelques études existant sur le sujet montrent donc des résultats divergents quant à l'importance des feux de forêts comme source de PCDD/Fs. Ces études sont fortement limitées par les conditions de combustion complexes et difficilement contrôlables (mesure des émissions dans l'air), par une approche indirecte par défaut (mesure dans les sols, sédiments, ...), et par les difficultés inhérentes à l'analyse des PCDD/Fs. Les conclusions suivantes peuvent néanmoins être tirées :

- Les PCDD/Fs peuvent être présents dans la phase gazeuse et la phase particulaire des émissions de feux de forêt ;
- Il pourrait exister différents procédés dominant la formation soit de PCDDs soit de PCDFs, les feux de forêt présentant un profil d'émission de PCDD/Fs souvent caractérisé par une forte contribution des OCDD ;
- La combustion de bois naturel non contaminé et non traité entraîne des émissions de PCDD/F beaucoup plus faibles que le bois contaminé ou traité (Lavric, 2004 ; Tame et al., 2007) ;

A noter que selon Lavric et al. (2004), les feux de forêt (bois naturel) émettent des quantités de PCDD/Fs rapportées aux quantités de matière brûlée largement inférieures aux activités d'incinération à l'air libre de retables de bois.

3.2.3 Influence des incendies de végétation sur la qualité de l'air : quelques exemples

A l'échelle régionale, durant des épisodes de feux de végétation, les particules en suspension sont le polluant de l'air le plus invariablement élevé dans les zones impactées par les fumées (Sapkota et al., 2005).

Sud de la Californie

Par exemple, durant les feux au sud de la Californie, les concentrations de PM₁₀ étaient 3-4 fois supérieures aux périodes sans feux, alors que le nombre de particules, les concentrations de CO et NO étaient augmentées d'un facteur 2. Les concentrations de NO₂ et O₃ étaient globalement inchangées voire même plus faibles (Phuleria et al., 2005). De plus, des mesures indiquent que les émissions de combustion de biomasse peuvent être transportées sur des centaines de kilomètres tel que la qualité de l'air peut être dégradée même à des distances importantes depuis la localisation des feux (Sapkota et al., 2005).

Savane en Afrique et au Brésil

Les fumées issues des feux de savane en Afrique et au Brésil sont rapportées comme contenant des quantités importantes de particules fines (Artaxo et al., 1993 ; Echalar et al., 1995). Les concentrations massiques s'étalent de 30 µg/m³ dans les zones non affectées par le brûlage de biomasse à 300 µg/m³ dans des zones étendue (2 million de km²) avec un brûlage intense. Des études sur la composition de particules fines (<2 µm) associée au brûlage de biomasse dans le bassin amazonien sont rapportées par Artaxo et al. (1994) qui ont trouvé des concentrations moyennes en masse sur 24h de PM₁₀ et PM_{2,5} atteignant respectivement 400 et 700 µg/m³. Dans une des rares études ayant mesuré la pollution de l'air associée aux feux étendus de forêts tropicales pour des communautés rurales, Reinhardt et Ottmar (2001) ont mesuré le formaldéhyde, l'acroléine, le benzène, le CO, et les particules respirables (PM_{3,5}) dans l'état Rondônia au Brésil durant le pic saisonnier de brûlage de biomasse en 1996. Parmi les composés mesurés, les niveaux de particules respirables étaient 5-10 fois augmentés par rapport au bruit de fond, avec des niveaux médians de 190 µg/m³ et des niveaux atteignant 250 µg/m³ mesurés pendant plusieurs périodes de 12h de prélèvement. Le niveau médian de CO était de 4 ppm, niveau rapporté comme similaire aux niveaux mesurés dans des zones urbaines modérément polluées, mais inférieur au niveau potentiellement associé à des effets sanitaires aigus. Des niveaux de benzène (11 µg/m³ en moyenne) étaient supérieurs à ceux mesurés dans d'autres zones rurales et comparables à ceux mesurés en zones urbaines.

Asie du sud-est

Des mesures en Asie du sud-est rapportent également les particules comme le principal polluant augmenté durant les périodes de pollution atmosphérique liées aux feux de végétation (Radojevic et Hassan, 1999). Par exemple, durant une période de 2 à 3 mois en 1994, des niveaux de PM₁₀ sur 24h atteignant 409 µg/m³ ont été enregistrés à Kuala Lumpur (Hassan et al., 1995), et des niveaux compris entre 36 et 285 µg/m³ ont été enregistrés à Singapour (durée non spécifiée) (Nichol, 1997). Au cours d'un épisode de feu de végétation en 1997, des niveaux de PM₁₀ atteignant 930 et 421 µg/m³ ont été mesurés respectivement dans l'état du Sarawak (Malaysia) et à Kuala Lumpur, tandis que des niveaux sur 24h à Singapour et au sud de la Thaïlande étaient quelque peu inférieurs (Brauer, 1998). A proximité de la source de feu en Indonésie, des concentrations de PM₁₀ atteignant 1800 µg/m³ ont été mesurées (période d'intégration des mesures non spécifiée) (Kunii et al., 2002). De février à mai 1998, un épisode de feu de végétation plus limité a touché les régions de Borneo. A Brunei, des niveaux de PM₁₀ sur 24h atteignant 440 µg/m³ ont été mesurés durant cette période (Radojevic et Hassan, 1999).

Russie

En Russie, des feux de forêts et tourbières démarrés dans les régions du centre et de la Volga aux mois de juillet-août 2010 ont produit des fumées denses sur des centaines de kilomètres et ont approché jusqu'à 5 km du territoire de Moscou entraînant des concentrations élevées de polluants atmosphériques à Moscou sur plus d'un mois. La situation était aggravée par des conditions météorologiques délétères : conditions anticycloniques stables et inversions thermiques, vague de chaleur avec des températures supérieures à 40 °C (OMS, 2010). A Moscou, des concentrations atteignant 30 mg/m³ en CO, plus de 1500 µg/m³ en PM₁₀, et 15 mg/m³ en composés organiques ont été rapportées (période d'intégration des mesures non spécifiée), concentrations pouvant causer des effets aigus sur la santé. La concentration maximale sur 24h en PM₁₀ atteignait 906 µg/m³. Des dépassements prolongés des concentrations maximales admissibles à court terme et sur 24h ont été observés pour le CO et les PM₁₀ entre les 4 et 9 août 2010 : les PM₁₀ totalisaient plus de 60 heures de dépassement en continu ; PM₁₀ et CO totalisaient 5 jours consécutifs de dépassement sur 24h. De plus, les concentrations de composés organiques tels que le formaldéhyde, l'éthylbenzène, le benzène, le toluène et des stérols dépassaient jusqu'à 8 fois les concentrations maximales admissibles à court terme. Durant la période des feux entre le 14 juillet et le 19 août 2010, les niveaux d'O₃ étaient 5 fois supérieurs à ceux observés les étés précédents, les conditions particulières d'ensoleillement et de chaleur pouvant néanmoins contribué à ces niveaux extrêmes observés durant l'été 2010. Des concentrations d'O₃ jusqu'à 6 fois supérieures aux concentrations maximales admissibles (période d'intégration des mesures non spécifiée) ont été rapportées par l'OMS (2010). Toujours selon l'OMS, plus de 50 décès dans les régions sud et sud-est de Moscou seraient attribuables à ce désastre naturel (OMS, 2010).

Figure 11 : Incendie de végétation aux alentours de Moscou (OMS, 2010)



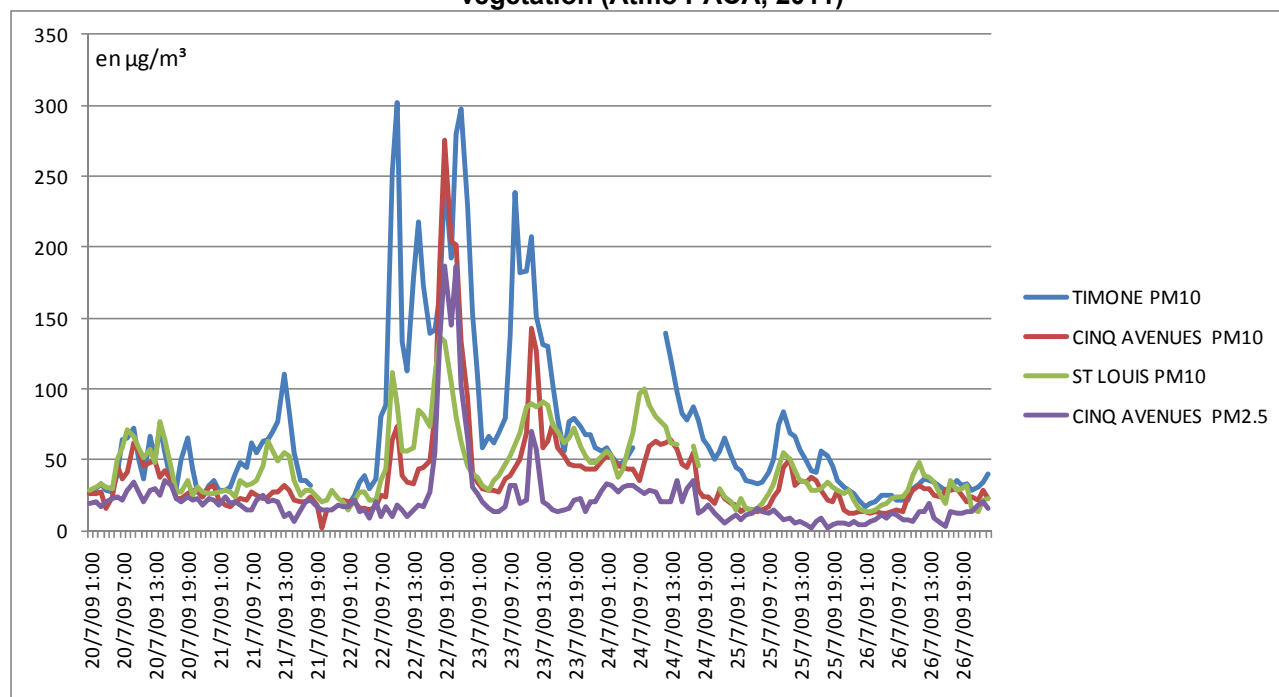
(Valery Kirsanov / Fotolia.de)

France

Toujours à titre d'exemple, un incendie de végétation a eu lieu du 22 (matin) au 23 (après-midi) juillet 2009 sur le massif de Carpiagne au sud-est de Marseille, alors que les vents poussaient les masses d'air vers le centre de Marseille.

Dans Marseille, les concentrations horaires de PM₁₀ mesurées sur 3 stations de surveillance de la qualité de l'air (Timone – station trafic, Cinq avenues et St Louis – stations de fond urbain) et de PM_{2,5} mesurées sur une seule station (Cinq avenues) ont augmenté durant l'incendie de Carpiagne (Atmo PACA, 2011 ; Figure 12). Sur la station « Timone », les PM₁₀ sont passées de 52 µg/m³ en moyenne avant l'incendie¹⁷ à 158 µg/m³ en moyenne durant l'incendie¹⁸, atteignant une concentration horaire maximale de 302 µg/m³. Sur la station « Cinq avenues » moins impactée que la station « Timone » (les PM₁₀ sont passées de 31 à 75 µg/m³ en moyenne sur les mêmes périodes), les PM_{2,5} sont passées de 22 à 43 µg/m³ en moyenne sur les mêmes périodes, atteignant une concentration horaire maximale de 186 µg/m³.

Figure 12 : Evolution des concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées à Marseille durant un incendie de végétation (Atmo PACA, 2011)



¹⁷ Moyenne arithmétique des concentrations horaires mesurées du 20/07/09 à 7h00 au 21/07/09 à 16h00

¹⁸ Moyenne arithmétique des concentrations horaires mesurées du 22/07/09 à 7h00 au 23/07/09 à 16h00

3.2.4 Conclusions

Le terrain (topographie, occupation des sols) et la météorologie (régimes de vent, inversion de température) sont des facteurs très influents sur le comportement des feux de végétation et des fumées.

La composition des fumées est variable selon le combustible et sa densité, l'humidité, les conditions de combustion et l'éloignement de la source. La composition des émissions de brûlage selon différents types de végétation comme le pin, la garrigue et le maquis reste méconnue.

De très nombreuses substances chimiques incluant dioxyde de carbone (CO₂), monoxyde de carbone (CO), composés organiques volatils et semi-volatils¹⁹, particules et oxydes d'azote (NO_x) sont recensées dans la composition des fumées de biomasse. Du fait de l'importance de leur émission et des effets sur la santé qui leur sont associés, les composés suivants sont considérés comme d'intérêt majeur :

• **Les particules en suspension :**

- Elles représentent le polluant de l'air le plus invariablement élevé par rapport aux seuils réglementaires dans les zones impactées par les fumées ;
- Environ 80% de la masse particulaire sont des particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm) dont une majorité sont des particules submicroniques. Ces caractéristiques les rendent facilement transportables sur de longues distances pouvant atteindre plusieurs centaines de kilomètres ;
- Les niveaux atteints dans l'air ambiant à court terme (quelques heures à quelques jours) peuvent être particulièrement élevés (plusieurs dizaines à plusieurs centaines de µg/m³) et avoir un impact à l'échelle régionale. Des niveaux extrêmes de PM₁₀ supérieurs à 1500 µg/m³ ont par exemple été rapportés en Russie et Asie du sud-est ;
- Bien que les conditions de combustion des feux de végétation soient favorables à la formation de particules ultrafines (diamètre aérodynamique < 0,1 µm), aucune étude ciblant cette fraction ultrafine n'a été identifiée dans la littérature ;

• **Le monoxyde de carbone (CO)**, connu pour son caractère toxique et asphyxiant, est un polluant important généré par les incendies de végétation et auquel sont particulièrement exposés les professionnels de lutte contre le feu. Les niveaux les plus élevés sont observés durant les phases de combustion lente, en particulier à proximité du feu : jusqu'à 10 ppm en moyenne sur la période de travail, pouvant atteindre ponctuellement plusieurs dizaines de ppm.

D'autres polluants de l'air, tels que l'acroléine et le formaldéhyde potentiels irritants respiratoires, ainsi que le benzène cancérigène chez l'Homme, sont présents dans les fumées.

Les PCDD/Fs sont potentiellement présents dans les émissions des feux de végétation (biomasse naturelle), mais la contribution additionnelle de cette source d'émission reste discutée.

Plusieurs composés ont été utilisés soit individuellement soit en combinaison pour estimer la contribution des fumées de biomasse à la pollution de l'air ambiant : lévoglucosan, méthoxyphénols, potassium, rétène, acides résiniques. En particulier, le lévoglucosan présente des avantages en termes de détection, de stabilité et de spécificité.

¹⁹ Notamment des hydrocarbures, des organooxygénées, des organochlorés.

3.3 Emissions des brûlages agricoles

Il est attendu que les émissions des brûlages agricoles (en dehors des pratiques de déforestation et défrichage) soient très différentes des émissions des incendies de végétation (ex : feux de forêt). L'addition successive de quantités relativement faibles de biomasse au cours de la combustion rend le brûlage agricole un cas à part entière avec des profils d'émission particuliers. De plus, à la différence des incendies de végétation qui constituent souvent des événements relativement brefs avec des concentrations très élevées de polluants (particules, ...), les populations à proximité des zones de culture brûlée peuvent être exposées à une pollution particulière générée par le brûlage en quasi continu durant plusieurs mois chaque année, en particulier dans les régions tropicales où le brûlage agricole est répandu. Néanmoins, à l'instar des incendies de végétation, cette pratique peut également générer d'importantes quantités de polluants compte tenu des grandes surfaces généralement impliquées, et est donc susceptible de conduire significativement à la dégradation de la qualité de l'air au niveau local voire à grande distance. Les fumées émises peuvent en outre gêner la visibilité. Ces feux se diffusent souvent latéralement de plante en plante, générant d'importantes fumées au niveau du front de flamme (combustion vive) et de plus faibles quantités de fumées à l'arrière de celui-ci (combustion lente).

Ce chapitre reprend la revue réalisée par Estrellan et al. (2010) concernant les émissions de brûlage à l'air libre de résidus agricoles (*agricultural residue*) et la complète par des études publiées plus récemment.

3.3.1 Résidus de culture

Le brûlage à l'air libre de résidus agricoles est une pratique peu coûteuse pour favoriser la rotation des cultures et les cycles de développement par fertilisation des sols, éliminer ou à minima contrôler des insectes et autres nuisibles, des maladies et l'émergence d'espèces végétales envahissantes. Tandis que les bénéfices économiques et la facilité de mise en oeuvre de cette pratique sont manifestes, la pollution de l'air qu'elle peut générer doit être considérée à juste titre. Cette pratique ancestrale reste très répandue dans différentes régions du globe comme l'Asie par exemple. Bien que non autorisé dans de nombreux pays européens, le brûlage agricole à l'air libre est très répandu dans des pays du sud de l'Europe. Au sud de l'Europe, cette pratique est généralement réalisée au printemps et en automne, dans des conditions d'humidité atmosphérique modérée à élevée, ce qui réduit le risque de feux incontrôlés. Sur le territoire français, le brûlage des résidus de paille et de cultures est réglementairement autorisé uniquement par dérogation²⁰ et dans le respect de certaines dispositions imposées pour garantir la sécurité de l'opération (dispositions réglementant les feux de plein air). Divers résidus de céréales tels que le blé, l'orge et le maïs peuvent ainsi être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers (Ineris, 2011).

Des données issues de brûlages à l'air libre expérimentaux in situ ou simulés de différents produits ou résidus de produits agricoles tels que la paille de riz et d'autres cultures ont montré des émissions de divers polluants tels que suie et particules en suspension (PM), CO, CO₂, méthane, NMHC et COVs. Plus récemment, des HAPs et PCDD/Fs ont été rapportés comme détectés dans les phases gazeuses et particulaires des émissions, et dans les cendres résiduelles, ainsi que des espèces ioniques, du carbone élémentaire (EC) et du carbone organique (OC). Les émissions de brûlage de résidus agricoles dépendent fortement de plusieurs facteurs tels que le type de

²⁰ Les résidus de cultures de riz font exception et ne sont pas visés par une interdiction de brûler conformément aux articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime.

combustible, la teneur en humidité, les conditions météorologiques, les techniques de brûlage et la manière dont les déchets sont disposés (en piles, en rangées ou étalés) (Gonçalves et al., 2011 ; Oanh et al., 2011).

Particules en suspension, HAPs et autres composés

Initialement visibles sous la forme de panaches de fumée, la suie et les particules en suspension se dispersent ensuite dans l'air ambiant. Les particules résultant du brûlage de résidus de culture incluent une large fraction carbonée (Lioussse et al., 1996 ; Turn et al., 1997) avec des impacts potentiels sur le climat.

A une échelle globale, la quantité annuelle estimée de matière sèche brûlée due au brûlage agricole est d'environ 540 Tg/an, et les émissions correspondantes sont de 818 TgCO₂/an, 50 TgCO/an, 1,3 TgNO_x/an, 3,5 TgNMHC/an et 7,0 TgPTS/an (Andreae et Merlet, 2001). Ces estimations sont néanmoins incertaines, les données cohérentes sur le brûlage agricole étant plus éparpillées que les données sur d'autres sources anthropogéniques.

Ryu et al. (2007) ont étudié l'aérosol issu du brûlage de paille d'orge avec des échantillons d'air prélevés dans des zones rurales en Corée durant une période de brûlage de déchets agricoles. Ils ont observé une augmentation significative des concentrations de PM_{2,5} durant cette période, les concentrations mesurées atteignant 110,3 µg/m³ avec un ratio PM_{2,5}/PM₁₀ de 0,79.

Des mesures sur un site de brûlage de paille de riz à Taichung (Taiwan) ont été réalisées par Cheng et al. (2009). Leur analyse a montré une augmentation significative des concentrations moyennes de PM_{2,5} et PM_{2,5-10} dans l'air ambiant durant la période de brûlage des déchets agricoles. Les PM_{2,5} ont brusquement augmentées d'un facteur 3,8 passant de 32,6 µg/m³ durant une période sans brûlage à 123,6 µg/m³ durant la période avec brûlage, atteignant jusqu'à 234,1 µg/m³. Les auteurs ont également observé une augmentation significative des concentrations d'espèces gazeuses, de carbone élémentaire, de carbone organique ainsi que d'espèces ioniques. Les concentrations moyennes de PM_{2,5}, carbone élémentaire et organique, d'espèces ioniques, et les ratios PM_{2,5}/PM_{2,5-10} rapportés dans différentes publications sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Concentrations moyennes (µg/m³) de PM_{2,5}, carbone organique et élémentaire, NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺, K⁺, Cl⁻ et PM_{2,5}/PM_{2,5-10} mesurées à partir de feux de déchets agricoles (Cheng et al., 2009)

Site	Période	PM _{2,5}	OC	EC	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	K ⁺	Cl ⁻	PM _{2,5} /PM _{2,5-10}	Référence
Helsinki, Finlande ^a	24–29 avril 2006	36,0	11,0	2,4	-	2,4	-	0,3	-	1,2	Saarikoski et al., 2007
Helsinki, Finlande	5 mai 2006	43,0	9,7	2,5	-	4,9	-	0,3	-	1,1	Saarikoski et al., 2007
Gwangju, Corée	juin 2003	67,9	20,9	3,4	6,6	10,8	4,6	1,7	1,0	3,6	Ryu et al. 2004
Sud-est du Brésil	avril 1999–fév. 2001	-	-	-	0,5	1,9	0,3	0,4	0,2	-	Allen et al., 2004
Victoria, Espagne	10 sept.–15 oct. 1991	-	-	-	1,0	3,2	0,8	1,3	0,8	-	Ezcurra et al., 2001
Taichung, Taiwan	27 nov. 2002 (I)	234,1	82,3	18,9	19,1	12,2	8,7	5,6	9,9	5,5	Cheng et al., 2009
Taichung, Taiwan	29 juin 2004 (II)	118,3	31,8	4,6	5,4	21,5	7,6	2,5	1,1	5,7	Cheng et al., 2009
Taichung, Taiwan	25–27 nov. 2005 (III)	88,6	20,5	7,0	8,2	17,0	8,4	1,9	1,6	2,9	Cheng et al., 2009

OC : carbone organique ; EC : carbone élémentaire

^a Les espèces OC, EC, NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺, K⁺ et Cl⁻ sont issues des PM₁₀.

Des résultats d'une étude similaire conduite par Viana et al. (2008) en Espagne ont montré que le brûlage à l'air libre de résidus champêtres de riz augmentait les concentrations journalières de PM_{10} à une échelle régionale de 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne, avec un maximum de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ les jours de pics. Les PM_{10} durant des brûlages étaient particulièrement enrichies en oxalate, fluoranthène, C_{31} n-alcane, lévoglucosan, potassium, carbone organique hydrosoluble, acide oléique, chlore, sodium, ions nitrate et vanadium. Des enrichissements élevés en zinc, plomb, chrome, cadmium et sodium également observés sont probablement une conséquence de la bioaccumulation de métaux traces dans la paille de riz et de l'influence des embruns marins et des eaux saumâtres sur les cultures (Estrellan et al., 2010).

Gonçalves et al. (2011) ont étudié la composition des $PM_{2,5}$, $PM_{2,5-10}$ et $PM_{>10}$ émises par le brûlage de 3 différents types de résidus agricole (et de jardin) couramment sujets à des brûlages à l'air libre au nord du Portugal : fanes²¹ de pommes de terre, végétations herbacées arables, tiges de chou vert / brindilles taillées de feuillus verts. Afin de répliquer une autre pratique fréquente de réduction ou élimination de déchets agricoles (et de jardin), des tiges de chou vert / brindilles taillées de feuillus verts ont également été brûlées dans un container métallique avec de l'huile usagée de lubrification. Le brûlage à l'air libre des tiges de chou vert / brindilles taillées de feuillus verts a produit les plus fortes émissions de particules en suspension toutes fractions confondues. Le carbone organique (OC) était le composé carboné dominant dans tous les aérosols testés, contribuant à environ 98 % du carbone total. Les profils chimiques détaillés des émissions particulaires, incluant des composés organiques traceurs, ont été investigués. La contribution de phénoliques (0,2-39 % de la masse de OC) et acides organiques (1,5-13 % de la masse de OC) étaient toujours prédominants sur les autres composés organiques, avec des profils variant d'un type de résidu à l'autre. Les polyphénols tels que les dérivés guaiacyles étaient particulièrement abondants dans les particules issues du brûlage des tiges de chou vert / brindilles taillées de feuillus verts, et des constituants anthropogéniques se superposaient largement sur ces profils avec l'ajout d'huile usagée. Il a été rapporté que les conditions ambiantes telles qu'une forte humidité contribuait probablement aux processus atmosphériques (exemples : coagulation, croissance hygroscopique) entraînant une modification de la distribution de la taille des particules avec des diamètres augmentés. Le Tableau 5 présente un résumé des facteurs d'émission, des concentrations de particules en suspension et des fractions carbonées dans les fumées de brûlage de résidus agricoles et de jardin.

²¹ Fanes : tiges et feuilles

Tableau 5 : Facteurs d'émission, concentrations de particules en suspension et fractions carbonées dans les fumées de brûlage de résidus agricoles et de jardin (Gonçalves et al., 2011)

	Pommes de terre			Végétations herbacées arables			Tiges de chou vert, etc			Container		
	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM _{>10}	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM _{>10}	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM _{>10}	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM _{>10}
PM ^a	2239	462	7135	1197	578	8348	1378	4608	16906	1204	772	18555
OC ^b	4,65	15,5	60,6	7,92	23,9	54,1	18,5	59,2	32,3	14,9	15,1	75,8
EC ^b	0,89	<LD ^d	0,75	<LD	<LD	1,06	<LD	0,65	0,60	<LD	<LD	0,86
TC ^b	5,54	15,5	61,3	7,92	23,9	55,2	18,5	59,9	32,9	14,9	15,1	76,7
OC/EC	5,20	-	81,3	-	-	51,3	-	91,2	53,6	-	-	87,9
TC/PM ^c	5,54	15,5	61,3	7,92	23,9	55,2	18,5	59,9	32,9	14,9	15,1	76,7
FE _{PM} ^e	6,47	1,34	20,1	0,90	0,43	6,22	1,34	4,45	16,2	0,93	0,59	14,0
FE _{CO} ^e	-	106	-	-	116	-	-	147	-	-	141	-
FE _{CO2} ^e	-	1547	-	-	1564	-	-	1499	-	-	1499	-
FE _{OC} ^e	0,30	0,21	12,2	0,07	0,10	3,37	0,25	2,63	5,24	0,14	0,09	10,6
FE _{EC} ^e	0,06	-	0,15	-	-	0,07	-	-	0,10	-	-	0,12
Paille de riz (Oanh et al., 2011)	FE _{PM2,5} ^e =8,3±2,7 ; FE _{PM10} ^e =9,4±3,5											
Combustible foliaire (Hays et al., 2002)	FE _{PM2,5} ^e =11,2-33,5 ; FE _{OC} ^e = 8,0-27,8 ; FE _{EC} ^e = 0,2-1,3											
Paille de blé/riz (Hays et al., 2005)	FE _{PM2,5} ^e =4,71±0,04/12,95±0,30 ; FE _{OC} ^e = 1,23±0,03/8,94±0,42 ; FE _{EC} ^e = 0,52±0,00/0,17±0,04											
Chaume de pâturin des prés/blé (Jimenez et al., 2007)	FE _{PM2,5} ^e =8,3±4,4/22,4±0,2											
Combustibles de friches (Chen et al., 2007)	FE _{PM2,5} ^e =2,2-10,3 ; FE _{CO2} ^e = 1456,4-1765,5 ; FE _{CO} ^e = 17,0-49,0											
Bois portugais (Gonçalves et al., 2010)	FE _{PM10} ^e =1,12-2,89											
Incendies de végétation au Portugal (Alves et al, 2010c)	FE _{PM2,5} ^e = 19,3±15,1 ; FE _{CO} ^e = 231±117 ; FE _{CO2} ^e = 1000±1700											
Broussailles de Méditerranée (Alves et al., 2010b)	FE _{PM2,5} ^e ~ 3,8 ; FE _{CO2} ^e = 1615-1750 ; FE _{CO} ^e = 0,2-78											

^a mg/m³ ; ^b % m/m de PM ; ^c % ; ^d LD-limite de détection = 0,23 µg ; ^e FE-facteur d'émission en g/kg de combustible brûlé / matière sèche

Cao et al. (2008) ont rapporté des estimations de facteurs d'émission pour les PM, EC, OC, SO₂, NO_x, CO, CO₂ et espèces ioniques dans des conditions de cuisson simulée avec de la paille de riz, de la paille de blé, de la paille de maïs, et de la tige de cotonnier dans une tour de combustion. Ce dispositif expérimental était destiné à répliquer les fours en briques de la Chine rurale qui utilise les résidus de culture comme combustible. Les résultats ont montré que la paille de blé avait les facteurs d'émission de PM totales (8,75 g/kg) et de OC (3,46 g/kg) les plus élevés parmi les 4 types de résidus de culture, et que la paille de maïs avait les facteurs d'émission de EC les plus élevés (0,95 g/kg).

Hays et al. (2005) ont caractérisé la composition physico-chimique des $PM_{2,5}$ émises par des feux agricoles simulés avec des résidus de riz et de blé et des niveaux de O_2 et de CO/CO_2 typiques des feux de champs. Les facteurs d'émission moyens de $PM_{2,5}$ à partir des résidus de riz et de blé étaient respectivement de 13,0 g/kg et 4,7 g/kg. Les émissions de $PM_{2,5}$ à partir des résidus de riz étaient largement carbonées alors qu'à partir des résidus de blé, elles étaient enrichies en potassium et chlore. A partir de l'analyse d'extraits par solvant des $PM_{2,5}$, la matière organique représentait environ 18 % de la masse de particules émises. Selon Estrellan et al. (2010), cette étude pourrait être utilisée comme une référence pour les composés chimiques liés aux $PM_{2,5}$ des feux agricoles qui ont été étudiés : *n*-alcanes, HAPs, oxy-HAPs, et composés sucrés marqueurs.

Sahai et al. (2007) ont réalisé un brûlage expérimental in situ de paille de blé afin de développer des facteurs d'émission spécifiques à l'Inde et afin de s'atteler à combler le manque d'informations relatives au brûlage en champs de résidus de culture dans le sud de l'Asie. Des facteurs d'émission ont été établis à partir desquels des émissions totales de CH_4 , CO_2 , CO , N_2O , NO , NO_2 et carbone libre ont été estimées. Néanmoins, les résultats obtenus étaient entachés de larges incertitudes (déviations) car générés à partir d'un seul test expérimental.

Lee et al. (2008) ont investigué l'impact du brûlage de champs de riz après récolte sur la qualité de l'air à Taiwan, et en particulier sur les particules en suspension, en étudiant la corrélation avec le lévoglucosan (LG) utilisé comme traceur du brûlage de biomasse. Alors que des concentrations nettement augmentées de LG étaient observées durant l'épisode de brûlage de paille de riz (jusqu'à 1400 ng/m^3), des valeurs plutôt élevées de ce traceur étaient également mesurées avant et après la période de brûlage. De plus, des niveaux exceptionnellement élevés de LG étaient associés aux particules de diamètre aérodynamique supérieur à $10 \mu\text{m}$ ($PM_{>10}$), possiblement influencés par des conditions atmosphériques ambiantes telles qu'une humidité relative élevée, en plus des propriétés uniques de la fumée de paille de riz et des pratiques spécifiques de brûlage des rizières.

Zhang et al. (2010) ont conduit des mesures de PM_{10} et d'espèces ioniques hydrosolubles et carbonées associées durant l'été 2006 à Guangzhou, une mégapole chinoise. Des niveaux élevés de la plupart des espèces chimiques étaient observés, notamment la nuit durant deux épisodes caractérisés par une augmentation drastique de LG et potassium (non issu du sel de mer) traceurs de brûlage de biomasse, alors que la direction des vents dominants avait changé du fait de l'approche de deux cyclônes tropicaux. L'étude haute résolution des rétro-trajectoires des masses d'air avec le modèle météorologique méso-échelle MM5 a révélé que des masses d'air contenant des concentrations élevées de LG ($43\text{-}473 \text{ ng/m}^3$) et de potassium (non issu du sel de mer ; $0,83\text{-}3,2 \text{ ng/m}^3$) étaient passées au dessus de régions rurales du Delta de la Rivière des Perles et de la province du Guangdong, où les activités agricoles et le brûlage de résidus de culture sont des pratiques répandues. Les contributions relatives des fumées de brûlage de biomasse au carbone organique des PM_{10} étaient estimées à partir des données sur le LG à 7 % et 14 % en moyenne respectivement le jour et la nuit, avec des maximales à 9,7 % et 32 % durant les événements de transport épisodiques. Ces résultats indiquent un impact potentiellement significatif du brûlage de biomasse réalisé dans les zones rurales du Delta de la Rivière des Perles et ses régions avoisinantes sur les niveaux ambiants de l'aérosol urbain à Guangzhou, et ce malgré la distance entre ces zones émettrices et la mégapole.

Li et al. (2010) ont étudié l'influence du brûlage de biomasse agricole sur un brouillard important à Pékin en prélevant des échantillons d'aérosol durant cet épisode de pollution atmosphérique sévère en juin 2007 (« brouillard marron »), et en les analysant par microscopie électronique à transmission avec un spectromètre par dispersion d'énergie des rayons X. Les types dominants de particules collectés dans la fraction fine ($< 1 \mu\text{m}$ de diamètre) étaient du sulfate d'ammonium, de la

suie, K_2SO_4 , KNO_3 et de la matière organique (excepté entre le 21 et 30 juin où les sels de potassium étaient en minorité). Les particules enrichies en potassium en tant que traceur du brûlage de biomasse, couplées aux cartographies des feux étendus, montraient que le brûlage intense de biomasse agricole dans le nord de la Chine contribuait significativement au brouillard régional. Après le transport à grande distance, les particules du brûlage de biomasse agricole dans le brouillard présentaient des modifications marquées en morphologie, composition, et état du mélange. Les particules KCl étaient absentes, présumées converties en K_2SO_4 , KNO_3 par des réactions hétérogènes. Les particules de suie étaient mélangées à d'autres types de particules. Les quantités importantes de matières organiques et de sels solubles émis par les brûlages de biomasse agricole ont augmenté en taille durant le transport formant des particules plus hygroscopiques dans des zones en aval des vents, et devenant des noyaux de condensation nuageuse.

Mittal et al. (2009) ont analysé la contribution des pratiques de brûlis des cultures de blé et de riz sur des niveaux de concentration des PM, SO_2 et NO_2 dans l'air ambiant de 5 différents sites en Inde couvrant des zones agricoles, commerciales et résidentielles. PM, SO_2 et NO_2 ont été prélevés simultanément et les résultats obtenus durant des périodes de brûlage des chaumes ont été comparés à des périodes sans brûlage. Les résultats indiquent une augmentation nette des niveaux de PM, SO_2 et NO_2 durant les périodes de brûlage des chaumes.

Une estimation des émissions de polluants atmosphériques issues du brûlage de paille de riz en Inde, Thaïlande et aux Philippines a été rapportée par Gadde et al. (2009). La proportion de la quantité annuelle de paille de riz brûlée en champs à l'air libre a été estimée à partir du ratio « paille / grain » (0,75) et de la production brute de riz. Les émissions annuelles de polluants atmosphériques ont été estimées à partir de la quantité annuelle de paille de riz brûlée en champs à l'air libre, d'un facteur d'émission spécifique à chaque polluant et d'un facteur de combustion (0,80) qui représente la fraction de la masse brûlée durant un feu. Les polluants étudiés incluent CO_2 , CO, CH_4 , N_2O , NO_x , NMHC, PTS, $PM_{2,5}$, PM_{10} , HAPs et PCDD/Fs. Selon Estrellan et al. (2010), cette étude peut être utilisée comme une référence pour cataloguer les facteurs d'émission de polluants spécifiques au brûlage à l'air libre de paille de riz (résumé des facteurs d'émission en Annexe 9).

Zhang et al. (2011) ont conduit des mesures en laboratoire afin de déterminer la distribution en taille des particules et les HAPs émis par le brûlage de pailles de riz, blé et maïs. Les distributions en nombre de particules selon leur taille ont montré une dominance de particules très fines (diamètre compris entre 0,1 et 1 μm) avec des pics à 0,10 μm , 0,10 μm et 0,15 μm pour les aérosols issus du brûlage de pailles de riz, blé et maïs respectivement. Les facteurs d'émission de HAPs pour les pailles de riz, blé et maïs étaient respectivement de 5,26 mg/kg, 1,37 mg/kg et 1,74 mg/kg. Il était suggéré qu'une combustion plus efficace était caractérisée par des particules de plus petite taille et des facteurs d'émission en HAPs plus faibles. Les émissions en HAPs totaux du brûlage de ces trois principaux types de résidus de culture agricole en Chine ont été estimées à 1,09 Gg pour l'année 2004.

Le brûlage de paille de riz a été identifié comme une source significative de HAPs, en particulier de HAPs sous forme de particules fines dans une étude de Yang et al. (2006) à Taiwan. Des prélèvements d'air durant des jours de brûlage de paille de riz ont été analysés pour 21 HAPs et ont montré des concentrations moyennes de HAPs totaux de 33,0 ng/m^3 dans la phase particulaire et de 1160 ng/m^3 dans la phase gazeuse. Ces valeurs sont plus élevées comparées aux concentrations durant des jours sans brûlage. A la différence des émissions du trafic routier, les particules issues du brûlage de paille de riz sont plus grosses, ce qui implique des quantités de HAPs par unité de masse particulaire moindres pour le brûlage de paille de riz par rapport à celles du trafic routier.

Toujours à Taiwan, une étude Lai et al. (2009) présente des conclusions similaires après avoir mesuré 21 HAPs (phases gazeuse et particulaire) et la distribution en taille des particules sur un site rural (Jhu-Shan) et un site urbain (Sin-Gang) durant des périodes avec et sans brûlage de paille de riz. Les concentrations de HAPs totaux mesurées faisaient apparaître une augmentation d'environ 58 % et 34 % des HAP totaux due au brûlage de paille de riz sur les sites rural et urbain respectivement. Les concentrations de HAPs liés à la combustion (phases gazeuse et particulaire) étaient 1,54-2,57 fois supérieures durant les périodes de brûlage de paille de riz. Le diamètre médian massique (MMD) de 0,88-1,21 μm de la phase particulaire suggérait que le brûlage de paille de riz a généré une augmentation du nombre de particules grossières. Les analyses par un modèle de balance chimique des masses (CMB) de type sources-récepteurs montraient que les sources principales de HAP totaux atmosphériques étaient les mêmes sur les deux sites et que le brûlage de paille de riz devenait une source significative durant les périodes de brûlage. Globalement, la contribution du brûlage à l'air libre de paille de riz aux HAP totaux atmosphériques était estimée à environ 6,3-24,6 % sur les deux sites.

Lu et al. (2009) ont examiné l'émission de 16 types d'HAPs à partir du brûlage de paille de riz et de paille de haricot en conditions de simulation expérimentale avec un système de fourneau tubulaire à des températures de brûlage de 200-700 °C avec des intervalles à 100 °C afin de simuler des conditions de brûlage à l'air libre. Les émissions de HAPs totaux issus de la paille de riz étaient comprises entre 9,29 et 23,6 $\mu\text{g/g}$, et de 3,13 à 49,9 $\mu\text{g/g}$ pour la paille de haricot. L'effet de certains paramètres (température de brûlage, apport en oxygène, humidité) sur les émissions de HAPs a été investigué. Les émissions de HAPs augmentaient avec l'augmentation de la température, tandis que l'humidité avait un effet négatif sur les émissions, en particulier pour les HAPs de bas poids moléculaire. Sur la base de ces données expérimentales, des quantités émises dans l'air ambiant par le brûlage de pailles de riz et de haricot en Chine ont été estimées respectivement à 320-357 et 32,5-76,0 tonnes par an.

Une étude parallèle de Korenaga et al. (2001) a investigué l'influence de l'humidité d'échantillons de paille de riz sur les émissions de 12 HAPs (10 inclus dans la liste prioritaire de l'US EPA, naphthalène et pérylène). Les émissions de HAPs totaux étaient comprises entre 1 et 38 mg/kg de paille sèche de riz. L'eau avait un effet négatif sur les émissions de HAPs, avec des émissions plus faibles enregistrées pour des échantillons contenant 15 % d'humidité. Des émissions plus élevées ont été observées pour les composés de poids moléculaire intermédiaire tels que fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène et chrysène. Les émissions étaient relativement plus faibles pour des composés de poids moléculaire plus élevé tels que pérylène, BaP et dibenzo(a,h)anthracène.

D'après une analyse de données de la littérature internationale traitant de la simulation des brûlages de résidus agricoles réalisée par l'Ineris (2011), les HAPs les plus abondants dans les émissions de ces brûlages de résidus agricoles sont le naphthalène, l'acénaphthylène et le phénanthrène. Des teneurs en HAP comprises entre 1034 et 8166 $\mu\text{g/kg}$ sur brut sont rapportées pour 8 éléments dosés.

La température de combustion, facteur important de la composition en HAPs des particules, a été investiguée par Haleh Keshtkar et Ashbaugh (2007) à partir de données collectées par le brûlage de paille de riz et de tailles d'amandier dans une chambre de combustion. Les émissions de HAPs totaux issues de la paille de riz étaient de 18,6 mg/kg, alors que les émissions de tailles d'amandier étaient plus faibles à 8,03 mg/kg, le phénanthrène étant le composé majeur. Des HAPs moins volatils à 5 et 6 cycles étaient prédominants sur les particules de plus petite taille où ils se sont condensés lors des premières étapes de combustion, alors que des HAPs plus volatils à 3 et 4 cycles se sont formés sur des particules plus volumineuses lorsque la fumée refroidissait.

PCDD/Fs et PCBs

Les premières valeurs connues d'émission de PCDD/Fs issue du brûlage agricole ont été présentées par Gullett et Touati (2003). La chaume de paille de riz et de blé collectée dans deux états de l'ouest des Etats-Unis a été testée par une simulation de brûlage en champs afin de déterminer des facteurs d'émission. Les facteurs d'émission obtenus étaient approximativement 0,5 ngTEQ/kg de matière brûlée pour les deux types de source. Après couplage avec des données agricoles publiées sur le brûlage de résidus de culture, environ 1gTEQ/an peut être attendu comme émission de brûlage de paille de riz et de blé, ce qui apparaît comme une source mineure de PCDD/Fs aux Etats-Unis.

L'étude de Shih et al. (2008) conduite dans deux zones à Taiwan a montré un impact significatif du brûlage à l'air libre de paille de riz sur les niveaux de concentration I-TEQ de PCDD/Fs dans l'air ambiant. Durant la saison de brûlage de biomasse, les concentrations I-TEQ de PCDD/Fs totaux dans l'air ambiant étaient environ 4 à 17 fois supérieures que celles en dehors de la saison de brûlage, pour les deux tests. Lorsqu'une fraction massique de 10 % de paille de riz était brûlée, la contribution du brûlage de biomasse aux émissions annuelles de PCDD/Fs totaux (I-TEQ) était de 3,28 % et 8,11 % pour la région testée et pour Taiwan respectivement. Cependant, lorsque le calcul était réalisé sur un pas de temps hebdomadaire, la contribution du brûlage de biomasse aux émissions hebdomadaires de PCDD/Fs totaux (I-TEQ) était de 30,6 % et 53,4 % pour la région testée et pour Taiwan respectivement. Ainsi, durant une semaine de brûlage de biomasse, cette source d'émission de PCDD/Fs totaux (I-TEQ) apparaît comme la plus significative. Les concentrations I-TEQ de PCDD/Fs dans l'air ambiant et les facteurs d'émission de divers types de brûlage de biomasse sont présentés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Concentrations (I-TEQ) de PCDD/Fs dans l'air ambiant et facteurs d'émission de divers types de brûlage de biomasse (Shih et al, 2008)

Type de biomasse brûlée	PCDD/Fs (pg I-TEQ/m ³)	Facteur d'émission (ng I-TEQ/kg de biomasse)	Référence
Paille de riz	0,254 (L-zone)	–	Shih et al., 2008
Paille de riz	0,327 (Y-zone)	–	Shih et al., 2008
Paille de riz	0,409	–	Kao et al., 2007
Chaume de Wax Apple	0,458	–	Kao et al., 2007
Déchet vert de jardin	0,09	–	Krauthacker et al., 2006
Paille de riz	–	6 et 22	Muto et al., 1993
Paille de riz	–	48,6	Muto et al., 1993
Chaume de Wax Apple	–	2,69	Muto et al., 1993
Papier traditionnel	–	1,36	Muto et al., 1993
Paille de blé	–	0,337– 0,602	Gullett & Touati, 2002
Paille de riz	–	0,537	Gullett & Touati, 2002
Paille de riz et de blé	–	0,5	Gullett & Touati, 2003

En 2008, Zhang et al. ont rapporté une estimation des émissions annuelles de PCDD/Fs issues du brûlage à l'air libre de résidus de culture dans chaque province de la Chine continentale à partir de données collectées entre 1997 et 2004. Les émissions de PCDD/Fs étaient estimées entre $1,38 \cdot 10^3$ et $1,52 \cdot 10^3$ g I-TEQ/an, avec une moyenne à $1,50 \cdot 10^3$ g I-TEQ/an qui contribue à environ 10-20 % des émissions totales en Chine. Les sources majeures d'émission de PCDD/Fs à partir de brûlage à l'air libre en Chine étaient les résidus céréaliers (riz, blé, maïs) qui représentaient environ 70 % des émissions totales.

Minomo et al. (2011) ont investigué les PCDD/Fs et PCBs de type dioxines (-DL : « dioxin like ») des fumées de brûlage de paille de riz et leurs origines au Japon. Ils ont analysé les PCDD/Fs et PCBs-DL contenues dans des fumées de brûlage de paille de riz qui ont été prélevées en rizière, afin de déterminer leurs profils de congénères. Ensuite, afin d'étudier les origines des PCDD/Fs et

PCBs-DL présents dans les fumées de brûlage de paille de riz, les profils de congénères des PCDD/Fs et PCBs-DL dans la paille de riz, les fumées de paille de riz, les cendres de paille de riz et dans les échantillons de sol de rizière ont été analysés et comparés. La fumée de paille de riz était alors générée en laboratoire sur un plateau en acier inoxydable. A partir de la comparaison des profils de congénères, de l'imputation des équivalents toxiques (TEQ), et d'une alaise en composantes principales (PCA), les conclusions suivantes ont été dressées par les auteurs :

- les PCDD/Fs et PCBs-DL retrouvées dans les fumées de brûlage de paille de riz sont fortement influencés par les PCDD/Fs et PCBs-DL originaires des formulations de pentachlorophénol et chlornitrofène qui ont été largement utilisées comme herbicides dans les rizières au Japon²² ;
- les sources majeures de PCDD/Fs et PCBs-DL des fumées de brûlage de paille de riz étaient principalement attribuées au sol de rizière adhérent à la paille de riz et secondairement à l'air prélevé dans la paille de riz. Les PCDD/Fs et PCBs-DL formés durant le brûlage n'avaient qu'une contribution mineure ;
- il est ainsi suggéré que le brûlage de paille de riz en rizière pourrait être une force motrice du transfert de PCDD/Fs et PCBs-DL du sol vers l'atmosphère.

Dans le cadre du Programme Environnement des Nations Unies (UNEP), un facteur d'émission de PCDD/Fs de 0,5 ng TEQ/kg sur brut a été proposé (Black et al. 2010 - données compilées). Costner et al. 2005, qui ont rassemblé des données de la littérature proposaient une valeur similaire : 0,5 à 0,8 ng TEQ/kg sur brut.

Brûlage des tailles des arbres fruitiers

Le brûlage des branches issues de la taille des arbres fruitiers est souvent effectué en tas. Les arbres fruitiers sont régulièrement traités pour éliminer insectes et champignons et sont donc contaminés par divers agents chimiques, au moins en surface.

Une étude de l'Ineris (2011) a simulé ce type de brûlage à l'intérieur d'une enceinte de grand volume et mis en perspective ses résultats avec des données de la littérature, afin de déterminer des facteurs d'émissions de polluants. Les résultats en HAP de la littérature, compris entre 704 et 3068 µg/kg sur brut étaient cohérents avec ceux obtenus par la simulation réalisée (1407 µg/kg sur brut pour 8 éléments dosés). Les facteurs d'émission les plus faibles étaient obtenus sur les échantillons les plus secs. Comme pour les autres biomasses naturelles, les émissions de PCDD/Fs étaient faibles (0,134 µg TEQ/kg sur brut), avec des émissions de PCBs similaires à celles des dioxines (0,131 µg TEQ/kg sur brut). En ce qui concerne les émissions de poussières totales, un facteur d'émission de 3,8 g/kg sur brut a été obtenu. Cette valeur était similaire à celles obtenues par Jenkins et al. 1996 et par Keshtkar et al. 2006, qui obtiennent respectivement 3,7 et 4,8 g/kg sur brut (en PM_{2.5}). 93 % des particules avaient un diamètre inférieur à 2,5 µm (Jenkins et al., 1996).

3.3.2 Canne à sucre

Le brûlage de canne à sucre est considéré comme l'unique activité anthropogénique, de par son importance, influençant la composition ionique des aérosols durant la saison sèche à São Paulo (Brésil), comme en conclut l'étude de Allen et al. (2004). Cette activité de brûlage influence la chimie de l'aérosol à l'échelle régionale et altère la composition naturelle des couches basses de

²² Ces herbicides contiennent des PCDD/Fs et PCBs-DL en tant qu'impuretés (Masunaga et al., 2001 ; Seike et al., 2003).

la troposphère. Des échantillons de particules en suspension de fractions grossière (> 3,5 µm) et fine (< 3,5 µm) ont été collectés entre avril 1999 et février 2001 et leurs composés ioniques ont été analysés. Ca²⁺ et Cl⁻ étaient les espèces ioniques dominantes dans les PM des panaches de fumée issue du brûlage de canne à sucre.

Une étude d'étendue similaire a été conduite par Lara et al. (2005) où les particules inhalables, séparées en PM_{2,5} et PM_{2,5-10}, ont été prélevées d'avril 1997 à mars 1998 dans la ville de Piracicaba au sud-est du Brésil, et ont été analysées pour leur composition en carbone suie et autres composés chimiques courants. Les concentrations moyennes de PM_{2,5}, PM_{2,5-10}, carbone suie et composés chimiques étaient statistiquement supérieures durant la saison sèche par rapport à la saison humide. Le brûlage de canne à sucre était identifié comme la source principale de PM_{2,5} représentant 60 % des PM_{2,5}, la poussière de sol y contribuant à 14 %, les industries et la combustion fossile à 12 % chacun. Concernant les PM_{2,5-10}, la remise en suspension de poussière de sol était la principale source suivie des émissions industrielles et du brûlage de canne à sucre. Cette étude a montré que le brûlage de canne à sucre et des pratiques agricoles sont la principale source de particules inhalables, altérant potentiellement la composition de l'aérosol aux alentours de la ville de Piracicaba.

A Araraquara, une autre ville du Brésil, des concentrations de HAPs ont été mesurées à partir d'échantillons de PM₁₀ prélevés durant la saison de récolte (Godoi et al., 2004). Utilisant une procédure d'extraction et d'analyse complètement automatisée, des HAPs ont été identifiés et quantifiés entre 0,5 et 8,6 ng/m³. Les concentrations de HAPs mesurées dans les échantillons de PM₁₀ collectés à Araraquara sont présentées dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Concentrations de HAPs (ng/m³) mesurées dans des PM₁₀ à Araraquara (Brésil) durant des brûlages à l'air libre de canne à sucre (Godoi et al., 2004)

Composé	Intervalle de concentrations (ng/m ³)	Concentration moyenne (ng/m ³)
Naphtalène	0,19-0,93	0,42
Acénaphthylène	0,25-2,03	0,95
Acénaphthène	0,12-1,78	0,70
Fluorène	0,11-0,91	0,42
Phénanthrène	0,94-5,08	2,90
Anthracène	0,11-0,51	0,33
Fluoranthène	1,1-6,5	3,30
Pyrène	0,57-6,03	2,50
Benzo(a)anthracène	<0,74	-
Chrysène	1,7-13,8	6,6
Benzo(b+k)fluoranthène	1,8-11,0	5,6
Benzo(a)pyrène	<0,74-3,30	1,9
Benzo(e)pyrène	1,0-4,6	2,7
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	<1,6-18,2	8,7
Dibenzo(a,h)anthracène	<1,6	-
Benzo(g,h,i)pérylène	2,5-13,8	8,5
Pérylène	1,2-5,6	3,8
Total	13,4-94,0	49,3

En vue d'estimer les émissions de PCDD/Fs issues du brûlage en champs de canne à sucre, des tests de combustion ont été conduits par Gullett et al. (2006) avec des feuilles de canne à sucre collectées dans des plantations à Hawaï et en Floride. Les niveaux d'émission étaient distincts selon la source avec 253 ngTEQ/kg de carbone et 25 ngTEQ/kg de carbone rapportés respectivement pour la canne à sucre d'Hawaï et de Floride. Ces valeurs excédaient 5 ngTEQ/kg

de carbone, valeur souvent attribuée au facteur d'émission de la combustion de biomasse. Les auteurs ont également pointé plusieurs paramètres affectant probablement les facteurs d'émission, parmi lesquels la zone de plantation, les pratiques de pousse et de récolte avec les effets potentiels des herbicides et insecticides, des effets environnementaux tels que l'exposition des plantations au sel de mer et les variations saisonnières.

Coelho et al. (2008) ont montré une influence du brûlage de canne à sucre sur le carbone organique dissous (COD) des eaux de pluie sur deux sites tests au Brésil. Les concentrations de COD les plus élevées étaient enregistrées lorsque des masses d'air traversaient les champs de canne à sucre brûlés le même jour qu'un événement pluvieux, ce qui suggère que les émissions de carbone organique à l'échelle locale prévalaient sur le transport à grande distance.

Lors d'un brûlage expérimental de feuilles de canne à sucre destiné à simuler des conditions de brûlage agricole, Le Blond et al. (2008) ont analysé le contenu des cendres et de l'aérosol en silice (SiO_2). Les particules en suspension se formaient à 1110 °C et le flux d'air contenait 17 % de particules respirables inférieures à 4 μm de diamètre, de la silice étant détectée dans ces particules sous la forme de cristobalite potentiellement toxique. Les cendres résiduelles produites sans flux d'air additionnel contenaient de la cristobalite. Cependant rien n'a pu être détecté dans les cendres formées par le flux d'air. Selon les auteurs, il est probable que cela soit dû au largage de cristobalite dans l'atmosphère.

Selon une étude de Mazzoli-Rocha et al. (2008), une analyse de la composition de particules totales en suspension dérivées du brûlage de canne à sucre montrait des concentrations plus faibles en HAPs et plus élevées en métaux par rapport à des particules du trafic.

Le brûlage de canne à sucre a également relié à des niveaux augmentés de CO et O₃ dans des régions agricoles et des zones urbaines où la canne à sucre était cultivée (Kirchhoff et al., 1991).

3.3.3 Conclusions

Le brûlage agricole est pratiqué sur les résidus de culture (par exemple la chaume de blé), les prairies et les pâturages et permet à moindre coût de favoriser la rotation des cultures et les cycles de développement par fertilisation des sols, d'éliminer ou a minima contrôler des insectes et autres nuisibles, des maladies et l'émergence d'espèces végétales envahissantes. Cette pratique ancestrale reste très répandue dans différentes régions du globe comme l'Asie par exemple (brûlage de paille de riz, ...). Bien que non autorisé dans de nombreux pays européens, le brûlage agricole à l'air libre est très répandu dans des pays du sud de l'Europe. Sur le territoire français, le brûlage des résidus de paille et de cultures est réglementairement autorisé uniquement par dérogation²³ et dans le respect de certaines dispositions imposées pour garantir la sécurité de l'opération (dispositions réglementant les feux de plein air). Divers résidus de céréales tels que le blé, l'orge et le maïs peuvent ainsi être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers.

Les émissions de brûlage de résidus agricoles dépendent fortement de plusieurs facteurs tels que le type de combustible, la teneur en humidité, les conditions météorologiques, les pratiques de brûlage (souvent une addition successive de quantités relativement faibles de biomasse au cours de la combustion) et la manière dont les déchets sont disposés (en piles, en rangées ou étalés). L'utilisation d'intrants du végétal²⁴ est un autre facteur possible bien que peu documenté, par exemple les pesticides organochlorés potentiellement influents sur les émissions de PCDD/Fs et PCBs. Il est donc attendu que les émissions des brûlages agricoles (en dehors des pratiques de déforestation et défrichage) soient très différentes des émissions des incendies de végétation. Néanmoins, cette pratique peut également générer d'importantes quantités de polluants compte tenu des grandes surfaces impliquées dans certaines régions du globe, et est susceptible de conduire significativement à la dégradation de la qualité de l'air au niveau local voire à grande distance. Les fumées émises peuvent en outre gêner la visibilité.

Les brûlages à l'air libre de différents produits ou résidus de produits agricoles tels que la paille de riz, la canne à sucre et d'autres cultures ont montré des émissions de divers polluants tels que suie et particules en suspension (PM), CO, CO₂, méthane, NMHC et COVs. Plus récemment, des HAPs et PCDD/Fs ont été détectés dans les phases gazeuses et particulaires des émissions, et dans les cendres résiduelles, ainsi que des espèces ioniques, du carbone élémentaire (EC) et du carbone organique (OC). Les particules en suspension résultant du brûlage de résidus de culture incluent une large fraction carbonée. Elles sont en majorité des particules fines (PM_{2,5}), une étude sur le brûlage de pailles de riz, de blé et de maïs ayant montré une dominance du nombre de particules très fines (diamètre compris entre 0,1 et 1 µm). Les données sont manquantes concernant la fraction ultrafine des particules émises par ces brûlages (diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 µm) alors que les conditions de combustion sont favorables à la production de ces particules.

En dépit des efforts de recherche déjà réalisés pour obtenir des profils d'émission de la combustion de résidus de culture, les données concernant les émissions de brûlage agricole et leurs impacts sur la qualité de l'air sont limitées, en particulier en Europe et dans les régions méditerranéennes.

²³ Les résidus de cultures de riz font exception et ne sont pas visés par une interdiction de brûler conformément aux articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime.

²⁴ Les intrants du végétal utilisés en agriculture incluent les produits phytopharmaceutiques, les matières fertilisantes et les supports de culture.

3.4 Emissions des brûlages de déchets verts de jardin

Les déchets verts sont des déchets organiques formés de résidus issus de l'entretien des espaces verts, des zones récréatives, des jardins privés, des serres, des terrains de sports, ... Ils désignent les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies et d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, les déchets de jardin des particuliers collectés séparément ou par le biais des déchetteries.

Le gisement national de déchets verts des ménages s'élevait en 1999 à 4,5 millions de tonnes/an, soit en moyenne 75 kg/hab/an (ADEME, 2011 ; source Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement - 1999). En 2007, 1,15 millions de tonnes de biodéchets et/ou déchets verts ont été collectées par le service public (sans tenir compte des déchets transportés en déchèterie directement par, et pour le compte, des particuliers et entreprises privées), soit 18 kg/hab/an sur un total de 594 kg/hab/an de déchets collectés (ordures ménagères résiduelles, matériaux secs, verre, biodéchets, encombrants, déchèterie) (ADEME, 2011).

En France, 27 collectivités avaient mis en place en 1999 une collecte sélective et un système de compostage de biodéchets. En 2000, 800 000 tonnes de compost ont été produites à partir de déchets verts (ADEME, 2011 ; source Mémento du Cercle national du Recyclage). En 2006, 1,8 millions de tonnes de compost ont été produites à partir de 5,2 millions de tonnes de déchets verts et autres (ADEME, 2011).

Les brûlages des déchets verts permettent également une élimination de la biomasse naturelle, et sont concentrés sur une période relativement courte de l'année, généralement en automne. Néanmoins, le brûlage à l'air libre de ces déchets a des impacts négatifs (risque de brûlures voire d'incendie) et est susceptible d'occasionner localement des nuisances importantes (détérioration de la qualité de l'air, gênes olfactives, réduction de la visibilité à proximité des axes routiers, ...). L'impact négatif sur l'environnement du brûlage des déchets verts est accentué lorsque ces derniers sont contaminés (ex : résidus phytosanitaires, déchets ménagers).

En France, les déchets verts sont assimilés à des déchets ménagers, dont le brûlage à l'air libre est interdit par l'article 84 du Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT), qui constitue la base des règlements sanitaires départementaux adoptés par les préfets et sert de référence à tous les règlements sanitaires départementaux (RSD). Cette interdiction s'applique aux particuliers et aux professionnels de l'entretien des espaces verts (paysagistes, collectivités...), des dérogations pouvant être édictées uniquement par arrêtés préfectoraux (article 164 du RSDT). Une circulaire interministérielle du 18 novembre 2011 adressée aux préfets de département rappelle les bases juridiques relatives à cette interdiction et présente les modalités de gestion de cette pratique (cf Annexe 10).

Lorsqu'ils ne sont pas brûlés in situ, la pollution atmosphérique générée par leur transport représente néanmoins un impact négatif de la gestion des déchets.

Un nombre croissant de particuliers brûlent ces déchets dans des incinérateurs de jardin, sorte de bidons ouverts en acier galvanisé équipé dans leur partie basse d'orifices permettant l'introduction de l'air (Ineris, 2011).

3.4.1 Combustibles

Les déchets verts de jardin, généralement composés de plantes, de bois morts, de feuilles, de tontes de pelouse, se caractérisent par leur teneur en eau élevée. Cette dernière dépend des conditions météorologiques, notamment de la pluviométrie les jours précédents le brûlage (Ineris, 2011). Le brûlage de ces déchets se fait généralement en tas plus ou moins compacts. Une teneur

élevée en eau et/ou une densité élevée (masse volumique ou surfacique) de ces déchets peuvent réduire l'efficacité de la combustion et accroître des émissions polluantes. Par ailleurs, le traitement préalable des végétaux par des agents chimiques tels que les pesticides et fongicides, ou le mélange des déchets verts avec d'autres déchets ménagers tels que les déchets plastiques, peuvent contaminer les émissions de brûlage.

3.4.2 Emissions de polluants

Une étude de l'Ineris (2011) a déterminé des facteurs d'émissions de polluants (CO, COV_T, NO_x, HCl, HAPs, PCDD/Fs, poussières) à partir de simulations de brûlage à l'air libre de « déchets verts » à l'intérieur d'une enceinte de grand volume fermée, et de quelques publications identifiées dans la littérature. Pour simuler ces feux, deux brûlages de feuilles et de branches ont été réalisés par l'Ineris, le premier comprenant une forte proportion de feuilles, le second une forte proportion de branches. Les taux d'humidité de la biomasse utilisée lors de ces essais étaient respectivement de 45,6 et 62,0%.

La composition des déchets verts (branches, feuilles et herbes) est mal connue et le facteur d'émission relatif à ces brûlages ne peut être simplement extrapolé en retenant un pourcentage de différents facteurs d'émission pris individuellement ; un mélange de branches, feuilles et herbes ne brûlant pas de la même manière que chacun matériaux pris isolément. Au sein même du territoire français, les pratiques de brûlage et les caractéristiques de la biomasse peuvent changer (en nature, en taux d'humidité, etc.). De plus les données issues de la littérature sont parcellaires et difficilement comparables. Pour l'ensemble de ces raisons, toute quantification des émissions est entâchée d'une incertitude importante (Ineris, 2011).

CO

Du fait de la combustion incomplète des brûlages à l'air libre, les émissions de CO rapportées sont relativement élevées avec des valeurs de 18 (Lutes et al., 1996) et 40,1 g/kg sur brut (Ineris, 2011) pour les branches, et de 44,7 g/kg sur brut (Ineris, 2011) pour les feuilles.

NO_x

La formation de NO_x est favorisée par des températures de combustion élevées ce qui est rarement le cas des brûlages de déchets de jardin. Les émissions rapportées sont de 1,1 et 0,6 gEqNO₂/kg sur brut pour les branches et les feuilles respectivement (Ineris, 2011).

Particules

La très grande majorité des poussières a une granulométrie inférieure à 2,5 µm (93 % selon Lutes et al. 1996). L'humidité du combustible et la qualité de la combustion sont des paramètres qui influencent les émissions de poussières.

Particules fines (PM_{2,5})

Lutes et al. (1996) ont déterminé un facteur d'émission moyen de 8,3 g/kg sur brut, avec des valeurs qui évoluent dans une plage allant de 4,6 à 14,1 g/kg sur brut. Hays et al. (2002) ont déterminé un facteur d'émission de 10,8 g/kg sur brut pour un feu de feuilles et de 20,9 g/kg sur brut en moyenne pour des feux d'aiguilles de conifères. Lors de brûlage de déchets verts (feuilles, branches, herbes), Wardoyo (2007) obtient un facteur d'émission moyen en PM_{2,5} de l'ordre de 1,2 g/kg sur brut.

Particules totales

Un facteur d'émission moyen en poussières totales de 8,5 g/kg sur brut a été établi (13,0 g/kg sur brut pour le feu avec une proportion importante de feuilles, 4,0 g/kg pour le feu avec une proportion importante de branches) (Ineris, 2011). En simulant des feux de jardin (herbes, feuilles, petites branches relativement sèches : 7 à 12 % d'humidité), Kannan et al. (2005) obtiennent également un facteur d'émission moyen en poussières totales comparable de 8,9 g/kg sur brut avec des valeurs allant de 1,5 à 32,3 g/kg sur brut.

COV_T

Pour cette famille de polluants également, les plus fortes émissions sont observées lorsque la biomasse brûle mal par manque d'oxygène (feux couvants), ce qui est davantage le cas des feux de feuilles (16,7 g/kg sur brut - Ineris, 2011) que des feux de branches (9,1 - Ineris, 2011 et 9,7 g/kg - Lutes et al., 1996) ou des coupes d'arbres fruitiers (4,3 - Ineris, 2011 et 6,3 g/kg - Jenkins et al., 1996).

BTEX, aldéhydes et autres COVs

Le brûlage à l'air libre de biomasse est généralement source d'émissions élevées de composés carbonyles (Lemieux et al., 2004).

Tableau 8 : Facteurs d'émission de COVs (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de déchets verts (Ineris, 2011)

Composés	Déchets verts
Références	Lutes et al. 1996 Hays et al. 2002
Acétaldéhyde	522
Acide acétique	
Acroléine	
Benzaldéhyde	30
Benzène	265
Butadiène	102
Ethylbenzène	24
Formaldéhyde	453
Phénol	58
Styrène	51
Toluène	150
Xylènes	71

PCDD/Fs

Les émissions déterminées lors des essais réalisés par l'Ineris (2011) sont extrêmement faibles : 0,13 ng TEQ/kg sur brut en moyenne. Les émissions lors d'un brûlage avec une proportion importante de feuilles par rapport aux branches (0,17 ng TEQ/kg sur brut) ne sont pas très différentes de celles d'un brûlage de branches avec une proportion faible de feuilles (0,09 ng TEQ/kg sur brut) bien que le type de combustion de ces deux déchets verts soit assez différent :

feu couvant pour les feuilles, feu vif pour les branches. Le brûlage des déchets verts dans des incinérateurs de jardin²⁵ n'améliorant pas significativement la qualité de combustion (faible température de combustion, mélange pauvre de la phase gazeuse, conditions appauvries en oxygène) (Sidhu et al., 2005 ; Wevers et al. 2004 ; Lemieux et al., 2000), ces dispositifs ne minimiseraient donc pas la formation de ces polluants (Ineris, 2011).

Dans la littérature, les émissions rapportées sont supérieures. Wevers et al. (2004) rapportent des émissions de 4,7-20 ng TEQ/kg et 4,4 ng TEQ/kg pour les déchets de jardin disposés respectivement dans un bidon en acier galvanisé et en pile. Ikeguchi et Tanaka (2000) : 5-140 ngTEQ/kg pour des déchets de jardin disposés dans des « incinérateurs maison » semblables à des bidons en métal.

HAPs (8 éléments dosés)

Les facteurs d'émission obtenus lors des essais de l'Ineris (2011), 6398 et 16612 µg/kg sur brut, respectivement pour les branches et les feuilles, sont comparables à ceux de la littérature : 5291, 11445 µg/kg sur brut (Lutes et al. 1996). La médiocre qualité de la combustion lors de l'essai de brûlage des feuilles (humidité élevée, manque d'oxygène) favorise la formation de ces polluants.

HCl

Peu de données sont présentées dans la littérature pour ce polluant. L'Ineris (2011) rapporte des émissions de 22,2 et 4,3 mg/kg sur brut pour les branches et les feuilles respectivement.

3.4.3 Influence sur la qualité de l'air, exemple d'épisodes dans la vallée du Paillon

L'exemple qui suit, unique en son genre, est extrait d'une étude réalisée en partenariat entre ATMO PACA, le Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement de Grenoble (LGGE) et le Laboratoire de Chimie Provence de Marseille (LCP), concernant la caractérisation chimique des particules PM₁₀ et les contributions des sources à partir de mesures réalisées entre octobre 2008 et novembre 2009 dans la vallée de Paillon (ATMO PACA, 2010). Les contexte, objectif, méthode et résultats ont été résumés en ciblant uniquement la problématique des « déchets verts ».

Contexte et objectif

La vallée du Paillon située dans le proche arrière-pays niçois est constituée en amont de deux vallées (Contes et Peillon) caractérisées par une forte propension à l'accumulation de polluants particulaires atmosphériques (régime de brises de vallée, inversions thermiques, présence de carrières, cimenterie, trafic routier, brûlages des déchets verts, ...). Depuis 2005, de nombreux dépassements des valeurs limites européennes pour les PM₁₀ sont enregistrés sur les deux sites de mesures industriels de Contes et Peillon. Cette étude avait pour but d'évaluer les contributions des différents émetteurs lors des dépassements des seuils en particules.

²⁵ Bidons ouverts en acier galvanisé équipé dans leur partie basse d'orifices permettant l'introduction de l'air

Méthode

Les contributions des sources primaires en PM_{10} ont été calculées à l'aide de deux approches : l'une permettant d'accéder à la fraction crustale²⁶ et l'autre, approche Chemical Mass Balance (CMB) destinée à quantifier les autres principales sources primaires et bénéficiant de l'optimisation et des développements réalisés au cours du programme FORMES (Favez et al, 2010, El Haddad et al 2010a, 2010b). Toutefois, aucune méthodologie d'estimation des sources ne peut être considérée comme absolue. Elles souffrent toutes d'incertitudes et les hypothèses pour leur mise en oeuvre demeurent nombreuses.

Les contributions de sources calculées ont été mises en concordance avec des observations de terrain qui ont constaté et mesuré les brûlages de déchets verts lors de campagnes de mesure à distance par une technique optique Lidar²⁷.

Résultats

Les brûlages de déchets verts ont été identifiés l'hiver comme des sources épisodiques de particules (PM_{10}).

L'influence des combustions de déchets verts a été mise explicitement en évidence sur les quatre sites de prélèvements de l'étude durant l'hiver. Les jours pour lesquels les brûlages des déchets verts ont été identifiés, les concentrations en particules (PM_{10}) issues de ces brûlages étaient comprises entre 5 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 6% à 45 % de la masse des particules sur ces journées.

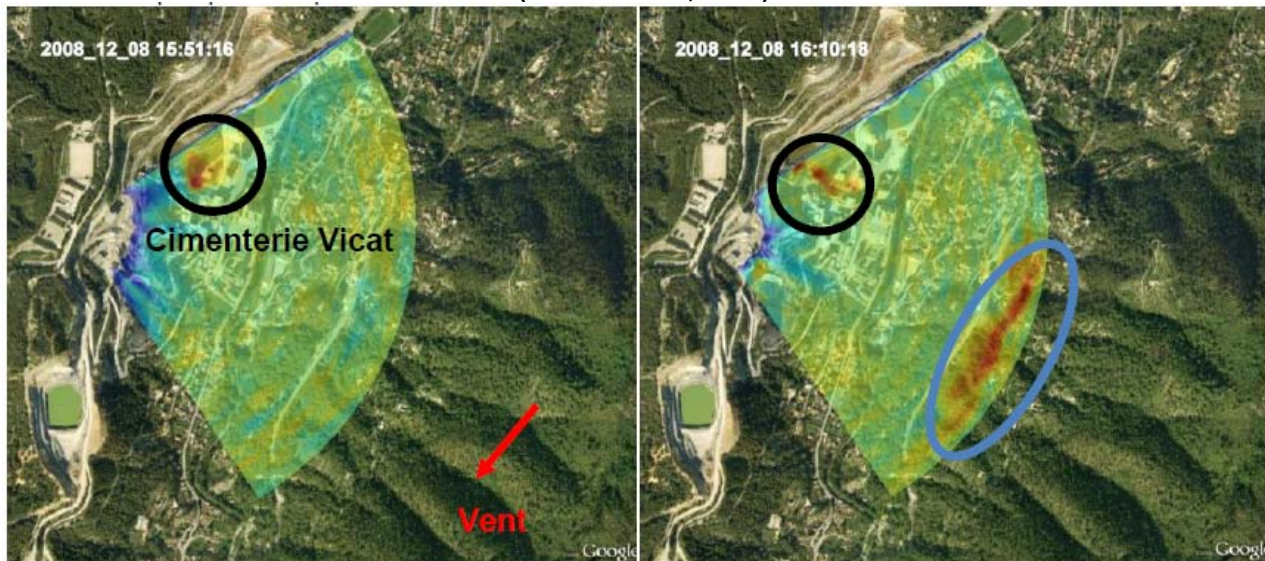
L'influence des combustions de déchets verts était particulièrement singulière le 9 décembre 2008. Les combustions de déchets verts ont contribué à hauteur de 45 %, à une concentration de 105 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 24h, dépassement le plus élevé sur ce site depuis 2007. Cette source a été, ce jour là, un facteur clairement déterminant dans le dépassement du seuil réglementaire, les conditions atmosphériques étaient par ailleurs très défavorables à la dispersion des polluants.

Le 8 décembre 2008, un panache d'aérosols venant du Nord-est et généré par le brûlage de déchets végétaux a été observé avec un tir Lidar réalisé à une distance d'environ 30 mètres au-dessus de la cheminée d'une usine de cimenterie à la Grave de peille (Figure 13). Sur la Figure 13, les zones rouges correspondent aux panaches de particules se distinguant du niveau de fond, le cercle noir à l'identification du panache au dessus de la cimenterie, et le cercle bleu à l'identification du panache associé au brûlage de déchets végétaux. Le balayage Lidar effectué à une hauteur de quelques dizaines de mètres ne rend compte que partiellement des émissions de la cimenterie éjectées à plus haute altitude car émises à haute température. A l'inverse, les panaches de feux de biomasse ayant une plus faible température se dispersent à plus basse altitude et sont donc plus étendus à proximité du sol.

²⁶ La fraction crustale des particules est liée à la remise en suspension de matériaux inorganiques divers (aluminosilicate, carbonate de calcium, poussière de routes..).

²⁷ Le Lidar (Light Detection And Ranging), utilisé pour étudier les particules et les nuages dans l'atmosphère, est une technique optique active de mesure à distance. Un faisceau laser est envoyé dans l'atmosphère où il interagit par diffusion et absorption avec les particules présentes dans le milieu. Une partie de la lumière est rétrodiffusée vers le télescope. A partir de cette composante rétrodiffusée, des informations peuvent alors être déduites quant à la présence de particules et le positionnement des principales sources et panaches. Cette technique ne permet qu'une représentation qualitative spatiale des particules, et ne permet pas encore d'y associer une concentration.

Figure 13 : Panaches des feux de biomasse (bleu) et d'une cimenterie (noir) mesurés par Lidar (ATMO PACA, 2010)



Voie parallèle

Voie parallèle

Conclusions

Les brûlages de déchets verts sont des sources locales et épisodiques de pollution particulaire. Lorsque ces sources sont associées à des conditions météorologiques (brises et inversions thermiques, ...) et topographiques (vallées, ...) défavorables, leur contribution aux concentrations de particules dans l'air peut devenir très significative, et atteindre par exemple 50 % des PM₁₀ sur 24h.

Figure 14 : Brûlages de déchets verts dans des vallées de Provence-Alpes-Côte d'Azur



(Droits réservés)



(Source : Atmo PACA)

3.4.4 Conclusions

Les « déchets verts de jardin » désignent les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies et d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, et autres déchets végétaux issus du jardin des particuliers. De même que le système de compostage de biodéchets, le brûlage des déchets verts permet également une élimination de la biomasse naturelle. Ces brûlages sont concentrés sur une période relativement courte de l'année, généralement en automne.

Néanmoins, le brûlage à l'air libre de ces déchets a des impacts négatifs (risque de brûlures voire d'incendie). Il est susceptible d'occasionner localement et de manière transitoire des nuisances importantes (gênes olfactives, réduction de la visibilité à proximité des axes routiers, ...) incluant une détérioration de la qualité de l'air et résultant de la proximité de la source située au niveau du sol et des conditions dégradées de dilution par dispersion. En France, le brûlage des déchets verts est interdit par le Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT), qui constitue la base des règlements sanitaires départementaux adoptés par les préfets, des dérogations pouvant être édictées par arrêtés préfectoraux. Une circulaire interministérielle du 18 novembre 2011 adressée aux préfets de département rappelle les bases juridiques relatives à cette interdiction et présente les règles d'attribution d'éventuelles dérogations.

Les déchets verts de jardin se caractérisent par leurs teneurs en eau élevées conditionnées principalement par les conditions météorologiques, notamment la pluviométrie les jours précédents le brûlage. Le brûlage de ces déchets se fait généralement en tas plus ou moins compacts. Une humidité et/ou une densité élevées (masse volumique ou surfacique) de ces déchets peuvent réduire l'efficacité de la combustion et avoir un impact négatif sur les émissions. Quelques études indiquent que l'usage d'incinérateurs de jardin, de type bidons ouverts en acier galvanisé et bien qu'équipés d'orifices permettant l'introduction de l'air, n'améliorerait pas significativement la qualité de combustion. Par ailleurs, le traitement préalable des végétaux par des agents chimiques tels que les pesticides et fongicides, ou le mélange des déchets verts avec d'autres déchets ménagers tels que les déchets plastiques, peuvent contaminer les émissions de brûlage.

Les données d'émissions de brûlage sont lacunaires concernant cette catégorie de biomasse dont la composition est variable et donc mal connue. De même que pour le brûlage des autres biomasses naturelles (non contaminées), les émissions des déchets verts de jardin incluent principalement les polluants suivants : CO, particules avec une large majorité de PM_{2,5}, COVs et HAPs. Ils sont à l'origine de faibles émissions de dioxines et furanes quelle que soit la qualité de la combustion. Un feu de feuilles ou d'herbes (feu couvant) émet davantage de polluants organiques et de particules qu'un feu de branches (feu vif).

Dans des conditions météorologiques et/ou topographiques défavorables, ce type de pratique peut contribuer de façon significative aux niveaux de particules dans l'air à court terme.

3.5 Facteurs déterminés pour l'inventaire national des émissions

Une étude de l'Ineris (2011) a déterminé des facteurs d'émissions de polluants (CO, COV_T, SO₂, NO_x, HCl, HAPs, PCBs, PCDD/Fs, poussières) issus de la combustion à l'air libre de biomasse et de déchets. Ces facteurs d'émission (quantités de polluants émis par unité de masse de biomasse ou de déchet brûlée) visent à être utilisés pour évaluer les émissions françaises liées à ces pratiques dans le cadre de l'inventaire national d'émissions.

Concernant la combustion de végétation, des simulations de brûlage à l'air libre de « déchets verts » et de coupes d'arbres fruitiers ont été réalisées à l'intérieur d'une enceinte de grand volume fermée et équipée d'une hotte d'extraction des fumées permettant de canaliser et quantifier les émissions. Les résultats de ces essais ont été mis en perspective avec des facteurs d'émission issus de la littérature. Concernant les incendies de végétation (feux de forêt) et écobuages, les facteurs d'émission ont été déterminés à partir de simulations de feux de forêts réalisés par l'Ineris en 2004 (Ineris, 2004) ainsi que de données de la littérature. Concernant le brûlage agricole, les facteurs d'émission ont été déterminés à partir de données de la littérature uniquement.

La biomasse brûlée à l'étranger peut avoir des caractéristiques différentes de celle brûlée sur le territoire français. Les facteurs d'émission de la littérature ont donc été exploités en regard des méthodologies utilisées et de la nature de la biomasse brûlée. Ainsi, les valeurs correspondantes à la forêt tempérée ont par exemple été privilégiées. A défaut, pour certains polluants, d'autres données ont pu être utilisées. Pour l'écobuage, seules des données de la littérature ont été retenues. Or celles-ci correspondent davantage à des brûlages de plantes herbacées qu'à des brûlages de fougères et genêts plus représentatifs des pratiques françaises. En ce qui concerne les déchets verts, la composition (branches, feuilles et herbes) est mal connue et le facteur d'émission relatif à ces brûlages ne peut être simplement extrapolé en retenant un pourcentage des trois facteurs d'émission pris individuellement ; un mélange de branches, feuilles et herbes ne brûlant pas de la même manière que chacun matériaux pris isolément. Au sein même du territoire français, les pratiques de brûlage et les caractéristiques de la biomasse peuvent changer (en nature, en taux d'humidité, etc.), rendant difficile une approche globale menée sur un nombre limité d'essais. Enfin, du fait du manque d'information disponible dans certaines publications, l'attribution à la bonne source des facteurs d'émission recensés était une difficulté supplémentaire. Pour l'ensemble de ces raisons, une incertitude importante est associée aux facteurs d'émission déterminés.

Ce chapitre reprend des résultats et interprétations rapportés dans l'étude de l'Ineris (2011) et qui concernent le brûlage de biomasses naturelles.

3.5.1 Monoxyde de carbone

Signe d'une combustion incomplète, les facteurs d'émission en CO sont relativement élevés lors d'un brûlage à l'air libre (Tableau 9). Malgré les allures de combustion et les humidités différentes de tous les matériaux testés, le facteur d'émission de CO évolue finalement peu.

Tableau 9 : Facteurs d'émission de CO (g/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

Biomasses brûlées	Facteurs d'émission déterminés	Facteurs d'émission de la littérature
Branches	40,1	18 ¹
Feuilles	44,7	
Forêt landaise	81,4	
Forêt méditerranéenne	63,7	
Forêt extratropicale		58,9 ² - 36,4 ³ - 70,8 ⁴
Ecobuage		51,8 ⁵
Coupes d'arbres fruitiers	40,5	45,4 ³
Résidus agricoles		69 (26 à 128) ⁶

1 : Lutes et al. 1996 (déchets verts)

2 : Andreae et al. 2001 (compilation de données – valeur en équivalent NO estimée avec une humidité de 45%)

3 : Jenkins et al. 1996

4 : Soares Neto et al. 2009 (forêt tropicale)

5 : Dhammapala et al. 2007 (herbes sèches à 9% d'humidité)

6 : valeur moyenne (fourchette de valeurs) ; Andreae et al. 2001, Dhammapala et al. 2007, Jenkins et al. 1996, Li et al. 2007, Ortiz de Zarate et al. 2000, Sahai et al. 2007, Schaaf et al 2003, Zhang et al. 2008

3.5.2 Composés organiques volatils totaux

Les plus fortes émissions de COV_T sont constatées lorsque la biomasse brûle mal, essentiellement par manque d'oxygène (feux couvants) : cas des simulations des feux de forêts et du brûlage de feuilles (Tableau 10).

Tableau 10 : Facteurs d'émission de COV_T (g Equivalent C/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

Biomasses brûlées	Facteurs d'émission déterminés	Facteurs d'émission de la littérature
Branches	9,1	9,7 ²
Feuilles	16,7	
Forêt landaise	29	
Forêt méditerranéenne	19	
Ecobuage		10,7 ³
Coupes d'arbres fruitiers	4,3	6,3 ¹
Résidus agricoles		2,2 ⁴ - 6,4 ¹

1 : Jenkins et al. 1996

2 : Lutes et al. 1996 (déchets verts)

3 : Dhammapala et al. 2006 (herbes sèches à 9% d'humidité)

4 : Dhammapala et al. 2006

3.5.3 Oxydes d'azote

Les NO_x se forment par oxydation de l'azote de l'air et dans une moindre mesure de l'azote présent dans le combustible. Ces émissions sont favorisées par des températures de combustion élevées ce qui n'est souvent pas le cas des brûlages à l'air libre (Tableau 11).

Tableau 11 : Facteurs d'émission de NO_x (g Equivalent NO₂/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

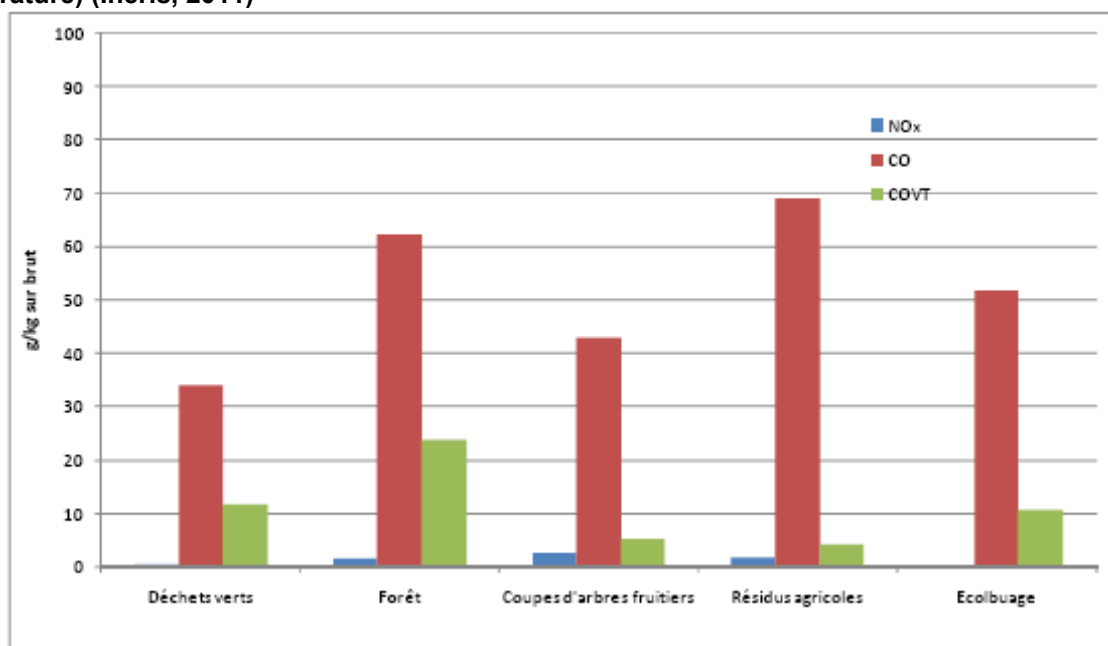
Biomasses brûlées	Facteurs d'émission déterminés	Facteurs d'émission de la littérature
Branches	1,1	
Feuilles	0,6	
Déchets verts		0,2 ¹
Forêt landaise	1,3	
Forêt méditerranéenne	2,1	
Forêt extratropicale		1,7 ² – 1,3 ³
Coupes d'arbres fruitiers	2,2	3,4 ³
Résidus agricoles		2,0 (1,0 à 3,0) ⁴

1 : Lutes et al. 1996

2 : Andrae et al. 2001 (compilation de données – valeur en équivalent NO estimée avec une humidité de 45%)

3 : Jenkins et al. 1996

4 : valeur moyenne (fourchette de valeurs) ; Andrae et al. 2001, Jenkins et al. 1996, Li et al. 2007, Ortiz de Zarate et al. 2000, Sahai et al. 2007, Zhang et al. 2008

Figure 15 : Facteurs d'émission (g/kg sur brut) de CO, COV_T et NO_x lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (valeurs moyennes de l'ensemble des données obtenues lors des essais et dans la littérature) (Ineris, 2011)

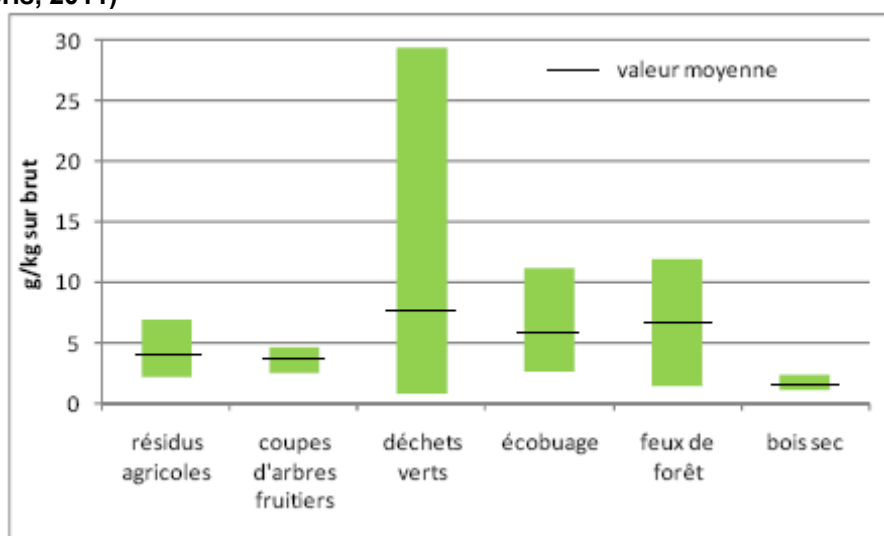
3.5.4 Particules

Les composés organiques présents dans la fraction condensable des particules se transforment, en grande partie, par condensation, en particules fines lors du refroidissement de l'effluent gazeux à température ambiante et ce malgré la dilution de celui-ci. Or souvent les méthodes de mesure employées pour caractériser ces effluents gazeux sont issues de méthodes normalisées utilisées sur les installations industrielles qui ne prennent pas en compte cette fraction condensable. Dans certains cas, les émissions de particules liées aux brûlages à l'air libre sont donc sous-estimées, notamment lorsqu'un simple filtre maintenu à une température élevée est utilisé. Dans ce cas, les espèces organiques lourdes sont maintenues sous forme gazeuse ou volatilisée, et ne sont donc pas prises en compte. L'impact de ce phénomène pourrait conduire à réévaluer à l'avenir ces facteurs d'émission.

A partir des données obtenues lors des essais et des données de la littérature, les facteurs d'émission de $PM_{2,5}$ de différentes biomasses ont pu être établis. Les résultats obtenus pour le brûlage à l'air libre de la biomasse sont relativement homogènes, avec des facteurs d'émission moyens allant de 2 à 8,3 g/kg sur brut malgré l'extrême diversité des biomasses prises en compte : résidus agricoles, coupes d'arbres fruitiers, déchets verts, pâturages, forêts ou encore bois sec. Les valeurs les plus faibles, de l'ordre de 2,2 g/kg de bois brûlé, sont obtenues lors du brûlage de bois secs. L'humidité du combustible et la qualité de la combustion sont des paramètres qui influencent les émissions de particules.

Les particules issues d'un brûlage à l'air libre de biomasse sont essentiellement composées de particules fines (PM_1 - Alves et al. 2010, Janhäll et al. 2010, Jenkins et al. 1996, Hays et al. 2002, Lutes et al. 1996, Wardoyo 2007). Les particules fines ($PM_{2,5}$) représentent de 80 à 98% en masse des particules totales environ. Afin d'exprimer les valeurs en $PM_{2,5}$, il a été considéré que 93% des particules totales avait une granulométrie inférieure à 2,5 μm (Lutes et al. 1996).

Figure 16 : Facteurs d'émission (g/kg sur brut) de $PM_{2,5}$ lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)



Résidus agricoles : Andreae et al. 2001, Hays et al. 2005, Jenkins et al. 1996, Li et al. 2007, Schaaf 2003

Coupes d'arbres fruitiers : présente étude, Jenkins et al. 1996, Keshtkar et al. 2006

Déchets verts : présente étude, Lutes et al. 1996, Kannan et al. 2005, Hays et al. 2002, Wardoyo 2007

Écobuage : Janhäll et al. 2010, Andreae et al. 2001, Dhammapala et al. 2007

Feux de forêt : Alves et al. 2010, Andreae et al. 2001, Janhäll et al. 2010, Soares Neto et al. 2009

Bois sec : présente étude

3.5.5 PCDD/Fs et PCBs

La détermination de facteurs d'émission de dioxines et furanes est sûrement plus complexe que celles d'autres polluants. Les dioxines et furanes se forment dans une plage de température allant de 250 à 400°C environ. Une bonne simulation nécessite donc un temps de passage des fumées dans cette plage comparables à celui d'un brûlage à l'air libre.

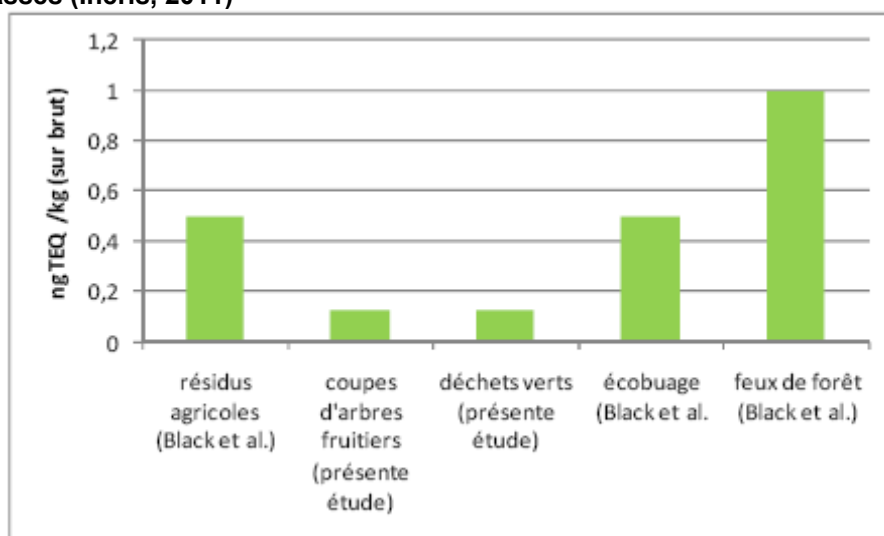
Concernant le brûlage de la biomasse à l'air libre, un travail de compilation des données de la littérature a été effectué par Black et al. (2010). Ces données comprennent des résultats d'essais menés à l'Ineris portant sur les feux de forêts (Collet et al., 2007). Il a conduit à une proposition de révision des facteurs d'émission de l'outil spécialisé pour l'identification et la quantification des dioxines et furanes du Programme des Nations Unies sur l'Environnement (UNEP Toolkit). Black et al. (2010) proposent les valeurs suivantes :

- 0,5 ng TEQ/kg sur brut pour les résidus agricoles,
- 1,0 ng TEQ /kg sur brut pour les feux de forêts,
- 0,5 ng TEQ/kg sur brut pour l'écobuage.

Costner et al. (2005), qui ont également rassemblé des données de la littérature proposait une fourchette de valeurs similaire pour l'écobuage et les feux de forêt, de 0,125 à 0,5 ng TEQ/kg sur brut.

Les essais menés à l'Ineris ont mis en évidence des facteurs d'émission pour les déchets verts (0,09 et 0,17 ng TEQ/kg branches et feuilles respectivement) et pour les coupes d'arbres fruitiers (0,13 ng TEQ/kg) très faibles, plutôt dans le bas de la fourchette de facteurs d'émission proposés par Black et al. (2010) et similaires à ceux proposés par Costner et al. (2005). Les teneurs de certains congénères de dioxines et furanes étaient inférieures aux limites de quantification analytiques. Ces résultats ont montré des facteurs d'émission de dioxines et furanes relativement faibles et homogènes pour la combustion de la biomasse naturelle par rapport aux brûlages de déchets (bois plus ou moins adjuvanté, bois peints et vernis, traverses de chemin de fer, câbles électriques), ce qui confirme que la composition chimique du matériau joue un rôle déterminant et la qualité de la combustion un rôle secondaire.

Figure 17 : Facteurs d'émission (ngTEQ/kg sur brut) de PCDD/Fs lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)



Lors de ces essais, des facteurs d'émission en PCBs de 0,01, 0,10 et 0,13 ng TEQ/kg ont respectivement été déterminés pour les branches, les feuilles (déchets verts) et les branches d'arbres fruitiers. Les PCBs représentaient alors respectivement 12, 38 et 49% des émissions en équivalent toxique.

3.5.6 HAPs

Lors d'une combustion de biomasse à l'air libre, les HAPs sont essentiellement adsorbés sur des particules de tailles inférieures à 1 µm, en particulier les composés comprenant plus de 4 noyaux aromatiques qui se forment lors des ultimes étapes de la combustion. Les composés les plus abondants (2 méthyl-naphtalène, naphtalène, et phénanthrène notamment), comprenant 2 à 4 noyaux aromatiques ont tendance à se former sur des particules plus grosses lors du refroidissement des fumées (Keshtkar et al. 2007). Ces HAPs considérés comme relativement légers, ne sont pas les plus nocifs, à l'exception du naphtalène (classé en groupe 2B par l'IARC en 2007). Cependant ils peuvent être utilisés dans le calcul des facteurs d'émissions (liste de 16 HAPs²⁸ pris en compte par l'US EPA par exemple). La norme française X43-329 de mesure à l'émission n'en retient que 8¹⁹ et le protocole d'Aarhus 4¹⁹, les composés pris en compte dans ces deux derniers textes sont considérés comme lourds, présents essentiellement sous forme

²⁸ Liste des 16 HAPs, des 8 HAPs et des 4 HAPs : naphtalène, acénaphtylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, chrysène, pyrène, fluoranthène, benzo(a)anthracène, **benzo(b)fluoranthène**, **benzo(k)fluoranthène**, **benzo(a)pyrène**, dibenzo(a,h)anthracène, **indeno(1,2,3-cd)pyrène**, benzo(g,h,i)pérylène

particulière. Les valeurs de facteurs d'émission présentées dans la littérature sont donc extrêmement variables en fonction du nombre de HAPs retenus.

Lors d'un brûlage à l'air libre de biomasse (naturelle et adjuvantée hors créosote), les émissions de HAPs semblaient assez liées à la qualité de la combustion. Les facteurs d'émission les plus élevés étaient obtenus lorsque les feux sont couvants et la combustion lente (par manque d'oxygène) tels que les brûlages de feuilles, les simulations de feux de forêts et les brûlages de résidus agricoles.

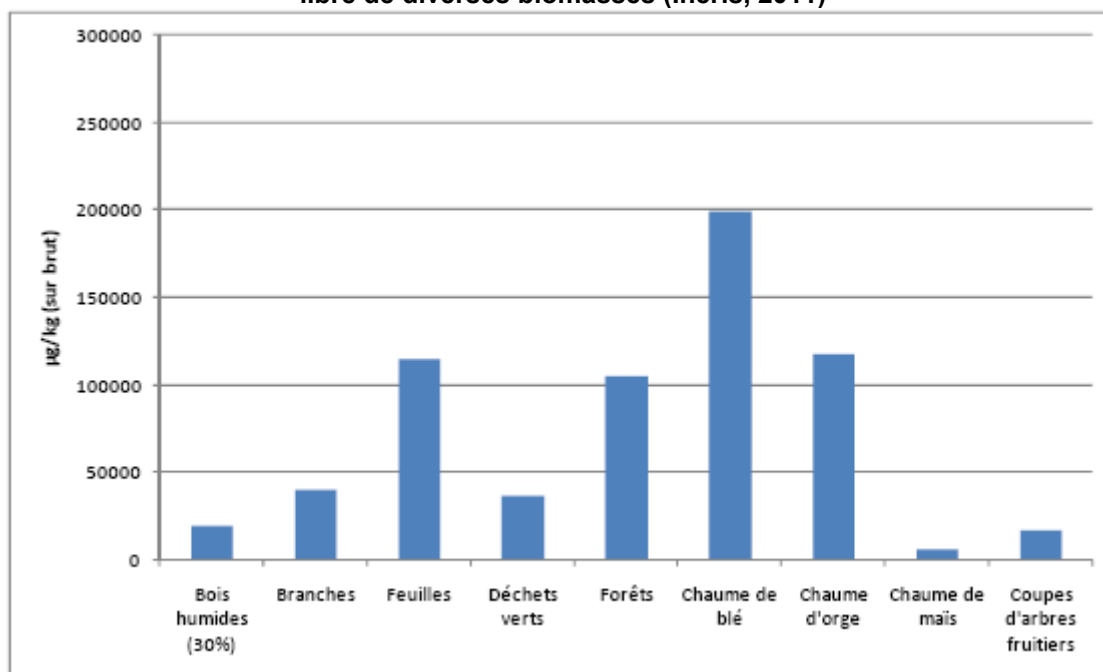
Lors des essais de brûlage de biomasses naturelles et adjuvantées hors bois créosotés menés dans le cadre de cette étude, la proportion de chaque composé présent était relativement constante d'un essai à l'autre.

Tableau 12 : Facteurs d'émission de HAPs ($\mu\text{g}/\text{kg}$ sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

Biomasse	15 HAPs*	8 HAPs	4 HAPs	Référence
Bois humides (30%)	19031	1161	196	Bhargava et al. 2002, Lutes et al. 1996
Branches	39501	3480	1482	Ineris. 2011
Feuilles	114006	6312	1992	Ineris. 2011
Déchets verts	35780	4603	2165	Lutes et al. 1996
Forêts	104354	10508	1640	Collet 2004
Chaume de blé	198676	5835	1861	Dhammapala et al. 2007, Jenkins et al. 1996
Chaume d'orge	117306	7765	4074	Jenkins et al. 1996
Chaume de maïs	5724	1034	249	Jenkins et al. 1996
Coupes d'arbres fruitiers	16620	1526	442	Ineris. 2011, Jenkins et al. 1996, Keshtar et al. 2006
Ecobuage	-	3553	1159	Dhammapala et al. 2007

* 16 HAPs de la liste US EPA - acénaphthylène

Figure 18 : Facteurs d'émission de HAPs (15 éléments dosés ; $\mu\text{g}/\text{kg}$ sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)



Les facteurs d'émission détaillés de HAPs sont présentés dans le rapport de l'Ineris (2011).

3.5.7 HCl

Les émissions d'acide chlorhydrique lors de la combustion à l'air libre de déchets (à base de bois) et de biomasses étaient assez comparables. La teneur en chlore dans les matériaux testés lors des essais dépendait davantage de la teneur en chlore du sol et de la capacité de la biomasse à l'extraire que des adjuvants utilisés, l'apport en chlore de ceux-ci étant a priori mineur. Peu de données sont présentées dans la littérature pour ce polluant.

Tableau 13 : Facteurs d'émission d'HCl (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

Biomasses brûlées	Facteurs d'émission
Branches	22,2
Feuilles	4,3
Forêt landaise	22 (19 à 25)
Forêt méditerranéenne	9,5 (6 à 13)

3.5.8 Métaux lourds

Les métaux sont présents essentiellement sur les particules fines en quantité extrêmement variable en fonction des teneurs en métaux présentes dans la biomasse brûlée. Or, celles-ci varient notablement en fonction de l'essence, de la disponibilité de ces éléments dans les sols et de la capacité de la biomasse à les extraire. Le zinc, le chrome, le cuivre et le manganèse sont souvent les éléments les plus répandus. Lors d'un brûlage de biomasse naturelle, les teneurs en métaux n'excèdent généralement pas quelques centaines de µg/kg pour chaque élément.

Les métaux lourds n'ont été recherchés que lors des essais de brûlage de bois de démolition où ces polluants étaient susceptibles d'être présents en grande quantité.

3.5.9 BTEX - Aldéhydes

Agaki et al. (2010) et Andreae et al. (2001) ont compilé de nombreuses données relatives à ces polluants. Ces valeurs sont exprimées en termes de facteurs d'émission en g/kg sur sec. L'étude de l'Ineris (2011) a repris quelques données de la littérature exprimées en g/kg sur brut.

Parmi les principaux composés organiques volatils émis lors d'un brûlage de biomasses naturelles, les benzène, toluène, formaldéhyde et acide acétique étaient cités. Un tableau récapitulatif des facteurs d'émission de composés organiques volatils repris ci-dessous était proposé en fonction des différents types de biomasse brûlés.

Le brûlage à l'air libre de la biomasse semble être à l'origine d'émissions plus élevées de composés carbonyles, qui résultent, d'une décomposition thermique de la cellulose (Lemieux et al. 2004).

Tableau 14 : Facteurs d'émission de COVs (mg/kg sur brut) lors du brûlage à l'air libre de diverses biomasses (Ineris, 2011)

Composés	Bois humide	Coupe d'arbres fruitiers	Déchets verts	Pâturage	Forêt	Chaume de blé	Chaume d'orge	Chaume de maïs
Références	Jenkins et al. 1996	Jenkins et al. 1996	Lutes et al. 1996 Hays et al. 2002	Andreae et al. 2001*	Andreae et al. 2001*	Jenkins et al. 1996	Jenkins et al. 1996	Jenkins et al. 1996
Acétaldéhyde			522	275	264			
Acide acétique				-	2090			
Acroléine				44	132			
Benzaldéhyde	nd		30	16		33	33	24
Benzène	320	23	265	127	270	135	138	32
Butadiène			102	39	33			
Ethylbenzène			24	7	26			
Formaldéhyde			453	193	1210			
Phénol	172	11	58	2		45		33
Styrène	204	9	51	13	72	85	604	15
Toluène	254	15	150	72	220	48	76	42
Xylènes	56	3	71	25	110	24	17	

* Données sur brut estimé à partir d'une humidité de la biomasse de 45 %

3.5.10 Principales conclusions de l'étude Ineris (2011)

- Les résultats obtenus ont mis en évidence un lien, parfois très fort, entre la qualité de la combustion (notamment l'apport suffisant en oxygène), l'humidité de la biomasse, la composition du matériau brûlé et les émissions de polluants.
- Un feu de feuilles ou d'herbes (feux couvant) émet davantage de polluants organiques et de particules qu'un feu de branches (feu vif).
- Une biomasse sèche émet moins de polluants que la même biomasse humide.
- Le brûlage à l'air libre de la biomasse est à l'origine d'émissions de particules, de HAPs et de COVs plus particulièrement lors de feux couvant mais est à l'origine de faibles émissions de dioxines et furanes quelle que soit la qualité de la combustion.

A noter que les autres types de déchets (ex : traverses de chemin de fer, bois de démolition, câbles électriques, pneus) étaient à l'origine de bien plus fortes émissions que la biomasse naturelle.

4 Contamination des sols liée aux feux de végétation à l'air libre

Les feux de végétation sont connus pour affecter les propriétés du sol, en y libérant des nutriments à partir de la biomasse brûlée, en développant le cycle des nutriments, et en étant une puissante force motrice influençant la matière organique et le réservoir de carbone du sol à travers des interactions complexes parmi les végétaux (racines), les micro-organismes et divers facteurs physiques environnementaux (ex : eau, température, lumière). Ils peuvent également être une puissante force destructrice et avoir des effets délétères en consommant rapidement d'importantes quantités de biomasse, en entraînant une érosion exacerbée du sol, et en modifiant le ruissellement des eaux du sol avec une augmentation possible du flux de sédiments (cendres, sol) et de la lixiviation (Chen, 2006 ; Smith et al., 2011).

4.1 Contamination des sols liée aux incendies de végétation

Sans commune mesure avec la littérature scientifique plus fournie intéressant la pollution du milieu aérien par les incendies de végétation, la pollution du sol et des plans d'eau par ces feux est très peu documentée et peu de polluants ont été investigués parmi lesquels les HAPs, les PCDD/Fs et PCBs, et le mercure.

4.1.1 PCDD/Fs, PCBs et HAPs

Quelques études ont mesuré des PCDD/Fs et HAPs dans le sol de couverture, les cendres ou la végétation avoisinant les zones impactées.

Martinez et al. (2000) ont analysé des échantillons de végétation et de sol brûlés suite à quatre feux de forêts en Catalogne (Espagne) durant l'été 1998. Les concentrations de PCDD/Fs et PCBs ont été comparées aux concentrations mesurées à proximité des feux dans les mêmes types de biomasse mais non brûlées. Les résultats montrent de très faibles concentrations dans l'ensemble des échantillons qu'ils soient brûlés ou non. Bien qu'une modification du profil soit observée dans les échantillons brûlés comparés aux non brûlés (augmentation proportionnelle de congénères tétrachlorés des PCDD/Fs), les valeurs absolues des concentrations sont à l'inverse diminuées dans la plupart des échantillons brûlés. Selon les auteurs, ces résultats suggèrent que les feux naturels ne sont pas une source importante de dioxines et autres composés assimilés.

En Corée, des mesures des PCDD/Fs et HAPs dans des échantillons de sol et de cendres ont été réalisées 1, 5 et 9 mois après des feux de forêt et ont été comparées à des échantillons de sol non brûlé correspondants (Kim et al., 2003). 1 mois après les feux, les concentrations de PCDD/Fs et HAPs des sols brûlés étaient supérieures à celles des sols non brûlés. De plus, les profils d'émissions des composés individuels homologues différaient entre les sols brûlés et non brûlés. 5 mois après les feux, les concentrations étaient cependant similaires. Selon Estrellan et al. (2010), ces données suggèrent fortement que les PCDD/Fs et HAPs se forment durant des feux de forêt et sont ensuite introduits dans le sol via les cendres résultant de la combustion du bois et autres matières organiques.

Gabos et al. (2001) ont déterminé les concentrations et profils de HAPs, PCDD/Fs et PCBs dans des échantillons de sédiment après un feu de forêt étendu dans l'Alberta (province du Canada).

Les HAPs naturellement présents étaient abondants dans les zones brûlées et sur le site de référence, mais les HAPs alkylés étaient prédominants par rapport aux HAPs mères sur les sites brûlés. Une forte proportion et concentration de rétène et de phénanthrène alkylé étaient observées sur la totalité du site brûlé indiquant un certain apport des feux de forêt. Les concentrations détectées de PCDD/Fs et PCBs étaient très faibles aussi bien sur le site brûlé que sur le site de référence.

Après des feux de forêt étendus en Catalogne (Espagne) en 1994, les concentrations et profils de 12 HAPs ont été déterminés dans des eaux riveraines, des cendres et des sédiments sur des sites sélectionnés (Olivella et al., 2006). La concentration totale des 12 HAPs mesurés dans les eaux riveraines variait de 0,2 ng/L à 336 ng/L, largement affectée par des phénomènes naturels tels que les précipitations, et par la durée après l'épisode des feux. Ces facteurs affectaient également les profils de composition des HAPs, dominés par des HAPs soit à 4 cycles (pyrène, chrysène+triphenylène, benzo(a)anthracène), soit à 3 cycles (phénanthrène) sur les sites échantillonnés. Dans les échantillons de cendres et de sédiments, les concentrations totales des 12 HAPs variaient de 1,3 ng/g à 19 ng/g et le composé dominant était le phénanthrène.

Vila-Escalé et al. (2007) ont étudié la distribution et la rémanence à court terme de 16 HAPs considérés prioritaires dans l'environnement aquatique après un feu ayant affecté une crique en Catalogne. Les concentrations de HAPs ont diminué graduellement avec le temps mais ont montré des pics sporadiques suite à des précipitations. 15 mois plus tard, les concentrations étaient encore supérieures aux niveaux de fond. Initialement, les concentrations des espèces individuelles et totales de HAPs dans les phases dissoutes, particulaires et sédimentaires ont été augmentées. Elles ont ensuite fluctué avec l'apport de nouveaux HAPs lié au ruissellement, au lessivage et à l'érosion du sol consécutifs aux précipitations. Toutes les concentrations de HAPs ont approché les niveaux de fond 15 mois après le feu.

Dans le sud de la France, la surface (0-5 cm) et sous-surface (5-15 cm) de sols provenant de zones forestières brûlées ont été analysées pour déterminer les concentrations et profils de 14 HAPs prioritaires (Vergnoux et al., 2011). La procédure d'échantillonnage permettait d'étudier les effets de la fréquence du feu et de la durée écoulée depuis le dernier feu. L'étude a montré une contribution des feux de forêt sur le contenu des sols en HAPs, ainsi qu'une diminution de leur niveau total avec le temps. L'hypothèse des auteurs est que la remédiation naturelle est atteinte quelques années après le dernier épisode de feu. Les HAPs étudiés de plus faibles poids moléculaires (naphtalène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène et pyrène) sont apparus comme les espèces majoritairement produites par les feux de forêt. Les niveaux de naphtalène étaient remarquablement élevés dans les sols brûlés (plus de 70 µg/kg, soit plus de 20 fois supérieurs aux sols contrôles) et restaient élevés plusieurs années après le dernier épisode de feu. La durée écoulée depuis le dernier feu apparaissait comme un facteur plus influent que la fréquence des feux.

4.1.2 Mercure

Le mercure (Hg) entre dans les écosystèmes terrestres via la couverture morte du sol (détritiques de biomasse), l'égouttement des frondaisons et la déposition sèche. Les sols terrestres retiennent plus de 90 % du Hg déposé sur les surfaces terrestres (Fitzgerald, 1995) et représentent un très large réservoir de Hg. En surface des sols organiques, le Hg est fortement sorbé à la matière organique (Yin et al., 1996 ; Mierle et Ingram, 1991) et les concentrations de Hg sont généralement plus élevées que dans les sols minéraux (Schwesig et Matzner, 2000 ; Ettl et al., 2007). Néanmoins, le réservoir de Hg est largement plus important dans les sols minéraux que dans les sols organiques (Krabbenhoft et al., 2005).

Les feux de forêt constituent un mécanisme naturel redistribuant le Hg et affectant son cycle dans les écosystèmes forestiers. Durant les feux, du Hg sous forme gazeuse ou particulaire est libéré instantanément dans l'atmosphère à partir des sols organiques et de la végétation (Woodruff et Cannon, 2010 ; Artaxo et al., 2000 ; Friedli et al., 2001). Peu d'études ont documenté l'apport en Hg des sols minéraux sous-jacents induit par les feux, mais quelques études récentes suggèrent qu'une certaine portion de ce réservoir de Hg peut être mobilisée si les sols sont chauffés à des températures suffisantes (Woodruff et Cannon, 2010). La contribution du Hg issu des sols minéraux aux émissions de Hg induites par les feux est néanmoins considérée comme faible par rapport au Hg des sols organiques et de la végétation (Burke et al., 2010 ; Engle et al., 2006). Les résultats d'une large étude de mesure dans des sols de forêts au nord-est du Minnesota (Etats-Unis) (Woodruff et Cannon, 2010) amènent les auteurs à poser l'hypothèse que des brûlages sévères de sol auraient le potentiel de réduire les concentrations de Hg dans les sols brûlés pendant des dizaines à des centaines d'années.

Des études ont mesuré des concentrations de Hg plus élevées dans des cendres surfaciques 1 an après des incendies de végétation ou des écobuages et suggèrent une relation entre ces résultats et la sorption du Hg atmosphérique au carbone des cendres durant l'année suivant les feux (Engle et al., 2006 ; Olson et al., 2000 ; Gustin and Ladwig, 2004). Néanmoins, la volatilisation du Hg (végétation, litière, sols, ...) durant les incendies de végétation serait une voie importante de réémission de Hg atmosphérique déposé (Harden et al., 2004 ; Brunke et al., 2001 ; Friedli et al., 2001 ; Friedli et al., 2003a ; Friedli et al., 2003b ; Sigler et al., 2003 ; Mailman and Bodaly, 2005 ; Engle et al., 2006 ; Biswas et al., 2007 ; Dicosty et al., 2006).

Les feux sont connus pour avoir une capacité d'altération de la chimie des plans d'eau et à la suite d'incendies importants, de larges charges sédimentaires peuvent être emportées mobilisant et transportant des métaux lourds et d'autres contaminants (Desilets et al., 2007 ; Rulli and Rosso, 2007 ; Pierson et al., 2008) incluant le Hg dans des conditions potentiellement favorables à la formation de méthylmercure (MeHg) neurotoxique et bioaccumulable dans la chaîne alimentaire (Caldwell et al., 2000 ; Amirbahman et al., 2004 ; Kelly et al., 2006).

Des niveaux élevés de Hg ont été observés dans des eaux avalées à des bassins versants impactés par des feux, suggérant une mobilisation augmentée du Hg qui persiste après les feux (Caldwell et al., 2000 ; Amirbahman et al., 2004 ; Kelly et al., 2006).

Kelly et al. (2006) ont relevé une large et inattendue impulsion de Hg total et de MeHg à la suite d'un incendie tornade, soulignant que la volatilisation de Hg dans l'atmosphère n'était pas la seule voie de transport du Hg induit par les feux. Des poissons dans les réservoirs d'eau en aval présentaient des concentrations de MeHg élevées attribuées principalement à une restructuration de la chaîne trophique (Kelly et al., 2006).

Caldwell et al. (2000) ont mesuré de larges quantités de Hg mobilisé dans l'eau s'écoulant dans une crique juste après le brûlage d'une forêt coniférienne mixte, ainsi que des concentrations de Hg total et de MeHg respectivement 6 et 30 fois augmentées dans les sédiments du réservoir d'eau alimenté par la crique. Les auteurs posent l'hypothèse que les particules organiques dans les eaux d'écoulement après les feux n'ont pas uniquement transporté le Hg mais ont également conduit à des conditions sédimentaires en aval propices à la méthylation du Hg.

Burke et al. (2010) ont observé des concentrations faibles de Hg dans les sols surfaciques de bassins versants immédiatement après les feux. Une accumulation de Hg coïncidant au rétablissement modéré de la végétation a été observée dans les sols surfaciques brûlés 1 an après les feux, et une mobilisation du Hg était relevée durant la seconde saison hivernale

(pluvieuse). Des concentrations de Hg étaient plus élevées dans la fraction à grains fins des sols non brûlés ; cependant dans les sols brûlés la distribution de Hg lié au sol était moins influencée par la taille des grains. Selon les auteurs, à la suite de feux, l'accumulation accélérée de Hg observée dans les sols brûlés des bassins versants ainsi que le risque élevé d'érosion, pourrait entraîner une libération augmentée de Hg lié aux matières organiques ou à des particules dans les eaux de surface.

Un travail récent suggère que la déposition de biomasse, l'égouttement des frondaisons ainsi que la fraction dissoute de la matière organique sont des facteurs importants du transport du Hg dans des plans d'eau calme en particulier lorsque la neige est la forme principale de précipitation (Bushey et al., 2008). Cependant, la concentration des sédiments en suspension reste un facteur de contrôle des flux de Hg dans les plans d'eau agitée, incluant ceux impactés par les feux de végétation (Burke et al., 2010).

4.1.3 Radionucléides

Par ailleurs, les fumées des feux de forêt peuvent parfois comporter des radionucléides tels que l'iode-129, le césium-137 et le chlore-36, issus de la biomasse contaminée (ex : région contaminée de Tchernobyl). Les feux peuvent ainsi mobiliser ces radionucléides en les libérant dans l'eau et le sol par solubilisation et enrichissement des cendres (Stefanidou et al., 2008 ; Yoschenko et al., 2006a, 2006b).

4.1.4 Conséquences sur la qualité des eaux utilisées pour l'approvisionnement en eau potable

Les incendies brûlent des étendues de végétation chaque année dans le monde et de nombreux points d'eau exposés aux feux, tels que les bassins versants forestiers, sont utilisés pour l'approvisionnement en eau potable de petites communautés aussi bien que de grandes villes.

A la suite de feux sévères, l'augmentation de l'érosion, la modification des ruissellements, et des sources de pollution peuvent fortement accroître les flux de sédiments, nutriments et autres composés de la qualité de l'eau, contaminant potentiellement les points d'approvisionnement en eau potable.

La majorité des recherches a ciblé à ce jour les exportations de sédiments en suspension dans l'eau et leur concentration. Les exportations de sédiments en suspension rapportées dans l'année suivant un incendie de végétation variaient de 0,017 à 50 T/ha/an à travers des points d'approvisionnement de taille très variable (0,021-1655 km²), ce qui représentait en estimation des exportations augmentées d'un facteur 1-1459 par rapport aux sites non brûlés. Les concentrations maximales rapportées de solides en suspension dans les cours d'eau pendant la première année suivant un feu étaient comprises entre 11 et environ 500 000 mg/L. De même, durant la première année suivant un feu, des exportations très variables dans les cours d'eau ont été rapportées concernant l'azote total (N : 1,1-27 kg/ha/an) et le phosphore total (P : 0,03-3,2 kg/ha/an), représentant des facteurs 0,3-431 par rapport aux sites non brûlés, tandis que des exportations rapportées de l'ion nitrate NO₃⁻ variaient de 0,04-13,0 kg/ha/an soit 3-250 fois celles des sites non brûlés (Smith et al., 2011). Les concentrations de NO₃⁻, NO₂⁻, et NH₃/NH₄ dans les cours d'eau, les lacs ou réservoirs peuvent augmenter après des incendies de végétation mais apparaissent présenter un risque généralement faible de dépassement des valeurs guides de qualité de l'eau potable (Smith et al., 2011).

Peu d'études ont examiné les exportations d'éléments traces suite à un feu de végétation. Les observations limitées des concentrations d'éléments traces dans les cours d'eau suivant un incendie de végétation ont montré des niveaux importants (bien supérieurs aux valeurs guides) de Fe, Mn, As, Cr, Al, Ba et Pb, qui étaient associés à des concentrations élevées de sédiments.

Ceci contraste avec les éléments Cu, Zn et Hg dont les concentrations étaient inférieures ou légèrement supérieures aux valeurs guides (Smith et al., 2011).

Des rendements élevés des solutés Na^+ , Cl^- et SO_4^{2-} ont été enregistrés peu après des feux, mais restaient très inférieurs aux valeurs limites recommandées et concernaient principalement des forêts de conifères en Amérique du Nord (Smith et al., 2011).

De même, les effets rapportés des incendies de végétation sur le carbone organique dissous (COD) étaient généralement mineurs et des concentrations élevées reflétaient largement les conditions de fond (Smith et al., 2011).

Les concentrations de cyanure libre dans les petits cours d'eau peuvent approcher des niveaux préoccupants peu après le feu, mais leur augmentation est probablement de courte durée (Smith et al., 2011).

Après les feux, des concentrations de HAPs dans les cours d'eau ont été augmentées mais restaient inférieures aux valeurs limites recommandées (Smith et al., 2011).

En conclusion, d'après la littérature scientifique (aucune étude française identifiée), des augmentations importantes d'exportations et de concentrations de certains composés succédant à des incendies de végétation indiquent des impacts potentiels sur la qualité de l'eau au niveau des points d'approvisionnement en eau potable tels que dans les bassins versants forestiers. Diverses mesures de traitement de l'eau peuvent être requises et en l'absence d'installations de traitement appropriées ou de sources alternatives, l'approvisionnement en eau potable peut être perturbé.

4.1.5 Conclusions

En conclusion, il est attendu que des polluants composant les fumées des incendies de végétation peuvent se déposer, se distribuer et subir des modifications chimiques au niveau du sol et des plans d'eau impactant ainsi leur état chimique, tels que les HAPs, le mercure et autres métaux lourds, et les PCDD/Fs et PCBs. Les données disponibles parcellaires, voire parfois contradictoires pour les PCDD/Fs, ne permettent ni d'évaluer les contaminations du sol, ni d'établir des conclusions en termes de risques pour la santé.

Cependant, les modifications du sol pourraient impacter les ressources en eau. En effet, d'après la littérature scientifique (aucune étude française identifiée), des augmentations importantes d'exportations et de concentrations de certains composés succédant à des incendies de végétation indiquent des impacts potentiels sur la qualité de l'eau au niveau de points vulnérables d'approvisionnement en eau potable tels que dans les bassins versants forestiers.

4.2 Contamination des sols liée aux brûlages agricoles

L'impact des brûlages agricoles sur les propriétés chimiques du sol et de l'eau constitue un champ d'étude plus particulier et moins documenté par rapport aux incendies de végétation. Il peut être assimilé à l'impact des incendies de végétation (cf 4.1), notamment lors d'écobuages et de déforestations contrôlées (« brûlages dirigés »).

Néanmoins, les effets du feu sur les propriétés chimiques (mais également physiques, minéralogiques et biologiques) du sol sont principalement conditionnés par la sévérité du brûlage (température, durée) (Certini, 2005). Ainsi, les feux d'intensité faible à modérée correspondant à la majorité des brûlages agricoles ont des effets bénéfiques recherchés (rénovation de la végétation dominante en éliminant les espèces nuisibles, augmentation transitoire du pH et des nutriments

disponibles, ...) et sont moins délétères pour les sols que les feux plus sévères tels que des incendies de végétation (Certini, 2005).

Par ailleurs, l'impact des brûlages agricoles comporte également des spécificités en lien avec les pratiques agricoles, telles que l'utilisation d'intrants du végétal (ex : pesticides à base de chlore, métaux ou d'impuretés de type PCDD/F) (Zhang et al., 2011 ; Holt et al., 2010). Ainsi, si la plupart des recherches a investigué les polluants libérés dans l'air, les cendres générées par du brûlage agricole pourraient avoir un rôle dans une contamination du sol et des végétaux, une pollution consécutive de la chaîne alimentaire (Hildebrandt et Lacorte, 2009) et des bassins versants utilisés pour l'approvisionnement en eau potable (Smith et al., 2011).

A l'instar des incendies de végétation, peu de polluants ont été investigués, essentiellement les HAPs et les PCDD/Fs.

HAPs

Les HAPs peuvent être biopersistants et bioaccumulables dans les sols. Plusieurs études ont investigué les sources des HAPs mesurés dans des sols ruraux et ont attribué leur présence majoritairement à des origines pyrogéniques (principalement produits de combustion de biomasse et de carburant diesel), ainsi qu'à des origines pétrogéniques (principalement déversements accidentels de pétrole et rejets d'eaux usées) (Hildebrandt et Lacorte, 2009 ; Agarwal et al., 2009 ; Zhang et al., 2006 ; Lichtfouse et al., 1997).

Certaines de ces études ont suggéré ou conclu que la source principale des HAPs présents dans les sols superficiels ruraux était le brûlage des résidus de culture (Hildebrandt et Lacorte, 2009 ; Zhang et al., 2006). A l'inverse, d'autres études ont attribué la combustion de carburants fossiles comme source principale des HAPs dans les sols ruraux étudiés (Agarwal et al., 2009 ; Lichtfouse et al., 1997). Ces divergences pourraient entre autres s'expliquer par une influence des émissions du trafic routier et des émissions urbaines variable selon les différents sites d'étude.

Néanmoins, les concentrations de HAPs totaux étaient généralement considérées comme faibles (0,2-465 µg/kg de matière sèche) (Hildebrandt et Lacorte, 2009 ; Chung et al., 2007 ; Wang et al., 2007 ; Nam et al., 2003 ; Bucheli et al., 2004 ; Martens et al., 1997 ; Maliszewska-Kordybach, 1996), et significativement plus faibles que dans les sols urbains (Zhang et al., 2006). Une étude indique que le lessivage de ces sols ruraux n'apparaît pas être un procédé important de transport des HAPs (Hildebrandt et Lacorte, 2009).

PCDD/Fs

Plusieurs études ont montré que l'application de pesticides sur des parcelles cultivées pouvait avoir un rôle dans la formation de PCDD/Fs durant le brûlage à l'air libre des résidus de culture (Zhang et al., 2011 ; Vikelsøe et Johansen, 2000 ; Wikström et al., 1996). Zhang et al. (2011) ont rapporté des facteurs d'émission au sol de PCDD/Fs issus du brûlage à l'air libre de paille de maïs et de la mesure des concentrations de PCDD/Fs dans les cendres, en considérant l'influence de pesticides appliqués sur les cultures à Pékin (Chine). Les facteurs d'émission au sol avec une contamination de pesticides étaient de 0,07-0,57 ngTEQ_{OMS2005}/kg de paille brûlée (moyenne et médiane respectivement de 0,24 et 0,20 ngTEQ_{OMS2005}/kg), ces concentrations étant 35 à 270 fois supérieures à celles sans contamination de pesticides. Selon les auteurs, davantage d'attention devrait donc être portée sur les émissions au sol de PCDD/Fs compte tenu de l'utilisation des cendres résiduelles dans les plantations et du transfert potentiel vers la chaîne alimentaire. Par ailleurs, l'influence de la contamination des pesticides sur les émissions de PCDD/Fs devrait être davantage considérée.

Les concentrations de PCDD/Fs mesurées par Kao et Chen (2007) après le brûlage de résidus de chaume de Wax Apple et de riz étaient respectivement de 1,393 et 1,568 ng I-TEQ/kg dans les cendres, et de 2,258 et 2,890 ng I-TEQ/kg dans le sol. Selon les auteurs, la concentration plus faible dans les cendres que dans le sol peut s'expliquer par une accumulation des PCDD/Fs dans le sol due au retournement ou au mélange des sols avec les cendres résiduelles du brûlage agricole durant plusieurs années. En effet, les valeurs moyennes issues de 14 prélèvements sur le sol de 7 écoles dans la même région mais non influencées par le brûlage à l'air libre étaient bien plus faibles (0,988 ng I-TEQ/kg). L'influence d'intrants du végétal tels que les pesticides n'était cependant pas renseignée.

Les concentrations rapportées restent néanmoins largement inférieures aux niveaux d'évaluation (« screening level ») soit 50 ng I-TEQ/kg, et d'action (« action level ») soit 1000 ng I-TEQ/kg, recommandés par l'ATSDR.

Influence des cendres sur la contamination du sol par les pesticides et métaux lourds

De récentes études ont montré que les cendres issues du brûlage de résidus de culture et accumulées dans le sol, peuvent contribuer significativement à la sorption dans les sols et à la réduction du lessivage de contaminants organiques incluant des pesticides (Hiller et al., 2009 et 2008 ; Chiou et al., 2000 ; Xiao et al., 2004 ; Yang et al., 2004 ; Yang et Sheng, 2003 ; Zhang et al., 2004 ; Zhu et Pignatello, 2005), ainsi que de métaux lourds (Qiu et al., 2008).

Ces études montrent que les cendres de brûlage agricole peuvent influencer la persistance dans le sol et la mobilité vers les divers compartiments de l'environnement, de contaminants organiques (ex : pesticides) et de métaux lourds. Dans le cas des intrants du végétal tels que les pesticides, ces observations suggèrent également une influence sur leur efficacité.

Conclusion

L'impact des brûlages agricoles sur les propriétés chimiques du sol et de l'eau constitue un champ d'étude plus particulier et moins documenté par rapport aux incendies de végétation. Il peut être assimilé à l'impact des incendies de végétation, notamment lors d'écobuages et de déforestations contrôlées (« brûlages dirigés »). Néanmoins, les feux d'intensité faible à modérée correspondant à la majorité des brûlages agricoles ont des effets bénéfiques recherchés (rénovation de la végétation dominante en éliminant les espèces nuisibles, augmentation transitoire du pH et des nutriments disponibles, ...) et sont moins délétères pour les sols que les feux plus sévères tels que des incendies de végétation.

Par ailleurs, l'impact des brûlages agricoles comporte également des spécificités en lien avec les pratiques agricoles, telles que l'utilisation d'intrants du végétal (ex : pesticides à base de chlore, métaux ou d'impuretés de type PCDD/F). Ainsi, les cendres générées par du brûlage agricole pourraient avoir un rôle dans une contamination du sol et des végétaux, une pollution consécutive de la chaîne alimentaire et des bassins versants utilisés pour l'approvisionnement en eau potable. A l'instar des incendies de végétation, peu de polluants ont été investigués, essentiellement les HAPs et les PCDD/Fs.

Concernant les HAPs, certaines études ont suggéré ou conclu que la source principale des HAPs présents dans les sols superficiels ruraux est le brûlage des résidus de culture. Néanmoins, les concentrations de HAPs totaux rapportées sont généralement faibles (0,2-465 µg/kg de matière sèche), et significativement plus faibles que dans les sols urbains.

Concernant les PCDD/Fs, plusieurs études ont montré que l'application de pesticides sur des parcelles cultivées pouvait avoir un rôle dans la formation de PCDD/Fs durant le brûlage à l'air libre des résidus de culture. Une étude a mis en évidence des facteurs d'émission au sol 35 à 270 fois supérieurs lorsque les résidus de culture brûlés étaient contaminés par des pesticides. Les concentrations dans le sol rapportées restaient néanmoins largement inférieures à des seuils américains d'évaluation et d'intervention.

Par ailleurs, de récentes études montrent que les cendres de brûlage agricole peuvent influencer la persistance dans le sol et la mobilité vers les divers compartiments de l'environnement, de contaminants organiques (ex : pesticides) et de métaux lourds. Dans le cas des intrants du végétal tels que les pesticides, ces observations suggèrent également une influence sur leur efficacité.

Les données disponibles parcellaires ne permettent cependant pas d'évaluer généralement l'ampleur des contaminations du sol, ni d'en tirer des conclusions en termes de risques pour la santé.

4.3 Contamination des sols liée aux brûlages des déchets verts de jardin

Aucune étude ayant investigué la contamination des sols liée aux brûlages des déchets verts de jardin n'a été identifiée dans la littérature.

5 Toxicité de la fumée de bois

Bien que l'étude des effets des polluants de l'air directement chez l'Homme offre de nombreux avantages, les études épidémiologiques et d'expositions humaines contrôlées sont souvent limitées par des aspects sociétaux, éthiques et réglementaires, ainsi que par leur coût. Compte tenu de ces difficultés, les évaluations prédictives des effets sanitaires associés à la fumée de bois inhalée doivent tenir compte des informations obtenues à partir d'études d'exposition chez l'animal, et dans certains cas d'études sur des systèmes *in vitro* et *ex vivo*. Par ailleurs, les études chez l'animal permettent d'investiguer les mécanismes d'action toxique et la toxicité relative de différents mélanges et différentes sources.

La revue des effets sanitaires des fumées de bois de Naeher et al. (2007) inclut une analyse approfondie d'études relatives à la toxicité des fumées de bois basées sur des expositions chez l'animal, *ex vivo* et *in vitro*.

Ce chapitre reprend l'analyse réalisée par Naeher et al. (2007) et la complète par des études publiées plus récemment.

5.1 Etudes *in vivo* par inhalation

Selon des conclusions de la conférence « the International Biomass Smoke Health Effects » publiées (Migliaccio et al., 2010), les modèles animaux disponibles permettraient de répondre avec fiabilité aux questions prédominantes intéressant les potentiels effets sanitaires associés à l'exposition aux fumées de biomasse. Les seuls effets potentiels pour lesquels les auteurs n'ont pas confiance dans l'obtention de données fiables à partir de modèles animaux sont les BPCO, l'emphysème et les éventuels effets sur le système nerveux central.

Bien que la fumée de bois puisse être administrée aux animaux par diverses méthodes incluant la ventilation de poumons à thorax ouvert, seules les études utilisant des voies d'exposition les plus pertinentes par rapport aux expositions humaines (soit par inhalation en « nose only » ou organisme entier chez des animaux conscients) sont passées ici en revue.

5.1.1 Expositions uniques

Affections pulmonaires aiguës

Compte tenu de l'intérêt croissant pour les mécanismes de toxicité dans les situations de lutte contre le feu et autres situations de fortes expositions, la majorité des études toxicologiques passées en revue entrent dans cette catégorie. Comme les niveaux d'exposition utilisés dans ces études sont généralement bien supérieurs à ceux auxquels la population générale est exposée dans les pays développés, ces études servent principalement à suggérer les effets qui pourraient potentiellement être induits par des niveaux d'expositions plus faibles et répétées. En 1982, une étude par inhalation (Thorning et al., 1982) a décrit une toxicité de fumées de bois inhalées sur les cellules pulmonaires (déterminée par des modifications de la morphologie pulmonaire). Deux produits de combustion (CO et aldéhydes) étaient mesurés comme indicateur d'exposition aux fumées de bois. Les concentrations en aldéhydes totaux dans la chambre étaient comprises entre 285 et 1707 ppm pour des expositions de 25 à 45 minutes. Les lapins exposés présentaient des lésions nécrosantes des cellules épithéliales trachéo-bronchiques qui culminaient 24h après

exposition. Les auteurs ont conclu que les lésions pulmonaires aiguës et des réactions précoces aux effets des fumées observés chez des lapins ressemblaient étroitement aux lésions pulmonaires observées chez des victimes des fumées, et que ces lésions pouvaient affecter la résistance pulmonaire aux pathologies infectieuses. Les aldéhydes adsorbés sur les particules étaient suggérés comme jouant un rôle majeur dans ces lésions.

Dans une autre étude chez des lapins, Loke et al. (1984) ont investigué les effets d'une inhalation de 60 minutes à des fumées de combustion de sapin de Douglas (niveau moyen de carboxyhémoglobine [COHb] = 16,4%) sur la réponse des macrophages alvéolaires (M ϕ) et la morphologie trachéobronchique. Les lésions induites par les fumées sur les cellules de revêtement de la trachée proximale étaient sévères avec une perte majeure de cellules épithéliales observée chez les animaux exposés. De plus, un dysfonctionnement de l'escalier mucociliaire a également été observé. Comme pour les altérations cellulaires observées à long terme chez les fumeurs de tabac (Rasp et al., 1978), les macrophages alvéolaires des lapins exposés aux fumées de bois étaient aplatis et contenaient moins d'irrégularités en surface (un marqueur d'activation cellulaire) par rapport aux lapins non exposés. De plus, les nombres de macrophages étaient augmentés dans les alvéoles, suggérant une réponse inflammatoire.

Dans une étude de Fick et al. (1984), des lapins ont subi une exposition aiguë (30-120 min) aux fumées issues de la pyrolyse de sapin de Douglas et des effets sur l'activité fonctionnelle des macrophages ont été examinés immédiatement après exposition. A une concentration des fumées entraînant un niveau de COHb de 7% sans lésion thermique évidente, la phagocytose bactérienne médiée par les macrophages pulmonaires et l'activité bactéricide par mort intracellulaire de la bactérie pathogène gram négatif *Pseudomonas aeruginosa* étaient fortement réduites. Bien qu'aucune réponse inflammatoire n'ait été observée, les animaux exposés ont présenté un nombre de cellules obtenues par lavage bronchoalvéolaire significativement supérieur aux animaux contrôles non exposés. Cette étude a fourni un premier niveau de preuve que des niveaux plus faibles de fumée de bois pouvaient produire des effets infracliniques et altérer des propriétés pulmonaires en l'absence de lésions pulmonaires aiguës. L'étude a utilisé des protocoles d'exposition par inhalation les plus actualisés de l'époque et a évalué des effets dose-réponse basés sur l'augmentation de la COHb. Les auteurs ont conclu que l'inhalation de fumée de bois à un niveau relativement faible pouvait altérer des mécanismes de défense immunitaire au niveau pulmonaire de manière à entraîner une susceptibilité accrue aux pathologies infectieuses pulmonaires.

Des altérations induites par les fumées de bois sur la réponse au stress oxydant induit par les phagocytes et sur le statut antioxydant ont été étudiées chez le rat suivant un modèle devant simuler des lésions par inhalation susceptibles d'être observées chez des professionnels de lutte contre le feu et/ou des victimes d'incendie (Dubick et al., 2002). Dans cette étude, des rats dont un sous-groupe a été au préalable ébouillanté ont été exposés pendant environ 16 minutes soit à de l'air propre soit à une fumée générée par le brûlage de sapin ou de pin (« *Western bark wood* ») ; l'exposition à la fumée a été évaluée par la mesure des niveaux de COHb chez les rats exposés ($19 \pm 2\%$). A différentes durées après exposition, des animaux ont été sacrifiés et, soit leurs poumons ont été lavés pour évaluer le contenu en protéines totales et cellules des voies respiratoires et pour estimer le contenu en eau des poumons, soit leurs tissus (poumons, foie, reins, coeur) ont été retirés pour y mesurer des activités des enzymes antioxydantes et la peroxydation lipidique (mesurée par des substances réactionnelles à l'acide thiobarbiturique [TBARS]). Comme pour d'autres études sur les effets des fumées, Dubick et al. (2002) ont observé que l'inhalation aiguë de fumée de bois produisait des zones érodées au niveau de la trachée manifestées par une perte épithéliale. 24h après exposition, la peroxydation lipidique était

augmentée d'un facteur 2-3 chez le groupe exposé aux fumées (non ébouillanté), et le groupe exposé aux fumées et ébouillanté, par rapport aux contrôles ; les TBARS déclinaient après 48h dans le groupe exposé aux fumées (non ébouillanté). D'autres auteurs ont également rapporté un stress oxydant résultant de l'exposition à la fumée de bois avec des modifications mineures des activités des enzymes antioxydantes pulmonaires (Demling et Lalonde, 1990 ; Demling et al., 1994 ; Lalonde et al., 1994). Cependant, contrairement aux réponses inflammatoires prononcées observées dans de précédentes études (Traber, 1986 ; Herndon et al., 1986 ; Hubbard et al., 1991), aucune infiltration de cellules immunitaires pulmonaires n'a été observée. Etant donné que l'infiltration leucocytaire apparaît être un « traceur » de lésions pulmonaires induites par les fumées de bois, un manque d'influx en neutrophiles n'était pas surprenant compte tenu du degré modéré des lésions pulmonaires produites dans l'étude.

En plus des altérations trachéobronchiques et des modifications de morphologie des cellules immunitaires, l'inhalation aiguë (30 min) de fumée de bois générée par le brûlage de sapin de Douglas a montré une diminution de la réponse ventilatoire chez des cochons d'Inde exposés. Dans une étude de Wong et al. (1984), des animaux ont été exposés pendant 30 minutes à des concentrations croissantes de fumée de bois générée par brûlage de différentes quantités de copeaux de bois. Juste avant l'exposition et à différentes durées après exposition, des cochons d'Inde stimulés avec du CO₂ ont été placés dans un plethysmographe corporel et la compliance pulmonaire (propriétés d'élasticité pulmonaire) a été mesurée. L'exposition à des niveaux modérés de fumée augmentait l'effet de base ΔP (modification de la pression de relaxation du système poumon-thorax), mais seulement 0,5 heure après exposition. Aucun des groupes exposés ne variait significativement des groupes contrôles par rapport à ΔP à 0,5 heures après exposition. Une réduction de la compliance pulmonaire a également été observée chez des chiens exposés à la fumée de bois (Stephenson et al., 1975) et chez des victimes humaines par inhalation de fumées (Garzon et al., 1970). Wong et al. (1984) ont conclu que l'inhalation aiguë de fumées de bois pouvait altérer la fonction pulmonaire, mais que la guérison intervenait au cours des quelques jours suivant l'exposition.

Des altérations induites par la fumée de bois sur la sensibilité des voies respiratoires à un stimulus bronchoconstricteur ont également été observées plus récemment dans d'autres études chez le cochon d'Inde. L'exposition à une concentration de PM de 25 mg/m³ a produit une hyperréactivité des voies respiratoires en réponse aux bronchoconstricteurs : substance P, capsaïcine et prostaglandines (Hsu et al., 1998a, 1998b ; Hsu et Kou, 2001 ; Lin et Kou, 2000 ; Lin et al., 2001). Malgré la voie d'exposition « artificielle » utilisée dans ces études, les résultats fournissent un niveau de preuve incontestable concernant les effets adverses des fumées de bois sur la sensibilité des voies respiratoires. Confortant ces résultats chez les cochons d'Inde, des études d'expositions répétées de Tesfaigzi et al. (2002) ont démontré une augmentation significative de la résistance pulmonaire totale et de la compliance pulmonaire dynamique chez des rats de Norvège bruns exposés par inhalation (organisme entier) à des concentrations plus faibles (1 ou 10 mg/m³) à des fumées de bois générées par brûlage de bois de *Pinus edulis* pendant 4 ou 12 semaines (3h/jour, 5j/semaine).

Certains de ces auteurs qui ont examiné la bronchoconstriction chez des cochons d'Inde ont également réalisé des études chez des rats afin d'évaluer le rôle des récepteurs sensoriels et des fibres nerveuses dans la ventilation pulmonaire suivant une exposition à la fumée de bois (Kou & Lai, 1994; Kou et al., 1995, 1997, 1999; Wang et al., 1996; Lin&Kou, 1997; Lai & Kou, 1998a, 1998b, 1998c; Lin et al., 2000; Ho&Kou, 2000). Dans ces études, les rats ont été exposés soit à des vapeurs (sans particules) soit à l'ensemble composant la fumée de bois. Des résultats ont démontré que le ralentissement de la respiration induit par la fumée de bois est un réflexe résultant de la stimulation des terminaisons nerveuses des fibres C bronchopulmonaires (neurones

sensoriels non myélinisés qui conduisent lentement l'influx nerveux) par la phase gazeuse des fumées de bois. Ces études ont révélé que l'augmentation des radicaux hydroxyyles (OH°) suivant l'exposition aux fumées était activement impliquée dans l'évocation d'effets d'irritation aiguë des fumées de bois. Des investigations de Ho et Kou (2002) ont aussi démontré que l'exposition à des fumées de bois augmentait la résistance des voies nasales et la réactivité des voies respiratoires chez des rats exposés en nose-only aux fumées de bois.

Dans une étude approfondie d'inhalation (Matthew et al., 2001), l'exposition de souris à de fortes doses de fumée de bois (COHb de 50% immédiatement après exposition) a entraîné des altérations histologiques au niveau pulmonaire, une réponse inflammatoire, une augmentation de la compliance pulmonaire statique, et une augmentation des niveaux de cytokines et du nombre de cellules obtenus par lavage bronchoalvéolaire (LBA). Etant donné que les lésions par inhalation de fumées sont induites en partie par une réponse immunitaire exacerbée, les nombres augmentés de cellules immunitaires dans le liquide de LBA sont cohérents avec la pathologie pulmonaire observée. Les auteurs ont spéculé que les PM associées aux fumées, avec ou sans la présence de gaz nocifs adhérents, étaient probablement responsables de la majorité des pathologies pulmonaires observées. Cette notion était appuyée par les études de Zelikoff (2002) qui a démontré une immunotoxicité diminuée des fumées de bois inhalées chez des rats après retrait de la phase particulaire des fumées (Thomas et Zelikoff, 1999).

5.1.2 Expositions répétées et subchroniques

Effets pulmonaires et systémiques

Les études d'inhalation utilisant des scénarios autres que des régimes aigus d'exposition unique sont extrêmement limitées. Des investigations à long terme reflètent plus étroitement des expositions aux fumées associées à la pollution domestique (chauffage, cuisson) et sont nécessaires pour évaluer les risques potentiels à long terme.

Lal et al. (1993) ont examiné les réponses hématologiques et histopathologiques chez des rats exposés à répétition à de la fumée générée par la combustion de poussières de bois. Malgré la nature primitive du système d'exposition utilisé, le manque d'information sur les concentrations des fumées et le type de bois, et le manque de données concernant le brûlage, plusieurs des pathologies observées dans cette étude (desquamation des cellules de revêtement, œdème pulmonaire, infiltration péribronchiolaire et périvasculaire de polynucléaires neutrophiles) ont également été rapportées dans des études d'exposition aiguë aux fumées (Lal et al., 1993). Bronchiolites, congestion des vaisseaux sanguins du parenchyme, hyperplasie des follicules lymphoïdes et emphysème modéré sont également observés 15 jours après exposition aux fumées. Bien que les modifications associées à l'emphysème restent constantes dans le temps, les autres lésions pulmonaires s'aggravent fortement avec l'augmentation de la durée d'exposition. De plus, des altérations marginales sont observées sur les niveaux d'hémoglobine, le taux de sédimentation, l'hématocrite, et les nombres de leucocytes totaux et différenciés, chez des animaux exposés aux fumées pendant 15 jours. Une éosinophilie a également été observée, mais seulement chez des rats exposés pendant 30 et 45 jours. Des résultats de cette étude démontrent que des lésions pulmonaires induites par des fumées de bois sont progressives avec des expositions répétées.

De plus, étant donné la pollution domestique à la fumée de bois associée à des pathologies pulmonaires chroniques et obstructives (par exemples bronchites chroniques et emphysème) dans des pays en voie de développement, et les modifications emphysémateuses observées dans cette étude toxicologique (Lal et al., 1993), les auteurs ont conclu que le modèle de lésions pulmonaires

aiguës chez le rat était potentiellement utile à l'évaluation des impacts toxicologiques et des effets sanitaires chez l'homme liés aux fumées de bois inhalées.

Des études (Zelikoff, 2000) ont montré que des expositions répétées à court terme (1h/jour pendant 4 jours) de rat par inhalation en nose-only de fumées de bois générée par brûlage de bois de chêne rouge ($750 \mu\text{g PM}/\text{m}^3$, $< 2\text{ppm CO}$, 3ppb NO_x , $1,5 \text{ng HAP totaux}/\text{m}^3$) inhibaient la clairance pulmonaire de *Staphylococcus aureus* instillés en intratrachéale ; la concentration de fumée dans cette étude étant le reflet de celles retrouvées en milieu intérieur durant des opérations avec une cheminée pauvrement ventilée, une installation de brûlage au bois non certifiée (certification US EPA), ou dans des conditions résidentielles extrêmes où des feux ouverts sont utilisés pour le chauffage ou la cuisson. L'effet sur la clairance bactérienne a été observé en l'absence de pathologie pulmonaire, d'altérations des cellules pulmonaires (mesurées par la libération des protéines totales et des lactate déshydrogénases-LDH) et d'inflammation. L'absence de lésions pulmonaires et/ou d'inflammation était similaire dans une étude plus récente de Reed et al. (2006) dans laquelle des rats et souris ont été exposés (par inhalation corps entier exposé) sur des durées plus importantes (1 semaine à 6 mois) à des fumées de bois de feuillu (« *hardwood* ») générées par un four à bois non certifié.

Dans les études susmentionnées, l'inhibition de la clairance bactérienne commençait dès 3 heures après exposition et persistait pendant près de 2 semaines (Thomas et Zelikoff, 1999). A signaler que des effets similaires sur la clairance pulmonaire bactérienne n'étaient pas observés chez des rats exposés aux fumées de bois dépourvues des particules. Cette réponse démontre l'importance des PM associées aux fumées de bois concernant les effets observés en lien avec le temps sur la résistance pulmonaire aux infections. Dans la même étude (Thomas et Zelikoff, 1999), l'exposition aux fumées de bois inhibait également la production d'anions superoxydes (O_2°) induits par les macrophages pulmonaires, une espèce réactive de l'oxygène critique pour l'activité bactéricide intracellulaire des *S. aureus*. Les auteurs ont suggéré que la production réduite de O_2° pourrait en partie être responsable de la diminution observée de la résistance pulmonaire aux infections à ce pathogène induite par les fumées de bois. Ces résultats pris dans l'ensemble avec les études précédentes, les auteurs ont conclu que l'inhalation répétée à court terme de fumées de bois peut compromettre les mécanismes immunitaires au niveau pulmonaire, mécanismes critiques pour la protection contre les infections pulmonaires. De plus, ils ont conclu que les macrophages pulmonaires représentaient une cible sensible pour les effets toxiques des fumées de bois inhalées.

Une étude plus récente a examiné les effets des fumées de bois inhalées (1 ou 10 mg PM/m^3) chez des rats exposés à une fumée générée par le brûlage de *Pinus eludis* pendant 4 ou 12 semaines (Tesfaigzi et al., 2002). En l'absence d'effet sur la prolifération de lymphocytes T pulmonaires ou sur les niveaux de cytokines dans le liquide de LBA, l'inhalation répétée des fumées produisait une réduction modeste mais significative de la capacité de diffusion de CO (démonstré par une altération des échanges gazeux) dans le groupe exposé aux plus fortes doses ; une compliance pulmonaire dynamique augmentée également dans le groupe exposé à 10 mg PM/m^3 ; une inflammation chronique modérée et une métaplasie des cellules squameuses du larynx dans tous les groupes de rats exposés. La métaplasie des cellules à mucus observée après 30 jours d'exposition était transitoire et réversible après 90 jours. La sévérité de l'hyperplasie des macrophages alvéolaires et de la pigmentation augmentait avec la concentration des fumées et la durée d'exposition. Cependant, des inconsistances de cette forme de relation dose-réponse et l'absence de modification significative de la compliance quasi statique, une mesure plus spécifique du recul de l'élasticité pulmonaire, ont amené les auteurs à conclure que l'impact des fumées de bois dans cette étude étaient faibles et, exceptée la réduction observée des échanges gazeux, d'une importance clinique faible. Bien que ces conclusions puissent faire l'objet de discussion

concernant l'importance nominale de ces effets et la sensibilité du système immunitaire pour évaluer des impacts sanitaires des fumées de bois inhalées, l'étude jugée de bonne qualité par Naeher et al. (2007) a montré une relation dose-réponse pour certains effets.

Tesfaigzi et al. (2005) ont examiné les effets de fumées de bois sur la fonction pulmonaire et la réponse inflammatoire chez des rats de Norvège bruns allergiques. Les rats ont été immunisés avec de l'ovalbumine et exposés soit à de l'air filtré (« propre ») soit à de la fumée de bois (1 mg PM/m³) pendant 70 jours puis stimulés par un allergène durant les 4 derniers jours d'exposition. Chez les rats exposés à la fumée de bois, la compliance pulmonaire dynamique était plus faible tandis que la capacité résiduelle fonctionnelle était augmentée. Les niveaux de IFN- γ (interférons γ) étaient réduits et les niveaux d'IL-4 (interleukines 4) augmentés dans le liquide de LBA et le plasma sanguin, des lésions inflammatoires pulmonaires étaient augmentées de 21 %, et le nombre de cellules du mucus des voies respiratoires par mm de lamina basale n'était pas significativement augmenté. Les auteurs suggèrent d'après ces études que la fonction pulmonaire était affectée chez les rats par l'exposition à la fumée de bois, et que ce déclin était associé avec des augmentations seulement mineures de l'inflammation pulmonaire.

Deux études chez le rongeur ont examiné les effets sanitaires d'expositions répétées à la fumée de bois de feuillu en utilisant une gamme de concentrations d'exposition égale ou juste supérieure à celles communément rencontrées en environnement intérieur ou extérieur aux Etats-Unis (30-1000 $\mu\text{g PM/m}^3$) (Reed et al., 2006 ; Barrett et al., 2006). Spécifiquement, des études de Barrett et al. (2006) ont investigué la capacité d'expositions répétées à court terme aux fumées à exacerber des réponses allergiques des voies respiratoires chez des souris déjà sensibilisées ; deux paradigmes différents de sensibilisation ont été examinés. Des résultats de cette étude montrent qu'en l'absence d'inflammation des tissus ou de niveaux altérés des cytokines Th1/Th2, une exposition de 3 jours aux fumées suivant une provocation allergénique pouvait exacerber certains indices d'une inflammation allergénique des voies respiratoires, tels que les nombres d'éosinophiles dans le liquide de LBA et des immunoglobulines E (IgE) sériques anti-OVA. Les auteurs ont conclu que les effets des fumées de bois de feuillu sur des paramètres allergiques des voies respiratoires étaient relativement modérés, mais étaient comparables à des réponses observées avec d'autres mélanges polluants tels que les émissions diesel.

Une large étude a examiné les effets d'expositions sur des durées plus longues (1 semaine à 6 mois) aux fumées de bois de feuillu sur des indicateurs généraux de toxicité (poids corporel et poids d'organes lymphoïdes, paramètres biochimiques et hématologiques), clairance bactérienne, fonction cardiaque, potentiel carcinogénique, en utilisant des rats et souris (Reed et al., 2006). Les effets liés aux expositions ont inclus des augmentations des plaquettes sanguines, des diminutions de l'azote uréique du sang et de l'alanine aminotransférase sérique, des modifications de poids du foie, de la rate et du thymus, une augmentation du nombre de globules blancs circulants. Aucun effet n'a été observé sur la formation de micronoyaux, la formation de tumeurs, des paramètres cardiaques ou la clairance pulmonaire de la bactérie *Pseudomonas aeruginosa*.

L'absence d'effet sur la clairance bactérienne est en contraste avec ces effets rapportés par Zelikoff (2000), qui a montré que l'inhalation de fumées de bois (750 $\mu\text{g PM/m}^3$) pendant 4 jours avait significativement réduit la clairance pulmonaire de *S. aureus* chez des rats exposés. Les différences entre ces deux études peuvent être dues à de nombreux facteurs incluant la disparité entre les modèles rongeur, le type de bois, les conditions de brûlage, et/ou une adaptation possible des souris aux expositions à long terme (6 mois). Une autre différence importante concerne l'espèce bactérienne utilisée pour la clairance qui diffère entre les deux études. *Pseudomonas* est supprimée des hôtes infectés principalement par des mécanismes bactéricides via des neutrophiles, tandis que les mécanismes utilisés pour supprimer les cocci gram positif *S.*

aureus sont principalement induits par les macrophages, une cible sensible des effets toxiques des fumées de bois. Ainsi, des différences des mécanismes de clairance pourraient avoir joué un rôle dans la disparité observée entre ces deux études.

Reed et al. (2006) ont conclu sur la base des inconsistances observées selon le sexe et la durée d'exposition, qu'aux concentrations de fumées de bois utilisées dans ces études, les effets observés représentaient de faibles risques concernant les signes cliniques, l'inflammation pulmonaire et la cytotoxicité, la biochimie sanguine, l'hématologie, des effets cardiaques, la clairance bactérienne et le potentiel carcinogène. Selon Naeher et al. (2007), alors que cette étude représente une investigation éloquent, les auteurs semblent avoir minimisé les effets observés, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation des risques associés à ces expositions aux fumées de bois. Les risques potentiels à court et long termes pour la santé associés à certains des effets observés (augmentation du nombre de plaquettes, réduction du poids du foie et de la rate) apparaissent notables selon Naeher et al. (2007), en particulier compte tenu d'une étude plus récente qui a montré chez 13 humains sains exposés à des fumées de bois (concentrations en particules fines : 250-280 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 95000-18000 particules/cm³ ; environ la moitié des particules fines étaient ultrafines ; combustion de bouleau et d'épicéa) durant deux périodes de 4 heures une augmentation d'amyloïde A sérique (un facteur de risque cardiovasculaire) et de facteurs plasmatiques importants pour le maintien de la balance des facteurs de coagulation (Barregard et al., 2006).

Avec ce protocole d'exposition humaine contrôlée, Barregard et al. ont également rapporté une augmentation de l'excrétion urinaire de 8-iso-prostaglandine F₂ α libre (bien que sur la base de 9 sujets uniquement) (Barregard et al., 2006), une augmentation de NO alvéolaire exhalé 3 heures après exposition, une augmentation de malondialdéhyde dans des condensats de l'air exhalé immédiatement et 20 heures après exposition, et une augmentation de la protéine des cellules de Clara dans le sérum 20 heures après exposition (Barregard et al., 2008). Ces résultats suggèrent des effets possibles des particules de fumées de bois sur la coagulation, l'inflammation, le stress oxydant et la peroxydation lipidique, au niveau systémique et au niveau du tractus respiratoire incluant les voies respiratoires inférieures. Une autre étude chez l'humain en chambre d'exposition, mais non publiée (Balmes, 2007) et seulement mentionnée (Noonan et al., 2010), rapporte une réponse inflammatoire à l'exposition à des fumées de combustion de paille de riz, à la fois chez des sujets sains et asthmatiques.

Cancer pulmonaire

Une étude a été réalisée avec des rats et souris placés pendant 15 ou 19 mois respectivement dans une chambre d'inhalation soit à de l'air (sans produits de combustion) soit à de la fumée générée par brûlage de bois ou charbon (Liang et al., 1988). Le brûlage a été réalisé dans des fosses circulaires peu profondes dans des chambres individuelles destinées à simuler les environnements intérieurs de villageois du comté de Xuan (Chine), ainsi que les conditions et l'intensité de brûlage (241 kg/mois ; 12 heures de fumée par jour). Bien que la fumée générée par le bois ou le charbon contenait des niveaux similaires de particules totales en suspension (PTS) (14,4 vs 14,9 mg/m³), la concentration de BaP dans la chambre d'exposition au bois était environ 47 fois supérieure à celle mesurée dans l'environnement contrôle, et largement inférieure à celle mesurée dans la chambre d'exposition au charbon. Dans la chambre d'exposition à la fumée de bois, des niveaux mesurés de CO, SO₂ et H₂SO₄ étaient de 80 mg/m³, 0,05 mg/m³, et 0,27 mg/m³ respectivement. Après exposition, des animaux étaient immédiatement sacrifiés et l'incidence de tumeurs malignes et non malignes des poumons était évaluée. Des tumeurs étaient différenciées selon l'histologie en plusieurs groupes incluant les adénomes, les adénocarcinomes (AC), les carcinomes adénosquameux (CAS) et les carcinomes à cellules squameuses (CCS).

Bien que les souris contrôle ont montré une incidence de cancers pulmonaires de 17%, les souris exposées à long terme aux fumées de bois et de charbon avaient une incidence de 45,8 % et 89,5 % respectivement. Tous les types de cancers pulmonaires étaient observés chez les souris exposées aux fumées de charbon, et les souris exposées aux fumées de bois montraient bien moins de CAS et CCS. L'incidence de cancers pulmonaires chez les rats exposés à l'air ambiant, aux fumées de bois et aux fumées de charbon était de 0, 0, et 67,2 % respectivement.

Les auteurs de l'étude susmentionnée ont conclu que la fumée de bois avait prouvé être un faible carcinogène par rapport à la fumée de charbon. Des effets différenciés entre bois et charbon ont aussi été observés dans une étude sur le potentiel tumorigène au niveau de la peau chez des souris (Mumford et al., 1990). Cette étude avait comparé les effets d'extraits organiques de charbon fumant et de combustion de bois. Dans ce cas, les extraits particuliers de charbon fumant ont montré un puissant et complet potentiel carcinogène, tandis que la fumée de bois était relativement inactive. Les effets relativement modestes observés dans l'étude de Liang et al. (1988) sont cohérents avec ceux rapportés par Reed et al. (2006) qui a montré que l'inhalation de concentrations plus faibles de fumée de bois (30-1000 $\mu\text{g PM}/\text{m}^3$ vs 14,9 mg/m^3) pendant seulement 6 mois n'avait pas induit d'augmentation significative des tumeurs pulmonaires chez des souris exposées (comparées aux contrôles).

A noter qu'en 2006, l'IARC (IARC, 2010a) a conclu que les émissions issues de la combustion résidentielle de biomasse (principalement de bois) était « probablement cancérigène chez l'Homme (classé 2A) ».

5.2 Etudes ex vivo/in vitro

Bien que des études toxicologiques utilisant des voies d'exposition autres que l'inhalation ne soient pas le principal focus de la revue de Naeher et al. (2007), plusieurs études ex vivo/in vitro sont brièvement discutées dans la mesure où elles pourraient contribuer à une meilleure compréhension des potentiels impacts sanitaires de la fumée de bois. Bhattacharyya et al. (1998) ont examiné les effets d'expositions à la fumée de pin pendant 5-20 minutes sur des explants trachéaux de lapins. L'exposition des explants pendant 20 minutes entraînait une dégénérescence du revêtement épithélial mucociliaire ; des expositions plus courtes (10 minutes) entraînaient une conservation de l'intégrité des tissus, mais une altération de la morphologie épithéliale. Des pathologies similaires associées aux fumées de bois ont été observées in vivo à la suite d'expositions aiguës.

Une exposition de cristallins d'œil en culture à des condensats de fumées de bois pendant 10 minutes a entraîné une opacification induite par les fumées de bois (Rao et al., 1995). Des analyses histologiques des cristallins exposés aux fumées ont révélé des modifications morphologiques bien distinctes incluant hyperplasie, hypertrophie et superposition des cellules épithéliales. Les auteurs ont conclu que l'exposition aux fumées de bois pouvait contribuer à une opacification progressive du cristallin de l'œil.

Leonard et al. (2000) ont examiné les effets de fumées de bois liquéfiées issues de pin et de sapin de Douglas sur la production de radicaux libres par des macrophages de souris en culture, des altérations de l'ADN, l'activation du facteur nucléaire KB et la libération de TNF α (tumor necrosis factor). Ces études ont montré qu'une exposition aux fumées de bois liquéfiées en combinaison avec du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) induisait des altérations de l'ADN induites par des radicaux hydroxyles (OH°), et qu'une co-exposition avec un désactivateur des radicaux hydroxyles (OH°) ou un chélateur métallique inhibait la génotoxicité observée (Leonard et al., 2000). Les auteurs ont conclu que des radicaux libres générés par les fumées de bois à travers la réaction du fer avec H_2O_2 pouvaient produire des altérations génétiques et cellulaires.

Plus récemment, Leonard et al. (2007) ont examiné l'implication de radicaux libres dans la toxicité des fumées d'incendie de végétation, et la relation entre la taille des particules et la production de radicaux. Des échantillons ont été prélevés lors d'un incendie de forêt en Alaska, préservés puis analysés. La résonance de spin électronique a été utilisée pour mesurer les radicaux centrés sur le carbone ainsi que les radicaux hydroxyles produits par une réaction de Fenton modifiée avec la fumée d'incendie. Une étude des espèces réactives de l'oxygène a ensuite été conduite en analysant sur des monocytes péritonéaux de souris RAW 264.7 (montrant une réponse similaire à l'exposition aux particules par rapport aux macrophages alvéolaires) la production de H_2O_2 cellulaire, la peroxydation lipidique des membranes cellulaires et des altérations de l'ADN. Les résultats ont montré que les particules grossières contenaient plus de radicaux carbone par unité de masse que les particules ultrafines, alors que les particules ultrafines produisaient davantage de radicaux hydroxyles avec une réaction acellulaire de Fenton modifiée. Les particules ultrafines causaient également une augmentation significative de H_2O_2 par des monocytes et une peroxydation lipidique. Les particules quelque soit leur taille montraient une capacité d'altération de l'ADN. En conclusion des auteurs, ces résultats indiquaient que la production de radicaux et les altérations causées par ces radicaux n'étaient pas seulement fonction de la surface de contact mais étaient également influencés par des modifications chimiques et d'autres caractéristiques liées à la taille des particules.

Par ailleurs, un parallèle peut être fait avec une étude ayant montré, par résonance paramagnétique électronique, une production de radicaux hydroxyles (OH°) plus importante par des $PM_{2,5}$ prélevées dans l'air ambiant durant des feux de végétation par rapport à des $PM_{2,5}$ du fond urbain à Singapour (février-mars 2005), et ce du fait de la présence accrue d'ions fer solubles (Karthikeyan et al., 2006).

Plusieurs études de toxicité génétique ont évalué la mutagénicité des condensats de fumées de bois (Hytonen et al., 1983 ; Alfheim & Ramdahl, 1984 ; Alfheim et al., 1984 ; Asita et al., 1991). Dans toutes ces études, les extraits de fumées de bois étaient mutagènes dans les systèmes bactériens. Plusieurs facteurs incluant les conditions de chauffage, le type d'installation de brûlage du bois, l'origine du bois, et la concentration de HAP, ont semblé jouer un rôle important dans l'activité mutagène (Naeher et al., 2007). Une étude a montré que des particules issues des fumées de feu de forêt induisaient des augmentations doses-dépendantes d'échanges de chromatides soeurs dans des lymphocytes humains en culture (Viau et al., 1982).

Jalava et al. (2006) ont examiné des effets inflammatoires et cytotoxiques sur des macrophages de souris RAW 264.7 induits par des particules prélevées durant le transport à longue distance de fumées d'incendies de végétation à Helsinki. La concentration massique de $PM_{1-0,2}$ était fortement augmentée durant deux épisodes de transport à longue distance mais leur contenu en HAP totaux et génotoxiques représentait uniquement 10-25 % des teneurs moyennes de saison. La capacité des $PM_{10-2,5}$, $PM_{2,5-1}$, $PM_{1-0,2}$ et $PM_{0,2}$ à induire la production de cytokines ($TNF\alpha$, IL-6, MIP-2) se réduisait avec la réduction de la taille des particules, mais la taille des particules avait un impact plus faible sur la production d'oxyde nitreux (NO), la cytotoxicité et l'apoptose. Les particules prélevées durant les épisodes de transport à longue distance des fumées d'incendie de végétation avait une activité bien plus faible dans la production de cytokines par rapport aux particules prélevées dans l'air de fond urbain en dehors des épisodes, ce qui est suggéré par les auteurs être du à une transformation chimique de la fraction organique durant le vieillissement. Cependant, les particules prélevées durant les épisodes rapportées à un mètre cube d'air inhalé étaient associées à des activités cytotoxiques et inflammatoires augmentées compte tenu des concentrations massiques $PM_{1-0,2}$ bien supérieures.

5.3 Conclusions

Les études montrent clairement que l'inhalation à court terme de fumées de bois peut altérer des mécanismes de défense immunitaire des poumons, importants dans la résistance aux infections pulmonaires. Une cible probable de l'immunotoxicité des fumées de bois semble être les macrophages pulmonaires. Ces études supportent la notion que les fumées de bois inhalées contribuent à l'augmentation de l'incidence des pathologies respiratoires infectieuses rapportée chez des enfants vivant dans des pays en voie de développement et/ou à proximité d'habitations équipées d'installations de chauffage au bois.

Egalement en lien avec l'inhalation à court terme de fumées de bois, plusieurs études rapportent l'induction au niveau pulmonaire d'un stress oxydant, d'une réponse inflammatoire, d'une altération modérée de la fonction pulmonaire, et d'une aggravation de l'hyperréactivité bronchique non spécifique en réponse à des bronchoconstricteurs.

Les effets étaient plus graves après des expositions aiguës à des fortes doses. Ainsi, la majorité des études chez l'animal indique que l'exposition à des fortes doses de fumée de bois peut produire des lésions irréversibles ou à long terme des tissus pulmonaires. Sur la base de peu d'études, ces effets semblent être fortement associés à la phase particulaire.

Les fumées de bois présentent un caractère mutagène (études *in vitro* et *ex vivo*). Par ailleurs, selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2010)²⁹, le niveau de preuve du caractère carcinogène est « limité » pour les émissions de combustion de bois, et « suffisant » pour les extraits de fumées de bois (études animal).

Les connaissances sont à ce jour insuffisantes pour distinguer les effets toxiques selon différents types de biomasse.

Bien qu'un certain niveau de preuve soit apporté sur la possibilité de risques sanitaires liés à des expositions sur le long terme à des concentrations plus faibles, reflétant mieux les expositions des pays développés, davantage de recherche sont nécessaires avant de pouvoir tirer des conclusions plus définitives. Néanmoins, il apparaît clairement que l'inhalation de fumées de bois peut avoir un impact significatif sur l'homéostasie pulmonaire³⁰ et sur des exacerbations de processus pathologiques pulmonaires en cours.

²⁹ CIRC. (2010). Household use of solid fuels and high-temperature frying. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*; 95:1-430. En ligne : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol95/mono95.pdf>

³⁰ L'homéostasie pulmonaire est la capacité que peut avoir le système pulmonaire à conserver son équilibre de fonctionnement en dépit des contraintes qui lui sont extérieures. L'équilibre de fonctionnement du système pulmonaire est représenté par la maintenance de l'ensemble des paramètres physico-chimiques de ce système qui doivent rester relativement constants.

6 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des feux de végétation à l'air libre

En comparaison de l'important volume d'informations concernant les particules en suspension dans l'air urbain et leurs impacts sur la santé humaine, un nombre limité d'études ont directement évalué les effets sanitaires de la pollution atmosphérique résultant du brûlage de biomasse au sein de populations.

Plusieurs revues ont discuté les impacts sanitaires et polluants associés à la pollution de l'air par la fumée de bois (Larson&Koenig, 1994 ; Pierson et al., 1989 ; Vedal, 1993 ; Boman et al., 2003, 2006 ; IARC, 2010a). Bien que ces revues ciblent l'exposition de populations par la combustion de bois dans des cheminées et fours à bois, plusieurs conclusions sont pertinentes pour une compréhension plus large de la pollution de l'air par les feux de végétation.

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a publié un document décrivant des directives de santé pour les incendies de végétation (Schwela D.H., 1999) complétée d'une mise à jour en 2004 (Schwela D.H., 2004), et qui comprend également une revue du niveau de preuve liant la pollution de l'air des feux de végétation à des effets sur la santé humaine. L'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) a également publié un document guide destiné aux responsables de santé publique concernant les incendies de végétation (US EPA, 2008). Ces deux documents (Schwela D.H., 1999 ; US EPA, 2008) détaillent notamment différentes mesures pouvant être mises en oeuvre pour protéger la population en cas d'incendies de végétation (exemples de mesures en Annexe 11).

L'Équipe spéciale mixte des aspects sanitaires sous l'égide des Nations Unies³¹ a résumé en 2009, après examen d'un projet de rapport établi par ses experts, les données scientifiques disponibles sur les risques pour la santé de la pollution atmosphérique due aux incendies de forêts, au brûlage agricole et à la combustion de la biomasse destinée à produire de l'énergie pour satisfaire les besoins domestiques (ONU, 2009).

Enfin, une large revue des effets sanitaires des fumées de bois a été publiée par Naeher et al. (2007) incluant une analyse d'études relatives aux expositions et à l'épidémiologie des fumées d'incendies de végétation, et d'études d'exposition humaine contrôlée aux fumées de biomasses.

Ce chapitre reprend l'analyse approfondie réalisée par Naeher et al. (2007) et la complète par des études pertinentes publiées plus récemment.

6.1 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des incendies de végétation

Les termes « incendies de végétation » incluent les feux étendus de végétation à l'air libre d'origine naturelle (ex : foudre), accidentelle ou criminelle, ainsi que les écobuages. Les termes « feux de forêt » peuvent comprendre plus largement les feux de brousse, les feux de tourbière et autres feux étendus de végétation à l'air libre.

³¹ Équipe spéciale mixte des aspects sanitaires de la pollution atmosphérique du Centre européen de l'environnement et de la santé, de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et de l'Organe exécutif de la Convention de la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance.

6.1.1 Professionnels de lutte contre le feu

Les professionnels de lutte contre le feu sont confrontés à de nombreux facteurs de risques pour leur santé incluant le feu, la chaleur, le stress, la fatigue et les tâches physiques. De nombreux facteurs gouvernent l'exposition aux émissions atmosphériques des feux de forêts et ses conséquences potentielles sur la santé à court et à long termes, incluant les concentrations de polluants respirés, la durée d'exposition et les susceptibilités individuelles telles que la préexistence de pathologies pulmonaires ou cardiaques. Tandis que l'exposition de la population générale aux feux de forêt peut être isolée ou épisodique, elle peut être saisonnière (période/hors période des feux de végétation) ou continue chez ces travailleurs. Leurs expositions peuvent être significativement variables selon les stratégies de suppression du feu, les postes de travail, la nature et les caractéristiques du feu (ex : durée, étendue) (Dokas et al., 2007).

Les périodes de travail sont fréquemment de 12 à 18h et peuvent durer jusqu'à plus de 24h, voire plusieurs jours lors de feux étendus (Naeher et al., 2007). Dans la lutte contre les incendies de forêt, le port d'équipements respiratoires autonomes n'est souvent pas faisable et de nombreuses tâches requièrent une activité physique soutenue impliquant une augmentation de la ventilation pulmonaire, d'où des doses de fumées inhalées potentiellement élevées.

Le département californien des services de santé (California Department of Health Services) a indiqué que 76 % des 94 pompiers examinés durant les feux de la forêt National Klamath en 1987 ont rapporté des symptômes de toux, respiration sifflante ou de dyspnée (NIOSH, 2004 ; Dokas et al., 2007). Une autre étude américaine portant sur les incendies de végétation de Yellowstone en 1988 a montré que 40 % des quelques 30000 visites médicales passées par les pompiers concernaient des affections respiratoires et qu'environ 600 pompiers ont nécessité des soins médicaux ultérieurs (Reh et Deitchman, 1992 ; Dokas et al., 2007). Selon cette même étude, des susceptibilités individuelles (par exemple les allergies) ont joué un rôle dans la sévérité des symptômes. Dans la littérature, des décès de professionnels de lutte contre le feu dus à des asphyxies et à des empoisonnements aigus au CO ont été rapportés (NIOSH, 1999 ; Dokas et al., 2007). Globalement, l'asphyxie est souvent considérée comme une cause majeure des décès pour de nombreux pompiers de carrière ou volontaires (Dokas et al., 2007 ; US NWCG, 2004 ; Fowler, 2003 ; USFA, 1995). La suffocation due à l'inhalation est également rapportée comme une cause de décès pour des pompiers durant les feux de forêt dans l'Idaho et le Tennessee (Dokas et al., 2007 ; US NWCG, 2004).

Etudes d'exposition individuelle

Plusieurs études ont investigué les expositions et les effets potentiels liés aux fumées chez des professionnels de lutte contre les feux de forêts. L'évaluation in situ des expositions constitue généralement un défi logistique majeur compte tenu de la zone d'étude qui se situe souvent en terrain escarpé et isolé et des efforts physiques extrêmes que cela peut impliquer. De plus, l'évaluation des expositions ne cible par nécessité que quelques substances sur les milliers présentes dans les fumées de biomasse.

Selon des investigations du NIOSH (Kelly, 1992), les activités d'attaque directe des feux sont considérées comme les plus exposantes en comparaison des autres activités de lutte contre le feu. Il a également été rapporté que les personnels affectés aux tranchées pare-feu³², patrouillant dans les zones brûlées et attaquant les feux, sont plus fréquemment exposés à des niveaux élevés de CO et de particules en suspension (fraction alvéolaire - FA³³, PM_{3,5}, PM_{2,5}) (Fowler,

³² Une tranchée pare-feu est une coupe forestière linéaire créée et/ou spécialement entretenue pour freiner l'extension rapide d'incendies de forêt ou feux de brousse. Elle a souvent une double vocation :

- barrière anti-incendies ou destinée à ralentir ou bloquer le feu,
- réseaux de chemins facilitant la circulation des pompiers, secours, personnels d'entretien ou de surveillance, etc.

³³ La fraction alvéolaire d'un aérosol (« respirable particles ») est définie par un diamètre de coupure de 4 µm (correspondant à la probabilité 50 %) par rapport à l'aérosol ambiant conformément aux conventions en hygiène industrielle.

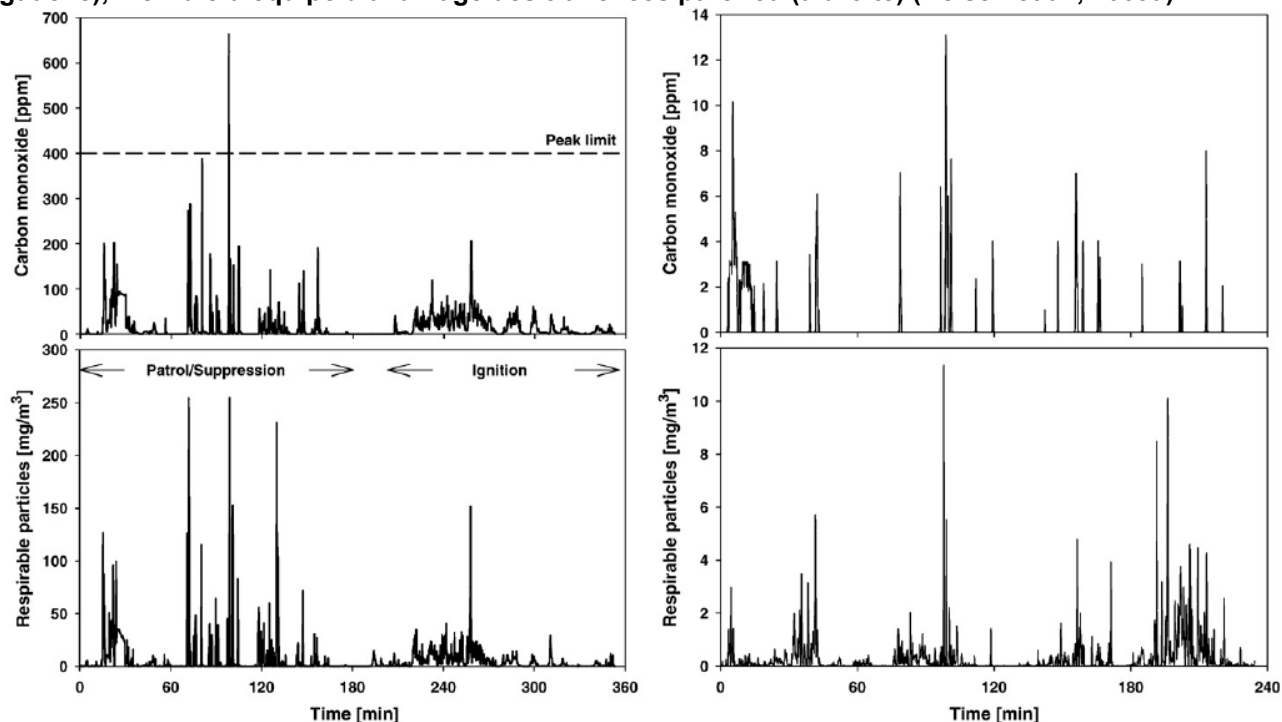
2003 ; Reisen et al., 2009a, 2011 ; Miranda et al., 2010). Les personnels affectés à la protection des biens ou au nettoyage du terrain à distance du feu actif présentaient les niveaux d'exposition les plus faibles (Reisen et al., 2011). Néanmoins, des concentrations élevées de CO et PM_{2,5} sont rapportées en dehors des périodes de combustion vive (flammes), soit potentiellement durant les activités de nettoyage du terrain en proximité de feux couvant (Miranda et al., 2010), CO et PM_{2,5} étant des produits de la combustion lente. Les conducteurs de camion-citerne présentaient des niveaux d'exposition, en moyenne sur leur période de travail, similaires aux autres équipes sur le terrain, mais plus faibles en niveaux d'exposition à court terme (Reisen et al., 2011). Des niveaux élevés de CO ont été mesurés chez les opérateurs de pompes (McCammon and McKenzie, 2000 ; Materna et al., 1992 ; Reisen et al., 2011). Les expositions peuvent également intervenir en dehors des périodes de travail suivant la localisation du camp de base (lieu de repose et collation) par rapport au feu et aux conditions météorologiques dominantes.

Reinhardt et Ottmar (2000) ont évalué l'exposition par des mesures au niveau de la zone de respiration des concentrations d'acroléine, benzène, dioxyde de carbone, CO, formaldéhyde et PM_{3,5} chez des pompiers durant 21 incendies de végétation en Californie entre 1992 et 1995. Les expositions aux composés gazeux étaient généralement bien inférieures aux valeurs limites moyennes d'exposition professionnelle considérées (VME). Cependant, certains feux ont entraîné des pics d'exposition élevés. Des expositions aux PM_{3,5} durant plusieurs jours de feux étaient de 0,72 mg/m³ en moyenne au niveau de la ligne de feu et de 0,5 mg/m³ sur l'ensemble de la période de travail, avec des pics de concentration respectifs de 2,3 et 2,9 mg/m³. Les expositions correspondantes en CO étaient de 4,0 et 2,8 ppm, avec des pics d'exposition (en moyennes sur 2h) de 38,8 ppm et 30,5 ppm. Les concentrations de particules étaient 10 à 30 fois supérieures aux standards américains de qualité de l'air alors en vigueur pour les PM_{2,5} (65 µg/m³) (Naeher et al., 2007). Les concentrations élevées de CO restaient inférieures aux VME et valeurs limites d'exposition professionnelle à court terme (VLCT).

Materna et al. (1992) ont également observé des expositions individuelles aux particules de fraction alvéolaire extrêmement importantes chez des pompiers californiens durant les saisons de feux entre 1987 et 1989. Les concentrations moyennes sur les lignes de feu étaient comprises entre 0,3 et 5,1 mg/m³ avec une médiane de 1,8 mg/m³ (Naeher et al., 2007). 12 HAPs ont également été mesurés, tous étaient inférieurs à 1 µg/m³. Les niveaux de CO les plus élevés étaient associés avec l'utilisation des moteurs diesel de pompage plutôt qu'avec les expositions aux fumées de feux. Les aldéhydes ont été recherchés et ont été détectés le formaldéhyde, l'acroléine, le furfural, et l'acétaldéhyde. La plupart des niveaux de concentration étaient bien inférieurs aux VLEP. Cependant le formaldéhyde était détecté dans tous les échantillons et sa concentration dépassait dans certains cas la VLEP (maximum des concentrations moyennes [226 min] = 0,42 mg/m³).

Reisen et al. (2009a) ont mesuré des expositions individuelles aux CO, particules de fraction alvéolaire, aldéhydes et COVs au niveau de la zone de respiration de 40 pompiers et 10 chercheurs durant 10 écobuages et 2 brûlage expérimentaux en Australie entre 2005 et 2006. Les données collectées montrent une forte corrélation entre les concentrations de CO et particules, comme le souligne la régression linéaire des expositions moyennes à ces deux polluants ($r^2 = 0,86$, $p = 0,001$). Des corrélations statistiquement significatives étaient également observées entre le formaldéhyde et le CO ($r^2 = 0,69$), acétaldéhyde et CO ($r^2 = 0,57$) et particules et formaldéhyde ($r^2 = 0,85$). Ces résultats montrent que les individus étaient généralement exposés à des mélanges de ces polluants et que des stratégies de mesures simplifiées peuvent être développées par exemple à l'aide d'un nombre de polluants traceurs plus restreint. Aucune corrélation n'a été observée entre CO et benzène ($r^2 = 0,08$) et CO et COVs totaux ($r^2 = 0,02$). Selon les auteurs, la source majeure de COVs provenait des vapeurs issues du carburant dans les torches goutte à goutte manipulées. Les mesures en continu (intervalles de 10 secondes) ont montré que la variabilité des concentrations sur une période de travail coïncidait assez bien entre les pics de CO et particules (Figure 19).

Figure 19 : Mesures en continu des expositions de professionnels de lutte contre le feu aux particules de fraction alvéolaire et au CO : membre d'équipe de patrouille et suppression des feux (à gauche), membre d'équipe d'allumage des tranchées pare-feu (à droite) (Reisen et al., 2009a)



Entre 2005 et 2008, Reisen et al. ont mesuré en tout l'exposition de 102 pompiers durant des écofeuilles en Australie et 28 pompiers durant les incendies de végétation de Victoria (Reisen et al., 2011). Les mesures durant les écofeuilles entre 2005 et 2006 rapportés précédemment (Reisen et al., 2009a) ont été complétées dans l'étude publiée en 2010 par des données collectées entre 2007 et 2008. Les expositions individuelles de CO, particules de fraction alvéolaire et formaldéhyde mesurées ont été analysées. La majorité (> 90 %) des niveaux d'exposition moyens en poste de travail était inférieure aux VLEP (VME). Tous les dépassements, à l'exception du formaldéhyde, ont été observés durant des écofeuilles. Globalement, les niveaux d'exposition durant les écofeuilles et les incendies de forêt étaient en accord avec les niveaux d'exposition rapportés aux Etats-Unis (Tableau 15).

Tableau 15 : Comparaison inter-études des niveaux rapportés d'exposition des professionnels de lutte contre les feux de végétation (Reisen et al., 2011)

		Reisen et al. (2011)	Autres références
Écofeuilles	CO moyenne (ppm)	3,9	3,7 ^a ; 4,1 ^b
	CO max TWA (ppm)	120	48 ^a ; 58 ^b ; 38 ^c ; 30 ^d
	CO max 15 min STEL (ppm)	307	146 ^a ; 179 ^b
	Particules FA (mg/m ³)	0,72	0,6 ^a ; 0,63 ^b ; 1,15 ^c
	Particules FA max TWA (mg/m ³)	16,6	4,0 ^a ; 10,5 ^b ; 2,7 ^c ; 3,7 ^d
	Formaldéhyde moyenne (ppm)	0,073	0,09 ^a ; 0,047 ^b
	Formaldéhyde max TWA (ppm)	0,16	0,13 ^c
Incendies	CO moyenne (ppm)	3,0	2,8 ^b ; 4 ^f
	CO max TWA (ppm)	9,4	39 ^b ; 80 ^c ; 9 ^f ; 17 ^g ; 7,8 ^h ; 24,2 ⁱ
	CO max 15 min STEL (ppm)	92	42 ^b
	Particules FA moyenne (mg/m ³)	0,42	0,5 ^b ; 1,75 ^c ; 0,49 ^f ; 0,37 ^g
	Particules FA max TWA (mg/m ³)	1,46	2,9 ^b ; 5,14 ^c ; 1,5 ^f ; 0,69 ^g ; 1,7 ⁱ
	Formaldéhyde moyenne (ppm)	0,037	0,013 ^b ; 0,07 ^f
	Formaldéhyde max TWA (ppm)	0,109	0,093 ^b ; 0,10 ^f ; 0,07 ⁱ

max TWA : maximale des moyennes pondérées sur 8 heures ; max 15 min STEL : maximale des concentrations mesurées sur 15 minutes

^a Reisen et Brown (2009) ; ^b Reinhardt et Ottmar (2004) ; ^c Materna et al. (1992) ; ^d McMahon et Bush (1992) ; ^e De Vos et al. (2009) ; ^f Kelly (1992b) ; ^g Kelly (1992a) ; ^h Reh et Deitchman (1992) ; ⁱ Reh et al. (1994)

Miranda et al. (2010) ont mesuré les expositions individuelles au CO, PM_{2,5}, COVs et dioxyde d'azote (NO₂) durant des feux expérimentaux sur 10 pompiers à Gestosa au Portugal entre 2008 et 2009. Les résultats montrent que les expositions à ces polluants étaient fréquemment élevées. Plusieurs dépassements des VLEP ont été observés pour le CO (concentration instantanée maximale = 614 ppm). Les expositions au NO₂ ne dépassaient généralement pas la VLEP, à l'exception de quelques pics (concentration instantanée maximale = 33 ppm). Bien que généralement les expositions aux PM_{2,5} ne dépassaient pas non plus la VLEP, des pics d'exposition très élevés ont été observés (maximum des concentrations moyennes en poste de travail = 2,196 mg/m³ ; concentration instantanée maximale = 18000 µg/m³). Concernant les COVs totaux, considérant les concentrations atteignant 88 ppm, les auteurs recommandent d'identifier et quantifier les espèces individuelles de COV en présence. En supplément de l'étude de Miranda et al. (2010), un résumé publié d'étude (Ferreira et al., 2010) rapporte une diminution significative de monoxyde d'azote exhalée (eNO) (p<0,05) et une augmentation très significative de CO exhalée (p<0,001) entre des mesures avant et après des activités de lutte contre des feux expérimentaux ou en conditions réelles chez 18 pompiers (les 10 pompiers cités dans l'étude de Miranda et al. (2010) sont un sous-groupe de ces 18 pompiers).

De Vos et al. (2009) ont mesuré les concentrations de plusieurs polluants en chambre expérimentale et durant des écobuages en Australie. Les niveaux de formaldéhyde et d'acroléine correspondaient respectivement à 60 % et 80 % de la VLEP court terme en chambre expérimentale. Les niveaux de CO dépassaient significativement la valeur limite instantanée de 400 ppm. Les concentrations mesurées durant les écobuages étaient globalement plus faibles qu'en chambre expérimentale. Sur 8 participants, des mesures d'exposition individuelles en chambre expérimentale ont été réalisées pour le n-hexane, benzène, toluène, éthylbenzène, m,p xylènes, o-xylènes et les benzènes C2 totaux. Ces gaz organiques étaient présents à des niveaux très faibles comparés aux VLEP de l'Australian Safety and Compensation Council 1995. Le niveau médian de toluène était de 53,91 mg/m³ avec un niveau maximal de 103,96 mg/m³, soit environ 20 % de la VLEP court terme (565 mg/m³), les niveaux de toluène étant bien plus élevés que les 6 autres composés organiques étudiés.

Etudes sanitaires

Le peu d'études ayant mesuré des effets sanitaires s'est focalisé sur les effets respiratoires croisés avec le poste de travail ou avec la saisonnalité (période/hors période des feux de végétation) (Naeher et al., 2007).

Dans une première étude des modifications inter-saisonniers des symptômes respiratoires et de la fonction pulmonaire des professionnels de lutte contre les incendies de végétation, Rothman et al. (1991) ont examiné 69 pompiers californiens qui étaient non fumeurs ou anciens fumeurs depuis plus de 6 mois. Des augmentations inter-saisonniers significatives ont été observées pour les symptômes rapportés suivant : toux, expectorations, respiration sifflante, irritations nasales et oculaires. Seules les irritations nasales étaient néanmoins significativement associées à l'activité de lutte contre les feux ($r = 0,48$, $p < 0,001$), tandis que l'association entre respiration sifflante et activité de lutte contre les feux était à la limite de la significativité durant les 2 dernières semaines de l'étude ($r = 0,25$, $p = 0,07$) (Naeher et al., 2007). Des diminutions faibles mais statistiquement significatives sont rapportées par plusieurs mesures de la fonction pulmonaire au cours de la saison, avec des relations plus fortes pour les catégories d'exposition les plus élevées durant la dernière semaine précédant le suivi spirométrique. Les associations devenaient plus faibles et moins significatives avec l'inclusion progressive de semaines supplémentaires précédant la spirométrie. Au cours de l'étude de 8 semaines, plusieurs paramètres de la fonction pulmonaire ont significativement diminué, incluant FEV1³⁴ (-1,2 % ; IC_{95%} :-0,5, -2,0 %), FEV1/FVC³⁵ (-0.006 ;

³⁴ FEV1 : volume maximal expiré en 1 seconde, il constitue un test standard de la fonction respiratoire.

³⁵ FEV1/FVC : rapport entre le volume maximal expiré en 1 seconde (FEV1) et la capacité vitale forcée (FVC), exprimé sous la forme d'un pourcentage, fournit une indication sur la limitation du débit pulmonaire. Il diminue lorsque les voies respiratoires sont obstruées.

IC_{95%} :-0,001, -0,01 %), FVC³⁶ étant également diminué mais non significativement. La catégorie d'exposition la plus élevée durant les heures travaillées de la dernière semaine précédant la spirométrie présentait les diminutions les plus importantes de ces paramètres (FEV1 = -2,9 % [130 mL] ; FVC = -1,9 % [101 mL]). Ces modifications n'étaient pas affectées par l'ajustement sur des facteurs confondants potentiels (non spécifiés). L'usage de bandana en coton comme protection respiratoire n'était associé à aucune protection mesurable (Naeher et al., 2007).

Liu et al. (1992) ont examiné des modifications inter-saisonnières de la fonction pulmonaire et de l'hyperréactivité bronchique chez 63 professionnels de lutte contre les incendies en Californie et dans le Montana en 1989. Ces derniers ont été soumis à des tests avant le début de la saison des feux et dans les 2 semaines qui ont suivi l'arrêt de leur service. Bien que les mesures spirométriques pré et post saisonnière étaient dans un intervalle de valeurs normal pour tous les participants, des diminutions inter-saisonnières significatives sont rapportées pour les paramètres FVC, FEV1 et FEF25-75³⁷ de 0,09 L, 0,15 L, et 0,44 L/s respectivement. Aucune association significative n'est rapportée avec les autres covariables mesurées incluant consommation de tabac, allergies, asthme, symptômes des voies respiratoires supérieures et inférieures, équipe spécifique de pompiers, ou emploi saisonnier versus emploi à plein temps. La réactivité respiratoire à la métacholine augmentait significativement au cours de la saison des feux, sans être affectée par le genre, consommation de tabac, allergies, équipe spécifique de pompiers, ou emploi saisonnier versus emploi à plein temps. Cette étude suggère que, en plus des modifications inter-saisonnières persistantes de la fonction pulmonaire, la lutte contre les feux peut aussi être associée à une augmentation de l'hyperréactivité bronchique, bien que cet effet ne soit pas significatif (Naeher et al., 2007).

Letts et al. (1991) ont conduit une enquête de santé auprès de 78 professionnels de lutte contre les incendies de végétation en Californie. Aucune modification inter-saisonnière de la prévalence des symptômes n'a été mise en évidence, ni d'associations significatives avec l'exposition (définie comme faible, moyenne et élevée, sur la base des heures de travail pondérées par les estimations visuelles de l'intensité des fumées). Les modifications de FEV1 et FVC étaient faibles et non significatives. Les diminutions de FEF25-75 et FEV1/FVC étaient néanmoins significatives (-2,3% ; IC_{95%} :-4,2, -0,5 % et -0,5 % ; IC_{95%} :-1,0, -0,1 %). Les modifications de FEF25-75 ont montré une tendance non significative de relation dose-réponse ($p = 0,08$) de 0,5 %, -1,9 % et 4,7 % pour des groupes d'exposition faible, moyenne et élevée respectivement. Cependant, aucune association n'a été mise en évidence avec le nombre de saisons de lutte contre les feux, le nombre de jours suivant le dernier feu ou l'âge. Bien que les auteurs concluent à des effets inter-saisonniers de la lutte contre les feux sur la fonction pulmonaire avec un niveau de preuve limité, ils indiquent que la saison étudiée impliquait un nombre d'heures de lutte contre les feux inhabituellement faible (Naeher et al., 2007). De plus, le niveau de référence était établi en juin, « *avant une exposition significative aux fumées* » selon les auteurs, l'étendue des activités de lutte contre les feux précédant les mesures n'étant néanmoins pas documentée (Naeher et al., 2007).

Betchley et al. (1997) ont examiné les modifications inter-saisonnières de la fonction pulmonaire chez des professionnels de lutte contre les incendies de forêt dans la chaîne montagneuse des cascades d'Oregon et de Washington. Parmi les 76 travailleurs examinés au début et immédiatement après des écobuages, des diminutions médianes de FVC, FEV1, et FEF25-75 étaient de 0,065 L, 0,150 L, et 0,496 L/s respectivement. Ces modifications restaient significatives après ajustement sur des infections respiratoires dans les 4 semaines précédentes, la consommation de tabac, les « *conditions pulmonaires* », et les allergies. En examinant les modifications inter-saisonnières chez 53 pompiers, les diminutions de ces paramètres étaient de 0,033 L, 0,104 L et 0,275 L/s respectivement. Les modifications de FEV1 et FEF25-75 étaient significatives et le restaient après ajustement sur les mêmes facteurs confondants potentiels et modificateurs d'effets. Aucune modification inter-saisonnière des symptômes respiratoires n'a été

³⁶ FVC : capacité vitale forcée, elle représente le volume d'air maximal qui peut être expiré lors d'une expiration rapide et puissante (« forcée ») après une inspiration maximale.

³⁷ FEF25-75 : débit expiratoire maximum entre les valeurs de 25% et 75% de la capacité vitale forcée.

observée. Les mesures inter-saisonniers de la fonction pulmonaire et les rapports de symptômes étaient réalisés en moyenne 78 jours après les dernières activités saisonnières de lutte contre les feux. Dans une analyse ultérieure d'un sous-ensemble de ces professionnels (n = 65) ayant travaillé alors que des produits de combustion étaient mesurés, les diminutions de la fonction pulmonaire n'étaient pas spécifiquement associées aux PM_{3,5}, acroléine, CO, ou formaldéhyde (Slaughter et al., 2004).

Serra et al. (1996) ont comparé la fonction pulmonaire chez 96 professionnels de lutte contre les incendies avec un groupe « contrôle » d'agents de police. Un test a été réalisé à la fin du printemps, juste avant le début de la saison des feux. Les deux groupes avaient des valeurs médianes de FVC et TLC³⁸ identiques, et ne présentaient pas de différence significative pour FRC³⁹, DLCO⁴⁰, ou DLCO/TLC. Les pompiers présentaient cependant une modeste diminution des paramètres de la fonction pulmonaire FEV₁, FEV₁/FVC, FEF₅₀, FEF₂₅ et RV⁴¹. Malgré des différences significatives entre les deux groupes concernant l'âge et la taille (les pompiers étaient plus vieux et plus petits, favorisant des valeurs paramétriques plus faibles de la fonction pulmonaire), les différences de la fonction pulmonaires restaient significatives après un contrôle multivarié sur l'âge, la taille et la consommation de tabac. Aucune relation n'a été mise en évidence entre la fonction pulmonaire et les années de service ou le nombre de feux combattus sur la carrière. Toux et expectorations étaient plus fréquentes chez les pompiers, mais sans que cette différence ne soit statistiquement significative (Naeher et al., 2007).

³⁸ TLC : capacité pulmonaire totale, elle représente le volume d'air contenu dans les poumons après une inspiration maximale.

³⁹ FRC : capacité résiduelle fonctionnelle, elle représente le volume d'air restant dans les poumons après une expiration courante normale.

⁴⁰ DLCO : capacité de diffusion pulmonaire du CO, elle fournit une évaluation de la capacité des gaz à diffuser à travers la membrane alvéolocapillaire, des alvéoles vers le sang.

⁴¹ RV : volume résiduel, il représente le volume d'air restant dans les poumons après une expiration maximale.

Conclusions

Les études de mesure des expositions individuelles les plus approfondies ont été conduites aux Etats-Unis, en Australie et dans une moindre mesure au Portugal (Reinhardt et Ottmar, 2004; Reisen et al., 2009a, 2011; De Vos et al., 2009 ; Miranda et al., 2010). Ces études ont montré que les professionnels de lutte contre le feu peuvent être exposés de manière prolongée et intermittente à des niveaux importants de CO et de particules en suspension (fraction alvéolaire⁴², PM_{3,5}, PM_{2,5}) durant des incendies de végétation et durant les pratiques d'écobuages⁴³.

Des expositions élevées à d'autres irritants respiratoires incluant le formaldéhyde et l'acroléine peuvent également se produire bien que les particules en suspension représentent probablement le principal polluant d'intérêt (Naeher et al., 2007). Des pics d'exposition au CO mesurés dépassaient plusieurs fois les valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) court-terme. Certaines de ces études (De Vos et al., 2009; Reisen et al., 2009a) ont également identifié d'autres COV (acétaldéhyde, benzène, toluène, xylène et phénol) dans des concentrations inférieures à 1 ppm, Miranda et al. (2010) ayant mesuré des pics de concentration en COV totaux atteignant 88 ppm.

Ces expositions peuvent être augmentées par des périodes de travail pouvant durer au-delà de 10 heures, voire plus de 24 heures lors des feux très étendus, et par l'impossibilité d'utiliser des appareils respiratoires isolants.

Les quelques études sanitaires conduites chez ces travailleurs ont observé une diminution de la fonction pulmonaire, une augmentation de l'hyperréactivité bronchique et de la prévalence de symptômes respiratoires durant les périodes d'exposition aux incendies de végétation et les pratiques d'écobuage. Rothman et al. (1991) ont démontré que des expositions récemment cumulées étaient plus fortement associées à des modifications de plus grande amplitude de la fonction pulmonaire par rapport aux expositions plus anciennes. Au moins une étude a également montré des modifications aiguës de la fonction pulmonaire selon le poste de travail (Liu et al., 1992).

Cependant, chez les professionnels de lutte contre le feu, aucune étude sur le suivi à long terme de la santé respiratoire ou cardiovasculaire en lien avec les feux de végétation n'a encore été publiée. Parmi les professionnels de lutte contre les feux en ville, des troubles chroniques pulmonaires peuvent être la conséquence d'expositions répétées aux fumées, en particulier parmi ceux n'utilisant pas d'équipements de protection respiratoire (Tepper et al., 1991 ; Sparrow et al., 1982). L'activité professionnelle de lutte contre les feux a été classée comme possiblement cancérigène pour l'homme (catégorie 2B) par l'IARC (IARC, 2010b), ce classement ne correspondant pas uniquement aux feux de végétation. La guérison et la réversibilité des effets après l'arrêt des expositions chez les professionnels de lutte contre les feux de végétation (en dehors de la saison des feux) ne sont pas connues, les pompiers de ville pouvant eux être exposés à répétition tout au long de l'année.

Les effets mesurés chez les professionnels de lutte contre les incendies de végétation ne permettent pas une extrapolation quantitative aux expositions de la population générale compte tenu notamment des différences marquées entre ces deux populations sur le degré d'aptitude et de résistance physiques, et sur les conditions d'expositions.

⁴² La fraction alvéolaire d'un aérosol (« respirable particles ») est définie par un diamètre de coupure de 4 µm (correspondant à la probabilité 50 %) par rapport à l'aérosol ambiant conformément aux conventions en hygiène industrielle.

⁴³ L'écobuage, ou débroussaillage par le feu, est une pratique agricole ancestrale pratiquée dans le monde entier, mais également une méthode efficace de diminution de la biomasse disponible en prévention ou durant des incendies.

6.1.2 Population générale

La fumée des feux de végétation peut couvrir de larges zones incluant des agglomérations urbaines fortement peuplées, et même des faibles augmentations de risques sanitaires peuvent avoir un impact important sur la santé publique.

Conception des études

Pour évaluer les effets des fumées de feux de végétation sur la santé des populations, les études ont utilisé différentes méthodes d'analyse allant de la simple comparaison d'évènements sanitaires (visites en service d'urgence, admissions hospitalières, mortalité, symptômes respiratoires, ...) avant et durant un épisode de fumées, jusqu'à des modélisations statistiques plus sophistiquées. Trois principaux types d'étude peuvent être relevés dans un ordre croissant de sophistication :

- les études comparant des évènements sanitaires avant, durant ou après un épisode de fumées, sans prise en compte de données de qualité de l'air (PM) ;
- les études comparant des évènements sanitaires avant, durant ou après un épisode de fumées, avec prise en compte de données de qualité de l'air (PM) mais sans distinction entre les effets des PM attribuables aux feux de végétation et les effets des PM de fond ;
- les études comparant des évènements sanitaires avant, durant ou après un épisode de fumées, avec prise en compte de données de qualité de l'air (PM), et en distinguant les effets des PM attribuables aux feux de végétation des effets attribuables aux PM de fond.

Pour calculer des associations entre l'exposition à la pollution de l'air durant ces épisodes et les évènements sanitaires, une large majorité des études ont réalisé des analyses de séries temporelles et une seule étude identifiée a réalisé une analyse cas-croisés permettant notamment d'éliminer certains facteurs de confusion (facteurs individuels, jour de la semaine, tendances saisonnières, ...).

Durant des épisodes de feux de végétation, les particules en suspension sont le polluant de l'air le plus invariablement élevé dans les zones impactées par les fumées, avec des concentrations le plus souvent supérieures aux concentrations de fond urbain. Les particules en suspension sont le plus souvent mesurées sous la forme de PM_{10} . Durant la dernière décennie, l'intérêt s'est déplacé vers les $PM_{2,5}$. Cependant, peu d'études sur les effets sanitaires des feux de végétation ont été capables d'évaluer directement les effets des $PM_{2,5}$, cette fraction particulaire restant plus difficile à mesurer que les PM_{10} . Lorsqu'aucune mesure directe des PM n'était disponible, des estimations indirectes ont parfois été utilisées, par exemple des estimations de PM_{10} dérivées de données de visibilité.

Dans quelques études, les PM_{10} (et plus rarement les $PM_{2,5}$) liées aux feux de végétation sont distinguées des PM_{10} (ou $PM_{2,5}$) de fond, par exemple en soustrayant la concentration moyenne de PM sur la période d'étude (hors jours de feux) à la concentration totale de PM mesurée durant les jours de feux. Pour distinguer les jours impactés ou non par les feux de végétation, certaines études catégorisent les jours selon divers critères : surface brûlée, concentration de PM, par reporting de la population étudiée (subjectif), ... Au final, peu d'études ont distingué les effets des PM_{10} (ou $PM_{2,5}$) attribuables aux feux de végétation des effets des PM_{10} (ou $PM_{2,5}$) de fond.

La réalisation d'une méta-analyse à partir des études décrites dans ce chapitre apparaît très complexe compte tenu des différences marquées de types d'étude et de méthodes statistiques utilisées. Beaucoup d'études n'ont pas utilisé des mesures directes de PM ou ont utilisé des estimations de PM. Certaines études ont investigué les effets respiratoires en général, d'autres des symptômes respiratoires plus particuliers, et d'autres n'ont investigué que l'asthme. Peu d'étude ont investigué les effets cardiovasculaires et la mortalité. La période d'analyse diffère aussi selon les études. Par ailleurs, bien que la quasi totalité des études rapporte une association avec des effets respiratoires, le biais de publication ne peut être écarté favorisant la publication d'études montrant des associations. Enfin, la plupart des études épidémiologiques ont des limites significatives.

Ces limites structurelles et statistiques sont souvent inhérentes au caractère épisodique et aléatoire des expositions généralement de courte durée et aux effectifs souvent restreints des populations exposées. Pour augmenter leur puissance statistique, certaines études ont investigué plusieurs épisodes sur plusieurs années plutôt que quelques épisodes sur quelques semaines ou mois (période d'étude plus longue), ou ont investigué des effectifs de population importants soit par le biais de cohortes déjà constituées au moment des épisodes et/ou parce que l'étendue des incendies le permettait. Les études sur les effets respiratoires des feux de végétation ciblent généralement des effets qui peuvent être observés rapidement après l'épisode des fumées, ces épisodes étant difficilement prévisibles. En conséquence, la plupart des recherches ont ciblé les visites en service d'urgence, les admissions hospitalières ou la mortalité. Cependant ces effets sont parmi les plus sévères et les moins sensibles (faible proportion de population affectée) par rapport à d'autres effets : effets infracliniques, altération de la fonction pulmonaire, symptômes, consommation médicamenteuse. Peu d'études ont investigué ces effets plus subtils. Ainsi, le manque d'étude mettant en évidence des effets sur la mortalité pourrait vraisemblablement être due au manque de puissance des analyses de mortalité relatives aux feux de végétation ; alors même que des effets sur la mortalité sont clairement mis en évidence dans les études sur la pollution de l'air urbain. Enfin, des déterminants potentiels d'exposition sont encore sous - voire non - documentés, tels que la distance entre les feux de végétation et les zones de population étudiée, des conditions météorologiques (vitesse des vents, inversion de température), et les combustibles impactés par les feux. La pollution de l'air intérieur (logements, écoles, ...) liée aux fumées des feux de végétation est également très peu documentée (Dennekamp et Abramson, 2011 ; Reisen et Brown, 2009b).

Amérique du Nord

- **Duclos P. et al. (1990). *The 1987 forest fire disaster in California: Assessment of emergency room visits.***

Plusieurs études d'Amérique du Nord ont évalué les impacts sanitaires associés aux feux de forêts et de broussailles. Dans la première étude examinant l'effet des fumées d'incendie de végétation sur la population générale, Duclos et al. ont évalué l'impact de feux de forêt nombreux et étendus sur les visites en service d'urgence (VU) de 15 hôpitaux de 6 comtés en Californie (Duclos et al., 1990). Les auteurs ont calculé des ratios rapportant le nombre de VU observé au nombre attendu en se basant sur les nombres de visites durant deux périodes de référence.

Durant les deux semaines et demi environ d'observations, les VU pour asthme et broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) ont augmenté de 40 % ($p < 0,001$) et 30 % ($p < 0,02$) respectivement. Des augmentations significatives ont également été observées pour les bronchites (Observé[O]/Attendu[A] = 1,2 ; $p = 0,03$), laryngites (O/A = 1,6 ; $p = 0,02$), sinusites (O/A = 1,3 ; $p = 0,05$), et autres infections des voies respiratoires supérieures (O/A = 1,5 ; $p < 0,001$). L'évaluation de l'exposition était cependant problématique peu de stations de prélèvement des PM₁₀ étant situé sous le vent des feux. La concentration mesurée de PM₁₀ la plus élevée était de 237 µg/m³. En comparaison, plusieurs mesures des particules totales en suspension (PTS) excédaient 1000 µg/m³, la valeur maximale atteignant 4158 µg/m³.

L'exposition aux fumées des feux de forêt peut être imprévisible, changeant entre autres avec la direction des vents, l'intensité des feux et les précipitations. Le peu de mesures de la qualité de l'air disponible pour les auteurs ne pouvait pas être utilisé pour caractériser avec fiabilité l'exposition de la population, ce qui constitue une limite retrouvée plus largement dans les études sur les incendies de végétation (Naeher et al., 2007). Par ailleurs cette étude est sujette à d'autres limites typiques des analyses sur les VU et liées à des facteurs comportementaux et économiques (ex : perceptions de la sévérité de la maladie, accès à d'autres recours pour les soins, accès à une assurance de santé, ce dernier point étant souvent plus spécifiquement problématique aux Etats-Unis).

- **Sorenson B. et al. (1999). Surveillance of morbidity during wildfires - Central Florida, 1998.**

Bien qu'aucune concentration de polluant atmosphérique n'ait été rapportée, l'impact des incendies de végétation en Floride sur les VU de 8 hôpitaux en 1998 a été comparé aux VU durant la même période de 5 semaines l'année précédente (Naeher et al., 2007).

De 1997 à 1998, les VU ont augmenté fortement pour les asthmes (91 %), bronchites exacerbées (132 %), et les oppressions thoraciques (37 %), tandis que les VU ont diminué pour les respirations douloureuses (27 %) et les bronchites aiguës (20 %). Bien que se basant sur des effectifs plus restreints, le nombre d'admissions hospitalières était modérément modifié (augmentations de 46 % pour l'asthme et 24 % pour les douleurs thoraciques) (Sorenson et al., 1999).

Bien que cette étude suggère que l'exposition à la fumée des feux de végétation entraîne une augmentation des VU pour symptômes et pathologies respiratoires, aucune conclusion ferme n'apparaît possible. Seule une période de référence a été sélectionnée, ce qui pourrait ne pas fournir une base stable de comparaison, et aucun test statistique n'a été entrepris.

- **Mott J.A. et al. (2002). Wildland forest fire smoke: Health effects and intervention evaluation, Hoopa, California, 1999.**

Dans une évaluation rétrospective des impacts sanitaires liés à un incendie étendu dans une réserve d'indiens d'Amérique au nord de la Californie, les visites à la clinique locale pour pathologie respiratoire a augmenté de 52 % par rapport à la même période l'année précédente (Mott et al., 2002). Durant les 10 semaines que le feu a duré, les niveaux de PM₁₀ ont dépassé 150 µg/m³ (moyenne sur 24 h) à 15 reprises, et sur 2 jours les niveaux ont dépassé 500 µg/m³. Les concentrations hebdomadaires de PM₁₀ étaient fortement corrélées avec le nombre hebdomadaire de visites pour pathologie respiratoire durant l'année du feu ($r = 0,74$), contrairement à l'année précédente ($r = - 0,63$). Dans une enquête auprès de la communauté comptant 289 répondants, plus de 60 % ont rapporté des symptômes respiratoires durant l'épisode des fumées, 20 % ont rapporté des symptômes persistant au moins 2 semaines après la dissipation des fumées. Les individus avec des pathologies cardio-pulmonaires préexistantes ont rapporté significativement plus de symptômes avant, durant et après le feu que les autres individus.

Les auteurs ont également évalué rétrospectivement l'efficacité de plusieurs actions de santé publiques visant à réduire les symptômes : distribution gratuite de masques avec et sans filtre, bons pour se loger gratuitement dans des hôtels éloignés des fumées afin de faciliter l'évacuation de la population, distribution de filtres épurateurs d'air HEPA très haute efficacité (High Efficiency Particulate Air Filter) pour usage résidentiel, diffusion de messages d'intérêt public relatifs aux stratégies de réduction des expositions. Mott et al. ont observé qu'une augmentation de la durée d'utilisation d'épurateur d'air résidentiel HEPA était associée à une diminution des odds ratios (OR) relatifs à l'augmentation de symptômes rapportés (OR = 0,54, IC = 0,32 – 0,89), avec une tendance inverse entre symptômes rapportés et augmentation de la durée d'usage des HEPA résidentiels. De la même manière, la capacité de rappel précis d'un message d'intérêt public était aussi associée à une réduction des OR pour symptômes respiratoires. A l'inverse, des effets bénéfiques n'étaient pas détectables pour l'évacuation des zones enfumées et le port de masques. Cependant, le moment et la durée de l'évacuation n'étaient pas optimaux. Sur les jours correspondant aux plus fortes concentrations de fumée enregistrées, plus de 80 % des individus n'étaient pas évacués. Le fait que les masques n'apparaissent pas protecteurs n'est pas non plus surprenant pour les auteurs, les masques ayant été distribués sans test de conformité avec des efficacités de filtration variables (Naeher et al., 2007). De plus, aucune des actions n'était randomisée, et en effet des individus présentant des effets sanitaires liés aux fumées ou un diagnostic préalable de pathologie respiratoire ou cardiovasculaire étaient en priorité les bénéficiaires des bons de logement en hôtel et des épurateurs HEPA.

Enfin, compte tenu de la nature rétrospective de cette étude, des biais de mémoire peuvent avoir affecté les résultats basés sur l'enquête.

- **Sutherland E.R. et al. (2005). *Wildfire smoke and respiratory symptoms in patients with chronic obstructive pulmonary disease.***

Au sein d'un panel de 21 sujets atteints de BPCO, Sutherland et al. (2005) ont rapporté une augmentation d'un index de symptômes respiratoires (dyspnée, toux, oppression thoracique, respiration sifflante, expectoration) associée à 2 jours de niveaux élevés en particules de l'air ambiant du fait d'un feu de forêt à proximité de Denver aux Etats-Unis. Sur les 2 jours durant lesquels les scores de symptômes étaient augmentés, les concentrations moyennes des PM_{2,5} ont augmenté de 63 µg/m³ par rapport à une moyenne de 14 µg/m³ établie sur des jours contrôles.

Durant ce feu, ainsi que plusieurs autres feux dans le Colorado, l'infiltration des particules en suspension à l'intérieur de bâtiments a été mesurée et l'efficacité des épurateurs d'air résidentiels HEPA a été évaluée dans 8 logements. Une diminution des concentrations de PM_{2,5} de 63-88 % a été mesurée dans les logements équipés d'épurateurs d'air. Dans les logements non équipés, les concentrations de PM_{2,5} à l'intérieur correspondaient à 58-100 % des concentrations mesurées à l'extérieur (Henderson et al., 2005).

- **Moore D. et al. (2006). *Population health effects of air quality changes due to forest fires in British Columbia in 2003: Estimates from physician-visit billing data.***

Moore et al. (2006) ont évalué l'impact des concentrations élevées de PM_{2,5} associée aux feux de forêt sur les consultations médicales pour pathologies respiratoires et cardiovasculaires.

Deux feux étendus et adjacents à des zones urbaines en Colombie-Britannique au Canada ont entraîné des élévations intermittentes (140-200 µg/m³) des concentrations moyennes journalières de PM_{2,5} pendant 5 semaines en 2003. Dans la commune soumise aux plus forts niveaux mesurés de PM₁₀ et qui était la plus proche du feu, les consultations médicales hebdomadaires pour pathologies respiratoires ont été augmentées d'environ 45-80 % par rapport aux taux moyens correspondant à ces mêmes semaines les 10 années précédentes. Aucune augmentation statistiquement significative n'a été observée dans la commune pour laquelle les augmentations de PM dues aux feux étaient les plus faibles, et aucune des communes n'a présenté d'augmentation des consultations médicales pour pathologies cardiovasculaires.

Cependant, comme plusieurs patients présentant des symptômes caractéristiques d'évènements cardiovasculaires aigus sont plus susceptibles d'aller directement en service d'urgence hospitalier, il est possible que l'étude n'ait pas été en capacité d'identifier des conséquences cardiovasculaires d'intérêt.

- **Künzli N. et al. (2006). *Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children.***

Bien que certains effets sur la santé liés aux fumées des feux de végétation soient connus, les résultats chez les enfants sont plus incohérents compte tenu du manque d'études sur des effectifs importants de population. Künzli et al. (2006) ont évalué avec une enquête par questionnaire auprès d'enfants (n = 5551 ; 6-7 ans) et d'adolescents (n = 873 ; 17-18 ans) de 16 communautés du sud de la Californie, les effets déclarés sur les symptômes respiratoires, la consommation médicamenteuse et les consultations médicales liés à l'exposition évaluée aux fumées d'incendies de végétation en octobre 2003. Ces incendies étendus ont brûlé plus de 3000 km² produisant des fumées denses qui ont affecté plus ou moins directement ces communautés.

La médiane des concentrations de PM₁₀ mesurées durant 5 jours où les PM₁₀ étaient plus particulièrement élevées a été retenue pour caractériser la fumée des feux. Un large pool de données démographiques et sanitaires était d'emblée disponible au sein de cet échantillon d'enfants déjà inclus dans la cohorte de l'étude University of Southern California Children's Health. Les taux de réponse au questionnaire ont atteint 95,5 % chez les adolescents et 68 % chez les enfants. Il s'agit de la plus large investigation identifiée concernant les effets des incendies de végétation sur la santé des enfants.

Tous les symptômes (irritations nasales, laryngopharyngées et oculaires, toux, bronchite, rhume, respiration sifflante, crise d'asthme), l'usage médicamenteux et les consultations médicales étaient associés avec les différences d'expositions individuelles déclarées. Les risques étaient augmentés de manière monotone avec le nombre déclaré de jours enfumés par les incendies. La plupart des

effets mesurés étaient associés avec les concentrations estimées de PM₁₀ résultant des incendies. Les associations étaient généralement plus fortes pour les non-asthmatiques ; les asthmatiques ayant plus probablement pris des actions préventives (port de masques, confinement à l'intérieur des bâtiments) selon les auteurs.

Cette étude tend à confirmer les effets des fumées générées par les incendies de végétation sur des symptômes oculaires et respiratoires des voies supérieures et inférieures, chez des enfants asthmatiques ou non. Néanmoins, l'interprétation de ces résultats doit être pondérée par l'existence de biais. Tout d'abord, l'enquête par questionnaire implique par nature un biais d'information, les informations déclarées étant subjectives et non vérifiables. Par ailleurs, comme plusieurs parents et enfants ont complété le questionnaire plusieurs mois après les feux (de 1 à 7 mois), et comme à la fois les expositions et les effets sont rapportés par les participants, l'étude peut souffrir de biais de reporting autocorrélé, de biais de mémoire et de biais de sélection. Concernant la caractérisation subjective des fumées (rapportée), les estimations liées aux individus et liées à la communauté (médiane des estimations individuelles d'une communauté) étaient similaires pour la plupart des effets. Cependant, les estimations inter-communautaires utilisant la médiane des odeurs de feu perçues individuelles n'étaient pas entièrement cohérentes avec les estimations objectives (PM₁₀), ne montrant pas d'association claire avec le rhume, la toux, l'asthme, les consultations médicales et l'absentéisme scolaire.

- **Delfino R.J. et al. (2009). *The relationship of respiratory and cardiovascular hospital admissions to the southern California wildfires of 2003.***

Delfino et al., 2009 ont réalisé la première et unique étude à ce jour à avoir évalué l'impact des PM_{2,5} liées aux incendies de végétation avec une résolution spatiale aussi fine (codes zip) couvrant une large zone urbanisée, sur des AH pour causes cardiorespiratoires. Les concentrations de PM_{2,5} ont été estimées à l'échelle des codes zip par interpolations spatiales à partir des PM_{2,5} mesurées, des données de visibilité, des conditions météorologiques et des informations sur le panache issues des images satellitaires MODIS (résolution de 250 m). La relation entre les PM_{2,5} estimées et les AH journalières a été évalué par des analyses de séries spatiotemporelles avant, durant et après les vastes incendies du Sud de la Californie de 2003, utilisant des équations de Poisson avec un ajustement sur la météorologie (température, humidité relative et gradient de pression surfacique), les spores fongiques (pour l'asthme), les jours de week end, des facteurs sociodémographiques de la population à l'échelle des zip codes (âge, sexe, race, revenu).

Les associations des moyennes de PM_{2,5} sur 2 jours glissants (la veille et le jour de l'évènement) avec les AH pour causes respiratoires étaient plus fortes durant les feux par rapport aux périodes les précédant et les suivant. Des augmentations moyennes de 70 µg/m³ de PM_{2,5} durant des épisodes de fumées denses comparées aux PM_{2,5} durant la période précédant les feux étaient associées à des augmentations de 34 % des AH pour asthme. Les plus fortes associations avec les AH asthme ont été observées pour les classes d'âges 65-99 ans (augmentation de 10,1 % pour 10 µg/m³ de PM_{2,5} ; IC_{95%} : 3,0-17,8 %) et 0-4 ans (8,3 % ; IC_{95%} : 2,2-14,9 %) suivies des 20-64 ans (4,1 % ; IC_{95%} : -0,5-9,0 %). Aucune association entre PM_{2,5} et AH asthme n'a été observée pour les enfants de 5-18 ans, bien que leurs taux d'admission aient significativement augmentés après les feux. Pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM_{2,5} liées aux feux, les AH bronchites aiguës pour toutes les classes d'âge étaient augmentées de 9,6 % (IC_{95%} : 1,8-17,9 %), les AH BPCO chez les 20-64 ans de 6,9 % (IC_{95%} : 0,9-13,1 %), et les AH pneumonies chez les 5-18 ans de 6,4 % (IC_{95%} : 1,0-14,2 %). Les AH pour bronchites aiguës, bronchiolites et pneumonies étaient aussi augmentées après les feux.

Les résultats montrent avec un niveau de preuve limité un faible impact des PM_{2,5} liées aux feux sur les AH cardiovasculaires. Des augmentations significatives ayant été observées après les feux pour les AH toutes causes cardiovasculaires et les AH insuffisance cardiaque congestive. Les augmentations de AH cardiorespiratoires après les feux laissent suggérer des effets retardés, progressifs, ou entraînant une susceptibilité à des infections respiratoires ultérieures ou une accentuation de leur sévérité. Néanmoins, l'étude n'intègre pas d'analyse des tendances qui pourraient aussi contribuer à ces augmentations ultérieures aux feux. Par ailleurs, la puissance

peut être limitée pour des associations évaluées à partir d'effectifs subdivisés (ex : par classe d'âge et sexe).

Australie

En 1994, des feux de brousse proches de Sydney en Australie ont entraîné des niveaux élevés de PM₁₀ (maximales horaires d'environ 250 µg/m³) pendant 7 jours. Deux études relatives aux VU pour asthme durant l'épisode des fumées émises par les feux ont échoué à détecter quelque association avec la pollution de l'air (Copper et al., 1994 ; Smith et al., 1996).

- **Copper C.W. et al. (1994). *Acute exacerbations of asthma and bushfires.***

L'étude de Copper et al. (1994) était rapportée sous la forme d'un courrier au Lancet, avec peu de détails fournis. Les auteurs ont investigué uniquement 3 hôpitaux de centre-ville, préférant éviter l'influence de patients « *présentant des effets directs de l'inhalation des fumées* », Naeher et al. (2007) indiquant dans son analyse de l'étude que cela a pu néanmoins se produire compte tenu de la proximité des zones de circonscription des hôpitaux avec les feux. Copper et al. ont comparé les nombre de VU pour asthme durant la semaine avant, pendant et après les feux, et n'ont pas trouvé de différences entre ces trois périodes.

Ces comparaisons étaient cependant basées sur des effectifs relativement faibles avec moins de 100 visites pour asthme durant le mois complet sur l'ensemble des 3 hôpitaux.

- **Smith M.A. et al. (1996). *Asthma presentations to emergency departments in western Sydney during the January 1994 bushfires.***

L'étude de Smith et al. (1996) a comparé les proportions d'asthme dans le nombre total de VU dans 7 hôpitaux durant la semaine avec des niveaux élevés de fumées comparés à la même semaine l'année précédente.

Ces proportions n'étaient pas différentes et aucune relation n'a été observé entre la maximale journalière des mesures néphéométriques de particules et le nombre de VU pour asthme sur la base de modèles de régression de Poisson.

Bien qu'il apparaisse que les fumées des feux de brousse n'ont pas eu d'impact sur les VU pour asthme, cette étude est limitée par l'utilisation d'une seule période de référence. De plus, l'analyse par régression a probablement une puissance statistique très limitée avec relativement peu de jours observés.

- **Jalaludin B. et al. (2000). *Acute effects of bushfires on peak expiratory flow rates in children with wheeze: A time series analysis.***

Une analyse plus récente de ces mêmes feux et de la fonction pulmonaire mesurée par le débit expiratoire de pointe (PEFR ou Peak expiratory flow rate) n'a détecté aucune association entre des niveaux de PM₁₀ ou d'un autre indicateur variable représentant la période des feux et des PEFR au soir chez 25 enfants asthmatiques, bien que 20 enfants sans hyperréactivité bronchique aient montré une diminution significative du PEFR avec une augmentation le même jour des PM₁₀ (Jalaludin et al., 2000).

Selon Naeher et al. (2007), il est difficile de certifier si ces résultats représentent réellement une absence d'association ou s'ils sont la conséquence d'un artéfact du plan expérimental de l'étude (Naeher et al., 2007). Pour cette analyse, 32 enfants ont été recrutés durant la semaine des feux sans qu'une période d'apprentissage des enfants ne semble avoir été prise en compte, les mesures initiales du PEFR pourraient de fait être plus variables (Naeher et al., 2007). Aucune discussion n'est apportée ni sur le contrôle qualité des mesures enregistrées, ni sur le protocole de mesure des PEFR. Sur les 32 enfants (âge médian = 9,2 ans), 25 ont eu au préalable un diagnostic médical d'asthme ; cependant, seules 12 sur les 32 présentaient une hyperréactivité bronchique évidente, symptôme considéré comme une caractéristique de l'asthme. Bien que le modèle de régression ait inclus des variables indicatives pour l'usage de médicaments contre l'asthme, des facteurs confondants résiduels liés à l'usage de médicaments peuvent subsister. Plus particulièrement, l'usage de médicament contre l'asthme pourrait avoir eu un effet suffisant sur la

fonction pulmonaire pour occulter une relation entre PEFR et exposition aux fumées, en dépit d'avoir tenté de contrôler cette influence statistiquement. Enfin, compte tenu de la période de recrutement des sujets, le nombre de jours-enfants observés contribuant à l'analyse ne peut être clairement déterminé. Les données rapportées suggèrent que cette étude a probablement une puissance statistique très limitée.

- **Tham R. et al. (2009). *The impact of smoke on respiratory hospital outcomes during the 2002-2003 bushfire season, Victoria, Australia.***

De janvier à mars 2003, des feux de brousse majeurs se sont produits dans les régions du nord-est et alpines de l'état de Victoria en Australie entraînant des fumées qui ont recouvert cet état pendant des périodes prolongées. Dans une analyse de séries temporelles, Tham et al. (2009) ont évalué les relations entre les augmentations journalières de PM₁₀, d'un index de particules en suspension basé sur la visibilité (API représentant les particules de 0,1-1 µm) et d'O₃ d'une part et les VU et AH pour cause respiratoire d'autre part, à Melbourne durant une période de 6 mois incluant cet épisode de feux. L'analyse a été réalisée avec un modèle de régression de Poisson surdispersé semi-paramétrique ajusté sur le jour de la semaine, les effets de tendance, la température et l'humidité.

Ils ont observé une augmentation de 1,8 % (IC_{95%} : 0,4-3,3 %) des VU pour cause respiratoire associée à une augmentation journalière des PM₁₀ de 9,1 %. Aucune augmentation des admissions hospitalières n'a été observée après ajustement sur la température, l'humidité et le jour de la semaine. Aucune association significative n'a été observée avec l'index de particules lié à la visibilité, ni avec l'O₃.

Globalement, le manque d'association peut être dû à un manque de puissance statistique résultant d'effectifs faibles, les individus vivant en zones rurales étaient en effet éloignés des hôpitaux et se rendaient moins probablement dans les services de soins (Dennekamp et Abramson, 2010). Par ailleurs, bien qu'il soit probable qu'une large quantité de PM₁₀ était liée aux fumées des feux de brousse, l'association observée ne peut être attribuée uniquement aux PM₁₀ produites par les feux compte tenu du bruit de fond en PM₁₀ à Melbourne (Dennekamp et Abramson, 2010).

Les résultats des études australiennes susmentionnées apparaissent souvent en conflit avec celles conduites en Amérique du nord. Comme souligné précédemment, toutes les études ont cependant des limites notables qui suggèrent la prudence dans la généralisation de leurs résultats. Il est possible que la toxicité respiratoire des fumées des feux de brousse soit moindre que celles des feux de forêt compte tenu des différences physiques et chimiques. Des études en Australie ont néanmoins rapporté des associations entre les fumées des feux de brousse et des effets sanitaires.

- **Johnston F.H. et al. (2002). *Exposure to bushfire smoke and asthma: An ecological study.***

Par exemple, une étude réalisée à l'unique hôpital de Darwin a évalué l'association entre les VU journalières pour asthme (ajustées sur la grippe et l'effet du jour de la semaine) et les PM₁₀ mesurées au cours d'une période de 7 mois incluant deux épisodes de fumées de feux de brousse. Les feux de brousse représentent la principale source régionale des niveaux élevés de pollution de l'air à Darwin durant la saison sèche au cours de laquelle les investigations ont eu lieu.

Des VU pour asthme augmentées ont été associées aux concentrations de PM₁₀, en particulier pour les jours où les PM₁₀ dépassaient 40 µg/m³ (Johnston et al., 2002). Le risque relatif (ratio des taux [RR] ajusté) lié à une augmentation de 10 µg/m³ en PM₁₀ était de 1,20 (IC : 1,09 – 1,34). L'association la plus importante était observée pour un décalage de 5 jours en comparant des jours de PM₁₀ supérieurs à 40 µg/m³ avec des jours de PM₁₀ inférieurs à 10 µg/m³ (RR ajusté = 2,56 ; IC = 1,60-4,09).

Contrairement aux études précédemment menées en Australie, cette étude avait une puissance statistique suffisante pour détecter une association entre les particules en suspension et les VU pour asthme. Bien que l'analyse des séries temporelles n'ait pas contrôlé les pollens et les moisissures, qui ne sont pas mesurés en routine à Darwin, les auteurs considèrent qu'il est « *extrêmement improbable* » que l'un ou l'autre varie systématiquement avec les fumées des feux

de brousse. Selon Naeher et al. (2007), cette considération, bien qu'elle puisse être probablement approuvée, ne peut être vérifiée en l'absence de mesure des bioaérosols dans les fumées, ce qui ne permet pas de statuer catégoriquement sur l'absence d'effet confondant des pollens et moisissures (Naeher et al., 2007).

- **Johnston F.H. et al. (2006). *Vegetation fires, particulate air pollution and asthma: A panel study in the Australian monsoon tropics.***

En 2006 et toujours à Darwin, Johnston et al. (2006) ont examiné la relation entre les PM₁₀ et PM_{2,5} générées par les feux de végétation et des événements journaliers symptomatiques de l'asthme sur un panel de 251 adultes et enfants asthmatiques sur une période de 7 mois en 2004. Les participants pouvaient enregistrer chaque jour leurs symptômes liés à l'asthme, l'usage de médicaments, l'absentéisme à l'école ou au travail, la consultation pour asthme dans un service de santé. Les symptômes liés à l'asthme examinés étaient la présence ou absence de crise d'asthme, l'essoufflement, la respiration sifflante et l'oppression thoracique. L'analyse était contrôlée sur les concentrations journalières de pollen et de spores, la température minimale de l'air, l'humidité relative, le point de rosée, les précipitations, le taux de grippe, l'autocorrélation temporelle des événements de santé, les weekends et les périodes de vacances.

Des augmentations de 10 µg/m³ en PM₁₀ et 5 µg/m³ en PM_{2,5} dérivés des fumées de feux de végétation, mais restant à des niveaux particulièrement faibles (inférieurs aux valeurs standards de qualité de l'air), ont été associées avec des symptômes de l'asthme et l'usage de médicaments, mais pas avec les événements plus sévères : crises d'asthme, consultations en services de santé, absentéisme à l'école ou au travail du à l'asthme.

Ces résultats sont cohérents avec les nombreuses études épidémiologiques ayant montré une relation sans seuil de dose apparent entre la pollution des particules de l'air et des effets sur la santé incluant des exacerbations de pathologies respiratoires. Néanmoins, les niveaux de particules en suspension sont considérablement inférieurs à ceux générés habituellement par les incendies de végétation du fait de conditions météorologiques extraordinaires (précipitations durant la saison sèche). Aussi, les résultats de cette étude sont très limités pour évaluer les effets sur la santé de feux de forêt ou de brousse, mais permettent de documenter les conséquences des fumées de feux de végétation plus réduits (par exemple les écoquartiers pour la gestion de l'occupation des sols) sur la santé publique. Concernant les facteurs potentiellement confondants, de faibles associations étaient rapportées entre les symptômes de l'asthme et la température, les symptômes de l'asthme et le taux de grippe, le comptage de spores fongiques et à la fois le commencement de symptômes de l'asthme et le commencement de médicaments de soulagement. Aucune association avec des événements de santé n'a été observée pour les niveaux de pollen, les précipitations, l'humidité relative, le point de rosée et la température maximale.

- **Johnston F.H. et al. (2007). *Ambient biomass smoke and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia.***

Plus récemment, Johnston et al. (2007) ont évalué la relation entre des admissions hospitalières (AH) en urgence pour des causes cardiorespiratoires et les PM₁₀ durant les trois saisons des feux en 2000, 2004 et 2005, ainsi qu'une analyse différenciée des impacts chez les australiens indigènes, sous-population considérée comme potentiellement plus à risque. Les AH en urgence pour des causes cardiorespiratoires ont été analysées par une méthode cas-croisé, chaque cas étant donc son propre témoin et l'exposition d'un sujet le même jour que l'événement sanitaire (période cas) étant comparée avec celle d'une période pendant laquelle ce même sujet ne présentait pas l'événement sanitaire (période témoin, chacun des 3 jours précédant l'événement sanitaire). Des modèles de régression logistique conditionnelle ont été utilisés pour calculer des odds ratios (OR) pour les AH avec une augmentation de 10 µg/m³ en PM₁₀ ajustés sur le taux de grippe, les température et humidité médianes du même jour, les température et humidité médianes des 3 jours précédents, les jours avec des précipitations > 5 mm, jours fériés et périodes de vacances.

Les PM₁₀ étaient comprises entre 6,4 et 70 µg/m³ (médiane = 19.1 µg/m³) et 2466 AH ont été examinées dont 23 % pour des australiens indigènes. Aucune association significative n'a été observée entre une augmentation de 10 µg/m³ de PM₁₀ et les AH pour causes respiratoires (toutes confondues) (OR = 1,08 ; IC_{95%} : 0,98-1,18), l'amplitude des associations étant néanmoins plus importante pour les australiens indigènes (OR = 1,17 ; IC_{95%} : 0,98-1,40). Une association a été observée pour les AH pour BPCO (OR : 1,21 ; IC_{95%} : 1,00-1,47), avec une significativité plus marquée pour les australiens indigènes (OR : 1,98 ; IC_{95%} : 1,10-3,59). Aucune association n'a été observée avec les AH pour infections respiratoires. Aucune association n'a été observée avec les AH pour pathologies cardiovasculaires (toutes confondues). Seule une association statistiquement significative a été rapportée pour les AH pour cardiopathie ischémique chez les australiens indigènes avec un décalage de 3 jours entre la mesure de PM₁₀ et l'AH (OR = 1,98 ; IC_{95%} : 1,10-3,59). Néanmoins concernant les AH pour cardiopathie ischémique, aucune autre association significative n'a été observée chez cette souspopulation, et les associations étaient toutes négatives pour la population dans son ensemble et la population non indigène.

Selon les auteurs, la sensibilité accrue des indigènes, par ailleurs retrouvée dans une autre étude (Hanigan et al., 2008), ne peut pas être expliquée par des différences d'exposition, ou des facteurs individuels tels que la consommation de tabac ou le statut socio-économique, ces facteurs étant contrôlés dans l'étude. Ils attribuent probablement cette différence à un bruit de fond des pathologies cardiorespiratoires chroniques plus élevé chez les indigènes australiens, ce qui les rendrait plus sensibles à des stress environnementaux tels que la pollution de l'air. La méthode d'analyse cas-croisé est une alternative récente aux études de séries temporelles notamment appliquée à l'étude des effets à court terme de la pollution atmosphérique, particulièrement utile pour contrôler des facteurs individuels et lorsque les données ne présentent pas une surdispersion (Chardon et al., 2008), comme c'est globalement le cas dans cette étude. Le risque de biais dans les résultats liés au choix des périodes témoins est minimisé par une méthode stratifiée sur le temps de sélection de plusieurs jours témoins. Au final, cette étude montre que des niveaux relativement de faibles PM₁₀ dérivées des feux de végétation ont été associés à des AH respiratoires de manière prédominante par rapport aux AH cardiovasculaires. La puissance de cette étude est néanmoins limitée par des effectifs relativement faibles.

- **Hanigan I.C. et al. (2008). *Vegetation fire smoke, indigenous status and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia, 1996-2005: A time-series study.***

Toujours à Darwin, Hanigan et al. (2008) ont évalué la relation entre une augmentation de 10 µg/m³ en PM₁₀ et des AH pour pathologies respiratoires par une analyse de séries temporelles durant les périodes de feux de 1995 à 2005. Des estimations indirectes des PM₁₀ dérivées de données de visibilité durant les périodes de feux de brousse à Darwin ont été utilisées lorsqu'aucune mesure directe n'était disponible.

Une augmentation non significative de 4,81 % (IC_{95%} : -1,04-11,01) des AH toutes causes respiratoires confondues était associée à une augmentation de 10 µg/m³ en PM₁₀, l'augmentation devenant significative (9,40 % ; IC_{95%} : 1,04-18,46) chez la population indigène. Les AH pour asthme, BPCO et infections respiratoires n'ont montré aucune association significative.

Cette étude est néanmoins très limitée par les faibles effectifs entraînant un manque de puissance statistique, et par l'utilisation de données d'exposition estimées plutôt que mesurées.

- **Chen L. et al. (2006). *Air particulate pollution due to bushfires and respiratory hospital admissions in Brisbane, Australia.***

Chen et al. (2006) ont évalué la relation entre des admissions hospitalières (AH) pour causes respiratoires à Brisbane en Australie et les PM₁₀ pour une période de 3 ans et demi incluant 452 jours (35 % de la période d'étude) catégorisés en tant que jours avec des feux de brousse dans la région étudiée (> 1 ha brûlé). Cette catégorisation s'appuyait sur une revue des registres de feux.

Durant les périodes de feux de brousse, la médiane des AH journalières respiratoires à Brisbane était 34 (9-76) et la médiane journalière des PM₁₀ était de 18,3 µg/m³ (7,5-60,6 µg/m³), comparé durant les jours sans feux à 32 AH journalières respiratoires (7-91) et 14,9 µg/m³ de PM₁₀ (4,9-58,1 µg/m³).

Les auteurs ont catégorisé les valeurs de PM₁₀ en faible (< 15 µg/m³), moyenne (15-20 µg/m³) et forte (> 20 µg/m³), plutôt que d'utiliser les PM₁₀ comme une variable continue. Cela a pu entraîner une perte d'informations concernant les impacts potentiels des valeurs extrêmes et possiblement un biais favorisant (ou pénalisant) l'hypothèse nulle de l'absence d'effets (Dosemeci et al., 1990). De plus, les auteurs ont relevé que l'unique station de mesure des PM₁₀ utilisée dans l'étude était en amont des vents pour plusieurs feux indiquant que les populations avaient été exposées à des concentrations de PM₁₀ et de fumées plus élevées que celles effectivement mesurées, et entraînant potentiellement une sous-estimation de l'amplitude des effets.

Néanmoins, pour des périodes associées ou non à des feux de brousse, des concentrations augmentées de PM₁₀ étaient associées à des risques relatifs augmentés pour les AH respiratoires. Étaient suggérées des associations légèrement plus fortes avec les jours où les concentrations journalières de PM₁₀ étaient les plus élevées (> 20 µg/m³) avec des feux de brousse (RR = 1,19 ; IC : 1,09-1,30 ; pour les concentrations PM₁₀ le même jour) versus sans feux de brousse (RR = 1,13 ; IC : 1,06-1,23).

Les résultats de cette étude sont cohérents avec plusieurs autres investigations de séries temporelles des particules en suspension et indiquent a minima que les associations entre PM₁₀ et AH respiratoires étaient aussi importantes les jours de feux que les jours où d'autres sources de PM₁₀ prédominaient.

- **Morgan G. et al. (2010). Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia.**

Plus récemment à Sydney, Morgan et al. (2010) ont évalué la relation des PM₁₀ dérivées des feux de brousse avec les AH pour causes cardiorespiratoires et avec la mortalité journalières de 1994 à 2002, et comparé cette relation avec les particules de sources urbaines. Pour les jours comportant des concentrations de PM₁₀ les plus élevées, l'hypothèse a été retenue que les PM₁₀ étaient principalement attribuables aux feux de brousse, le niveau des PM₁₀ de sources urbaine étant attribuées à partir des jours restants. La contribution des feux de brousse aux PM₁₀ sur les jours de PM₁₀ maximales a été calculée en soustrayant les concentrations de fond en PM₁₀, ces concentrations de fond ayant été estimées à partir des jours précédents. L'analyse de séries temporelles a été réalisée avec un modèle de Poisson en utilisant une méthode du bootstrap pour une sélection optimale des fonctions douces de covariance, et a estimé les effets des PM₁₀ dérivées des feux avec un décalage jusqu'à 3 jours.

Des augmentations des AH de 1,2 % (IC_{95%} : 0,2-2,3 %), 3,8 % (IC_{95%} : 1,4-6,3 %) et 5,0 % (IC_{95%} : 1,8-8,4 %) pour respectivement les pathologies respiratoires (toutes confondues, à lag 0), BPCO et asthme chez l'adulte, ont été associées à une augmentation journalière de 10 µg/m³ en PM₁₀ attribuée au feu de brousse pour les 32 jours ayant des concentrations extrêmes (> 99^{ème} percentile soit > 42 µg/m³) sur la période de 1994 à 2002 à Sydney. La majorité des 32 jours correspondait à deux feux de brousse majeurs qui ont duré plusieurs jours. Toujours pour les PM₁₀ de feux de brousse, aucune association n'a été observée avec des augmentations de AH pour causes cardiovasculaires, ou de la mortalité totale, cardiovasculaire et respiratoire. Les PM₁₀ attribuées aux sources urbaines étaient associées avec la mortalité (toutes causes confondues), la mortalité cardiovasculaire, et les AH pour causes respiratoires, ces associations n'étant pas influencées selon les auteurs par les jours de concentrations extrêmes en PM₁₀.

Des mesures en proxy des particules par diffusion de la lumière (visibilité) ont également été utilisées dans l'analyse. Les concentrations d'O₃, qui pouvaient être élevées durant les épisodes des feux ont été traités comme un facteur confondant. Pour les particules mesurées par diffusion, les auteurs indiquent que les résultats de l'analyse par modélisation monopolluant sont similaires aux PM₁₀ pour les particules dérivées des feux comme pour les particules de sources urbaines, sans que les résultats ne soient disponibles dans la publication. L'inclusion de l'O₃ comme covariable des modèles de PM₁₀ est rapportée par les auteurs comme produisant de faibles différences dans les résultats, là aussi sans résultats disponibles dans la publication.

Les auteurs postulent que l'association entre la fumée de biomasse et la morbidité cardiovasculaire pourrait être davantage dirigée par les PM_{2,5} plutôt que par les PM₁₀ qui restent principalement utilisées (Morgan et al., 2010) ; Ce postulat est suggéré par leurs résultats

d'association des AH pour cardiopathies ischémiques avec les particules mesurées en proxy par diffusion de la lumière, ces dernières étant généralement bien corrélées aux PM_{2,5} à Sydney (non disponibles) (Morgan et al., 2010).

Cette étude est limitée notamment par des effectifs relativement faibles induisant une puissance statistique qui a pu être insuffisante pour la mortalité respiratoire entre autres ; par la non prise en compte de certains facteurs confondants tels que les infections respiratoires (ex : taux de grippe), les jours fériés et les périodes de vacances qui ont pu affecter en particulier les AH chez les enfants ; et par les erreurs de classification des jours de feux compte tenu du manque d'informations sur l'historique des feux de brousse à Sydney qui a pu entraîner une sous-estimation des jours de feux.

Asie du sud-est

Les épisodes régionaux majeurs de pollution de l'air liés aux feux de végétation en Asie du Sud-Est ont été l'objet de plusieurs investigations et programmes de surveillance.

- **Chew F.T. et al. (1995). Singapore's haze and acute asthma in children.**

Une analyse des VU pour asthme à Singapour en 1994 durant un épisode de pollution régionale résultant des feux de forêt et plantations a rapporté une association entre PM₁₀ et VU chez les enfants asthmatiques (Chew et al., 1995). Durant la période « brumeuse », des niveaux médians de PM₁₀ étaient 20 % supérieurs à la moyenne annuelle. Bien qu'aucune analyse de séries temporelles n'ait été conduite, les auteurs suggèrent que l'association est restée significative pour toutes les concentrations supérieures à 158 µg/m³.

- **Emmanuel S.C. (2000). Impact to lung health of haze from forest fires: The Singapore experience.**

Durant les épisodes majeurs d'Asie du Sud-Est en 1997 et 1998, des études ont également indiqué des effets sur la fréquentation des services de santé. A Singapour par exemple, les consultations ambulatoires aux hôpitaux (CA) étaient augmentées de 30 % pour des « pathologies liées aux brumes ». Une analyse de séries temporelles indiquait qu'une augmentation de 100 µg/m³ des PM₁₀ était associée à 12 %, 19 % et 26 % d'augmentation des cas de pathologies des voies respiratoires supérieures, asthmes et rhinites respectivement (Emmanuel., 2000).

Selon Naeher et al. (2007), la raison pour laquelle les rhinites constituent dans cette étude une catégorie séparée de diagnostics n'est pas claire, alors qu'elles auraient pu être incluses dans la catégorie des pathologies des voies respiratoires supérieures. Cette analyse n'a observé aucune augmentation significative des AH ou de la mortalité (Emmanuel., 2000).

Des résultats similaires ont également été observés en Malaisie (Brauer, 1998 ; Leech et al., 1998).

- **Hisham-Hashim J. et al. (1998). Respiratory function of elementary school children exposed to the 1997 Kuala Lumpur haze.**

Des résultats préliminaires d'une étude chez 107 enfants scolarisés à Kuala Lumpur montrent des diminutions statistiquement significatives de la fonction pulmonaire entre des mesures précédant un épisode en juin-juillet 1996 et des mesures durant cet épisode brumeux en septembre 1997 (Hisham-Hashim et al., 1998).

- **Kunii O. et al. (2002). The 1997 haze disaster in Indonesia: Its air quality and health effects.**

Une enquête par questionnaire auprès d'un échantillon de convenance a été conduite en Indonésie durant l'épisode brumeux de 1997 et a suggéré des impacts aigus sur des symptômes respiratoires et cardiovasculaires (Kunii et al., 2002). Sur 539 enquêtés, 91 % ont rapporté des symptômes respiratoires (toux, éternuements, goutte au nez, expectorations et angines), 44 % des essoufflements à la marche, 33 % des inconforts thoraciques et 23 % des palpitations. Bien que les effectifs soient faibles, les répondants asthmatiques ou cardiopathiques avaient tendance à

présenter des proportions plus élevées de symptômes modérés et sévères en comparaison de ceux sans pathologie préexistante.

Malgré ces résultats, la nature transversale de l'échantillonnage et du reporting, ainsi que l'absence de population de référence non exposée affaiblissent toute déduction d'une relation causale entre les fumées et ces symptômes (Naeher et al., 2007).

- **Tan W.C. et al. (2000). *The human bone marrow response to acute air pollution caused by forest fires.***

Dans une autre étude de l'épisode brumeux de 1997 en Asie du Sud-Est, Tan et al. (2000) ont obtenu des prélèvements sanguins à intervalles hebdomadaires de 30 recrues militaires à Singapour qui ont suivi en extérieur un programme standardisé durant l'épisode. Le niveau médian de PM₁₀ sur 24h durant l'épisode était 125,4 µg/m³. En analysant le nombre de cellules immatures de l'inflammation (leucocytes polynucléaires [PN] immatures) dans le sang des sujets en relation avec les mesures journalières de plusieurs polluants, les auteurs ont trouvé une relation plus forte avec les PM₁₀ du même jour, néanmoins les PM₁₀ avec 1 jour de décalage présentaient également une relation statistiquement significative.

Bien que ces résultats soient insuffisants pour établir une relation causale, ils suggèrent que l'inhalation de fumées a stimulé la moelle osseuse à libérer des PN immatures dans la circulation sanguine (Naeher et al., 2007).

- **Mott J.A. et al. (2005). *Cardiorespiratory hospitalizations associated with smoke exposure during the 1997 Southeast Asian forest fires.***

Mott et al. (2005) ont rapporté plusieurs analyses des feux d'Indonésie sur les hospitalisations et la survie. Dans des analyse comparant la période des feux (août à octobre 1997) à une période de référence de 31 mois (janvier 1995 à juillet 1997), ils ont rapporté des augmentations liées aux feux de 50 % et 83 % des AH pour BPCO et asthme chez des individus âgés de 40 à 64 ans, et une augmentation de 42 % des AH pour BPCO chez des individus de 65 ans et plus. Dans une analyse de séries temporelles, la période de référence a été utilisée afin de générer des nombre prédictifs d'AH par groupe d'âges pendant la période des feux. Les AH observées étaient significativement élevées pour plusieurs catégories d'effets respiratoires (asthme et BPCO), principalement chez la strate âgée de 40 à 64 ans. Aucune augmentation significative des AH pour pathologies vasculaires (toutes confondues) n'a été observée, bien que les AH pour cardiopathies ischémiques (CI) observées (n = 6) chez la strate âgée de 18 à 39 ans étaient légèrement plus élevées que la borne supérieure de l'IC_{95%} prédite (n = 5,7). Cependant, les faibles effectifs impliqués, couplés à l'absence d'augmentation significative des AH pour CI chez les groupes d'individus plus âgés, suggèrent de la prudence dans l'interprétation de cette relation.

Finalement, Mott et al. ont examiné des AH répétées et la survie durant la période des feux comparée aux périodes correspondantes en 1995 et 1996. Des individus de plus de 65 ans avec des antécédents d'hospitalisation pour pathologies cardiorespiratoires (toutes confondues), pour pathologies respiratoires (toutes confondues) ou pour BPCO étaient plus probablement réhospitalisés durant la période des feux comparé aux périodes correspondantes en 1995 et 1996. En particulier, les individus avec des antécédents d'hospitalisation pour BPCO étaient plus probablement réhospitalisés pour BPCO ou pour décès toutes causes confondues durant la période des feux (environ 44 % d'augmentation pour les deux effets combinés) ; Ce phénomène était manifeste uniquement lorsque les PM₁₀ sur 24h dépassaient environ 150 µg/m³ (Mott et al., 2005).

- **Sastry N. (2002). *Forest fires, air pollution, and mortality in Southeast Asia.***

Seule une autre étude a évalué les impacts de la pollution de l'air liée aux feux de végétation sur la mortalité. Sastry (2002) a évalué les effets sanitaires sur la population en Malaisie de la pollution de l'air générée par une série étendue de feux qui se sont produits principalement en Indonésie entre avril et novembre 1997.

Les résultats ont montré que le panache issu de ces feux était associé à des effets délétères sur la santé de la population en Malaisie, et étaient globalement en accord avec les impacts sur la mortalité associés aux particules de l'air urbain (Sastry, 2002). Une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM_{10} mesurées à Kuala Lumpur était associée à des augmentations de 0,7 % (tous âges) et 1,8 % (65 à 74 ans) des RR ajustés de mortalité non traumatique. Des estimations des concentrations de particules en suspension basées sur la visibilité à Kuching, une commune plus proche des feux, étaient également associées à une mortalité augmentée (Sastry, 2002).

Europe occidentale

En Europe occidentale, seulement trois études épidémiologiques ont été identifiées (Caamano-Isorna et al., 2011 ; Analitis et al., 2011 ; Hänninen et al., 2009) bien que le sud de l'Europe soit une région fréquemment touchée par les incendies de végétation (par exemples en Grèce et au Portugal).

- **Caamano-Isorna F. et al. (2011). *Respiratory and mental health effects of wildfires: an ecological study in Galician municipalities (north-west Spain)*.**

La première (Caamano-Isorna et al., 2011) a évalué les effets d'une vague d'incendies de végétation en Galice (Nord est de l'Espagne) durant l'été 2006 sur la consommation de médicaments contre les pathologies obstructives des voies respiratoires dans les pharmacies, ainsi que les effets sur la santé mentale via la consommation d'anxiolytiques-hypnotiques. L'unité d'étude utilisée était municipalité-mois pour les 156 municipalités durant 27 mois, soit $n = 4212$. Les municipalités ont été classées en 3 catégories : pas d'exposition (0-3 incendies), exposition moyenne (4-10 incendies) et exposition forte (11-58 incendies) ; la consommation de médicaments a été calculée pour les deux périodes de 12 mois précédant et suivant août 2006. L'analyse a utilisé des modèles additifs de séries temporelles en tenant compte de la tendance de consommation médicamenteuse.

Durant les mois suivant les incendies dans les municipalités classées fortement exposées, les résultats montrent une augmentation significative de la consommation de médicaments contre les pathologies obstructives des voies respiratoires respectivement chez les hommes retraités de 17,69 doses journalière définies pour 1000 habitants par jour (DDD) ($\text{IC}_{95\%}$: 0,86-34,51) soit de 10,29 % ($p < 0,05$) par rapport à la consommation moyenne d'un groupe contrôle, et chez les femmes retraitées de 11,84 DDD ($\text{IC}_{95\%}$: 6,19-23,49) soit 12,09 %. Néanmoins, aucune modification significative n'a été observée chez les non retraités.

Cette étude présente des résultats en cohérence avec l'étude de Delfino et al. (2009) qui a montré une association entre $\text{PM}_{2,5}$ des incendies de végétation et AH pour asthme plus forte chez les personnes âgées de 65-99 ans (augmentation de 10,1 %). Cependant, ce type d'étude comporte des principales limites incluant le risque de sous diagnostic, la non spécificité de médicaments à une pathologie unique, l'existence de patients diagnostiqués mais sans traitement pharmacologique, la délivrance de médicaments en dehors des pharmacies. Par ailleurs, la base de données sur les soins de santé primaires n'incluait pas les prescriptions hospitalières des compagnies d'assurance civiles et des médecins privés. L'utilisation du nombre d'incendies par municipalité comme unique variable de caractérisation de l'exposition peut être discutable, l'utilisation de cette variable sous forme discontinue (classes d'exposition) ayant été privilégiée, l'étendue des incendies n'étant pas pris en compte ni aucune variable plus directement liée à la pollution de l'air (ex : concentrations de PM).

- **Analitis A. et al. (2011). *Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting*.**

La deuxième étude réalisée en Europe occidentale (Analitis et al., 2011) a investigué les effets à court terme des feux de forêt sur la mortalité non traumatique totale, cardiovasculaire et respiratoire au sein de la population (tous âges, <75 ans, ≥75ans) à Athènes en Grèce de 1998 à 2004. Des modèles additifs généralisés ont été utilisés avec un ajustement sur les effets de tendance à long terme, le jour de la semaine, les périodes de vacances, la température, l'humidité relative, la vitesse et direction des vents, et en tenant compte de la pollution de l'air via la mesure

journalière des fumées noires (représentent des particules noires < 4 µm) sur 4 stations fixes en zone urbaine. Les feux de forêt ont été catégorisés selon les superficies brûlées (« faibles » : 10 000-1 000 000 m² ; « moyens » : 1 000 001-30 000 000 m² ; « étendus » : >30 000 000 m²).

Les feux « faibles » n'étaient associés à aucun effet sur la mortalité. Les feux « moyens » n'étaient pas systématiquement associés à une augmentation statistiquement significative de la mortalité. Néanmoins, les associations observées pour les « feux moyens » sont cohérentes, avec des augmentations plus faibles pour la mortalité totale (4,9% ; IC_{95%} : 0,3-9,6%), intermédiaire pour la mortalité cardiovasculaire (6,0% ; IC_{95%} : -0,3-12,6%) et plus élevées pour la mortalité respiratoire (16,2% ; IC_{95%} : 1,3-33,4%). Les effets sur la mortalité cardiovasculaire étaient plus importants pour la catégorie d'âges < 75 ans, tandis que les effets sur la mortalité respiratoire étaient plus importants pour la catégorie ≥75ans. Le seul « feu étendu » (plus de 70 000 000 m² brûlés, en 1998) était associé à des augmentations remarquables de la mortalité totale (49,7% ; IC_{95%} : 37,2-63,4%), cardiovasculaire (60,6% ; IC_{95%} : 43,1-80,3%) et respiratoire (92,0% ; IC_{95%} : 47,5-150,0%). Ces effets ne peuvent être expliqués uniquement par une élévation des concentrations de particules dans l'air ambiant. Entres autres, le stress psychologique engendré par des feux étendus est également suspecté comme facteur précurseur de mort cardiaque.

Seules trois autres études ont évalué l'impact sur la mortalité (non traumatique) des incendies de végétation, avec différentes approches et des résultats plutôt divergents (Sastry, 2002 ; Vedal et al., 2006 ; Hänninen et al., 2009). Deux de ces études ont montré des effets sur la mortalité liés aux particules (Sastry, 2002 ; Hänninen et al., 2009), alors qu'une n'a pas montré d'effets aussi évidents (Vedal et al., 2006). En cohérence avec l'étude d'Analitis et al. (2011), Sastry (2002) a montré des effets plus élevés sur la mortalité cardiovasculaire des <75 ans, et plus élevés sur la mortalité respiratoire des ≥75 ans.

En conclusion, l'étude de Analitis et al. (2011) a montré que les incendies de végétation sont associés à des augmentations importantes à court terme de la mortalité non traumatique, en particulier lorsque des feux étendus interviennent à proximité de zones de population dense.

• **Hänninen O.O. et al. (2009). Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode.**

La troisième étude réalisée en Europe occidentale (Hänninen et al., 2009) a la particularité d'avoir investigué la mortalité associée à l'exposition de la population dans 11 provinces du sud de la Finlande impactées par des fumées transportées sur de longues distances et dont l'origine était des incendies de végétation particulièrement sévères en Russie, Biélorussie, Ukraine et dans les pays baltes en août-septembre 2002 (période d'étude : 2 semaines du 26 août au 6 septembre 2002). Plus précisément, l'étude avait plusieurs objectifs :

- estimer l'exposition de la population aux particules fines issues de cet épisode transfrontalier d'incendies de végétation ;
- estimer la mortalité additionnelle associée à cet épisode en utilisant des relations exposition-risque publiées pour les particules fines urbaines ;
- utiliser les données de mortalité observée pour investiguer le risque relatif spécifique aux particules de cet épisode de feux de végétation, et le comparer avec le risque relatif estimé à partir des relations exposition-risque publiées pour les particules fines urbaines.

Concernant l'estimation de l'exposition, les données de PM_{2,5} et PM₁₀ étaient disponibles à partir de 8 stations de surveillance couvrant une zone d'environ 100 000 km² et 3,4 millions d'habitants. Les expositions attribuables aux fumées des incendies ont été estimées en soustrayant à ces données observées des niveaux de fond saisonniers estimés visuellement à partir des niveaux de bases des concentrations horaires, entre les « pics ». Compte tenu du manque de stations mesurant les PM_{2,5} (à l'exception d'Helsinki), cette fraction attribuable aux incendies a été également estimée indirectement. Les concentrations moyennes de PM_{2,5} et PM₁₀ durant les 2 semaines de cet épisode à Helsinki ont été comparées avec les moyennes mensuelles de ces paramètres à la même période un an après (septembre 2003). En supposant des niveaux de fond similaires entre ces 2 périodes, les PM_{2,5} et PM₁₀ attribuables aux feux de végétation ont pu être estimées. Cette analyse a notamment montré que 95 % de l'augmentation des PM₁₀ était due à

l'augmentation des $PM_{2,5}$, les concentrations au dessus des niveaux saisonniers de PM_{10} ont donc été considérés comme des $PM_{2,5}$ dans l'évaluation de l'exposition. L'augmentation de l'exposition de la population aux $PM_{2,5}$ a été estimée à $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant les 2 semaines, avec des variabilités journalières en PM_{10} et $PM_{2,5}$ très similaires entre les différents sites de mesure, des niveaux de PM_{10} dépassant $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et des niveaux de $PM_{2,5}$ atteignant $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Concernant la mortalité additionnelle associée à cet épisode, elle a été estimée en combinant les données de qualité de l'air et les valeurs exposition-risque issues d'études épidémiologiques telles que suggérées par l'OMS (Schwela et al., 1999), en utilisant les valeurs des $PM_{2,5}$ et non des PM_{10} , soit un calcul à partir de l'hypothèse d'une augmentation de la mortalité de 1 % par incrément de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2004 et 2006). Des bornes inférieure et supérieure de la mortalité ont également été calculée à partir respectivement des estimations basse de $0,5 \%/10\mu\text{g}/\text{m}^3$ et haute de $2 \%/10\mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2004 ; Pope et Dockery, 2006). La mortalité additionnelle associée à l'épisode de 2 semaines de feux de végétation était estimée à 17 cas (estimations basse et haute de 9 et 34 cas respectivement).

Concernant le risque relatif spécifique aux particules de cet épisode de feux de végétation, il a été investigué sans pouvoir en attendre des associations statistiquement significatives compte tenu de la durée d'exposition courte (2 semaines) à des niveaux additionnels relativement faibles de $PM_{2,5}$ (de $10,3$ à $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les différentes provinces ; moyenne pondérée sur la population de $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), et d'une population impactée limitée (3,4 millions). Une régression de Poisson a été utilisée pour évaluer les associations entre niveaux journaliers de PM et mortalité durant les 2 semaines. L'effet global a été calculé à partir d'une moyenne pondérée des coefficients de régression spécifiques à chaque zone géographique. Le risque relatif de mortalité journalière calculé variait de $0,8 \%$ à $2,1 \%$ pour une exposition additionnelle à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2,5}$. Les valeurs les plus basses étaient observées à partir des modèles tenant compte de la mortalité et des concentrations le même jour (lag 0), et les valeurs les plus élevées pour les modèles tenant compte de décalages de 2-3 jours ou de concentrations moyennes sur 5 jours. Tous les coefficients de régression étaient statistiquement non significatifs. Néanmoins, la cohérence de ces résultats selon les différents modèles de décalage (lags) et les différentes durées moyennées investiguées suggère une association entre exposition et mortalité. Enfin, les risques de mortalité journalière attribués à cet épisode de feux de végétation ($0,8-2,1 \%$ pour une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules fines) sont en ligne avec les estimations plus générales de risques relatifs attribués aux particules fines urbaines.

Particules des fumées de feux de végétation vs particules de la pollution urbaine de fond

A partir de la littérature scientifique, il apparaît difficile de déterminer si les PM des fumées de feux de végétation ont un potentiel toxique plus ou moins élevé que les PM de fond urbain. Quelques études émergentes suggèrent que la part des effets respiratoires à court terme par rapport aux effets cardiovasculaires à court terme est plus élevée pour la pollution de l'air par les fumées des feux de végétation comparée à la pollution de l'air d'origine urbaine. Deux études ayant tenté de distinguer les PM_{10} des feux de végétation des PM_{10} de fond (Morgan et al., 2010 ; Chen et al., 2006) suggèrent que les PM_{10} des feux de végétation pourraient avoir un impact plus important sur la santé respiratoire à court terme que les PM_{10} urbaines, en particulier pour les AH chez les personnes âgées (plus de 65 ans) et pour les admissions pour asthme chez les jeunes adultes. Ces résultats sont cohérents avec une revue d'études sur les PM_{10} et l'asthme (Boman et al., 2003) qui a montré des risques plus élevés lorsque la combustion de bois était considérée comme la principale source de PM. Néanmoins, des recherches ultérieures sont nécessaires pour investiguer ces hypothèses.

Conclusions

La plupart des études épidémiologiques ont des limites structurelles significatives, souvent inhérentes au caractère épisodique et aléatoire des expositions et aux effectifs souvent restreints des populations exposées.

Les études épidémiologiques observent des associations entre l'exposition à la fumée des incendies de végétation et des effets respiratoires à court terme : symptômes respiratoires augmentés, risques augmentés de pathologies respiratoires, incluant des admissions hospitalières et des visites en service d'urgence, fonction pulmonaire diminuée. Plusieurs études suggèrent que les asthmatiques sont une sous-population particulièrement susceptible à l'exposition des fumées, ce qui est cohérent avec les résultats de nombreuses études sur les impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant de source urbaine.

Quelques études émergentes suggèrent que la part des effets respiratoires à court terme par rapport aux effets cardiovasculaires à court terme est plus élevée pour la pollution de l'air par les fumées des feux de végétation comparée à la pollution de l'air de source urbaine. Quelques études suggèrent que les PM_{10} des fumées de feux de végétation pourraient avoir un impact plus important sur la santé respiratoire à court terme que les PM_{10} de fond urbain, en particulier pour les admissions hospitalières chez les personnes âgées (plus de 65 ans) et pour les admissions pour asthme chez les jeunes adultes. Néanmoins, le niveau de preuve est encore limité et des recherches ultérieures sont nécessaires pour investiguer ces hypothèses.

Quelques études épidémiologiques ont observé une augmentation de la mortalité non traumatique à court terme en association avec de vastes incendies à proximité de zones densément peuplées. Cependant, cette association ne pouvait être uniquement rapportée à la pollution de l'air générée.

Une seule étude a investigué l'efficacité de différentes stratégies d'intervention pour réduire l'exposition et possiblement la morbidité de la population durant des incendies de végétation.

En l'état des connaissances disponibles, les PM_{10} des fumées de feux de végétation peuvent être considérées comme au moins aussi toxiques pour la santé respiratoire à court terme que les PM_{10} de source urbaine. Les populations atteintes de pathologies respiratoires chroniques, dont les asthmatiques, constituent une sous-population particulièrement sensible. Le niveau de preuve est moindre mais émergent concernant les effets cardiovasculaires à court terme. Il est absent concernant des effets différés tels que le cancer ou les troubles du développement.

Les effets des expositions de la population à la pollution de l'air générée par des incendies de végétation n'ont pas été suffisamment étudiés pour appuyer des conclusions générales à l'instar de la pollution de l'air ambiant de source urbaine. Il existe peu de données sur lesquelles baser des recommandations de mesures efficaces pour réduire l'exposition de la population générale.

Un résumé d'études épidémiologiques sur les feux de végétation à grande échelle sélectionnées par Naeher et al. (2007) et complétées par des études pertinentes publiées plus récemment dans des revues à comité de lecture est présenté en Annexe 12.

6.2 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées des brûlages agricoles

Peu d'études ont investigué les effets sur la santé de la pollution atmosphérique générée par le brûlage agricole malgré un intérêt croissant (Tenenbaum, 2000).

6.2.1 Brûlage de résidus de culture

Dans une étude canadienne, 428 adultes d'âge mûr avec une obstruction légère à modérée des voies respiratoires ont été enquêtés concernant leurs symptômes respiratoires durant une période de 2 semaines d'exposition aux produits de combustion de paille et de chaume (Long et al., 1998). Durant la période d'exposition, les niveaux moyens journaliers de PM_{10} ont augmenté de $15-40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $80-200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des niveaux horaires de CO et NO_2 ont atteint respectivement 11 ppm et 110 ppb. Les niveaux de COV_T de $30-100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $100-460 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant l'épisode. Bien que 37 % des sujets n'étaient pas gênés du tout par la fumée, 42 % ont rapporté que plusieurs symptômes respiratoires (toux, respiration sifflante, oppressions thoraciques, essoufflements) s'étaient développés ou aggravés à cause de l'épisode de pollution de l'air et 20 % ont rapporté qu'ils avaient eu des troubles respiratoires. Les sujets asthmatiques et atteints de bronchite chronique étaient plus probablement affectés, et les femmes apparaissaient plus susceptibles que les hommes pour plusieurs symptômes (toux, essoufflements, réveils nocturnes). Les fumeurs habituels de tabac ont rapporté significativement moins de symptômes que les anciens fumeurs qui constituaient le reste de la population d'étude. Cette étude indique que la pollution de l'air générée par le brûlage agricole est associée à une augmentation de symptômes respiratoires chez une population sensible atteint d'une pathologie respiratoire préexistante.

Une étude de séries temporelles en Californie a suggéré que la fumée de brûlage agricole était associée à des exacerbations marquées de l'asthme. L'association entre des AH pour asthme et le brûlage de chaume de rizière et de paille de riz (déchets) a été examinée dans le comté de Butte en Californie sur une période de 10 ans (Jacobs et al., 1997). Bien que le brûlage n'était associé avec aucune mesure de polluants de l'air, la superficie brûlée était significativement associée à un risque augmenté de AH pour asthme et présentait une relation exposition-risque. Le risque de AH était le plus élevé les jours où plus de 200 hectares étaient brûlés ($RR=1,23$; $IC=1,09-1,39$).

Une étude cas-croisés dans 3 villages ruraux en Iran ont également évalué la relation entre le brûlage de chaume de riz et la morbidité respiratoire, en particulier les symptômes de l'asthme (Golshan et al., 2002). Durant une période de brûlage de plusieurs semaines, des concentrations de PM_{10} ont doublé. Se basant sur les réponses avant et après cet épisode à une enquête gérée par des médecins (consultations), les auteurs ont rapporté des augmentations significatives de la prévalence de crises d'asthme, de la consommation de médicaments de traitement de l'asthme, de l'occurrence de troubles du sommeil nocturne, et d'autres symptômes respiratoires chez 994 résidents d'une région agricole. De plus, plusieurs mesures de la fonction pulmonaire étaient significativement réduites.

La relation du brûlage de chaume de riz avec l'asthme a également été étudié dans la préfecture de Niigata au Japon (Torigoe et al., 2000). Les concentrations mesurées de PM_{10} étaient associées au nombre mensuel de AH pour asthme et de VU dans une région où les émissions de brûlage de paille de riz entraînent des concentrations élevées de particules durant la saison des brûlages (septembre-octobre). Durant la période 1994-1998, les VU et AH pour asthme étaient significativement élevées en septembre par rapport à la plupart des autres mois de l'année

exceptés octobre et novembre (pour les VU ; pour les AH le mois de décembre étaient également non significativement différent de septembre). Bien que les niveaux de PM_{10} n'étaient pas associés au nombre mensuel de VU pour asthme, les auteurs ont rapporté un nombre significativement élevé du VU pour asthme les jours de brûlage de paille de riz et les 2 jours suivants ($7,1 \pm 3,9$) par rapport aux autres jours ($4,5 \pm 3,3$). Cette dernière comparaison aurait une meilleure résolution temporelle qu'une analyse des exacerbations d'asthme en moyenne mensuelle, et devrait probablement avoir plus de poids dans l'interprétation des résultats de l'étude. Bien que cette étude ait également utilisé un questionnaire parental suggérant des exacerbations d'asthme chez l'enfant plus nombreuses durant la saison de brûlage de riz, un pic automnal d'asthme est également fréquent dans d'autres régions en l'absence de brûlage de riz. Globalement, de nombreux résultats de cette étude suggèrent un effet des fumées de brûlage de paille de riz sur l'asthme, mais plusieurs limites de l'étude contraignent le lien de causalité et la généralisabilité de ces résultats.

La superficie de terres agricoles brûlées est fréquemment utilisée comme un indicateur d'exposition, tel que dans l'étude de Jacobs et al. (1997) décrite précédemment. Norris (1998) a évalué l'association entre la superficie brûlée de résidus de semences de graminées aux alentours de Spokane (état de Washington aux Etats-Unis) et des VU pour asthme dans ces localités. Durant un épisode de brûlage, des pics de concentrations en PM_{10} ont atteint $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En utilisant un indicateur bivarié d'exposition (20 jours avec plus de 200 Ha brûlés), une association avec des VU pour asthme augmentées chez l'enfant a été observée ($RR=1,30$; $IC=1,08-1,58$).

Dans des régions au nord de l'Inde telles que le Punjab, d'importantes quantités de résidus de culture sont brûlées en champs durant plus d'un mois chaque année selon les conditions météorologiques, produisant des fumées étendues et visibles (Awasthi et al., 2010). Dans le village rural de Sidhuwal (Punjab), les variations de paramètres de la fonction pulmonaire dues au brûlage agricole de résidus de culture ont été étudiées chez 40 sujets sains comprenant deux groupes d'âges, des enfants de 10-13 ans et des jeunes adultes de 20-35 ans, de août 2008 à juillet 2009. Sur la région, les deux principales cultures sont le riz et le blé (plus de 86 % de surface cultivée) et les résidus de culture contribuent à 90,4 % de la biomasse produite selon une estimation (TERI, 2003). Les paramètres de la fonction pulmonaire mesurés par spirométrie selon les standards de l'American Thoracic Society étaient FVC, FEV1, PEFr, FEF25-75. Les concentrations de PTS, PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant du village de Sidhuwal (les sujets sélectionnés résidaient dans un périmètre de 2 km autour de la station de surveillance de la qualité de l'air). Une augmentation significative des niveaux de PTS, PM_{10} et $PM_{2,5}$ a été observée en lien avec une diminution significative des valeurs des paramètres de la fonction pulmonaire, de manière plus marquée dans le cas des enfants. Chez les jeunes adultes, les valeurs des paramètres de la fonction pulmonaire revenaient dans une certaine mesure à la normale après la période de brûlage, contrairement aux enfants dont ces paramètres restaient significativement inférieurs ($p < 0,001$) même après la période de brûlage. Les particules de taille réduite (PM_{10} et $PM_{2,5}$) affectaient majoritairement les paramètres de la fonction pulmonaire par rapport aux particules plus volumineuses (PTS). Cette étude comporte plusieurs limites incluant le manque de données d'exposition individuelles et le faible effectif de sujets. Néanmoins, le niveau important de significativité ($P < 0,001$) de la différence moyenne des valeurs de paramètres de la fonction pulmonaire avant et après la période de brûlage des résidus de riz et de blé suggèrent une bonne fiabilité des résultats.

Ces études épidémiologiques prises ensemble suggèrent que l'exposition aux fumées de brûlage de résidus de culture, et notamment de paille/chaume de riz, peut être associée à une exacerbation de l'asthme voire dans des régions les plus fortement impactées, à une atteinte de la fonction pulmonaire même chez des sujets sains, les enfants constituant une sous-population sensible avec une atteinte de la fonction pulmonaire potentiellement persistante après l'arrêt des brûlages.

Dans le cadre d'une étude expérimentale en chambre d'exposition (Solomon et al., 2003), une fumée a été générée par le brûlage contrôlé de paille/chaume de riz. 13 adultes âgés de 24 à 55 ans atteints de rhinites allergiques ont été exposés à de l'air filtré, à de la fumée de paille de riz à 200 ou 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant 30 minutes, ou à de la fumée de paille de riz à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant 30 minutes sur 3 jours consécutifs. Un lavage bronchoalvéolaire (LBA) a été réalisé 6 heures après exposition. Parmi la variété de types cellulaires et de cytokines mesurés dans le liquide du LBA, les auteurs ont observé un quasi doublement de cellules épithéliales après les 3 jours d'exposition uniquement, mais aucune différence significative avec l'exposition à l'air filtré pour les leucocytes totaux, macrophages, leucocytes polynucléaires, lymphocytes, éosinophiles ou interleukin-8 quelque soit les conditions d'exposition aux fumées de brûlage. L'absence observée de cet effet à une concentration plus élevée (600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sur un intervalle unique d'exposition fait suggérer l'importance d'expositions répétées dans l'apparition de cet effet au moins pour les individus atteints de rhinites allergiques (Naeher et al., 2007).

6.2.2 Brûlage de canne à sucre

Un nombre limité mais récemment croissant d'études ont examiné spécifiquement la pollution de l'air et les effets sanitaires associés au brûlage de canne à sucre. Au Brésil par exemple, la culture de canne à sucre, couvrant environ 7 millions d'hectares et bordant de nombreuses villes, est en large majorité destinée à la production d'éthanol dérivé de la canne à sucre pour la production de biocarburant. Typiquement, la canne à sucre est brûlée avant d'être coupée et récoltée manuellement, et ce afin de faciliter la récolte en éliminant les pailles sèches de canne à sucre, les pousses mortes et les nuisibles venimeux (ex : scorpions, vipères). Les populations à proximité des cultures de canne à sucre peuvent être exposées à une pollution atmosphérique générée par le brûlage en quasi continu durant au moins 6 mois par an (Arbex et al., 2007).

Au Brésil, des mesures indirectes journalières de pollution de l'air (masse de particules sédimentées) durant la saison de brûlage de canne à sucre en 1995 étaient associées au nombre de patients admis à l'hôpital pour l'inhalothérapie d'une détresse respiratoire aiguë (Arbex et al., 2000). Le risque relatif de ce type d'AH associé à une augmentation de 10 mg de sédiment était de 1,09 (1-1,19), cette association présentant une relation exposition-risque.

Dans une étude de séries temporelles plus récente, Arbex et al. (2007) ont évalué l'association entre des concentrations de PTS dérivées du brûlage de canne à sucre et des AH pour asthme dans la ville de Araquara (état de São Paulo). Les enregistrements journaliers des AH pour asthme ont été obtenus à partir d'un des principaux hôpitaux de Araquara du 23 mars 2003 au 27 juillet 2004, et les PTS ont été mesurées dans l'air par un échantillonneur placé en centre ville. Des moyennes journalières de température et d'humidité ambiantes ont également été collectées. De la canne à sucre a été brûlée pendant 318 jours sur les 493 jours considérés dans l'étude. L'analyse a été réalisée avec des modèles de régression de Poisson et un modèle linéaire généralisé a été déterminé avec une fonction spline cubique naturelle afin de contrôler les effets de tendance. Des termes linéaires ont été utilisés pour les variables météorologiques. Des augmentations des concentrations de PTS étaient étroitement associées aux AH pour asthme, cet

effet aigu démarrant 1 jour après l'augmentation des PTS et subsistant les 4 jours suivants. Une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne glissante sur 5 jours (lag1-5) des PTS était associée à une augmentation de 11,6 % ($\text{IC}_{95\%} = 5,4\text{-}17,7\%$) des AH pour asthme. Bien que cette étude n'ait pu utiliser des données en particules plus fines (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$) compte tenu des dispositifs de mesure disponibles dans l'état de São Paulo, les variations journalières de PTS peuvent être considérées comme un bon proxy de la variation journalière de particules fines. Par ailleurs, ces résultats sont cohérents avec une autre étude ayant observé une association significative entre $\text{PM}_{2,5}$ et VU pour asthme à Rio Branco autre ville en Amazonie au Brésil (état de Acre) (Mascarenhas et al., 2008).

Cançado et al. (2006) ont analysé l'association entre $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} et AH toutes causes respiratoires chez les enfants (< 13 ans) et personnes âgées (> 64 ans) à Piracicaba (état de São Paulo) d'avril 1997 à mars 1998. Des modèles linéaires généralisés ont été déterminés avec des fonctions splines cubiques naturelles afin de contrôler les effets de saisonnalité et des termes linéaires ont été utilisés pour les variables météorologiques. Les analyses ont été réalisées sur l'ensemble de la période d'étude, et sur les périodes avec et sans brûlage. Afin de déterminer la contribution des principales sources de $\text{PM}_{2,5}$, 3 facteurs (« brûlage de biomasse », « industriel », « trafic ») ont été construits à partir d'une analyse factorielle utilisant une rotation varimax de plusieurs éléments traceurs mesurés à partir des prélèvements de particules. Des augmentations de $10,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $\text{PM}_{2,5}$ et $42,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} étaient associées à des augmentations de 21,4 % ($\text{IC}_{95\%} = 4,3\text{-}38,5$) et 31,03 % ($\text{IC}_{95\%} = 1,25\text{-}60,21$) des AH pour causes respiratoires chez les enfants et personnes âgées respectivement. Durant la période de brûlage, les effets étaient plus importants que durant la période sans brûlage. De plus, les éléments liés au brûlage de canne à sucre (facteur 1) étaient les plus fortement associés aux AH pour causes respiratoires chez les enfants et personnes âgées. Les populations dans cette région étant exposées au brûlage de canne à sucre pendant au moins 6 mois par an depuis 4 décennies, les effets sur la santé observés ne sont pas déterminés uniquement par les expositions aiguës à des niveaux de pollution extrêmes, mais également et peut être majoritairement par les expositions chroniques à la pollution de l'air. Cependant, l'amplitude des effets liés aux expositions chroniques à la pollution de l'air générée par le brûlage de canne à sucre reste méconnue.

Les trois études susmentionnées (Arbex, 2000 et 2007 ; Cançado, 2006) ont été réalisées dans 2 municipalités de São Paulo où le brûlage de canne à sucre représentait plus de 50 % de la couverture du sol (Uriarte et al., 2009), le degré de contribution du brûlage de canne à sucre dans les effets respiratoires observés restant relativement incertain. Aussi, Uriarte et al. (2009) ont collecté des données à l'échelle municipale dans l'état de São Paulo afin de déterminer l'amplitude de l'expansion de la culture de canne à sucre dans cet état. A partir de ces données, les liens spatio-temporels entre culture actuelle et de long terme de canne à sucre, la fréquence des feux, et l'incidence de pathologies respiratoires chez les enfants et personnes âgées ont été examinés. De plus, des prédictions ont été réalisées concernant l'impact de la récente expansion de la canne à sucre sur la fréquence des feux et l'incidence de pathologies respiratoires. A travers l'état, la morbidité respiratoire attribuable aux feux était estimée à 113 et 317 cas pour les personnes âgées et enfants respectivement, soit environ 1,8 % du nombre total de cas dans chaque groupe d'âge. Bien qu'aucun effet chronique lié aux feux n'ait été détecté chez les personnes âgées, 650 cas supplémentaires chez les enfants ont été attribués en lien avec la culture de canne à sucre à long terme, soit un pourcentage total de cas attribuables aux feux chez les enfants atteignant 5,4 %. Pour les municipalités avec plus de 50 % de superficie dédiée à la canne à sucre, le pourcentage de cas attribuables aux feux atteignait 15 % et 12 % pour les personnes âgées et enfants respectivement. 209 cas supplémentaires ont également été attribués chez les enfants en lien

avec l'exposition passée aux feux de canne à sucre, suggérant qu'au total 38 % des cas respiratoires chez les enfants pouvaient être attribués aux expositions actuelles et chroniques à ces feux dans ces municipalités de São Paulo. La valeur ajoutée de cette étude réside principalement dans l'apport à une échelle fine (municipalités) de prédictions quantitatives du nombre de cas (et de l'incertitude associée) pouvant être attribué aux feux de canne à sucre plus qu'à d'autres variables notamment météorologiques. En effet, le modèle utilisé a permis d'examiner l'importance de facteurs spécifiques sur l'incidence des pathologies respiratoires à l'échelle de la municipalité. Faibles précipitations et fortes températures entraînaient une morbidité respiratoire élevée. L'effet des températures élevées sur la morbidité respiratoire est expliqué par le climat subtropical, à l'inverse des régions tempérées où les faibles températures peuvent augmenter la morbidité respiratoire. Pour le cas de São Paulo, les analyses tendent à montrer l'humidité relative comme un facteur plus déterminant sur la morbidité respiratoire.

Boopathy et al. (2002) ont réalisé une analyse descriptive des AH pour asthme à un centre médical à Houma en Louisiane (Etats-Unis) en 1998-1999. La zone desservie par le centre médical comptait environ 27 % de la superficie de culture de canne à sucre en Louisiane durant cette période. Bien qu'aucune mesure de pollution de l'air n'ait été disponible, les AH pour asthme ont augmenté drastiquement de octobre à décembre correspondant à la saison de brûlage de canne à sucre. Néanmoins, comme indiqué précédemment, un pic automnal d'exacerbation de l'asthme est fréquent et la fréquence des infections respiratoires (considéré comme principal facteur précipitant l'asthme) est également typiquement augmentée durant cette période (Naeher et al., 2007), limitant le lien de causalité entre brûlage de canne à sucre et AH pour asthme dans cette étude descriptive.

Boeniger et al. (1991) ont conduit une évaluation de l'exposition à la fumée durant la récolte de canne à sucre à Hawaï en 1987. Des mesures ont été réalisées à partir de prélèvements dans l'environnement et portatifs. Des concentrations de PM augmentaient d'un facteur 20 jusqu'à 70 par rapport aux niveaux de fond des sites de prélèvements mais étaient très variables rendant l'évaluation difficile. Une étude ultérieure chez les travailleurs de canne à sucre à Hawaï n'a cependant pas rapporté de morbidité ou mortalité augmentée ni de fonction pulmonaire diminuée (Miller et al., 1993).

Ces résultats sont en partie cohérents avec une autre étude qui rapporte que l'activité de récolte de canne à sucre au Brésil implique l'exposition des travailleurs à de fortes concentrations de particules en suspension ainsi qu'à des températures ambiantes élevées du fait du brûlage préalable (Goto et al., 2011). L'activité implique des efforts physiques extrêmes au cours de longues périodes de travail d'environ 8-9 heures par jour pendant 5 jours par semaine. L'influence de ces conditions extrêmes sur la santé de ces travailleurs est encore peu documentée et peu comprise. Dans cette étude, Goto et al. (2011) ont évalué les effets de l'activité de récolte après le brûlage de canne à sucre sur la clairance mucociliaire nasale et les propriétés du mucus nasal de 27 ouvriers agricoles (21-45 ans) à la fin de deux périodes successives : une période de 6 mois de récolte et une période de 3 mois sans récolte. En plus des tests sur la clairance mucociliaire nasale et sur les propriétés du mucus nasal, la pression sanguine artérielle, les rythmes cardiaques et respiratoires, l'oximétrie de pouls, la température corporelle, des pathologies associées et le CO exhalé ont été enregistrés. Une analyse multivariée ajustée sur l'âge, l'indice de masse corporelle, la consommation de tabac et les années de travail dans la récolte de canne à sucre a été réalisée. Les résultats montrent que la récolte post-brûlage de canne à sucre avait des effets délétères sur les premiers mécanismes de protection du système respiratoire au niveau des voies respiratoires supérieures, en détériorant de manière réversible la clairance mucociliaire nasale et en induisant des propriétés anormales du mucus nasal chez des adultes jeunes et sains.

L'influence possible des fortes déshydratations et réhydratations journalières des travailleurs sur ces résultats ne peut néanmoins être exclue. Ces altérations physiologiques suggèrent une susceptibilité potentiellement accrue à des symptômes respiratoires et à une atteinte de la fonction respiratoire, sans exclure la possibilité d'atteintes respiratoires chroniques. Ces résultats sont concordants avec une autre étude qui suggère une altération à court terme (effets mesurés le premier jour après le brûlage de canne à sucre) de la clairance mucociliaire des voies respiratoires supérieures chez des travailleurs sains (fumeurs et non fumeurs) (Ferreira-Ceccato et al., 2011).

Plusieurs études ont également rapporté un risque augmenté (OR=1,5-2,5) de cancer pulmonaire et de mésothéliome chez les travailleurs de canne à sucre, bien que les activités de travail n'aient pas spécifiquement été évaluées et en l'absence de mesures d'exposition (Rothschild et Mulvey, 1982 ; Brooks et al., 1992). Une étude cas-témoins en Inde, comprenant 118 cas de cancer pulmonaire historiquement confirmés et 128 témoins atteints d'autres types de cancer, ventilés par âge, sexe, lieu de résidence et date du diagnostic, a observé un risque augmenté de cancer pulmonaire chez les travailleurs de canne à sucre associé au brûlage suivant la récolte (OR=1,8 ; IC_{95%}=1,0-3,3) (Amre et al., 1999). Il était suggéré que cette association pouvait être due à la libération de fibres asbétiformes de silice biogénique dans la fumée de brûlage de canne à sucre. A noter que ces effets ont été investigués par Amre et al. (1999) pour une pratique de brûlage après récolte (biomasse desséchée), différente du brûlage avant récolte (biomasse fraîche) typiquement réalisé au Brésil afin de produire du biocarburant.

La toxicité respiratoire de particules de l'air ambiant fortement influencé par le brûlage de canne à sucre a été évaluée par Mazzoli-Rocha et al. (2008) en observant leurs effets sur des paramètres mécaniques et histologiques pulmonaires de souris après leur exposition par instillation intranasale, et ont été comparés aux effets de particules de l'air ambiant fortement influencé par le trafic. Les deux types de particules montraient des modifications parenchymateuses similaires, mais les particules liées au brûlage de canne à sucre affectaient des mécanismes des voies respiratoires plus fortement que les particules du trafic. Les résultats sont néanmoins à prendre avec beaucoup de précaution compte tenu notamment du mode d'administration des particules en solution par instillation intranasale chez des souris anesthésiées, méthode jugée moins pertinente par rapport aux expositions humaines que des administrations par inhalation chez des animaux conscients par exemple.

6.2.3 Conclusions

Bien que beaucoup moins documentées par rapport aux incendies de végétation, les expositions aux fumées de brûlage agricole peuvent également être liées à des effets délétères sur la santé respiratoire, avec une sensibilité accentuée notamment chez les enfants et personnes âgées. Dans les régions impactées plusieurs mois par an (ex : régions tropicales), les effets sur la santé observés ne sont pas déterminés uniquement par les expositions aiguës à des niveaux de pollution extrêmes mais également, et peut être majoritairement, par les expositions chroniques à la pollution de l'air. Cependant, l'amplitude des effets liés aux expositions chroniques à la pollution de l'air générée par le brûlage agricole reste méconnue.

- **Brûlage de résidus de culture**

Les études épidémiologiques prises ensemble suggèrent que l'exposition aux fumées de brûlage de résidus de culture, et notamment de paille/chaume de riz, peut être associée à une exacerbation de l'asthme voire dans des régions les plus fortement impactées, à une atteinte de la fonction pulmonaire même chez des sujets sains, les enfants constituant une sous-population sensible avec une atteinte de la fonction pulmonaire potentiellement persistante après l'arrêt des brûlages.

En France métropolitaine, divers résidus de céréales tels que le blé, l'orge et le maïs sont susceptibles d'être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers.

- **Brûlage de canne à sucre**

Concernant le brûlage de canne à sucre pratiqué notamment au Brésil, des conjonctivites, des exacerbations de symptômes respiratoires, des admissions hospitalières et en service d'urgence augmentées pour causes respiratoires ont été observées chez des populations résidant dans des municipalités à proximité des brûlages, avec une morbidité respiratoire accrue chez les enfants et personnes âgées.

Chez les ouvriers agricoles de la canne à sucre, des effets similaires et plus sévères sont attendus compte tenu de la proximité des sources d'exposition et des conditions de travail potentiellement aggravantes (effort physique, chaleur). Des détériorations de la clairance mucociliaire nasale et des propriétés du mucus nasal ont été associées à la récolte après brûlage, suggérant une susceptibilité potentiellement accrue à des symptômes respiratoires et à une atteinte de la fonction respiratoire. Plusieurs études ont rapporté un risque augmenté de cancer pulmonaire et de mésothéliome chez les travailleurs de canne à sucre, dont une seule associant le risque de cancer pulmonaire au brûlage suivant la récolte.

6.3 Expositions et effets sanitaires liés aux brûlages des déchets verts de jardin

Aucune étude ayant investigué les expositions et effets sanitaires liés aux brûlages des déchets verts de jardin n'a été identifiée dans la littérature. Néanmoins le risque d'effets néfastes à court terme, notamment la santé respiratoire et l'irritation, ne peut être exclu localement compte tenu des polluants caractérisés dans les fumées de ces brûlages et des impacts épisodiques observés sur la qualité de l'air.

7 Conclusions

7.1 Toxicité de la fumée de bois

Les études montrent clairement que l'inhalation à court terme de fumées de bois peut altérer des mécanismes de défense immunitaire des poumons, importants dans la résistance aux infections pulmonaires. Une cible probable de l'immunotoxicité des fumées de bois semble être les macrophages pulmonaires. Ces études supportent la notion que les fumées de bois inhalées contribuent à l'augmentation de l'incidence des pathologies respiratoires infectieuses rapportée chez des enfants vivant dans des pays en voie de développement et/ou à proximité d'habitations équipées d'installations de chauffage au bois.

Egalement en lien avec l'inhalation à court terme de fumées de bois, plusieurs études rapportent l'induction au niveau pulmonaire d'un stress oxydant, d'une réponse inflammatoire, d'une altération modérée de la fonction pulmonaire, et d'une aggravation de l'hyperréactivité bronchique non spécifique en réponse à des bronchoconstricteurs.

Les effets étaient plus graves après des expositions aiguës à des fortes doses. Ainsi, la majorité des études chez l'animal indique que l'exposition à des fortes doses de fumée de bois peut produire des lésions irréversibles ou à long terme des tissus pulmonaires. Sur la base de peu d'études, ces effets semblent être fortement associés à la phase particulaire.

Les fumées de bois présentent un caractère mutagène (études *in vitro* et *ex vivo*). Par ailleurs, selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2010)⁴⁴, le niveau de preuve du caractère carcinogène est « limité » pour les émissions de combustion de bois, et « suffisant » pour les extraits de fumées de bois (études animal).

Les connaissances sont à ce jour insuffisantes pour distinguer les effets toxiques selon différents types de biomasse.

Bien qu'un certain niveau de preuve soit apporté sur la possibilité de risques sanitaires liés à des expositions sur le long terme à des concentrations plus faibles, reflétant mieux les expositions des pays développés, davantage de recherche sont nécessaires avant de pouvoir tirer des conclusions plus définitives. Néanmoins, il apparaît clairement que l'inhalation de fumées de bois peut avoir un impact significatif sur l'homéostasie pulmonaire⁴⁵ et sur des exacerbations de processus pathologiques pulmonaires en cours.

⁴⁴ CIRC. (2010). Household use of solid fuels and high-temperature frying. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*; 95:1-430. En ligne : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol95/mono95.pdf>

⁴⁵ L'homéostasie pulmonaire est la capacité que peut avoir le système pulmonaire à conserver son équilibre de fonctionnement en dépit des contraintes qui lui sont extérieures. L'équilibre de fonctionnement du système pulmonaire est représenté par la maintenance de l'ensemble des paramètres physico-chimiques de ce système qui doivent rester relativement constants.

7.2 Incendies de végétation

7.2.1 Pollution de l'air

Le terrain (topographie, occupation des sols) et la météorologie (régimes de vent, inversion de température) sont des facteurs très influents sur le comportement des feux de végétation et des fumées.

La composition des fumées est variable selon le combustible et sa densité, l'humidité, les conditions de combustion et l'éloignement de la source. La composition des émissions de brûlage selon différents types de végétation comme le pin, la garrigue et le maquis reste méconnue.

De très nombreuses substances chimiques incluant dioxyde de carbone (CO₂), monoxyde de carbone (CO), composés organiques volatils et semi-volatils⁴⁶, particules et oxydes d'azote (NO_x) sont recensées dans la composition des fumées de biomasse. Du fait de l'importance de leur émission et des effets sur la santé qui leur sont associés, les composés suivants sont considérés comme d'intérêt majeur :

- Les particules en suspension :

- Elles représentent le polluant de l'air le plus invariablement élevé par rapport aux seuils réglementaires dans les zones impactées par les fumées ;
- Environ 80% de la masse particulaire sont des particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm) dont une majorité sont des particules submicroniques. Ces caractéristiques les rendent facilement transportables sur de longues distances pouvant atteindre plusieurs centaines de kilomètres ;
- Les niveaux atteints dans l'air ambiant à court terme (quelques heures à quelques jours) peuvent être particulièrement élevés (plusieurs dizaines à plusieurs centaines de µg/m³) et avoir un impact à l'échelle régionale. Des niveaux extrêmes de PM₁₀ supérieurs à 1500 µg/m³ ont par exemple été rapportés en Russie et Asie du sud-est ;
- Bien que les conditions de combustion des feux de végétation soient favorables à la formation de particules ultrafines (diamètre aérodynamique < 0,1 µm), aucune étude ciblant cette fraction ultrafine n'a été identifiée dans la littérature ;

- Le monoxyde de carbone (CO), connu pour son caractère toxique et asphyxiant, est un polluant important généré par les incendies de végétation et auquel sont particulièrement exposés les professionnels de lutte contre le feu. Les niveaux les plus élevés sont observés durant les phases de combustion lente, en particulier à proximité du feu : jusqu'à 10 ppm en moyenne sur la période de travail, pouvant atteindre ponctuellement plusieurs dizaines de ppm.

D'autres polluants de l'air, tels que l'acroléine et le formaldéhyde potentiels irritants respiratoires, ainsi que le benzène cancérigène chez l'Homme, sont présents dans les fumées.

Les PCDD/Fs sont potentiellement présents dans les émissions des feux de végétation (biomasse naturelle), mais la contribution additionnelle de cette source d'émission reste discutée.

Plusieurs composés ont été utilisés soit individuellement soit en combinaison pour estimer la contribution des fumées de biomasse à la pollution de l'air ambiant : lévoglucosan, méthoxyphénols, potassium, rétène, acides résiniques. En particulier, le lévoglucosan présente des avantages en termes de détection, de stabilité et de spécificité.

7.2.2 Contamination des sols

Sans commune mesure avec la littérature scientifique plus fournie intéressant la pollution du milieu aérien par les incendies de végétation, la pollution du sol par ces feux est très peu documentée et

⁴⁶ Notamment des hydrocarbures, des organooxygénées, des organochlorés.

peu de polluants ont été investigués parmi lesquels les HAPs, les PCDD/Fs et PCBs, et certains métaux lourds comme le mercure.

Il est attendu que des polluants composant les fumées des incendies de végétation peuvent se déposer, se distribuer et subir des modifications chimiques au niveau du sol et des plans d'eau impactant ainsi leur état chimique, tels que les HAPs, le mercure et autres métaux lourds, et les PCDD/Fs et PCBs. Les données disponibles parcellaires, voire parfois contradictoires pour les PCDD/Fs, ne permettent ni d'évaluer les contaminations du sol, ni d'établir des conclusions en termes de risques pour la santé.

L'usage d'intrants du végétal (ex : pesticides à base de chlore, métaux ou d'impuretés de type PCDD/F) est suspecté d'influencer l'impact des brûlages agricoles sur les sols. Par ailleurs, les cendres de brûlage agricole sont suspectées d'influencer la persistance dans le sol et la mobilité d'espèces organiques (ex : pesticides, HAPs) et de métaux lourds (absence d'étude sur le territoire français).

Les modifications du sol pourraient impacter les ressources en eau. En effet, d'après la littérature scientifique (aucune étude française identifiée), des augmentations importantes d'exportations et de concentrations de certains composés succédant à des incendies de végétation indiquent des impacts potentiels sur la qualité de l'eau au niveau de points vulnérables d'approvisionnement en eau potable tels que dans les bassins versants forestiers.

7.2.3 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées

Professionnels de lutte contre le feu

Les quelques études de mesure des expositions individuelles ont montré que les professionnels de lutte contre le feu peuvent être exposés de manière prolongée et intermittente à des niveaux importants de CO et de particules en suspension (fraction alvéolaire⁴⁷, PM_{3,5}, PM_{2,5}) durant des incendies de végétation et durant les pratiques d'écobuages⁴⁸.

Des expositions élevées à d'autres irritants respiratoires incluant le formaldéhyde et l'acroléine peuvent également se produire bien que les particules en suspension représentent probablement le principal polluant d'intérêt. Des pics d'exposition au CO mesurés dépassaient plusieurs fois les valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) court-terme. Certaines de ces études ont également identifié d'autres COV (acétaldéhyde, benzène, toluène, xylène et phénol) dans des concentrations inférieures à 1 ppm, une étude ayant mesuré des pics de concentration en COV totaux atteignant 88 ppm.

Ces expositions peuvent être augmentées par des périodes de travail pouvant durer au-delà de 10 heures, voire plus de 24 heures lors des feux très étendus, et par l'impossibilité d'utiliser des appareils respiratoires isolants.

⁴⁷ La fraction alvéolaire d'un aérosol (« respirable particles ») est définie par un diamètre de coupure de 4 µm (correspondant à la probabilité 50 %) par rapport à l'aérosol ambiant conformément aux conventions en hygiène industrielle.

⁴⁸ L'écobuage, ou débroussaillage par le feu, est une pratique agricole ancestrale pratiquée dans le monde entier, mais également une méthode efficace de diminution de la biomasse disponible en prévention ou durant des incendies.

Les quelques études sanitaires conduites chez ces travailleurs ont observé une diminution de la fonction pulmonaire, une augmentation de l'hyperréactivité bronchique et de la prévalence de symptômes respiratoires durant les périodes d'exposition aux incendies de végétation et les pratiques d'écobuage. Une étude a montré que des expositions récemment cumulées étaient plus fortement associées à des modifications de plus grande amplitude de la fonction pulmonaire par rapport aux expositions plus anciennes. Au moins une étude a également montré des modifications aiguës de la fonction pulmonaire selon le poste de travail.

Cependant, chez les professionnels de lutte contre le feu, aucune étude sur le suivi à long terme de la santé respiratoire ou cardiovasculaire en lien avec les feux de végétation n'a encore été publiée. Parmi les professionnels de lutte contre les feux en ville, des troubles chroniques pulmonaires peuvent être la conséquence d'expositions répétées aux fumées, en particulier parmi ceux n'utilisant pas d'équipements de protection respiratoire (Tepper et al., 1991 ; Sparrow et al., 1982). L'activité professionnelle de lutte contre les feux a été classée comme possiblement cancérigène pour l'homme (catégorie 2B) par l'IARC (IARC, 2010b), ce classement ne correspondant pas uniquement aux feux de végétation. La guérison et la réversibilité des effets après l'arrêt des expositions chez les professionnels de lutte contre les feux de végétation (en dehors de la saison des feux) ne sont pas connues, les pompiers de ville pouvant eux être exposés à répétition tout au long de l'année.

Les effets mesurés chez les professionnels de lutte contre les incendies de végétation ne permettent pas une extrapolation quantitative aux expositions de la population générale compte tenu notamment des différences marquées entre ces deux populations sur le degré d'aptitude et de résistance physiques, et sur les conditions d'expositions.

Population générale

La plupart des études épidémiologiques ont des limites structurelles significatives, souvent inhérentes au caractère épisodique et aléatoire des expositions et aux effectifs souvent restreints des populations exposées.

Les études épidémiologiques observent des associations entre l'exposition à la fumée des incendies de végétation et des effets respiratoires à court terme : symptômes respiratoires augmentés, risques augmentés de pathologies respiratoires, incluant des admissions hospitalières et des visites en service d'urgence, fonction pulmonaire diminuée. Plusieurs études suggèrent que les asthmatiques sont une sous-population particulièrement susceptible à l'exposition des fumées, ce qui est cohérent avec les résultats de nombreuses études sur les impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant de source urbaine.

Quelques études émergentes suggèrent que la part des effets respiratoires à court terme par rapport aux effets cardiovasculaires à court terme est plus élevée pour la pollution de l'air par les fumées des feux de végétation comparée à la pollution de l'air de source urbaine. Quelques études suggèrent que les PM₁₀ des fumées de feux de végétation pourraient avoir un impact plus important sur la santé respiratoire à court terme que les PM₁₀ de fond urbain, en particulier pour les admissions hospitalières chez les personnes âgées (plus de 65 ans) et pour les admissions pour asthme chez les jeunes adultes. Néanmoins, le niveau de preuve est encore limité et des recherches ultérieures sont nécessaires pour investiguer ces hypothèses.

Quelques études épidémiologiques ont observées une augmentation de la mortalité non traumatique à court terme en association avec de vastes incendies à proximité de zones densément peuplées. Cependant, cette association ne pouvait être uniquement rapportée à la pollution de l'air générée.

Une seule étude a investigué l'efficacité de différentes stratégies d'intervention pour réduire l'exposition et possiblement la morbidité de la population durant des incendies de végétation.

En l'état des connaissances disponibles, les PM₁₀ des fumées de feux de végétation peuvent être considérées comme au moins aussi toxiques pour la santé respiratoire à court terme que les PM₁₀ de source urbaine. Les populations atteintes de pathologies respiratoires chroniques, dont les asthmatiques, constituent une sous-population particulièrement sensible. Le niveau de preuve est moindre mais émergent concernant les effets cardiovasculaires à court terme. Il est absent concernant des effets différés tels que le cancer ou les troubles du développement.

Les effets des expositions de la population à la pollution de l'air générée par des incendies de végétation n'ont pas été suffisamment étudiés pour appuyer des conclusions générales à l'instar de la pollution de l'air ambiant de source urbaine. Il existe peu de données sur lesquelles baser des recommandations de mesures efficaces pour réduire l'exposition de la population générale.

Il existe un niveau encore restreint mais croissant de preuves épidémiologiques et toxicologiques montrant que des expositions aiguës aux fumées d'incendies de végétation chez des populations de pays développés sont associées à des effets délétères à court terme pour la santé respiratoire et dans une moindre mesure cardiovasculaire. Ces effets observés dans différentes études épidémiologiques relatives à des incendies de végétations variées, seraient vraisemblablement attendus pour des incendies de végétation d'ampleur équivalente en France. Les effets sanitaires liés aux expositions chroniques concernant principalement les professionnels de lutte contre le feu restent insuffisamment renseignés.

Selon un récent rapport du ministère en charge de l'environnement, alors que le nombre de feux de forêts en France a tendance à stagner et que les surfaces brûlées sont en diminution, les zones à risques devraient s'étendre dans le futur en raison notamment du changement climatique prévu par les climatologues. La moitié des surfaces boisées est estimée particulièrement vulnérable aux incendies, principalement le maquis et la garrigue autour de la Méditerranée et en Corse ainsi que la forêt de pins landaise.

7.3 Brûlages agricoles

7.3.1 Pollution de l'air

Le brûlage agricole est pratiqué sur les résidus de culture (par exemple la chaume de blé), les prairies et les pâturages et permet à moindre coût de favoriser la rotation des cultures et les cycles de développement par fertilisation des sols, d'éliminer ou a minima contrôler des insectes et autres nuisibles, des maladies et l'émergence d'espèces végétales envahissantes. Cette pratique ancestrale reste très répandue dans différentes régions du globe comme l'Asie par exemple (brûlage de paille de riz, ...). Bien que non autorisé dans de nombreux pays européens, le brûlage agricole à l'air libre est très répandu dans des pays du sud de l'Europe. Sur le territoire français, le brûlage des résidus de paille et de cultures est réglementairement autorisé uniquement par dérogation⁴⁹ et dans le respect de certaines dispositions imposées pour garantir la sécurité de l'opération (dispositions réglementant les feux de plein air). Divers résidus de céréales tels que le blé, l'orge et le maïs peuvent ainsi être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers

Les émissions de brûlage de résidus agricoles dépendent fortement de plusieurs facteurs tels que le type de combustible, la teneur en humidité, les conditions météorologiques, les pratiques de brûlage⁵⁰ (souvent une addition successive de quantités relativement faibles de biomasse au cours de la combustion) et la manière dont les déchets sont disposés (en piles, en rangées ou étalés). L'utilisation d'intrants du végétal⁵¹ est un autre facteur possible bien que peu documenté, par exemple les pesticides organochlorés potentiellement influents sur les émissions de PCDD/Fs et PCBs. Il est donc attendu que les émissions des brûlages agricoles (en dehors des pratiques de déforestation et défrichage) soient très différentes des émissions des incendies de végétation. Néanmoins, cette pratique peut également générer d'importantes quantités de polluants compte tenu des grandes surfaces impliquées dans certaines régions du globe, et est susceptible de conduire significativement à la dégradation de la qualité de l'air au niveau local voire à grande distance. Les fumées émises peuvent en outre gêner la visibilité.

Les brûlages à l'air libre de différents produits ou résidus de produits agricoles tels que la paille de riz, la canne à sucre et d'autres cultures ont montré des émissions de divers polluants tels que suie et particules en suspension, CO, CO₂, méthane, NMHC et COVs. Plus récemment, des HAPs et PCDD/Fs ont été détectés dans les phases gazeuses et particulaires des émissions, et dans les cendres résiduelles, ainsi que des espèces ioniques, du carbone élémentaire et du carbone organique. Les particules en suspension résultant du brûlage de résidus de culture incluent une large fraction carbonée. Elles sont en majorité des particules fines (PM_{2,5}), une étude sur le brûlage de pailles de riz, de blé et de maïs ayant montré une dominance du nombre de particules très fines (diamètre compris entre 0,1 et 1 µm). Les données sont manquantes concernant la fraction ultrafine des particules émises par ces brûlages (diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 µm) alors que les conditions de combustion sont favorables à la production de ces particules.

⁴⁹ Certaines cultures font exception et ne sont pas visées par une interdiction de brûler conformément aux articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime.

⁵⁰ Dans le cadre de dérogation à l'interdiction de brûlage à l'air libre, la technique du « backing fire » (ou brûlage à contrevent) permettrait de limiter les émissions en favorisant une combustion lente et complète, quand les terrains le permettent, notamment pour les écohuages (végétaux sur pieds) et feux pastoraux (ADEME, 2012).

⁵¹ Les intrants du végétal utilisés en agriculture incluent les produits phytopharmaceutiques, les matières fertilisantes et les supports de culture.

En dépit des efforts de recherche déjà réalisés pour obtenir des profils d'émission de la combustion de résidus de culture, les données concernant les émissions de brûlage agricole et leurs impacts sur la qualité de l'air sont limitées, en particulier en Europe et dans les régions méditerranéennes.

7.3.2 Contamination des sols

L'impact des brûlages agricoles sur les propriétés chimiques du sol et de l'eau constitue un champ d'étude plus particulier et moins documenté par rapport aux incendies de végétation. Il peut être assimilé à l'impact des incendies de végétation, notamment lors d'écobuages et de déforestations contrôlées (« brûlages dirigés »). Néanmoins, les feux d'intensité faible à modérée correspondant à la majorité des brûlages agricoles ont des effets bénéfiques recherchés (rénovation de la végétation dominante en éliminant les espèces nuisibles, augmentation transitoire du pH et des nutriments disponibles, ...) et sont moins délétères pour les sols que les feux plus sévères tels que des incendies de végétation.

Par ailleurs, l'impact des brûlages agricoles comporte également des spécificités en lien avec les pratiques agricoles, telles que l'utilisation d'intrants du végétal (ex : pesticides à base de chlore, métaux ou d'impuretés de type PCDD/F). Ainsi, les cendres générées par du brûlage agricole pourraient avoir un rôle dans une contamination du sol et des végétaux, une pollution consécutive de la chaîne alimentaire et des bassins versants utilisés pour l'approvisionnement en eau potable. A l'instar des incendies de végétation, peu de polluants ont été investigués, essentiellement les HAPs et les PCDD/Fs.

Concernant les HAPs, certaines études ont suggéré ou conclu que la source principale des HAPs présents dans les sols superficiels ruraux est le brûlage des résidus de culture. Néanmoins, les concentrations de HAPs totaux rapportées sont généralement faibles (0,2-465 µg/kg de matière sèche), et significativement plus faibles que dans les sols urbains.

Concernant les PCDD/Fs, plusieurs études ont montré que l'application de pesticides sur des parcelles cultivées pouvait avoir un rôle dans la formation de PCDD/Fs durant le brûlage à l'air libre des résidus de culture. Une étude a mis en évidence des facteurs d'émission au sol 35 à 270 fois supérieurs lorsque les résidus de culture brûlés étaient contaminés par des pesticides. Les concentrations dans le sol rapportées restaient néanmoins largement inférieures à des seuils américains d'évaluation et d'intervention..

Par ailleurs, de récentes études montrent que les cendres de brûlage agricole peuvent influencer la persistance dans le sol et la mobilité vers les divers compartiments de l'environnement, de contaminants organiques (ex : pesticides) et de métaux lourds. Dans le cas des intrants du végétal tels que les pesticides, ces observations suggèrent également une influence sur leur efficacité.

Les données disponibles parcellaires ne permettent cependant pas d'évaluer généralement l'ampleur des contaminations du sol, ni d'en tirer des conclusions en termes de risques pour la santé.

7.3.3 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées

Brûlage de résidus de culture

Les études épidémiologiques prises ensemble suggèrent que l'exposition aux fumées de brûlage de résidus de culture, et notamment de paille/chaume de riz, peut être associée à une exacerbation de l'asthme voire dans des régions les plus fortement impactées, à une atteinte de la fonction pulmonaire même chez des sujets sains, les enfants constituant une sous-population sensible avec une atteinte de la fonction pulmonaire potentiellement persistante après l'arrêt des brûlages.

Brûlage de canne à sucre

Concernant le brûlage de canne à sucre pratiqué notamment au Brésil, des conjonctivites, des exacerbations de symptômes respiratoires, des admissions hospitalières et en service d'urgence augmentées pour causes respiratoires ont été observées chez des populations résidant dans des municipalités à proximité des brûlages, avec une morbidité respiratoire accrue chez les enfants et personnes âgées.

Chez les ouvriers agricoles de la canne à sucre, des effets similaires et plus sévères sont attendus compte tenu de la proximité des sources d'exposition et des conditions de travail potentiellement aggravantes (effort physique, chaleur). Des détériorations de la clairance mucociliaire nasale et des propriétés du mucus nasal ont été associées à la récolte après brûlage, suggérant une susceptibilité potentiellement accrue à des symptômes respiratoires et à une atteinte de la fonction respiratoire. Plusieurs études ont rapporté un risque augmenté de cancer pulmonaire et de mésothéliome chez les travailleurs de canne à sucre, dont une seule associant le risque de cancer pulmonaire au brûlage suivant la récolte.

Bien que beaucoup moins documentées par rapport aux incendies de végétation, les expositions aux fumées de brûlage agricole peuvent également être liées à des effets délétères sur la santé respiratoire, avec une sensibilité accentuée notamment chez les enfants et personnes âgées. Dans les régions impactées plusieurs mois par an (ex : régions tropicales), les effets sur la santé observés ne sont pas déterminés uniquement par les expositions aiguës à des niveaux de pollution extrêmes mais également, et peut être majoritairement, par les expositions chroniques à la pollution de l'air. Cependant, l'amplitude des effets liés aux expositions chroniques à la pollution de l'air générée par le brûlage agricole reste méconnue.

En France métropolitaine, divers résidus de céréales tels que le blé, l'orge et le maïs sont susceptibles d'être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers.

7.4 Brûlages des déchets verts de jardins

7.4.1 Pollution de l'air

Les « déchets verts de jardin » désignent les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies et d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, et autres déchets végétaux issus du jardin des particuliers. De même que le système de compostage de biodéchets, le brûlage des déchets verts permet également une élimination de la biomasse naturelle. Ces brûlages sont concentrés sur une période relativement courte de l'année, généralement en automne.

Néanmoins, le brûlage à l'air libre de ces déchets a des impacts négatifs (risque de brûlures voire d'incendie). Il est susceptible d'occasionner localement et de manière transitoire des nuisances importantes (gênes olfactives, réduction de la visibilité à proximité des axes routiers, ...) incluant une détérioration de la qualité de l'air et résultant de la proximité de la source située au niveau du sol et des conditions dégradées de dilution par dispersion. En France, le brûlage des déchets verts est interdit par le Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT), qui constitue la base des règlements sanitaires départementaux adoptés par les préfets, des dérogations pouvant être édictées par arrêtés préfectoraux. Une circulaire interministérielle du 18 novembre 2011 adressée aux préfets de département rappelle les bases juridiques relatives à cette interdiction et présente les règles d'attribution d'éventuelles dérogations.

Les déchets verts de jardin se caractérisent par leurs teneurs en eau élevées conditionnées principalement par les conditions météorologiques, notamment la pluviométrie les jours précédents le brûlage. Le brûlage de ces déchets se fait généralement en tas plus ou moins compacts. Une humidité et/ou une densité élevées (masse volumique ou surfacique) de ces déchets peuvent réduire l'efficacité de la combustion et avoir un impact négatif sur les émissions. Quelques études indiquent que l'usage d'incinérateurs de jardin, de type bidons ouverts en acier galvanisé et bien qu'équipés d'orifices permettant l'introduction de l'air, n'améliorerait pas significativement la qualité de combustion. Par ailleurs, le traitement préalable des végétaux par des agents chimiques tels que les pesticides et fongicides, ou le mélange des déchets verts avec d'autres déchets ménagers tels que les déchets plastiques, peuvent contaminer les émissions de brûlage.

Les données d'émissions de brûlage sont lacunaires concernant cette catégorie de biomasse dont la composition est variable et donc mal connue. De même que pour le brûlage des autres biomasses naturelles (non contaminées), les émissions des déchets verts de jardin incluent principalement les polluants suivants : CO, particules avec une large majorité de PM_{2,5}, COVs et HAPs. Ils sont à l'origine de faibles émissions de dioxines et furanes quelle que soit la qualité de la combustion. Un feu de feuilles ou d'herbes (feu couvant) émet davantage de polluants organiques et de particules qu'un feu de branches (feu vif).

Dans des conditions météorologiques et/ou topographiques défavorables, ce type de pratique peut contribuer de façon significative aux niveaux de particules dans l'air à court terme.

7.4.2 Contamination des sols

Aucune étude ayant investigué la contamination des sols liée aux brûlages des déchets verts de jardin n'a été identifiée dans la littérature.

7.4.3 Expositions et effets sanitaires liés aux fumées

Aucune étude ayant investigué les expositions et effets sanitaires liés aux brûlages des déchets verts de jardin n'a été identifiée dans la littérature. Néanmoins le risque d'effets néfastes à court terme, notamment la santé respiratoire et l'irritation, ne peut être exclu localement compte tenu des polluants caractérisés dans les fumées de ces brûlages et des impacts épisodiques observés sur la qualité de l'air.

8 Bibliographie

- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). (2012). Les émissions agricoles de particules dans l'air. Etat des lieux et leviers d'actions. Rapport en ligne : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=82370&p1=30&ref=12441>
- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). (2011). Déchets verts. Consulté le 3 octobre 2011 sur le site de l'ADEME : <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?catid=14732>
<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12549>
- Adler G., Flores J.M., bo Riziq A. *et al.* (2011). Chemical, physical, and optical evolution of biomass burning aerosols: A case study. *Atmos. Chem. Phys.*; 11(4):1491-503.
- Agarwal T., Khillare P.S., Shridhar V. *et al.* (2009). Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India. *J. Hazard. Mater.*; 163(2-3):1033-9.
- Aiken A.C., De Foy B., Wiedinmyer C. *et al.* (2010). Mexico city aerosol analysis during MILAGRO using high resolution aerosol mass spectrometry at the urban supersite (T0)-Part 2: Analysis of the biomass burning contribution and the non-fossil carbon fraction. *Atmos. Chem. Phys.*; 10(12):5315-41.
- Alfheim I., Ramdahl T. (1984). Contribution of wood combustion to indoor air pollution as measured by mutagenicity in *Salmonella* and polycyclic aromatic hydrocarbon concentration. *Environ. Mutagen.*; 6(2):121-130. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Alfheim I., Becher G., Hongslo J.K., Lazaridis G., Lofroth G., Ramdahl T., Rivedal E., Salomaa S., Sanner T., Sorsa M. (1984). Short-term bioassays of fractionated emission samples from wood combustion. *Teratoger. Carcinoger. Mutagen.*; 4(6):459-475. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Alves C.A., Gonçalves C., Pio C.A. *et al.* (2010). Smoke emissions from biomass burning in a Mediterranean shrubland. *Atmos. Environ.*; 44(25):3024-33.
- Amirbahman A.R., Ruck P.L., Fernandez I.J., Kahl J.S., Haines T.A. (2004). The effect of fire on mercury cycling in the soils of forested watersheds: Acadia National Park, Maine, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*; 152:313-331.
- Amre D.K., Infante-Rivard C., Dufresne A. *et al.* (1999). Case-control study of lung cancer among sugar cane farmers in India. *Occup. Environ. Med.*; 56(8):548-52. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Analitis A., Georgiadis I., Katsouyanni K. (2011). Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. *Occup. Environ. Med.* A paraître.
- Andreae M.O. (2004). Assessment of global emissions from vegetation fires. *Int. For. Fire News*; 31:112-21.
- Andreae M.O., Browell E.V., Garstang M. *et al.* (1988). Biomass-burning emissions and associated haze layers over Amazonia. *J. Geophys. Res.*; 93(D2):1509-27.

Andreae M.O. et Merlet P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cycles*; 15:955-966.

Arbex M.A., Martins L.C., De Oliveira R.C. et al. (2007). Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. *J. Epidemiol. Community Health*; 61(5):395-400.

Arbex M.A., Bohm G.M., Saldiva P.H.N. et al. (2000). Assessment of the effects of sugar cane plantation burning on daily counts of inhalation therapy. *J. Air Waste Manage. Assoc.*; 50(10):1745-9. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Artaxo P., Calixto De Campos R., Fernandes E.T. et al. (2000). Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmos. Environ.*; 34(24):4085-96.

Artaxo P., Gerab F., Yamasoe M.A. et al. (1994). Fine mode aerosol composition at three long-term atmospheric monitoring sites in the Amazon Basin. *J. Geophys. Res.*; 99(D11):22,857-22,868. Cité dans Naeher et al. (2007)

Artaxo P., Yamasoe M.A., Martins J.V., Carvalho S., Maehhaut W. (1993). Case study of atmospheric measurements in Brazil: Aerosol emissions from Amazon Basin fires. In *Fire In The Environment: The Ecological Atmospheric And Climatic Importance of Vegetation Fires*. Dahlen workshop Reports. Environmental Sciences Research Report 13. Crutzen, P. J., and Goldammer, J.G. (eds.), pp. 139–158. New York: John Wiley & Sons. Cité dans Naeher et al. (2007)

Asita A.O., Matsui M., Nohmi T., Matsuoka A., Hayashi M., Ishidate M. Jr., Sofuni T., Koyano M., Matsushita H. (1991). Mutagenicity of wood smoke condensates in the *Salmonella*/microsome assay. *Mutat. Res.*; 264(1):7–14. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Atmo PACA (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur). (2011). Evolution des concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées à Marseille durant un incendie de végétation sur le massif de Carpiagne en juillet 2009. Données non publiées, transmises par Atmo PACA à l'Anses le 4 août 2011.

Atmo PACA (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur). (2010). Les vallées des Paillons : Caractérisation chimique des particules PM10 et contributions des sources. Rapport en ligne : http://www.atmopaca.org/files/et/110419_Rapport_Particules_Vallees_Paillons.pdf

Awasthi A., Singh N., Mittal S. et al. (2010). Effects of agriculture crop residue burning on children and young on PFTs in North West India. *Science of the Total Environment*; 408(20):4440-5.

Balmes J.R. (2007). Biomass smoke experimental studies in humans. *International Biomass Smoke Health Effects Conference*, Missoula, MT. Août 2007. Cité dans (Noonan et al., 2010)

Barregard L., Sällsten G., Gustafson P. et al. (2006). Experimental exposure to wood-smoke particles in healthy humans: Effects on markers of inflammation, coagulation, and lipid peroxidation. *Inhal. Toxicol.*; 18(11):845-53.

Barregard L., Sällsten G., Andersson L. et al. (2008). Experimental exposure to wood smoke: Effects on airway inflammation and oxidative stress. *Occup. Environ. Med.*; 65(5):319-24.

- Barrett E.G., Henson R.D., Seilkop S.K. *et al.* (2006). Effects of hardwood smoke exposure on allergic airway inflammation in mice. *Inhal. Toxicol.*; 18(1):33-43.
- Betchley C., Koenig J.Q., van Belle G., Checkoway H., Reinhardt T. (1997). Pulmonary function and respiratory symptoms in forest firefighters. *Am. J. Ind. Med.*; 31:503–509. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Bhargava A., Dlugogorski B.Z., Kennedy E.M. (2002). Emission of polyaromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from fires of wood chips. *Fire Safety Journal*; 37:659-672. Cité dans (Ineris, 2011)
- Bhattacharyya S.N., Manna B., Smiley R., Ashbaugh P., Coutinho R., Kaufman B. (1998). Smoke-induced inhalation injury: Effects of retinoic acid and antisense oligodeoxynucleotide on stability and differentiated state of the mucociliary epithelium. *Inflammation*; 22(2):203–214. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Biswas A., Blum J.D., Klaue B., Keeler G.J. (2007). Release of mercury from Rocky Mountain forest fires. *Global Biogeochem. Cycles*; 21: GB1002, doi:10.1029/2006GB002696.
- Black R., Meyer C., Touati A., Gullett B.K., Fiedler H., Mueller J.F. (2010). Emission factors for PCDD/PCDF from forest and crop fires - Revision of category 6a of the UNEP Toolkit, Dioxin 2010 San Antonio September 12-17, 2010. Cité dans (Ineris, 2011)
- Boeniger M.F., Fernback J., Hartle R. et al. (1991). Exposure assessment of smoke and biogenic silica fibers during sugar cane harvesting in Hawaii. *Appl. Occup. Environ. Hyg.*; 6(1):59-66. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Boman B.C., Forsberg A.B., Sandstrom T. (2006). Shedding new light on wood smoke: a risk factor for respiratory health. *Eur. Respir. J.*; 27(3):446–447. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Boman B.C., Forsberg A.B., Jarvholm B.G. (2003). Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scand. J. Work Environ. Health*; 29(4):251–260. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Boopathy R., Asrabadi B.R., Ferguson T.G. (2002). Sugar cane (*Saccharum officinarum* L) burning and asthma in Southeast Louisiana, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*; 68(2):173-9. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Brauer M. (1998). *Health impacts of biomass air pollution*. Kuala Lumpur: World Health Organization, Regional Offices for Southeast Asia and the Western Pacific. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Brooks S. M., Stockwell H. G., Pinkham P. A. (1992). Sugar cane exposure and the risk of lung cancer and mesothelioma. *Environ. Res.*; 58:195–203. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Brunke E.G., Labuschagne C., Slemr F. (2001). Gaseous mercury emissions from a fire in the Cape Peninsula, South Africa, during January 2000. *Geophys. Res. Lett.*; 28(8):1483-6.
- Bucheli T.D., Blum F., Desaulles A. et al. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland. *Chemosphere*; 56(11):1061-76.

- Burke M.P., Hogue T.S., Ferreira M. *et al.* (2010). The effect of wildfire on soil mercury concentrations in Southern California Watersheds. *Water Air Soil Pollut.*; 212(1-4):369-85.
- Burling I.R., Yokelson R.J., Griffith D.W.T. *et al.* (2010). Laboratory measurements of trace gas emissions from biomass burning of fuel types from the southeastern and southwestern United States. *Atmos. Chem. Phys.*; 10(22):11115-30.
- Bushey J.T., Driscoll C.T., Mitchell M.J., Selvendiran P., Montesdeoca M.R. (2008). Mercury transport in response to storm events from a northern forest landscape. *Hydrological Processes*. doi:10.1002/hyp.7091.
- Caamano-Isorna F., Figueiras A., Sastre I. *et al.* (2011). Respiratory and mental health effects of wildfires: an ecological study in Galician municipalities (north-west Spain). *Environmental Health*; 10(1):48.
- Caldwell C.A., Canavan C.M., Bloom N.S. (2000). Potential effects of forest fire and storm flow on total mercury and methylmercury in sediments of an arid-lands reservoir. *Science of the Total Environment*; 260:125–133.
- Cançado J.E., Saldiva P.H., Pereira L.A.A. *et al.* (2006). The Impact of Sugar Cane-Burning Emissions on the Respiratory System of Children and the Elderly. *Environ Health Perspect*; 114(5):725-729.
- Certini G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*; 143(1):1-10.
- Chang-Graham A.L., Profeta L.T.M., Johnson T.J. *et al.* (2011). Case study of water-soluble metal containing organic constituents of biomass burning aerosol. *Environ. Sci. Technol.*; 45(4):1257-63.
- Chen, Z. (2006). Effects of fire on major forest ecosystem processes: An overview. *Chinese Journal of Applied Ecology*; 17(9):1726-1732.
- Chen L., Verrall K., Tong S. (2006). Air particulate pollution due to bushfires and respiratory hospital admissions in Brisbane, Australia. *Int. J. Environ. Health Res.*; 16(3):181-91.
- Chen L.W.A., Verburg P., Shackelford A. *et al.* (2010). Moisture effects on carbon and nitrogen emission from burning of wildland biomass. *Atmos. Chem. Phys.*; 10(14):6617-25.
- Chew F.T., Ooi B.C., Hui J.K.S., Saharom R., Goh D.Y.T., Lee B.W. (1995). Singapore's haze and acute asthma in children. *Lancet*; 346:1427. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Chiou C.T., Kile D.E., Rutherford D.W. *et al.* (2000). Sorption of Selected Organic Compounds from Water to a Peat Soil and Its Humic-Acid and Humic Fractions: Potential Sources of the Sorption Nonlinearity. *Environmental Science & Technology*; 34(7):1254-8.
- Chung M.K., Hu R., Cheung K.C. *et al.* (2007). Pollutants in Hong Kong soils: Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*; 67(3):464-73.
- Clinton N.E., Gong P., Scott K. (2006). Quantification of pollutants emitted from very large wildland fires in Southern California, USA. *Atmos. Environ.*; 40(20):3686-95.

CNRS/INSU (Centre national de la recherche scientifique/Institut national des sciences de l'univers). (2007). L'origine surprenante de la pollution atmosphérique particulaire en composés carbonés (programme CARBOSOL). Communiqué de presse du 10 décembre 2007. En ligne : http://www.insu.cnrs.fr/a2397_origine-surprenante-pollution-atmospherique-particulaire-composes-carbones-programme-carbosol.html

Coheur P.F., Herbin H., Clerbaux C. *et al.* (2007). ACE-FTS observation of a young biomass burning plume: First reported measurements of C₂H₄, C₃H₆O, H₂CO and PAN by infrared occultation from space. *Atmos. Chem. Phys.*; 7(20):5437-46.

Coheur P.F., Clarisse L., Turquety S. *et al.* (2009). IASi measurements of reactive trace species in biomass burning plumes. *Atmos. Chem. Phys.*; 9(15):5655-67.

Collet S., Fiani E. (2007). PAH, PCB and PCDD/F emissions from simulated forest and landfill fires. *Organohalogen Compound*; 69:307-310. Cité dans (Ineris, 2011)

Copper C.W., Mira M., Danforth M., Abraham K., Fasher B., Bolton P. (1994). Acute exacerbations of asthma and bushfires. *Lancet*; 343:1509. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Costner P. (2005). Estimating Releases and Prioritizing Sources in the Context of the Stockholm Convention. Dioxin Emission Factors for Forest Fires, Grassland and Moor Fires, Open Burning of Agricultural Residues, Open Burning of Domestic Waste, Landfill and Dump Fires. Rapport de décembre 2005 pour l'International POPs Elimination Project.

De Vos A.J.B.M., Reisen F., Cook A. *et al.* (2009). Respiratory irritants in Australian bushfire smoke: Air toxics sampling in a smoke chamber and during prescribed burns. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 56(3):380-8.

Delfino R.J., Brummel S., Wu J. *et al.* (2009). The relationship of respiratory and cardiovascular hospital admissions to the southern California wildfires of 2003. *Occup. Environ. Med.*; 66(3):189-97.

Demling R.H., LaLonde C. (1990). Moderate smoke inhalation produces decreased oxygen delivery, increased oxygen demands, and systemic but not lung parenchymal lipid peroxidation. *Surgery*; 108(3):544-552. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Demling R.H., LaLonde C., Picard L., Blanchard J. (1994). Changes in lung and systemic oxidant and antioxidant activity after smoke inhalation. *Shock*; 1(2):101-107. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Dennekamp M., Abramson M.J. (2011). The effects of bushfire smoke on respiratory health. *Respirology*; 16(2):198-209.

Desilets S.L.E., Nijssen B., Ekwurzel B. *et al.* (2007). Post-wildfire changes in suspended sediment rating curves: Sabino Canyon, Arizona. *Hydrol. Processes*; 21(11):1413-23.

Dhammapala R., Claiborn C., Jimenez J., Corkill J., Gullett B., Simpson C., Paulsen M. (2007). Emission factor of PAHs, methoxyphenols, levoglucosan, elemental carbon and organic carbon from simulated wheat and Kentucky bluegrass stubble burns. *Atmospheric Environment*; 41:2660-2669. Cité dans (Ineris, 2011)

Dicosty R.J., Callaham J., Stanturf J.A. (2006). Atmospheric deposition and re-emission of mercury estimated in a prescribed forest-fire experiment in Florida, USA. *Water Air Soil Pollut.*; 176(1-4):77-91.

Dokas I., Statheropoulos M., Karma S. (2007). Integration of field chemical data in initial risk assessment of forest fire smoke. *Science of the Total Environment*; 376(1-3):72-85.

Dosemeci M., Wacholder S., Lubin J.H. (1990). Does nondifferential misclassification of exposure always bias a true effect toward the null value? *Am. J. Epidemiol.*; 132:746-748. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Dubick M.A., Carden S.C., Jordan B.S., Langlinais P.C., Mazingo D.W. (2002). Indices of antioxidant status in rats subjected to wood smoke inhalation and/or thermal injury. *Toxicology*; 176(1-2):145-157. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Duclos P., Sanderson L.M., Lipsett M. (1990). The 1987 forest fire disaster in California: Assessment of emergency room visits. *Arch. of Environ. Health*; 45(1):53-58. Cité dans (Naeher et al., 2007)

El Haddad I., Marchand N., Wortham H., Piot C., Besombes J.L., Cozic J., Chauvel C., Armengaud A., Robin A., Jaffrezo J.L. (2010a). Primary sources of PM_{2.5} particles in an industrial Mediterranean city, Marseille. Submitted to *Atmospheric Chemistry and Physics*.

El Haddad I., Marchand N., Temime-Roussel B., Wortham H., Piot C., Besombes J.L., Baduel C., Voisin D., Armengaud A., Jaffrezo J.L. (2010b). Insights into the secondary fraction of the organic aerosol in a Mediterranean urban area: Marseille. Submitted to *Atmospheric Chemistry and Physics*.

Emmanuel S.C. (2000). Impact to lung health of haze from forest fires: The Singapore experience. *Respirology*; 5(2):175-182. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Engle M.A., Sexauer Gustin M., Johnson D.W. *et al.* (2006). Mercury distribution in two Sierran forest and one desert sagebrush steppe ecosystems and the effects of fire. *Science of the Total Environment*; 367(1):222-33.

Estrellan C.R., Iino F. (2010). Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*; 80(3):193-207.

Ettler V., Rohovec J., Navratil T. *et al.* (2007). Mercury distribution in soil profiles polluted by lead smelting. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*; 78(1):12-6.

Fartas F.M., Othman M.R., Rajeb F.A. *et al.* (2009). Determination of Levoglucosan in PM₁₀ and biomass close burning residue samples using Anthrone-sulfuric acid colorimetric method. *J. Appl. Sci. Res.*; 5(10):1663-7.

Favez O., Haddad I. E., Piot C., Boréave A., Abidi E., Marchand N., Jaffrezo J.L., Besombes J.L., Personnaz M.B., Sciare J., Wortham H., George C., D'Anna B. (2010). Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmospheric Chemistry and Physics*; (10): 5295-5394.

Ferreira A.J. et al. (2010). Firefighter Exposure to Forest Fire Smoke: Three-Year Evaluation of the FUMEX Project. Occupational and Environmental Lung Disease Posters. *Chest*; 138 (4) supp 550A. En ligne :

http://chestjournal.chestpubs.org/cgi/content/meeting_abstract/138/4_MeetingAbstracts/550A

Ferreira-Ceccato A.D., Ramos E.M.C., De C., Jr. et al. (2011). Short terms effects of air pollution from biomass burning in mucociliary clearance of Brazilian sugarcane cutters. *Respir. Med.*; 105(11):1766-8.

Fick R.B., Jr. Paul E.S., Merrill W.W., Reynolds H.Y., Loke J.S. (1984). Alterations in the antibacterial properties of rabbit pulmonary macrophages exposed to wood smoke. *Am. Rev. Respir. Dis.*; 129(1):76–81. Cité dans (Naehler et al., 2007)

Fine P.M., Cass G.R., Simoneit B.R.T. (2002). Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Woods Grown in the Southern United States. *Environmental Science & Technology*; 36(7):1442-51. Cité dans (Naehler et al., 2007)

Fitzgerald W.F. (1995). Is mercury increasing in the atmosphere? The need for an atmospheric mercury network (AMNET). *Water Air Soil Pollut.*; 80(1-4):245-54.

Fowler CT. (2003). Human health impacts of forest fires in the southern United States: a literature review. *J Ecol Anthropol*;7:39–59.

Friedli H.R., Radke L.F., Lu J.Y. (2001). Mercury in smoke from biomass fires. *Geophys. Res. Lett.*; 28(17):3223-6.

Friedli H.R., Radke L.F., Lu J.Y., Banic C.M., Leaitch W.R., MacPherson J.I. (2003a). Mercury emissions from burning of biomass from temperate North American forests: laboratory and airborne measurements. *Atmos Environ*; 37:253–67.

Friedli H.R., Radke L.F., Prescott R., Hobbs P.V., Sinha P. (2003b). Mercury emissions from the August 2001 wildfires in Washington State and an agricultural waste fire in Oregon and atmospheric mercury budget estimates. *Glob Biogeochem Cycles*; 17, doi:10.1029/2002GB001972.

Fuzzi S., Decesari S., Facchini M.C. et al. (2007). Overview of the inorganic and organic composition of size-segregated aerosol in Rondônia, Brazil, from the biomass-burning period to the onset of the wet season. *J. Geophys. Res. D Atmos.*; 112(D1).

Gabos S., Ikononou M.G., Schopflocher D. et al. (2001). Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediment following forest fires in northern Alberta. *Chemosphere*; 43(4-7):709-19.

Garzon A.A., Seltzer B., Song I.C., Bromberg B.E., Karlson K.E. (1970). Respiratory mechanics in patients with inhalation burns. *J. Trauma*; 10(1):57–62. Cité dans (Naehler et al., 2007)

Genualdi S.A., Killin R.K., Woods J. et al. (2009). Trans-pacific and regional atmospheric transport of polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in biomass burning emissions to western north America. *Environ. Sci. Technol.*; 43(4):1061-6.

Goh K.T., Schwela D.H., Goldammer J.G. et al. (1999). Health Guidelines for Vegetation Fire Events. Background Papers. Singapore: UNEP, WHO, and WMO. Institute of Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment. 498 p.

- Golshan M., Faghihi M., Roushan-Zamir T. et al. (2002). Early effects of burning rice farm residues on respiratory symptoms of villagers in suburbs of Isfahan, Iran. *Int. J. Environ. Health Res.*; 12(2):125-31. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Goto D.M., Lança M., Obuti C.A. et al. (2011). Effects of biomass burning on nasal mucociliary clearance and mucus properties after sugarcane harvesting. *Environ. Res.*; 111(5):664-9.
- Gullett B.K., Touati A. (2003a). PCDD/F emissions from forest fire simulations. *Atmos. Environ.*; 37(6):803-13.
- Gullett B.K., Touati A. (2003b). PCDD/F emissions from burning wheat and rice field residue. *Atmos Environ*; 37:4893-9.
- Gullett B.K., Touati A., Oudejans L. (2008). PCDD/F and aromatic emissions from simulated forest and grassland fires. *Atmos. Environ.* ; 42:7997-8006.
- Gustin M.S., Ladwig K. (2004). An assessment of the significance of mercury release from coal fly ash. *J Air Waste Manage Assoc*; 54:320-30.
- Hanigan I.C., Johnston F.H., Morgan G.G. (2008). Vegetation fire smoke, indigenous status and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia, 1996-2005: A time-series study. *Environ. Health Global Access Sci. Sour.*; 7:42.
- Hänninen O.O., Salonen R.O., Koistinen K. et al. (2009). Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. *J. Expos. Sci. Environ. Epidemiol.*; 19(4):414-22.
- Harden J.W., Neff J.C., Sandberg D.V. et al. (2004). Chemistry of burning the forest floor during the FROSTFIRE experimental burn, interior Alaska, 1999. *Global Biogeochem. Cycles*; 18(3):GB3014-13.
- Hassan M.N., Zainal A., Yusoff M.K., Ghazali A.W., Muda A., Zakaria M.P. (1995). *Damage costs of the 1991 and 1994 haze episodes in Malaysia*. Paper read at Climate and Life in the Asia Pacific, April 10-13, 1995, Brunei Darussalam. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Hawkins L.N., Russell L.M. (2010). Oxidation of ketone groups in transported biomass burning aerosol from the 2008 Northern California Lightning Series fires. *Atmos. Environ.*; 44(34):4142-54.
- Hays M.D., Fine P.M., Geron C.D. et al. (2005). Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions. *Atmos. Environ.*; 39(36):6747-64.
- Hays M.D., Geron C.D., Linna K.J. Smith N.D. (2002), Speciation of gas-phase and fine particle emissions from burning of foliar fuels. *Environmental Science & Technology*; 36: 2281-2295. Cité dans (Ineris, 2011)
- He J., Zielinska B., Balasubramanian R. (2010). Composition of semi-volatile organic compounds in the urban atmosphere of Singapore: Influence of biomass burning. *Atmos. Chem. Phys.*; 10(23):11401-13.
- Henderson D.E., Milford J.B., Miller S.L. (2005). Prescribed burns and wildfires in Colorado: impacts on mitigation measures on indoor air particulate matter. *J. Air Waste Manage. Assoc.*; 55:1516-1526. Cité dans (Naeher et al., 2007)

- Hennigan C.J., Sullivan A.P., Collett J. *et al.* (2010). Levoglucosan stability in biomass burning particles exposed to hydroxyl radicals. *Geophys. Res. Lett.*; 37(9):art. n°L09806.
- Herndon D.N., Thompson P.B., Linares H.A. *et al.* (1986). Postgraduate course: Respiratory injury. Part I: Incidence, mortality, pathogenesis and treatment of pulmonary injury. Part II: A synopsis of respiratory function. *J Burn Care Rehabil*; 7(2):184-91. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hildebrandt A., Lacorte S., Barceló D. (2009). Occurrence and Fate of Organochlorinated Pesticides and PAH in Agricultural Soils from the Ebro River Basin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 57(2):247-55.
- Hiller E., Bartal' M., Milička J. *et al.* (2009). Environmental fate of the herbicide MCPA in two soils as affected by the presence of wheat ash. *Water Air Soil Pollut.*; 197(1-4):395-402.
- Hiller E., Fargašová A., Zemanová L. *et al.* (2008). Influence of wheat ash on the MCPA immobilization in agricultural soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*; 81(3):285-8.
- Hisham-Hashim J., Hashim Z., Jalaludin J., Lubis S.H., Hashim R. (1998). Respiratory function of elementary school children exposed to the 1997 Kuala Lumpur haze. *Epidemiology*; 9(4):S1. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Ho C.L., Kou Y.R. (2000). Protective and defensive airway reflexes evoked by nasal exposure to wood smoke in anesthetized rats. *J. Appl. Physiol.*; 88(3):863–870. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hoffmann D., Iinuma Y., Herrmann H. (2007). Development of a method for fast analysis of phenolic molecular markers in biomass burning particles using high performance liquid chromatography/atmospheric pressure chemical ionisation mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*; 1143(1-2):168-75.
- Holt E., Weber R., Stevenson G., Gaus C. (2010). Polychlorinated dibenzo- p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) impurities in pesticides: a neglected source of contemporary relevance. *Environmental Science & Technology*; 44(14):5409-5415.
- Hsu T.H., Kou Y.R. (2001). Airway hyperresponsiveness to bronchoconstrictor challenge after wood smoke exposure in guinea pigs. *Life Sci.*; 68(26):2945–2956. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hsu T.H., Lai Y.L., Kou Y. R. (1998a). Acetylcholine and tachykinin receptor antagonists attenuate wood smoke-induced bronchoconstriction in guinea pigs. *Eur. J. Pharmacol.*; 360(2–3):175–183. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hsu T.H., Lai Y.L., Kou Y. R. (1998b). Smoke-induced airway hyperresponsiveness to inhaled wood smoke in guinea pigs: Tachykininergic and cholinergic mechanisms. *Life Sci.*; 63(17):1513–1524. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hubbard G.B., Langlais P.C., Shimazu T., Okerberg C.V., Mason A.D. Jr., Pruitt B.A. Jr. (1991). The morphology of smoke inhalation injury in sheep. *J. Trauma*; 31(11):1477–1486. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Hytonen S., Alfheim I., Sorsa M. (1983). Effect of emissions from residential wood stoves on SCE induction in CHO cells. *Mutat. Res.*; 118(1–2):69–75. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

IARC (International Agency for Research on Cancer). (2010a). Household use of solid fuels and high-temperature frying. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*; 95:1-430. Publication issue du Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans réuni du 10 au 17 octobre 2006.

IARC (International Agency for Research on Cancer). (2010b). Painting, Firefighting, and Shiftwork. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*; 98:395-559. Publication issue du Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans réuni du 2 au 9 octobre 2007.

Iinuma Y., Brüggemann E., Gnauk T. *et al.* (2007). Source characterization of biomass burning particles: The combustion of selected European conifers, African hardwood, savanna grass, and German and Indonesian peat. *J. Geophys. Res. D Atmos.*; 112(8):art.n°D08209.

Ikeguchi T., Tanaka M. (2000). Dioxin emission from an open burning-like waste incinerator: small incinerators for household use. *Organohalogen Compd*; (46):298–301.

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). (2004). Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de forêt et de décharge; Pollutants emission factors from simulated forest and landfill fires. Verneuil en Halatte: Institut national de l'environnement industriel et des risques. 16 p. (DRC-04-47524-AIRE-n°891-SCo).

INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). (2011). Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de déchets et de produits issus de la biomasse. Verneuil en Halatte: Institut national de l'environnement industriel et des risques. 40 p. (DRC-11-118389-04583A).

Jacobs J., Kreutzer R., and Smith D. (1997). Rice burning and asthma hospitalizations, Butte County, California, 1983–1992. *Environ. Health Perspect.*; 105(9):980–985. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Jalaludin B., Smith M., O'Toole B., Leeder S. (2000). Acute effects of bushfires on peak expiratory flow rates in children with wheeze: A time series analysis. *Aust. N. Z. J. Public Health*; 24(2):174–177. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Jalava P.I., Salonen R.O., Hälinen A.I. *et al.* (2006). In vitro inflammatory and cytotoxic effects of size-segregated particulate samples collected during long-range transport of wildfire smoke to Helsinki. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*; 215(3):341-53.

Janhäll S., Andreae M.O., Pöschl U. (2010). Biomass burning aerosol emissions from vegetation fires: particle number and mass emission factors and size distributions. *Atmospheric Chemistry and Physics*; (10):1427-1439. Cité dans (Ineris, 2011)

Jenkins B.M. *et al.* (1996). Atmospheric pollutant emission factors from open burning of agricultural and forest biomass by wind tunnel simulations. California Environmental Protection Agency, avril 1996. Cité dans (Ineris, 2011)

Jimenez J., Wu C.F., Claiborn C. *et al.* (2006). Agricultural burning smoke in eastern Washington - Part I: Atmospheric characterization. *Atmos. Environ.*; 40(4):639-50.

Jimenez J.R., Claiborn C.S., Dhammapaia R.S. *et al.* (2007). Methoxyphenols and levoglucosan ratios in PM_{2.5} from wheat and Kentucky bluegrass stubble burning in eastern Washington and northern Idaho. *Environ. Sci. Technol.*; 41(22):7824-9.

- Johnston F.H., Kavanagh A.M., Bowman D.M., Scott R.K. (2002). Exposure to bushfire smoke and asthma: An ecological study. *Med. J. Aust.*; 176(11):535–538. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Johnston F.H., Webby R.J., Pilotto L.S. et al. (2006). Vegetation fires, particulate air pollution and asthma: A panel study in the Australian monsoon tropics. *Int. J. Environ. Health Res.*; 16(6):391-404.
- Johnston F.H., Bailie R.S., Pilotto L.S. et al. (2007). Ambient biomass smoke and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia. *BMC Public Health*; 7:240.
- Jordan T.B., Seen A.J., Jacobsen G.E. (2006). Levoglucosan as an atmospheric tracer for woodsmoke. *Atmos. Environ.*; 40(27):5316-21.
- Kannan G.K., Gupta M., Kapoor J.C. (2005). Estimation of gaseous products and particulate matter emission from garden biomass combustion in a simulation fire test chamber. *Atmospheric Environment*; 39:563-573.
- Kao J.H., Chen K.S., Tsai C.H. et al. (2007). Effects of burnings of wax apple stubble and rice straw on polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in air and soil. *J. Air Waste Manage. Assoc.*; 57(4):457-64.
- Karl T.G., Christian T.J., Yokelson R.J. et al. (2007). The tropical forest and fire emissions experiment: Method evaluation of volatile organic compound emissions measured by PTR-MS, FTIR, and GC from tropical biomass burning. *Atmos. Chem. Phys.*; 7(22):5883-97.
- Karthikeyan S., Balasubramanian R., Iouri K. (2006). Particulate air pollution from bushfires: Human exposure and possible health effects. *J. Toxicol. Environ. Health Part A Curr. Iss.*; 69(21):1895-908.
- Keene W.C., Lobert J.M., Crutzen P.J. et al. (2006). Emissions of major gaseous and particulate species during experimental burns of southern African biomass. *J. Geophys. Res. D Atmos.*; 111(4):D04301.
- Kelly E.N., Schindler D.W., St. Louis V.L., Donald D.B., Vladicka K.E. (2006). Forest fire increases mercury accumulation by fishes via food web restructuring and increased mercury inputs. *PNAS*; 103(51):19380–19385.
- Kelly J. (1992). U.S. Department of the Interior National Park Service, Health Hazard Evaluation Report, Heta 91-312-2185. NIOSH. En ligne : <http://www.cdc.gov/niosh/topics/firefighting/>
- Keshtkar H., Ashbaugh L.L. (2007). Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon particulate emission factors from agricultural burning. *Atmospheric Environment*; (41):2729-2739. Cité dans (Ineris, 2011)
- Kim E.J., Oh J.E., Chang Y.S. (2003). Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *Sci. Total Environ.*; 311(1-3):177-89.
- Koch, D. et Hansen J. (2005). Distant origins of Arctic black carbon: A Goddard Institute for Space Studies Model Experiment. *J. Geophys. Res.* 110:4204. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Kou Y.R., Lai C.J. (1994). Reflex changes in breathing pattern evoked by inhalation of wood smoke in rats. *J. Appl. Physiol.*; 76(6):2333–2341. Cité dans (Naeher et al., 2007)

- Kou Y.R., Wang C.Y., Lai C.J. (1995). Role of vagal afferents in the acute ventilatory responses to inhaled wood smoke in rats. *J. Appl. Physiol.*; 78(6):2070–2078. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Kou Y.R., Lin Y.S., Ho C.Y., Lin C.Z. (1999). Neonatal capsaicin treatment alters immediate ventilatory responses to inhaled wood smoke in rats. *Respir. Physiol.*; 116(2–3):115–123. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Kou Y.R., Lai C.J., Hsu T.H., Lin Y.S. (1997). Involvement of hydroxyl radical in the immediate ventilatory responses to inhaled wood smoke in rats. *Respir. Physiol.*; 107(1):1–13. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Krabbenhoft D.P., Branfiruen B.A., Heyes A. (2005). Biogeochemical Cycles Affecting the Speciation, Fate, and Transport of Mercury in the Environment. In: Mercury: Sources, Measurements, Cycles and Effects (Parsons, M., and Percival, J. eds), Mineralogical Society of Canada.
- Kunii O., Kanagawa S., Yajima I., Hisamatsu Y., Yamamura S., Amagai T., Ismail I.T. (2002). The 1997 haze disaster in Indonesia: Its air quality and health effects. *Arch. Environ. Health.*; 57(1):16–22. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Künzli N., Avol E., Wu J. *et al.* (2006). Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children. *Am. J. Respir. Crit Care Med.*; 174(11):1221-8.
- Kuo L.J., Herbert B.E., Louchouart P. (2008). Can levoglucosan be used to characterize and quantify char/charcoal black carbon in environmental media? *Org. Geochem.*; 39(10):1466-78.
- Lai C.J., Kou Y.R. (1998a). Inhibitory effect of inhaled wood smoke on the discharge of pulmonary stretch receptors in rats. *J. Appl. Physiol.*; 84(4):1138–1143. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lai C.J., Kou Y.R. (1998b). Stimulation of pulmonary rapidly adapting receptors by inhaled wood smoke in rats. *J. Physiol.*; 508(Pt 2):597–607. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lai C.J., Kou Y.R. (1998c). Stimulation of vagal pulmonary C fibers by inhaled wood smoke in rats. *J. Appl. Physiol.*; 84(1):30–36. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lake J.M. (2005). Symposium on Air Quality Measurement Methods and Technology, 2005.
- Lal K., Dutta K.K., Vachhrajani K.D., Gupta G.S., Srivastava A.K. (1993). Histomorphological changes in lung of rats following exposure to wood smoke. *Indian J. Exp. Biol.*; 31(9):761–764. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lalonde C., Picard L., Campbell C., Demling, R.H. (1994). Lung and systemic oxidant and antioxidant activity after graded smoke exposure in the rat. *Circ. Shock*; 42(1):7–13. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Larson T.V., Koenig J.Q. (1994). Wood smoke: Emissions and noncancer respiratory effects. *Annu. Rev. Public Health*; 15:133–156. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Laskin A., Smith J.S., Laskin J. (2009). Molecular characterization of nitrogen-containing organic compounds in biomass burning aerosols using high-resolution mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.*; 43(10):3764-71.

- Lavou D., Stocks B.J. (2011). Emissions of air pollutants by Canadian wildfires from 2000 to 2004. *Int. J. Wildland Fire*; 20(1):17-34.
- Lavric E.D., Konnov A.A., De Ruyck J. (2004). Dioxin levels in wood combustion - A review. *Biomass Bioenergy*; 26(2):115-45.
- Lee S., Baumann K., Schauer J.J. *et al.* (2005). Gaseous and particulate emissions from prescribed burning in Georgia. *Environ. Sci. Technol.*; 39(23):9049-56.
- Leech J., Burnett R.T., Cakmak S., Arif M.T., Chang G. (1998). The Sarawak September haze episode. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*; 157(3):A260. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Lemieux P.M., Lutes C.C., Santoianni D.A. (2004). Emissions of organic air toxics from open burning: A comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science*; 30(1):1-32.
- [Lemieux P.M.](#), [Lutes C.C.](#), [Abbott J.A.](#), [Aldous K.M.](#) (2000). [Emissions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from the open burning of household waste in barrels.](#) *Environmental Science and Technology*; 34(3):377-384.
- Leonard S.S., Castranova V., Chen B.T. *et al.* (2007). Particle size-dependent radical generation from wildland fire smoke. *Toxicology*; 236(1-2):103-13.
- Leonard S.S., Wang S., Shi X., Jordan B.S., Castranova V., Dubick M.A. (2000). Wood smoke particles generate free radicals and cause lipid peroxidation, DNA damage, NFkappaB activation and TNF-alpha release in macrophages. *Toxicology*; 150(1-3):147-157. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Letts D., Fidler A.T., Deitchman S., Reh C.M. (1991). Health hazard evaluation prepared for the US Department of the Interior, National Park Service, Southern California. Report. In *HETA*; PB-92-133347/XAB, 91-152-2140. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Lewis A.C., Evans M.J., Methven J. *et al.* (2007). Chemical composition observed over the mid-Atlantic and the detection of pollution signatures far from source regions. *J. Geophys. Res. D Atmos.*; 112(D10).
- Lewtas J. (2007). Air pollution combustion emissions: Characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. *Mutat. Res. Rev. Mutat. Res.*; 636(1-3):95-133.
- Li M., Chen H., Wang B.F. *et al.* (2009). Direct quantification of PAHs in biomass burning aerosols by desorption electrospray ionization mass spectrometry. *Int. J. Mass Spectrom.*; 281(1-2):31-6.
- Liang C.K., Quan N.Y., Cao S.R., He X.Z., Ma F. (1988). Natural inhalation exposure to coal smoke and wood smoke induces lung cancer in mice and rats. *Biomed. Environ. Sci.*; 1(1):42-50. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Lichtfouse E., Budzinski H., Garrigues P. *et al.* (1997). Ancient polycyclic aromatic hydrocarbons in modern soils: ¹³C, ¹⁴C and biomarker evidence. *Org. Geochem.*; 26(5-6):353-9.
- Lin Y.S., Kou Y.R. (2000). Acute neurogenic airway plasma exudation and edema induced by inhaled wood smoke in guinea pigs: Role of tachykinins and hydroxyl radical. *Eur. J. Pharmacol.*; 394(1):139-148. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

- Lin Y.S., Kou Y.R. (1997). Reflex apneic response evoked by laryngeal exposure to wood smoke in rats: Neural and chemical mechanisms. *J. Appl. Physiol.*; 83(3):723–730. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lin Y.S., Ho C.Y., Tang G.J., Kou Y.R. (2001). Alleviation of wood smoke-induced lung injury by tachykinin receptor antagonist and hydroxyl radical scavenger in guinea pigs. *Eur. J. Pharmacol.*; 425(2):141–148. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lin Y.S., Ho C.Y., Chang S.Y., Kou Y.R. (2000). Laryngeal C-fiber afferents are not involved in the apneic response to laryngeal wood smoke in anesthetized rats. *Life Sci.*; 66(18):1695–1704. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Liu D., Tager I.B., Balmes J.R., Harrison R.J. (1992). The effect of smoke-inhalation on lung-function and airway responsiveness in wildland fire fighters. *Am Rev Respir Dis*; 146(6): 1469–73.
- Lobert, J.M. and Warnatz, J. (1993). Emissions from the combustion process in vegetation. In: Crutzen, P.J. and Goldammer, Editors, 1993. *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*, Wiley, Chichester, UK, pp. 15–37.
- Loke J., Paul E., Virgulto J.A., Smith G.J. (1984). Rabbit lung after acute smoke inhalation. Cellular responses and scanning electron microscopy. *Arch. Surg.*; 119(8):956–959. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Long W., Tate R. B., Neuman M., Manfreda J., Becker A. B., and Anthonisen N. R. (1998). Respiratory symptoms in a susceptible population due to burning of agricultural residue. *Chest*; 113(2):351–357. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Lutes C.C., Kariher P.H. (1996). Evaluation of emissions from the open burning of land-clearing debris. EPA-600/R-96-128, octobre 1996. Cité dans (Ineris, 2011)
- Ma Y., Hays M.D. (2008). Thermal extraction-two-dimensional gas chromatography-mass spectrometry with heart-cutting for nitrogen heterocyclics in biomass burning aerosols. *J. Chromatogr. A*; 1200(2):228-34.
- MAAPRAT (Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire). (2011). Prévention des incendies de forêt 2011. Dossier de presse. En ligne : http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/11099JPD_dossier_DFCI_2011mod.pdf
- Mailman M., Bodaly R.A. (2005). Total mercury, methyl mercury, and carbon in fresh and burned plants and soil in Northwestern Ontario. *Environ. Pollut.*; 138(1):161-6.
- Maliszewska-Kordybach B. (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochem.*; 11(1-2):121-7.
- Martens D., Maguhn J., Spitzauer P. et al. (1997). Occurrence and distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in an agricultural ecosystem. *Fresenius J. Anal. Chem.*; 359(7-8):546-54.
- Martinez M., Diaz-Ferrero J., Marti R. et al. (2000). Analysis of dioxin-like compounds in vegetation and soil samples burned in Catalan forest fires. Comparison with the corresponding unburned material. *Chemosphere*; 41(12):1927-35.

- Mascarenhas M.D.M., Vieira L.C., Lanzieri T.M. et al. (2008). Anthropogenic air pollution and respiratory disease-related emergency room visits in Rio Branco, Brazil - September, 2005. *J. Bras. Pneumol.*; 34(1):42-6.
- Materna B.L., Jones J.R., Sutton P.M., Rothman N., Harrison R.J. (1992). Occupational exposures in California wildland fire fighting. *Am Ind Hyg Assoc J*; 53(1):69–76. Cité dans (Reisen et al., 2011)
- Matthew E., Warden G., Dedman J. (2001). A murine model of smoke inhalation. *Am. J. Physiol. Lung Cell Mol. Physiol.*; 280(4):L716–L723. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Mazzoleni L.R., Zielinska B., Moosmüller H. (2007). Emissions of levoglucosan, methoxy phenols, and organic acids from prescribed burns, laboratory combustion of wildland fuels, and residential wood combustion. *Environ. Sci. Technol.*; 41(7):2115-22.
- Mazzoli-Rocha F., Bichara Magalhães C., Malm O. et al. (2008). Comparative respiratory toxicity of particles produced by traffic and sugar cane burning. *Environ. Res.*; 108(1):35-41.
- McCammon J., McKenzie L. (2000). Health hazard evaluation report 98-0173-2782. Colorado Department of Public Health and Environment. Cité dans (Reisen et al., 2011)
- McDonald J.D., Zielinska B., Fujita E.M. et al. (2000). Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environ. Sci. Technol.*; 34(11):2080-91. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- MEDDTL (Ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement). (2011). Le risque de feux de forêts en France. Etudes et documents n°45, août 2011, service de l'observation et des statistiques. En ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED45.pdf>
- Meyer C., Beer T., Müller J. (2004). Dioxin emissions from bushfires in Australia. Australian Government – National Dioxins Program, Technical report n°1. En ligne : <http://www.environment.gov.au/settlements/publications/chemicals/dioxins/report-1/index.html>
- Meyer C., Mueller J.F., Symons R.K. (2009). En ligne : http://www.cmar.csiro.au/eprint/open/2009/meyercp_a.pdf
- Mierle G., Ingram R. (1991). The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water Air Soil Pollut.*; 56(SPEC. VOL.):349-57.
- Migliaccio C.T., Mauderly J.L. (2010). Biomass smoke exposures: Toxicology and animal study design. *Inhal. Toxicol.*; 22(2):104-7.
- Miller W. F., Reed D. M., and Banta J. (1993). Sugar cane workers: Morbidity and mortality. *Hawaii Med. J.*; 52:300-306. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Miranda A.I., Martins V., Cascpo P. et al. (2010). Monitoring of firefighters exposure to smoke during fire experiments in Portugal. *Environ. Int.*; 36(7):736-45.
- Mochida M., Kawamura K., Fu P. et al. (2010). Seasonal variation of levoglucosan in aerosols over the western North Pacific and its assessment as a biomass-burning tracer. *Atmos. Environ.*; 44(29):3511-8.

- Moore D., Copes R., Fisk R. *et al.* (2006). Population health effects of air quality changes due to forest fires in British Columbia in 2003: Estimates from physician-visit billing data. *Can. J. Public Health*; 97(2):105-8.
- Morawska L., Thomas S., Jamriska M. *et al.* (1999). The modality of particle size distributions of environmental aerosols. *Atmos. Environ.*; 33(27):4401-11.
- Morgan G., Sheppeard V., Khalaj B. *et al.* (2010). Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. *Epidemiology*; 21(1):47-55.
- Mott J.A., Mannino D.M., Alverson C.J. *et al.* (2005). Cardiorespiratory hospitalizations associated with smoke exposure during the 1997 Southeast Asian forest fires. *Int. J. Hyg. Environ. Health*; 208(1-2):75-85.
- Mott J.A., Meyer P., Mannino D., Redd S.C., Smith E.M., Gotway-Crawford C., Chase E. (2002). Wildland forest fire smoke: Health effects and intervention evaluation, Hoopa, California, 1999. *West. J. Med.*; 176:157–162. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Mumford J.L., Helmes C.T., Lee X.M., Seidenberg J., Nesnow S. (1990). Mouse skin tumorigenicity studies of indoor coal and wood combustion emissions from homes of residents in Xuan Wei, China with high lung cancer mortality. *Carcinogenesis*; 11(3):397–403. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Naeher L.P., Brauer M., Lipsett M. *et al.* (2007). Woodsmoke health effects: A review. *Inhal. Toxicol.*; 19(1):67-106.
- Nam J.J., Song B.H., Eom K.C. *et al.* (2003). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea. *Chemosphere*; 50(10):1281-9.
- Nichol J. (1997). Bioclimatic impacts of the 1994 smoke haze event in Southeast Asia. *Atmos. Environ.* 31(8):1209–1219. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). (2004). Publication No 2004-115. A summary of health hazard evaluations: issues related to occupational exposure to fire fighters 1990 to 2001; 2004. En ligne : <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2004-115/pdfs/2004-115.pdf>
- NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). (1999). Fire fighter. Death in the line of duty: two volunteer fire fighters die while fighting a wildland fire—Kentucky. FACE report No 99 F-14; 1999. En ligne : <http://www.cdc.gov/niosh/fire/pdfs/face9914.pdf>
- Noonan C.W., Balmes J.R. (2010). Biomass smoke exposures: Health outcomes measures and study design. *Inhal. Toxicol.*; 22(2):108-12.
- Norris G. A. (1998). Air pollution and exacerbation of asthma in an arid, western US city. *PhD Thesis*, University of Washington, Spokane. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Olivella M.A., Ribalta T.G., De Febrer A.R. *et al.* (2006). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires. *Science of the Total Environment*; 355(1-3):156-66.
- Olson E.S., Miller S.J., Sharma R.K., Dunham G.E., Benson S.A. (2000). Catalytic effects of carbon sorbents for mercury capture. *J Hazard Mater*; 74:61–79.

OMS. (2010). Air quality monitoring in Moscow. *Newsletter du WHO collaborating centre for air quality management and air pollution control*; 46(décembre 2010):14 p. Berlin (Allemagne).

OMS. (2006). World Health Organisation Air Quality Guidelines, Global Update 2005. 484pp. World Health Organization, Copenhagen, Denmark. En ligne : <http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>

OMS. (2004). Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃). Task Group Report, 80pp. World Health Organization, Copenhagen, Denmark. En ligne : <http://www.euro.who.int/document/e82792.pdf>

ONU. (2009). Risques que présente la pollution atmosphérique due à la combustion de la biomasse pour la santé. Conseil économique et social. Organe exécutif de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Groupe de travail des effets. Vingt-huitième session, Genève, 23-25 septembre 2009. Point 5 de l'ordre du jour provisoire. (ECE/EB.AIR/WG.1/2009/12).

Oros D.R., Abas M.R., Omar N.Y.M.J. *et al.* (2006). Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning: Part 3. Grasses. *Appl. Geochem.*; 21(6):919-40.

Oros D.R., Simoneit B.R.T. (2001). Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 1. Temperate climate conifers. *Appl. Geochem.*; 16(13):1513-44. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Phuleria H.C., Fine P.M., Zhu Y. *et al.* (2005). Air quality impacts of the October 2003 Southern California wildfires. *J. Geophys. Res. D Atmos.*; 110(7):1-11.

Pierson F.B., Robichaud P.R., Moffet C.A., Spaeth K.E., Hardegree S.P., Clark P.E., *et al.* (2008). Fire effects on rangeland hydrology and erosion in a steep sagebrushdominated landscape. *Hydrological Processes*; 22:2916–2929.

Pierson W.E., Koenig J.Q., Bardana E.J. Jr. (1989). Potential adverse health effects of wood smoke. *West. J. Med.*; 151(3):339–342. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

Pope C.A., Dockery D. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc*; 56:709–742.

Pozza S.A., Bruno R.L., Tazinassi M.G. *et al.* (2009). Sources of particulate matter: Emission profile of biomass burning. *Int. J. Environ. Pollut.*; 36(1-3):276-86.

Prange J.A., Gaus C., Weber R. *et al.* (2003). Assessing forest fire as a potential PCDD/F source in Queensland, Australia. *Environ. Sci. Technol.*; 37(19):4325-9.

Qiu Y., Cheng H., Xu C. *et al.* (2008). Surface characteristics of crop-residue-derived black carbon and lead(II) adsorption. *Water Res.*; 42(3):567-74.

Radojevic M. (2003). Chemistry of forest fires and regional haze with emphasis on Southeast Asia. *Pure Appl. Geophys.*; 160(1-2):157-87.

Radojevic, M., and Hassan, H. 1999. Air quality in Brunei Darussalam during the 1998 haze episode. *Atmos. Environ.* 33(22):3651–3658. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)

- Rao C.M., Qin C., Robison W.G. Jr., Zigler J.S. Jr. (1995). Effect of smoke condensate on the physiological integrity and morphology of organ cultured rat lenses. *Curr. Eye Res.*; 14(4):295–301. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Rasp F.L., Clawson C.C., Hoidal J.R., Repine J.E. (1978). Reversible impairment of the adherence of alveolar macrophages from cigarette smokers. *Am. Rev. Respir. Dis.*; 118(6):979–986. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Reed M., Campen M., Gigliotti A. *et al.* (2006). Health effects of subchronic exposure to environmental levels of hardwood smoke. *Inhal. Toxicol.*; 18(8):523-39.
- Reh C.M. et Deitchman S.D. (1992). U.S. Department of the Interior National Park Service, *Health hazard evaluation report, Heta 88-320-2176, NIOSH* (1992). En ligne : <http://www.cdc.gov/niosh/topics/firefighting/>
- Reid J.S., Koppmann R., Eck T.F. *et al.* (2005a). A review of biomass burning emissions part II: Intensive physical properties of biomass burning particles. *Atmos. Chem. Phys.*; 5(3):799-825.
- Reid J.S., Eck T.F., Christopher S.A. *et al.* (2005b). A review of biomass burning emissions part III: Intensive optical properties of biomass burning particles. *Atmos. Chem. Phys.*; 5(3):827-49.
- Reid J.S., Eck T.F., Christopher S.A., Hobbs P.V., Holben B.R. (1999). Use of the Angstrom exponent to estimate the variability of optical and physical properties of aging smoke particles in Brazil. *J. Geophys. Res.*; 104:27 489–27 489.
- Reinhardt T.E., Ottmar R.D., Castilla C. (2001). Smoke impacts from agricultural burning in a rural Brazilian town. *J. Air Waste Manage. Assoc.*; 51(3):443–450. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Reinhardt T.E., Ottmar R.D. (2000). *Smoke exposure at Western wildfires*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Research Paper PNW-RP-525. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Reisen F., Brown S.K. (2009a). Australian firefighters' exposure to air toxics during bushfire burns of autumn 2005 and 2006. *Environ. Int.*; 35(2):342-52.
- Reisen F., Brown S.K. (2009b). Impact of prescribed fires on downwind communities. *Proc. R. Soc. Qld.*; 115(85-91).
- Reisen F., Hansen D., Meyer C.P. (2011). Exposure to bushfire smoke during prescribed burns and wildfires: Firefighters' exposure risks and options. *Environ. Int.*; 37(2):314-21.
- Rinehart, L. R., Cunningham, A., Chow, J., and Zielinska, B. (2002). *Characterization of PM2.5 associated organic compounds of emission sources collected during the California regional PM10/PM2.5 air quality study*. Charlotte, NC: poster presented at the American Association for Aerosol Research Annual Conference. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Rogge W.F., Hildemann L.M., Mazurek M.A. *et al.* (1998). Sources of fine organic aerosol. 9. Pine, oak, and synthetic log combustion in residential fireplaces. *Environ. Sci. Technol.*; 32(1):13-22. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Rothman N., Ford D.P., Baser M.E., Hansen J.A., Otoole T., Tockman M.S., et al. (1991). Pulmonary function and respiratory symptoms in wildland firefighters. *J Occup Environ Med*; 33(11):1163–7.

Rothschild H., Mulvey J. J. (1982). An increased risk for lung cancer mortality associated with sugar cane farming. *J. Natl. Cancer Inst.*; 68:755–760. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Rulli M.C., Rosso R. (2007). Hydrologic response of upland catchments to wildfires. *Adv. Water Resour.*; 30(10):2072-86.

Ryu S.Y., Kwon B.G., Kim Y.J. et al. (2007). Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea. *Atmos. Res.*; 84(4):362-73.

Solomon C., Jenkins B., Balmes J. (2003). The Effect of Smoke from Burning Vegetative Residues on Airway Inflammation and Pulmonary Function in Healthy, Asthmatic and Allergic Individuals. Rapport final n°97-322; Lung biology center, University of California, San Francisco.

Sapkota A., Symons J.M., Kleissl J. et al. (2005). Impact of the 2002 Canadian forest fires on particulate matter air quality in Baltimore City. *Environ. Sci. Technol.*; 39(1):24-32.

Sastry N. (2002). Forest fires, air pollution, and mortality in Southeast Asia. *Demography*; 39(1):1-23. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. et al. (2001). Measurement of emissions from air pollution sources. 3. C1-C29 organic compounds from fireplace combustion of wood. *Environ. Sci. Technol.*; 35(9):1716-28. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Schwela D.H., Goldammer J.G., Morawska L.H. et al. (1999). Health Guidelines for Vegetation Fire Events. Singapore: Published on behalf of UNEP, WHO, and WMO. Institute of Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment. 291 p.

Schwela D.H. (2004). The WHO/UNEP/WMO Health Guidelines for Vegetation Fire Events - An Update. *Int. For. Fire News*; 31(132-9).

Schwesig D., Matzner E. (2000). Pools and fluxes of mercury and methylmercury in two forested catchments in Germany. *Science of the Total Environment*; 260(1-3):213-23.

Serra A., Mocci F., Randaccio F.S. (1996). Pulmonary function in Sardinian firefighters. *Am. J. Ind. Med.*; 30:70–78. Cité dans (Naeher et al., 2007)

Shih S.I., Lee W.J., Lin L.F. et al. (2008). Significance of biomass open burning on the levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient air. *J. Hazard. Mater.*; 153(1-2):276-84.

[Sidhu S.](#), [Gullett B.](#), [Striebich R.](#), [Klosterman J.](#), [Contreras J.](#), [DeVito M.](#) (2005). [Endocrine disrupting chemical emissions from combustion sources: Diesel particulate emissions and domestic waste open burn emissions.](#) *Atmospheric Environment*; 39(5):801-811.

Sigler J.M., Lee X., Munger W. (2003). Emission and long-range transport of gaseous mercury from a large-scale Canadian boreal forest fire. *Environ Sci Technol*; 37:4343–7.

- Simoneit B.R.T. (2002). Biomass burning - A review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Appl. Geochem.*; 17(3):129-62.
- Simoneit B.R.T., Rogge W.F., Mazurek M.A. et al. (1993). Lignin pyrolysis products, lignans, and resin acids as specific tracers of plant classes in emissions from biomass combustion. *Environ. Sci. Technol.*; 27(12):2533-41. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Simoneit B.R.T., Schauer J.J., Nolte C.G. et al. (1999). Levoglucosan, a tracer for cellulose in biomass burning and atmospheric particles. *Atmos. Environ.*; 33(2):173-82. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Slaughter J.C., Koenig J.Q., Reinhardt T.E. (2004). Association between lung function and exposure to smoke among firefighters at prescribed burns. *J. Occup. Environ. Hyg.*; 1(1):45-49. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Smith H.G., Sheridan G.J., Lane P.N.J. et al. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *J. Hydrol.*; 396(1-2):170-92.
- Smith J.S., Laskin A., Laskin J. (2009). Molecular characterization of biomass burning aerosols using high-resolution mass spectrometry. *Anal. Chem.*; 81(4):1512-21.
- Smith M.A., Jalaludin B., Byles J.E., Lim L., Leeder S.R. (1996). Asthma presentations to emergency departments in western Sydney during the January 1994 bushfires. *Int. J. Epidemiol.*; 25(6):1227-1236. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Soares Neto T.G., Carvalho J., Veras C.A.G. et al. (2009). Biomass consumption and CO₂, CO and main hydrocarbon gas emissions in an Amazonian forest clearing fire. *Atmos. Environ.*; 43(2):438-46.
- Solomon C. (2003). *The effect of smoke from the burning of rice straw and other vegetable matter residue on airway inflammation and pulmonary function in healthy, asthmatic, and allergic individuals*. Sacramento: California Air Resources Board. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Sorenson B., Fuss M., Mulla Z., Bigler W., Wiersma S., Hopkins R. (1999). Surveillance of morbidity during wildfires - Central Florida, 1998. *Morbid. Mortal. Weekly Rep.*; 48(4):78-79. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Stefanidou M., Athanaselis S., Spiliopoulou C. (2008). Health impacts of fire smoke inhalation. *Inhal. Toxicol.*; 20(8):761-6.
- Stephenson S.F., Esrig B.C., Polk H.C. Jr., Fulton R.L. (1975). The pathophysiology of smoke inhalation injury. *Ann. Surg.*; 182(5):652-660. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Sutherland E.R., Make B.J., Vedal S., Zhang L., Dutton S.J., Murphy J.R., Silkoff P.E. (2005). Wildfire smoke and respiratory symptoms in patients with chronic obstructive pulmonary disease. *J. Allergy Clin. Immunol.*; 115(2):420-422. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Tame N.W., Dlugogorski B.Z., Kennedy E.M. (2007). Formation of dioxins and furans during combustion of treated wood. *Progress in Energy and Combustion Science*; 33(4):384-408.

- Tan W.C., Qiu D., Liam B.L., Ng T.P., Lee S.H., van Eeden S.F., D'Yachkova Y., Hogg J.C. (2000). The human bone marrow response to acute air pollution caused by forest fires. *Am. J. Respir. Crit. Care. Med.*; 161:1213-1217. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Tenenbaum D. J. 2000. A burning question: Do farmer-set fires endanger health? *Environ. Health Perspect.*; 108(3):A117–A118.
- TERI (2003). Report No. 2003SF62, ch. 15 Patiala, DBAS (Patiala), Punjab, pp 317–338. Cité dans (Awasthi A. et al., 2010)
- Tesfaigzi Y., Singh S.P., Foster J.E. et al. (2002). Health effects of subchronic exposure to low levels of wood smoke in rats. *Toxicol. Sci.*; 65(1):115-25.
- Tesfaigzi Y., McDonald J.D., Reed M.D. et al. (2005). Low-level subchronic exposure to wood smoke exacerbates inflammatory responses in allergic rats. *Toxicol. Sci.*; 88(2):505-13.
- Tham R., Erbas B., Akram M. et al. (2009). The impact of smoke on respiratory hospital outcomes during the 2002-2003 bushfire season, Victoria, Australia. *Respirology*; 14(1):69-75.
- Thomas P.T., Zelikoff J.T. (1999). Air pollutants: Modulators of pulmonary host resistance against infection. In *Air pollution and health*; eds. S.T. Holgate, J.M. Samet, H.S. Koren, H.S. Maynard, pp. 357–379. San Diego: Academic Press. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Thorning D.R., Howard M.L., Hudson L.D., Schumacher R.L. (1982). Pulmonary responses to smoke inhalation: Morphologic changes in rabbits exposed to pine wood smoke. *Hum. Pathol.*; 13(4):355–364. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Torigoe K., Hasegawa S., Numata O. et al. (2000). Influence of emission from rice straw burning on bronchial asthma in children. *Pediatr. Int.*; 42(2):143-50. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Traber D.L. (1986). Postgraduate course: Respiratory injury. Part II: A synopsis of respiratory function. *J Burn Care Rehabil*; 7(2):191-5. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Uriarte M., Yackulic C.B., Cooper T. et al. (2009). Expansion of sugarcane production in Sao Paulo, Brazil: Implications for fire occurrence and respiratory health. *Agric. Ecosyst. Environ.*; 132(1-2):48-56.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). (2008). Wildfire smoke: a guide for public health officials. Rapport révisé en juillet 2008.
- USFA (United States Fire Administration Federal Emergency Management Agency). (1995). Analysis report on firefighter fatalities in the United States in 1994. Contract No EMW-95-C-4713; September. En ligne : <http://everyonegoeshome.org/resources/fatality/1994.pdf>
- US NWCG (US National Wildfire Coordination Group, Fire Use Working team). (2004). Historical wildland fire-fighters fatalities from 1910–2004. Accidents by type. En ligne : <http://www.nifc.gov/reports/>
- Vedal S. (1993). *Health effects of wood smoke. Report to the Provincial Health Officer of British Columbia*. Vancouver, BC: University of British Columbia. Cité dans (Naeher et al., 2007)

- Venkataraman C., Habib G., Eiguren-Fernandez A. et al. (2005). Residential biofuels in South Asia: Carbonaceous aerosol emissions and climate impacts. *Science*; 307(5714):1454-6. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Vergnoux A., Malleret L., Asia L. et al. (2011). Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environ. Res.*; 111(2):193-8.
- Viau C.J., Lockard J.M., Enoch H.G. et al. (1982). Comparison of the genotoxic activities of extracts from ambient and forest fire polluted air. *Environ. Mutagen.*; 4(1):37-43.
- Vikelsøe J., Johansen E. (2000). Estimation of dioxin emission from fires in chemicals. *Chemosphere*; 40:165-175.
- Vila-Escalé M., Vegas-Vilarrùbia T., Prat N. (2007). Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Res.*; 41(10):2171-9.
- Wade D.D. et Ward. D.E. (1973). An analysis of the Air Force Bomb Range Fire. *Res. Pap. SE-105. Asheville*. NC: U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Southeastern Forest Experiment Station. 38 p.
- Wang C.Y., Lai C.J., Kou Y.R. (1996). Inhibitory influence of lung vagal C-fiber afferents on the delayed ventilatory response to inhaled wood smoke in rats. *Chin. J. Physiol.*; 39(1):15–22. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Wang Q., Shao M., Liu Y. et al. (2007). Impact of biomass burning on urban air quality estimated by organic tracers: Guangzhou and Beijing as cases. *Atmos. Environ.*; 41(37):8380-90.
- Ward T.J. et Smith G.C. (2001). Air sampling study of the 2000 Montana Wildfire Season. Paper No 113, *Proc. Air and Waste Management. Conf., Orlando* (2001).
- Wardoyo A. (2007). Biomass burning: particles emissions, characteristics, and airborne measurements. PhD Queensland University of Technology, Juillet 2007. Cité dans (Ineris, 2011)
- Warneke C., Bahreini R., Brioude J. et al. (2009). Biomass burning in Siberia and Kazakhstan as an important source for haze over the Alaskan Arctic in April 2008. *Geophys. Res. Lett.*; 36(2): 6 p.
- Wevers M., De Fre R., Desmedt M. (2004). Effect of backyard burning on dioxin deposition and air concentrations. *Chemosphere*; 54: 1351-1356.
- Wikström E., Lofvenius G., Rappe C., Marklund S. (1996). Influence of level and form of chlorine on the formation of chlorinated dioxins, dibenzofurans, and benzenes during combustion of an artificial fuel in a laboratory reactor. *Environmental Science & Technology*; 30:1637-1644.
- Wiedinmyer C., Friedli H. (2007). Mercury emission estimates from fires: An initial inventory for the United States. *Environ. Sci. Technol.*; 41(23):8092-8.
- Wong K.L., Stock M.F., Malek D.E., Alarie Y. (1984). Evaluation of the pulmonary effects of wood smoke in guinea pigs by repeated CO₂ challenges. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*; 75(1):69–80. Cité dans (Naeher et al., 2007)
- Woodruff L.G., Cannon W.F. (2010). Immediate and long-term fire effects on total mercury in forests soils of northeastern minnesota. *Environ. Sci. Technol.*; 44(14):5371-6.

- Xiao B., Yu Z., Huang W., Song J., Peng P. (2004). Black carbon and kerogen in soils and sediments. 2. Their roles in equilibrium sorption of less-polar organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.*; 38:5842–5852.
- Yang Y., Chun Y., Sheng G., Huang M. (2004). pH-dependence of pesticide adsorption by wheat-residue-derived black carbon. *Langmuir*; 20:6736–6741.
- Yang Y., Sheng G. (2003). Enhanced pesticide sorption by soils containing particulate matter from crop residue burns. *Environ. Sci. Technol.*; 37:3635–3639.
- Yin Y., Allen H.E., Li Y. *et al.* (1996). Adsorption of mercury(II) by soil: Effects of pH, chloride, and organic matter. *J. Environ. Qual.*; 25(4):837-44.
- Yokelson, R. J., R. Susott, D. E. Ward, J. Reardon, and D. W. T. Griffith. 1997. Emissions from smoldering combustion of biomass measured by open-path Fourier transform infrared spectroscopy. *J. Geophys. Res.*; 102, 18,865-18,877.
- Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. *et al.* (2006a). Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *Journal of Environmental Radioactivity*; 86(2):143-63.
- Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. *et al.* (2006b). Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *Journal of Environmental Radioactivity*; 87(3):260-78.
- Zelikoff J.T., Lung C.C., Cohen M.D. *et al.* (2002). The toxicology of inhaled woodsmoke. *J. Toxicol. Environ. Health Part B*; 5(3):269-82.
- Zelikoff J.T. (2000). Woodsmoke, kerosene heater emission, and diesel exhaust. In *Pulmonary immunotoxicology*; eds. by M.D. Cohen, J.T. Zelikoff et R.B. Schlesinger, pp. 369–387. Boston: Kluwer Academic. Cité dans (Naeher *et al.*, 2007)
- Zhang T., Huang J., Deng S. *et al.* (2011). Influence of pesticides contamination on the emission of PCDD/PCDF to the land from open burning of corn straws. *Environ. Pollut.*; 159(6):1744-8.
- Zhang H.B., Luo Y.M., Wong M.H. *et al.* (2006). Distributions and Concentrations of PAHs in Hong Kong Soils. *Environ. Pollut.*; 141(1):107-14.
- Zhang P., Sheng G., Wolf D.C., Feng Y. (2004). Reduced biodegradation of benzonitrile in soil containing wheat-residue-derived ash. *J. Environ. Qual.*; 33:868–872.
- Zhu D.Q., Pignatello J.J. (2005). Characterization of aromatic compound sorptive interactions with black carbon (charcoal) assisted by graphite as a model. *Environ. Sci. Technol.*; 39:2033–2041.

ANNEXES

Annexe 1 : Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine

RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DÉCLARATION PUBLIQUE D'INTÉRÊTS [[STYLE_10_SOULIGNE_BLEU INTRO_ANNEXE]]

IP-A	Interventions ponctuelles : autres
IP-AC	Interventions ponctuelles : activités de conseil
IP-CC	Interventions ponctuelles : conférences, colloques, actions de formation
IP-RE	Interventions ponctuelles : rapports d'expertise
IP-SC	Interventions ponctuelles : travaux scientifiques, essais, etc.
LD	Liens durables ou permanents (Contrat de travail, rémunération régulière ...)
PF	Participation financière dans le capital d'une entreprise
SR	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Parents salariés dans des entreprises visées précédemment)
SR-A	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Participation à conseils d'administration, scientifiques d'une firme, société ou organisme professionnel)
VB	Activités donnant lieu à un versement au budget d'un organisme

SYNTHÈSE DES DÉCLARATIONS PUBLIQUES D'INTÉRÊTS DES MEMBRES DU CES PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom <i>Rubriques de la DPI</i> Description de l'intérêt <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :		
BAEZA	Armelle Aucun lien déclaré	23/02/2010 04/02/2011
Analyse Anses :	/	
BLANCHARD	Olivier LD Salarié de l'Ineris (Institut national de l'environnement industriel et des risques) (jusqu'en 2009)	22/02/2010 28/01/2011
Analyse Anses :	Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

BOUDET-DEVIDAL	<p>Céline</p> <p>LD</p> <p>Salariée de l'Ineris (Institut national de l'environnement industriel et des risques)</p> <p>IP</p> <p>Travaux sur modèle TRA (<i>Targeted Risk Assessment</i>) pour ECETOC (<i>European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals</i>) (2006-2008) (aucune rémunération)</p> <p>Travaux sur RIP (<i>REACH Implementation Project</i>) 3.3 pour le Cefic (Conseil européen des fédérations de l'industrie chimique) (2005-2007) (aucune rémunération)</p> <p><i>IP : Rapports d'expertise donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (Ineris)</i></p> <p>Valeurs toxicologiques de référence pour Arkema (2006-2007)</p> <p>Valeurs toxicologiques de référence pour Renault (2006)</p> <p>Evaluation des risques pour Areva (2009)</p> <p>Evaluation des risques hydrazine pour le Cnes (Centre national des études spatiales) (2009-2010)</p> <p>Bioaccessibilité pour Total (depuis 2010)</p> <p>Evaluation des risques compostage pour Veolia Propreté (2009-2010)</p> <p>Evaluation des risques pour Colas (2009-2010)</p> <p>Evaluation des risques pour Novergie (2009-2010)</p> <p>Evaluation des risques pour Arcelor (depuis 2010)</p> <p>Formations en toxicologie pour EDF (Electricité de France) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2006-2007)</p> <p>Conseil scientifique projet traitement déchets du Symove (Syndicat mixte Oise verte environnement) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2010)</p> <p>Comité scientifique du plan national de bio surveillance de l'InVS (Institut de veille sanitaire) (depuis 2011) (aucune rémunération)</p> <p>Interventions régulières + ponctuelles dans le domaine de l'évaluation des risques sanitaires du ministère chargé de l'écologie donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (programme</p>	<p>26/02/2010</p> <p>09/02/2011</p>
-----------------------	--	-------------------------------------

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

Analyse Anses :	<p>d'appui) (depuis 2005)</p> <p>Convention annuelle avec la Direction générale de la santé (risques émergents, évaluation des risques sanitaires) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (depuis 2005)</p> <p>Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	
BROCHARD	<p>Patrick</p> <p>LD</p> <p>Membre du Conseil d'administration d'Airaq (Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine) depuis 2009 (aucune rémunération)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>25/02/2010</p> <p>17/02/2011</p>
BUGAJNY	<p>Christine</p> <p>LD</p> <p>Salariée de CETE (Centre d'études techniques de l'équipement) Nord-Picardie</p> <p>IP</p> <p>Intervention sur Environnement/qualité air pour l'Ecole des Ponts Paris Tech (rémunération personnelle)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>19/02/2009</p> <p>04/02/2011</p> <p>11/03/2011</p>

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

CHARPIN	<p>Denis</p> <p>LD</p> <p>Président de l'Association Conseil-habitat-santé</p> <p>IP</p> <p>Evaluation du photoceen sur les allergènes aéroportés de chat pour la société Alcion (février à octobre 2006) (rémunération sur compte associatif)</p> <p>Essai clinique de phase 2 de l'indacatérol pour les laboratoires Novartis (2008) (rémunération sur compte associatif)</p> <p>Essai clinique de phase 3 de l'aclinidium pour le laboratoire Almirall (2010) (rémunération sur compte associatif)</p> <p>Membre du board national et régional Onbrez pour les laboratoires Novartis (depuis juin 2010) (honoraires)</p> <p>Conférence pour les laboratoires Pfizer (novembre 2011) (honoraires)</p> <p>VB</p> <p>Aide à la recherche de Stallergènes, Novartis, GSK, Chiesi, ALK donnant lieu à versement à l'association dont il est président (20 % du budget de l'association)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>09/02/2010</p> <p>14/02/2011</p>
----------------	--	-------------------------------------

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

DECLERCQ	<p>Christophe</p> <p>LD</p> <p>Salarié de l'ORS (Observatoire régional de la santé) Nord-Pas-de-Calais (2004-2008)</p> <p>Membre du bureau du Comité régional Nord-Pas-de-Calais de l'Appa (Association pour la prévention de la pollution atmosphérique) (depuis 31/08/2008) (aucune rémunération)</p> <p>IP</p> <p>Article dans un ouvrage édité par le Quotidien du médecin avec le soutien de Veolia (2008) (aucune rémunération)</p> <p>Expertise opérationnelle sur les stratégies de dépistage du saturnisme infantile pour l'Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (InVS : Institut de veille sanitaire) (2007-2008)</p> <p>Journée scientifique de la SFSE (Société française de santé et environnement) (14/12/2009) (aucune rémunération)</p> <p>Conference ISEE (International Society for Environmental Epidemiology), Dublin, Pollution atmosphérique et santé (août 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Les respirations d'Enghien, Enghien-les-Bains, Pollution atmosphérique et santé pour JCD Consulting (octobre 2010) (aucune rémunération)</p> <p>Journée scientifique de la Société météorologique de France, Paris, Pollution atmosphérique et santé (mars 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Workshop on Environment and Health pour Concaawe, Bruxelles (janvier 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Rencontres sur la pollution atmosphérique à grande échelle de l'Insu (Institut national des sciences de l'univers), Nancy (décembre 2008) (aucune rémunération)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>24/02/2010</p> <p>03/03/2011</p>
-----------------	--	-------------------------------------

NOM	Prénom <i>Rubriques de la DPI</i> Description de l'intérêt Analyse Anses : <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
------------	---	---

GARCON	Guillaume <i>IP</i> Expertise pour les Domaines d'intérêt majeur (DIM)-Santé environnement toxicologie (SEnT) Ile-de-France (24/03/2010 au 14/04/2010) (aucune rémunération) Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	25/02/2010 26/01/2011
---------------	--	------------------------------

NOM	Prénom <i>Rubriques de la DPI</i> Description de l'intérêt Analyse Anses : <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
------------	---	---

GIROUX	Michel <i>IP</i> PHRC (Programme hospitalier de recherche clinique) Appel à projet national : Cobra (Cohorte obstruction bronchique rhinite et asthme (2004-2005) (aucune rémunération) Inserm Midi-Pyrénées : hygiène et sécurité (2004-2010) (aucune rémunération) Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	25/02/2010 10/09/2010 04/02/2011
---------------	---	--

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p>Rubriques de la DPI</p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

GLORENNEC	<p>Philippe</p> <p>IF</p> <p>Épargne salariale conjoint chez Legris SA</p> <p>LD</p> <p>Contrat à durée déterminée depuis 2002 à l'EHESP (Ecole des hautes études en santé publique)</p> <p>Membre du Conseil d'administration d'Air Breizh (Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air en Bretagne) de 2005 à 2008 (aucune rémunération)</p> <p>IP</p> <p>Groupes de travail et validation de documents pour l'InVS (Institut de veille sanitaire) (aucune rémunération)</p> <p>Programme de recherche Primequal (Programme de recherche interorganisme pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale) : Conseil scientifique (2009-2011) (aucune rémunération)</p> <p>Ineris (Institut national de l'environnement industriel et des risques) : Commission Scientifique des risques chroniques (2002-2005) (aucune rémunération)</p> <p>Préfecture de l'Aude : Conseil scientifique « risques sanitaires liés à la vallée de l'Orbiel, Salsigne » (2006-2007) (rémunération personnelle)</p> <p>Metaleurop Nord : Conseil scientifique de la commission locale d'information et de surveillance (2003-2006) (aucune rémunération)</p> <p>Multiples sociétés : formations continues EHESP (Ecole des hautes études en santé publique) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (en cours)</p> <p>Collectivités territoriales, syndicats de traitement de déchets, universités, entreprises, associations : cours et conférences (en cours)</p> <p>VB</p> <p>Multiples entreprises : actions de formation ou analyses ou</p>	<p>16/02/2010</p> <p>26/01/2011</p>
------------------	---	-------------------------------------

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

Analyse Anses :	<p>expertises réalisées par des collègues donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance</p> <p>SR</p> <p>Frère Ingénieur service Délégation services publics pour la ville de Rennes (depuis 2001)</p> <p>Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	
------------------------	---	--

HERRERA	<p>Horacio</p> <p>VB</p> <p>Prestation d'évaluation de nuisances (métrologie) et conseil pour des entreprises publiques et privées en Suisse donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (5 % du budget de l'IURST - Institut universitaire romand de santé au travail - où l'expert est chef de département-conseil et expertise métrologie)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>03/02/2010</p> <p>04/02/2011</p>
KIRCHNER	<p>Séverine</p> <p>LD</p> <p>Salariée du CSTB (Centre scientifique et technique du bâtiment)</p> <p>IP</p> <p>Conseil d'administration de la SFSE (Société française de santé et environnement) (aucune rémunération)</p> <p>OMS (Organisation mondiale de la santé) : <i>Steering Committee</i></p> <p>Conseil d'administration du Rise (Réseau international santé environnement) (aucune rémunération)</p>	<p>13/01/2010</p> <p>03/02/2011</p>

NOM	Prénom <i>Rubriques de la DPI</i> Description de l'intérêt Analyse Anses : <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
-----	--	----------------------------------

Analyse Anses :	Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
LANGLOIS Analyse Anses :	Eddy <i>LD</i> Salarié de l'INRS (Institut national de recherche et de sécurité) Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	02/03/2010 04/02/2011
LAVOIE Analyse Anses :	Jacques <i>Démission le 17/12/2010</i> N'a pas participé aux travaux /	17/02/2010

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

PAILLAT	<p>Loïc</p> <p><i>IP</i></p> <p>Évaluation de laboratoires selon la norme NF EN ISO/CEI 17025 pour le Cofrac (Comité français d'accréditation) (depuis juin 2007)</p> <p><i>SR</i></p> <p>Conjointe scientifique à l'Anses</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>27/02/2010</p> <p>15/09/2010</p> <p>04/02/2011</p>
PARIS	<p>Christophe</p> <p><i>LD</i></p> <p>Membre de l'ORST (Observatoire régional de la santé au) travail Lorraine (depuis 2007) (aucune rémunération)</p> <p>Membre de l'Aract (Association régionale de l'amélioration des conditions de travail) (depuis 2007) (aucune rémunération)</p> <p>Membre de la Société française de médecine du travail (depuis 2004) (aucune rémunération)</p> <p>Participation Formation médicale continue pour l'IMT (Institut de médecine du travail) Lorraine (2003) (aucune rémunération)</p> <p>Membre du HCSP (Haut conseil de la santé publique) (2009-2011) (aucune rémunération)</p> <p><i>IP</i></p> <p>Rédaction de critiques d'articles scientifiques ou synthèses pour les revues médicales « Archives des maladies professionnelles et environnementales » et « Revue du praticien » (depuis 2005)</p> <p>Conseil en analyse d'une étude effectuée en milieu industriel pour IMT (Institut de médecine du travail) Nord donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2007-2009)</p> <p>« Cancer et environnement », expertise collective de l'Inserm (Institut</p>	<p>23/02/2010</p> <p>03/03/2011</p>

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p>Rubriques de la DPI</p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

Analyse Anses :	<p>national de la santé et de la recherche médicale) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2006-2008)</p> <p>Groupe de cotation de la HAS (Haute autorité de santé) (2007) (aucune rémunération)</p> <p>Étude sur les risques psycho-sociaux pour packaging donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (2009-2010)</p> <p>Cancers et travail (octobre 2007) (aucune rémunération) et congrès de pneumologie (2011) (aucune rémunération) pour la Société de pneumologie en langue française</p> <p>Formation médicale continue à l'IMT (Institut de médecine du travail) de Lorraine (2003) (aucune rémunération)</p> <p>VB</p> <p>Enquête cas témoins CHU (Centre hospitalier universitaire) Nancy / INRS (Institut national de recherche et de sécurité) donnant lieu à versement au CHU (Centre hospitalier universitaire) de Nancy (2011)</p> <p>Expertise collective de l'Inserm (2010)</p> <p>Rapport « Amiante » pour la Cnam-TS (Caisse nationale de l'assurance maladie des travailleurs salariés) donnant lieu à versement à l'Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale) (1 % du budget) (2012)</p> <p>Rapport « Cancer bronchique » de la DGS donnant lieu à versement au CHU (Centre hospitalier universitaire) de Nancy (1 % du budget) (2006)</p> <p>Rapport « Cancer bronchique » de l'INCa (Institut national du cancer) donnant lieu à versement à l'Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale) (1 % du budget) (2012)</p> <p>Projet Cercan (cancérogènes professionnels) de la Cram donnant lieu à versement à la faculté de Nancy (1 % du budget) (2010)</p> <p>Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	
SEIGNEUR	<p>Christian</p> <p>LD</p> <p>Contrat à durée déterminée à l'École nationale des ponts et</p>	<p>22/02/2010</p> <p>03/02/2011</p>

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<p><i>Rubriques de la DPI</i></p> <p>Description de l'intérêt</p> <p><i>en cas de lien déclaré</i></p>	

Analyse Anses :	<p>chaussées</p> <p><i>IP</i></p> <p>Cours à l'Université Paris 7 (2009), l'École nationale des ponts et chaussées (2008-2011) et l'École centrale de Nantes (2009-2011) (vacations)</p> <p>Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	
SQUINAZI	<p>Fabien</p> <p><i>LD</i></p> <p>Directeur du LHVP (Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris)</p> <p>Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>27/01/2010</p> <p>18/02/2011</p>

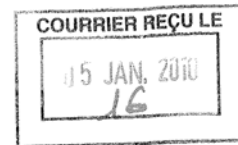
SYNTHÈSE DES DÉCLARATIONS PUBLIQUES D'INTÉRÊTS DES RAPPORTEURS PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Anses :	<i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt	

DECLERCQ	<p>Christophe</p> <p>LD</p> <p>Salarié de l'ORS (Observatoire régional de la santé) Nord-Pas-de-Calais (2004-2008) Membre du bureau du Comité régional Nord-Pas-de-Calais de l'Appa (Association pour la prévention de la pollution atmosphérique) (depuis 31/08/2008) (aucune rémunération)</p> <p>IP</p> <p>Article dans un ouvrage édité par le Quotidien du médecin avec le soutien de Veolia (2008) (aucune rémunération)</p> <p>Expertise opérationnelle sur les stratégies de dépistage du saturnisme infantile pour l'Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale) donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (InVS : Institut de veille sanitaire) (2007-2008)</p> <p>Journée scientifique de la SFSE (Société française de santé et environnement) (14/12/2009) (aucune rémunération)</p> <p>Conférence ISEE (International Society for Environmental Epidemiology), Dublin, Pollution atmosphérique et santé (août 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Les respirations d'Enghien, Enghien-les-Bains, Pollution atmosphérique et santé pour JCD Consulting (octobre 2010) (aucune rémunération)</p> <p>Journée scientifique de la Société météorologique de France, Paris, Pollution atmosphérique et santé (mars 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Workshop on Environment and Health pour Concaawe, Bruxelles (janvier 2009) (aucune rémunération)</p> <p>Rencontres sur la pollution atmosphérique à grande échelle de l'Insu (Institut national des sciences de l'univers), Nancy (décembre 2008) (aucune rémunération)</p> <p>Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine</p>	<p>24/02/2010</p> <p>03/03/2011</p>
-----------------	---	-------------------------------------

RAMEL	Martine LD Salarié de l'Institut National de l'Environnement industriel et des Risques (INERIS) VB Expertises, conseils, formations, mesures d'effluents gazeux ou d'air ambiant à l'origine de versement par différents industriels au budget de l'organisme employeur (INERIS) SR Vice-présidente du Conseil d'administration de l'INERIS (de 1992 à 2007) Membre du conseil scientifique de PRIMEQUAL 2 Membre du conseil scientifique de l'OQAI Analyse Anses : Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	23/02/2010
--------------	--	------------

Annexe 2 : Courrier de saisine



MINISTÈRE DE LA SANTÉ
ET DES SPORTS

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE,
DE L'ÉNERGIE,
DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE LA MER

MINISTÈRE DU TRAVAIL,
DES RELATIONS SOCIALES,
DE LA FAMILLE,
DE LA SOLIDARITÉ
ET DE LA VILLE

Direction générale de la santé

Direction générale
de la prévention des risques
Direction générale de l'énergie
et du climat

Direction générale du travail

DEJET
Copie CTS

Paris le 04 JAN. 2010

Le Directeur général de la santé

Le Directeur général de la prévention des risques

Le Directeur général de l'énergie et du climat

Le Directeur général du travail

à

Monsieur le Directeur général
de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de
l'Environnement et du Travail
253 Avenue du Général Leclerc
94701 Maisons-Alfort

Objet : Etat des connaissances sur l'impact sanitaire lié à l'exposition de la population générale et professionnelle aux feux de végétation notamment aux brûlages à l'air libre.

Les feux de forêt et d'autres types de végétation produisent des gaz et des émissions de particules qui affectent la composition de l'atmosphère. L'exposition de la population générale et des professionnels en charge de la lutte contre les feux de végétation, à ces fumées d'incendies et notamment aux particules fines dégagées, a des conséquences sur la santé. Les effets sur la santé rapportés par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000)¹, suite aux feux de forêt survenus en Californie en 1993, en Asie du sud-est en 1997-1998 et au Brésil en 1997 se traduisent par une augmentation :

- des cas de pneumonies et d'asthme ;
- des consultations externes pour affections respiratoires ;
- du nombre de cas déclarés d'infections des voies respiratoires supérieures ;
- des consultations d'urgence pour des affections pulmonaires obstructives chroniques.

¹ OMS, « Feux de végétation », août 2000, aide mémoire n°254 disponible sur la page : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs254/fr/>

D'autres études mettent en évidence l'apparition d'effets sur la santé après exposition aux fumées d'incendies. Ainsi, il a été montré sur une cohorte d'enfants du sud de la Californie², que l'exposition aux fumées des incendies de 2003 est associée à une augmentation des symptômes oculaires et respiratoires, une élévation de la consommation médicamenteuse et du nombre de consultations médicales. Ces associations étaient plus marquées chez les asthmatiques.

Si les liens à court terme entre exposition à la pollution atmosphérique générée par les incendies de végétation et des indicateurs sanitaires ont fait l'objet de plusieurs études, les conséquences d'une exposition répétée à cette pollution, sur la santé des populations notamment professionnelles, sont à l'heure actuelle peu connues³.

Par ailleurs, outre les émanations de poussières, certaines études⁴ suggèrent que des substances toxiques, telles que des polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes (respectivement PCDD et PCDF) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, seraient formées lors des feux de végétation pour ensuite s'introduire dans les sols.

Ces différents éléments revêtent une importance d'autant plus grande que les projections effectuées sur les incidences du changement climatique font apparaître, dans de nombreuses régions, une multiplication des sécheresses et des vagues de chaleur qui ont notamment pour conséquence de multiplier les feux incontrôlés⁵.

Dans ce contexte, nous sollicitons votre agence afin de :

1. procéder, en prenant en compte les effets provenant du transport transfrontalier des feux de végétation notamment des brûlages à l'air libre, à une analyse de l'ensemble des données bibliographiques relatives :
 - aux composants toxiques générés par ces feux ;
 - aux pollutions des milieux qu'ils génèrent en particulier au niveau des compartiments sol et air.
2. Procéder à une évaluation des risques sanitaires, pour la population générale concernée et pour les professionnels de la lutte contre le feu de la pollution causée par les feux de végétation notamment les brûlages à l'air libre.

Nous vous remercions de nous faire parvenir, dans les meilleurs délais, une note sur l'organisation de ces travaux.

Le Directeur général
de la santé



Pr Didier HOUSSIN

Le Directeur général
de la prévention des
risques



Laurent MICHEL

Le Directeur général
de l'énergie et du climat



Pierre-Franck CHEVET

Le Directeur général
du travail



Jean-Denis COMBEXELLE

² Kunzli N. *et al.*, 2006. Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 174: pp. 1221-1228

³ United States Department of Agriculture, 2002. Wildland fire in ecosystems effects of fire on air. General technical report RMRS-GTR-42-volume 5. 86 pages.

⁴ Kim E.J. *et al.*, 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *Sci. Total Environ.* 311: pp. 177-89

⁵ Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K. et Reisinger. GIEC, Genève, Suisse, ..., 103 pages.

Annexe 3 : Courrier de saisine reformulée



Direction Santé Environnement
Travail

Monsieur Pierre-Franck Chevet
Directeur Général de l'Énergie et du
Climat
Ministère de l'Écologie, de l'Énergie du
Développement durable et de la Mer
Grande Arche
Paroi Nord
92055 La Défense CEDEX

Maisons-Alfort, le

Unité Expologie
environnementale

Objet : Saisine « *Etat des connaissances sur l'impact sanitaire lié à l'exposition de la population générale et professionnelle aux feux de végétation notamment aux brûlages à l'air libre* »

Dossier suivi par :
Matteo Redaelli
Valérie Penelet-Joly

Ligne directe :
01 56 29 18 86
01 56 29 18 86

E- mail :
matteo.redaelli@anses.fr
valerie.penelet@anses.fr

N. Réf. :
NT/DG/

V. Réf. :

Le 4 janvier 2010, vous avez saisi l'Agence afin de :

« 1. *procéder, en prenant en compte les effets provenant du transport transfrontalier des feux de végétation notamment des brûlages à l'air libre, à une analyse de l'ensemble des données bibliographiques relatives :*

- *aux composants toxiques générés par ces feux*
- *aux pollutions des milieux qu'ils génèrent en particulier au niveau des compartiments sol et air*

2. *procéder à une évaluation des risques sanitaires, pour la population générale concernée et pour les professionnels de la lutte contre le feu de la pollution causée par les feux de végétation notamment les brûlages à l'air libre. »*

La saisine a été présentée le 11 mars 2010 au comité d'experts spécialisés (CES) « évaluation des risques liés aux milieux aériens », ainsi que des premiers documents de référence identifiés dont le *Health guidelines for vegetation fire events* (OMS, 1999 ; IFFN, 2004). Sur invitation de l'agence à vos services, Mademoiselle Marie Fiori de la DGS et Monsieur Olivier Calvez de la DGT ont participé à cette séance afin de préciser le contexte de la saisine, leurs attentes et de discuter des objectifs. A l'issue des discussions et en accord avec les représentants de la DGS et DGT présents, le CES a proposé d'instruire la saisine en réalisant une synthèse bibliographique dans un premier temps, afin de pouvoir juger de l'intérêt de réaliser une évaluation des risques sanitaires (état des connaissances, pertinence, ...).

Une recherche et veille bibliographique sur le sujet a été initiée par l'agence. Concernant plus particulièrement la problématique de la pollution atmosphérique liée aux feux de végétation, la Fédération ATMO a été sollicitée le 4 mai dernier afin de faire un recensement des données publiées, produites ou suivies par les associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA).

Une reformulation de la saisine a été discutée plus en détail en séance de CES du 8 juin 2010. Au final, s'appuyant sur les échanges en CES du 11 mars et du 8 juin, et sur les éléments de la littérature collectés à ce jour, les axes de travail proposés sont les suivants :



Objectifs :

Etat des connaissances sur :

- les composants toxiques générés par les feux de végétation ;
- la pollution de l'air et du sol générée par les feux de végétation à l'air libre ;
- les expositions et les risques sanitaires liés à la pollution de l'air et du sol causée par les feux de végétation à l'air libre, pour la population générale et pour les professionnels de la lutte contre le feu.

Méthode :

- Synthèse bibliographique (méta-revue) sur les incendies de forêts (population générale et professionnelle) et analyse critique ;
- Synthèse bibliographique sur les autres types de brûlage à l'air libre (agricoles, particuliers, ...) et analyse critique.

Dans le cadre de ce projet, des auditions pourront être utilement menées.

Les feux de végétation considérés incluront les incendies de végétation (ex : feux de forêt), les brûlages agricoles et les brûlages de « déchets verts » par les particuliers, et excluront la combustion de biomasse à usage ménager en intérieur (chauffage, cuisson, ...). Pour les brûlages agricoles et les incendies de forêts, la notion de transport des polluants sur des longues distances pouvant affecter des populations loin des sources sera abordée.

La synthèse bibliographique s'appuiera sur des revues de la littérature telles que le rapport *Health guidelines for vegetation fire events* (OMS, 1999 ; IFFN, 2004) et l'étude de Naeher et al. (2007), complétées par des études plus récentes publiées sur le sujet.

Vous voudrez bien trouver en pièce jointe le contrat d'expertise établi.

Une version projet de ce contrat a été adressée à vos services par voie électronique le 29 juillet 2010. Le contrat établi tient compte des retours formulés sur la version projet.

Je vous saurais gré de bien vouloir me faire part sous 15 jours de vos remarques éventuelles sur cette proposition. Mes collaborateurs, Matteo Redaelli et Valérie Pernelet-Joly, sont à la disposition de vos services pour tout échange complémentaire.

Marc MORTUREUX
Directeur Général

Références :

OMS. (1999). *Health guidelines for vegetation fire events*. Genève, Suisse ; 1-214.
IFFN. (2004). *The WHO/UNEP/WMO Health Guidelines for Vegetation Fire Events – An Update*. *International Forest Fire News* n°31 ; 132-139.
Naeher et al. (2007). *Woodsmoke Health Effects: A Review*. *Inhalation Toxicology*; 19: 67-106.

Autres destinataires :

- **Jean-Denis COMBEXELLE**, Directeur Général du Travail
- **Didier HOUSSIN**, Directeur Général de la Santé
- **Laurent MICHEL**, Directeur Général de la prévention des Risques

PJ : ⇒ Courrier de saisine du 4 janvier 2010

⇒ Contrat d'expertise

⇒ Points d'intérêt relevés par l'Anses dans le rapport de l'OMS *Health guidelines for vegetation fire events*

Annexe 4 : Résumé du rapport « *Prévention des incendies de forêt* » (MAAPRAT, 2011)

Le rapport « *Prévention des incendies de forêt* » du ministère en charge de l'agriculture expose les moyens permettant de prévenir les incendies de forêts pour l'année 2011 (MAAPRAT, 2011). Ces moyens portent notamment sur le dispositif terrestre et aérien de surveillance, la mise en œuvre des plans départementaux ou régionaux de protection des forêts contre les incendies (PPFCI), le contrôle du débroussaillage autour des habitations en zone sensible, la recherche des causes des incendies par des équipes pluridisciplinaires, le maintien et le développement d'activités agricoles et forestières extensives, le financement des équipements de prévention et de surveillance, ou encore l'information du public et la formation des professionnels.

Le rapport décrit 4 grands types d'actions :

- **Prévoir le risque et traiter les causes** (réseaux d'observation et prévision météorologiques, mesure régulière de l'état hydrique d'arbustes, analyses des incendies survenus et recherche des causes)
- **Surveiller les forêts pour détecter les départs de feux et intervenir rapidement** (plans de surveillance comprenant le guet terrestre fixe, à partir des tours de guet, ou mobiles en patrouilles, complété par un dispositif aérien de prévention)
- **Equiper, aménager et entretenir l'espace rural dont l'espace forestier** (mobilisation de la sylviculture et de l'agriculture, des travaux spécialisés (débroussaillage), des équipements de surveillance et intervention, complétés par une signalisation et une cartographie continuellement actualisées)

Le **code forestier** prescrit les mesures de débroussaillage obligatoire autour des constructions notamment et le long des infrastructures (routes, autoroutes, voies ferrées, lignes électriques), et donne la possibilité au Préfet de réglementer l'emploi du feu et l'accès des personnes et des véhicules aux forêts.

Le **code de l'environnement** donne la possibilité au Préfet de prescrire l'élaboration de Plans de prévention des risques incendies de forêt, en particulier dans les zones périurbaines nécessitant la maîtrise des extensions urbaines et à la gestion annuelle des débroussaillages des interfaces forêt habitat.

Le **code de l'urbanisme** organise le porter à connaissance par l'Etat aux collectivités territoriales des risques connus lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, et assure la prise en compte des prescriptions des plans de prévention des risques dans les documents d'urbanisme.

- **Informé le public et former les professionnels** (éducation en milieu scolaire, formation professionnelle ou adaptation à l'emploi (forestiers, sapeurs-pompiers, élus, ...), information et sensibilisation des usagers occasionnels, des estivants, des propriétaires, ...)

Le rapport émet quelques axes de développement :

- **Evaluer et mettre en cohérence les politiques de prévention et de lutte au travers de l'élaboration, du suivi et de la révision des Plans départementaux ou régionaux de protection des forêts contre les incendies (PPFCI) dans les régions et département cités par le code forestier élaborés et approuvés par les préfets territorialement compétents.**

- *Renforcer la prise en compte du risque d'incendie de forêt dans les programmes d'aménagement et de gestion des espaces, en particulier dans l'espace rural et aux interfaces forêt/habitat et forêt/agriculture, en hiérarchisant les enjeux économiques, environnementaux et sociaux.*
- *Sensibiliser et former les propriétaires, gestionnaires et usagers de la forêt aux risques d'incendie.*
- *Poursuivre la mise aux normes et la pérennisation juridique des équipements préventifs : obligations légales de débroussaillage à l'intérieur de certains périmètres, voies d'accès, points d'eau, vigies, coupures forestières ou agricoles de combustible...*

Annexe 5 : Facteurs d'émission de feux de forêt en CO₂, CO, hydrocarbures et PM_{2,5} selon le type de combustion dominante (vive, lente, mixte, moyenne) et le type de mesure (au niveau du sol, aérienne) (Estrellan et al., 2010)

Des facteurs d'émission (en g par kg de biomasse brûlée) de feux de forêt en CO₂, CO, hydrocarbures et PM_{2,5} ont été présentés par Soares Neto et al. (2009) selon le type de combustion dominante (vive, lente, mixte, moyenne) et le type de mesure (au niveau du sol, aérienne), puis rapportés dans une revue de la littérature (Estrellan et al., 2010).

CO ₂ (g/kg)	CO (g/kg)	CH ₄ (g/kg)	NMHC* (g/kg)	PM _{2,5} (g/kg)	Type de mesure / Type de combustion dominante	Référence
1690	63	3,4	2,6	7,5	sol / vive	Soares Neto et al., 2009**
1625	101	7,3	4,7	4,2	sol / mixte	Soares Neto et al., 2009**
1540	141	13,1	17,5	3,9	sol / lente	Soares Neto et al., 2009**
1741	59	-	-	-	sol / vive	Soares Neto et al., 2009**
1631	129	-	-	-	sol / mixte	Soares Neto et al., 2009**
1548	181	-	-	-	sol / lente	Soares Neto et al., 2009**
1674	70	5,3	4,3	-	air / vive	Ferek et al., 1998
1524	140	8,3	10,4	-	air / lente	Ferek et al., 1998
1649	86	5,1	3,5	9,5	air / moyenne	Babbitt et al., 1996
1671	85	5,0	2,7	3,5	sol / vive	Babbitt et al., 1996
1562	140	9,8	4,4	4,2	sol / mixte	Babbitt et al., 1996
1515	168	11,8	4,9	4,2	sol / lente	Babbitt et al., 1996
1666	98	4,9	-	-	air / moyenne	Kaufman et al., 1992
1741	47	2,5	-	5	air / moyenne	Kaufman et al., 1992
1586	121	7,2	-	16	air / moyenne	Kaufman et al., 1992
1612	112	7,1	-	6,8	sol / vive	Ward et al., 1992***
1551	142	9,0	-	8,9	sol / lente	Ward et al., 1992***
1531	152	10,8	-	6,8	sol / lente	Ward et al., 1992***
1692	73	4,3	-	10,0	sol / vive	Ward et al., 1992***
1652	91	4,8	-	9,2	sol / lente	Ward et al., 1992***
1637	94	4,9	-	10,4	sol / vive	Ward et al., 1992***
1625	107	5,2	-	7,1	sol / lente	Ward et al., 1992***

* NMHC : hydrocarbures non-méthaniques

** Facteurs d'émission correspondant à un feu de déboisement en forêt amazonienne obtenus par Soares Neto et al. (2009)

*** Facteurs d'émission correspondant à une forêt secondaire⁵²

⁵² La forêt secondaire, par opposition à la [forêt primaire](#), est une forêt ([biomasse](#) ligneuse) qui a repoussé (plantée, ou de manière spontanée, par [régénération naturelle](#), en une ou plusieurs phases) après avoir été détruite (par exemple par l'agriculture sur [brûlis](#)) ou exploitée par l'homme par des coupes rases ou avec des impacts plus discrets, mais significatifs pour les essences ou la structure forestières.

Annexe 6 : Facteurs d'émission d'espèces pyrogéniques selon divers types de brûlages de biomasse (Andreae et al., 2004)

Des facteurs d'émission moyens (en g par kg de biomasse sèche brûlée) relatifs aux plus importants types de feux (savannes et prairies, forêt tropicale, forêt extratropicale, brûlage domestique de biocarburant, production de charbon, brûlage de charbon, brûlage de déchets agricoles), et se basant sur une analyse de quelques 140 publications, ont été présentés par Andreae et al. (2004). Néanmoins, même au sein d'un type de feux donné, le profil d'émission d'un feu particulier est très variable et peut donc être tout à fait différent de ces valeurs moyennes.

Espèces*	Savannes et prairies	Forêt tropicale	Forêt extra-tropicale	Bio-carburant domestique	Charbon production	Charbon brûlage	Déchets agricoles
CO ₂	1613±95	1580±90	1569±131	1550±95	440	2611±241	1515±177
CO	65±20	104±20	107±37	78±31	70	200±38	92±84
CH ₄	2,3±0,9	6,8±2,0	4,7±1,9	6,1±2,2	10,7	6,2±3,3	2,7
NMHC	3,4±1,0	8,1±3,0	5,7±4,6	7,3±4,7	2,0	2,7±1,9	7,0 ^c
benzène	0,23±0,11	0,39-0,41	0,49±0,08	1,9±1,0	-	0,3-1,7	0,14
toluène	0,13±0,06	0,21-0,29	0,40±0,10	1,1±0,7	-	0,08-0,61	0,026
méthanol	1,3 ^c	2,0 ^c	2,0±1,4	1,5 ^c	0,16	3,8 ^c	2,0 ^c
formaldéhyde	0,26-0,44	1,4 ^c	2,2±0,5	0,13±0,05	-	2,6 ^c	1,4 ^c
acétone	0,25-0,62	0,62 ^c	0,52-0,59	0,01-0,04	0,02	1,2 ^c	0,63 ^c
acétonitrile	0,11	0,18 ^g	0,19	0,18 ^g	-	0,18 ^c	0,18 ^c
ac. formique	0,7 ^c	1,1 ^c	2,9±2,4	0,13	0,20	2,0 ^c	0,22
ac. acétique	1,3 ^c	2,1 ^c	3,8±1,8	0,4-1,4	0,98	4,1 ^c	0,8
NO _x (NO)	3,9±2,4	1,6±0,7	3,0±1,4	1,1±0,6	0,04	3,9	2,5±1,0
N ₂ O	0,21±0,10	0,20 ^g	0,26±0,07	0,06	0,03	0,20 ^g	0,07
NH ₃	0,6-1,5	1,30 ^g	1,4±0,8	1,30 ^g	0,09	1,30 ^g	1,30 ^g
SO ₂	0,35±0,16	0,57±0,23	1,0	0,27±0,30	-	0,40 ^g	0,40 ^g
COS	0,015±0,009	0,04 ^g	0,030-0,036	0,04 ^g	0,04 ^g	0,04 ^g	0,065±0,077
CH ₃ Cl	0,075±0,029	0,02-0,18	0,050±0,032	0,04-0,07	0,01 ^g	0,012	0,24±0,14
CH ₃ Br	0,0021±0,0010	0,0078±0,0035	0,0032±0,0012	0,003 ^g	0,003 ^g	0,003 ^g	0,003 ^g
Hg ⁰	0,0001	0,0001 ^g	0,0001 ^g	0,0001 ^g	-	0,0001 ^g	0,0001 ^g
PM _{2,5}	5,4±1,5	9,1±1,5	13,0±7,0	7,2±2,3	-	9 ^g	3,9
TPM	8,3±3,2	6,5-10,5	17,6±6,4	9,4±6,0	4,0	12 ^g	13
TC	3,7±1,3	6,6±1,5	6,1-10,4	5,2±1,1	-	6,3	4,0
OC	3,4±1,4	5,2±1,5	8,6-9,7	4,0±1,2	-	4,8	3,3
BC	0,48±0,18	0,66±0,31	0,56±0,19	0,59±0,37	-	1,5	0,69±0,13
K	0,34±0,15	0,29±0,22	0,08-0,41	0,05±0,01	-	0,40	0,13-0,43
CN	2,6.10 ¹⁵	3,4.10 ^{15(l)}	3,4.10 ^{15(l)}	3,4.10 ^{15(l)}	-	3,4.10 ^{15(l)}	3,4.10 ^{15(l)}
CCN (1% SS)	2,6.10 ^{15(g)}	2.10 ^{15(g)}	(2,6±4,2).10 ¹⁵	2.10 ^{15(g)}	-	2.10 ^{15(g)}	2.10 ^{15(g)}
N _(>0,12 μm)	1,2.10 ¹⁵	1.10 ^{15(g)}	1.10 ^{15(g)}	1.10 ^{15(g)}	-	1.10 ^{15(g)}	1.10 ^{15(g)}

^{o)} Extrapolation basée sur des ratios d'émission rapportés au CO ; ^{g)} Meilleure supposition ; ^{l)} Estimation basée sur des études en laboratoire ; PM_{2,5} : particules en suspension < 2,5 μm de diamètre ; TPM : particules totales en suspension ; TC : carbone total ; BC : carbone suie ; CN : noyaux de condensation ; CCN : noyaux de condensation nuageuse à 1 % de sursaturation ; N_(>0,12 μm) : particules > 0,12 μm de diamètre

* La quantité d'informations disponibles est différente en fonction des espèces chimiques et des types de feux considérés. Pour les espèces carbonées majeures émises par les feux, tels que CO₂, CO et CH₄, suffisamment de données sont disponibles pour tous les types de feux. Pour beaucoup d'autres espèces chimiques, des données existent uniquement pour un nombre restreint de types de feux. Afin de représenter les différents niveaux d'informations à la base des estimations présentées dans le tableau, la règle suivante a été adoptée : si 3 valeurs ou plus (basées sur des études indépendantes) sont disponibles pour une espèce chimique et un type de feu donnés, les résultats sont représentés par des moyennes et écarts-types (x±s) ; 2 valeurs de mesure disponibles représentées par un intervalle ; 1 unique valeur de mesure disponible représentée par la valeur sans estimation de l'incertitude (une incertitude supérieure ou égale à un facteur 3 peut généralement être supposée) ; en l'absence de données disponibles, des estimations sont fournies (en italique) sur la base de différentes techniques d'extrapolation (Andreae et Merlet, 2001).

Annexe 7 : Paramètres de distribution en taille des particules très fines (sèches) dans des fumées fraîches et anciennes de feux de végétation (Reid et al., 2005a)

Les tableaux suivants résument des paramètres de distribution de la taille des particules très fines (0,1 à 1 µm) rapportés par Reid et al. (2005a) à partir de prélèvements de fumées générées récemment (ou fumées fraîches) et anciennement (ou fumées âgées, ou fumées régionales).

Fumées fraîches de feux de végétation

Référence	Méthode	Commentaire	Type de combustion dominante*	#	CMD	σ_{gc}	VMD	σ_{gv}
Prairie/Savanne/ Cerrado								
LeCanut et al. (1996)	OPC	Savanne	F	25	0,125±0,02	-	0,25±0,02	-
Reid et Hobbs (1998)	DMPS	Prairie	F	6	0,10±0,01	1,79±0,05	0,30±0,04	1,87±0,07
Reid et Hobbs (1998)	DMPS	Cerrado	F	6	0,10±0,01	1,91±	0,23±0,02	1,80±0,14
Tempérée								
Einfeld et al. (1991)	OPC	Ecobuage	F	1	0,12**	-	0,21	1,9
Hobbs et al. (1996)	DMPS	Ecobuage	F	3	0,16±0,02	1,55±0,1	0,25±0,02	1,6±0,1
Reid (1998)	DMPS	Incendie	M	1	0,13	1,5	0,25	1,6
Martins et al. (1996)	SEM	Ecobuage	F	3	0,14	1,65	~0,29**	-
Stith et al. (1981)	OPC	Ecobuage	F	3	~0,13	-	~0,3	-
Einfeld et al. (1991)	OPC	Ecobuage	S	1	0,18**	-	0,25	2,5
HHobbs et al. (1996)	DMPS	Ecobuage	S	1	0,12	1,50	0,24	1,68
Martins et al. (1996)	SEM	Ecobuage	S	1	0,18	1,45	~0,27**	-
Forêt tropicale								
Reid et Hobbs (1998)	DMPS	Déforestation/ Déchets	F	6	0,13±0,01	1,68±0,02	0,24±0,01	1,62±0,07
Reid et Hobbs (1998)	DMPS	Déforestation/ Déchets	S	6	0,10±0,01	1,77±0,02	0,29±0,01	1,84±0,05
Autres								
Jenkins et al. (1991)	IMP	Paille de riz	F	2	-	-	0,47	1,63
Woods et al. (1991)	SEM	Marécages	F	1	0,2	-	-	-
Woods et al. (1991)	SEM	Marécages	S	1	0,3	-	-	-

DMPS : analyseur de particules par mobilité différentielle (Differential Mobility Particle Sizer) ; IMP : impacteur en cascade ; OPC : compteur optique de particules ; SEM : microscopie électronique à balayage (Scanning Electron Microscopy) ; F : combustion vive (flaming) ; S : combustion lente (smoldering) ; M : combustion mixte (mixed) ; CMD : diamètre médian numérique ; σ_{gc} : déviation géométrique standard de la distribution numérique ; VMD : diamètre médian volumique ; σ_{gv} : déviation géométrique standard de la distribution volumique.

* Alors que la combustion peut être divisée en deux procédés : combustions vive et lente ; les panaches mesurés in situ sont composés de particules émises par ces deux procédés simultanément. Dans le tableau, les panaches sont déterminés comme majoritairement influencés par la combustion vive (F) lorsque le ratio $CO_2/(CO+CO_2)$ est supérieur à 0,9 ; par la combustion lente (S) quand ce ratio est inférieur à 0,9 ; et est déterminé comme mixte (M) lorsque qu'aucun des deux types de combustion n'est identifié comme majoritaire.

** Estimation à partir des équations de Hatch et Choate

Fumées âgées de feux de végétation

Référence	Méthode*	Région	CMD	σ_{gc}	VMD	σ_{gv}
Afrique						
Anderson et al. (1996)	OPC	Savanne d'Afrique	0,22±0,03	-	-	-
Dubovik et al. (2002)	INV	Afrique du Sud	-	-	0,29	~1,5
Haywood et al. (2003a)	OPC	Afrique du Sud	-	-	0,30	~1,35
LeCanut et al. (1996) ^a	OPC	Afrique du Sud	0,12-0,25	-	0,30±0,08	-
Eck et al. (2003) ^b	INV	Zambie	-	-	0,34	1,5
Amérique du Nord						
Hobbs et al. (1996)	DMPS	Forêt tempérée	0,19±0,03	~1,7	0,34±0,02	~1,7
Radke et al. (1991)	OPC	Forêt tempérée	-	-	0,34-0,38	-
Dubovik et al. (2002)	INV	Canada	-	-	0,33	~1,55
Eck et al. (2003) ^b	INV	Nebraska	-	-	0,40	1,4
Amérique du Sud						
Anderson et al. (1996)	OPC	Cerrado (Brésil)	0,23±0,03	-	-	-
Andreae et al. (1988)	OPC	Amazonie	-	-	~0,3	-
Dubovik et al. (2002)	INV	Amazonie/Cerrado	-	-	0,30	~1,55
Echalar et al. (1998)	IMP	Amazonie	-	-	0,175-0,33	~1,5
Eck et al. (2003) ^b	INV	Brésil	-	-	0,36	1,35
Reid et al. (1998b)	DMPS	Brésil/âgées d'1 jour	0,12±0,03	1,8±0,15	0,29±0,05	1,61±0,2
Reid et al. (1998b)	OPC	Brésil/âgées d'1 jour	0,14±0,03	1,71±0,16	0,26±0,02	1,35±0,06
Reid et al. (1998b)	DMPS	Brésil/âgées de 2-3 jours	0,18±0,03	1,65±0,16	0,35±0,05	1,49±0,09
Reid et al. (1998b)	OPC	Brésil/âgées de 2-3 jours	0,21±0,02	1,55±0,07	0,30±0,02	1,49±0,09
Autres						
Fiebig et al. (2003)	OPC	Fumées âgées depuis le Canada jusqu'en Europe	0,34±0,03	1,3±0,1	-	-
Formenti et al. (2002)	OPC	Méditerranée	0,195±0,01	1,53	-	-

DMPS : analyseur de particules par mobilité différentielle (Differential Mobility Particle Sizer) ; IMP : impacteur en cascade ; INV : inversion soleil/ciel ; OPC : compteur optique de particules ; CMD : diamètre médian numérique ; σ_{gc} : déviation géométrique standard de la distribution numérique ; VMD : diamètre médian volumique ; σ_{gv} : déviation géométrique standard de la distribution volumique.

* Sont inclus dans le tableau aussi bien les valeurs issues de mesures in situ, que les valeurs issues de techniques d'inversion soleil/ciel des données photométriques présentées par Dubovik et al. (2002) and Eck et al. (2003) (les autres valeurs d'inversion sont discutées dans la 3ème partie de la série d'articles publiés par Reid et al. (2005b)).

^a Particules submicroniques, distribution numérique bimodale

^b Eck et al. (2003) présentent les tailles de particules les plus importantes retrouvées dans chaque région.

Annexe 8 : Paramètres d'émission utilisés dans des modèles simplifiés d'émission particulaire de feux de végétation (Reid et al., 2005a)

Des facteurs d'émission recommandés par Reid et al. (2005a) et une analyse des incertitudes pour les facteurs destinés à être utilisés en modélisation des émissions particulaires sont rapportés ci-dessous. Les valeurs des paramètres associés à la taille des particules constituent des estimations de premier ordre.

	Savanne / Prairie	Savanne boisée et Cerrado	Forêt tropicale / Déchets	Forêt tempérée- boréale / Déchets	Forêt boréale
Caractéristiques d'émission*					
Charge de combustible (kg/m ²)	0,1-0,4-0,7	0,5-2-5	10-30-45	7-15-40	2,5-8-15
Type de combustion (vive/lente)	93/7%	75-25%	45/55%	40/60%	40/60%
Fraction carbonée	0,47±0,02	0,50±0,02	0,51±0,02	0,51±0,02	0,51±0,02
Fraction de combustion	0,85±0,1	0,6±0,1	0,5±0,1	0,5±0,1	0,5±0,1
Facteur d'émission PM _{2,5} (g/kg _C) (vive/lente)	12±2/30±12	13±4/30±12	17±8/30±15	25±15/40±20	20±12/40±15
Facteur d'émission PM _{2,5} (g/kg _C) (moyenne)	14±3	17±4	24±9	34±14	32±10
Emission surfacique PM _{2,5} (g/m ²)	2±0,5	10±4	184±70	204±87	81±25
Dimensions (fraîches/âgées)					
CMD (µm)	0,11±0,01/0,15±0,02	0,11±0,01/0,15±0,02	0,12±0,01/0,19±0,03	0,16±0,03/0,20±0,03	0,13±0,01/0,18±0,02
σ _{gc}	1,8±0,1/1,6±0,1	1,8±0,1/1,6±0,1	1,7±0,1/1,55±0,2	1,7±0,1/1,55±0,2	1,7±0,1/1,6±0,1
VMD (µm)	0,26±0,04/0,30±0,03	0,26±0,04/0,31±0,03	0,27±0,03/0,32±0,03	0,26±0,04/0,34±0,03	0,26±0,04/0,32±0,03
σ _{gv}	1,8±0,1/1,6±0,1	1,8±0,1/1,6±0,1	1,7±0,1/1,5±0,2	1,7±0,1/1,5±0,2	1,8±0,1/1,5±0,2

CMD : diamètre médian numérique ; σ_{gc} : déviation géométrique standard de la distribution numérique ; VMD : diamètre médian volumique ; σ_{gv} : déviation géométrique standard de la distribution volumique.

* Les estimations des paramètres d'émissions PM_{2,5} sont basées sur des valeurs raisonnables de paramètres clés ainsi que sur leurs incertitudes absolues lorsque moyennées sur un grand nombre de feux. Pour le type de combustion, une fraction approximative des quantités de combustions vive et lente est fournie. Pour les feux individuels, des incertitudes peuvent être supérieures à un facteur 2. Les valeurs des fractions carbonées sont basées sur les études de Turn et al. (1997), Susott et al. (1996) et Guild et al. (1998). Les fractions de combustion et charge de combustible sont supposées égales pour les combustions vive et lente (bien qu'aucune vérification de cette hypothèse n'existe). Les valeurs de charge de combustible sont indiquées sous la forme de valeurs basse, centrale et haute et sont considérées raisonnables bien que potentiellement entâchées d'une incertitude importante. Ces valeurs sont dérivées des résultats de Shea et al. (1996), Kaufman et al. (1995), FIRESCAN (1996), Guild et al. (1998), Hobbs et al. (1996), Ward et al. (1992). La valeur centrale sans incertitude est présentée à titre illustratif.

Annexe 9 : Résumé de facteurs d'émission spécifiques au brûlage à l'air libre de paille de riz (Gadde et al., 2009)

Polluant	Unité*	FE	Référence	Commentaires
CO ₂	g/kg _{ms}	1460	Jenkins et Bhatnagar (1991)	Ce FE est spécifique au brûlage en champs à l'air libre de paille de riz.
CH ₄	g/kg _{ms}	1,2	US EPA (1992)	Ce FE est fourni par la base de données AP-42 développée par l'US EPA pour la paille de riz.
N ₂ O	g/kg _{ms}	0,07	Andreae et Merlet (2001)	Il est prouvé que le N ₂ O est un composé émis par le brûlage de biomasse. Il est également identifié dans les polluants émis par le brûlage en champs à l'air libre de paille de riz (Ogawa et Yoshida, 2005). Aucun FE spécifique à la paille de riz n'étant disponible, un FE moyen du brûlage des résidus agricoles est retenu par défaut dans cette étude.
CO	g/kg _{ms}	34,7	Kadam et al. (2000)	Il s'agit du plus récent FE disponible pour la paille de riz. Gupta et al. (2004) ont également mentionné un FE, mais issu d'une publication de 1991 de Jenkins et Bhatnagar. D'autres références confirment le FE considéré dans cette étude (Ortiz de Zarate et al., 2000 ; Badarinath et al., 2006).
NMHC	g/kg	4	US EPA (1992)	Ce FE est fourni par la base de données AP-42.
NO _x	g/kg _{ms}	3,1	Kadam et al. (2000)	Ce FE correspond au brûlage de déchets céréaliers (Ortiz de Zarate et al., 2000).
SO ₂	g/kg	2	Jenkins et Bhatnagar (1991)	Ce FE est en contradiction avec un autre FE pour le brûlage de résidus de culture en général rapporté par Habib et al. (2004). Ceci est dû à la disparité de contenu en soufre de la paille.
PTS	g/kg _{ms}	13	Ortiz de Zarate et al. (2000)	Pas de référence spécifique à la paille de riz. Ce FE est spécifique aux PTS pour les déchets céréaliers et est cohérent avec le FE de Andrea et Merlet (2001).
PM _{2,5}	g/kg _{ms}	12,95	Hays et al. (2005)	Ce FE est spécifique au brûlage en champs à l'air libre de paille de riz.
PM ₁₀	g/kg _{ms}	3,7	Kadam et al. (2000)	Ce FE regroupe d'autres données de la littérature incluant Badarinath et al. (2006), et est spécifique à la paille de riz.
HAPs	mg/kg _{ms}	18,62	Haleh Keshtkar et Ashbaugh (2007)	Ce FE est spécifique à la paille de riz uniquement.
PCDD/Fs	ngTEQ /kg	0,5	Gullett et Touati (2003)	Ce FE est spécifique à la paille de riz uniquement et est aussi indiqué dans d'autres études (Shih et al., 2008).

* g/kg_{ms} : gramme par kilogramme de matière sèche

Annexe 10 : Circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Ministère de l'écologie, du
développement durable, des
transports et du logement

Direction générale de l'énergie
et du climat

Service climat et efficacité
énergétique
Sous-direction climat
et qualité de l'air
Bureau de la qualité de l'air

Ministère du travail, de
l'emploi et de la santé

Direction générale de la santé

Ministère de l'agriculture, de
l'alimentation, de la pêche, de
la ruralité et de

l'aménagement du territoire

Direction générale des
politiques agricole,
agroalimentaire et des
territoires

NOR : DEVR1115467C

(Texte non paru au Journal officiel)

Circulaire du 18 nov. 2011 relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts

**La ministre de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement,
Le ministre du travail, de l'emploi et de la santé,
Le ministre de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de
l'aménagement du territoire, à**

Pour exécution : préfets de département

Pour information : préfets de région, DREAL, DRIEE, DRAAF, DEAL, DDT-M, DDPP,
DDCSPP, ARS, ADEME, Fédération ATMO France

Résumé :

Dans le cadre de la lutte contre la pollution de l'air, le plan particules, présenté le 28 juillet 2010 en application de la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement du 3 août 2009, prévoit une communication adéquate sur le sujet du brûlage à l'air libre et une circulaire sur cette pratique.

Le brûlage des déchets verts peut être à l'origine de troubles de voisinages générés par les odeurs et la fumée, nuit à l'environnement et à la santé et peut être la cause de la propagation d'incendie. Plus spécifiquement, le brûlage à l'air libre est source d'émission importante de substances polluantes, dont des gaz et particules dont la concentration dans l'air doit rester conforme aux normes de la directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. La combustion de biomasse peut représenter localement et selon la saison une source prépondérante dans les niveaux de pollution. Le brûlage des déchets verts est une combustion peu performante, et émet des imbrûlés en particulier si les végétaux sont humides. Les particules véhiculent des composés cancérigènes comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dioxines et furanes. En outre, la toxicité des substances émises peut être accrue quand sont associés d'autres déchets comme par exemple des plastiques ou des bois traités. Il convient de rappeler le principe général d'interdiction de brûlage de tels déchets. Des solutions existent : elles passent par la valorisation sur place comme le paillage et le compostage, ou bien par la gestion collective des ces déchets. La sensibilité du milieu à la pollution de l'air (fond de vallée par exemple), la connaissance du comportement thermique de l'air (l'air froid, plus dense et donc plus lourd, reste près du sol), la qualité des combustibles (matières sèches, pas de plastiques et autres déchets ménagers) sont des facteurs clés à considérer pour la délivrance de dérogations autorisant le brûlage.

La présente circulaire rappelle les bases juridiques relatives à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts sur la base de l'assimilation des déchets verts aux déchets ménagers, et présente les modalités de gestion de cette pratique.

Catégorie : Directive adressée par le ministre aux services chargés de leur application, sous réserve, le cas échéant, de l'examen particulier des situations individuelles		Domaine : Ecologie, développement durable	
Mots clés liste fermée : <Energie_ Environnement/>		Mots clés libres : pollution de l'air, particules, feux, brûlage, écobuage, déchets verts	
Dossier suivi par : Nicolas MICHELOT Courriel : nicolas.michelot@developpement-durable.gouv.fr Tél. : 01 40 81 97 71			
Texte(s) de référence : articles L. 541-1, L. 541-21-1 du code de l'environnement (CE) ; annexe II de l'article R. 541-8 du CE ; articles L. 2224-13 et 14 du code général des collectivités territoriales ; articles 84, 158 et 159.2.5 du règlement sanitaire départemental type. Articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime. Code forestier.			
Cirulaire(s) abrogée(s) : néant			
Pièce(s) annexe(s) : annexe 1 : compléments annexe 2 : schéma de gestion du brûlage des déchets verts à l'air libre			
Publication	<input checked="" type="checkbox"/> BO	<input checked="" type="checkbox"/> Site circulaires.gouv.fr	<input type="checkbox"/> Non publiée

D) Les bases juridiques relatives à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts.

a) Déchets des ménages et déchets municipaux

Les déchets dits verts, éléments issus de la tonte de pelouses, de la taille de haies et d'arbustes, d'élagages, de débroussaillage et autres pratiques similaires constituent des déchets quel qu'en soit le mode d'élimination ou de valorisation.

S'ils sont produits par des ménages, ces déchets constituent alors des déchets ménagers.

Il convient de préciser que, en application de l'annexe II de l'article R. 541-8 du code de l'environnement établissant la liste des déchets, les déchets biodégradables de jardins et de parcs relèvent de la catégorie des déchets municipaux, entendus comme déchets ménagers et assimilés.

En conséquence, dès lors que les déchets verts, qu'ils soient produits par les ménages ou par les collectivités territoriales, peuvent relever de la catégorie des déchets ménagers et assimilés, le brûlage en est interdit en vertu des dispositions de l'article 84 du règlement sanitaire départemental type.

Celui-ci prévoit toutefois la possibilité de déroger à cette règle par le préfet, sur proposition de l'autorité sanitaire et après avis du conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques (CODERST). Chaque département dispose de son propre règlement sanitaire, applicable de plein droit. Ce règlement sanitaire départemental est contraignant et sa violation peut entraîner des peines d'amendes.

Les entreprises d'espaces verts et paysagistes sont par ailleurs tenus d'éliminer leurs déchets verts par des voies respectueuses de l'environnement et de la réglementation : par broyage sur place, par apport en déchèterie, ou par valorisation directe. Elles ne doivent pas les brûler.

Il convient en outre de rappeler que l'article L. 541-21-1 du code de l'environnement oblige les personnes qui produisent une quantité importante de biodéchets à en assurer la valorisation, à compter du 1^{er} janvier 2012, ce qui exclut toute élimination de leurs déchets verts par brûlage.

b) Déchets verts agricoles

Ces déchets ne sont pas en tant que tels concernés par le règlement sanitaire départemental.

Le préfet peut autoriser le brûlage de ces déchets pour des raisons agronomiques ou sanitaires (articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime).

c) L'écobuage et le brûlage dirigé

Dans le respect des dispositions d'un arrêté préfectoral, les agriculteurs et éleveurs peuvent procéder à de l'écobuage. L'écobuage, pratiqué principalement dans les zones montagneuses ou accidentées, étant une méthode de débroussaillage et de valorisation par le feu, les broussailles et résidus de culture en plants ne sont alors pas considérés comme des déchets.

Il existe un autre type de brûlage de végétaux sur pied : le brûlage dirigé. Ce type de feu, préventif, est allumé par les pompiers ou les forestiers avant la saison à risque d'incendie, et a pour but de détruire la litière et les broussailles présentes sous les arbres. Les SDIS sont associés de façon préventive à ces opérations. Ces opérations décidées par les préfets, qui sont destinées notamment à la protection des personnes et des biens, ne sont pas remises en cause.

d) La gestion forestière

Au titre du code forestier, la gestion forestière intègre l'élimination par incinération ou brûlage dirigé d'une partie des végétaux faisant l'objet d'interventions forestières : telles que coupes forestières, traitement après tempêtes, végétaux infectés ou travaux de prévention des incendies.

II) Modalités de gestion de la pratique du brûlage à l'air libre des déchets verts des particuliers et des professionnels.

Cette pratique est donc interdite. Pour l'attribution d'éventuelles dérogations, vous distinguerez les cas suivants (schéma en annexe 2) :

- A) En cas de prévision ou de constat d'épisode de pollution, qu'il concerne les particules (PM₁₀), l'ozone (O₃) ou le dioxyde d'azote (NO₂), ou en cas de dépassement des seuils d'information et recommandations et d'alerte, le brûlage des déchets verts par les particuliers et les professionnels sera strictement interdit sur l'ensemble du territoire concerné par la mise en place d'actions de réduction des émissions de polluants de l'air.
- B) Hors épisode de pollution, le brûlage est :
- a. interdit toute l'année dans les périmètres des plans de protection de l'atmosphère (PPA) et dans les zones dites « sensibles » à la dégradation de la qualité de l'air, identifiées par l'AASQA compétente sur le territoire et déterminées conformément à l'Art.10-II de l'arrêté ministériel du 21/10/2010 relatif aux modalités de surveillance de la qualité de l'air et à l'information du public et au décret du 16/06/2011 relatif aux schémas régionaux du climat, de l'air et de l'énergie ;
 - b. interdit toute l'année en zone urbaine ;
 - c. interdit toute l'année en zone péri urbaine et rurale lorsqu'il existe pour la commune ou le groupement de communes un système de collecte et/ou des déchèteries. A défaut, dans le cas d'une éventuelle dérogation préfectorale, cette dernière comprendra obligatoirement des objectifs et modalités de développement de ces déchèteries ou autres structures de gestion des déchets et du compostage sur place. Les objectifs qui seront retenus pourraient contenir des données quantifiées et un calendrier de mise en place de telles structures. Ces dérogations préciseront

également les horaires autorisés, fonction des conditions thermiques de l'air (voir ci-dessous et annexes 1 et 2) ;

- d. pour les particuliers et professionnels dont le terrain est situé dans un zonage de plan de prévention des risques incendie de forêt (PPRif), ou est visé par une obligation de débroussaillage au titre du code forestier, vous pourrez délivrer des dérogations, sauf à certaines périodes définies par arrêté préfectoral, conformément à l'annexe 2 et en tenant compte des conditions énoncées ci-dessous, dans le but de ne pas entraver le débroussaillage préventif de ces terrains vulnérables.

Outre les dispositions existantes de sécurité incendie, il est important, si brûlage il y a :

- en métropole, qu'il soit pratiqué :
 - uniquement entre 11h et 15h30 durant les mois de décembre, janvier et février ;
 - entre 10h et 16h30, les autres mois de l'année, hors mois déjà interdits vis-à-vis du risque incendie et périodes mobiles d'interdiction ;
- qu'il soit pratiqué entre 09h et 17h30 pour les départements de Guadeloupe, Martinique, Guyane, Mayotte et la Réunion ;
- que les végétaux soient secs.

Vous associerez les communes à votre démarche afin d'envisager les éventuelles modalités à développer pour la gestion de ces déchets conformément au code général des collectivités territoriales (CGCT). Celui-ci précise à l'article L. 2224-13 que la collecte et le traitement des « déchets des ménages » relève de la compétence des communes ou des établissements de coopération intercommunale. L'article L. 2224-14 du CGCT précise que les déchets assimilés aux déchets ménagers sont des déchets que ces collectivités peuvent, « eu égard à leurs caractéristiques et aux quantités produites, collecter et traiter sans sujétions techniques particulières ».

Si cela s'avérait nécessaire, je vous demande de bien vouloir sensibiliser les collectivités territoriales et leurs groupements de communes sur la promotion de la gestion domestique des déchets verts (compostage, paillage), sur la mise en place des systèmes de collecte, sur le développement du nombre de déchèteries, en cohérence avec les plans de prévention et de gestion des déchets, et sur la responsabilité des citoyens quant aux méfaits environnementaux et sanitaires engendrés par la pratique des feux de jardins.

Les DR ADEME peuvent conseiller les partenaires sur cette gestion, notamment dans le cadre des plans d'élimination des déchets. Vous voudrez bien les associer à votre démarche.

Concernant l'écobuage, le brûlage des déchets verts agricoles, les brûlages dirigés et les incinérations en tas ou en andains à réaliser en forêt, vous apporterez une attention particulière dans les zones pouvant contribuer à des dépassements de normes de particules dans l'air et/ou aux périodes sujettes à des dépassements de normes. Vos arrêtés d'autorisation doivent intégrer l'enjeu de la qualité de l'air et adapter ces pratiques le cas échéant.

Vous voudrez bien mettre en œuvre la présente circulaire d'ici décembre 2011.

La présente circulaire sera publiée au Bulletin officiel du ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, du ministère du travail, de l'emploi et de la santé, du ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire.

Fait le 18 novembre 2011

Pour la ministre et par délégation
Le Secrétaire général

SIGNE

Jean-François MONTEILS

Pour la ministre et par délégation
Le directeur général de l'énergie et du climat

SIGNE

Pierre-Franck CHEVET

Pour le ministre et par délégation
Le directeur général des politiques agricole,
agroalimentaire et des territoires

SIGNE

Eric ALLAIN

Pour le ministre et par délégation
Le directeur général de la santé

SIGNE

Jean-Yves GRALL

ANNEXE 1

➤ *Aspects météorologiques*

La pollution de l'air occasionnée par le brûlage est d'autant plus importante, localement, quand l'épaisseur de la couche de mélange de l'air est faible (quelques dizaines de mètres) en particulier à la saison froide, pendant la nuit, à l'aube, le matin tôt et dès le crépuscule, lorsque la convection thermique est limitée ou nulle. Ces conditions correspondent à des moments où l'air froid, plus dense et donc plus lourd, reste près du sol. La pollution est aggravée en présence d'une inversion thermique, phénomène météorologique survenant par temps calme et ciel clair, qui bloque les polluants à proximité du sol. Ces moments sont donc à proscrire pour le brûlage à l'air libre si on ne veut pas retrouver les premières couches d'air polluées et/ou enfumées.

A l'inverse, le jour, l'air réchauffé devient thermiquement instable et monte en altitude. Cela favorise la dilution des polluants dans un volume d'air plus grand.

➤ *Substances polluantes émises dans l'air par le brûlage à l'air libre de déchets verts*

De façon générale, toute combustion constitue une source d'émission de substances polluantes dans l'atmosphère. Les émissions liées à la combustion de biomasse peuvent être réduites et contrôlées via l'utilisation de plusieurs leviers¹ : qualité du combustible, qualité de la combustion, dispositifs de traitement des fumées ou encore contrôle des rejets.

Dans le cas des combustions de déchets verts, ces leviers ne peuvent pas être mis en place, faute de contrôle de :

- la qualité du combustible :
 - o les déchets verts peuvent contenir des bois, branchages et gazons humides,
 - o le mélange avec des bois « souillés » (contenant des produits de traitement : vernis, peinture...), avec des déchets ménagers, ou avec des déchets provenant de l'activité artisanale ou industrielle,
- la qualité de la combustion.

Il est de plus évident que les rejets ne peuvent être ni contrôlés ni traités.

Le brûlage des déchets verts génère donc de façon incontrôlée des émissions de substances dont certaines peuvent être toxiques pour l'homme et l'environnement :

- Le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV), les particules (PM), les oxydes d'azote (NO_x) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les émissions de NO_x et COV sont également à l'origine de la formation de l'ozone (O₃).
- Les dioxines (polychlorodibenzodioxines ou PCDD) et les furanes (polychlorodibenzofuranes ou PCDF). Regroupés sous le terme de dioxines, ce sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés (ou HAPC).

➤ *Bilan des émissions*

Les émissions de substances polluantes liées au brûlage à l'air libre de déchets verts (incluant éventuellement d'autres déchets) ne sont pas prises en compte dans les inventaires d'émissions disponibles.

L'enquête nationale sur la gestion domestique des déchets organiques, réalisée en 2008 par l'ADEME, montre que 9% des foyers pratiquent le brûlage à l'air libre des déchets de jardin, ou

¹ Voir notamment la plaquette "Chauffage au bois: du progrès dans l'air" (téléchargeable sur www2.ademe.fr/) et références incluses.

déchets verts. Le flux annuel total de déchets verts des ménages étant estimé à environ 10Mt² (millions de tonnes), l'ordre de grandeur du flux annuel de déchets verts qui fait l'objet de brûlage à l'air libre chaque année en France peut être estimé à 1 Mt.

Cet ordre de grandeur ne permet pas d'estimer les émissions de substances polluantes liées à cette source en l'état actuel des connaissances scientifiques.

➤ *Effets sanitaires des substances polluantes émises*

Les dioxines

Ces molécules sont très stables chimiquement, peu biodégradables, et donc persistantes dans l'environnement et l'organisme humain. La demi-vie des dioxines est d'environ 7 à 10 ans. Elles présentent donc un potentiel important d'accumulation dans les sols, les sédiments et les tissus organiques. Ces propriétés expliquent leur tendance à s'accumuler le long des chaînes alimentaires.

La toxicité des dioxines (PCDD), furanes (PCDF) et PCB se traduit en particulier par des effets cancérigènes. Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a notamment classé la substance 2, 3, 7, 8 TCDD, HAPC (dite dioxine de Sévés) comme la plus toxique, dans le groupe 1 des cancérigènes certains pour l'homme. Une bibliographie plus complète est disponible dans le rapport de l'InVS "Incinérateurs et santé : Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM - Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition" daté de 2003³.

Les effets pour l'homme sont liés principalement à un transfert par voie alimentaire. Toutefois, **le compartiment aérien est un passage clef systématique dans la contamination de l'environnement et des aliments** par les dioxines. La contamination de l'environnement peut être liée à des émissions dans l'air ambiant de proximité ou de plus longue distance. A ce titre, les émissions de dioxines par les installations d'incinération de déchets dangereux et non dangereux sont réglementées⁴, mais les concentrations de dioxine dans l'air ambiant ne font pas l'objet de réglementation à ce jour.

Autres substances mentionnées

L'ensemble des autres substances émises citées ci-dessus ont des effets sanitaires démontrés, et font l'objet de réglementations et de surveillance, à l'émission et/ou en terme de concentrations.

En particulier pour les particules, où, depuis une vingtaine d'année, de nombreux travaux ont montré qu'une augmentation des niveaux ambiants de particules atmosphériques urbaines était associée à des effets à court et long terme sur la morbidité et la mortalité⁵. Les mécanismes et les effets sur la santé humaine des particules sont également établis⁶.

Une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique réalisée par l'InVS dans 9 villes françaises⁷ (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg, Toulouse), a permis d'estimer qu'une réduction de 5 µg/m³ de l'exposition moyenne annuelle aux particules

² Estimation réalisée à partir des données suivantes (source : enquête nationale "collecte" ADEME, réalisée en 2007, MODECOM 2007 et enquête nationale gestion domestique 2008) :

- Flux de déchets verts traités observés sur les filières de collecte : de l'ordre de 65 kg/hab/an (déchèteries plus collectes sélectives), soit 4,1 Mt/an.

- Flux de déchets verts présents dans la poubelle des ménages : 1,1 Mt.

- Flux de déchets verts gérés à domicile : 4,5 Mt.

³ <http://www.invs.sante.fr/surveillance/incinerateurs/default.htm>

⁴ L'arrêté du 20 septembre 2002 sur l'incinération des déchets ménagers et la circulaire du 9 octobre 2002 ont fixé les conditions de surveillance des rejets et le suivi des émissions de dioxines.

⁵ Pope C. Ar., Dockery D. W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Air & Waste Manage. Assoc.* n° 56. pp. 709-742.

⁶ Filleul L., Médina S., Cassadou S., 2003. La pollution atmosphérique particulaire urbaine : de l'épidémiologie à l'impact sanitaire en santé publique. *Rev Epidemiol Sante Publique.* n° 51. pp. 527-542.

⁷ http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9/publications_EIS.html

fines (PM_{2,5}) permettrait une diminution d'au moins 2 % du taux annuel de mortalité de la population âgée de 30 ans et plus, soit un total d'environ 1 500 décès annuels pour les 9 villes.

Le programme CAFE⁸ (Clean Air For Europe) de la commission européenne a estimé qu'en France, en 2000, plus de 42 000 décès⁹ par an étaient en relation avec l'exposition chronique aux PM_{2,5} d'origine anthropique (à l'origine des maladies cardio-vasculaires, respiratoires, voire de cancers). Autrement dit, toujours d'après ce programme, si la pollution atmosphérique n'existait pas, l'espérance de vie serait 8,6 mois de plus en Europe, et 8,2 mois en France en 2000.

L'avis de l'AFSSET du 23 mars 2009¹⁰ relatif aux particules dans l'air ambiant, montre que l'impact sanitaire prépondérant à l'échelle nationale est dû aux expositions répétées à des niveaux modérés de particules dans l'air, et qu'il existe aussi un effet sans seuil, c'est à dire qu'on ne peut observer un seuil de concentration en particules en deçà duquel aucun effet sanitaire ne serait constaté.

L'enjeu sanitaire est donc de taille. La santé de tous et notamment des plus vulnérables en dépend (enfants, femmes enceintes, personnes âgées et personnes présentant des maladies cardio-vasculaires et respiratoires).

➤ Solutions de substitution

Les principales solutions pouvant être mises en place comme alternative au brûlage des déchets verts sont, par ordre de préférence :

- les solutions de proximités en gestion autonome, c'est-à-dire ne nécessitant aucun transport des déchets :
 - le paillage -avec broyat- (branchages, gazons) est le plus simple et le moins coûteux,
 - le compostage individuel,
- la gestion collective en deux étapes :
 - la collecte sélective au porte-à-porte ou en déchèterie,
 - la valorisation collective par compostage ou méthanisation (surtout pour les fractions non ligneuses)

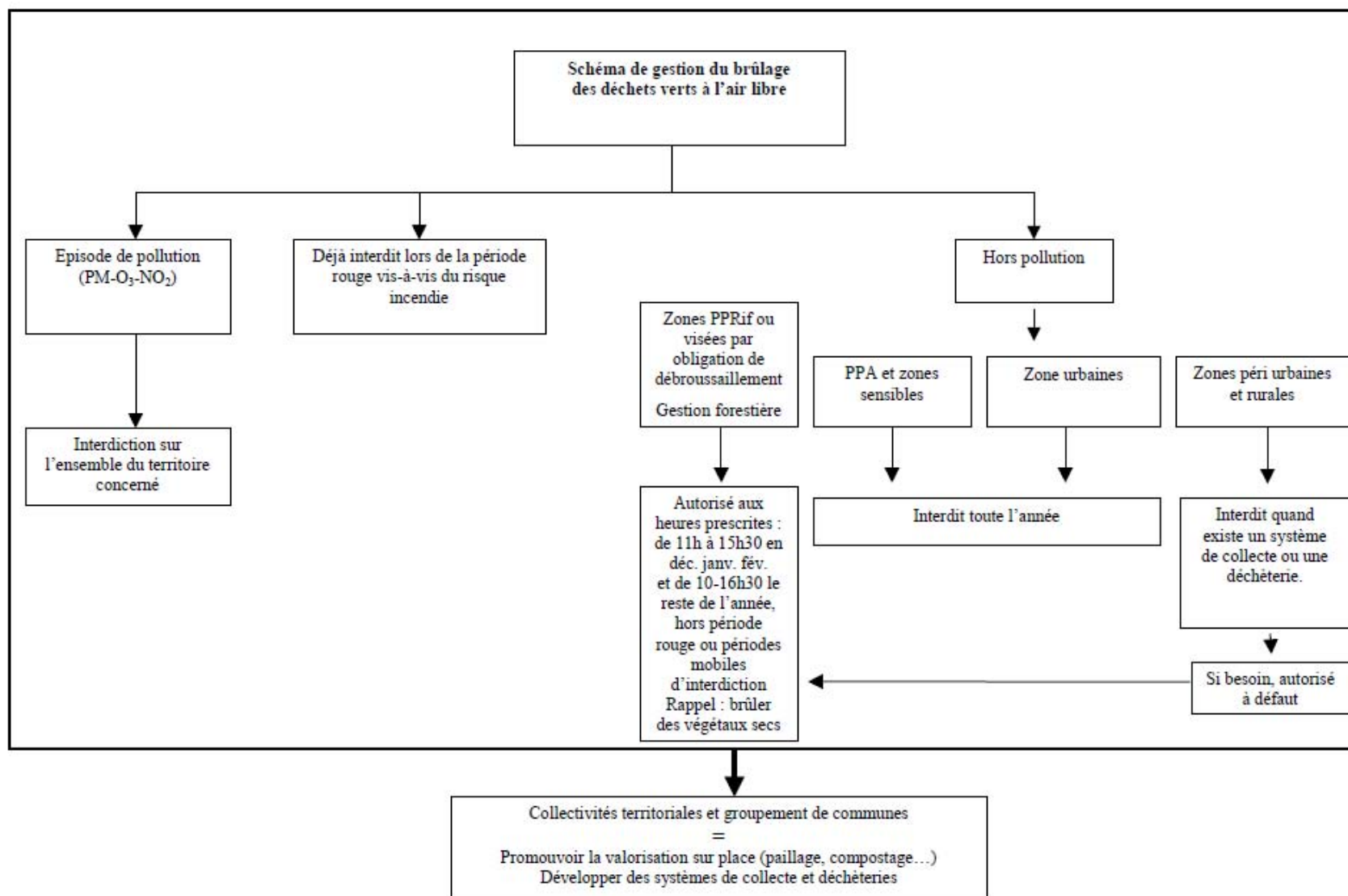
⁸ http://ec.europa.eu/environment/archives/cafes/activities/pdf/cafes_scenario_report_1.pdf

⁹ OMS Europe, 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. pp. 89-93.

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf

¹⁰ http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/558160018007607942082617848432/pollution_particules_2009_vdef.pdf

ANNEXE 2



Annexe 11 : Exemples de mesures pour protéger la population des fumées d'incendies de végétation (Schwela D.H., 1999 ; US EPA, 2008)

Les exemples de mesures suivants ont été formulés à partir des directives de santé pour les incendies de végétation publiées par l'Organisation mondiale de la santé (Schwela D.H., 1999) et du document guide destiné aux responsables de santé publique concernant les incendies de végétation publié par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA, 2008). Des mesures plus détaillées sont présentées dans ces deux documents.

Communication d'intérêt public à l'approche de la saison des incendies de végétation

- Informer la population sur les modalités de préparation à la saison des incendies de végétation par une communication publique dans les zones à risque d'incendie.

Cette communication devrait être simple et lister les principales mesures de précaution et consignes en cas d'incendie de végétation (« feu de forêt »), par exemple :

- Débroussailler autour des maisons ;
- Prévoir des moyens de lutte contre le feu (points d'eau, extincteurs) ;
- En promenade, ne pas jeter de mégots et ne pas faire de barbecue ;
- En cas de situation exceptionnelle, des arrêtés préfectoraux ou municipaux peuvent apporter des restrictions complémentaires ;
- En cas d'exposition à un feu de forêt, rester autant que possible à l'intérieur, fermer les portes et les volets pour éviter les appels d'air, ouvrir le portail pour faciliter l'accès aux secours, couper le gaz et l'électricité ;
- En cas d'exposition à un feu de forêt exceptionnel, il est possible d'être appelé à évacuer.

Cette communication devrait également mentionner un numéro de téléphone ou un site Internet renvoyant à des informations plus détaillées.

- Utiliser différents supports afin de fournir en complément des informations plus détaillées (ex : sites Internet, permanences téléphoniques, communiqués de presse, emails et fax aux parties prenantes), incluant des recommandations générales et des recommandations spécifiques aux individus atteints de pathologies chroniques :

Recommandations générales *a minima* :

- Avoir une réserve de plusieurs jours de provisions non périssables ne nécessitant pas de cuisson, la cuisson (en particulier fritures et grillades) pouvant augmenter les niveaux de pollution de l'air intérieur ;
- En cas de développement de symptômes suggérant des problèmes pulmonaires ou cardiaques, consulter un médecin dès que possible ;
- Etre vigilant aux communications d'intérêt public.

Recommandations aux individus atteints de pathologies chroniques *a minima* :

- Avoir une réserve suffisante de médicaments (plusieurs jours) ;
- Les asthmatiques devraient disposer d'un plan de contrôle de l'asthme (plan écrit indiquant au patient le traitement, notamment la dose de médicament bronchodilatateur, à prendre selon les symptômes et quand consulter un professionnel de la santé) ;
- Les individus atteints d'une pathologie cardiaque devraient examiner avec leur médecin les précautions à prendre en cas d'épisode de fumée ;

- Si l'utilisation d'un purificateur d'air portatif est prévue, s'assurer qu'il correspond bien aux dimensions de la pièce tel que spécifié par le fabricant, avant d'éventuels épisodes de fumée ;
- Contacter un médecin si les conditions s'aggravent lors de l'exposition aux fumées.

Des recommandations supplémentaires pourraient aussi concerner la préparation des résidences afin de maintenir des niveaux de pollution de l'air plus faibles à l'intérieur, et l'utilisation appropriée des équipements de protection respiratoire. Ces types de recommandations sont décrits les directives de santé OMS pour les incendies de végétation (Schwela D.H., 1999) et dans le document guide de l'US EPA (US EPA, 2008).

Alertes publiques et mesures de protection

Lorsqu'il est attendu que des incendies de végétation vont créer des conditions enfumées, les individus peuvent suivre plusieurs stratégies pour réduire leur exposition.

- Pour les individus atteints de pathologies cardiaques ou pulmonaires, modérées à sévères, privilégier si possible de rester éloignés des zones impactées par les fumées, par exemple en étant hébergés chez des proches le temps des incendies. Si les fumées sont déjà abondamment présentes, ces individus peuvent évaluer si l'évacuation est susceptible de causer une exposition plus importante que de rester chez soi en utilisant d'autres précautions présentées ci-après.
- Pour tous les individus dans les zones enfumées (exceptés les professionnels de lutte contre le feu, et les personnels des services d'urgence), éviter les travaux et activités ardues à l'extérieur, éviter si possible de conduire un véhicule. En cas de nécessité de conduire, utiliser si possible le climatiseur en mode « recyclage » ou « recirculation » d'air afin d'éviter l'introduction d'air enfumé dans le véhicule.
- Fermer les fenêtres et portes du logement afin d'apporter une protection même partielle contre les fumées. Les systèmes de climatisation disposant des modes « air extérieur » et « recyclage » doivent être réglés sur « recyclage » durant les épisodes de fumée afin de limiter l'introduction d'air enfumé dans le bâti (ne s'applique pas aux systèmes HVAC⁵³ dans les bureaux et bâtiments commerciaux pour lesquels des recommandations spécifiques sont décrites dans le document guide de l'US EPA)
- A l'intérieur du bâtiment fermé, éviter toute activité ardue pouvant accentuer la respiration, boire en abondance afin de maintenir les membranes respiratoires humides. Si nécessaire, respirer à travers un tissu humidifié aussi longtemps que cela n'interfère pas avec la capacité de respirer.
- L'utilisation d'un équipement jetable de protection respiratoire certifié (P100) peut fournir un certain niveau de protection contre l'exposition aux particules des fumées dans la mesure d'un modèle, d'une taille et d'un usage d'équipement appropriés. Les masques de papier à une bride, masques chirurgicaux, et autres couvertures du visage fournissent probablement une protection bien moindre ou inexistante.

⁵³ HVAC : Technologie de chauffage, ventilation et air conditionné (Heating, Ventilation, and Air Conditioning)

- Eviter d'aspirer les poussières (à l'exception des aspirateurs équipés de filtres HEPA⁵⁴), la majorité des aspirateurs dispersant des poussières fines dans l'air.
- Si la pollution de l'air par les fumées atteint des niveaux malsains ou dangereux, il peut être approprié pour certains individus de rester dans une pièce propre du logement, de se délocaliser provisoirement vers un abri assurant une meilleure qualité de l'air, ou d'évacuer la zone impactée si c'est possible et sûr.

Utilisation d'un indice de qualité de l'air comme outil d'information et de recommandation

Des indices de qualité de l'air spécifiques à la gestion des incendies de végétation sont proposés par l'OMS (Schwela D.H., 1999) et l'US EPA (US EPA, 2008) comme outil pour :

- informer la population au cours des épisodes de fumée et lui transmettre des recommandations de précaution et protection,
- graduer les actions à réaliser par les responsables de santé publique.

Ces indices sont adaptés à des niveaux de particules en suspension exceptionnellement élevés, ainsi qu'à une variabilité spatio-temporelle de ces niveaux potentiellement importante. Ils comportent les principales caractéristiques suivantes :

- Différentes qualifications de la qualité de l'air dont une ciblant les populations considérées sensibles (asthmatiques et autres individus avec une pathologie respiratoire chronique, individus avec une pathologie cardiovasculaire, personnes âgées, enfants, femmes enceintes) : bonne, modérée, insalubre pour les groupes sensibles, insalubre, très insalubre, dangereuse
- En correspondance avec les qualifications de qualité de l'air :
 - des intervalles de concentrations en PM₁₀ ou PM_{2,5}⁵⁵ moyennées sur 24h et sur des pas de temps inférieurs (ex : 1h, 1-3h, 8h)
 - des intervalles de distances de visibilité utiles pour évaluer les niveaux de pollution atmosphérique (particules) dans les zones non couvertes par des mesures de la qualité de l'air, et comme outil d'information et de recommandation disponible à la population pour évaluer rapidement le niveau d'exposition individuel à la pollution atmosphérique (particules)
 - une liste des effets sanitaires possibles utile pour l'information de la population
 - des mesures de précaution et protection recommandées à la population
 - des actions recommandées aux responsables de santé publique

⁵⁴ HEPA : Filtres épurateurs d'air très haute efficacité (High Efficiency Particulate Air Filter)

⁵⁵ Lorsque des mesures de PM_{2,5} ne sont pas disponibles, il est considéré que les PM₁₀ sont principalement composées de PM_{2,5} lors des épisodes de fumées.

Annexe 12 : Résumé d'études épidémiologiques sélectionnées sur les feux de végétation à grande échelle (Naeher et al., 2007)*

Population	Effets mesurés	Résultats	Référence
Tous âges	Visites en services d'urgence	Augmentation des visites pour cause respiratoire dans les populations exposées aux fumées de feux	(Duclos et al., 1990)
Tous âges	Visites en services d'urgence, admissions hospitalières	Augmentation des visites en services d'urgence et admissions hospitalières pour asthme et bronchites durant la période du feu, par rapport à la même période l'année précédente	(Sorenson et al., 1999)
Tous âges	Visites en services d'urgence, admissions hospitalières pour cause respiratoire	Augmentation de 1,8 % (IC _{95%} : 0,4-3,3 %) des visites en services d'urgence pour cause respiratoire associée à une augmentation journalière des PM ₁₀ de 9,1 % à Melbourne durant une période de 6 mois incluant la saison des feux de brousse. Pas d'augmentation des admissions hospitalières après ajustement sur la température, l'humidité et le jour de la semaine.	(Tham et al., 2009)
Tous âges	Consultations hospitalières pour détresse respiratoire aiguë	Augmentation des consultations pour thérapie par inhalation de détresse respiratoire aiguë associée à des mesures indirectes de la pollution de l'air (sédimentation) durant la saison de brûlage de cannes à sucre au Brésil	(Arbex et al., 2000)
Tous âges	Consultations ambulatoires	Augmentation des consultations pour asthme, symptômes des voies respiratoires supérieures, et rhinites durant les périodes épisodiques du feu de végétation avec des PM ₁₀ élevées, en Malaisie	(Brauer, 1998)
Tous âges	Consultations ambulatoires, admissions hospitalières, mortalité	Augmentation des PM ₁₀ de 50 à 150 µg/m ³ durant des périodes épisodiques du feu de végétation associée à une augmentation des consultations ambulatoires à Singapour pour symptômes des voies respiratoires supérieures (12 %), asthme (19 %) et rhinites (26 %). Pas d'augmentation des admissions hospitalières et de la mortalité.	(Emmanuel, 2000)
Tous âges	Visites en services d'urgence	Augmentation des visites pour asthme avec les PM ₁₀ durant un épisode d'exposition aux émissions de brûlage de biomasse à Singapour	(Chew et al., 1995)
Tous âges	Visites en services d'urgence	Pas d'augmentation des visites pour asthme avec les PM ₁₀ durant un épisode d'exposition aux émissions de feu de brousse en Australie	(Copper et al., 1994)
Tous âges	Visites en services d'urgence	Pas d'augmentation des visites pour asthme avec les PM ₁₀ durant un épisode d'exposition aux émissions de feu de brousse en Australie	(Smith et al., 1996)

Tous âges	Visites en services d'urgence	Augmentation des visites pour asthme avec les PM ₁₀ , en particulier pour des concentrations supérieures à 40 µg/m ³	(Johnston et al., 2002)
Tous âges	Consultations médicales pour pathologies respiratoires, cardiovasculaires et mentales	Augmentation de 46 à 78 % des consultations pour pathologies respiratoires durant une période de 3 semaines de feu de forêt à Kelowna au Canada	(Moore et al., 2006)
Tous âges	Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires	Augmentation du taux d'admissions journalières pour pathologies respiratoires avec les PM ₁₀ à la fois pour les périodes avec et sans feux de brousse. Cette relation est néanmoins plus forte durant les périodes de feux de brousse, en particulier en considérant le jour en cours.	(Chen et al., 2006)
Tous âges	Admissions hospitalières en urgence pour causes cardiorespiratoires	Association des admissions hospitalières pour BPCO avec une augmentation de 10 µg/m ³ en PM ₁₀ (OR : 1,21 ; IC _{95%} : 1,00-1,47). Pas d'association significative des admissions hospitalières toutes causes respiratoires confondues (OR : 1,08 ; IC _{95%} : 0,98-1,18), à Darwin (Australie). Associations plus marquées pour la population indigène, en particulier les admissions hospitalières pour BPCO (OR : 1,98 ; IC _{95%} : 1,10-3,59).	(Johnston et al., 2007)
Tous âges	Admissions hospitalières pour pathologies respiratoires	Augmentation non significative de 4.81 % (IC _{95%} : -1,04-11,01) des admissions hospitalières toutes causes respiratoires confondues avec une augmentation de 10 µg/m ³ en PM ₁₀ , à Darwin (Australie). Augmentation significative de 9.40 % (IC _{95%} : 1,04-18,46) pour la population indigène.	(Hanigan et al., 2008)
Tous âges, différentes classes d'âges	Admissions hospitalières pour causes cardiorespiratoires	Associations des PM _{2,5} estimées à une échelle spatiale fine avec des admissions hospitalières pour causes respiratoires plus fortes durant les incendies du Sud de la Californie de 2003. Augmentations moyennes de 70 µg/m ³ de PM _{2,5} durant des épisodes de fumées denses comparées aux PM _{2,5} durant la période précédant les feux associées à des augmentations de 34 % des admissions pour asthme. Les plus fortes associations avec les admissions pour asthme observées pour les classes d'âges 65-99 ans (augmentation de 10,1 % pour 10 µg/m ³ de PM _{2,5} ; IC _{95%} : 3,0-17,8 %) et 0-4 ans (8,3 % ; IC _{95%} : 2,2-14,9 %). Pour une augmentation de 10 µg/m ³ de PM _{2,5} liées aux feux, augmentation des admissions pour bronchites aiguës toutes classes d'âge confondues de 9,6 % (IC _{95%} : 1,8-17,9 %), pour BPCO chez les 20-64 ans de 6,9 % (IC _{95%} :	(Delfino et al., 2009)

		0,9-13,1 %), et pour pneumonies chez les 5-18 ans de 6,4 % (IC _{95%} : 1,0-14,2 %). Admissions pour bronchites aiguës, bronchiolites et pneumonies aussi augmentées après les feux. Evidence limitée d'un faible impact des PM _{2,5} liées aux feux sur les admissions pour causes cardiovasculaires.	
Tous âges	Admissions hospitalières pour causes respiratoires et cardiovasculaires, mortalité	Augmentations respectives des admissions hospitalières de 1,2 % (IC _{95%} : 0,2-2,3 %), 3,8 % (IC _{95%} : 1,4-6,3 %) et 5,0 % (IC _{95%} : 1,8-8,4 %) pour toutes pathologies respiratoires confondues (à lag 0), et pour BPCO et asthme chez l'adulte, associées à une augmentation journalière de 10 µg/m ³ en PM ₁₀ attribuée au feu de brousse pour les 32 jours ayant des concentrations extrêmes sur la période de 1994 à 2002 à Sydney en Australie. Pas d'augmentation des admissions hospitalières pour causes cardiovasculaires ni de la mortalité	(Morgan et al., 2010)
Tous âges, > 65 ans	Mortalité	Augmentations de 0,7 % (tous âges) et 1,8 % (65-74 ans) des risques relatifs ajustés de mortalité non traumatique pour une augmentation de 10 µg/m ³ en PM ₁₀ à Kuala Lumpur (Malaysia), de 1996 à 1997 incluant une période épisodique de feu de végétation.	(Sastry, 2002)
Adultes avec BPCO	Symptômes	Augmentation significative d'un index de symptômes (dyspnée, toux, oppression thoracique, respiration sifflante, expectorations) sur 2 jours de PM _{2,5} élevées (65 µg/m ³) par rapport aux jours témoins (14 µg/m ³). Les jours de PM élevées sont attribués aux fumées de feu par imagerie satellitaire.	(Sutherland, 2005)
Adultes	Médication de l'asthme, fonction pulmonaire, symptômes asthmatiques et autres symptômes respiratoires	Augmentation de la prévalence des symptômes respiratoires et des divers indicateurs de l'asthme, diminution de la fonction pulmonaire durant une période post-brûlage de pailles de riz au sein de 3 communautés en Iran.	(Golshan et al., 2002)
Recrues militaires adultes	Marqueurs sanguins de l'inflammation	Libération de leucocytes polynucléaires immatures dans le sang par stimulation de la moelle osseuse durant une période d'exposition aux fumées de feu de forêt par rapport à la période suivant l'exposition.	(Tan et al., 2000)
Enfants	Symptômes respiratoires, médication et consultations	Association de tous les symptômes (irritations nasales, laryngopharyngées et oculaires, toux, bronchite, rhume, respiration sifflante, crise d'asthme), de l'usage médicamenteux et des consultations médicales avec les différences	(Künzli et al., 2006)

	médicales	d'expositions individuelles déclarées au sein de 16 communautés au sud de la Californie exposées à des incendies de végétation en octobre 2003. Augmentation monotone des risques avec le nombre déclaré de jours enfumés par les incendies. Association de la plupart des effets mesurés avec les concentrations estimées de PM ₁₀ résultant des incendies. Associations généralement plus fortes pour les non-asthmatiques, les asthmatiques ayant plus probablement pris des actions préventives (port de masques, confinement à l'intérieur des bâtiments).	
Enfants	Admissions hospitalières de cause respiratoire	Augmentation des admissions en pédiatrie hospitalière pour cause respiratoire associée à une augmentation de traceurs atmosphériques de la fumée de biomasse (potassium et carbone suie) durant la saison de brûlage de cannes à sucre au Brésil	(Cancado et al., 2002)
Enfants	Fonction pulmonaire	Diminution de la fonction pulmonaire chez des enfants durant un épisode de feu de végétation par rapport à des mesures précédant l'épisode.	(Hisham-Hashim et al., 1998)

* Le tableau reprend les études épidémiologiques sur les feux de végétation à grande échelle sélectionnées et résumées par Naeher et al. (2007) et est complété par des résumés d'études pertinentes publiées plus récemment dans des revues à comité de lecture.

Notes



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
27-31 avenue du général Leclerc
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr