

# EMISSIONS DE PARTICULES ULTRAFINES DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS

---



PERICLES – Mesures sur un poêle à bûches  
et un poêle à granulés

---

**Etude bibliographique**

Octobre 2025



**EXPERTISES**

# REMERCIEMENTS

Benoit BRANDELET (LERMAB)  
Roman MUCCILLI (LERMAB)  
Benjamin CEA (INERIS)  
Simon DELCOUR (LNE)  
Sergio HARB (INERIS)  
Isaline FRABOULET (INERIS)  
Yann ROGAUME (LERMAB)  
Isabelle AUGEVEN-BOUR (ADEME)  
Manon VITEL (ADEME)

## CITATION DE CE RAPPORT

MUCCILLI R., DELCOUR S., HARB S., FRABOULET I., 2025. Emissions de particules ultrafines du chauffage domestique au bois – PERICLES : Mesures sur un poêle à bûches et un poêle à granulés. Etude bibliographique, 46 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/>

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

**Ce document diffusé par l'ADEME a été réalisé à l'initiative de son/ses auteur(s) ; il a reçu un soutien financier de l'ADEME mais n'engage pas l'ADEME. Son contenu (ou les données qu'il contient) n'engage que la seule responsabilité de son/ses auteurs et ne représente pas la position de l'ADEME**

**ADEME**

20, avenue du Grésillé  
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2162D0007

Étude réalisée par le LERMAB, le LNE et l'INERIS pour ce projet cofinancé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par : Simon DELCOUR (LNE)

Appel à projet de recherche : AQACIA (Amélioration de la Qualité de l'Air : Comprendre, Innover, Agir)

Coordination technique - ADEME : AUGEVEN-BOUR Isabelle  
Direction villes et territoires durables / Service qualité de l'air

## SOMMAIRE

<b>1. INTRODUCTION ET CONTEXTE DU PROJET</b> .....	<b>4</b>
<b>2. CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS ET EMISSIONS DE POLLUANTS</b> .....	<b>6</b>
<b>2.1. Le chauffage domestique au bois</b> .....	<b>6</b>
<b>2.2. Les émissions atmosphériques du chauffage domestique au bois</b> .....	<b>6</b>
2.2.1. Les émissions d'imbrûlés .....	7
2.2.1.1. Emissions de monoxyde de carbone (CO).....	7
2.2.1.2. Emissions de composés organiques volatils et semi-volatils .....	7
2.2.1.3. Emissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	8
2.2.2. Les émissions liées au combustible .....	9
<b>2.3. Les émissions de particules du chauffage domestique au bois</b> .....	<b>10</b>
2.3.1. Les particules primaires inorganiques .....	10
2.3.2. Les particules primaires carbonées .....	11
2.3.3. Composition des particules émises par le chauffage domestique au bois .....	11
2.3.4. Bilan des émissions de particules en France .....	12
<b>3. LES PARTICULES ULTRAFINES</b> .....	<b>14</b>
<b>3.1. Définitions</b> .....	<b>14</b>
<b>3.2. Impact sanitaire des particules ultrafines</b> .....	<b>14</b>
<b>3.3. Réglementation et surveillance des PUF dans l'air</b> .....	<b>16</b>
<b>3.4. Composition des particules ultrafines émises par le chauffage domestique au bois</b> .....	<b>18</b>
<b>3.5. Méthodes de caractérisation des PUF dans les émissions atmosphériques</b> .....	<b>19</b>
3.5.1. Conditionnement de l'aérosol par la dilution .....	19
3.5.2. Les méthodes de prélèvement et d'analyse de la granulométrie des particules .....	20
3.5.3. Microscopie électronique .....	23
<b>4. PARAMETRES INFLUENÇANT LES EMISSIONS DE PARTICULES ULTRAFINES DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS</b> .....	<b>26</b>
<b>4.1. Influence de la nature et des caractéristiques du combustible</b> .....	<b>26</b>
4.1.1. Granulés / bûches .....	26
4.1.2. Essence de bois .....	29
4.1.3. Bûches : Humidité .....	30
<b>4.2. Influence de l'appareil</b> .....	<b>30</b>
4.2.1. La génération de l'appareil.....	31
4.2.2. La technologie de l'appareil .....	32
<b>4.3. Régime de fonctionnement</b> .....	<b>33</b>
<b>5. CONCLUSION / PERSPECTIVES</b> .....	<b>37</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>38</b>
<b>INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES</b> .....	<b>43</b>
<b>SIGLES ET ACRONYMES</b> .....	<b>44</b>

# 1. Introduction et contexte du projet

---

Le chauffage domestique au bois constitue une source majeure de particules dans l'air en France, posant aujourd'hui une problématique environnementale et de santé publique prioritaire [1]. La littérature scientifique montre que la majorité des études à l'émission liées au chauffage domestique au bois se concentrent sur les émissions de PM<sub>2,5</sub> (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm) et PM<sub>10</sub> (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm), tandis que les particules plus fines, et notamment les particules ultrafines (PUF ou PM<sub>0,1</sub> : particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 100 nm), restent peu explorées. Les PUF sont généralement exprimées en concentration en nombre, contrairement aux particules de plus grande taille, exprimées en concentration massique. Bien que leur contribution en masse soit généralement négligeable, les PUF peuvent représenter plus de 90 % des particules en nombre émises par le chauffage domestique au bois [2,3].

Les PUF présentes dans l'air ambiant peuvent être classées en deux catégories principales selon leur origine [4] :

- Celles directement émises par les sources naturelles ou anthropiques,
- Celles produites par des processus secondaires de nucléation, condensation ou coagulation, notamment impliquant des composés organiques.

Les principales sources d'émissions anthropiques de PUF sont le trafic routier [5], le transport aérien [6,7] et le secteur résidentiel, via le chauffage et notamment le chauffage domestique au bois [8].

Il n'existe actuellement aucune valeur limite en France ou en Europe concernant les PUF, que ce soit en termes de concentration dans l'air ambiant ou d'émissions. Toutefois, les PUF suscitent actuellement un intérêt croissant en raison des risques sanitaires associés. En 2018, l'Anses a recommandé de surveiller ces particules dans l'air ambiant [9]. Ainsi, la réglementation française exige désormais que les polluants atmosphériques d'intérêt national (dont les PUF) fassent l'objet d'une surveillance spécifique et pérenne à l'échelle nationale. De plus, la révision de la directive air ambiant du 23 octobre 2024 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe [10] impose aux états-membres une obligation de surveillance des PUF dans l'air ambiant.

Bien que des efforts aient été mis en place (réglementation, renforcement des critères de labélisation, amélioration des performances des appareils de combustion et de la qualité des combustibles, etc.) pour réduire les émissions de particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) en masse, l'efficacité de ces stratégies pour réduire les émissions en nombre, notamment celles des PUF, demeure incertaine. En France, le label Flamme Verte<sup>1</sup> définit des exigences énergétiques et environnementales, incluant une valeur limite d'émissions de particules. Le règlement européen 2015/1189 [11] impose également des exigences d'écoconception en termes d'émissions de particules pour les systèmes de chauffage à combustibles solides d'une puissance maximale de 500 kW, et donc les appareils de chauffage domestique au bois. Cependant, le label Flamme Verte comme la réglementation d'écoconception, se focalisent sur les particules totales en suspension (TSP) sans spécification relative aux PUF. Il apparaît donc essentiel d'approfondir les connaissances concernant les émissions de PUF.

Peu de travaux portent sur les émissions de PUF issues du chauffage domestique au bois. Ces particules ne sont pas quantifiées en masse mais en nombre, et font ainsi appel à des méthodes de mesure spécifiques. Plusieurs technologies existent pour la caractérisation physico-chimique des PUF, chacune présentant des avantages et des limites. En l'absence de méthode normalisée pour la caractérisation des PUF à l'émission, différentes approches sont décrites dans la littérature en fonction des paramètres étudiés ; elles seront présentées au § 3.5. Les études disponibles mettent en évidence plusieurs facteurs influençant la qualité de la combustion et, par conséquent, les propriétés physico-chimiques des PUF, comme c'est le cas pour la plupart des polluants [2,12]. La comparaison entre études s'avère toutefois difficile, en raison du grand nombre de paramètres susceptibles d'affecter les émissions et de la diversité des protocoles et méthodes de mesure employés.

Dans ce contexte, le projet PERICLES vise à (i) identifier les meilleures technologies/métrologies adaptées pour mesurer les PUF à l'émission des appareils domestiques de chauffage au bois, (ii) à étudier les mécanismes de production et d'évolution des PUF issues des appareils de chauffage au bois et (iii) à évaluer l'effet des caractéristiques des combustibles et des conditions de combustion sur les émissions de PUF.

Ce rapport constitue l'étape bibliographique du projet et vise à approfondir les connaissances sur les particules ultrafines issues du chauffage domestique au bois, en s'appuyant sur les articles et les rapports nationaux et internationaux publiés sur le sujet. Il s'articule en trois grandes parties :

---

<sup>1</sup> Label français lancé par l'Agence de la transition écologique (ADEME) et les professionnels de la filière du chauffage en bois en 2000, il labellise les appareils de chauffage individuels : foyers fermés / inserts, poêles, cuisinières et chaudières domestiques fonctionnant au bois bûche, à la plaquette ou aux granulés de bois.

- Une présentation générale du chauffage domestique au bois et des principaux polluants gazeux et particulaires qu'il émet.
- Un état des connaissances sur les émissions de PUF liées au chauffage domestique au bois : définition, composition chimique, impact sanitaire, ainsi que les méthodes de mesure et de conditionnement à l'émission.
- Une analyse des paramètres influençant les émissions de PUF issues du chauffage domestique au bois et leurs caractéristiques physico-chimiques.

## 2. Chauffage domestique au bois et émissions de polluants

Dans cette partie, un rapide état des lieux du chauffage domestique au bois en France sera présenté, incluant le parc d'appareils (nombre et âge des installations) ainsi que les types de combustibles utilisés. Les émissions polluantes associées à ce mode de chauffage seront ensuite examinées. Enfin, un focus sera effectué sur les émissions de particules générées par ce secteur.

### 2.1. Le chauffage domestique au bois

Le projet PERICLES concerne le chauffage domestique au bois, qui peut avoir recours à quatre familles de combustibles :

- Le bois bûches ;
- Les granulés de bois ;
- Les plaquettes de bois ;
- Les bûchettes reconstituées.

Il est à noter que les plaquettes ne sont utilisées que dans des chaudières domestiques de puissance assez importante, et leur nombre reste anecdotique sur le marché (à peine 1 % de la consommation de bois nationale) [13]. Ainsi, ce combustible ne sera pas détaillé.

Le marché du chauffage domestique au bois en France est conséquent. Selon une étude ADEME, environ 7,5 millions de ménages en France ont utilisé un système de chauffage domestique au bois au cours de la saison de chauffe 2022-2023 [13] et le secteur du chauffage au bois représente environ 24 000 emplois directs en 2022 [14]. Ainsi, ce secteur est bien un secteur majeur, et la Programmation Pluriannuelle de l'Energie 2 (2019-2028) prévoit une augmentation du nombre d'équipements, et donc de foyers se chauffant au bois, le tout avec une consommation de bois constante (Appareils de plus en plus performants, bâtiments mieux isolés nécessitant des puissances de chauffages plus faibles).

Le Tableau 1 présente l'évolution des ventes par sous-segments d'appareils.

Tableau 1 : Evolution des ventes d'appareil de chauffage domestique au bois en France [15].

Ventes en unité	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2023-2024
Poêles	282 640	238 170	320 910	391 340	315 950	229 210	-27,5 %
Poêles à bûches	132 000	113 910	144 240	186 160	237 630	137 830	-42,0 %
Poêles à granulés	149 510	121 550	174 020	201 860	74 300	87 970	18,4 %
Poêles mixtes <sup>1</sup>	-	1 650	1800	2 190	2 620	2 410	-8,0 %
Poêles de masse <sup>2</sup>	1 130	1 060	850	1 130	1 400	1 000	-28,6 %
Foyers fermés & inserts	71 010	56 240	63 790	72 180	82 240	52 720	-35,9 %
Inserts à bûches	34 150	28 650	33 180	39 500	49 550	30 400	-38,6 %
Foyers fermés à bûches	29 450	22 060	24 050	25 500	29 930	18 900	-36,9 %
Inserts à granulés	4 700	3 740	4 510	5 050	2 100	2 850	35,7 %
Foyers fermés à granulés	2 710	1 790	2 050	2 130	660	570	-13,6 %
Chaudières	18 650	17 800	36 420	46 270	19 095	10 750	-43,7 %
Chaudières à granulés	14 190	14 530	31 910	41 000	10 650	6 850	-35,7 %
Chaudières à bûches	3 830	2 720	3 550	4 350	7 460	3 450	-53,8 %
Chaudières biénergie	360	280	610	500	585	250	-57,3 %
Chaudières à plaquettes	270	270	350	420	400	200	-50,0 %
Chaudières à céréales	-	-	-	-	-	-	-
Cuisinières	4 340	3 275	2 710	3 160	4 780	4 750	-0,6 %
Cuisinières simples à bûches	2 220	1 890	1 320	2 110	3 680	3 750	1,9 %
Cuisinières chaudières à bûches	1 440	990	890	700	750	700	-6,7 %
Cuisinières à granulés (simples et chaudières)	680	395	500	350	350	300	-14,3 %
Marché total	376 640	315 485	423 830	512 950	422 065	297 430	-29,5 %

Les appareils qui se vendent aujourd'hui sont majoritairement des poêles à granulés et des poêles à bûches (Tableau 1).

### 2.2. Les émissions atmosphériques du chauffage domestique au bois

Le chauffage domestique au bois, comme tout mode de chauffage à combustion, génère des émissions polluantes. Il est possible de les classer ainsi :

- Les émissions d'imbrûlés gazeux (oxydation incomplète des gaz de pyrolyse) ;
- Les émissions liées au combustible (directement liées à la composition du combustible) ;
- Les émissions de particules.

Les émissions d'imbrûlés gazeux et les autres émissions gazeuses sont décrites dans cette partie. En revanche, les émissions de particules sont traitées dans la partie §. 2.3.

## 2.2.1. Les émissions d'imbrûlés

Les émissions d'imbrûlés gazeux sont issues d'une combustion incomplète des gaz de pyrolyse. Cette famille comprend de nombreux polluants comme le monoxyde de carbone (CO), les Composés Organiques Volatils (COV), les composés organiques semi-volatils (COSV) dont les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Les COSV et les HAPs, bien que présentés ici, se répartissent, selon leur volatilité, entre la phase gazeuse et la phase particulaire. Ces émissions peuvent être fortement réduites via l'optimisation de la combustion. En effet, le meilleur mode de destruction de ces polluants est l'oxydation, puisqu'ils sont composés majoritairement de carbone. Ainsi, la réduction des émissions de ces polluants permet à la fois de réduire l'impact du mode de chauffage mais aussi de gagner des points de rendements.

### 2.2.1.1. Emissions de monoxyde de carbone (CO)

Le CO est émis via les mécanismes de combustion, en particulier lorsque celle-ci est réalisée dans de mauvaises conditions. Les émissions de CO baissent lorsque la qualité de combustion s'améliore et leur suivi permet de suivre la qualité de la combustion [16]. Les émissions de nombreux autres polluants sont corrélées à celles de CO (les COV et les HAP [17], une fraction des particules [18], la composition OC/EC [19]).

Dans les inventaires nationaux, le CITEPA compare les émissions de CO en fonction des combustibles (Figure 1).

Bien que les émissions de CO aient significativement diminué depuis trente ans, le secteur du chauffage domestique au bois reste une des sources importantes. L'optimisation de la combustion combinée avec le renouvellement du parc permettra de poursuivre cette diminution globale.

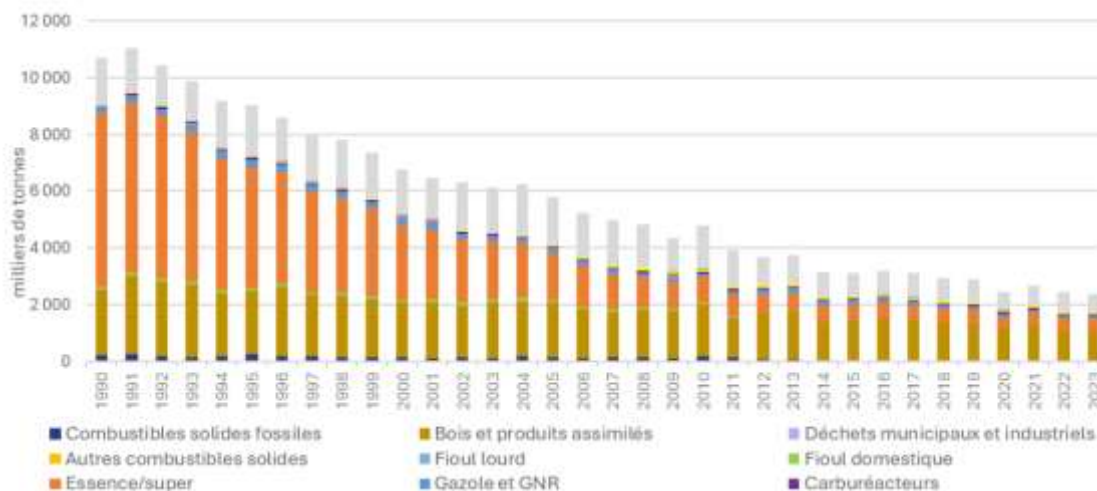


Figure 1 : Répartition des émissions de CO par combustible en France métropole [1]

### 2.2.1.2. Emissions de composés organiques volatils et semi-volatils

La réduction des émissions de composés organiques semi-volatils (COSV) et volatils (COV) est un point clé car ils sont des précurseurs d'Aérosol Organique Secondaire (AOS), et contribuent donc à la formation de particules secondaires. La Figure 2 présente un schéma d'évolution de la Matière Organique (OM) entre le foyer de combustion et l'air ambiant. Sur cette figure, la notion de fraction condensable des émissions apparaît nettement : cela signifie qu'une part des émissions en sortie d'appareil est composée de gaz qui pourront condenser immédiatement lors du refroidissement et de la dilution de la fumée dans l'air ambiant et ainsi finalement participer aux émissions de particules.

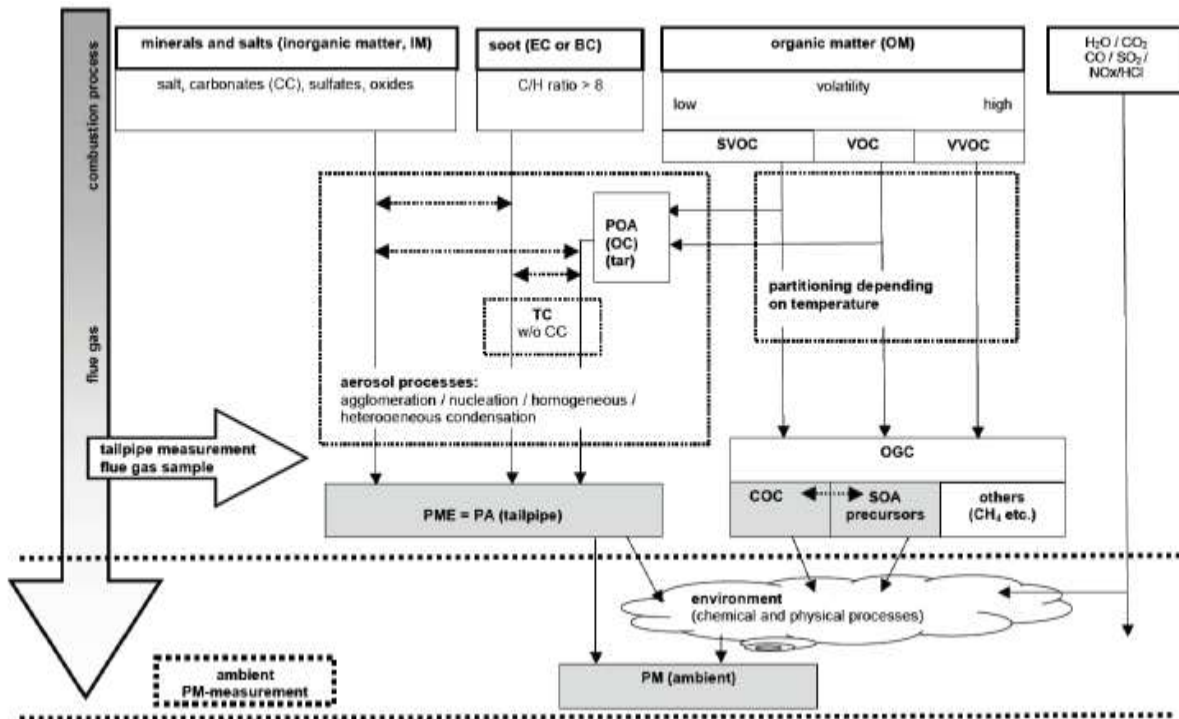


Figure 2 : Schéma de formation et d'évolution de la matière organique (OM) [20]

Selon le rapport SECTEN du CITEPA de 2024, la combustion du bois dans les petits équipements domestiques place le secteur résidentiel en tête des principaux secteurs émetteurs avec 14,7 % des émissions annuelles de COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques) [1]. La Figure 3 présente un bilan des émissions de COVNM sur l'année 2022 en France.

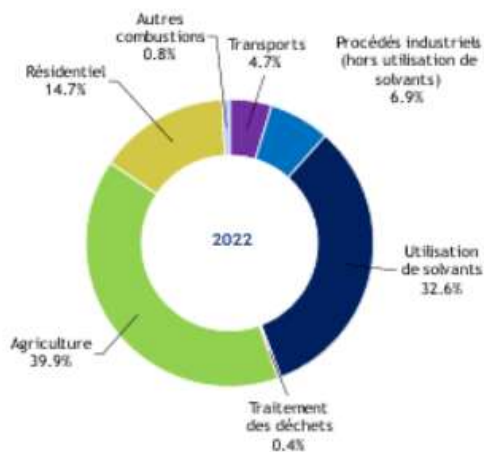


Figure 3 : Bilan des émissions de COVNM sur l'année 2022 [1]

Selon ce même rapport, les émissions de COVNM dans le secteur résidentiel/tertiaire ont été diminué de 50 % entre 1990 et 2020, notamment grâce à l'optimisation des appareils, accompagnée d'un renouvellement du parc.

### 2.2.1.3. Emissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont un groupe de plus de 100 composés organiques semi-volatils constitués de plusieurs cycles aromatiques liés entre eux. Les HAP, bien que présentés ici comme des composés gazeux, peuvent également être présents en phase particulaire. Les HAP sont classés comme Polluants Organiques Persistants (POP), composés toxiques et persistants dans l'environnement. Parmi les centaines de HAP connus, 16 sont désignés comme cancérigènes par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). Concernant les HAP, le CITEPA décrit le secteur résidentiel (lié au chauffage domestique au bois) comme le secteur le plus émissif, comme en témoigne la Figure 4.



Figure 4 : Sources d'émissions des HAP en 2022 en France [1]

Comme les COV, ces polluants sont précurseurs d'aérosols secondaires dans l'air ambiant. Tissari et al. (2008) ont mis en évidence que, dans un conduit d'évacuation des fumées et des conditions spécifiques associées (températures, vitesses, etc...), les gaz organiques vont majoritairement condenser sur des particules déjà existantes [21] : il s'agit du mécanisme de condensation hétérogène. Des études plus récentes ont également observé ce phénomène, notamment Zhang et al. (2022) en observant le comportement des HAP dans une chambre d'évolution du panache [22]. Ces gaz organiques peuvent aussi, s'ils sont suffisamment concentrés dans le milieu, subir le mécanisme de nucléation. Ce mécanisme engendre la production de nucléis. Il s'agit de particules dont le diamètre est compris entre 1 et 10 nm (donc des PUF). De nombreuses études ont observé ces phénomènes, comme Pyykönen et al. (2007) et Lipsky and Robinson (2006) [23,24].

### 2.2.2. Les émissions liées au combustible

La combustion de biomasse génère des polluants liés à la qualité du combustible (présence d'azote, de soufre ou de chlore), parmi les suivants :

- Les oxydes d'azote (NOx) ;
- Les oxydes de soufre (SOx) ;
- Les dioxines/furanes (PCDD/F).

Les NOx peuvent être formés de différentes manières, mais dans le cas de la combustion de bois, le mécanisme est appelé le NO-combustible (Fuel NO en anglais). Ce mécanisme représente l'oxydation de l'azote contenu dans le combustible, formant alors des NOx. A l'échelle des émissions nationales, le bois énergie n'est pas un secteur d'émissions important. Néanmoins, ce polluant participe de manière active à la formation de particules secondaires. De plus, il semblerait que ce polluant impacte de manière significative les réagencements des particules qui l'entourent en limitant leur croissance [25].

De façon analogue, les SOx sont formés à partir du soufre contenu dans le combustible. Les émissions dans le secteur du chauffage domestique au bois sont donc assez faibles, étant donné la faible teneur en soufre du bois. Néanmoins, de la même manière que pour les NOx, les SOx sont des précurseurs pour la formation de particules secondaires. Ainsi, si la concentration en SOx est plus basse dans l'environnement, la formation d'aérosols secondaires est aussi réduite [26].

Les dioxines/furanes sont une famille de polluants très toxiques. Ils pourraient être classés parmi les imbrûlés gazeux, puisque ce sont des chaînes de carbones incluant au moins un atome de chlore, mais aussi dans les émissions liées aux combustibles puisque si le combustible ne contient pas de chlore, alors sa combustion n'émettra pas de dioxines. De plus, l'optimisation de la combustion ne permet pas toujours de réduire les émissions de PCDD/F. Les dioxines/furanes, bien que présentés ici, peuvent également être présents en phase particulaire.

Le chauffage domestique au bois est un secteur qui n'émet que très peu de dioxines (leur source majeure étant le brûlage de câble pour récupérer le cuivre). Néanmoins, une dégradation de la qualité des combustibles ou une utilisation des appareils de chauffage comme « incinérateurs domestiques » (en y brûlant des déchets ménagers et des emballages contenant du plastique) pourrait induire des émissions plus élevées de ce secteur.

Ainsi, les émissions de ces polluants pourraient être drastiquement réduites si les appareils fonctionnaient avec des combustibles « propres », c'est-à-dire qui contiennent le moins possible d'azote, de soufre et de chlore.

### 2.3. Les émissions de particules du chauffage domestique au bois

La combustion de biomasse est responsable de la pollution particulaire de l'air ambiant via deux typologies de particules [27] :

- Les particules primaires qui sont directement émises par la source de pollution, dans le cas du chauffage domestique au bois à la sortie de la cheminée, et qui incluent les fractions solide et condensable ;
- Les particules secondaires qui sont formées dans l'atmosphère par transformations physico-chimiques des polluants précurseurs (gaz et particules) sous l'action de la photochimie.

Johansson (2002) distingue deux catégories de particules primaires issues de la combustion de la biomasse [28] :

- Les particules primaires venant d'une combustion incomplète : suie, particules organiques volatiles, particules carbonées de type charbon ;
- Les particules primaires venant de la matière inorganique (minéraux et métaux) contenue dans le combustible.

Ces catégories de particules sont également identifiées dans la revue de littérature de Trojanowski and Fthenakis (2019) [29].

Les particules primaires venant d'une combustion incomplète sont accompagnées d'une perte de rendement de l'appareil, puisqu'il s'agit de matière organique partiellement oxydée. Elles peuvent être la cible d'autres molécules partiellement oxydées qui vont s'agglomérer à leur surface, et ainsi créer un ensemble stable. Il s'agit donc d'une double perte de semi-produits de combustion.

Néanmoins, ces définitions sont trop généralistes pour s'appliquer aux PUF. En effet, une grande proportion des particules émises par les appareils passe par « l'état de PUF ». Cela signifie que des mécanismes de croissance se déroulent entre la chambre de combustion et la cheminée. Pour autant, une fraction des particules, qui d'après de nombreuses études est majoritaire en nombre, reste dans la classe des PUF à l'évacuation des fumées [2,30,31] .

#### 2.3.1. Les particules primaires inorganiques

Une fraction des particules primaires inorganiques sont des envolées de cendres qui peuvent être classées en trois catégories [32] :

- Les particules de cendres contenant des minéraux que le combustible a intégrés dans sa structure ;
- Les particules de cendres contenant des minéraux étrangers aux combustibles (sables, cailloux, terre, ...) ;
- Les particules de cendres contenant des minéraux qui font partie de la composition naturelle du combustible (le calcium dans la paroi des cellules par exemple [33]).

La quantité de cendres volantes émises est essentiellement liée à la conception de l'appareil. En effet, si les arrivées d'air primaire sont trop fortes en débit, et que la turbulence est insuffisante dans l'appareil, alors les cendres vont s'envoler beaucoup plus que dans un appareil avec un faible débit en air primaire et une turbulence maîtrisée. Pour les autres particules inorganiques, trois mécanismes de formation sont identifiés (présentés en Figure 5) :

- La condensation et la nucléation (hétérogène ou homogène) forment les particules submicroniques ;
- La condensation hétérogène de vapeurs inorganiques formant des particules submicroniques et des particules plus grosses ;
- La fragmentation durant la combustion du charbon (ou charbon assimilé) forme les particules plus grosses.

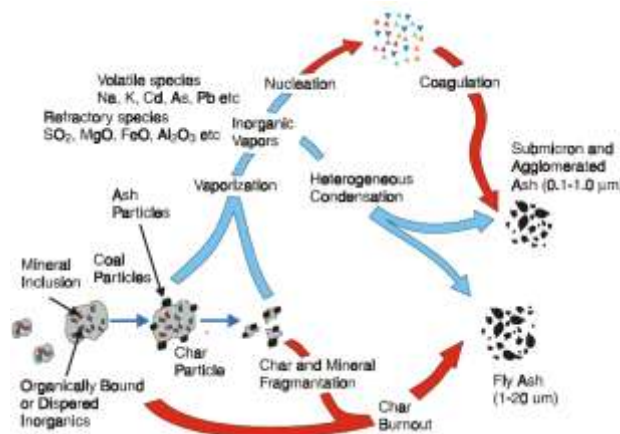


Figure 5 : Principe de formation des particules de cendres [32]

### 2.3.2. Les particules primaires carbonées

Cette famille de particules est majoritairement composée par le carbone suie et le carbone organique) (Figure 6, a). Les suies sont chimiquement très proches du charbon. Les mécanismes de formation de ces particules sont complexes, et toujours pas intégralement élucidés. La Figure 6 (b) décrit de manière schématique les points connus de ces mécanismes.

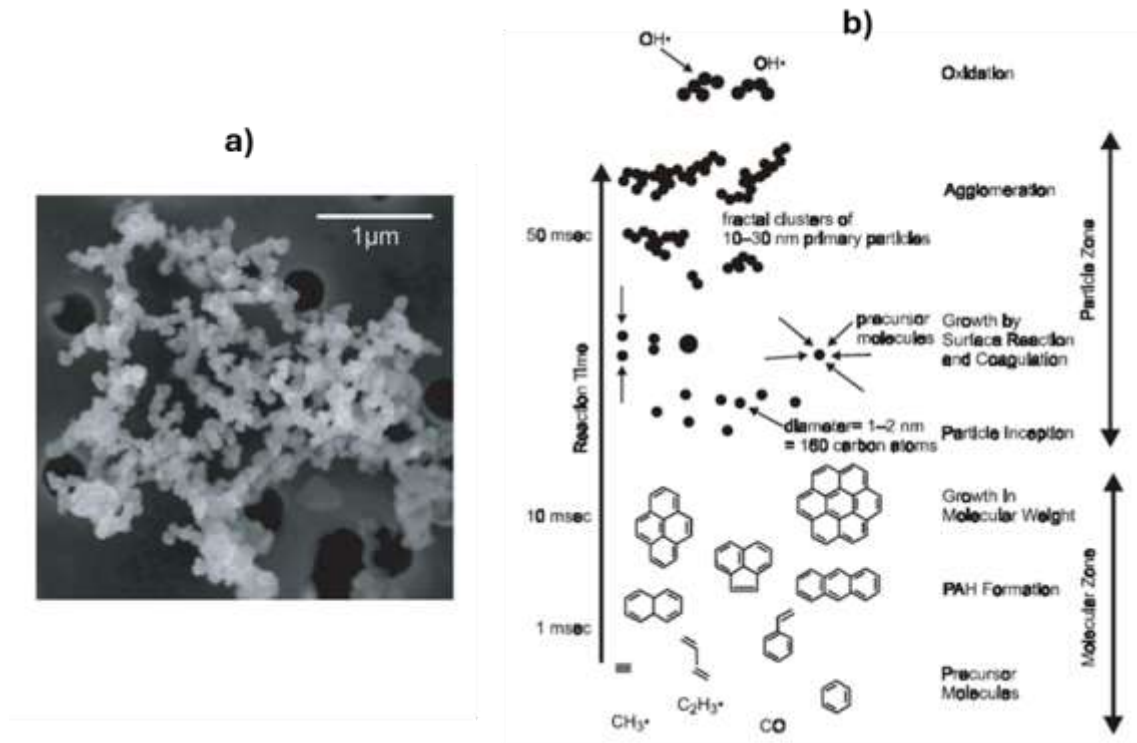


Figure 6 : Clichés d'agglomérats de particules de suie (a, [34]) et principe de formation des particules de suie (b, [35])

Le combustible, soumis à une température suffisante, va émettre des composés volatils. Ces produits hydrocarbonés vont être craqués en plus petites molécules. Elles vont alors réagir avec les gaz environnants ou d'autres produits hydrocarbonés. Des cycles aromatiques se créent dans cette structure, attirant des groupes alkyles. Il se forme alors des HAP qui vont coaguler pour former des particules primaires (10 à 30 nm). S'en suit une agglomération de ces particules par mouvement brownien (d'où l'aspect fractal), donnant finalement une particule composée d'agglomérats de petites particules.

### 2.3.3. Composition des particules émises par le chauffage domestique au bois

Les sous-parties précédentes (parties §. 2.3.1 et §. 0) répondent déjà partiellement à cette question de la composition des particules : elle est extrêmement variable selon la nature de particules. Une combustion idéale n'engendrerait que des émissions de particules de cendres (Potassium : 46 %, Silice : 16 %, Zinc : 13 %, Soufre : 11 %, Chlore : 9,6 %) [36]. Mais cette combustion idéale est éloignée de la combustion se déroulant dans les appareils de chauffage domestique au bois. Lors d'une combustion incomplète, les espèces minérales deviennent minoritaires, et le carbone devient prépondérant (environ 70 % de la masse). Les espèces minérales peuvent former des sels cristallins (sulfates et chlorures de Potassium notamment) ou être présents sous forme dissoute dans une phase particulière organique.

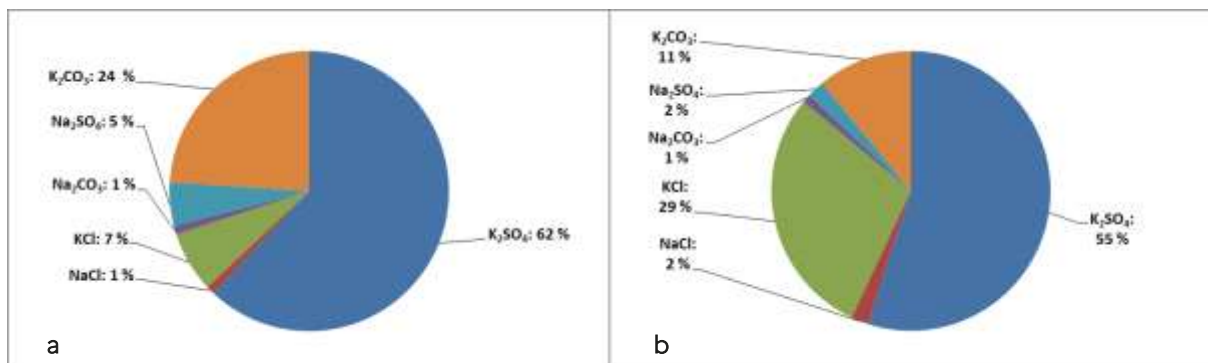


Figure 7 : Compositions minérales de particules de diamètre moyen 0,13 µm (a) et 0,32 µm (b) émises par un poêle à granulés

La Figure 7 présente deux exemples de compositions chimiques de particules prélevées par impaction (diamètres médians de 130 et de 320 nm) et met en évidence la répartition des minéraux sous différentes formes. Ainsi, avec un appareil identique, un unique combustible et un prélèvement simultané, la composition chimique des particules de 130 nm est déjà assez éloignée de celles de 320 nm. Tout cela traduit la complexité de donner des règles générales dans ce domaine. Le carbone contenu dans les particules peut être sous deux formes :

- Carbone Organique (OC) : Carbone amorphe ;
- Carbone Élémentaire (EC) : Carbone non-amorphe (aussi appelé Black Carbon ou Carbone fixe).

Il est nécessaire de bien différencier ces deux types de Carbone car ils semblent avoir des effets différents sur la santé [37,38].

### 2.3.4. Bilan des émissions de particules en France

Le chauffage domestique au bois est identifié comme la source principale des émissions de particules fines en France. La Figure 8 présente les diagrammes des sources pour les TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>1</sub> réalisés par le CITEPA (rapport SECTEN 2024) pour l'année 2022 [1].

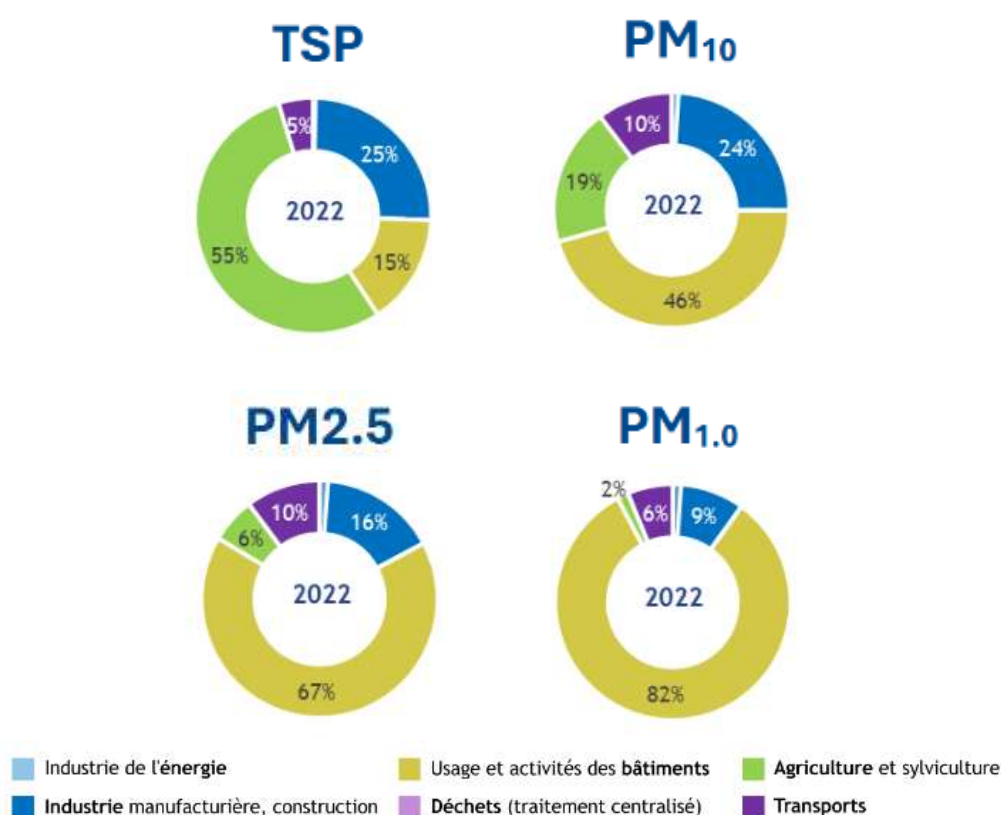


Figure 8 : Sources d'émissions des TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>1</sub> en France durant l'année 2022 [1].

Cette figure montre une importance très élevée du secteur « Usage/activités des bâtiments » pour les particules les plus fines. Dans le cas des émissions de particules, le CITEPA est très clair et précise que dans ce secteur et pour ces émissions, c'est le chauffage domestique au bois qui est très majoritairement à l'origine des émissions. Le CITEPA mentionne par exemple que le secteur résidentiel est actuellement la source principale des émissions nationales de PM<sub>2,5</sub> (67 % des émissions totales, et le chauffage représente l'immense majorité de la contribution du secteur. Ces figures montrent aussi que l'importance du chauffage domestique au bois dans les émissions est d'autant plus importante que la granulométrie observée est fine. A l'heure actuelle, la granulométrie la plus fine observée dans le cadre des inventaires nationaux est celle des PM<sub>1</sub>, et les PUF n'apparaissent donc pas dans cet inventaire, notamment du fait d'une méconnaissance des facteurs d'émissions de ces polluants pour les différentes sources.

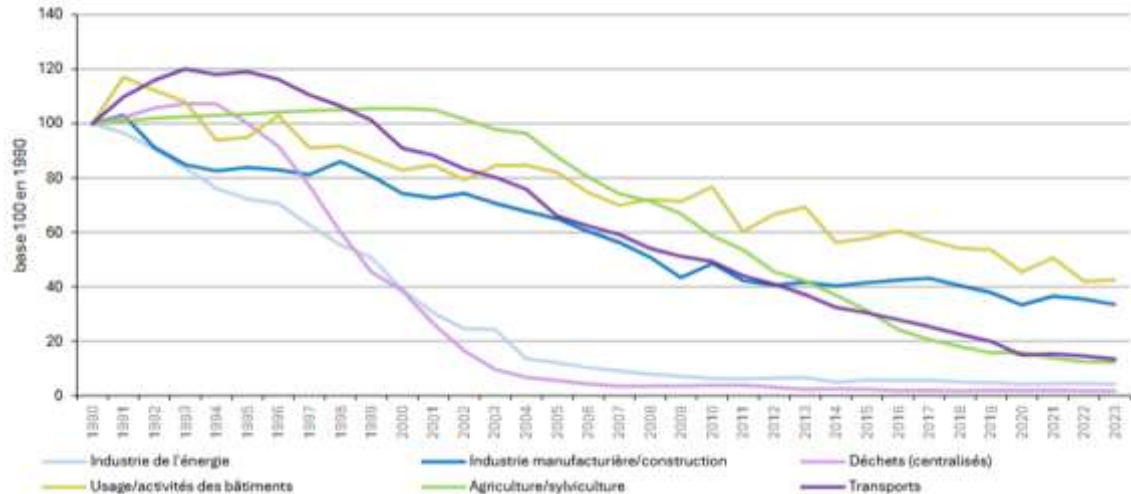


Figure 9 : Evolution des émissions dans l'air des PM<sub>1</sub> en base 100 en 1990 en France (Métropole) [1].

Néanmoins, nous pouvons aussi regarder l'évolution des émissions. Par exemple, pour les PM<sub>1</sub>, la Figure 9 présente l'évolution des émissions depuis 1990.

Ainsi, les émissions diminuent significativement, y compris pour le chauffage domestique au bois. En effet, sur cette courbe, on peut observer une diminution de 60 % des émissions des PM<sub>1</sub> du secteur « Usage/activités des bâtiments » dont le chauffage domestique au bois fait partie. Afin d'identifier les leviers pour poursuivre cette diminution, y compris pour les PUF, il est important de faire un état des lieux des impacts de divers paramètres clés sur les émissions de particules de toutes les fractions granulométriques.

#### Éléments à retenir :

- Près d'un quart des ménages français se chauffent au bois et le chauffage domestique au bois est la première énergie renouvelable utilisée en France.
- Le chauffage domestique au bois constitue une source significative d'émissions de polluants, gazeux et particulaires (particules organiques et inorganiques).
- Plus les particules émises sont petites, plus la part du secteur « Usage/activités des bâtiments » - dominé par le chauffage domestique au bois - augmente dans les émissions nationales annuelles. En France, en 2024, ce secteur était à l'origine de 67 % des émissions en masse de PM<sub>2,5</sub> et de 82 % des émissions en masse de PM<sub>1</sub>.
- Les particules ultrafines (PUF) ne sont pas encore prises en considération dans les inventaires nationaux d'émissions, notamment du fait d'une méconnaissance des facteurs d'émissions de ces polluants pour les différentes sources.
- La composition chimique des particules émises par le chauffage domestique au bois varie en fonction de différents paramètres dont la qualité de la combustion.

## 3. Les particules ultrafines

---

Ce paragraphe débute par une définition des Particules UltraFines (PUF ou UFP en anglais), en particulier celles issues du chauffage au bois, suivi du contexte d'intérêt de ce polluant, notamment ses impacts sanitaires et environnementaux. Pour terminer, les différents moyens de mesures permettant de quantifier ce polluant à l'émission sont présentés.

### 3.1. Définitions

Dans cette partie définition, nous avons fait le choix de commencer par définir les particules de manière générale, puis d'affiner la définition jusqu'aux PUF.

La définition « moderne » des particules a émergé juste avant les années 2000, avec Seinfeld and Pandis [39] qui ont décrit trois types de particules :

- Le type grossier : ces particules présentent un diamètre supérieur à 1  $\mu\text{m}$  et proviennent majoritairement d'après les auteurs de processus mécaniques ;
- Le type accumulation : ces particules présentent un diamètre compris entre 100 nm et 1  $\mu\text{m}$  et résultent de la coagulation des particules du type fin ;
- Le type fin : ces particules, de diamètre inférieur à 100 nm, sont majoritairement formées par nucléation.

Cette définition est peu utilisée de nos jours, car celle du GIEC<sup>2</sup> de 2007 s'est imposée. Cette dernière est empruntée à des publications scientifiques observant l'impact de la qualité de l'air extérieur sur la santé humaine, et différencie les particules par leur diamètre qui sont ainsi désignées :

- $\text{PM}_{10}$  : Particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10  $\mu\text{m}$  ;
- $\text{PM}_{2,5}$  : Particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5  $\mu\text{m}$  ;
- $\text{PM}_1$  : Particules de diamètre aérodynamique inférieur à 1  $\mu\text{m}$ .

L'origine de cette définition est liée à l'interaction entre ces différentes classes de taille et le tronc respiratoire humain. Cette définition a finalement fait disparaître le « Type fin » de Seinfeld and Pandis [39] (particules < 100 nm) en les incluant dans les  $\text{PM}_1$ .

Ainsi, en utilisant cette notation, les  $\text{PM}_{0,1}$  furent définies par les différentes instances internationales dès 2008. Pourtant cette notation apparaissait dans les publications scientifiques dès 2001 [40]. Dans le titre de cette publication, la notation  $\text{PM}_{0,1}$  est d'ailleurs reliée au terme « UltraFine Particles » (Particules UltraFines). Néanmoins, l'usage de la terminologie  $\text{PM}_{0,1}$  peut prêter à confusion car les  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$  sont en règle générale mesurées en concentration massique ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). La revue de littérature de Trojanowski and Fthenakis (2019) [29] met en évidence la difficulté de travailler en masse, en évoquant un cas où les particules ultrafines d'un effluent de combustion représentent 60 à 80 % des particules totales en nombre, mais seulement 2 à 5 % de la masse totale des particules. La dénomination de PUF sera privilégiée pour éviter toute confusion avec les PM.

Enfin, l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), définit les particules ultrafines (PUF) comme des particules dont le diamètre de mobilité est inférieur à 100 nm et dont la plupart sont issues de processus de combustion en milieu urbain [41]. Ces particules présentent généralement une forte dynamique spatiale et temporelle en termes de distribution granulométrique. Leur composition chimique varie également beaucoup en fonction du mécanisme de formation et de l'environnement. C'est cette définition que nous retiendrons pour la suite de l'étude.

### 3.2. Impact sanitaire des particules ultrafines

La combustion de biomasse demeure une source importante de polluants atmosphériques, pouvant avoir des effets néfastes sur la santé [42–44]. De nombreuses études ont montré que l'exposition à la fumée de biomasse est associée à une augmentation du risque de maladies respiratoires, ainsi qu'à des risques accrus de morbidité et de mortalité prématurée. Certains composants de ces émissions, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présentent des propriétés mutagènes et cancérigènes, tandis que les métaux de transition présents dans les particules peuvent induire des dommages à l'ADN via la production d'espèces réactives de l'oxygène [45–51].

Sigsgaard et al. (2015) [52] ont estimé que la fumée issue de combustion de biomasse est responsable d'au moins 40 000 décès prématurés par an en Europe. De même, Paisi et al. (2024) [53] ont rapporté que les  $\text{PM}_{2,5}$  provenant de la

---

<sup>2</sup> Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat, IPCC, créé en 1988 par l'Organisation Météorologique Mondiale et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement

combustion résidentielle (principalement du bois) entraînent environ 72 000 décès supplémentaires chaque année sur le continent.

La majorité des études réalisées se concentre sur les polluants les plus connus (par exemple les PM<sub>2,5</sub>, les métaux ou les HAP), en cherchant à établir des liens entre l'exposition à ces polluants et les effets sur la santé. Étant donné que les PUF présentent un rapport surface/masse élevé, elles peuvent avoir une composition différente de celle des particules de plus grande taille, et donc adopter un comportement distinct.

Depuis une quinzaine d'année, des études se focalisent sur l'impact des PUF sur la santé. Lei et al. (2024) décrivent une partie de l'impact sur le corps humain de l'inhalation de PUF [4]. La Figure 10 illustre leur résultat.

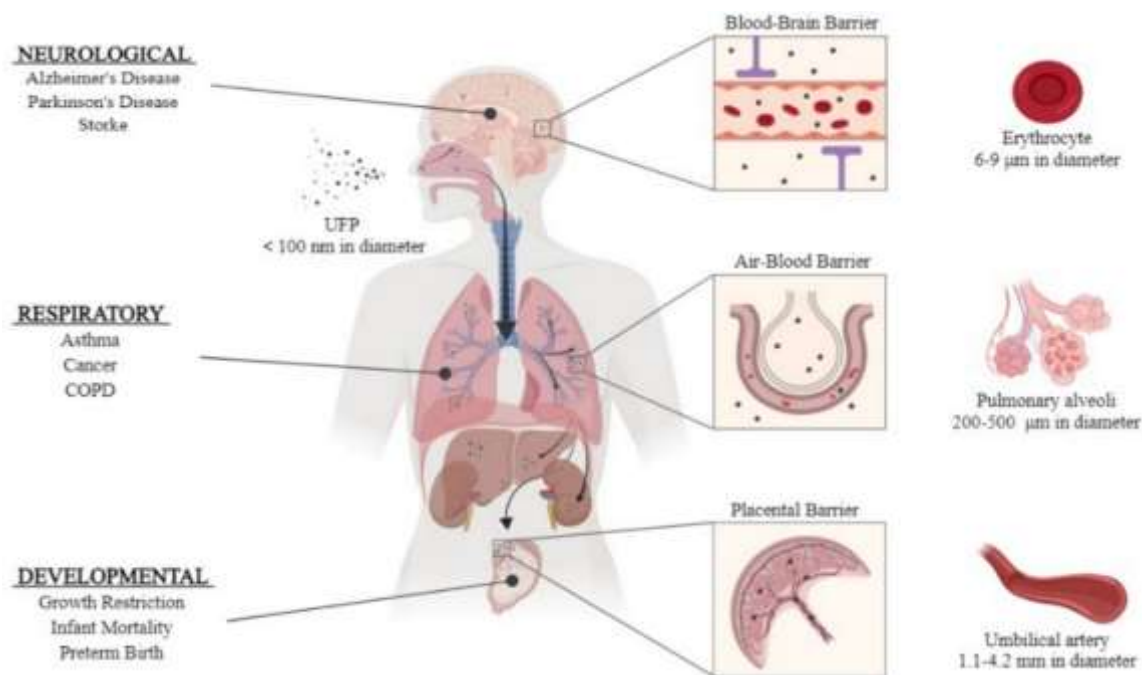


Figure 10 : Schéma du corps humain avec les voies d'exposition aux particules ultrafines, les organes affectés et les maladies associées provenant d'études épidémiologiques, in vivo et in vitro [4]

En 2013, l'OMS concluait dans un rapport d'examen des preuves sur les impacts sanitaires de la pollution de l'air que « bien qu'elles soient encore limitées, il existe de plus en plus de preuves épidémiologiques sur l'association entre l'exposition court terme aux particules ultrafines et la survenue d'effets cardiorespiratoires et sur le système nerveux central. Des études cliniques et toxicologiques montrent que les PUF agissent en partie par l'intermédiaire de mécanismes qui ne sont pas partagés avec les particules plus grossières, lesquelles sont prépondérantes dans les métriques basées sur la masse (PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub>) » [54].

Plus récemment, Dean E. Schraufnagel (2020) a consacré une étude complète aux impacts sanitaires des PUF en 2020 [55]. L'exposition aux PUF augmente les risques pour de nombreuses pathologies (exemple : trouble cardiaque, hypertension, inflammation des bronches, dysfonctionnement cérébral, réduction du poids des nouveau-nés, etc.). D'autres études suggèrent même des troubles de la fertilité, comme Nieuwenhuijsen et al. (2014) [56].

D'autres études ont observé la toxicité des PUF et l'évolution de cette toxicité en fonction de nombreux paramètres. La revue bibliographique sur les quinze dernières années de recherche sur le sujet des PUF de Moreno-Rios et al. (2022) [57] permet de réaliser un bilan sur les caractéristiques qui influent sur la toxicité des PUF, notamment la composition chimique, la taille, la forme, la structure... Chaque particule ultrafine possède un profil toxicologique qui lui est propre.

L'Anses, dans son rapport de 2018 [9], classe les PUF comme polluant émergent devant être considéré de façon prioritaire pour une éventuelle future surveillance de l'air ambiant. De plus, ce même organisme a recommandé en 2019 de prendre en compte de manière prioritaire trois indicateurs particuliers dans les politiques publiques relatives à l'air : les PUF, le carbone suie et le carbone organique [41]. Néanmoins, l'état actuel de la littérature ne permet pas à l'Anses de construire des valeurs toxicologiques de référence pour les PUF [58].

### 3.3. Réglementation et surveillance des PUF dans l'air

#### 3.3.1. A l'émission des sources

Les PUF ne font l'objet d'aucune valeur limite à l'émission des sources en France et en Europe. Il est à noter que le label Allemand Blue Angel a récemment introduit une valeur cible pour les émissions de PUF<sup>3</sup> issues des appareils de chauffage domestique au bois mis sur le marché fixée à  $5.10^6 \text{ \#}/\text{cm}^3$ .

#### 3.3.2. Dans l'air ambiant

Les PUF ne font l'objet d'aucune valeur limite dans l'air ambiant en France et en Europe.

Néanmoins, les avis de l'Anses [9,41] ont conduit les pouvoirs publics à considérer le sujet. La réglementation française exige depuis 2021 que les polluants atmosphériques d'intérêt national, dont les PUF [59] assent l'objet d'une surveillance spécifique et pérenne déterminée au niveau national [60]. De plus, la révision de la directive air ambiant [10] impose aux états-membres une obligation de surveillance des PUF dans l'air ambiant.

Les méthodes de mesure des PUF diffèrent de celles utilisées pour les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, (voir § 3.5). Le ministère chargé de l'environnement a donc confié une première étude au LCSQA en 2019 pour étudier les besoins d'évolutions du réseau de surveillance nationale actuel afin de mesurer les PUF. La note technique qui en découle valide le fait que les sites de surveillance possèdent déjà du matériel adéquat pour mesurer les concentrations en nombre des PUF [61]. Ainsi, le LCSQA recommande que les PUF soient mesurées sur les différents sites de surveillance via la technologie CNC (Compteurs à Noyaux de Condensation, technologie expliquée en 3.5.2.2).

Certains organismes de surveillance de la qualité de l'air ont débuté des programmes de surveillance opérationnelle spécifiques aux PUF dans l'air ambiant. C'est le cas de AIRPARIF qui a débuté en 2020 une étude exploratoire sur quatre ans, visant à évaluer la variabilité spatiale et temporelle des PUF dans différents environnements. La première campagne de mesure de ce projet s'est déroulée durant l'hiver 2020-2021 et a montré que le trafic routier et le chauffage au bois sont les deux principaux émetteurs de PUF [62]. Les profils moyens journaliers des émissions en carbone suie sont montrés par la Figure 11. Les quatre courbes de couleurs différentes font référence à des mesures réalisées sur quatre sites différents (station de référence permanente de mesure des PUF Paris 1<sup>er</sup> Les Halles en rouge, station zone rurale à Bois-Herpin en vert, station située à Tremblay-en-France dans un quartier résidentiel en bleu et la station de Gennevilliers utilisée comme point de mesure historique des PUF depuis 2003 en violet).

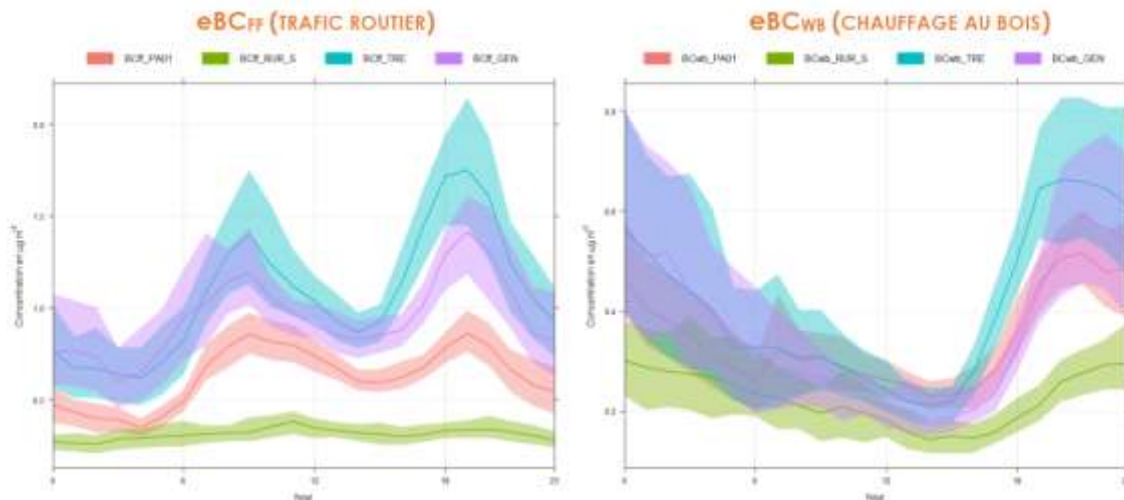


Figure 11 : Profils moyens journaliers (hivernaux) des concentrations moyennes horaires en carbone suie dans l'air ambiant [62]

Les concentrations maximales en carbone suie issues du trafic routier sont observées entre 6h et 12h puis entre 17h et 22h alors que celles issues de la combustion de biomasse sont observées entre 18h et 6h. Les profils moyens journaliers des émissions de PUF sont montrés par la Figure 12.

<sup>3</sup> [The Blue Angel for Stoves for Wood | Blue Angel](#)

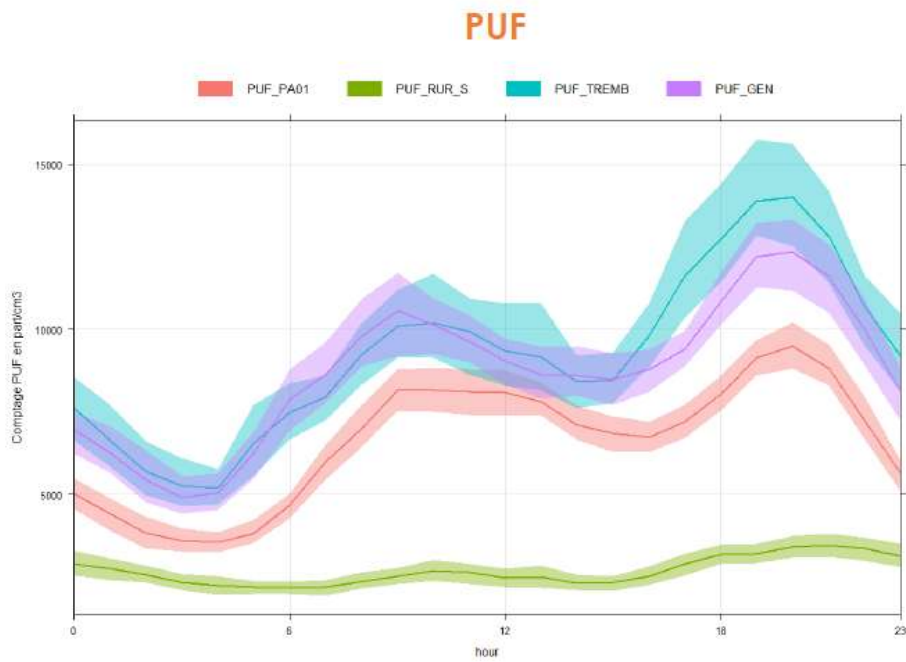


Figure 12 : Profils moyens journaliers du nombre de PUF dans l'air ambiant [62]

Les profils moyens journaliers des PUF sont très similaires à ceux des concentrations en carbone suie issues du trafic routier avec des concentrations plus élevées le soir résultant de la superposition des deux sources urbaines de combustion : trafic et chauffage au bois.

Cette étude a également mis en évidence des concentrations en nombre de PUF issues du chauffage au bois plus élevées les week-ends et dans les zones résidentielles.

### 3.4. Composition des particules ultrafines émises par le chauffage domestique au bois

Les conditions de combustion et la nature du combustible jouent un rôle déterminant dans la composition chimique des PUF émises : Corsini et al. (2017) [63] et Ozgen et al. (2017) [12] ont étudié en laboratoire les émissions de PUF générées par un poêle à granulés (équipé d'une arrivée d'air primaire et secondaire) et par un poêle à bûches (air primaire, secondaire et tertiaire), en simulant des conditions de fonctionnement réalistes. Pour le poêle à bûches, le protocole expérimental s'étendait sur 5 à 7 heures, comprenant : un allumage à froid, une phase de préchauffage, deux charges nominales, et une surcharge. Pour le poêle à granulés, le protocole durait 3 à 4 heures, avec 55 % du temps de fonctionnement à 75 % de la puissance nominale, et le reste à 30 % de la puissance nominale. Deux essences de bois (hêtre et sapin) ont été testées, sous forme de bûches et de granulés. Pour le poêle à bûches, les particules ont été prélevées via un tunnel de dilution, puis diluées en deux étapes (la première chauffée, la seconde à température ambiante), avec un taux de dilution total compris entre 500 et 1 000. Pour le poêle à granulés, la dilution s'est faite en deux étapes, sans tunnel de dilution, avec un taux total compris entre 90 et 150. Il est important de noter que ces différences peuvent avoir un impact sur la comparabilité des résultats obtenus sur les deux appareils.

Les principaux résultats de ces études sont les suivants :

- Les PUF issues de la combustion de bûches sont dominées par le carbone total (forme organique + élémentaire) (supérieur à 40 % de la masse contre inférieur à 15 % pour les PUF issues de la combustion de granulés) ;
- Les PUF issues des poêles à granulés sont majoritairement inorganiques (environ 40 % de la masse contre inférieures à 10 % pour les PUF issues de la combustion de bûches), principalement composées de potassium et de sulfates ;
- Les ions solubles sont trois fois plus abondants dans les PUF issues de la combustion de granulés que dans celles des bûches ;
- Les PUF issues de la combustion de granulés de sapin contiennent plus de carbone total que celles des granulés de hêtre.
- Les HAP sont plus abondants dans les PUF issues de la combustion de bûches que dans celles issues de granulés. De plus, leur répartition diffère : les PUF issues de la combustion de granulés sont enrichies en HAP de faible masse molaire, tandis que celles issues des bûches contiennent davantage de HAP de masse molaire élevée.
- Les PUF issues de la combustion de bûches de résineux contiennent environ vingt fois plus de HAP que celles issues de bûches de hêtre.
- Le lévoglucosan (composé organique composé de six atomes de carbones) est négligeable dans les PUF issues de la combustion de granulés et il représente environ 5 % de la masse des PUF issues de la combustion des bûches (avec une quantité dans les PUF issues de la combustion de bûches de hêtre 3-4 fois supérieures à celles issues de bûches de sapin).

Ces résultats coïncident avec les travaux de Bäfver et al. (2011) qui ont observé qu'un poêle à granulés induisait une assez forte émission de PUF, composées très majoritairement de potassium, de sulfates et de chlorates [64].

Dans leur étude, Singh et al. (2023) [65] ont examiné en laboratoire les émissions de particules ultrafines ( $PM_{0,1}$ ) en fonction du type de bois (trois essences sous forme de copeaux : chêne, cerisier et mesquite) et des conditions de combustion (intense, lente et incomplète, testées uniquement avec le chêne), à l'aide d'un système de combustion contrôlé, distinct des poêles traditionnels. Les  $PM_{0,1}$  émises étaient majoritairement composées de carbone organique (OC), représentant entre 55 et 61 % en masse, avec une part négligeable de carbone élémentaire (EC) pour les trois bois testés. La fraction inorganique restait relativement faible ( $\leq 2,24$  %), avec une teneur la plus élevée observée dans les  $PM_{0,1}$  issues du mesquite (2,24 %), suivies du cerisier (0,87 %) et du chêne (0,84 %). Les principaux éléments inorganiques détectés étaient le calcium (Ca), le potassium (K), le sodium (Na) et le soufre (S), bien que leur abondance relative varie selon le type de bois. Concernant les effets des conditions de combustion, la combustion incomplète a généré les  $PM_{0,1}$  avec la teneur en OC la plus élevée (65 %). Par ailleurs, la composition élémentaire inorganique de ces particules dépend fortement du régime de combustion : en combustion intense, le Ca et le S dominaient à parts égales (~30 % chacun) ; en combustion lente, le Ca prédominait largement (~66 %) ; tandis qu'en combustion incomplète, le S était l'élément principal (~64 %).

Samae et al. (2021) [66] ont étudié en laboratoire, à l'aide d'un four tubulaire électrique les émissions de  $PM_{0,1}$  issues de la combustion de 11 types de biomasses, ainsi que leur composition chimique, en particulier en HAP. Les auteurs ont également comparé la composition chimique des  $PM_{0,1}$  à celle de particules de plus grande taille ( $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ ).

Parmi les principales conclusions de cette étude, il ressort que les HAP à 4 à 6 cycles aromatiques — les plus toxiques — sont davantage concentrés dans les PM<sub>0,1</sub> que dans les particules plus grossières. De plus, les HAP dominants présents sur les PM<sub>0,1</sub> varient selon le type de combustible utilisé.

Ces deux travaux [65,66] ont été réalisés en laboratoire, non pas sur des poêles, mais à l'aide de dispositifs expérimentaux spécifiques permettant de contrôler finement la combustion (quelques grammes ou milligrammes de combustible). Les études portant sur des poêles, et analysant spécifiquement la composition chimique des PUF, sont rares. Ce manque de données met en évidence la nécessité de mener davantage d'études sur les poêles à bûches et à granulés, dans des conditions réelles d'utilisation, en tenant compte de différents types de bois.

### **3.5. Méthodes de caractérisation des PUF dans les émissions atmosphériques**

Cette partie s'appuie sur le retour d'expérience des membres du projet ainsi que sur la littérature scientifique. Les différentes technologies et principes permettant de caractériser les PUF à l'émission ont été regroupés dans cette partie afin de bien cerner leur spécificité. Elles diffèrent en effet de celles mises en œuvre pour caractériser les autres fractions granulométriques.

Les PUF sont assez difficiles à mesurer du fait de leur taille nanométrique, qui limite leur masse et leur interaction lumineuse. Néanmoins, la science des aérosols a énormément progressé ces vingt dernières années, par la découverte des propriétés spécifiques à cette classe granulométrique de particules (comme la mobilité électrique), permettant de développer des méthodes de mesures robustes.

La mesure des particules dans un effluent de combustion est un exercice difficile. En effet, l'effluent de combustion est milieu chaud, humide et comprenant beaucoup d'espèces condensables. Ces espèces condensables peuvent former des gouttelettes en cas de refroidissement, au risque de perturber les mesures, voire de saturer les appareils. Un conditionnement de l'aérosol par dilution est souvent nécessaire pour éviter ces phénomènes.

Cette partie va traiter de l'effet de la dilution, puis des méthodes de mesure, en évoquant le principe utilisé et en l'illustrant par certains appareils disponibles sur le marché. Les concepts et équipements de mesure présentés ici peuvent, pour la plupart, être utilisés également pour la mesure des PUF dans l'air ambiant.

#### **3.5.1. Conditionnement de l'aérosol par la dilution**

Les aérosols contenant les PUF sont prélevés dans l'effluent gazeux chaud et humide, doivent être acheminés via des lignes chauffées vers la technique de prélèvement et d'analyse de la granulométrie des particules. Entre le point de prélèvement et la technique de caractérisation, quelle qu'elle soit, des réactions de réagencement entre les particules peuvent se dérouler, tout comme des réactions de nucléation. Ces phénomènes sont exacerbés par les caractéristiques de température et de taux d'humidité élevés propres à la matrice gazeuse issue de procédés de combustion, qui peuvent être à l'origine de phénomènes de condensation incontrôlés. Les caractéristiques des particules peuvent alors être modifiées, ne reflétant pas forcément la réalité des particules dans le milieu de prélèvement. En plus de ce phénomène, les appareils permettant de caractériser les PUF, sont souvent conçus pour caractériser l'air ambiant et sont peu adaptés aux conditions de température, d'humidité et de concentration des fumées de combustion. Le recours à la dilution permet de ramener les conditions de la matrice de combustion à des conditions proches de celles de l'air l'ambiant.

Ces deux paramètres justifient à eux seuls la nécessité de diluer les aérosols avant de les transférer vers une technique de caractérisation. En effet, la dilution permet de limiter les phénomènes de nucléation et de condensation, stabilisant ainsi l'aérosol. La caractérisation peut dès lors être réalisée de manière plus représentative de la granulométrie au point de prélèvement. Par ailleurs, la dilution permet de réduire la concentration de l'effluent en particules, et ainsi mieux séparer les particules les unes des autres.

Pour diluer des aérosols, le ratio de dilution (nombre de volume d'air pour un volume de fumées) est classiquement compris entre 10 et 50 dans la littérature. Afin d'éviter les phénomènes de condensation d'espèces gazeuses (vapeur d'eau, hydrocarbures), la dilution peut être réalisée en deux étapes, avec une première dilution à l'air chaud permettant d'abaisser la pression de vapeur de ces espèces. Ceci est particulièrement nécessaire pour les effluents de combustion caractérisés à l'émission. Il existe différentes méthodes pour réaliser cette dilution, mais les plus courantes sont la dilution par éjection, par tube poreux ou perforé et avec un tunnel à dilution [29].

La littérature indique que la dilution peut avoir un effet sur la mesure des particules [24,67]. Cet effet serait lié à la composition de l'effluent, à la température de dilution ainsi qu'à la méthode de dilution. D'autres auteurs indiquent toutefois que cet effet est négligeable [68,69]. Ceci souligne la nécessité de bien maîtriser la dilution mise en œuvre pour caractériser les aérosols ; le contrôle et le suivi du taux de dilution appliqué sont des éléments essentiels à la réalisation d'une caractérisation fiable de l'aérosol.

D'autres méthodes peuvent aussi être mises en place pour optimiser la mesure des PUF, comme placer des cyclones  $PM_{10}$  dans une chambre de résidence juste après la dilution. Certains auteurs décrivent des systèmes avec des cyclones allant jusqu'à la fraction  $PM_1$  afin de ne mesurer que les particules les plus petites.

### 3.5.2. Les méthodes de prélèvement et d'analyse de la granulométrie des particules

#### 3.5.2.1. Impaction en cascade

L'impaction en cascade consiste à séparer les particules selon leur diamètre aérodynamique. Cela signifie que les particules sont accélérées et suivent des trajectoires avec des virages de plus en plus serrés. Lorsque la particule est de taille trop importante pour parvenir à suivre la courbe à une vitesse donnée, alors elle va s'impacter sur un plateau. La Figure 13 présente un schéma illustrant l'impaction en cascade.

Les diamètres de passage, et donc la vitesse des aérosols dilués (car le débit et la température sont constants dans ces systèmes) sont réglés précisément lors de la conception de l'appareil afin d'obtenir des séparations sur des diamètres précis de particules.

Deux possibilités se présentent alors sur ce type d'appareil :

- Soit des filtres sont positionnés sur chaque plateau afin d'obtenir une distribution en masse non-continue dans le temps (delta de pesée avant/après prélèvement) ;
- Soit les particules sont d'abord chargées via un chargeur à effet couronne, puis lors de leur impaction sur un plateau, la charge est libérée. Il devient alors possible de compter le nombre de charge libérée par plateau et ainsi obtenir une distribution en nombre continue dans le temps.

Les deux appareils les plus connus et utilisant ces principes sont (respectivement) le DLPI+ (DEKATI © Low Pressure Impactor) et l'ELPI+ (Electric Low Pressure Impactor).

Le DLPI+ permet de mesurer une distribution granulométrique en masse (non continue) sur une plage de 16 nm à 10  $\mu m$  (plage pouvant varier selon le modèle).

L'ELPI+ permet de mesurer en continu une distribution granulométrique en nombre comprise entre 6 nm et 10  $\mu m$  (plage pouvant varier selon le modèle). La Figure 14 présente des photographies de ces deux analyseurs.

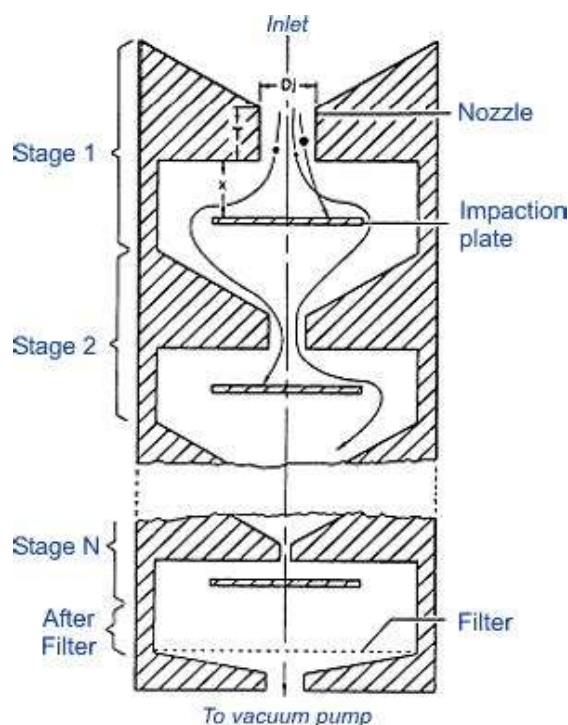


Figure 13 : Schéma de principe de l'impaction en cascade.



Figure 14 : Photographies des deux analyseurs classiques utilisant le principe d'impaction : le DLPI+ (a) et l'ELPI+ (b), marque DEKATI.

L'avantage de collecter les particules sur des filtres (cas du DLPI+) est de pouvoir réaliser des analyses chimiques sur ces particules après les prélèvements. Bäfver et al. (2011) ont appliqué cette méthode dès 2011 pour analyser la répartition granulométrique des éléments majeurs (K, S, Zn, Cl, Na et Ca) [64].

Sur le même principe d'impaction en cascade, on peut évoquer l'impacteur DGI (Dekati Gravimetric Impactor). Cet équipement est un impacteur, basé sur la technologie du DLPI+, présentant moins de plateaux d'impaction (quatre), permettant de prélever des particules de taille comprise entre 200 nm et 1  $\mu\text{m}$ , et davantage dédié à la collecte des particules pour analyse chimique *a posteriori*.

### 3.5.2.2. Mobilité électrique

Toutes les particules, dont les PUF, présentent une surface d'échange. Si les particules passent dans le champ proche d'une sonde corona à charge constante, elles sont alors chargées électriquement, et ce quasi proportionnellement à leur surface. La charge électrique reçue par une particule déterminera sa capacité à traverser un champ électrique. En effet, la formule de calcul de la mobilité électrique dépend directement des dimensions de la particule, ce qui permet de définir un diamètre équivalent appelé diamètre de mobilité électrique (Dme).

Ainsi, des appareils ont utilisé ce principe pour mesurer un diamètre dit de mobilité électrique (attention : diamètre différent du diamètre aérodynamique). Le principe est d'imposer un état de charge sur les particules via une sonde corona, puis de mesurer les micro-décharges électriques que les particules relâchent lorsqu'elles s'impactent sur une surface conductrice. Selon l'avancée de la particule dans le champ électrique, et donc le point auquel elle relâche sa charge, alors le diamètre peut être déduit. La Figure 15 présente un schéma qui illustre ce phénomène et présente le fonctionnement de l'appareil DMS500 de Cambustion.

Des appareils, très classiquement utilisés dans le milieu de la recherche sur toutes les particules de tailles nanométriques, utilisent ce mécanisme de mobilité électrique. C'est le cas du DMS500 de Cambustion, mais aussi du spectromètre SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer). Ce dernier appareil utilise d'une autre manière ce principe. En effet, ce spectromètre est composé d'un DMA (Differential Mobility Analyzer), qui permet de n'envoyer dans le compteur que des particules mono-dispersées, en jouant sur le courant entre deux électrodes. Ce courant varie régulièrement sur une plage prédéfinie, permettant ainsi de parcourir une large gamme granulométrique. Cela permet de gagner en résolution lors de la mesure du nombre de particules dans le spectromètre. La Figure 16 présente un schéma de fonctionnement d'un DMA et une photographie de son installation sur un SMPS.

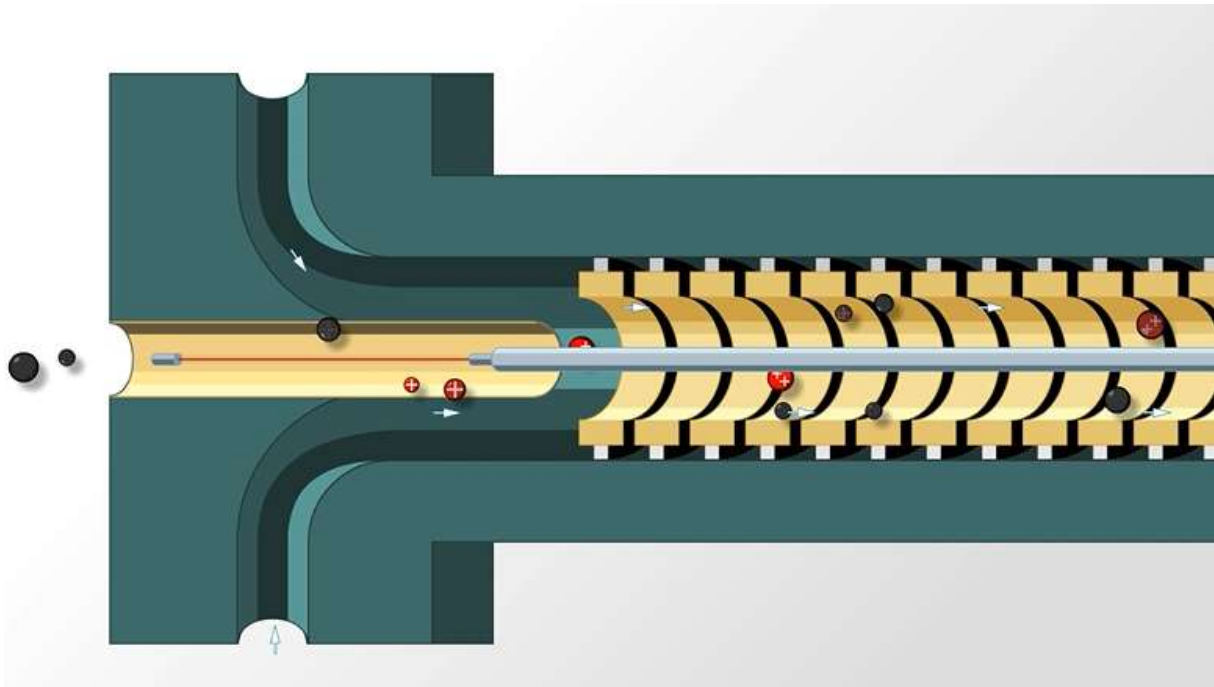


Figure 15 : Schéma de principe illustrant l'utilisation du principe de mobilité électrique par le DMS500 (Combustion).

A ces appareils sont ajoutés des CPC (Condensation Particles Counter), aussi connu sous le nom de CNC (Compteur de Noyaux de Condensation). Il s'agit d'appareils qui vont permettre de mesurer les particules les plus fines en les faisant évoluer dans un milieu saturé de vapeurs condensables (le n-butyl alcool). Ces vapeurs vont provoquer une croissance des particules, qui vont alors pouvoir être mesurées via des moyens optiques.

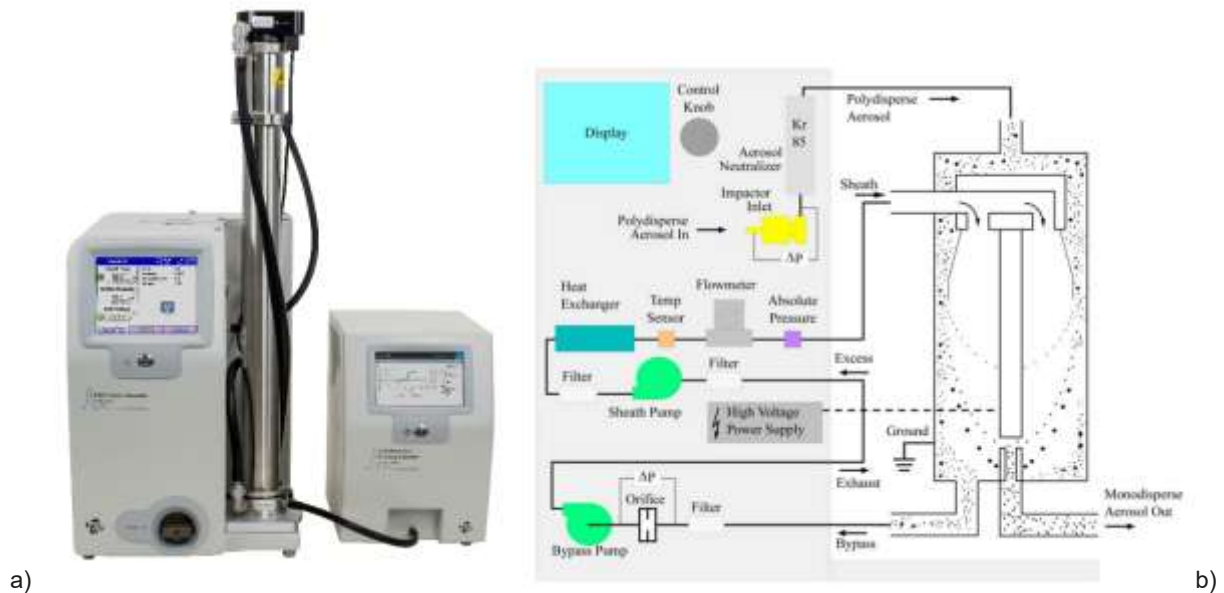


Figure 16 : Photographie d'un SMPS équipé d'un DMA et d'un CPC de TSI (a) et schéma de principe d'un DMA (differential mobility analyzer, b).

### 3.5.3. Microscopie électronique

Pour accéder à des informations de morphologie, mais également de composition élémentaire, l'usage de la microscopie électronique s'est généralisé dans les études portant sur les aérosols. Les appareils généralement employés sont des microscopes électroniques à balayage (MEB) ou à transmission (MET).

Ces deux types d'appareils reposent sur le principe d'éclairer la cible avec un faisceau focalisé d'électrons et d'analyser la réponse en réflexion (MEB) ou en transmission (MET). Ces équipements sont régulièrement couplés à des systèmes d'analyse par spectroscopie à rayons X (EDX). Ces systèmes permettent d'obtenir des informations de composition élémentaires des objets observés.

La microscopie électronique nécessite que le substrat de prélèvement soit un bon conducteur électrique. Pour cela, on utilise généralement des grilles de microscopie spécifique, en cuivre recouvert de carbone. Ces grilles sont installées dans des préleveurs dédiés (modèle MPS) installés comme des porte-filtres. Ces grilles étant rapidement saturées en particules, les prélèvements sont nécessairement ponctuels et courts, il est donc important de bien choisir les plages temporelles de prélèvement.

La littérature indique néanmoins [29] qu'il est souvent difficile d'étudier des populations de particules organiques en microscopie électronique, car le faisceau d'électrons (ou de rayons X en EDX) tend à évaporer les espèces organiques en quelques minutes, spécifiquement pour les particules les plus petites.

### 3.6. Synthèse

Le Tableau 2 donne une synthèse des avantages et inconvénients des différents équipements de mesure évoqués précédemment et envisagés pour le projet PERICLES.

Tableau 2 : Synthèse des avantages et des inconvénients des équipements pouvant être utilisés lors du projet PERICLES, permettant d'étudier la granulométrie, la morphologie et la composition des particules, notamment des PUF

Appareil	ELPI+	DLPI / DGI	DMS500	SMPS	MET ou MEB couplée à EDX
<b>Mesurande</b>	Distribution granulométrique	Distribution granulométrique	Distribution granulométrique	Distribution granulométrique	Morphologie, Taille/ Composition chimique élémentaire
<b>Principe de séparation</b>	Inertie/impaction en cascade	Inertie/impaction en cascade	Mobilité électrique	Mobilité électrique	Aucun : observation directe sur le substrat
<b>Principe de détection</b>	Electrique	Pesée	Electrique	Optique	Faisceau d'e <sup>-</sup> focalisé balayé sur la surface, détection des e <sup>-</sup> rétrodiffusés (MEB) Faisceau d'e <sup>-</sup> traversant l'échantillon, détection des e <sup>-</sup> transmis (MET) Analyse par spectroscopie à rayons X (EDX).
<b>Plage de mesure</b>	6 nm - 10 µm	16 nm - 10 µm / 200 nm - 2,5 µm	5 nm - 1 µm	10 nm - 1 µm	Particules nanométriques à micrométriques
<b>Avantages</b>	Mesures directes Réponse très rapide (< 1 s)	Rustique Possibilité de mesures chimiques en compléments Usage à chaud possible	Mesures directes Réponse très rapide (< 1 s) 20 classes inférieures à 100 nm Conçu pour les effluents de combustion	Mesures directes Conçu pour le submicronique et le nanométrique Haute résolution (100+ classes)	Permet l'étude fine de la morphologie des particules ; couplage possible avec EDX pour composition élémentaire
<b>Inconvénients</b>	Seulement 4 classes inférieures à 100 nm	Mesure différée Exploitation chronophage (DLPI) Seulement 4 classes inférieures à 100 nm (DLPI) Diamètre minimal 200 nm (DGI) Mesures intégrées sur temps long Débit de prélèvement très élevé (DGI)	Appareil encombrant Volume de données important	Temps de réponse de plusieurs minutes	Analyse qualitative (non quantitative) ; prélèvement ponctuel sur très courtes durées ; particules organiques nanométriques très sensibles à la dégradation du faisceau

### Eléments à retenir :

- Les Particules Ultrafines (PUF) sont des particules de diamètre inférieur à 100 nm et dont la plupart sont issues de processus de combustion.
- Les PUF représentent un enjeu de santé publique : en raison de leur très petite taille, elles peuvent pénétrer directement dans le sang. Plusieurs facteurs influencent leur toxicité (composition chimique, taille, forme, etc.). Chaque PUF possède ainsi un profil toxicologique spécifique, dépendant de nombreux paramètres.
- Les émissions/concentrations dans l'air ambiant de PUF ne sont actuellement pas réglementées en France, contrairement à celles de PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>.
- La surveillance des concentrations en PUF dans l'air ambiant à l'échelle nationale a débuté en 2021.
- Différentes méthodes permettent de mesurer les concentrations en PUF, elles sont généralement basées sur des mesures en nombre et non en masse.
- La caractérisation des PUF à l'émission nécessite le recours à des méthodes de dilution idéalement en deux étapes (à chaud puis à froid) pour stabiliser les aérosols et adapter les conditions de matrices préalablement à l'étape de caractérisation. Lors de cette étape le contrôle et le suivi du taux de dilution appliqué sont des éléments essentiels à la réalisation d'une caractérisation fiable de l'aérosol.
- La caractérisation des PUF requiert de mesurer trois grandeurs essentielles, que sont le nombre, la taille mais également la composition chimique. La plupart des études identifiées sont limitées à la taille et au nombre.
- La composition chimique des PUF quand elle est disponible, peut être très variée : Carbone Organique (OC), Carbone élémentaire (EC), Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), sels minéraux, métaux...

## 4. Paramètres influençant les émissions de particules ultrafines du chauffage domestique au bois

Il est particulièrement important de répertorier les paramètres d'influence sur la production de PUF déjà décrits dans la littérature. Cette partie s'intéresse à l'impact de la nature et des caractéristiques du combustible sur les émissions de particules ultrafines. Les études sur ce sujet ne sont pas encore très nombreuses, et apparaissent à partir des années 2000.

Il est à noter que la technologie des appareils a évolué entre les appareils d'ancienne génération (années 2000 et antérieures) et les appareils plus récents (postérieurs à 2012) notamment concernant les arrivées d'air, le parcours des fumées dans l'appareil, la présence de déflecteurs. Cela a probablement un impact sur les émissions de PUF.

De plus, les émissions polluantes des appareils de chauffage domestique aux bûches sont très dépendantes des pratiques de l'utilisateur, notamment des réglages d'arrivée d'air et de la charge en combustible. Cette variabilité est soulignée notamment dans l'étude de Trojanowski and Fthenakis (2019) [29].

Dans le cas d'un appareil à granulés, la régulation des arrivées d'air et l'alimentation en combustible sont automatiques, limitant ainsi l'impact des pratiques de l'utilisateur sur le système et donc sur les émissions de polluants.

Nous observerons donc les travaux déjà réalisés sur l'influence du combustible, de l'appareil et du régime de fonctionnement sur les émissions de PUF.

Pour caractériser les émissions liées à la production d'énergie, il est fréquent d'utiliser des facteurs d'émissions qui représentent une quantité de polluant émis par unité de combustible brûlé. A partir des mesures réalisées, il est possible d'exprimer les valeurs en différentes unités pour pouvoir comparer des résultats. Pour les émissions en nombre de particules, les unités les plus fréquemment utilisées sont :

- **Part/cm<sup>3</sup>** : nombre de particules par normal centimètre cube de fumées sèches ;
- **Part/MJ** : facteur d'émission qui permet de comparer la pollution de différentes sources d'énergie pour une même quantité de **chaleur produite** ;
- **Part/kg** : utilisée pour comparer diverses sources de combustibles : il s'agit d'un nombre de particules **par kg de combustible brûlé**.

### 4.1. Influence de la nature et des caractéristiques du combustible

La nature du combustible modifie de manière significative les caractéristiques des émissions. C'est pourquoi la première partie de ce sous-chapitre observe les facteurs d'émissions liées à l'utilisation de granulés versus ceux obtenus avec l'utilisation de bois bûches. La seconde partie de ce sous-chapitre observera l'impact de l'essence utilisée sur les émissions. Ensuite, nous observerons l'impact de l'humidité du combustible sur les émissions.

#### 4.1.1. Granulés / bûches

Ozgen et al. (2017) [12] ont étudié les émissions de PUF (distribution granulométrique en nombre, ainsi que la composition chimique après prélèvement sur filtre et analyse différée : sels, métaux, 8 HAP, carbone total (TC), sucres anhydres - levoglucosane, mannosane, galactosane), lors de l'utilisation d'un poêle à granulés de 11 kW et d'un poêle à bûches de 8 kW, dont les performances ne sont pas précisées. Deux essences de bois ont été utilisées pour les granulés et les bûches : le sapin et le hêtre. Les prélèvements étaient réalisés lors de cycles d'utilisation variés.

Pour le poêle à granulés, les cycles de combustion duraient 3 à 4 heures, avec un fonctionnement continu ou modulé (55 % du temps à 75 % de la puissance nominale, le reste à 30 %). Concernant le poêle à bûches, le protocole expérimental s'étendait sur 5 à 7 heures, comprenant : un allumage à froid, une phase de préchauffage, deux charges nominales, et une surcharge. Pour rappel, pour le poêle à bûches, les particules ont été prélevées via un tunnel de dilution, puis diluées en deux étapes, avec un taux de dilution total compris entre 500 et 1 000. Pour le poêle à granulés, la dilution s'est faite en deux étapes, sans tunnel de dilution, avec un taux total compris entre 90 et 150. Ces différences peuvent avoir un impact sur la comparabilité des résultats obtenus sur les deux appareils.

Les résultats de la distribution granulométrique en nombre des particules montrent que l'appareil à bûches émet environ deux fois plus de PUF que le poêle à granulés. La granulométrie des particules est également différente : le diamètre moyen des particules issues du poêle à granulés varie entre 35 et 71 nm, contre 51 à 107 nm pour celles émises par l'appareil à bûches.

Concernant la composition chimique, les résultats montrent que les PUF issues de la combustion des bûches sont majoritairement organiques, riches en carbone total, en HAP et en sucres anhydres, ce qui traduit une combustion moins complète et plus variable.

En revanche, les PUF issues de la combustion des granulés sont principalement inorganiques, riches en sels de potassium et en sulfates, signes d'une combustion plus stable et plus complète, typique d'un système automatisé.

Les HAP (somme des huit composés : phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[a]pyrène) sont plus abondants dans les PUF issues de la combustion des bûches que dans celles des granulés.

De plus, leur répartition est différente :

- les PUF issues des granulés sont enrichies en HAP de faible masse molaire (c'est-à-dire des isomères à trois et quatre cycles aromatiques : phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène),
- tandis que celles issues des bûches contiennent davantage de HAP de masse molaire élevée (isomères à quatre et cinq cycles : benzo[a]pyrène, benzo[b]fluoranthène, chrysène, benzo[a]anthracène).

De la même manière, le travail de thèse de Brandelet en 2016 [17] montre que la technologie de l'appareil (présence de déflecteurs, d'air secondaire, gestion des introductions d'air, isolation de la chambre, ...) modifie la quantité de HAP émise, mais très peu son empreinte au sein des émissions, alors que l'utilisation d'un combustible différent (taux d'humidité, présence d'écorces ou non) au sein d'un même appareil modifie son empreinte mais très faiblement la quantité de HAP émise.

Des analyses des effets cyto et géno-toxiques des particules émises par chacun des appareils (Évaluation de la géno-toxicité par le test des comètes et l'évaluation  $\gamma$ -H2AX effectuée sur A549 appliqué sur les cellules de carcinome pulmonaire humain avec 24h de traitement) ont été également réalisées [63]. Les résultats sur la toxicité des particules générées montrent, d'une manière générale, que la toxicité des particules ne dépendrait pas seulement de la nature du combustible (bûches versus granulés), mais aussi de l'essence du bois. Ces résultats seront commentés dans la partie § 4.1.2.

Frey et al. (2014) [70] ont observé les émissions de PUF générées par un poêle à bûches maçonné et une chaudière à granulés. Avant de commenter leurs résultats, nous tenons à rester prudent vis-à-vis de cette comparaison. En effet, l'effet de l'impact du combustible est sans doute masqué en très grande partie par le fait que les technologies des appareils sont, dans ce cas, totalement différentes. Ainsi, nous ne commenterons que certaines parties de leurs travaux, qui apportent des éléments nouveaux et intéressants. Outre le fait que dans leurs essais, le poêle à bûches maçonné émet plus de PUF que la chaudière à granulés, la distribution granulométrique est différente. En effet, dans le cas de la bûche, la distribution est bimodale, alors que dans le cas du granulé, elle est monomodale. Les travaux de Bäfver et al. (2011) [64] ont observé qu'un poêle à granulés induisait une assez forte émission de PUF, composées très majoritairement de potassium, de sulfates et de chlorates. Selon les études citées dans la partie 2.3.1, il s'agirait de particules issues de nucléation majoritairement. Cela pourrait expliquer la forme monomodale des émissions des appareils à granulés.

En revanche, la combustion est moins complète dans les appareils à bûches que dans des appareils à granulés. Ceci peut notamment s'expliquer par la forme du combustible, qui dans le cas des bûches facilite moins le mélange entre le gaz combustible et l'oxygène de l'air. De nombreux articles, dont ceux précédemment cités, montrent que la dégradation de la combustion (se traduisant par une augmentation des émissions de CO) induit une augmentation de la taille et une modification de la composition chimique des particules. Cela expliquerait la distribution bimodale observée par Frey et al. (2014) [70] pour un poêle à bûches, composée essentiellement par des particules de suies, qui s'agglomèrent de manière plus importante que dans le cas d'une combustion bien maîtrisée, et des envolées de cendres avec une granulométrie plus grossière. Cette hypothèse serait aussi en accord avec les résultats de Frey et al. (2014) [70] concernant les analyses de carbone suie (BC) par MAAP qu'ils ont réalisées sur les PUF prélevées. En effet, les résultats montrent que la quantité de PUF est très importante et majoritairement composée de BC, alors que dans le cas de l'appareil à granulés, les PUF sont majoritairement composées d'ions et de WSPOM (water soluble particulate organic matter).

Ainsi, d'après Frey et al., il semblerait que les granulés, du fait de leur rapport surface/masse plus élevé et d'un approvisionnement en continu, induisent des émissions de PUF majoritairement composées de particules inorganiques formées par nucléation. Par ailleurs, la proportion de WSPOM dans les PUF n'est que de 5 %. A l'inverse, une bûche, du fait de son rapport surface/masse, induit une dégradation de la qualité de la combustion, provoquant de fortes émissions de suies.

Plusieurs études dans la littérature se sont intéressées aux facteurs d'émissions de particules en nombre pour des poêles à granulés ou à bûches, sans toutefois cibler spécifiquement les PUF. La comparaison directe entre ces études reste cependant délicate en raison de différences importantes dans les conditions expérimentales, telles que la technologie des appareils de combustion, la nature et l'essence du bois, le taux d'humidité du combustible, les protocoles et taux de dilution, ou encore les méthodologies de mesure.

Malgré cette hétérogénéité, les résultats disponibles permettent de constater que les PUF sont émises en quantités importantes, que ce soit à travers les distributions granulométriques centrées sur des diamètres inférieurs à 100 nm, ou par les valeurs de diamètre moyen géométrique (GMD) ou de diamètre de mobilité maximale (PMD) rapportées.

Concernant les facteurs d'émissions de particules en nombre, différents travaux ont été réalisés. Boman et al. (2011) [71] ont observé des facteurs d'émissions de  $4,4 \times 10^{13}$  à  $2,2 \times 10^{14}$  part/MJ pour deux poêles à granulés. Le poêle A fonctionnait en régime continu, avec une alimentation en combustible modulée entre environ 2 et 6 kW, tandis que le poêle B fonctionnait en régime intermittent, avec trois niveaux de puissance prédéfinis compris entre 4 et 9,5 kW, incluant un allumage électrique à chaque phase de démarrage.

Le poêle A utilisait une alimentation en air primaire et secondaire, alors que le poêle B utilise uniquement de l'air primaire. Les deux poêles ont été testés en conditions de faible charge (low load) et de forte charge (high load).

Un SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) a été utilisé pour mesurer la distribution granulométrique et la concentration en nombre des particules, dans une plage de 16 à 673 nm.

Pour le poêle A, le facteur d'émission moyen en nombre de particules variait de  $4,4 \times 10^{13}$  particules/MJ (à forte charge) à  $6,4 \times 10^{13}$  particules/MJ (à faible charge). Pour le poêle B, il atteignait  $2,1 \times 10^{14}$  particules/MJ à forte charge (aucune donnée à faible charge).

Le diamètre de mobilité au pic (PMD) variait en moyenne entre 69 et 80 nm pour le poêle A (respectivement à faible et forte charge), et était plus faible pour le poêle B à forte charge, à 53 nm.

Cela indique qu'une grande partie des particules formées (en nombre) sont inférieures à 100 nm

Ces facteurs d'émissions sont deux fois plus élevés que ceux de l'étude de Caracci et al. (2022) [31] pour laquelle quatre poêles à granulés de puissance plus importante (20,1 – 31,4 kW) ont été testés en régime de fonctionnement stationnaire. Il est à noter que les puissances des appareils sont très différentes entre les deux études et que les émissions de ces deux études ont été mesurées par le même type d'appareil à savoir un spectromètre SMPS pour des particules comprises entre 14 et 700 nm. Les résultats de l'étude de Caracci et al. (2022) [31] montrent une distribution de taille unimodale pour les poêles à granulés, avec un mode centré autour de 60 nm, ce qui confirme que la proportion de PUF dans les particules totales est largement majoritaire.

Des études sur des poêles à bûches mesurant les  $PM_{10}$  avec un spectromètre SMPS ont également été effectuées. C'est notamment le cas de Kortelainen et al. (2018) [72] qui ont utilisé un poêle à bûches (puissance non mentionnée) à allure nominale en faisant différents essais avec des bûches de hêtre, bouleau et épicéa. Les résultats moyens montrent des émissions de  $PM_{10}$  variant de  $4,25 \times 10^{13}$  à  $5,75 \times 10^{13}$  part/MJ. Ces facteurs d'émissions sont plus élevés que ceux obtenus par Poláček et al. (2021) [73]. Un poêle à bûche de 9 kW à allure nominale utilisant des bûches de hêtre a donné  $9,3 \times 10^{12}$  part/MJ. Cependant, ces deux études ne mentionnent pas de distribution granulométrique précise et ne permettent pas de comparer de manière rigoureuse les résultats des facteurs d'émissions de PUF entre les deux types de poêles (granulés et bûches).

L'étude de Bäfver et al. (2011) [64], compare les facteurs d'émissions de particules entre poêles à granulés et poêles à bûches à allure nominale en utilisant un ELPI (mesure des particules entre 7 nm et 8  $\mu$ m). Les générations des poêles utilisés ne sont malheureusement pas renseignées. Les résultats montrent des facteurs d'émissions entre  $1 \times 10^{14}$  et  $6 \times 10^{14}$  part/MJ pour les poêles à bûches, et entre  $3 \times 10^{13}$  et  $5 \times 10^{13}$  part/MJ pour les poêles à granulés. D'après cette étude, les poêles à bûches émettraient donc, en nombre, deux à dix fois plus de particules majoritairement inférieures à 1  $\mu$ m ( Figure 17).

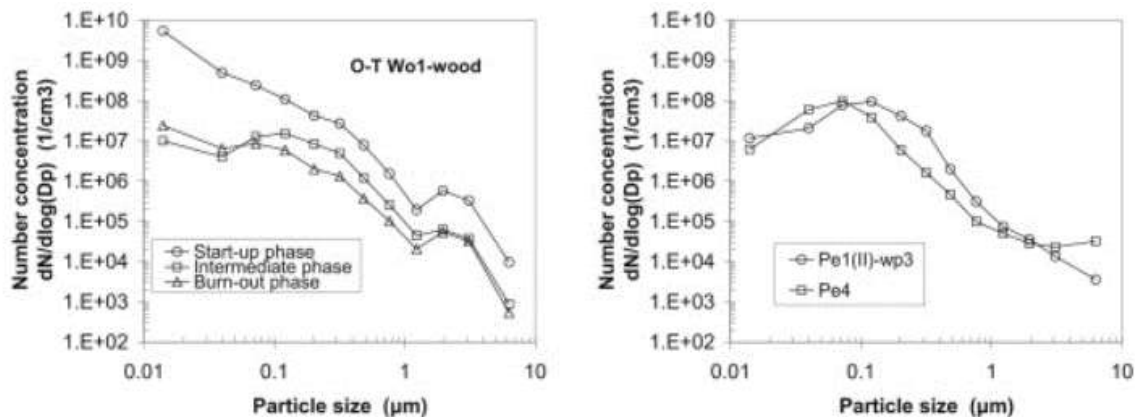


Figure 17 : Répartition granulométrique des facteurs d'émissions de particules pour un poêle à bûches (à gauche) et deux poêles à granulés (à droite) [64].

Lamberg et al. (2011) [74] ont étudié les facteurs d'émission de particules sur trois poêles à bûches conventionnels à accumulation de chaleur (probablement équipés d'un apport en air primaire uniquement), un poêle à bûches doté d'un apport en air secondaire, et une chaudière à granulés (25 kW). La distribution granulométrique et la concentration en nombre des particules ont été mesurées à l'aide d'un ELPI (mesurant les particules de 24 nm à 9 µm), avec un taux de dilution compris entre 91 et 127 via un tunnel de dilution. Les bûches utilisées étaient en bouleau, tandis que la chaudière à granulés fonctionnait avec des granulés de pin.

Les tests sur les poêles à bûches incluaient une phase d'allumage suivie de trois charges, selon les recommandations de chaque fabricant. La chaudière à granulés, quant à elle, a été stabilisée pendant trois heures avant les mesures, effectuées en mode nominal.

Les facteurs d'émission en nombre de particules total (aucune donnée spécifique n'a été rapportée concernant les PUF) mesurés varient entre  $1 \times 10^{13}$  et  $1 \times 10^{14}$  particules/MJ, selon le type de l'appareil de combustion, avec des diamètres géométriques moyens (GMD) allant de 61 à 136 nm. La chaudière à granulés, bénéficiant d'une combustion optimisée, présente le plus petit diamètre moyen. À l'inverse, l'un des poêles à bûches conventionnels (Celui qui fonctionne avec des conditions de combustion les plus dégradées) présente le facteur d'émission en nombre le plus faible ( $1,2 \times 10^{13}$  particules/MJ), mais avec le GMD le plus élevé (136 nm).

Les valeurs de GMD indiquent qu'une grande partie des particules émises en nombre sont des PUF. Dans cette même étude, un des poêles conventionnels présente un facteur d'émission en nombre inférieur à celui mesuré pour la chaudière à granulés ( $3,1 \times 10^{13}$  particules/MJ, GMD = 73 nm), tandis qu'un autre poêle conventionnel affiche un facteur d'émission supérieur ( $1 \times 10^{14}$  particules/MJ, GMD = 63 nm). Le poêle à bûches avec apport en air secondaire présente quant à lui un facteur d'émission intermédiaire de  $8,4 \times 10^{13}$  particules/MJ, avec un GMD de 76 nm.

Il reste donc difficile de tirer des conclusions claires, à partir de cet article, sur les tendances en matière d'émission en nombre de particules entre poêles à bûches conventionnels et avancés, ou entre poêles à bûches et poêles à granulés. Ces résultats sont légèrement inférieurs à ceux de Båfver et al. (2011) [64], montrant qu'il est difficile de trouver des études comparables dans les mêmes conditions et réalisées avec les mêmes protocoles. De plus faibles concentrations de PUF et de diamètres moyens plus petits (souvent inférieurs à 40 nm) sont par ailleurs généralement observés lors de l'utilisation de poêles et chaudières à granulés, en comparaison aux appareils à bûches. Dans leur revue, Trojanowski and Fthenakis (2019) [29] montrent que les particules émises par les appareils à granulés sont majoritairement inorganiques et que ces systèmes émettent très peu de HAP, confirmant l'efficacité de la combustion et la nature différente des émissions associées aux granulés.

#### 4.1.2. Essence de bois

Les auteurs Lonati et al. (2017) [75] au cours du projet TOBICUP, ont observé l'impact de l'essence de bois utilisée, pour des granulés et des bûches. Ils ont travaillé avec des granulés de hêtre et de sapin, et des bûches de hêtre et de sapin. Pour les granulés, ils ont observé que l'impact de l'essence semblait assez faible sur les émissions de PUF, en nombre et en masse. Pour les bûches, ils ont observé que le changement d'essence pouvait provoquer une multiplication par trois des émissions de PUF en nombre, induisant une augmentation de 30% en masse, et ce toujours en défaveur des bûches de hêtre. Ce point prête à débat car la littérature n'est pas homogène.

En effet, Fine et al. (2001) [76] dans le nord-est des Etats-Unis avaient observé que la combustion de bûches de résineux entraînait une augmentation systématique des émissions de particules fines ( $PM_{10}$ ) par rapport à la combustion de bûches de feuillus brûlées dans les mêmes conditions (foyer maçonné). Néanmoins, ces auteurs mesuraient les  $PM_{10}$ , et pas spécifiquement les PUF. Un autre facteur pourrait expliquer cet écart : les appareils sont plutôt conçus pour brûler soit des bûches de feuillus soit de résineux, les modifications des facteurs d'émissions proviendraient plutôt de la technologie de l'appareil que de l'essence utilisée. Ce point permettrait d'expliquer aussi pourquoi la granulation permettrait de limiter l'impact de l'essence du bois utilisé. Cela signifierait que l'utilisation d'un combustible adéquat pour un appareil donné générerait des émissions de particules totales plus faibles qu'un combustible non-adéquat, et donc qu'une combustion plus complète générerait plus de PUF qu'une combustion incomplète. Le débat sur l'influence de l'essence du bois serait donc plutôt déplacé sur l'impact de la technologie de l'appareil (cf 4.2).

Néanmoins, même si l'essence du bois n'est sans doute pas le seul paramètre permettant d'expliquer les phénomènes observés par Lonati, la Figure 18 issue de leur communication permet de résumer les deux sous-parties traitées ici.

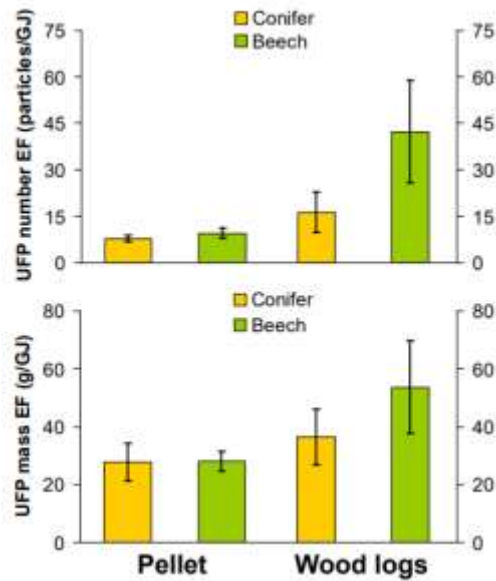


Figure 18 : Impact de l'essence du bois (Conifer = résineux ; Beech = Hêtre) et de la forme du combustible (Pellet = granulés ; Wood logs = bois bûches) [75].

L'impact de l'essence du bois dans le cas du bois bûche est donc assez complexe à observer, puisque les appareils sont optimisés spécifiquement pour une essence, notamment selon le pays de production. En effet, les normes précisent l'essence du bois à utiliser pour réaliser les essais réglementaires (à savoir : charme, hêtre ou bouleau en Europe ou selon EN 16510, et donc pas de résineux).

Le projet QUALICOMB avait aussi tenté d'observer l'impact de l'essence du bois bûches, mais n'avait finalement pas pu réellement conclure du fait de la détérioration de la combustion engendrée par l'utilisation de résineux dans l'appareil sélectionné [77].

Concernant l'influence de l'essence du combustible, il est ainsi mis en évidence, pour les appareils à granulés, l'importance de l'étape de granulation permettant d'homogénéiser les combustibles.

#### 4.1.3. Bûches : Humidité

La majorité des études réalisées sur l'impact de l'humidité du combustible étudient les extrêmes, via une bûche bien sèche à 12 % et une bûche détrempeée à plus de 40 % d'humidité. Le bilan est toujours le même : la bûche détrempeée dégrade significativement les émissions, et cela vient du fait que la combustion se déroule à des températures beaucoup trop faibles, et que les appareils ne sont pas conçus pour valoriser des combustibles si humides.

Une seule étude a été identifiée [78] observant l'impact de l'humidité du combustible sur les émissions de PUF. Cette étude teste, dans trois chaudières à bûches, deux humidités différentes pour des bûches d'épicéa : 9 et 31 %. L'écart reste considérable, mais l'étude mesure les PUF de manière assez fines via un SMPS et un DLPI. Les résultats montrent que des bûches plus humides augmentent de manière significative les émissions de particules en masse, mais n'affectent que très peu les émissions de PUF en nombre.

L'humidité du combustible est donc un facteur qui influe sur les émissions de manière générale. Cependant, le manque d'études rend difficile de préciser l'impact de ce paramètre sur les émissions de PUF.

## 4.2. Influence de l'appareil

Les appareils de chauffage domestique au bois ont connu une évolution certaine au cours des vingt dernières années. L'évolution des facteurs d'émissions en imbrûlés gazeux et en particules, tout comme les valeurs seuils imposées par les normes et valorisées par les labels, en témoignent de manière claire.

La première sous-partie concerne l'impact de la génération des appareils de chauffage domestique au bois sur les émissions de PUF. La deuxième sous-partie concerne l'impact de la technologie de l'appareil (au sein d'une même génération) sur les émissions de PUF.

### 4.2.1. La génération de l'appareil

Comme mentionné dans la section 4.1.1, Lamberg et al. (2011) [74] ont étudié les facteurs d'émission en nombre de particules pour trois poêles à bûches conventionnels à accumulation de chaleur et un poêle à bûches équipé d'un apport en air secondaire. Le même protocole de combustion et de prélèvement a été appliqué aux quatre appareils, comprenant une phase d'allumage suivie de trois charges de combustible. L'un des poêles à bûches conventionnels, fonctionnant dans les conditions de combustion les plus dégradées, présente le facteur d'émission en nombre le plus faible ( $1,2 \times 10^{13}$  particules.MJ<sup>-1</sup>), mais associé au diamètre médian géométrique (GMD) le plus élevé (136 nm). Un autre poêle conventionnel présente un facteur d'émission en nombre de  $3,1 \times 10^{13}$  particules.MJ<sup>-1</sup> (GMD = 73 nm), tandis qu'un troisième poêle conventionnel affiche un facteur d'émission plus élevé, atteignant  $1,0 \times 10^{14}$  particules.MJ<sup>-1</sup> (GMD = 63 nm). Le poêle à bûches doté d'un apport en air secondaire présente quant à lui un facteur d'émission intermédiaire de  $8,4 \times 10^{13}$  particules.MJ<sup>-1</sup>, avec un GMD de 76 nm. Au regard de ces résultats, il apparaît difficile de dégager, à partir de cette seule étude, des tendances claires concernant les émissions en nombre de particules entre poêles à bûches conventionnels et poêles à conception plus avancée. La composition chimique quantitative des aérosols émis n'a pas été caractérisée dans cette étude.

Dans l'étude de Bäfver et al. (2011), des données de concentration en nombre de particules sont disponibles pour trois poêles à bûches < 2011 (deux anciens et un moderne) [64]. Les résultats montrent que pour le poêle moderne, le nombre de particules émises est équivalent à celui de l'un des anciens modèles et supérieur à celui de l'autre.

Concernant les PUF (exprimées en nombre ici), les résultats de l'étude de Brandelet et al. (2021) [2] montrent que les appareils plus récents émettent moins de PUF, mais que ces dernières représentent en revanche la part majoritaire des émissions de PM. La Figure 19 témoigne de ce résultat.

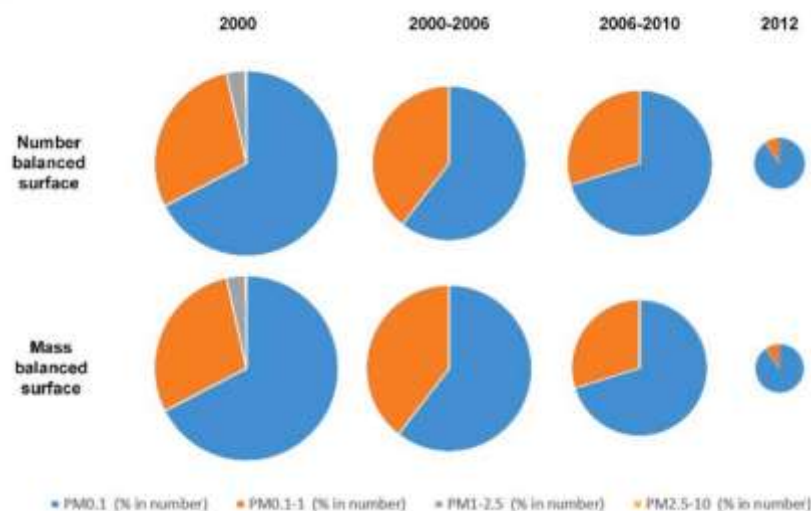


Figure 19 : Evolution de la distribution granulométrique des particules selon la génération de l'appareil [2].

Sur ce point en particulier, d'autres études montrent au contraire que certains appareils modernes induisent des émissions de PUF plus importantes en nombre que des appareils plus anciens.

C'est le cas de Rebecca Trojanowski [29] qui, dans une revue de littérature portant sur 80 sources, dont 20 sur des appareils domestiques, montre que les émissions en masse des appareils récents ont beau être significativement plus faibles, certains appareils présentent des émissions de PUF en nombre bien plus importantes.

Cette revue de 2019 compile les résultats d'une vingtaine d'études portant sur des foyers et poêles à bûches, des poêles à granulés et des chaudières utilisées en Europe et aux États Unis. Elle souligne l'importance de mesurer les PUF en nombre (ainsi que leurs principales caractéristiques) en raison des quantités importantes de particules de ce type émises et de leur faible contribution à la masse de particules. En particulier, ils mentionnent « une découverte importante et inattendue est que, à mesure que les unités conventionnelles sont remplacées par des systèmes modernes, plus efficaces et « plus propres », une augmentation des PUF rejetées pourrait s'ensuivre » et qu'un certain nombre de paramètres tels que les conditions de combustion, la charge introduite, etc. agissent sur le nombre mais aussi sur la granulométrie (paramètre en lien étroit avec le nombre) et la composition de ces particules.

C'est le cas notamment dans l'étude de Ozil et al. (2007) [30] où les auteurs ont étudié les émissions de deux appareils de combustion : STELLA (conventionnel, 13 kW, à air primaire) et LUMIA (compact et moderne, proche d'un poêle à bûches, 4 kW, à air primaire et secondaire). Les appareils ont été testés en allure nominale et en allure réduite (pour LUMIA, l'allure réduite correspond à la fermeture de l'arrivée d'air secondaire). Les mesures ont été effectuées à l'aide

d'un ELPI, à partir du tunnel de dilution, à température ambiante, sans chauffage. Les auteurs précisent que cela peut limiter la comparaison avec d'autres études, où l'échantillonnage est généralement effectué à température élevée. La concentration en nombre des PUF est nettement plus élevée pour l'appareil moderne LUMIA que pour le modèle conventionnel STELLA. Aucune indication de l'année de fabrication des deux poêles n'est mentionnée. Les résultats de cette étude sont présentés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Contribution des PUF dans les particules totales lors d'essais sur poêles à bûches [30]

Appareil étudié	Particules totales (part/kg de bois sec)	Contribution PUF (%)
LUMIA (allure nominale)	$5.10^{12} - 6,5.10^{12}$	86,7
LUMIA (allure réduite)	$5.10^{12}$	80,1
STELLA (allure nominale)	$3,8.10^{12} - 4,8.10^{12}$	60,2
STELLA (allure réduite)	$1,1.10^{12} - 1,3.10^{12}$	30,2

Les résultats montrent que l'appareil de génération plus récente présente des émissions de particules en nombre plus importantes que l'appareil de génération antérieure avec une contribution des PUF nettement plus grande. On observe également par ces résultats que l'optimisation de la combustion induit une contribution en PUF plus importante.

En se basant sur ces études disponibles, il apparaît difficile de tirer une conclusion définitive concernant l'impact de la génération des appareils de combustion sur les émissions en nombre de particules, et en particulier sur les PUF. De plus, ces comparaisons ne prennent pas en compte les appareils les plus récents, notamment ceux conformes à la directive Ecodesign ou labellisés Flamme Verte. Cela souligne la nécessité de nouvelles études et de données expérimentales, obtenues dans des conditions représentatives de l'usage réel.

Horák et al. (2020) ont, pour leur part, aussi travaillé sur des chaudières à bûches [78]. Les résultats montrent que les chaudières de nouvelles générations émettent significativement moins de PUF, en nombre comme en masse, que les chaudières d'anciennes générations. Les générations des chaudières utilisées ne sont pas précisées.

Néanmoins, au sein d'une même génération d'appareils, différentes technologies peuvent être employées. La sous-partie suivante présente l'impact de ces technologies.

#### 4.2.2. La technologie de l'appareil

Les technologies d'appareils peuvent varier. En effet, différents types de foyer existent, comme le foyer sur grilles (classique), le foyer inversé, le foyer volcan, etc... D'autres éléments technologiques que le type de foyer existent, comme : la présence de déflecteurs au sein du foyer, les différentes arrivées d'air, l'isolation de la chambre, la gestion de l'étanchéité (permettant de réduire les airs parasites de manière considérable), etc.

Lamberg et al. (2011) ont montré, à partir de trois poêles à bûches maçonnés, que les résultats étaient très variables malgré un combustible et une qualité d'appareil similaire [74]. Bien que les auteurs n'aient pas mesuré spécifiquement les PUF et ne fournissent donc pas de données dédiées à cette fraction, l'analyse des distributions granulométriques moyennes en nombre présentées dans l'étude (Figure 20) met en évidence une forte variabilité des émissions dans les plus petites classes de taille (< 100 nm). Pourtant, le protocole de temps de chauffe était similaire, le combustible identique, etc. Seule la géométrie du poêle changeait, ainsi que sa masse. Les émissions de PUF semblent donc très variables selon la technologie et cela même au sein d'une même génération d'appareils.

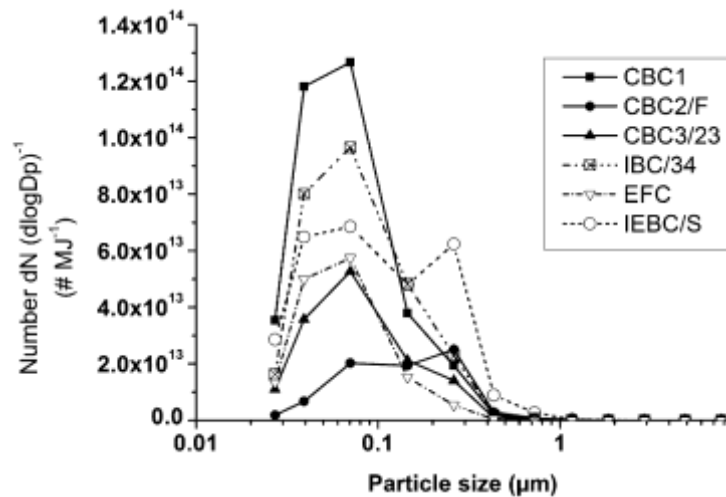


Figure 20 : Distribution granulométrique moyenne en nombre mesurée avec l'ELPI. **CBC1** : poêle à bûches conventionnel 1 ; **CBC2/F** : poêle à bûches conventionnel 2 ; **CBC3/23** : poêle à bûches conventionnel 3 ; **IBC/34**, **EFC** et **IEBC/s** : autres appareils de combustion.

D'autres études montrent cette variabilité d'émissions de PUF suivant la technologie avec des chaudières à bûche [78] et des chaudières à granulés [81]. En revanche, à l'heure actuelle, aucune règle ni même tendance ne permet réellement de prévoir quelle technologie (flamme inversée, foyer volcan, ...) induira plus ou moins d'émissions de PUF. Le seul élément communément admis est que les valeurs d'émissions sont directement dépendantes de l'appareil.

Ainsi, les émissions de PUF, leur nature et leur composition semblent directement dépendantes de la génération et de la technologie des appareils de chauffage domestique au bois. Finalement, la génération de l'appareil reflète justement une part de ces avancées technologiques, impactant les émissions. Nous avons aussi vu précédemment que ces émissions de PUF dépendaient aussi directement de la nature et des caractéristiques du combustible. Un dernier élément est à prendre en compte : le mode opératoire.

### 4.3. Régime de fonctionnement

Giugliano et al. (2008) ont travaillé sur l'impact du régime (régime = charge + débits d'air adaptés à cette charge) d'une chaudière à granulés sur les émissions de PUF [69]. Le résultat est présenté dans la Figure 21.

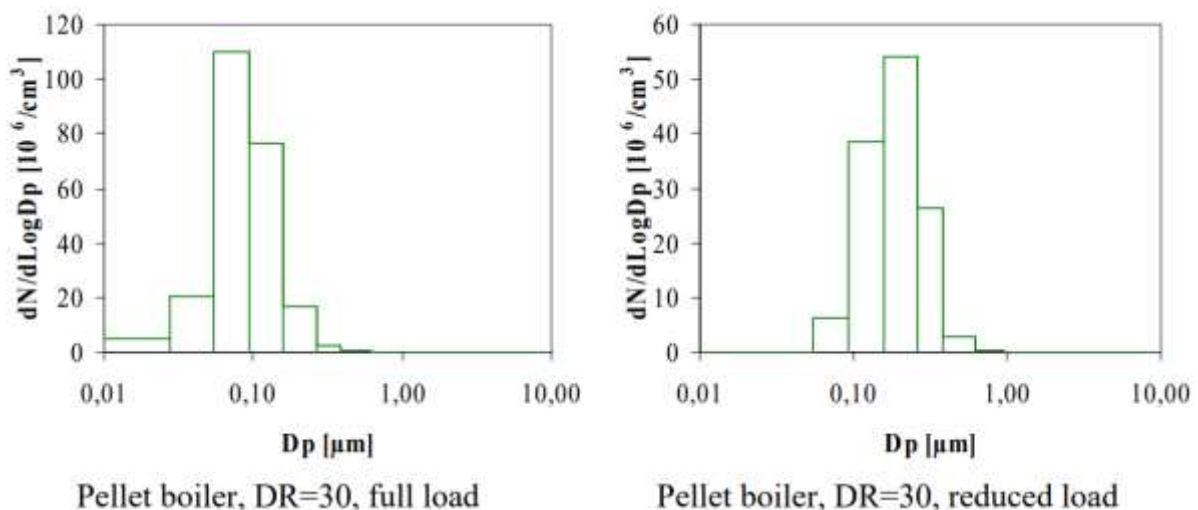


Figure 21 : Impact du régime (load) sur la distribution granulométrique en nombre des particules émises par une chaudière à granulés [69].

Le résultat est extrêmement visible et significatif : la fraction de PUF diminue lorsque le régime de fonctionnement de l'installation est réduit. Ce résultat est compatible avec ceux obtenus par Horák et al. (2020) [78]. En effet, ces derniers ont montré qu'à mi-régime, une chaudière à granulés induisait des émissions en masse de PM bien plus importantes qu'à plein régime. En revanche, les fractions fines et ultrafines sont beaucoup plus importantes en nombre lorsque

l'installation fonctionne à régime nominal. Les auteurs expliquent ce phénomène par le fait qu'avec un régime de fonctionnement plus faible, une chaudière génère plus de composés organiques qui vont participer à la croissance des PUF, faisant alors croître les particules vers des diamètres plus importants.

Ozil et al. (2007) [30] ont observé une diminution du nombre total de particules, du nombre absolu de PUF, ainsi que de leur contribution relative en allure réduite par rapport à l'allure nominale. Dans une autre étude menée sur un poêle à bûches, Dyakov et al. (2016) [82] ont montré que la mise en place d'une charge partielle (pas de précision dans la publication) conduit à une diminution des particules de plus gros diamètre, mais aussi à une augmentation des particules les plus fines. De leur côté, Pettersson et al. (2011) [83] ont étudié les émissions issues d'un poêle à bûches en utilisant deux types de bois (bouleau et conifère), testés selon trois modes : le premier mode correspond à un fonctionnement à allure nominale ; le deuxième mode à une entrée d'air fermée, avec du bois humide et des bûches larges ; et le troisième mode à une augmentation du tirage, avec du bois sec et des bûches plus fines. Ils ont constaté que la concentration en nombre et la distribution granulométrique restaient relativement similaires entre les différents combustibles et modes de fonctionnement du poêle.

Il est difficile de comparer les résultats issus de différentes études, car de nombreux paramètres varient et compliquent les comparaisons. Davantage d'études sont donc nécessaires pour mieux comprendre l'effet de l'allure de fonctionnement sur les émissions en nombre de particules, en particulier celles des PUF, afin de pouvoir formuler des conclusions générales et confirmer des tendances.

### Eléments à retenir :

- Les études de la littérature sur les émissions de PUF issues du chauffage domestique au bois restent peu nombreuses et montrent parfois des résultats divergents.
- Ces études mettent en évidence plusieurs facteurs influençant la qualité de la combustion et donc les caractéristiques physico-chimiques des PUF (comme pour la majorité des polluants) :
  - Liés au combustible : type (granulés vs bûches), essence du bois, humidité, etc.
  - Liés à l'appareil : technologie, génération, etc.
  - Liés à l'usage : allure de combustion
  - Liés à l'installation
- La comparaison entre les différentes études est délicate du fait du nombre important de paramètres pouvant avoir un impact significatif. De plus, les méthodes de mesures utilisées et les protocoles de combustion appliqués peuvent également influencer les résultats des émissions mesurées.
- La qualité de la combustion est un paramètre d'influence sur les émissions de PUF : l'optimisation de la combustion entraîne une faible présence de vapeurs organiques, ce qui limite les mécanismes de croissance des particules, réduisant leur taille et modifiant leur composition chimique.

### Les émissions de PUF sont donc influencées par différents paramètres :

#### Le type de combustible (bûches/granulés) :

- Plusieurs études de la littérature se sont intéressées aux facteurs d'émission de particules en nombre pour des systèmes de combustion de bûches et de granulés, sans toutefois cibler spécifiquement les PUF :
  - Il est difficile de comparer les facteurs d'émission (FE) en nombre de particules entre différentes études en raison de différences importantes dans les conditions expérimentales (technologie des appareils de combustion, essence du bois, taux de dilution, protocole de combustion, méthodologie de mesure, etc.).
  - Les résultats de ces études montrent que les PUF sont émises en quantités importantes (en nombre), que ce soit au travers de distributions granulométriques centrées sur des diamètres inférieurs à 100 nm, ou des valeurs rapportées de diamètre moyen géométrique (GMD) ou de diamètre de mobilité maximal (PMD) inférieures à 100 nm.
  - L'impact de la nature du combustible (granulés/bûches) sur les émissions en nombre de particules et sur la distribution granulométrique est difficilement dissociable de la technologie des appareils.
  - Les FE en nombre de particules déterminés dans ces études sont de l'ordre de  $10^{13}$  à  $10^{14}$  particules.MJ<sup>-1</sup>.
- Nous n'avons identifié que trois études comparant les émissions de PUF issues de combustion de bûches et de granulés (poêles et chaudières **datant d'avant 2017**), dont seulement deux comparant des poêles entre eux. Parmi ces études, aucune n'a fourni de comparaison de FE de PUF obtenus dans les mêmes configurations de prélèvement et de conditionnement de l'effluent. Les conclusions suivantes sont donc à prendre avec précaution :
  - Il est nécessaire que les protocoles appliqués soient plus représentatifs d'un usage réel des appareils de combustion (prise en compte des phases transitoires, allure réduite etc.) et que les études couvrent une plus grande variété de technologies d'appareils, y compris les technologies les plus récentes afin de confirmer les tendances observées.
  - Les systèmes de combustion de bûches étudiés ont tendance à émettre davantage de PUF en nombre que ceux de combustion de granulés.
  - Les PUF issues des systèmes de combustion de bûches étudiés sont majoritairement organiques, tandis que celles issues des systèmes de combustion de granulés sont majoritairement inorganiques.

### **L'essence de bois :**

- Les études concernant l'effet de l'essence du bois sur les émissions de PUF (en nombre et en masse) et sur leur composition restent trop limitées (dont une seule identifiée sur des poêles) pour l'établissement de conclusions robustes.
- Les études ont été réalisées sur des dispositifs expérimentaux spécifiques en laboratoire (four tubulaire) ou sur des poêles à bûches et à granulés.
- L'essence de bois (bûches ou granulés) peut affecter la composition chimique des PUF.
- Une étude montre que, pour les granulés, l'essence de bois n'affecte pas les émissions de PUF en nombre ni en masse, mais pourrait influencer leur composition chimique. Pour les bûches, l'essence de bois peut affecter à la fois les émissions des PUF en nombre et en masse, ainsi que leur composition chimique.
- Pour les bûches, c'est un paramètre complexe, car il est difficile de dissocier l'effet propre de l'essence de bois de celui du déroulement de la combustion, les appareils étant généralement optimisés pour un type d'essence donné (principalement des feuillus en France). L'utilisation d'une essence non adaptée peut ainsi dégrader la qualité de la combustion et influencer les émissions de PUF.

### **L'humidité du combustible :**

- Une seule étude traitant de l'influence de l'humidité du combustible sur les émissions de PUF a été identifiée. Les résultats de cette étude montrent qu'une bûche très humide (31 %) dégrade fortement la combustion et les émissions associées, notamment celles de particules en masse, mais n'affecte que très faiblement les PUF en nombre. Ce résultat reste à confirmer.

### **Génération de l'appareil :**

- Peu d'études s'intéressent à l'effet des différentes générations de systèmes de chauffage domestique au bois sur les émissions de PUF. Trois études ont été identifiées avec les conclusions suivantes :
  - Les appareils testés sont antérieurs à 2012.
  - Aucune donnée quantitative n'est disponible concernant la composition chimique des PUF.
  - Une tendance à l'augmentation de la contribution relative des PUF au nombre total de particules est observée lorsque les appareils sont plus récents, mais il reste difficile de conclure sur les nombres absolus émis.
  - Il est nécessaire de tester les appareils (anciens vs performants) dans des conditions de combustion identiques, représentatives d'un usage réel, en appliquant des protocoles de mesure et de prélèvement harmonisés.
- D'autres études existent, mais elles ne fournissent pas de données spécifiques sur les PUF (elles portent principalement sur le nombre total de particules et le GMD). Aucune tendance générale ne se dégage quant à l'effet de la génération des appareils sur le nombre total de particules émises.

En plus des paramètres précédemment cités, d'autres peuvent affecter les émissions de PUF. Pour une même génération d'appareils, la technologie de l'appareil peut jouer un rôle important dans les émissions de PUF, mais aucune règle générale quant à l'impact observé n'a été mise en évidence.

Le **régime de fonctionnement** (charge avec débits d'air adaptés) constitue également un paramètre influent sur les émissions de PUF : la contribution relative en nombre des PUF semble diminuer lorsque le régime de fonctionnement est réduit, bien que cette tendance ne soit pas systématiquement observée dans l'ensemble des études. En outre, un fonctionnement à plein régime induit des émissions de particules en masse plus faibles, mais avec une contribution relative des PUF en nombre plus élevée.

## 5. Conclusion / Perspectives

---

Il existe de nombreuses études portant sur les émissions de particules issues du chauffage au bois, mais peu d'entre elles s'intéressent aux émissions de particules ultrafines (PUF).

Les facteurs d'émission de PUF associés au chauffage au bois sont assez mal connus. Ainsi, malgré leur impact sanitaire avéré, il n'existe encore à l'heure actuelle aucune valeur limite concernant leurs émissions et/ou leur concentration dans l'air ambiant. Cependant, une dynamique de prise en compte de ces polluants particuliers émergents est clairement établie, tant au niveau des publications scientifiques croissantes à ce sujet qu'au niveau des instances publiques.

Il est important de mentionner que **la caractérisation des PUF requiert de mesurer trois grandeurs essentielles, que sont le nombre, la taille mais également la composition chimique**, la plupart des études identifiées sont limitées à la taille et au nombre.

La mesure des PUF est très spécifique, nécessitant des méthodes de prélèvement et de mesure dédiées, notamment une dilution contrôlée des fumées permettant d'obtenir des conditions de mesure adéquates. A l'heure actuelle, trois méthodes permettent de caractériser quantitativement leur granulométrie à l'émission :

- L'impaction multi-étage ;
- La mobilité électrique ;
- Des méthodes optiques (après croissance, type CNC).

Ces méthodes présentent toutes des avantages et des inconvénients, et ne sont pas toujours facilement comparables entre elles, car reposant sur des principes physiques différents.

De nombreuses études concernent l'impact de plusieurs paramètres sur les émissions de particules en général (technologie de l'appareil, type et qualité du combustible, pratiques d'utilisation ...), mais ne font pas ressortir de tendances claires sur l'impact de ces paramètres sur les émissions de PUF. Il semble cependant que l'amélioration des conditions de combustion, en réduisant la production d'espèces organiques imbrulées, limite les mécanismes de croissance des particules et donc leur taille.

La comparaison entre les différentes études est difficile, en raison de la diversité des technologies et générations des appareils testés, des modes de fonctionnement, de la nature des combustibles, des instruments de mesure des PUF, ainsi que des taux et des méthodes de dilution. Il faut également noter que peu d'études ont été réalisées dans des conditions représentatives d'un usage réel, et que les données sont rares pour les poêles récents et performants, en particulier éco-conception ou labellisés Flamme Verte.

Les informations issues de l'étude bibliographique permettent néanmoins d'affiner les objectifs pour le projet PERICLES :

- Tester différentes méthodes de mesure et ainsi identifier les technologies les plus adaptées pour caractériser les PUF émises par le chauffage domestique au bois ;
- Déterminer des facteurs d'émissions pour les PUF en conditions réalistes de fonctionnement d'appareils domestiques à bûches et/ou à granulés ;
- Déterminer l'impact de divers paramètres (combustible, usage, régime, ...) sur la granulométrie, les quantités émises et les caractéristiques physico-chimiques des PUF.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] A. GAVEL, Rapport Secten éd. 2024, Citepa (2024). <https://www.citepa.org/fr/secten/> (accessed August 15, 2024).
- [2] B. Brandelet, C. Rose, J. Landreau, L. Druette, Y. Rogaume, Toward a cleaner domestic wood heating by the optimization of firewood stoves?, *Journal of Cleaner Production* 325 (2021) 129338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129338>.
- [3] A. Kuye, P. Kumar, A review of the physicochemical characteristics of ultrafine particle emissions from domestic solid fuel combustion during cooking and heating, *Science of The Total Environment* 886 (2023) 163747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163747>.
- [4] T. Lei, W. Xiang, B. Zhao, C. Hou, M. Ge, W. Wang, Advances in analysis of atmospheric ultrafine particles and application in air quality, climate, and health research, *Science of The Total Environment* 949 (2024) 175045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175045>.
- [5] P.K. Hopke, Y. Feng, Q. Dai, Source apportionment of particle number concentrations: A global review, *Science of The Total Environment* 819 (2022) 153104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153104>.
- [6] B. Stacey, R.M. Harrison, F. Pope, Evaluation of ultrafine particle concentrations and size distributions at London Heathrow Airport, *Atmospheric Environment* 222 (2020) 117148. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117148>.
- [7] M.P. Keuken, M. Moerman, P. Zandveld, J.S. Henzing, G. Hoek, Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands), *Atmospheric Environment* 104 (2015) 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.015>.
- [8] M. Garcia-Marlès, R. Lara, C. Reche, N. Pérez, A. Tobías, M. Savadkoohi, D. Beddows, I. Salma, M. Vörösmarty, T. Weidinger, C. Hueglin, N. Mihalopoulos, G. Grivas, P. Kalkavouras, J. Ondracek, N. Zikova, J.V. Niemi, H.E. Manninen, D.C. Green, A.H. Tremper, M. Norman, S. Vratolis, E. Diapouli, K. Eleftheriadis, F.J. Gómez-Moreno, E. Alonso-Blanco, A. Wiedensohler, K. Weinhold, M. Merkel, S. Bastian, B. Hoffmann, H. Altug, J.-E. Petit, P. Acharja, O. Favez, S.M.D. Santos, J.-P. Putaud, A. Dinoi, D. Contini, A. Casans, J.A. Casquero-Vera, S. Crumeyrolle, E. Bourriane, M.V. Poppel, F.E. Dreesen, S. Harni, H. Timonen, J. Lampilahti, T. Petäjä, M. Pandolfi, P.K. Hopke, R.M. Harrison, A. Alastuey, X. Querol, Source apportionment of ultrafine particles in urban Europe, *Environment International* 194 (2024) 109149. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109149>.
- [9] AVIS et RAPPORT de l'Anses relatif à l'identification, la catégorisation et la hiérarchisation de polluants actuellement non réglementés pour la surveillance de la qualité de l'air, Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (2018). <https://www.anses.fr/fr/content/avis-et-rapport-de-lanses-relatif-lidentification-la-categorisation-et-la-hierarchisation-de> (accessed November 6, 2024).
- [10] Directive air ambiant DIRECTIVE (UE) 2024/2881 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 23 octobre 2024 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe (refonte), (2024). <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2024/2881/oj/eng> (accessed December 1, 2025).
- [11] Règlement (UE) 2015/1189 de la Commission du 28 avril 2015 portant application de la directive 2009/125/CE du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les exigences d'écoconception applicables aux chaudières à combustible solide (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), 2015. <http://data.europa.eu/eli/reg/2015/1189/oj> (accessed December 8, 2025).
- [12] S. Ozgen, S. Becagli, V. Bernardoni, S. Caserini, D. Caruso, L. Corbella, M. Dell'Acqua, P. Fermo, R. Gonzalez, G. Lonati, S. Signorini, R. Tardivo, E. Tosi, G. Valli, R. Vecchi, M. Marinovich, Analysis of the chemical composition of ultrafine particles from two domestic solid biomass fired room heaters under simulated real-world use, *Atmospheric Environment* 150 (2017) 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.048>.
- [13] Situation du chauffage domestique au bois en 2022-2023, La librairie ADEME. <https://librairie.ademe.fr/energies/7443-situation-du-chauffage-domestique-au-bois-en-2022-2023.html> (accessed November 6, 2024).
- [14] Marchés et emplois concourant à la transition énergétique, édition 2024. <https://librairie.ademe.fr/energies/7615-marches-et-emplois-concourant-a-la-transition-energetique-edition-2024.html> (accessed December 8, 2025).
- [15] Les études d'Observ'ER, Observ'ER. <https://energies-renouvelables.org/etudes-observer/> (accessed December 8, 2025).
- [16] Ch. Hueglin, Ch. Gaegauf, S. Künzel, H. Burtscher, Characterization of Wood Combustion Particles: Morphology, Mobility, and Photoelectric Activity, *Environ. Sci. Technol.* 31 (1997) 3439–3447. <https://doi.org/10.1021/es970139i>.
- [17] B. Brandelet, Caractérisation physico-chimique des particules issues du chauffage domestique au bois, Theses, Université de Lorraine, 2016. <https://theses.hal.science/tel-01540767> (accessed December 8, 2025).
- [18] T. Nussbaumer, Overview on Technologies for Biomass Combustion and Emission Levels of Particulate Matter, in: 2010. <https://www.semanticscholar.org/paper/Overview-on-Technologies-for-Biomass-Combustion-and-Nussbaumer/60bb5be06ee4ce42c324afe7f761ec7eafcaf28e> (accessed December 8, 2025).

- [19] B. Brandelet, C. Rose, C. Rogaume, Y. Rogaume, Investigation of the organic carbon ratio analysis on particles from biomass combustion and its evolution in three generations of firewood stoves, *Biomass and Bioenergy* 99 (2017) 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.03.002>.
- [20] Méthode européenne pour les émissions de particules des chauffages domestiques, La librairie ADEME. <https://librairie.ademe.fr/energies/3780-methode-europeenne-pour-les-emissions-de-particules-des-chauffages-domestiques.html> (accessed December 8, 2025).
- [21] J. Tissari, J. Lyyränen, K. Hytönen, O. Sippula, U. Tapper, A. Frey, K. Saarnio, A.S. Pennanen, R. Hillamo, R.O. Salonen, M.-R. Hirvonen, J. Jokiniemi, Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater, *Atmospheric Environment* 42 (2008) 7862–7873. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.019>.
- [22] J. Zhang, D. Liu, S. Kong, Y. Wu, S. Li, D. Hu, K. Hu, S. Ding, H. Qiu, W. Li, Q. Liu, Contrasting resistance of polycyclic aromatic hydrocarbons to atmospheric oxidation influenced by burning conditions, *Environmental Research* 211 (2022) 113107. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113107>.
- [23] J. Pyykönen, M. Miettinen, O. Sippula, A. Leskinen, T. Raunemaa, J. Jokiniemi, Nucleation in a perforated tube diluter, *Journal of Aerosol Science* 38 (2007) 172–191. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2006.11.006>.
- [24] E.M. Lipsky, A.L. Robinson, Effects of Dilution on Fine Particle Mass and Partitioning of Semivolatile Organics in Diesel Exhaust and Wood Smoke, *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006) 155–162. <https://doi.org/10.1021/es050319p>.
- [25] C. Yan, W. Nie, A.L. Vogel, L. Dada, K. Lehtipalo, D. Stolzenburg, R. Wagner, M.P. Rissanen, M. Xiao, L. Ahonen, L. Fischer, C. Rose, F. Bianchi, H. Gordon, M. Simon, M. Heinritzi, O. Garmash, P. Roldin, A. Dias, P. Ye, V. Hofbauer, A. Amorim, P.S. Bauer, A. Bergen, A.-K. Bernhammer, M. Breitenlechner, S. Brilke, A. Buchholz, S.B. Mazon, M.R. Canagaratna, X. Chen, A. Ding, J. Dommen, D.C. Draper, J. Duplissy, C. Frege, C. Heyn, R. Guida, J. Hakala, L. Heikkinen, C.R. Hoyle, T. Jokinen, J. Kangasluoma, J. Kirkby, J. Kontkanen, A. Kürten, M.J. Lawler, H. Mai, S. Mathot, R.L. Mauldin, U. Molteni, L. Nichman, T. Nieminen, J. Nowak, A. Ojdanic, A. Onnela, A. Pajunoja, T. Petäjä, F. Piel, L.L.J. Quéléver, N. Sarnela, S. Schallhart, K. Sengupta, M. Sipilä, A. Tomé, J. Tröstl, O. Väisänen, A.C. Wagner, A. Ylisirniö, Q. Zha, U. Baltensperger, K.S. Carslaw, J. Curtius, R.C. Flagan, A. Hansel, I. Riipinen, J.N. Smith, A. Virtanen, P.M. Winkler, N.M. Donahue, V.-M. Kerminen, M. Kulmala, M. Ehn, D.R. Worsnop, Size-dependent influence of NO<sub>x</sub> on the growth rates of organic aerosol particles, *Science Advances* 6 (2020) eaay4945. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay4945>.
- [26] A. Clappier, P. Thunis, M. Beekmann, J.P. Putaud, A. de Meij, Impact of SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub> emission reductions on PM<sub>2.5</sub> concentrations across Europe: Hints for future measure development, *Environment International* 156 (2021) 106699. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106699>.
- [27] I. Smith, PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub> - emissions and effects, CCC/08, ICSC (1998). <https://www.sustainable-carbon.org/report/pm10-pm2-5-emissions-and-effects-ccc-08/> (accessed December 8, 2025).
- [28] L.S. Johansson, Characterisation of Particle Emissions from Small-Scale Biomass Combustion, (2002). <https://www.osti.gov/etdweb/biblio/20437694> (accessed December 8, 2025).
- [29] R. Trojanowski, V. Fthenakis, Nanoparticle emissions from residential wood combustion: A critical literature review, characterization, and recommendations, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 103 (2019) 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.007>.
- [30] F. Ozil, F. Haas, G. Trouvé, SIZE DISTRIBUTIONS AND EMISSION FACTORS OF PM<sub>1</sub> AND PM<sub>2.5</sub> DURING WOOD COMBUSTION IN DOMESTIC FIREPLACES, 2007.
- [31] E. Caracci, L. Canale, G. Buonanno, L. Stabile, Sub-micron particle number emission from residential heating systems: A comparison between conventional and condensing boilers fueled by natural gas and liquid petroleum gas, and pellet stoves, *Science of The Total Environment* 827 (2022) 154288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154288>.
- [32] J. Williamson, The Impact Of Ash Deposition On Coal Fired Plants: Proceedings of the Engineering Foundation Conference Held at the St. John's Swallow Hotel, Solihull, England, Taylor & Francis, 2022.
- [33] R.W. Bryers, Fireside slagging, fouling, and high-temperature corrosion of heat-transfer surface due to impurities in steam-raising fuels, *Progress in Energy and Combustion Science* 22 (1996) 29–120. [https://doi.org/10.1016/0360-1285\(95\)00012-7](https://doi.org/10.1016/0360-1285(95)00012-7).
- [34] R. Gieré, X. Querol, Solid Particulate Matter in the Atmosphere, *Elements* 6 (2010) 215–222. <https://doi.org/10.2113/gselements.6.4.215>.
- [35] M. Obaidullah, Characteristics of Particle Mass Concentrations from Small Scale Biomass Combustion: A Review, VII International Conference on Energy and Environment for 21 Century, Central University “Marta Abreu” Las Villas, Cuba, 2012, ISBN: 978-959-250-693-0. (2012). [https://www.academia.edu/43013367/Characteristics\\_of\\_Particle\\_Mass\\_Concentrations\\_from\\_Small\\_Scale\\_Biomass\\_Combustion\\_A\\_Review](https://www.academia.edu/43013367/Characteristics_of_Particle_Mass_Concentrations_from_Small_Scale_Biomass_Combustion_A_Review) (accessed December 8, 2025).

- [36] E. Hedberg, A. Kristensson, M. Ohlsson, C. Johansson, P.-Å. Johansson, E. Swietlicki, V. Vesely, U. Wideqvist, R. Westerholm, Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove, *Atmospheric Environment* 36 (2002) 4823–4837. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00417-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00417-X).
- [37] Health effects of black carbon. <https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789289002653> (accessed December 8, 2025).
- [38] C. Hua, W. Ma, F. Zheng, Y. Zhang, J. Xie, L. Ma, B. Song, C. Yan, H. Li, Z. Liu, Q. Liu, M. Kulmala, Y. Liu, Health risks and sources of trace elements and black carbon in PM<sub>2.5</sub> from 2019 to 2021 in Beijing, *Journal of Environmental Sciences* 142 (2024) 69–82. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.05.023>.
- [39] J.H. Seinfeld, S.N. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons, 2016.
- [40] T.A. Pakkanen, V.-M. Kerminen, C.H. Korhonen, R.E. Hillamo, P. Aarnio, T. Koskentalo, W. Maenhaut, Urban and rural ultrafine (PM<sub>0.1</sub>) particles in the Helsinki area, *Atmospheric Environment* 35 (2001) 4593–4607. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00167-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00167-4).
- [41] RAPPORT de l'Anses - Particules de l'air ambiant extérieur - Effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. <https://www.anses.fr/fr/content/rapport-de-lanses-particules-de-lair-ambiant-exterieur-effets-sanitaires-des-particules-de> (accessed December 8, 2025).
- [42] E.A. Bruns, J.G. Slowik, I. El Haddad, D. Kilic, F. Klein, J. Dommen, B. Temime-Roussel, N. Marchand, U. Baltensperger, A.S.H. Prévôt, Characterization of gas-phase organics using proton transfer reaction time-of-flight mass spectrometry: fresh and aged residential wood combustion emissions, *Atmospheric Chemistry and Physics* 17 (2017) 705–720. <https://doi.org/10.5194/acp-17-705-2017>.
- [43] L. Fourtziou, E. Liakakou, I. Stavroulas, C. Theodosi, P. Zampas, B. Psiloglou, J. Sciare, T. Maggos, K. Bairachtari, A. Bougiatioti, E. Gerasopoulos, R. Sarda-Estève, N. Bonnaire, N. Mihalopoulos, Multi-tracer approach to characterize domestic wood burning in Athens (Greece) during wintertime, *Atmospheric Environment* 148 (2017) 89–101. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.011>.
- [44] E.D. Vicente, D. Figueiredo, C. Alves, Toxicity of particulate emissions from residential biomass combustion: An overview of *in vitro* studies using cell models, *Science of The Total Environment* 927 (2024) 171999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171999>.
- [45] A.S. Tomlin, Air Quality and Climate Impacts of Biomass Use as an Energy Source: A Review, *Energy Fuels* 35 (2021) 14213–14240. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c01523>.
- [46] J.T. Zelikoff, Chen ,Lung Chi, Cohen ,Mitchell D., R.B. and Schlesinger, The Toxicology of Inhaled Woodsmoke, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 5 (2002) 269–282. <https://doi.org/10.1080/10937400290070062>.
- [47] B.C. Boman, A.B. Forsberg, B.G. Jönholm, Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society, *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 29 (2003) 251–260.
- [48] X. Zhang, X. Zhu, X. Wang, L. Wang, H. Sun, P. Yuan, Y. Ji, Association of Exposure to Biomass Fuels with Occurrence of Chronic Obstructive Pulmonary Disease in Rural Western China: A Real-World Nested Case-Control Study, *Int J Chron Obstruct Pulmon Dis* 18 (2023) 2207–2224. <https://doi.org/10.2147/COPD.S417600>.
- [49] D.M. Agudelo-Castañeda, E.C. Teixeira, Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in PM<sub>1.0</sub>, *Atmospheric Environment* 96 (2014) 186–200. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.030>.
- [50] R.W.L. Godschalk, E.J.C. Moonen, P.A.E.L. Schilderman, W.M.R. Broekmans, J.C.S. Kleinjans, F.J. Van Schooten, Exposure-route-dependent DNA adduct formation by polycyclic aromatic hydrocarbons, *Carcinogenesis* 21 (2000) 87–92. <https://doi.org/10.1093/carcin/21.1.87>.
- [51] R.S. Chapman, W.P. Watkinson, K.L. Dreher, D.L. Costa, Ambient particulate matter and respiratory and cardiovascular illness in adults: particle-borne transition metals and the heart–lung axis<sup>1,2</sup>, *Environmental Toxicology and Pharmacology* 4 (1997) 331–338. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(97\)10031-X](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(97)10031-X).
- [52] T. Sigsgaard, B. Forsberg, I. Annesi-Maesano, A. Blomberg, A. Bølling, C. Boman, J. Bønløkke, M. Brauer, N. Bruce, M.-E. Héroux, M.-R. Hirvonen, F. Kelly, N. Künzli, B. Lundbäck, H. Moshhammer, C. Noonan, J. Pagels, G. Sallsten, J.-P. Sculier, B. Brunekreef, Health impacts of anthropogenic biomass burning in the developed world, *European Respiratory Journal* 46 (2015) 1577–1588. <https://doi.org/10.1183/13993003.01865-2014>.
- [53] N. Paisi, J. Kushta, A. Pozzer, A. Violaris, J. Lelieveld, Health effects of carbonaceous PM<sub>2.5</sub> compounds from residential fuel combustion and road transport in Europe, *Sci Rep* 14 (2024) 1530. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-51916-9>.
- [54] Review of evidence on health aspects of air pollution: REVIHAAP project: technical report. <https://www.who.int/europe/publications/i/item/WHO-EURO-2013-4101-43860-61757> (accessed December 8, 2025).

- [55] D.E. Schraufnagel, The health effects of ultrafine particles, *Exp Mol Med* 52 (2020) 311–317. <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3>.
- [56] M.J. Nieuwenhuijsen, X. Basagaña, P. Dadvand, D. Martinez, M. Cirach, R. Beelen, B. Jacquemin, Air pollution and human fertility rates, *Environment International* 70 (2014) 9–14. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.005>.
- [57] A.L. Moreno-Ríos, L.P. Tejeda-Benítez, C.F. Bustillo-Lecompte, Sources, characteristics, toxicity, and control of ultrafine particles: An overview, *Geoscience Frontiers* 13 (2022) 101147. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101147>.
- [58] Liste des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) de l'Anses | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. <https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-valeurs-toxicologiques-de-reference-vtr> (accessed December 8, 2025).
- [59] Liste des polluants d'intérêt national | LCSQA. <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/liste-des-polluants-dinteret-national> (accessed December 8, 2025).
- [60] Le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France, Données et études statistiques pour le changement climatique, l'énergie, l'environnement, le logement, et les transports. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/le-dispositif-de-surveillance-de-la-qualite-de-lair-en-france> (accessed December 8, 2025).
- [61] Stratégie de surveillance nationale de la concentration en nombre totale des particules (ultra) fines | LCSQA. <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/strategie-de-surveillance-nationale-de-la-concentration-en-nombre-totale-des-particules> (accessed December 8, 2025).
- [62] Etude - Campagne de mesure francilienne sur les particules ultrafines : situation de fond hivern 2020-2021 | Airparif. <https://www.airparif.fr/etudes/2022/etude-campagne-de-mesure-francilienne-sur-les-particules-ultrafines-situation-de-fond> (accessed December 8, 2025).
- [63] E. Corsini, S. Ozgen, A. Papale, V. Galbiati, G. Lonati, P. Fermo, L. Corbella, G. Valli, V. Bernardoni, M. Dell'Acqua, S. Becagli, D. Caruso, R. Vecchi, C.L. Galli, M. Marinovich, Insights on wood combustion generated proinflammatory ultrafine particles (UFP), (2017). <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2016.12.005>.
- [64] L.S. Båfver, B. Leckner, C. Tullin, M. Berntsen, Particle emissions from pellets stoves and modern and old-type wood stoves, *Biomass and Bioenergy* 35 (2011) 3648–3655. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.05.027>.
- [65] D. Singh, D.D. Tassew, J. Nelson, M.-C.G. Chalbot, I.G. Kavouras, Y. Tesfaigzi, P. Demokritou, Physicochemical and toxicological properties of wood smoke particulate matter as a function of wood species and combustion condition, *Journal of Hazardous Materials* 441 (2023) 129874. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129874>.
- [66] H. Samae, S. Tekasakul, P. Tekasakul, M. Furuuchi, Emission factors of ultrafine particulate matter (PM<0.1 µm) and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass combustion for source apportionment, *Chemosphere* 262 (2021) 127846. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127846>.
- [67] J.F.P. Cornette, I.V. Dyakov, J. Blondeau, S. Bram, Accurate particulate matter emission measurements from biomass combustion: A holistic evaluation of full and partial flow dilution systems, *Environmental Research* 236 (2023) 116714. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116714>.
- [68] H. Rinta-Kiikka, K. Dahal, J. Louhisalmi, H. Koponen, O. Sippula, K. Krpec, J. Tissari, The Effect of Wood Species on Fine Particle and Gaseous Emissions from a Modern Wood Stove, *Atmosphere* 15 (2024) 839. <https://doi.org/10.3390/atmos15070839>.
- [69] M. Giugliano, S. Cernuschi, G. Lonati, S. Ozgen, G.A. Sghirlanzoni, R. Tardivo, A. Mascherpa, G. Migliavacca, Ultrafine particles from combustion sources: sampling and measurement, (2008). <https://hero.epa.gov/reference/2556640/> (accessed December 8, 2025).
- [70] A.K. Frey, K. Saarnio, H. Lamberg, F. Mylläri, P. Karjalainen, K. Teinilä, S. Carbone, J. Tissari, V. Niemelä, A. Häyrinen, J. Rautiainen, J. Kytömäki, P. Artaxo, A. Virkkula, L. Pirjola, T. Rönkkö, J. Keskinen, J. Jokiniemi, R. Hillamo, Optical and Chemical Characterization of Aerosols Emitted from Coal, Heavy and Light Fuel Oil, and Small-Scale Wood Combustion, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 827–836. <https://doi.org/10.1021/es4028698>.
- [71] C. Boman, E. Pettersson, R. Westerholm, D. Boström, A. Nordin, Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves, *Energy Fuels* 25 (2011) 307–314. <https://doi.org/10.1021/ef100774x>.
- [72] M. Kortelainen, J. Jokiniemi, P. Tiitta, J. Tissari, H. Lamberg, J. Leskinen, J. Grigonyte-Lopez Rodriguez, H. Koponen, S. Antikainen, I. Nuutinen, R. Zimmermann, O. Sippula, Time-resolved chemical composition of small-scale batch combustion emissions from various wood species, *Fuel* 233 (2018) 224–236. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.06.056>.
- [73] J. Poláčik, T. Sitek, J. Pospíšil, L. Šnajdárek, M. Lisý, Emission of fine particles from residential combustion of wood: Comparison of automatic boiler, manual log feed stove and thermo-gravimetric analysis, *Journal of Cleaner Production* 279 (2021) 123664. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123664>.
- [74] H. Lamberg, K. Nuutinen, J. Tissari, J. Ruusunen, P. Yli-Pirilä, O. Sippula, M. Tapanainen, P. Jalava, U. Makkonen, K. Teinilä, K. Saarnio, R. Hillamo, M.-R. Hirvonen, J. Jokiniemi, Physicochemical characterization of

fine particles from small-scale wood combustion, *Atmospheric Environment* 45 (2011) 7635–7643. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.072>.

- [75] G. Lonati, P. Fermo, M. Marinovich, Toxicity of biomass combustion generated ultrafine particles: evidence from stack-sampled and airborne UFPs: ETH-Conference 2017 - Combustion Generated Nanoparticles, (2017). [https://www.nanoparticles.ch/2017\\_ETH-NPC-21.html](https://www.nanoparticles.ch/2017_ETH-NPC-21.html) (accessed December 8, 2025).
- [76] P.M. Fine, G.R. Cass, B.R.T. Simoneit, Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States, *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 2665–2675. <https://doi.org/10.1021/es001466k>.
- [77] QUALICOMB, La librairie ADEME. <https://librairie.ademe.fr/energies/2346-2355-qualicomb.html> (accessed December 8, 2025).
- [78] J. Horák, V. Laciok, K. Krpec, F. Hopan, M. Dej, P. Kubesa, J. Ryšavý, O. Molchanov, L. Kuboňová, Influence of the type and output of domestic hot-water boilers and wood moisture on the production of fine and ultrafine particulate matter, *Atmospheric Environment* 229 (2020) 117437. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117437>.
- [79] B. Panessa-Warren, T. Butcher, J. Warren, R. Trojanowski, K. Kisslinger, G. Wei, Y. Celebi, Characterization of Collected Wood Combustion Nanoparticulates from the Gas Stream of Pellet and Wood Chip Stoves, *Microscopy and Microanalysis* 24 (2018) 2032–2033. <https://doi.org/10.1017/S1431927618010644>.
- [80] B. Brandelet, C. Rose, J. Landreau, C. Rogaume, L. Druette, Y. Rogaume, Influence de pratiques réelles d'utilisations sur les émissions d'un appareil de chauffage domestique au bois, *Pollution Atmosphérique : Climat, Santé, Société* (2018). <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.6482>.
- [81] S. Ozgen, S. Cernuschi, M. Giugliano, G. Lonati, Ultrafine and nanoparticle emissions from residential-scale heating appliances, in: 14th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles, 2010, (2010).
- [82] I.V. Dyakov, B. Bergmans, S. Bram, J.D. Ruyck, F. Contino, Experimental Study of Particle Emissions from a Modern 5 kW Pellet Stove, *ERJ* 7 (2016) 19–23. <https://doi.org/10.3844/erjsp.2016.19.23>.
- [83] E. Pettersson, C. Boman, R. Westerholm, D. Boström, A. Nordin, Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 2: Wood Stove, *Energy Fuels* 25 (2011) 315–323. <https://doi.org/10.1021/ef1007787>.
- [84] B. Brandelet, C. Rose, C. Rogaume, Y. Rogaume, Impact of ignition technique on total emissions of a firewood stove, *Biomass and Bioenergy* 108 (2018) 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.047>.
- [85] E.D. Vicente, M.A. Duarte, A.I. Calvo, T.F. Nunes, L. Tarelho, C.A. Alves, Emission of carbon monoxide, total hydrocarbons and particulate matter during wood combustion in a stove operating under distinct conditions, *Fuel Processing Technology* 131 (2015) 182–192. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2014.11.021>.

# INDEX DES TABLEAUX ET FIGURES

## TABLEAUX

Tableau 1 : Evolution des ventes d'appareil de chauffage domestique au bois en France [15].....	6
Tableau 2 : Synthèse des avantages et des inconvénients des équipements pouvant être utilisés lors du projet PERICLES, permettant d'étudier la granulométrie, la morphologie et la composition des particules, notamment des PUF .....	24
Tableau 3 : Contribution des PUF dans les particules totales lors d'essais sur poêles à bûches [30] .....	32

## FIGURES

Figure 1 : Répartition des émissions de CO par combustible en France métropole [1] .....	7
Figure 2 : Schéma de formation et d'évolution de la matière organique (OM) [20] .....	8
Figure 3 : Bilan des émissions de COVNM sur l'année 2022 [1] .....	8
Figure 4 : Sources d'émissions des HAP en 2022 en France [1].....	9
Figure 5 : Principe de formation des particules de cendres [32] .....	10
Figure 6 : Clichés d'agglomérats de particules de suie (a, [34]) et principe de formation des particules de suie (b, [35]).....	11
Figure 7 : Compositions minérales de particules de diamètre moyen 0,13 µm (a) et 0,32 µm (b) émises par un poêle à granulés .....	12
Figure 8 : Sources d'émissions des TSP, PM10, PM2,5 et PM1 en France durant l'année 2022 [1].....	12
Figure 9 : Evolution des émissions dans l'air des PM <sub>1</sub> en base 100 en 1990 en France (Métropole) [1]..	13
Figure 10 : Schéma du corps humain avec les voies d'exposition aux particules ultrafines, les organes affectés et les maladies associées provenant d'études épidémiologiques, in vivo et in vitro [4] .....	15
Figure 11 : Profils moyens journaliers (hivernaux) des concentrations moyennes horaires en carbone suie dans l'air ambiant [62] .....	16
Figure 12 : Profils moyens journaliers du nombre de PUF dans l'air ambiant [62] .....	17
Figure 13 : Schéma de principe de l'impaction en cascade.....	20
Figure 14 : Photographies des deux analyseurs classiques utilisant le principe d'impaction : le DLPI+ (a) et l'ELPI+ (b), marque DEKATI. ....	21
Figure 15 : Schéma de principe illustrant l'utilisation du principe de mobilité électrique par le DMS500 (Cambustion).....	22
Figure 16 : Photographie d'un SMPS équipé d'un DMA et d'un CPC de TSI (a) et schéma de principe d'un DMA (differential mobility analyzer, b).....	22
Figure 17 : Répartition granulométrique des facteurs d'émissions de particules pour un poêle à bûches (à gauche) et deux poêles à granulés (à droite) [64].....	28
Figure 18 : Impact de l'essence du bois (Conifer = résineux ; Beech = Hêtre) et de la forme du combustible (Pellet = granulés ; Wood logs = bois bûches) [75]. ....	30
Figure 19 : Evolution de la distribution granulométrique des particules selon la génération de l'appareil [2]. .....	31
Figure 20 : Distribution granulométrique moyenne en nombre mesurée avec l'ELPI. <b>CBC1</b> : poêle à bûches conventionnel 1 ; <b>CBC2/F</b> : poêle à bûches conventionnel 2 ; <b>CBC3/23</b> : poêle à bûches conventionnel 3 ; <b>IBC/34</b> , <b>EFC</b> et <b>IEBC/s</b> : autres appareils de combustion. ....	33
Figure 21 : Impact du régime (load) sur la distribution granulométrique en nombre des particules émises par une chaudière à granulés [69].....	33

## SIGLES ET ACRONYMES

---

<b>ADEME</b>	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
<b>COV</b>	Composés Organiques Volatils
<b>COVT</b>	Composés Organiques Volatils Totaux
<b>CPC</b>	Condensation Particle Counter (Compteur de particules à condensation)
<b>DMA</b>	Differential Mobility Analyzer (Analyseur de mobilité différentielle)
<b>EC</b>	Carbone Élémentaire
<b>ELPI</b>	Electrical Low Pressure Impactor (Impacteur basse pression électrique)
<b>OC</b>	Carbone Organique
<b>PUF</b>	Particules UltraFines
<b>SMPS</b>	Scanning Mobility Particle Sizer (Spectromètre de mobilité électrique)
<b>TC</b>	Carbone Total
<b>TSP</b>	Total Suspended Particles (total des particules en suspension)

## L'ADEME EN BREF

Au cœur des missions qui lui sont confiées par le ministère de la Transition écologique, le ministère en charge de l'Energie et le ministère en charge de la Recherche, l'ADEME - l'Agence de la transition écologique – partage ses expertises, assure le financement et l'accompagnement de projets de transformation dans des domaines variés : énergie, économie circulaire, décarbonation de l'industrie, mobilité, bâtiment, qualité de l'air, consommation et production responsables, alimentation durable, bioéconomie, gestion des sols, adaptation au changement climatique et transition juste.

L'ADEME mobilise les citoyens, les entreprises et les territoires pour les aider à progresser vers une société plus sobre en carbone et économe en ressources. Résolument engagée dans la lutte contre le changement climatique et la dégradation des ressources, elle conseille, facilite et soutient les initiatives, de la recherche à la diffusion des solutions.

Établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC), l'ADEME met également ses capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

### LES COLLECTIONS DE L'ADEME



#### FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



#### CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



#### ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



#### EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



#### HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



## **EMISSIONS DE PARTICULES ULTRAFINES DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS – Etude bibliographique**

Le chauffage domestique au bois est la première énergie renouvelable utilisée en France. Néanmoins, ce secteur est aussi une source majeure d'émissions de particules fines et potentiellement aussi de particules ultrafines (PUF).

Le but de ce rapport est d'explorer la littérature existante sur les émissions de PUF issues du chauffage domestique au bois, ainsi que les moyens de mesure utilisés pour étudier ces particules.

La littérature montre que les émissions de PUF sont dépendantes de nombreux paramètres, et qu'il n'est pas facile de mettre en évidence des lois de comportement de ces émissions.

Les évolutions de la métrologie des aérosols permettent aujourd'hui d'accéder à davantage d'informations sur les PUF, et seront mises à contribution pour mieux explorer les mécanismes d'émissions de PUF des appareils de chauffage domestiques au bois.

***Le bois est un mode de chauffage majeur en France, mais ses émissions de PUF sont mal connues.***

***Ces émissions sont dépendantes de nombreux paramètres.***

***La mesure des émissions de PUF nécessite des équipements et protocoles de mesure spécifiques.***

00000

