

Fumisterie et performances d'installations de chauffages domestiques au bois

BOICLEAN : Impact des
conduits sur le rendement et
les émissions particulières de
poêles à bûches

ANNEXES

Avril
2023



EXPERTISES

REMERCIEMENTS

Benoit BRANDELET (LERMAB)
Julien LANDREAU (CERIC)
Lionel DRUETTE (CERIC)
Yann ROGAUME (LERMAB)
Kévin Pras (Seguin Duteriez)
Aymeric DE GALEMBERT (Seguin Duteriez)
Isabelle AUGEVEN-BOUR (ADEME)
Manon Vitel (ADEME)

CITATION DE CE RAPPORT

BRANDELET Benoit, ROGAUME Yann (LERMAB) LANDREAU Julien, DRUETTE Lionel (CERIC), PRAS Kevin (DUTERIEZ), 2023. Fumisterie et performances d'installations de chauffage domestique au bois - BOICLEAN : Impact des conduits sur le rendement et les émissions particulaires d'appareils à bûches. Annexes. 57 pages.

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

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

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

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

Numéro de contrat : 1962C0016

Étude réalisée par Brandelet B., Rogauume Y., Landreau J., Druette L., Pras K., De Galembert A., pour ce projet cofinancé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par : LERMAB

Appel à projet de recherche : Connaissances, Réduction à la source et Traitement des Emissions dans l'Air (CORTEA)

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

SOMMAIRE

ANNEXE 1 : RAPPORT BIBLIOGRAPHIQUE.....	6
1. LES EMISSIONS DE PARTICULES : ENJEUX	6
1.1. Les énergies renouvelables	6
1.2. Le chauffage domestique au bois	7
1.3. La problématique des particules	8
1.4. Les particules et le chauffage domestique au bois.....	9
1.5. Les différents systèmes de piégeage	11
2. LES PARTICULES DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS	14
2.1. Les caractéristiques physico-chimiques.....	14
2.2. L'impact du combustible	20
2.3. L'impact du tirage.....	20
2.4. L'impact des réglages	21
2.5. L'impact de l'allure	22
2.6. L'impact de l'appareil.....	22
3. L'EVACUATION DES FUMÉES	24
3.1. Les différentes technologies de systèmes d'évacuation des fumées.....	24
3.2. La régulation du tirage	26
3.3. Impact des solutions d'évacuation sur les performances de l'appareil.....	28
4. EVOLUTION DES PARTICULES	30
4.1. Les mécanismes de croissance.....	30
4.2. Modélisation	37
4.3. Les facteurs qui impactent l'évolution des particules dans un conduit d'évacuation des fumées	37
4.4. L'efficacité des systèmes de dépollution des fumées avant évacuation.....	38
5. CONCLUSIONS	41
ANNEXE 2 : VALIDATION DE LA METHODOLOGIE DE L'ETUDE DE L'IMPACT DU TYPE DE CONDUIT SUR L'EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES DES PARTICULES (TACHE 4)	42
1. LE GENERATEUR DE PARTICULE MINICAST.....	42
1.1. Etude de la répétabilité de la génération de particules du MINicast.....	42
1.2. Etude de la reproductibilité de la génération de particules du MINICAST	42
1.3. Protocole validé de la génération de particules du MINICAST	43
2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL ET VALIDATION DE LA PLATEFORME ..	43
2.1. Evaluation du bruit brûleur.....	44
2.2. La répétabilité/reproductibilité de la plateforme expérimentale	44
2.3. Caractérisation des particules au point bas	46
ANNEXE 3 : DETAIL DES EXPERIENCES REALISEES.....	48
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	49
INDEX DES TABLEAUX.....	53
INDEX DES FIGURES.....	54
SIGLES ET ACRONYMES	55

RÉSUMÉ

Le bois énergie, et plus spécifiquement le chauffage au bois dans le secteur résidentiel, est la première énergie renouvelable utilisée en France et dans le monde. Cependant selon le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA) ce secteur est responsable, en France en 2020, de 41% des émissions annuelles de particules fines $PM_{2,5}$, dont l'impact sanitaire est avéré. Des études ont évalué l'influence de la qualité du combustible, de la génération de l'appareil, des bonnes pratiques d'utilisation... Néanmoins, peu de travaux considèrent l'impact de la solution de fumisterie sur le rendement et les émissions de polluants des installations, ni même sur leur apport dans la restitution d'énergie ou les mécanismes d'évolution des particules qui s'y produisent.

Ce projet, lauréat de l'appel à projet CORTEA et mené par le LERMAB, le CERIC et Seguin Duteriez, a étudié l'impact du conduit d'évacuation des fumées sur les performances de deux appareils à bûches. Il avait pour objectifs de :

- Déterminer l'impact de la solution de fumisterie sur le fonctionnement de l'appareil et sur les mécanismes d'évolutions des particules et
- Développer des prototypes de conduits permettant d'améliorer les performances énergétiques du dispositif et de faciliter le piégeage des particules.

Une première étape a étudié plusieurs solutions d'évacuation des fumées sur deux appareils d'âges différents, en mesurant les caractéristiques des particules émises : à la sortie de l'appareil et à l'évacuation. Le gradient de température dans le conduit a été mis en évidence comme paramètre majeur impactant les mécanismes de croissance des particules.

La seconde partie a observé l'évolution de particules calibrées (en nombre et en taille) lors de leur parcours dans différents conduits sur une plateforme expérimentale. Ces expériences ont permis (i) de confirmer les observations précédentes, (ii) d'identifier les mécanismes de dépôts (thermophorèse essentiellement), et (iii) de déterminer le lien entre le gradient de température et ces mécanismes.

Eclairée par les résultats précédents, la troisième partie a testé deux prototypes de solutions d'évacuation permettant d'optimiser la combustion (réduction des émissions de monoxyde de carbone, de Composés Organiques Volatils et augmentation du rendement) et de favoriser la croissance des particules avant l'évacuation des fumées pour faciliter leur piégeage.

Les résultats obtenus sur les prototypes sont plus que probants. En effet, le rendement de l'installation est amélioré de 15 points en récupérant l'énergie de la fumée par échange avec le conduit de raccordement, et les réductions polluantes sont drastiquement réduites. De plus, les mécanismes de croissance des particules les plus élevés ont été observés sur ces prototypes.

Ce projet apporte de nombreux enseignements. Il confirme l'influence du type de conduit et de son dimensionnement dans la baisse à la source des émissions de polluants (particules, COVT) liée à l'optimisation de la combustion. Il montre également la participation du conduit à la réduction des émissions à l'évacuation par action sur la typologie de particules (nature et granulométrie) et en favorisant les mécanismes de dépôts.

Au-delà du chauffage domestique au bois, les résultats de ce projet pourraient trouver des applications dans le cas des systèmes de filtration industriels : le « pré-conditionnement » des particules à filtrer pourrait permettre de leur faire atteindre des tailles de coupure nécessaires à leur captation par des cyclones, ou autres procédés. En effet, chaque technologie de filtration agit sur une classe spécifique de taille de particules. Recentrer la taille des particules sur ces classes, permettrait d'optimiser leur efficacité.

ABSTRACT

Wood energy, specifically wood heating in the residential sector, is the leading renewable energy used in France and around the world. CITEPA informs in their reports that domestic appliances (all combined) emitted, for the year 2020, 41 % of PM_{2.5} fine particles, whose health impact is proven. In order to reduce these emissions, studies have been carried out on the quality of the fuel, the generation of the device, good practices, etc. However, no studies mention the impact that smoke duct can have on the device performances. In addition, studies show that the characteristics of the particles progress in the exhaust duct.

This CORTEA project led by LERMAB, CERIC and Seguin Duteriez, studied the impact of the smoke evacuation duct on the performance of two log stoves. It had the following objectives:

- To determine the impact of the fumistry solution on the device performances and on the mechanisms of particles evolution;
- To develop prototypes of smoke ducts to improve the energy performances of the device and to facilitate the trapping of particles.

The first step was to test different smoke ducts on two generations of devices, while measuring different characteristics of the particles emitted at two levels : the outlet of the device and at the evacuation. This first step highlighted that some solutions optimized the combustion but caused a drop in the heating efficiency of the installation in the room. Other solutions behaved the opposite way. The second major result of this part is the understanding of the mechanisms of particles evolution in a conduit. Thus, the temperature gradient in the duct is the parameter which has the greatest impact on the particle growth mechanisms.

The second part consisted in designing an experimental platform to observe the evolution of calibrated particles (in number and in size) as they travelled through a conduit. Different sizes of particles were tested, as well as different conduits. Once again, the temperature gradient has the greatest impact on the evolution of the particles. The mechanisms of deposition (mainly thermophoresis) have also been precisely identified, as well as the link between the temperature gradient and these mechanisms.

These results led to the third part which consisted in testing two prototypes of evacuation solutions, to optimize the combustion (carbon monoxide and Volatile Organic Compounds emissions reduction and efficiency increase) and the growth of particles before evacuation. The prototypes give very convincing results. Indeed, the efficiency of the installation is improved by more than 15 points by recovering the energy from the smoke by exchange with the connecting duct, and the pollutant emissions are drastically reduced. Moreover, the highest particle growth mechanisms is observed with these prototypes.

This project confirms the influence of duct type and size in the reduction of pollutant emissions (particles, COVT), linked to the optimization of combustion. It also shows the participation of the duct in the reduction of emissions at evacuation by action on particles typology (nature and granulometry) and by favouring deposit mechanisms.

The results of this project could find other applications in the case of industrial filtration systems: the "pre-conditioning" of the particles to be filtered could allow them to reach the cut-off sizes necessary for their capture. by cyclones, or other processes.

ANNEXE 1 : RAPPORT BIBLIOGRAPHIQUE

1. Les émissions de particules : enjeux

La concentration en particules fines dans l'air ambiant est une problématique sanitaire mondiale. Ressource locale et durablement gérée, le bois énergie est en France la première exploitation d'énergie renouvelable et les bénéfices du recours à cette ressource ne sont pas remis en cause. Cependant, certaines pratiques de combustion du bois peuvent être à l'origine d'émissions polluantes importantes, dont les particules fines dont la combustion bois est la principale contributrice au niveau du pays. Pour améliorer la situation, en 2021, le plan d'action de réduction des émissions issues du chauffage au bois en France a été rédigé par le ministère de la transition écologique. Il a pour objectif de réduire de 50% d'ici 2030 les émissions de particules fines du chauffage domestique au bois en favorisant un chauffage domestique au bois performant. Plusieurs leviers sont pris en compte : équipements, combustibles, sensibilisation aux bonnes pratiques d'utilisation et d'entretien. La réduction des émissions de particules en France (déjà engagée depuis plus de 20 ans) est donc aujourd'hui une volonté qui s'inscrit dans un contexte à la fois écologique et d'indépendance énergétique.

Afin de mieux appréhender ce contexte, ce chapitre fait un point sur les enjeux actuels, en partant de l'évolution de la part des énergies renouvelables (ENR) en allant jusqu'aux différents systèmes de piégeage des fumées disponibles.

1.1. Les énergies renouvelables

Les énergies renouvelables sont composées de plusieurs sources d'énergie, dont la biomasse. Le bois énergie appartient à la famille de la biomasse énergie. Selon la loi n°1169, la biomasse est définie ainsi [1] :

« La biomasse regroupe toutes les matières organiques qui peuvent dégager de l'énergie par combustion directe ou à la suite d'une étape de transformation. Cela implique que la biomasse représente tout autant la fraction biodégradable des déchets industriels que le bois issu directement de la forêt. Elle donne naissance à trois sous-familles :

- Le bois énergie ;
- Le biogaz ;
- Les biocarburants. »

La consommation d'énergies renouvelables a atteint les 359 TWh en 2021, et représente dès lors 13 % de la consommation d'énergie primaire totale sur cette même année [2]. La Figure 1 présente les bilans de consommation par type d'énergie.

**TOTAL : 2 759 TWh (donnée corrigée des variations climatiques),
dont 359 TWh pour les énergies renouvelables**

En % (données corrigées des variations climatiques)

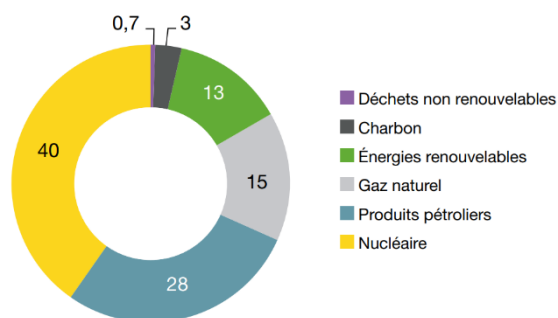


Figure 1: Consommation d'énergie primaire par type d'énergie en 2021 [2].

Le bois énergie est aujourd'hui la première source d'énergie renouvelable en France avec une production primaire représentant 36 % des énergies renouvelables en 2021 devant la filière hydraulique (17 %) et les



biocarburants (6 %) et les pompes à chaleur (12 %)[2], comme le présente la Figure 2. Pour la production de chaleur, qui reste la forme d'énergie privilégiée pour la biomasse, le bois énergie représente 63 % des 183 TWh de consommation primaire d'énergie renouvelable.

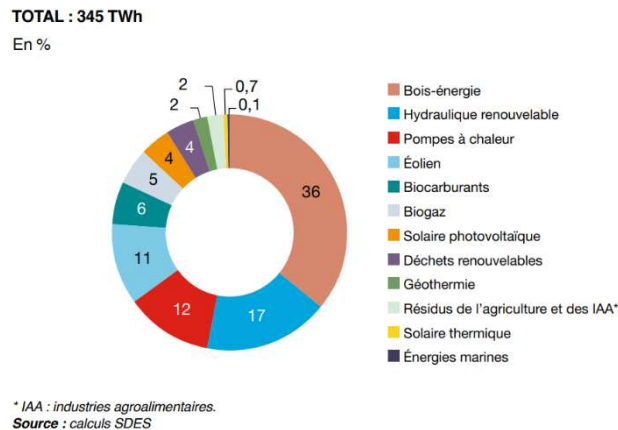


Figure 2 : Production d'énergie primaire issue de sources renouvelables en France en 2021 [2].

La loi de Transition Énergétique pour la Croissance Verte (LTECV) fixe des objectifs visant à réduire la consommation énergétique de 50 % par rapport à 2012 et à atteindre 32 % d'énergie renouvelable en 2030 [3]. L'objectif fixé par le Grenelle de l'environnement était de 9 millions de foyers équipés en 2020. La Programmation Pluriannuelle de l'Énergie (PPE) de 2015, qui retranscrit les objectifs de la LTECV, prévoit quant à elle d'atteindre 9,5 millions de logements consommateurs de bois énergie en France en 2023 et entre 10,2 et 11,5 millions en 2028 [4]. L'augmentation de la part de chauffage au bois domestique dans la production de chaleur est donc un enjeu important. Les explications de cette inflexion dans la production de chaleur par le bois sont une combinaison de divers paramètres :

- L'amélioration des performances des appareils ;
- L'isolation des bâtis ;
- L'hiver doux observé en 2017.

En 2017, 6,8 millions de ménages (pour 7,4 en 2012) utilisaient le bois comme moyen de chauffage dont 6,1 millions des bûches. Ceci représentait un total de près de 37 millions de stères de bois bûches et de 1,3 millions de tonnes de granulés. Au total, en prenant en compte les autres combustibles bois domestiques (plaquettes, briquettes...), environ 66 TWh ont été utilisés pour le chauffage domestique au bois en 2017 [5].

1.2. Le chauffage domestique au bois

Le chauffage domestique au bois est aujourd'hui majoritairement représenté par le bois bûche (environ 90 % du parc et des consommations) [5]. Et ce parc est en cours de conversion vers des appareils récents, performants qui émettent moins de particules. En 2017, 34% des appareils du parc en utilisation étaient antérieurs à 2005. Mais ce marché est en pleine mutation depuis quelques années avec la mise en place des différentes réglementations thermiques dans l'habitat neuf et l'arrivée des appareils performants, à bûches et à granulés. De plus, le soutien public au renouvellement du parc ainsi que la mise en place de réglementation européenne (directive d'écoconception) impactent directement ce marché. Ceci se traduit par la baisse des ventes des foyers fermés et inserts (historiquement plus importants que les poêles). Néanmoins, depuis 2021 un rebond de ventes de ces appareils par rapport à 2020 est observé. La Figure 3 présente les ventes des différents types d'appareil relevés par Observ'ER [6]

Concernant les performances des appareils installés, 80 % des appareils vendus en 2021 étaient labellisés Flamme Verte 6 ou 7 étoiles [6]. Les appareils commercialisés (pour du neuf ou du renouvellement) sont donc majoritairement vertueux en termes de performances énergétique et environnementale. Cette observation est cohérente avec les données concernant le parc utilisé qui montrent que les foyers ouverts sont progressivement abandonnés au profit de solutions de chauffage plus performantes. De plus, l'entrée en vigueur au 1^{er} janvier 2022 de la réglementation européenne sur l'écoconception a sorti du marché les appareils trop peu performants.

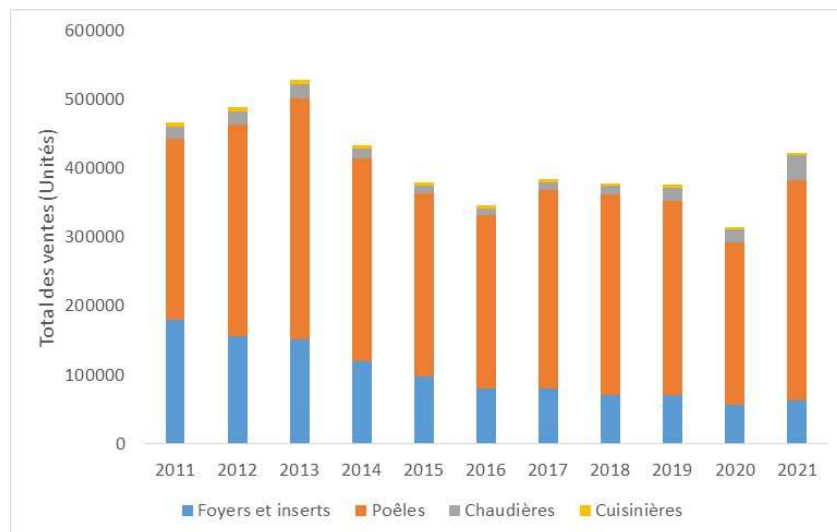


Figure 3 : Ventes annuelles d'appareils de chauffage au bois domestiques [6].

On observe aussi une transition du marché vers les appareils à granulés qui représentent désormais 44 % du marché avec une croissance de 13 % en 2018 alors que les ventes d'appareils à bûches ont baissé de 11 % [6]. Néanmoins, ces appareils à granulés ne représentent aujourd'hui que 10 % du parc [5]. La Figure 4 présente la répartition par appareil des ménages équipés d'un système de chauffage domestique au bois.

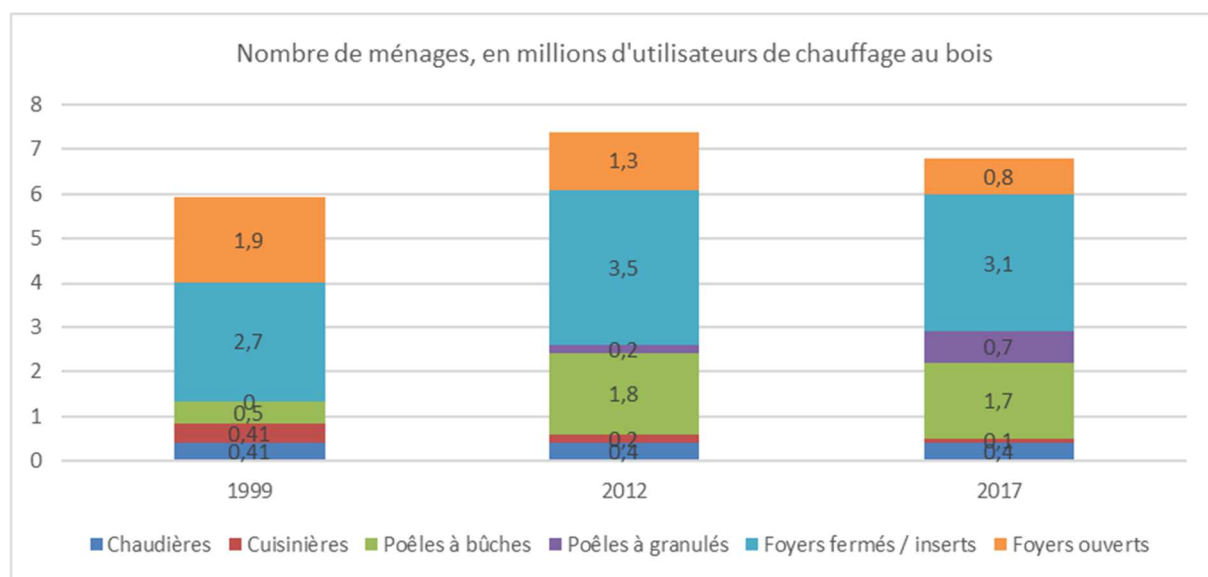


Figure 4 : Nombre de ménages, en millions d'utilisateurs de chauffage au bois [5].

1.3. La problématique des particules

Les émissions de particules sont très médiatisées du fait de leurs effets combinés sur l'environnement et la santé. Les effets déjà définis sur l'environnement sont majoritairement la modification de la composition des nuages et du bilan radiatif de la Terre [7]. Néanmoins, les impacts sanitaires sont les plus décriés. C'est la raison pour laquelle cette partie détaillera majoritairement ce point.

Les particules atmosphériques sont constituées d'un mélange de différents composés chimiques organiques ou inorganiques et minéraux en suspension dans l'air. Les particules sont différenciées selon leur diamètre comme présenté dans la Figure 5 ci-dessous.

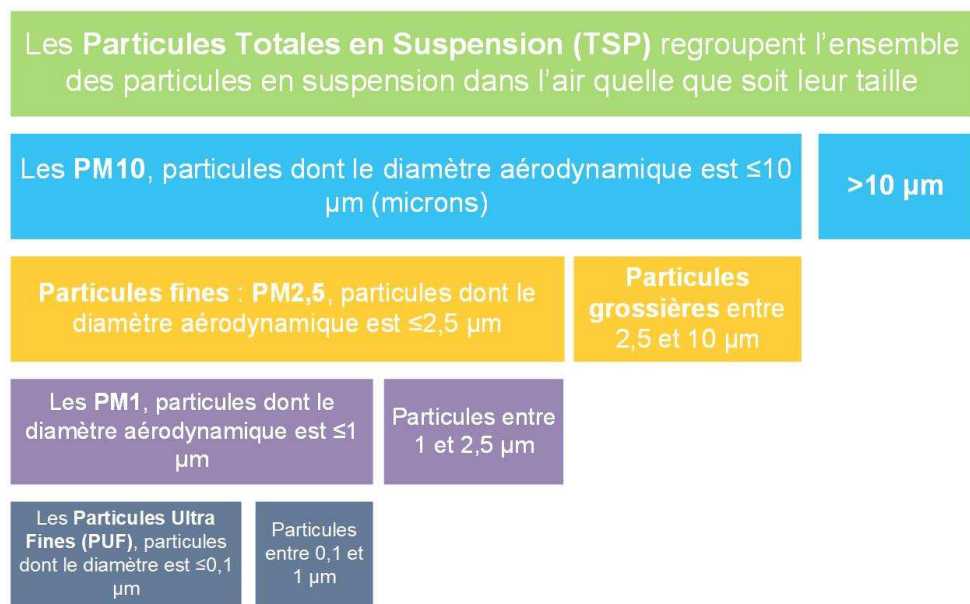


Figure 5: Résumé schématisé de la classification granulométrique des particules.

Ainsi, les Particules Ultra Fines (PUF) appartiennent aux PM₁, qui appartiennent elles-mêmes au PM_{2,5}. Les PM_{2,5} font quant à elles partie des PM₁₀, qui sont des TSP.

Plus les particules sont fines, plus elles sont dangereuses pour la santé car elles peuvent atteindre les alvéoles pulmonaires et pénétrer dans le sang pour les plus fines d'entre elles. Environ 65 à 70 % des particules de 3 μm de diamètre se déposent au niveau du nez et du pharynx, 25-30 % dans les bronchioles et alvéoles et 5-10 % dans la trachée et les bronches. La profondeur de pénétration des poussières dans l'appareil respiratoire est essentiellement fonction de la taille de celles-ci [8].

Mais la dimension d'une particule ne permet pas à elle seule de déduire tous les effets sur la santé résultant de son inhalation. Des propriétés physico-chimiques telles que la composition chimique, la forme, la porosité et la rugosité peuvent aussi déterminer en partie l'effet produit. Les conséquences sur l'organisme liées au contact avec ces particules peuvent être l'asthme, les allergies, les maladies respiratoires et cardiovasculaires.

Le caractère cancérigène des particules et de la pollution de l'air extérieur dans son ensemble a été reconnu par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2013). En 2016, l'organisation mondiale de la santé (OMS 2016) estimait à 4,2 millions le nombre de décès prématurés causés dans le monde par la pollution de l'air extérieur dans les zones urbaines et rurales [9]. Dans l'Union européenne, le nombre de décès prématurés en 2015, dus à l'exposition aux particules PM_{2,5}, est estimé à 391 000, selon l'Agence de l'Environnement Européenne (AEE) [10].

Pour la France, ces morts prématurées sont de 40 000 par an sur la période 2016-2019 d'après Santé Publique France [11]. Malgré tout, le rapport de l'AEE montre aussi les progrès réalisés ces dernières années et estime que les décès prématurés dus aux expositions aux PM_{2,5} ont diminué de moitié en Europe entre 1990 et 2015. Cette observation est corroborée par les données du CITEPA qui estime que les émissions de PM_{2,5} en France ont diminué de 75 % entre 2020 et 1990 [9].

1.4. Les particules et le chauffage domestique au bois

Il existe deux principaux types de particules issues du chauffage domestique au bois [12]:

- Les particules primaires : elles sont directement émises à la sortie de la chambre de combustion ;
- Les particules secondaires : il s'agit de particules primaires qui ont subi des recombinaisons dans l'atmosphère ou de précurseurs (COV, HAP, ...) qui vont réagir dans l'atmosphère pour former de nouvelles particules.

Concernant les particules primaires, Johansson va plus loin en décomposant cette famille en deux catégories distinctes [13] :

- 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 contenue dans le combustible : envolées de cendres.

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

Ainsi, le chauffage domestique au bois, par le phénomène de combustion, génère des particules qui sont émises et participent à la pollution de fond (niveau moyen) et aux pics de particules (accumulation temporaire). Ces particules présentent une toxicité certaine, comme l'ont démontré de nombreuses études. La Figure 6 présente les résultats de cytotoxicité (mise en contact de particules sur des cellules pulmonaire en culture) sur des particules émises par plusieurs sources, notamment le diesel et la combustion de bois, obtenus par Tapanainen et al. [14].

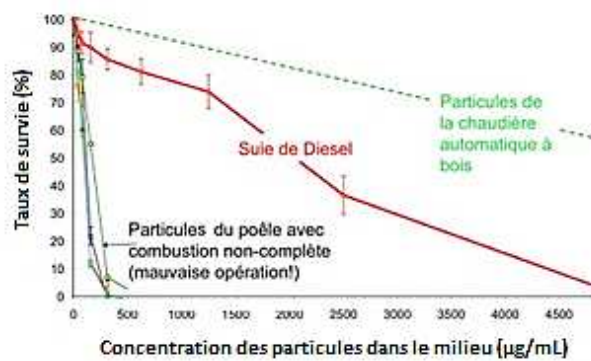


Figure 6 : Tests de cytotoxicité sur des particules de diesel et des particules issues de bonne et mauvaise combustion de biomasse [14].

Une mauvaise combustion produirait donc des particules plus dangereuses que celles du Diesel puisque le taux de survie des cellules chute très rapidement, même avec de faibles concentrations. Néanmoins, avec une combustion bien contrôlée (chaudière automatique par exemple), les particules seraient beaucoup moins toxiques. En effet, le taux de survie des cellules chute beaucoup moins rapidement, et reste élevé même à de fortes concentrations du milieu. Ainsi, des particules émises par un feu extérieur (barbecue par exemple) ou dans une cuisinière sont donc plus toxiques car ces appareils sont optimisés pour la cuisine et non pour la combustion.

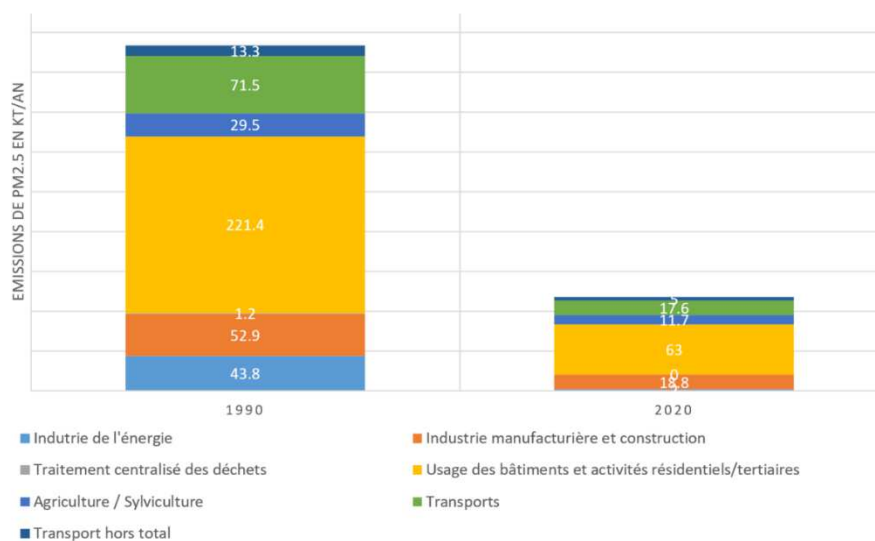


Figure 7 : Evolution des émissions dans l'air de PM_{2.5} en France métropolitaine depuis 1990, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].

Le Professeur Reto Gieré, parmi d'autres, a réalisé plusieurs études sur l'impact des particules sur la santé [15] ; [16] ; [17]. Les résultats plutôt inquiétants obtenus accentuent la volonté des dirigeants de limiter les émissions particulaires. Le danger est d'autant plus élevé que l'air ambiant présente une forte concentration massique en particules fines. C'est la raison pour laquelle l'Union Européenne a fixé des seuils en mg.Nm^{-3} .

Suivant leur taille, la part imputable au chauffage domestique au bois est cependant variable. Pour les particules totales en suspension, le secteur domestique contribue à hauteur de 9 % aux émissions globales en 2020. Cependant, la contribution de ce secteur (majoritairement liées à la combustion de biomasse pour le chauffage) aux émissions globales de $\text{PM}_{2,5}$ en 2020 est estimée à environ 44 % [9]. La Figure 7 présente l'évolution des émissions par filières entre 1990 et 2020.

Ainsi, malgré une réduction significative des émissions en 17 ans (63 % de réduction pour le secteur résidentiel/tertiaire, majoritairement représenté par le chauffage domestique au bois), le chauffage domestique au bois reste la source majoritaire d'émissions de $\text{PM}_{2,5}$.

1.5. Les différents systèmes de piégeage

1.5.1. Les différents types

A l'heure actuelle, les systèmes permettant de réduire les émissions de particules ont surtout été développés pour le chauffage au bois de moyenne et forte puissances. Nussbaumer [18] classe ces systèmes en quatre catégories (Figure 8) :

- Les séparateurs gravimétriques ;
- Les séparateurs filtrants ;
- Les séparateurs électrostatiques ;
- Les laveurs humides.

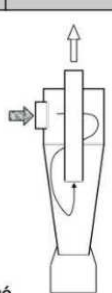
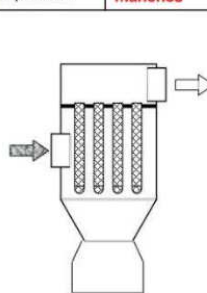
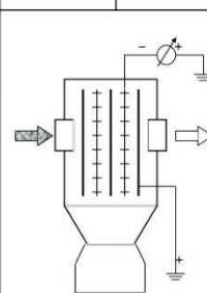
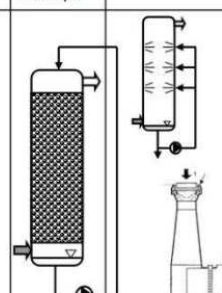
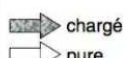
Séparateurs des particules épaisses (Dépoussiérage grossier)		Séparateurs des particules fines					
1. séparateurs gravimétriques (inertia)		2. séparateurs filtrants		3. séparateurs électrostatiques (≠ filtres !)		4. laveurs humides + séparateurs gravim.	
> 50 μm	> 5 μm	> 0.01 μm		> 0.01 μm		> 1 μm	
gravitation	force centrifuge	filtre accumulant / filtration profonde dans le filtre	filtre décomaté filtration à la surface	sec	humide	à travers un liquide	gouttelette tracées
chambre de sédimentation	cyclone	filtre à particule épaisse, filtre à matière en suspension	filtres texturés par exemple filtres à manches	forme plaques ou tubes	forme tubes ou plaques	laveur de colonne avec planchers ou corps	laveur grandissement, venturi et courant radial
							
							

Figure 8 : Les différents systèmes de réduction secondaires des émissions de particules [18].

Cette classification a été reprise aussi dans le rapport RECORD de Boulinguez et al. [19]. Ces solutions sont majoritairement utilisées dans le chauffage collectif et industriel. Des contraintes techniques propres à chaque technologie sont à relever :

- La concentration en poussières ;
- La température et le taux d'humidité ;

- Le débit de fumée et le temps de passage au contact du système ;
- Les caractéristiques des particules (conductivité, taille, ...).

Ainsi, comme le coût de ces solutions est élevé, les industriels du chauffage domestique au bois ont orienté leurs efforts sur l'amélioration de la combustion des foyers. Ces efforts permettent aujourd'hui d'atteindre des performances de rendement élevées (>80 % pour les poêles à bûches) conduisant à la réduction des consommations. Les émissions de particules ont quant à elles diminué pour atteindre des valeurs déclarées inférieures à 40 mg.Nm⁻³ (alors qu'elles dépassaient les 200 mg.Nm⁻³ quelques années auparavant).

Cependant quelques technologies de piégeage adaptées au chauffage domestique au bois existent et permettent d'agir sur les émissions, comme des systèmes électrostatiques ou des catalyseurs. En effet, une des principales contraintes des appareils domestique à bûches réside dans le fait que le tirage se fait de façon naturelle et qu'il est donc nécessaire de ne pas créer de pertes de charges. Les systèmes électrostatiques présentent l'avantage de s'intégrer dans les conduits de fumées sans créer de perte de charge supplémentaire, mais leur efficacité est liée au temps de passage des particules au contact de l'électrode. Les appareils ayant des débits (fumées + air) importants comme les foyers ouverts sont donc moins bien traités que les foyers fermés.

Dans son rapport d'évaluation des performances des systèmes de réduction des émissions de polluants pour les appareils individuels de chauffage au bois, I. Fraboulet de l'INERIS détermine que dans les conditions des tests réalisés, une efficacité globale de 56% est observée sur la fraction solide des particules avec un foyer ouvert, elle est très faible pour la fraction condensable [20]. Avec le poêle Flamme Verte 7 étoiles, une efficacité globale de 35% est déterminée sur les particules totales, fractions solide et condensable confondues, sans qu'il ne soit possible de déterminer de manière fiable l'efficacité sur chaque fraction. Aucune efficacité n'est observée pour les espèces gazeuses (CO et COVT) avec l'installation de l'électrofiltre. Sur des filtres électrostatiques domestiques testés entre 2013 et 2016 en Suisse et en Autriche sur site réel pendant la saison de chauffe, Brunner et al. ont mesuré des efficacités comprises entre 57 et 93% sur la fraction solide des particules [21].

Les catalyseurs ont l'avantage d'être efficaces sur les émissions d'imbrûlés (monoxyde de carbone principalement, voire quelques COV) tout en piégeant une partie des particules (par effet de dépôt), mais l'effet sur les particules est réduit. Reichert et al. [22] détermine une efficacité des catalyseurs céramiques et métalliques respectives de 83 et 93 % pour les émissions de CO, mais seulement de 20% pour les émissions de particules, et de 30 % pour les émissions de COV. I. Fraboulet mesure une réduction globale intéressante du CO de 67%, et 49 % pour les COV [20]. Les réductions moyennes obtenues sont de 69% pour la fraction condensable des poussières, Aucune efficacité n'a été observée sur la fraction solide des particules

Ces systèmes restent néanmoins très peu utilisés. Cela est dû au fait qu'ils induisent un coût supplémentaire à l'installation, mais aussi un raccordement électrique et beaucoup de maintenance pour l'électrofiltre, pour une efficacité toute relative.

Ainsi, le cahier des charges idéal pour un système de dépollution des fumées destiné au chauffage domestique au bois pourrait être le suivant :

- Peu coûteux ;
- Peu de maintenance ;
- Efficace sur les granulométries les plus fines ;
- Pas de manutention ou d'entretien par l'utilisateur ;
- Volume limité : équipement compact ;
- Pas de raccordement électrique.
- Pas ou très peu de pertes de charges

C'est pourquoi, compte tenu de ces observations, divers paramètres sont à étudier de manière plus approfondie :

- Comment limiter la formation des particules à la source, en adaptant un conduit de fumée permettant de créer les conditions propices à une combustion optimale (étude du système complet appareil + conduit) ;
- Comment favoriser la captation des particules, en les conditionnant idéalement pour être collectées par un système de filtration approprié (en favorisant par exemple leur agglomération) ;
- Comment les fixer efficacement au conduit de fumée.

1.5.2. Les différentes marques

Les systèmes de réduction des émissions de polluants pour les appareils domestiques sont aujourd'hui peu nombreux et peu mis en œuvre. Dans son rapport d'évaluation des performances des systèmes de réduction des émissions de polluants pour les appareils individuels de chauffage au bois [20], l'INERIS recense quelques dispositifs intégrables aux conduits de cheminée domestiques disponibles sur le marché français, présentés ci-dessous dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Systèmes de réductions des émissions de particules adaptables au chauffage domestique [20].

	Filtre électrostatique	Catalyseur
Coût de l'équipement (hors pose)	Entre 1200 et 2370€	Entre 329 et 1215€

Compte tenu des coûts et des contraintes réglementaires liées aux installations domestiques (tirage naturel, entretien, vacuité du conduit...), les dispositifs de réduction des émissions sont aujourd'hui majoritairement utilisés avec les chaudières de moyenne et forte puissance. La Figure 9 présente des illustrations de ces différents systèmes.

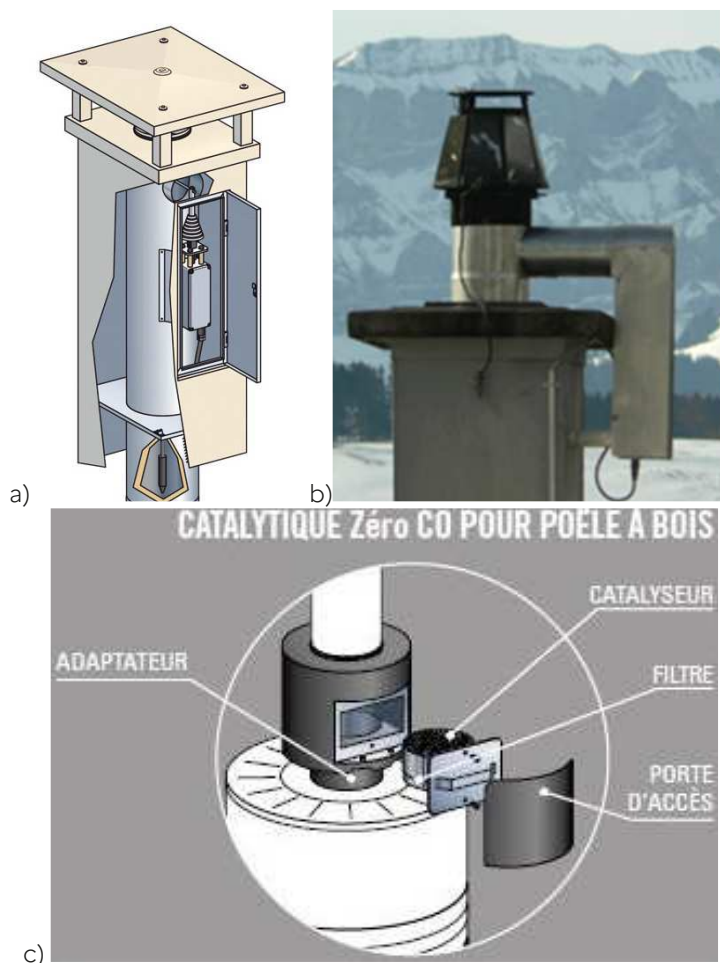


Figure 9 : Illustrations de deux systèmes de filtration électrostatique domestiques (a), (b) et schéma de principe d'un filtre catalytique pour poêle (c).

Éléments à retenir :

- Le bois énergie est la première énergie renouvelable utilisée en France et dans le monde ;
- En France, 71 % de ce bois énergie est utilisé dans le secteur résidentiel pour des besoins de chauffage ;
- Malgré la forte croissance des appareils à granulés, le bois bûche représente environ 90 % des consommations dans le secteur domestique ;
- Dans le parc national français, il reste en fonctionnement une part importante (34 % en 2017) d'appareils d'ancienne génération (< 2005) qui ont un impact majeur sur les émissions de particules fines du secteur domestique ;
- Les appareils domestiques (tous confondus) émettent annuellement 41 % des particules fines PM_{2,5} dont l'impact sanitaire est avéré ;
- Des technologies de filtration pour le secteur domestique existent mais restent peu utilisées.

2. Les particules du chauffage domestique au bois

Le Chapitre 1 (page 9) montre que le chauffage domestique au bois est une source importante d'émissions de particules. Afin de parvenir aux objectifs de ce projet, la compréhension de la nature de ces émissions est un point clé.

En effet, considérer les particules issues du chauffage domestique au bois comme un ensemble homogène serait une erreur. Les particules, et plus précisément les particules totales, peuvent être considérées comme un ensemble de polluants répondant à un même critère : éléments solides et/ou liquides en suspension dans les fumées. Cet ensemble contient donc plusieurs familles de polluants. Ceux-ci sont différenciables via leurs caractéristiques physico-chimiques mais aussi par leurs modes d'émissions.

L'objectif de ce chapitre est ainsi de décrire au mieux les différentes caractéristiques physico-chimiques de toutes les familles de particules pour pouvoir déterminer les facteurs pouvant impacter sur :

- Leurs niveaux d'émissions ;
- Leurs caractéristiques physiques ;
- Leurs caractéristiques chimiques.

Ainsi, la première étape de ce chapitre consiste à bien définir les différentes familles de particules émises par la combustion de bois dans des appareils domestiques ainsi que leurs caractéristiques propres.

2.1. Les caractéristiques physico-chimiques

2.1.1. La composition chimique des particules

La composition chimique des particules influe directement sur leur toxicité [1] ; [23] ; [24] ; [25] ; [26] ; [27] ; [28] tout comme la nature chimique de leur carbone [29]. En effet, l'OMS a décrit dans son rapport de 2012 [30] les effets sur la santé potentiellement différents entre le carbone organique (OC) et le carbone élémentaire (EC). Le Carbone Organique, du fait de sa facilité plus grande à réagir, présenterait des conséquences plus graves sur la santé humaine.

Fine et al. ont décrit en 2001 la composition élémentaire et la teneur en OC/EC de particules émises dans un appareil américain pour 6 combustibles différents [31]. Notons que le prélèvement a été réalisé après 4 m de fumisterie et une dilution d'un facteur 30. Le Tableau 2 récapitule ces résultats.

Tableau 2 : Résultats des analyses chimiques de particules émises par un appareil américain pour six combustibles différents [31].

Essence de combustible	Feuillus				Résineux			
	Erable Rouge	Chêne Rouge	Bouleau	Moyenne	Pin blanc	Sapin Ciguë	Sapin Baumier	Moyenne
Particules (g.kg-1 de bois sec)	3,3	5,7	2,7	3,9	11,4	3,7	4,8	6,6
OC (% des particules)	85,5	87,5	86,8	86,6	73,4	102,3	106,3	94
EC (% des particules)	6,7	3,8	22	10,8	31,3	5,4	7	14,6
OC/EC (-)	12,8	23	3,9	13,2	2,3	18,9	15,2	12,2
TC (% des particules)	92,2	91,3	108,8	97,4	104,7	107,7	113,3	108,6
Chlorides (% des particules)	0,63	0,4	0,65	0,56	0,13	0,39	0,48	0,33
Nitrates (% des particules)	0,6	0,4	0,28	0,43	0,17	0,38	0,4	0,32
Sulfates (% des particules)	0,31	0,42	1,68	0,8	0,13	0,33	0,3	0,25
Ammonium (% des particules)	0,12	0,06	0,21	0,13	0,03	0,04	0,03	0,03
Silice (% des particules)	0,041	0,009	0,137	0,062	0,178	0,029	0,029	0,079
Souffre (% des particules)	0,127	0,129	0,197	0,151	0,08	0,115	0,13	0,108
Chlorine (% des particules)	0,674	0,357	0,784	0,605	0,145	0,381	0,488	0,338
Potassium (% des particules)	1,235	1,001	0,976	1,071	0,439	1,324	1,48	1,081
Zinc (% des particules)	0,039	0,012	0,491	0,181	0,021	0,012	0,073	0,035
Calcium (% des particules)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,011	0,021	0,024	0,019
Bromine (% des particules)	0,004	0,005	0,006	0,005	0,001	0,002	0,002	0,002
Rubidium (% des particules)	0,006	0,005	0,006	0,006	0,002	0,002	0,008	0,004
Plomb (% des particules)	0,005	0,003	0,014	0,007	0,002	0,004	0,004	0,003
Total (% des particules)	2,151	1,541	2,631	2,108	0,879	1,89	2,238	1,669

Ces résultats montrent que, quel que soit le combustible utilisé, les particules sont composées, avec ce mode de prélèvement, à environ 85 % de carbone organique et près de 95% de carbone. De la même manière, indépendamment du combustible utilisé, les autres composés majoritaires sont K, Cl et S.

La teneur en OC/EC des particules a aussi été mesurée par Brandelet et al. [32] au point standard de prélèvement sur plusieurs générations d'appareils. Les résultats sont présentés sur la Figure 10 suivante.

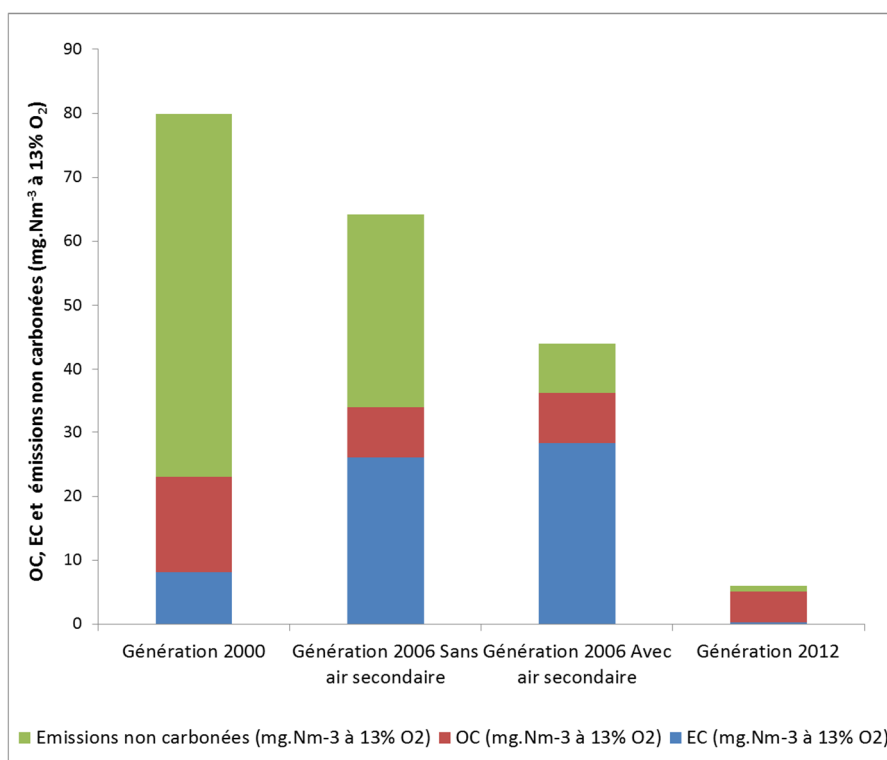


Figure 10 : Evolution des émissions OC, EC et non carbonées selon la génération de l'appareil [32].

La comparaison de ces résultats avec ceux de Fine et al. (issus d'un appareil américain de 2000), montre des différences radicales. Trois explications principales semblent possibles : i - la technologie des appareils américains est foncièrement différente de celle des appareils français avec une chambre de combustion plus petite et des vitesses d'air plus faibles ; ii – classiquement, les essais dans les appareils américains sont réalisés avec une très forte charge de bois, limitant fortement les temps de séjour des gaz dans la chambre ; iii - la méthode de mesure elle-même et l'emplacement du point de prélèvement ont un impact sur les caractéristiques.

Ainsi, le fait de prélever après une longueur de 4 m de conduit et une dilution de facteur 30 induisent sans doute des retombées et des dépôts, notamment de cendres (émissions non-carbonées) et d'EC (envolées de charbon notamment). De même, une forte charge avec un faible temps de séjour peut créer la formation de nombreux imbrûlés qui, dans le conduit et avec la dilution, créent des particules fortement carbonées, notamment en carbone organique. L'étude de John A. Rau [33], réalisée sur un poêle de 1998 isolé avec des briques réfractaires, présente des résultats tout à fait comparables à ceux observés par Brandelet et al. concernant la génération 2006 sans air secondaire.

Ensuite, les améliorations des appareils européens ont permis de réduire de manière drastique les émissions en EC et les émissions de cendres (émissions non-carbonées). Néanmoins, la quantité d'OC dans les fumées semble stable depuis l'isolation des appareils dans les années 2005 à 2008.

Il apparaît ainsi clairement que la proportion d'OC dans les particules a évolué au fil du temps, avec une proportion qui est passée d'environ 15-20% pour les appareils des années 2000, à plus de 90% pour les appareils récents. La Figure 11 présente l'évolution des émissions de TSP et de Black Carbon (BC) à partir des valeurs du CITEPA. Les données du CITEPA présentées sur la Figure 11 ne concernent pas les émissions d'OC, mais de BC (Black Carbon). Ces deux polluants sont quasiment identiques, seules les appellations changent selon la méthode d'analyse. Cette figure démontre ainsi que le CITEPA considère un ratio BC/TSP constant depuis 1990 pour estimer les émissions de TSP du chauffage domestique au bois. Or ceci ne semble pas cohérent vis-à-vis du résultat présenté en Figure 10.

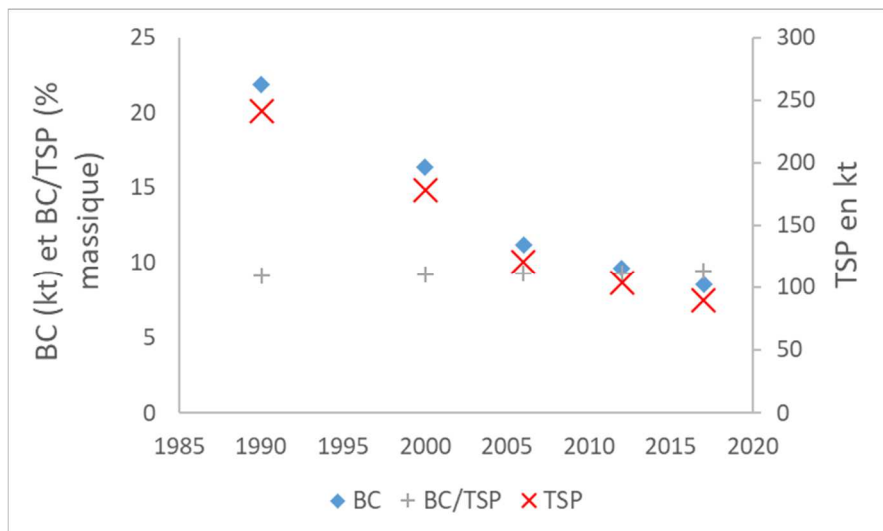


Figure 11 : Evolution des émissions du chauffage domestique au bois en TSP, BC et ratio BC/TSP en fonction des années, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].

2.1.2. La granulométrie des particules

Comme la granulométrie des particules est un facteur impactant significativement sur leur toxicité [1] ; [23] ; [3] ; [4] ; [5] ; [34] la répartition granulométrique des particules au point standard de prélèvement est un élément important. De plus, cette caractéristique est primordiale pour choisir et dimensionner la mise en place d'un système de filtration adapté.

Comme précédemment, nous avons analysé les données fournies par le CITEPA [9] sous cet angle de la granulométrie au fil des années. La Figure 12 présente l'évolution de cette répartition granulométrique à partir des valeurs publiées.



Figure 12 : Evolution des émissions de particules totales (TSP) et de la répartition granulométrique en masse des particules issues du chauffage domestique au bois, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].

A partir de ces résultats, il semble que la répartition granulométrique en masse des particules issues du chauffage domestique au bois dans l'air ambiant est stable depuis 1990, avec 33 % de PM₁₀, 33 % de PM_{2.5} et 33 % de PM₁. Les émissions de particules totales ont quant à elle nettement diminué, passant de 241 kt en 1990 à 90 kt en 2017. Ce résultat est dû au renouvellement du parc d'appareils de chauffage domestique qui sont de plus en plus performants, tant en termes d'augmentation du rendement qu'en termes de réduction des émissions polluantes, notamment de particules. Ce résultat suggère donc que les appareils récents émettraient moins de particules en masse, mais que la répartition granulométrique de ces particules resterait semblable.

Cette distribution aérodynamique peut être mesurée de deux façons : soit en masse (Impacteur Manuel par exemple), soit en nombre (classiquement via ELPI). Ces deux méthodes de mesures ne donnent pas du tout la même répartition granulométrique, comme le démontre la Figure 13 basée sur le travail de C. Rogeume et al. [35] sur un appareil de 2006.

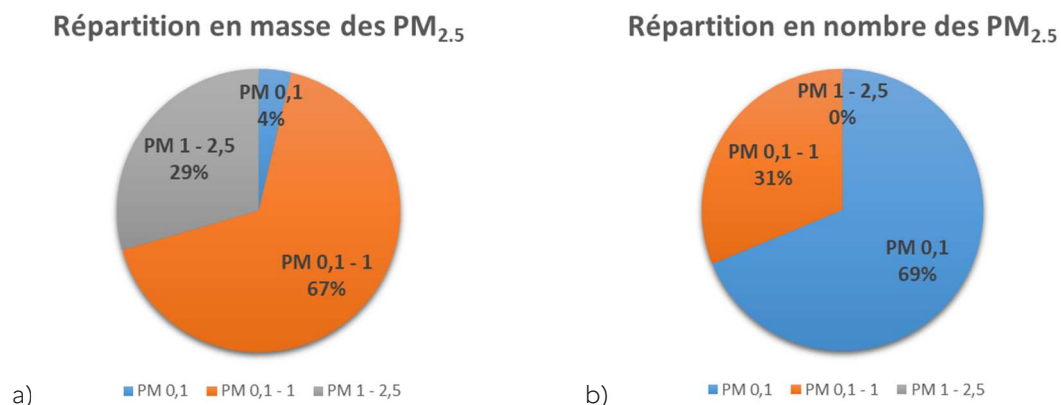


Figure 13 : Comparaison de la répartition granulométrique des PM_{2.5} en masse (a) et en nombre (b) sur un même foyer fermé [35].

Ainsi, aucun lien direct ne peut être réalisé entre ces deux types de mesure. Les comparaisons des résultats doivent absolument être effectuées sur des prélèvements de même type. C'est pourquoi nous comparerons la répartition granulométrique des particules dans l'air ambiant du CITEPA à des mesures en masse pour aboutir à des données comparables.

De nombreuses études démontrent que la répartition granulométrique des particules, en masse et en nombre, varie selon la génération de l'appareil. L'évolution de la granulométrie en nombre pour 4 générations d'appareils a été mise en évidence dans le travail de thèse de B. Brandelet [36]. Le Tableau 3 suivant présente cette évolution.

Tableau 3 : Evolution de la répartition granulométrique en nombre sur quatre générations d'appareil de chauffage domestique au bois [36].

Génération d'appareil	PM 0,1 (% nombre)	PM 0,1-1,0 (% nombre)	PM 1,0-2,5 (% nombre)	PM 2,5-10 (% nombre)
2000	67,4	29,1	3,40	0,100
2006 sans air secondaire	60,5	39,5	0,04	0,013
2006 avec air secondaire	70,2	29,8	0,00	0,00
2012	90,2	9,8	0,00	0,00

Les résultats présentés dans ce tableau montrent ainsi globalement qu'un appareil récent induit une meilleure maîtrise de la combustion, ce qui conduit à une réduction des émissions de particules, mais une augmentation très nette de la portion en nombre de particules fines et d'ultrafines. Tiwari et al. [37] ont démontré que la répartition granulométrique en masse dans un appareil de 2012 était celle montrée sur la Figure 14.

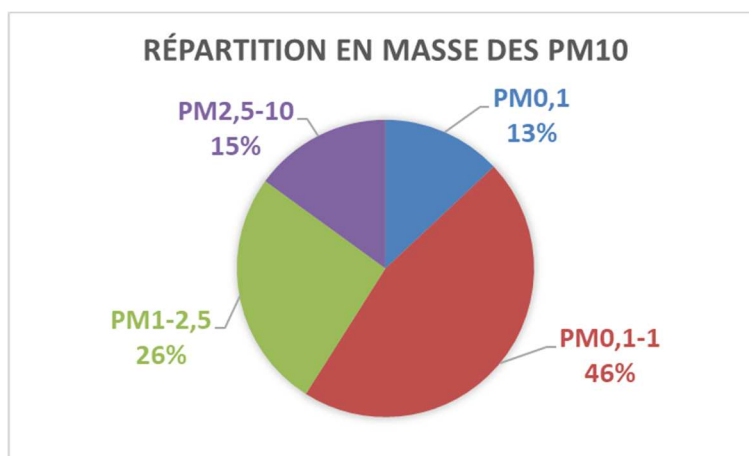


Figure 14 : Répartition granulométrique en masse des PM₁₀ pour un appareil de 2012 [37].

Ces données (i.e. la répartition granulométrique en masse sur un appareil de 2012 des PM₁₀) peuvent être utilisées pour calculer la répartition granulométrique en masse des PM_{2,5} et seront ainsi comparables à celles présentées sur la Figure 13 a) issue d'un appareil de 2006. Le Tableau 4 suivant présente le résultat de cette comparaison.

Tableau 4 : Comparaison de la répartition granulométrique massique des PM_{2,5} entre deux appareils de génération différentes.

Génération d'appareil	PM 0,1 (% masse)	PM 0,1-1,0 (% masse)	PM 1,0-2,5 (% masse)
2006	3,7	66,8	29,5
2012	15,5	53,5	31,0

La proportion en masse de particules ayant un diamètre aérodynamique compris entre 1 et 2.5 µm semble être constante entre ces deux appareils. En revanche, un transfert de 12 % de la proportion en masse de PM_{0,1-1} vers les PM_{0,1} est observé pour l'appareil récent.

Ainsi, même s'ils émettent moins de particules totales en masse, les appareils récents semblent émettre en proportion des particules dont la granulométrie est de plus en plus fine. Cette tendance semble se vérifier, que la répartition granulométrique soit mesurée en nombre ou en masse. Il y a donc une baisse générale des émissions de particules, cette baisse étant visible quelle que soit la granulométrie. La baisse des particules les plus grosses est plus rapide que celle des particules les plus fines.

2.1.3. La fraction condensable

Pour une même source, la différenciation de la concentration en particules dans le conduit de fumées avec celles dans l'air ambiant est primordiale. En effet, les mécanismes de combustion, s'ils sont mal optimisés ou réalisés dans des installations de très petites puissances (application domestique), génèrent également une production de Composés Organiques Volatils (COV).

Les COV sont classés en trois familles :

- Les composés organiques semi-volatils (COSV, point d'ébullition >250°C) ;
- Les composés organiques volatils (COV, point d'ébullition 100-250°C) ;
- Les composés organiques très volatils (COVV, point d'ébullition <100°C).

La somme de ces trois familles donne la valeur des COVT (Composés Organiques Volatils Totaux). Ces COVT vont, pour partie, former des AOP (Aérosols Organiques Primaires) dans le conduit de fumée, et pour le reste vont former (via leur condensation notamment) des Aérosols Organiques Secondaires (AOS) dans l'air ambiant. Ces phénomènes sont liés principalement au refroidissement important, mais aussi à des phénomènes de condensation sur des aérosols supports. Ainsi, l'émission par une source de ces polluants, qui ne sont pas sous forme particulaire dans le conduit, va cependant induire une formation de particules supplémentaire dans l'air ambiant. La Figure 15 présente schématiquement la formation des particules dans l'air ambiant en faisant figurer de manière claire l'impact des COV.

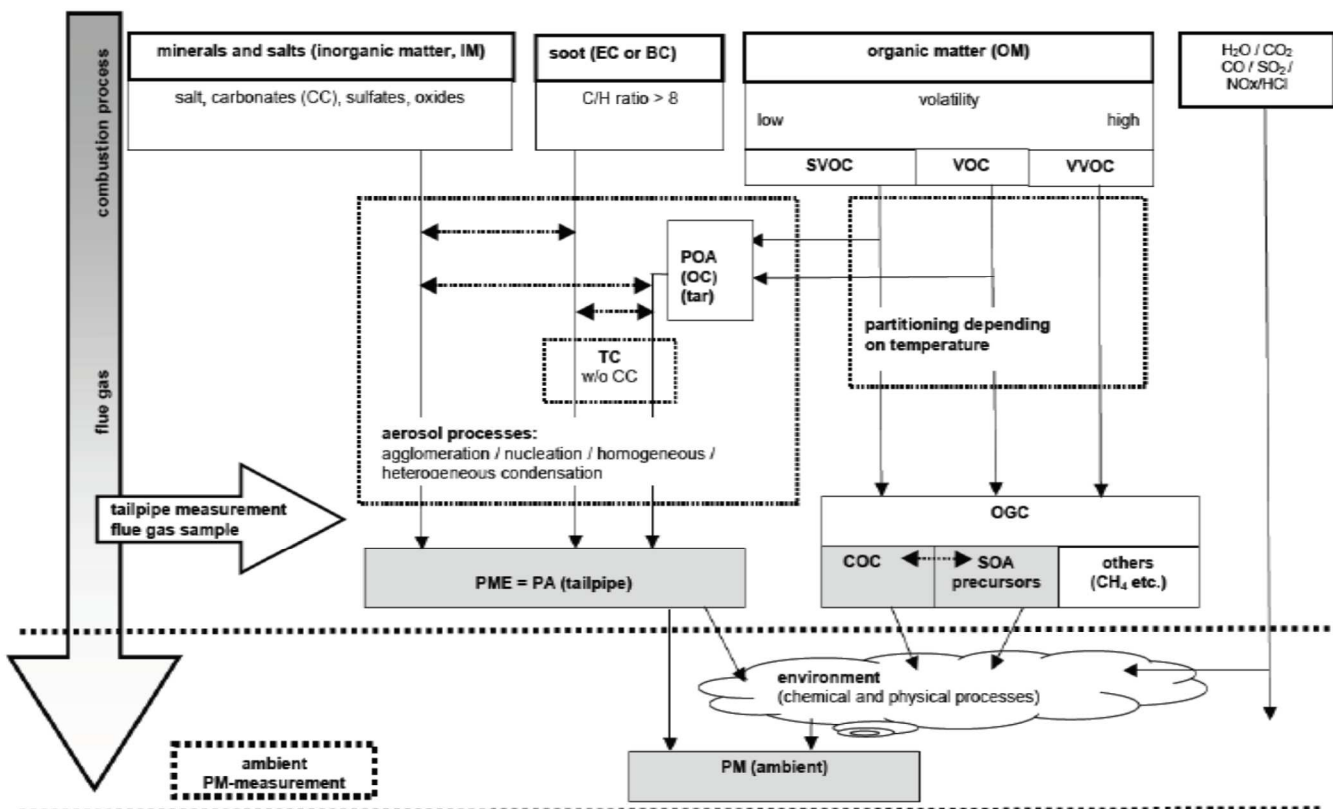


Figure 15 : Schéma de formation et d'évolution des particules [38].

Il est ainsi important de savoir ce que l'on cherche à mesurer : soit les particules liées directement à la combustion du bois dans un appareil, soit l'impact de l'ensemble des émissions sur la qualité de l'air.

Pour cette raison, un projet de norme reliant les émissions de particules solides et de COV a démarré voici quelques années afin de mieux estimer l'impact environnemental d'une installation de chauffage : le Pr EN 16510 [39]. Ainsi, d'après ce projet de norme, les émissions d'un appareil de chauffage au bois dans l'air ambiant, dénommé PME dans les textes (Particulate Matter Environmental), correspond à :

$$[PME] = [PM_{HF}] + 0,42 * [OGC]$$

Dans cette formule, la concentration en PM_{HF} correspond à la mesure de TSP mesurées habituellement pour caractériser les émissions d'un appareil, et la concentration en [OGC] (Organic Gaseous Compounds) est la mesure des COV au point standard de prélèvement.

Bien que ce mode de réflexion sur les émissions des appareils soit très pertinent, ce coefficient de 0,42 reste un élément très discuté. En effet, ce coefficient est-il toujours stable ? quel est l'impact de la qualité ou de la nature du combustible, de la génération ou du type d'appareil, de l'utilisateur, des dispositifs d'évacuations des fumées ?

De nombreuses études ont mis en évidence la condensation des COV dans les fumées, notamment avec une souche de condensation sur des nanoparticules [40]. Le facteur de 0,42 reste néanmoins très variable : une étude interne au LERMAB a montré des coefficients pouvant varier entre moins de 0,2 et plus de 0,6 selon les appareils et les conditions d'essais.

2.2. L'impact du combustible

2.2.1. L'essence

L'essence du combustible semble pouvoir influencer directement sur la granulométrie des particules. C'est ce que démontrent Ozgen et al. [41]. Leur travail met en évidence que, dans un poêle maçonné à bûches, le changement de combustible ne modifie pas significativement la granulométrie en nombre des particules, alors que dans un poêle à granulés, la fraction ultrafine ($PM < 0,1 \mu m$) y est directement sensible, avec un diamètre moyen de 38 nm pour des granulés de hêtre et de 75 nm pour des granulés de sapin. Les particules émises par un poêle à granulés semblent ainsi plus impactées par l'essence du combustible que dans un poêle à bûches.

Pourtant, Fine et al. [31] ont démontré que sur un même poêle à bûches, les niveaux d'émissions en masse étaient liés au combustible utilisé. Néanmoins, la teneur en OC et EC des particules ne semblait pas significativement impactée. Si la composition élémentaire des particules est observée, une différence significative apparaît entre les deux grandes familles de combustibles, les feuillus et les résineux. Globalement, les particules émises par ce poêle maçonné de 2001 lors de la combustion de bûches de résineux contiennent moins de soufre, de chlore et de zinc.

Ces résultats ne sont pas compatibles avec ceux obtenus par John A. Rau [33]. En effet, celui-ci démontre que l'utilisation de résineux induit une augmentation de la teneur en EC et une diminution en OC et en envolées de cendres. A l'inverse de Fine et al., à pleine charge, les particules émises par la combustion de résineux sont plus chargées en Al, Ca, Cl, Fe, K, P, Pb, Rb, S, Si et Zn.

Les résultats de ces deux études sont donc totalement antagonistes. D'autres facteurs doivent ainsi modifier de manière significatives les résultats, comme le design même de l'appareil et la régulation du tirage. Nous ne pouvons donc pas conclure sur le rôle de l'essence du combustible sur les émissions et/ou les tailles de particules.

2.2.2. L'humidité

Fine et al. ont démontré en 2001 que l'humidité d'un combustible ne modifiait pas la composition chimique des particules [31]. Néanmoins, Shen et al. ont démontré en 2013 que toutes les émissions d'une cuisinière à bois étaient plus élevées avec un combustible plus humide, mis à part les émissions de EC [42]. Ces résultats ont été confortés par le travail issu du projet QUALICOMB [43] financé par l'ADEME. En effet, dans ce projet, l'impact de l'humidité a été mis en évidence. Brandelet et al. ont ainsi démontré qu'un combustible plus humide induisait des émissions de particules, de COV et de HAP plus importantes [44], pouvant aller jusqu'à un facteur 50. Les émissions de EC étaient elles aussi plus élevées. Cela proviendrait du fait que pour réaliser la combustion d'une bûche plus humide, le facteur d'air doit être plus élevé, l'idée étant d'apporter suffisamment d'énergie pour compenser les besoins de séchage. Ainsi, la fraction d'envol de cendres et de charbon prend une part plus importante dans les émissions [45], expliquant alors l'augmentation des émissions de EC et la diminution du rapport TC/TSP.

Dans ce travail, l'augmentation de la granulométrie des particules dû à l'humidité du combustible est aussi mise en évidence. Une bûche humide induit des émissions plus variées : particules de charbon, particules de bois dégradé thermiquement, nanoparticules, alors qu'il s'agit surtout de nanoparticules pour du bois sec. De plus, la taille des nanoparticules est plus importante, pouvant aller jusqu'à 200 nm sans agglomération (contre 20 à 50 pour un combustible sec). Cette augmentation de la taille peut s'expliquer par une condensation importante de COSV (Composés Organiques Semi-Volatils) sur les nanoparticules due à des quantités de COSV plus importantes et des niveaux de températures plus faibles.

2.3. L'impact du tirage

Reichert et al. [46] ont évalué l'impact de trois niveaux de tirage différents : 12, 24 et 48 Pa dans trois appareils différents. Le premier résultat montre que les variations de tirage n'ont aucun impact sur le niveau d'émissions de particules quel que soit l'appareil utilisé. En revanche, les émissions de CO et d'OGC

(Organic Gaseous Compounds) semblent diminuer si le tirage est augmenté pour deux appareils sur trois. Pourtant, les appareils sont de puissances équivalentes et adoptent des technologies similaires.

Ainsi, l'impact du design de l'appareil est certainement important sur les résultats obtenus. Le second résultat majeur est que le seul paramètre qui réagit de la même manière pour tous les appareils est le rendement. Ainsi, une augmentation du tirage réduit l'efficacité énergétique du poêle. Cela est très certainement dû au fait que la température des fumées augmente lorsque le tirage est augmenté.

Un autre impact du tirage sur la combustion est la modification de la cinétique de combustion (vitesse, régularité) qu'il provoque en agissant sur le débit d'air qui entre dans l'appareil. En effet, si le tirage augmente, la courbe de puissance de l'appareil connaît de sévères pics et empêche le déroulement d'une combustion homogène à puissance nominale.

2.4. L'impact des réglages

Le facteur d'air semble impacter de manière significative la nature chimique des particules émises par une installation. Les travaux de Nussbaumer décrivent cet impact sur la composition en OC/EC des particules [18] et sont décrits sur la Figure 16.

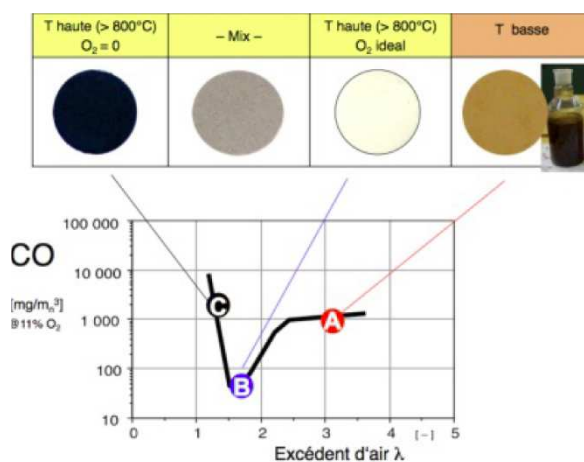


Figure 16 : Influence du facteur d'air sur la nature des particules [18].

Il apparaît sur cette figure qu'avec un facteur d'air faible et donc une température élevée la production de particules est décuplée et majoritairement composée de EC. A l'inverse, un excès d'air élevé induit une température plus faible et des émissions de particules riches en OC. Au facteur d'air idéal, la production de particules semble minimale et elles sont composées majoritairement d'éléments non carbonés.

Dans un poêle à bûches ou un insert, les possibilités de réglages de l'utilisateur sont limitées à la charge de bois, et souvent au débit d'air total dans l'appareil. L'utilisateur peut donc modifier de manière considérable les émissions et la nature des particules selon le facteur d'air auquel il se place. Les appareils à bûches récents permettent aujourd'hui d'agir plus finement sur le ratio air primaire/air secondaire mais on peut toujours avoir des doutes sur la capacité de l'utilisateur à bien adapter ces réglages ou à faire de rechargements adéquats.

Sur les installations industrielles, les répartitions en Air Primaire (AP) et en Air Secondaire (AS) peuvent aussi être modifiées. L'augmentation de l'AP à défaut d'AS induira une augmentation du niveau de température autour du combustible, mais impliquera une augmentation des envolées de cendres et de charbon. Une augmentation de l'AS induira une augmentation des turbulences et une homogénéisation du niveau de température, abaissant ainsi significativement la teneur en OC des particules émises, mais aussi les envolées de cendres.

Carvalho et al. [47] ont démontré que les émissions de particules pouvaient être réduites de plus de 30% en masse en passant d'un système où les réglages sont manuels à un système automatisé (sur le même appareil). Ce dernier point démontre l'importance et la marge de progression qu'une régulation peut apporter au secteur du chauffage domestique. C'est aussi pourquoi de nombreux fabricants de poêles ou inserts à bûches privilégient l'utilisation de l'air primaire pour l'allumage uniquement et en limitent le débit mécaniquement et/ou dans leurs préconisations une fois l'appareil en température.

2.5. L'impact de l'allure

John A. Rau a démontré que, quel que soit le combustible utilisé, les particules émises lors d'un fonctionnement à allure réduite étaient beaucoup plus chargées en OC, alors que leur teneur en EC s'effondrait [33]. Cela paraît cohérent du fait même de la nature de ces deux familles de carbone.

A allure réduite, la température dans l'appareil est plus faible, ne permettant pas une dégradation efficace du carbone organique. En revanche, les émissions en EC sont majoritairement dues à des envols de particules de charbon de bois depuis la chambre de combustion. A allure réduite, le débit d'air primaire, qui est injecté sous la grille, est beaucoup plus faible, expliquant ainsi la réduction conséquente des émissions d'EC. De plus, les particules émises à allure réduite sont en moyenne dix fois moins chargées en Al, Ca, Cl, Fe, K, P, Pb, Rb, S, Si et Zn. Ces résultats sont aussi clairement dus à la réduction des envols de cendres du fait d'un débit d'air primaire réduit.

Cette étude montre également que, quel que soit le combustible, les particules ayant un diamètre inférieur à $3 \mu\text{m}$ sont les plus chargées en carbone. Néanmoins, à allure réduite, un transfert de l'OC vers une plage granulométrique plus grossière est observé. Ce phénomène est sans doute dû au mûrissement d'Oswald¹ des particules qui semble plus efficace à basse température, tout comme les phénomènes d'agglomérations de nanoparticules.

2.6. L'impact de l'appareil

Les appareils de chauffage domestique au bois, même s'ils sont de la même génération, ne présentent pas du tout les mêmes facteurs d'émissions en particules. Shen et al. ont testé 11 cuisinières différentes dont 6 au bois [48] (Figure 17, numéro 4 : granulés ; 7 à 11 : bois bûches). Pour les autres appareils considérés dans cette étude, le numéro 2 fonctionne à l'alcool, le 3 au kérosène et le 5 au charbon. Les résultats démontrent que non seulement les facteurs d'émissions varient, mais aussi la répartition granulométrique des particules. La Figure 17 présente l'évolution des émissions et de leurs caractéristiques physiques selon l'appareil testé.

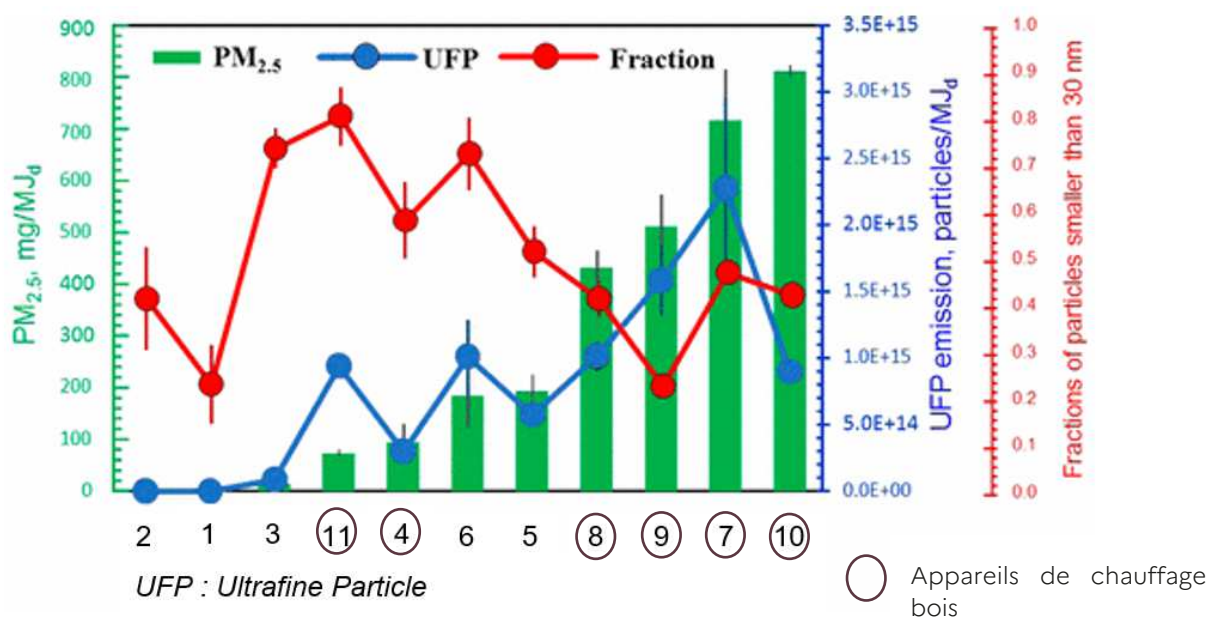


Figure 17 : Evolution des émissions et des caractéristiques physiques des particules selon l'appareil testé.

Ainsi, sur les 5 appareils fonctionnant au bois bûches, les facteurs d'émissions de PM_{2.5} varient dans cette étude d'un facteur 8. La fraction d'ultrafines (PM_{0.1}) est elle aussi très variable. Par exemple, même si les appareils 7 et 10 présentent un niveau d'émissions en masse de PM_{2.5} comparables, les émissions

¹ Le mûrissement d'Oswald est l'augmentation spontanée de la granulométrie d'un précipité. C'est un phénomène irréversible au cours duquel les plus petites gouttelettes ou les plus petits cristaux en suspension dans une phase continue se dissolvent, tandis que les plus grosses gouttelettes ou les plus gros cristaux croissent.

d'ultrafines en nombre varient d'un facteur 2,5. En revanche, si on ne prend que les particules plus petites que 30 nm (soit $PM_{0,03}$), les niveaux sont de nouveau semblables. Concernant ces particules plus petites que 30 nm, leur proportion varie considérablement dans le spectre des émissions et de manière globale, plutôt à l'inverse de celle des $PM_{2,5}$.

Le design de l'appareil semble donc influencer non seulement sur la quantité de particules émises, mais aussi sur leurs caractéristiques, au moins en termes de granulométrie. Le travail de Brandelet et al. va dans le même sens et met en évidence l'impact de la génération sur ces émissions [32].

Ces modifications peuvent être reliées aux améliorations techniques qui ont été réalisées au cours des années. De manière globale, la définition des appareils au cours des années 2000 à 2012 peut être synthétisée par les caractéristiques suivantes :

- Génération 2000 : Chambre non isolée, pas d'air secondaire, présence d'un déflecteur ;
- Génération 2006a : Chambre isolée, pas d'air secondaire, présence d'un déflecteur ;
- Génération 2006b : Chambre isolée, présence d'air secondaire, présence d'un déflecteur ;
- Génération 2012 : Chambre isolée, présence d'air secondaire, présence d'un déflecteur, appareil étanche.

La Figure 18 est un rappel de la Figure 10 et présente les niveaux d'émissions et les caractéristiques chimiques des particules émises par ces quatre générations d'appareil.

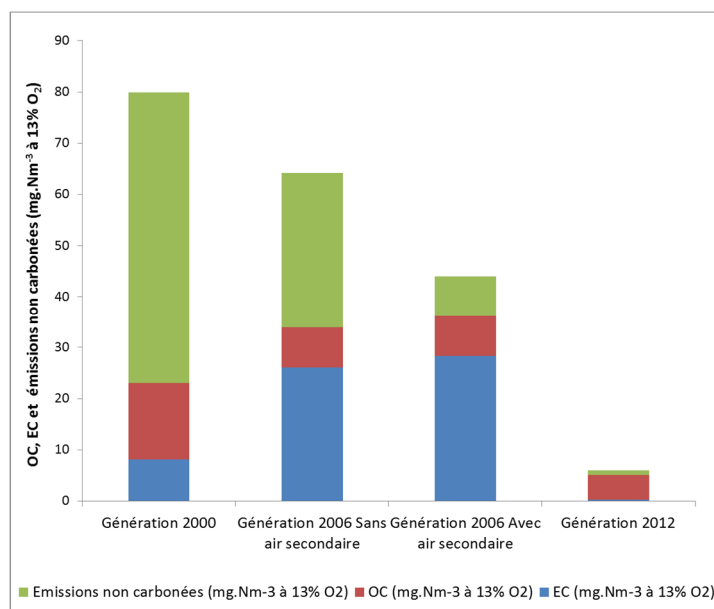


Figure 18 : Caractéristiques chimiques des particules émises par quatre générations de foyer fermé au bois bûches [32].

Sur ce diagramme, l'impact de l'injection d'air secondaire est clairement démontré. La présence d'air secondaire permet de limiter le débit d'air primaire et ainsi limiter les envols, mais aussi d'augmenter le niveau de turbulence dans la chambre de combustion et ainsi faire impacter contre le déflecteur une partie des envols qui retombent. L'isolation de la chambre de combustion permet de limiter considérablement les émissions de OC. Ce point est cohérent avec le fait que l'isolation permet aussi de réduire de manière significative les émissions d'imbrûlés gazeux de manière générale, et tout particulièrement des COV.

Éléments à retenir :

- Le chauffage domestique au bois est une source d'émissions de particules ;
- Un combustible de qualité réduit de manière considérable les émissions particulaires ;
- Un appareil récent induit des émissions largement inférieures à celles d'un appareil plus ancien ;
- La composition chimique des particules est impactée par les réglages, l'allure et le type d'appareil ;
- Un appareil moderne émet majoritairement du Carbone Organique sous forme de nanoparticules de suies.

3. L'évacuation des fumées

Les chapitres précédents montrent que le fait de caractériser les performances d'un appareil est une tâche complexe car de nombreux paramètres peuvent faire varier ses performances. Les impacts du combustible, des réglages et de l'utilisateur sont relativement bien connus, et sont donc écartés lors des mesures normées via des procédures isolant ces paramètres. Néanmoins, les émissions d'un appareil de chauffage sont transitées dans un système d'évacuation des fumées avant d'être larguées dans l'air ambiant. Une installation comprend donc :

- Le combustible ;
- L'utilisateur ;
- L'appareil ;
- Les réglages ;
- La solution d'évacuation des fumées.

S'il manque un de ces éléments, la caractérisation des émissions est faussée. Ce chapitre a ainsi pour objectif de traiter la partie évacuation des fumées :

- Définir les différentes solutions d'évacuation des fumées présentes sur le marché ;
- Étudier de plus près les techniques de régulation de tirage ;
- Évaluer avec les connaissances présentes dans la littérature l'impact de ces technologies sur les performances d'un appareil, notamment en termes d'émissions de particules.

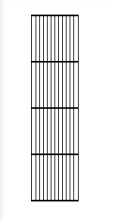
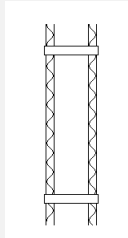
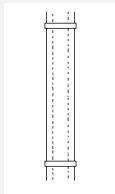
3.1. Les différentes technologies de systèmes d'évacuation des fumées

Pour les appareils fonctionnant en tirage naturel, le conduit de fumées est le moteur de l'installation : c'est en effet la hauteur du conduit et la différence de température qui créent le tirage nécessaire à maintenir la dépression dans l'appareil et donc le débit d'air entrant pour la combustion. Au cours des quinze dernières années, les conduits de fumées se sont adaptés aux évolutions des appareils qu'ils équipent, mais aussi aux nouvelles contraintes de l'habitat comme la perméabilité à l'air.

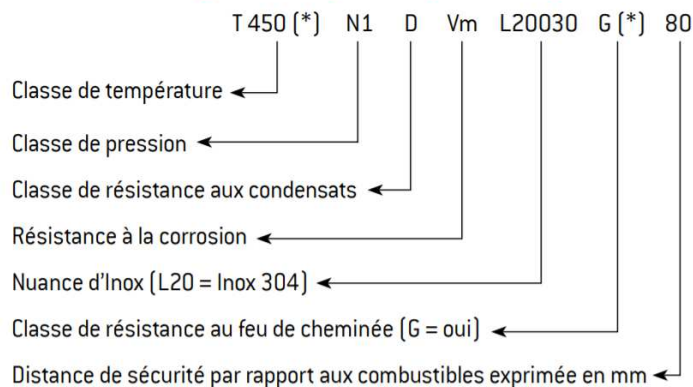
Historiquement maçonnés, les conduits sont aujourd'hui majoritairement métalliques, isolés et peuvent même assurer l'alimentation en air comburant de l'appareil de chauffage au bois. Le Tableau 5 présente les principaux différents types de conduit de fumées installés aujourd'hui.

Les conduits de fumées bénéficient d'un marquage CE et sont régis par différentes normes (NF EN 1856-2 pour les flexibles et NF EN 14989-2 pour les conduits concentriques). Leurs caractéristiques propres sont spécifiées sur leur désignation (NF EN 1856-1) [49]. Cette désignation permet d'associer le conduit adapté à chaque appareil de chauffage. La Figure 19 présente les clés de lecture de la désignation des conduits de fumées.

Tableau 5 : Les différents types de conduits.

	Boisseaux	Conduits métalliques isolés	Conduits métalliques concentriques
			
Avantages	Peut être tubé pour améliorer son étanchéité	Etanchéité à l'air Maintien en température de la fumée	Etanchéité à l'air Gestion Fumée et Air Rendement optimisé
Types d'appareils	Tous types d'appareils à granulés ou à bûches	Tous types d'appareils à granulés ou à bûches	Appareils à granulés ou à bûches « à circuit de combustion étanche »
Type de logement	Majoritairement anciens	Adapté au neuf et à la rénovation	Adapté au neuf et à la rénovation

Désignation du produit (EN 1856-1)



[*] Note relative à l'application de l'arrêté du 31 octobre 2005 relatif aux dispositions techniques pour le choix et le remplacement de l'énergie des maisons individuelles [loi sur l'air] : afin d'être compatible avec le raccordement d'appareils de chauffage à combustible solide, liquide ou gazeux, le conduit mis en œuvre doit être marqué CE et désigné T 450 [classe de température] et G [résistant au feu de cheminée].

Figure 19 : Désignation de produit selon la norme EN 1856-1.

La mise en œuvre de ces produits est définie par le Document Technique Unifié (DTU) 24.1 [50] pour les systèmes traditionnels ou par des Avis Techniques ou DTA pour les systèmes concentriques.

La norme NF DTU 24.1 constitue le document normatif de référence dans le domaine de l'installation des conduits de fumées et des ouvrages de fumisterie. Elle précise les règles de conception et de mise en œuvre des conduits de fumées, conduits de raccordement, et carneaux. Cette norme s'applique pour l'évacuation des fumées de tous types d'appareils de combustion (chaudières, poêles, cuisinières, inserts, foyers ouverts), et tous types de combustibles usuels (gaz naturel ou GPL, fioul domestique ou lourd, charbon, bois en bûches, briquettes, granulés ou plaquettes), sans limite de puissance. La norme NF DTU

24.1 traite également des travaux d'entretien, du ramonage, du contrôle et de la vérification après feu de cheminée.

Pour les conduits non-traditionnels, le cadre technique d'utilisation ou de mise en œuvre du conduit est défini dans un Avis Technique. La Commission Chargée de Formuler les Avis Techniques (CCFAT) a pour mission de superviser la procédure d'avis technique et l'évaluation technique des produits et procédés de la construction de bâtiments, qui ne sont pas encore entrés dans le domaine traditionnel. L'avis technique est une procédure volontaire permettant à un fabricant de vérifier que son produit ou procédé est conforme à la réglementation et permet de construire un ouvrage stable et pérenne.

L'avis technique ou DTA permet à son bénéficiaire de s'appuyer sur une évaluation technique collégiale, objective et reconnue, alors même que ces produits ou procédés ne sont pas encore entrés dans le domaine traditionnel. Cette procédure permet de développer le recours à des produits et procédés innovants dans le domaine du bâtiment. Pour les produits couverts par le marquage CE, la CCFAT peut délivrer un avis technique sous la forme d'un DTA document technique d'application. [51].

3.2. La régulation du tirage

La régulation de tirage ne peut être installée que lorsque la hauteur du conduit d'évacuation des fumées dépasse cinq mètres. Cet équipement est encore peu installé, mais une dynamique de croissance (principalement due à la conception de régulateur esthétique) est clairement visible depuis quelques années. Historiquement associés aux conduits de fumée équipant des chaudières ou des inserts (cachés dans les hottes), les régulateurs de tirage sont aujourd'hui conçus pour équiper tout type d'appareil de chauffage au bois. Ces systèmes permettent de limiter les effets de sur-tirage provoqués par une hauteur de conduit trop importante ou des températures extérieures très basses. Souvent indispensables pour respecter les préconisations des fabricants d'appareils, ils ont l'avantage de pouvoir optimiser le rendement des installations de chauffage et de réduire les consommations de combustible tout en espaçant les interventions de rechargement. Le principe de fonctionnement d'un régulateur de tirage est présenté sur la Figure 20.



Figure 20 : Vues en coupe de régulateurs pour conduit simple paroi et concentrique [POUJOLAT].

Son fonctionnement est basé sur l'introduction automatique d'une plus ou moins grande quantité d'air dans le conduit de fumées. Un régulateur de tirage est préconisé dès lors que le conduit de fumée présente une grande hauteur et que le tirage naturel dépasse régulièrement la consigne préconisée par le fabricant de l'appareil de chauffage.

Les développements récents ont permis la mise sur le marché de différents modèles de régulateur pour tous les types d'appareils à bois (insert, poêles) étanches ou non.

Des essais réalisés en 2013 sur un poêle à bûches de 5 kW [52] ont confirmé que l'utilisation d'un régulateur de tirage permet de :

- Réduire le tirage moyen à la buse du foyer ;
- Stabiliser le tirage tout au long de la combustion ;
- Limiter les effets de sur-tirage liés au vent ;
- Éviter une trop forte élévation de la température de fumée provoquée par un tirage important ;
- Augmenter la durée de combustion et les performances de l'installation.

La Figure 21 présente l'impact de la présence d'un régulateur de tirage sur l'évolution de la dépression dans la chambre de combustion dans un poêle à bûches.

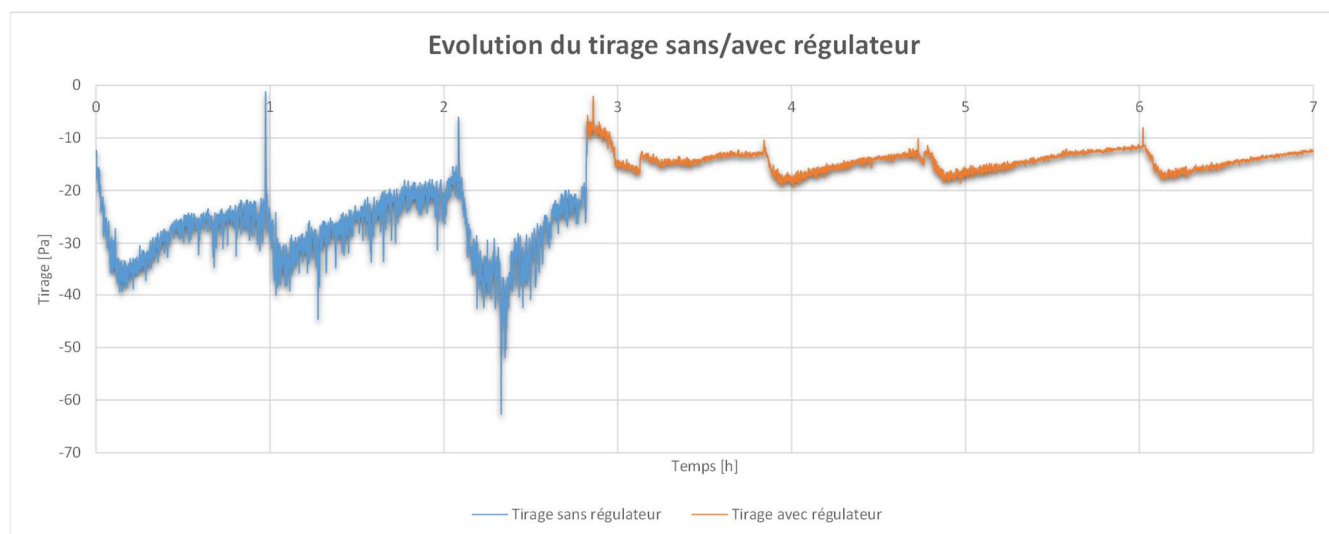


Figure 21 : Exemple du tirage obtenu avec un poêle à bûches de 5 kW du commerce.

Ainsi, le régulateur de tirage semble non seulement limiter les pics et l'amplitude des variations de la dépression, mais aussi contribue à réduire la dépression moyenne.

Des essais réalisés au CERIC sur un poêle à bûches en 2016 [53] ont montré que l'utilisation d'un régulateur de tirage sur un conduit d'une hauteur de 8 mètres permet d'allonger le temps de combustion de 15 % et d'augmenter le rendement de l'appareil jusqu'à 12 points ce qui permet donc une nouvelle fois de réduire la consommation de combustible. Le Tableau 6 et la Figure 22 présentent des résultats obtenus dans cette même étude avec et sans régulateur.

Tableau 6 : Exemples de résultats obtenus avec et sans régulateur [53].

	Durée moyenne de combustion	Tirage de l'installation	Rendement à la buse	Consommation annuelle de bois pour 64000 kWh restitués
-	min	Pa	%	stère
Sans régulateur	33	-34	66	7,0
Avec régulateur	38	-17	78	5,9

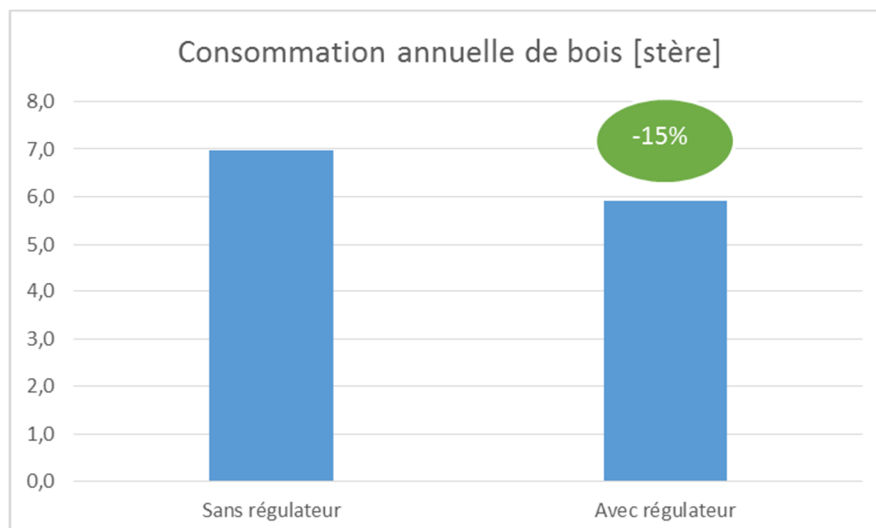


Figure 22 : Estimation de l'impact du régulateur de tirage sur la consommation de bois annuelle dans un poêle à bûches [53].

Sur cet exemple, pour des températures extérieures comprises entre 10 et 15 °C, les gains principaux apportés par le régulateur sont donnés ci-dessous :

- Tirage divisé par 2 ;
- Augmentation du temps de combustion de 15% ;
- Augmentation du rendement jusqu'à 12 points ;
- Diminution des consommations annuelles de bois de 15%.

Le régulateur permet donc de réaliser un gain considérable d'un point de vue énergétique. Son impact sur les émissions particulières n'a cependant pas encore été évalué.

3.3. Impact des solutions d'évacuation sur les performances de l'appareil

En 2008, l'étude « Influence du système d'évacuation des fumées sur le rendement d'un chauffage domestique au bois » [54] a été menée avec le soutien de l'ADEME par le laboratoire CERIC, le Laboratoire National de métrologie et d'Essai (LNE) et la société TECHNOVA, pour évaluer les performances d'un poêle à granulés équipé de différents types de conduit de fumées. Le Tableau 7 présente l'impact de la solution de fumisterie sur le rendement d'un poêle à granulés de 11 kW.

Tableau 7 : Impact de la solution de fumisterie sur le rendement d'un poêle à granulés [54].

Etude		Boisseries	Tubages et conduits métalliques isolés	Conduits métalliques concentriques
CERIC, LNE, TECHNOVA [54]	Poêle à granulés 11kW	66 %	68 %	75 %

L'étude de 2008 [54] a mis en évidence l'impact positif des conduits concentriques sur le rendement des poêles à granulés avec un gain pouvant atteindre 10 points. En effet, le préchauffage de l'air comburant par un conduit concentrique permet d'optimiser les performances de combustion des poêles à granulés en conditions réelles de fonctionnement et donc de réduire la consommation annuelle de granulés.

En 2012, le projet WOODUCT [55] mené par le Laboratoire CERIC avec le soutien de l'ADEME en partenariat avec TECHNOVA a permis de développer un nouveau système de conduit de fumée concentrique améliorant le fonctionnement des appareils à bûches étanches. Ce système permet de prélever l'air comburant à l'extérieur de l'habitation et de l'acheminer directement à l'appareil de combustion, évitant ainsi, la pose d'une grille dédiée à l'amenée d'air comburant. Cette fois encore, des gains sur le rendement pouvant atteindre 20 points (rendement passant de 52 à 72 % avec le conduit concentrique triple paroi) des appareils à bûches ont été observés. L'autre avantage lié à ce type de conduit est de bénéficier d'un débouché en dessous du faîtage, contrairement aux conduits traditionnels.

Faiblement impacté par les effets de vents, il est donc possible de l'installer dans des zones de toitures plus contraignantes.

Depuis, plus de cinquante appareils à bûches « étanches » ont été testés au CERIC avec des conduits concentriques triple paroi isolés. Ces essais ont montré l'impact positif du conduit concentrique sur le rendement des appareils. Pour exemple, le rapport réalisé en 2019 sur un poêle à bûches de 6 kW équipé d'un conduit de 7,5 m montrait un rendement en fonctionnement réel nominal de près de 81 % en prenant l'air préchauffé dans le conduit alors qu'il était de 72 % lorsque l'air était prélevé dans la pièce [56].

Dans le cas des conduits maçonnés, les performances de l'installation peuvent aussi être améliorées par la mise en place d'un tubage garantissant son étanchéité. Ce tubage peut également être choisi de type isolé si le conduit traverse des zones froides ou s'il est situé à l'extérieur du bâtiment [57].

Ces différents travaux ont participé aux évolutions technologiques des conduits de fumées et ont montré les gains pouvant ainsi être obtenus sur les performances de l'installation :

- Le conduit métallique isolé a tout d'abord permis de bénéficier d'une évacuation étanche, favorisant la montée en température du conduit et le bon fonctionnement des appareils à bois et à granulés ;
- A partir de 2010, le conduit concentrique métallique a accompagné le développement des appareils étanches (granulés puis bûches) en optimisant leurs performances ;
- Enfin, le régulateur de tirage permet de conserver des conditions de combustion idéales favorisant une meilleure maîtrise de la combustion.

Éléments à retenir :

- Les conduits de fumées ont accompagné les évolutions technologiques des appareils qu'ils équipent (étanchéité, gestion de l'alimentation en air) et sont aujourd'hui adaptés à chaque typologie appareil/combustible/logement.
- Ils permettent aussi d'optimiser les performances des appareils en favorisant le tirage ou en le limitant si besoin (conduits isolés et/ou régulateurs de tirage)

4. Evolution des particules

Nous avons vu précédemment que le chauffage domestique est une source non-négligeable d'émissions de particules. Ces particules sont très diverses et ont des caractéristiques très variées qui dépendent de nombreux facteurs (le combustible, l'allure, le tirage, les réglages, la génération de l'appareil, ...).

Les particules produites dans l'appareil transitent ensuite par un conduit de raccordement (partie visible de l'installation) avant d'atteindre le conduit de fumée (isolé) puis la sortie de toit. Les conduits d'évacuations, et de manière plus générale les solutions d'évacuations des fumées, modifient de manière significative le comportement de l'appareil (tirage, température de l'appareil, température des fumées,...) et fonctionnent dans des conditions variables.

Les quantités et les caractéristiques des particules sont très fortement impactées par deux grandes variables qu'il est possible de définir comme suit :

- La source de production des particules (appareil, combustibles, utilisateurs, ...). De nombreuses études ont eu lieu dans ce domaine et il y a encore des éléments de travail ;
- La solution d'évacuation des fumées. Très peu d'études existent dans ce domaine, alors qu'il est pourtant primordial : c'est un lieu de transformation des particules et une zone qui peut servir pour les collecter avant l'évacuation vers l'atmosphère.

L'ensemble des paramètres entre l'apport de combustible et la sortie du système d'évacuation induit un mélange particulaire très hétérogène en sortie de cheminée. Pourtant, les systèmes existants de réduction des émissions de particules présentent une efficacité de filtration optimale sur une plage granulométrique restreinte. Le conditionnement des particules pour une filtration optimale est donc un point essentiel à prendre en compte si l'on souhaite optimiser leur piégeage. Il apparaît clairement aussi que les particules subissent des modifications entre leur génération et leur évacuation. Ces modifications physico-chimiques doivent ainsi être comprises au mieux pour pouvoir travailler finement sur le conditionnement des particules.

Ce chapitre a pour objectif de décrire les différents mécanismes de formation, puis de modifications des différentes particules émises par la combustion de biomasse.

Une première partie décrit les différents modèles développés permettant de prédire la production et l'évolution des particules dans certaines conditions.

Ensuite, les différents paramètres connus influant sur les mécanismes de formation et d'évolution des particules seront décrits, tout en essayant d'appliquer ces notions aux particules dans un conduit d'évacuation des fumées.

Pour terminer, l'efficacité des systèmes de dépollution sera détaillée afin de cibler au mieux la plage granulométrique que le duo source de production/solution d'évacuation devra favoriser.

4.1. Les mécanismes de croissance

Les mécanismes de croissance des particules sont extrêmement bien décrits dans la littérature, et sont parfois les mêmes mécanismes que ceux de formation de certaines particules. Les sept mécanismes principaux de formation/croissance sont les suivants :

- Condensation d'aérosols ;
- Evols et dépôts ;
- Nucléation ;
- Coagulation ;
- Agglomération / Agrégation / Accumulation / Coalescence ;
- Réactions de surface ;
- Adsorption.

La première partie de ce dernier chapitre vise à décrire succinctement ces différents mécanismes tout en essayant d'adapter ces notions générales aux particules émises par le chauffage domestique au bois.

4.1.1. La condensation des aérosols

Comme des gaz condensables sont présents dans les fumées, un des mécanismes de formation de particules est la condensation de ces gaz. La partie 2.1.3 décrivait ce mécanisme dans l'air ambiant. Bien entendu, la fraction des COV ayant la température d'ébullition la plus élevée (les COSV qui ont un point de condensation pour des températures supérieures à 250°C) va très probablement condenser dans le conduit d'évacuation des fumées et former ainsi des Aérosols Organiques Primaire (AOP). Les niveaux de températures atteints dans les conduits de cheminées peuvent également permettre la condensation d'une partie des COV qui ont une température de condensation située entre 100 et 250°C. Pour rappel, les Aérosols Organiques Secondaire (AOS) sont aussi formés par condensation hétérogène des vapeurs organiques (nommées Organic Gaseous Compounds, OGC), mais cette fois dans l'air ambiant.

Tissari et al. [58] 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. Ce phénomène sera appelé par la suite la condensation hétérogène. La concentration du milieu en particules et en vapeurs organiques induit de manière significative l'ampleur de cette réaction dans le flux de fumée.

Ce mécanisme de condensation hétérogène peut se dérouler quelle que soit la granulométrie des particules solides en présence, et sa rapidité ainsi que son efficacité dépendent surtout de la baisse de la température du milieu. La Figure 23 présente un schéma simplifié de ce mécanisme.

Mécanisme simplifié de : CONDENSATION HETEROGENE

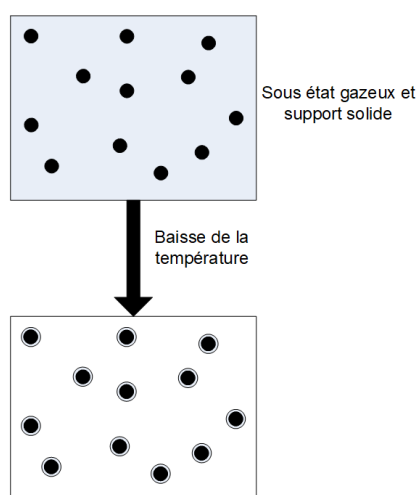


Figure 23 : Mécanisme simplifié de la condensation hétérogène.

Ce mécanisme peut aussi se dérouler pour des vapeurs inorganiques. En effet, Wiinikka et al. [59] ont étudié la formation d'aérosols dans une flamme de combustion de granulés de bois. Ils ont démontré que dans la flamme, la forte teneur en carbone des particules était majoritairement issue d'une combustion incomplète, et donc de la condensation sur des particules non ou peu carbonées. En revanche, après la flamme, le taux d'oxygène étant plus élevé et la température conservant son niveau, la majeure contribution aux particules fines provenaient de la condensation de sulfates alcalins, de chlorures alcalins et de zinc sur des particules existantes. Ils ont pu ainsi mettre en évidence les niveaux de température auxquels ces condensations se déroulaient, soit environ 950°C pour les sulfates alcalins et 600°C pour les chlorures alcalins. Notons que ces niveaux de température sont assez élevés et peu compatibles avec ceux relevés lors de la combustion de bûches.

4.1.2. Les envols et les dépôts

Les émissions de particules d'un appareil contiennent une fraction non-carbonée. Dans cette fraction non-carbonée se trouvent en partie des envolées de cendres. Néanmoins, il est communément admis que le terme « envols » comprend toutes les émissions générées par les cendres. Ainsi, certains éléments

peuvent se dé-volatiliser des cendres sous forme gazeuse (comme le HCl et le SO₂) ou sous forme de particules (comme le KCl et le K₂SO₄) [60]. Le taux d'envol est aussi l'opposé du taux de rétention.

Les impacts technologiques des appareils sur la limitation des envols de la partie solide des cendres (autres que HCl, SO₂, ...) ont été décrits dans deux travaux de Brandelet et al. [32] [44] et de Rivière et al. [61]. Ainsi, le niveau de turbulence dans la chambre de combustion est directement lié aux envols. Plus précisément, si la turbulence est élevée, les envols de cendres vont impacter dans la chambre de combustion et ainsi ne pas atteindre l'évacuation des fumées. La présence d'un déflecteur et l'injection d'air secondaire perpendiculairement au flux de fumées sont ainsi des atouts majeurs de réductions des émissions des envols de cendres. Bien entendu, un point clé pour limiter les émissions de ce type de particules est d'utiliser un combustible avec un taux de cendres le plus faible possible (propre et écorcé), mais aussi de limiter les débits d'air primaire.

Que l'expérience soit menée dans une chaudière ou un appareil domestique, la combustion de biomasse induit des dépôts. Ces derniers se déroulent dans le conduit d'évacuation des fumées et sur les parois de l'appareil de chauffage dans le secteur domestique, mais aussi dans l'échangeur de chaleur et l'intégralité de l'installation dans le cas d'une chaudière. Eskola et al. [62] ont démontré que la diffusion Brownienne était le mécanisme le plus important pour le dépôt de particules ultrafines, qu'importe le niveau de température.

Néanmoins, la thermophorèse joue un rôle très important dans un échangeur de chaleur pour le dépôt des vapeurs. Cela provient du gradient de température assez élevé entre le flux de fumées et les parois de l'échangeur. Les vapeurs de métaux alcalins vont préférentiellement condenser sur les surchauffeurs des chaudières [63]. Pour les particules plus grossières, le mécanisme de dépôt majoritaire est la thermophorèse si leur diamètre est inférieur à 10 µm, et l'inertie si elles sont plus grosses, via des phénomènes d'impaction. Ainsi, plus les obstacles sont fréquents et la turbulence élevée, plus le taux d'impaction sera élevé. Néanmoins, une augmentation trop élevée de la turbulence dans une zone induit aussi une remise en suspension d'une fraction des particules déposées [64]. Jokiniemi et Sippula sont parvenus en 2009 à évaluer par simulation le taux de dépôt des particules fines dans l'échangeur d'une chaudière à lit fluidisé à 5 % en masse [65].

4.1.3. La nucléation

La nucléation correspond à une transition de l'état gazeux à l'état de nucléi d'un gaz, organique ou non. Effectivement, la nucléation peut se dérouler tant sur des gaz organiques, de type COV, que sur des aérosols alcalins, comme les sulfates alcalins (Na₂SO₄ ; (NH₄)₂SO₄ ; ...) ou des métaux alcalins (K et Na dans notre cas) [66] [67]. Cette réaction pourrait être apparentée à une condensation homogène de vapeur, c'est-à-dire une condensation sans support solide et/ou liquide.

La Figure 24 présente le schéma de principe simplifié de la réaction de nucléation. Pour avoir un ordre d'idée, la taille d'un nucléi est de l'ordre du nanomètre, et dépend de la composition chimique du gaz en présence.

Mécanisme simplifié de : NUCLEATION

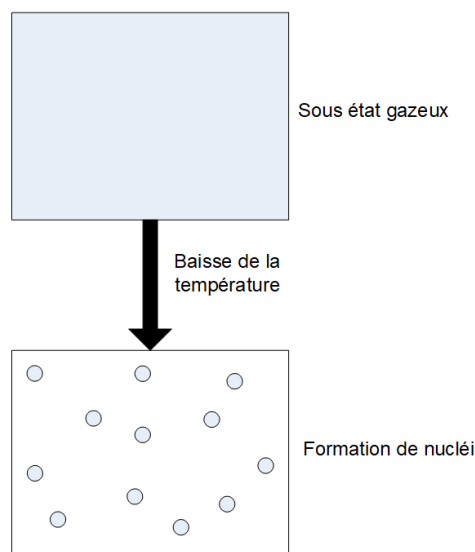


Figure 24 : Mécanisme simplifié de la nucléation.

Lors d'un refroidissement rapide des fumées, la nucléation des COSV/COV devient le mécanisme majoritaire (face à la condensation hétérogène). En effet, Pyykönen et al. et Lipsky and Robinson ont pu observer un pic dans la répartition granulométrique des particules, correspondant à la nucléation de COV [68] [69] lors de mesure de la granulométrie des aérosols dans des fumées de biomasse transitant dans des diluteurs perforés.

Tissari et al. ont déterminé de manière précise la granulométrie de ce pic à une dizaine de nanomètre [70]. Néanmoins, une dizaine de nanomètre représente déjà une taille élevée pour des nucléi. Ainsi, il s'agit sans doute de nucléi ayant déjà subi quelques étapes d'agglomération/agrégation/coagulation. De plus, cette nucléation serait visible seulement sur la phase d'allumage d'une bûche. Cela paraît cohérent puisque, durant cette étape, la chambre de combustion est encore relativement froide, induisant une faible dégradation des composés organiques et un refroidissement rapide. Ceci serait totalement compatible avec les travaux de Brandelet et al. qui ont démontré que la majorité des émissions de OC se déroulaient durant la phase d'allumage [71].

En observant plus finement les résultats de micro-analyse de ces travaux, la phase d'allumage semble présenter deux familles de particules avec des ratios Oxygène/Carbone très spécifique. Dans les travaux de Tissari, la répartition granulométrique de cette phase de la combustion est aussi bimodale, laissant alors présager de deux familles spécifiques de particules : les particules ultrafines de suies et les particules issues de la nucléation d'aérosols organiques.

Dans le cas de la combustion de bois, qu'il s'agisse d'installations industrielles ou domestiques, la nucléation des vapeurs organiques est un phénomène très rare. Elle se déroulerait plutôt lors de mesures de la concentration de particules via des tunnels à dilution, comme l'ont démontré Ozgen et al. [40]. Néanmoins, la nucléation des vapeurs de métaux alcalins et de métaux pauvres se déroulent de manière très importante dans les deux cas. Cette étape extrêmement rapide se déroule dans la flamme, juste après l'oxydation des métaux. Par exemple, Torvela et al. [72] ont démontré que le zinc présent dans le combustible était oxydé, formant alors du ZnO sous forme gazeuse. Cet oxyde ayant une pression de vapeur saturante très basse, des nucléis vont être formés très rapidement. Ces nucléis, ayant un diamètre inférieur à 13 nm, sont ensuite retrouvés au cœur des particules de cendres avec une structure dite « imbriquée ». Si la combustion est dite « complète », ces nucléis vont surtout être recouverts de sels alcalins. Cette petite taille de particules contenant du zinc a aussi été visualisée par Strand dans son livre datant de 2004 [73].

Dans le cas d'un combustible pollué au chlore, la formation de $ZnCl_2$, ayant une pression de vapeur saturante bien supérieure à celle du ZnO, est un phénomène qui devient très important [74]. La nucléation

due à la vaporisation de ces divers éléments inorganiques est directement liée à la composition du combustible. La présence d'écorces, riche en éléments inorganiques, dope ces émissions particulières.

4.1.4. La coagulation

La coagulation est un phénomène bien connu et très décrit dans la littérature. Ce phénomène se déroule en présence de nucléis (issus du mécanisme de nucléation décrit en 4.1.3). Plus les nucléis sont concentrés, plus ce mécanisme va être rapide, d'où le fait que sa vitesse diminue lorsque la taille moyenne des particules augmente. Cette réaction est ainsi considérée comme très rapide jusqu'à 50 nm, puis rapide jusqu'à 100 nm. Ensuite, cette réaction ne se déroule quasiment plus du fait de la baisse rapide de la concentration du milieu. La Figure 25 présente de manière schématique une simplification de ce mécanisme.

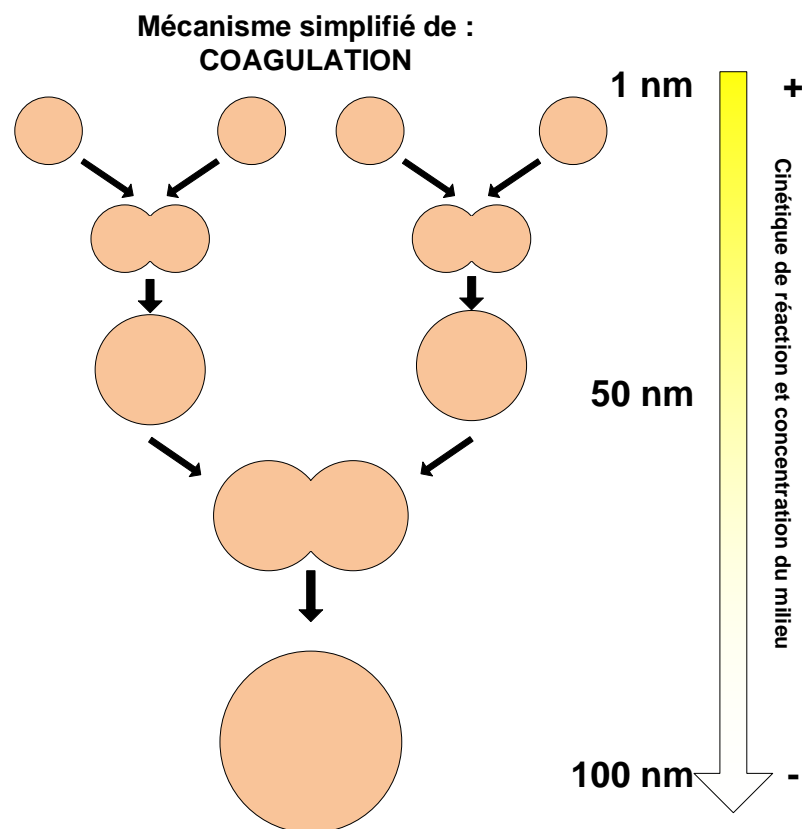


Figure 25 : Mécanisme simplifié de la coagulation.

Le mécanisme de coagulation, dit aussi « collision réactive de particule à particule », induit une augmentation significative de la taille des particules en réduisant leur concentration en nombre, sans pour autant changer la masse totale de particules en présence dans le milieu [75]. Ce mécanisme a été décrit en 1974 comme « irréversible » par Jensen [76], c'est-à-dire qu'une fois deux nucléis coagulés, les deux nucléis originaux ne pourront plus être reproduits.

Néanmoins, si les deux particules qui se rencontrent sont toutes les deux sous état liquide, alors le terme de coagulation est plus souvent remplacé par le terme de coalescence. Dans tous les cas, ce qui régit majoritairement la cinétique de ce mécanisme est principalement liée à la concentration initiale du milieu en nucléis.

4.1.5. L'agglomération / L'agrégation / L'accumulation / La coalescence

Il est nécessaire de bien différencier les trois termes agglomération, agrégation et accumulation, qui n'induisent ni les mêmes mécanismes ni la même plage granulométrique. Les deux premiers à expliciter sont l'agglomération et l'agrégation. Dans les deux cas, deux solides (nucléis, particules, envolées de

cendres, ...) se rencontrent à cause du mouvement Brownien ou de forces externes type électricité statique.

Ce qui différencie ces deux mécanismes, c'est le type de liaison qui maintiennent les deux particules collées après leur collision. Dans le cas de l'agglomération, la liaison est d'ordre chimique, alors que dans le cas de l'agrégation, celle-ci est purement physique (liaison de Van der Waals principalement [77]). La Figure 26 présente un schéma résumant ces deux mécanismes.

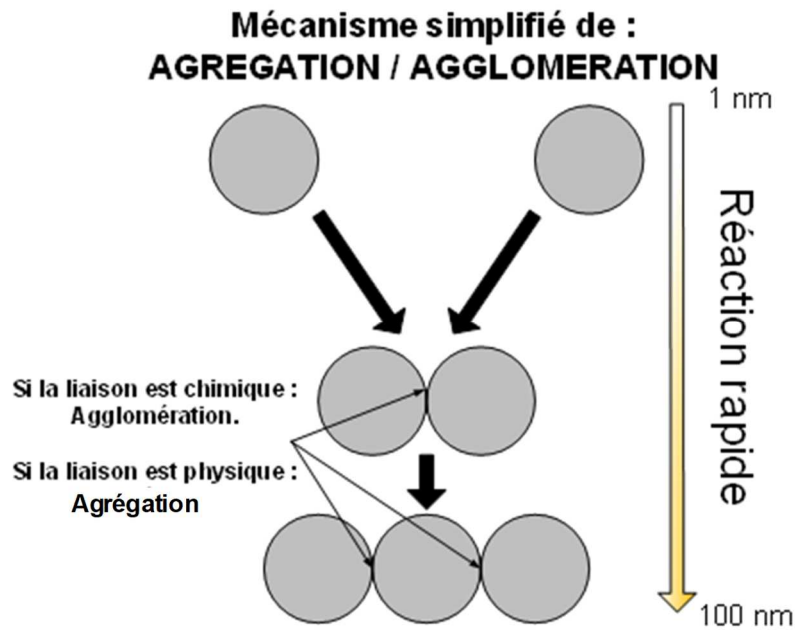


Figure 26 : Mécanisme simplifié de l'agglomération et de l'agrégation.

De plus, ces deux mécanismes se déroulent rapidement, sur une plage d'activité comprise entre 1 et 100 nm. La réaction d'accumulation correspond à la suite de ces deux mécanismes, qu'importe le type de liaison, mais sur la plage granulométrique de 100 à 2000 nm. La raison pour laquelle ce mécanisme est séparé des deux précédents est la cinétique de réaction : l'accumulation est beaucoup plus lente que l'agrégation ou l'agglomération. La Figure 27 présente un résumé de manière schématique du mécanisme d'accumulation.

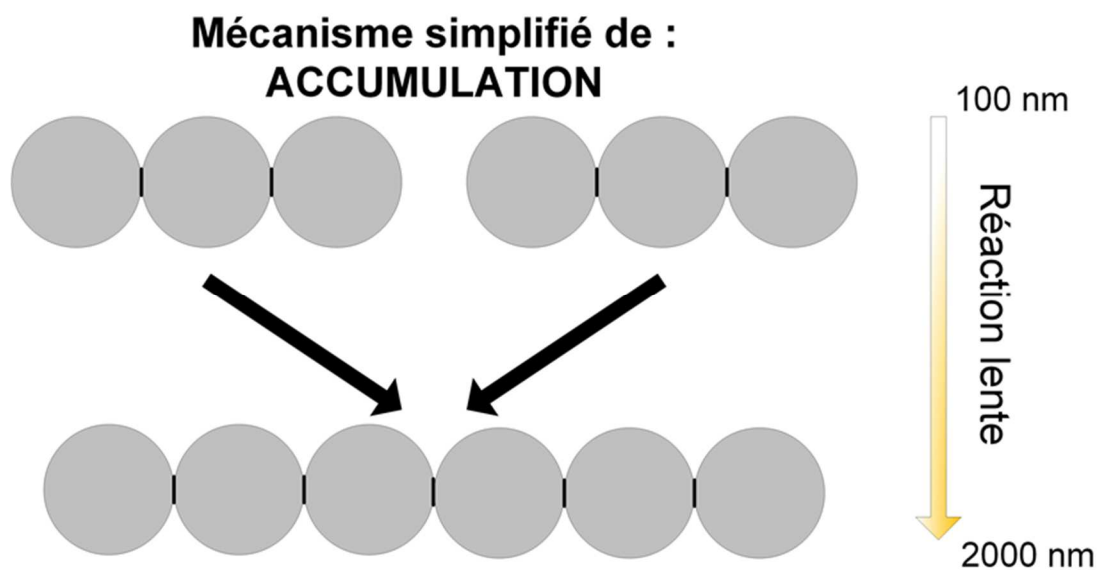


Figure 27 : Mécanisme simplifié de l'accumulation.

En théorie, contrairement au mécanisme de coagulation, ces deux mécanismes seraient réversibles. Pourtant, dans le mix gazeux et particulaires émis par la combustion de bois, ces phénomènes ne sont plus réversibles, du fait qu'un troisième mécanisme entre en jeu. En réalité, les agrégats, les agglomérats et les accumulations de particules induisent aussi souvent un mécanisme de coalescence. Ce mécanisme pourrait être vulgarisé par la Figure 28.

Mécanisme simplifié de : COALESCENCE

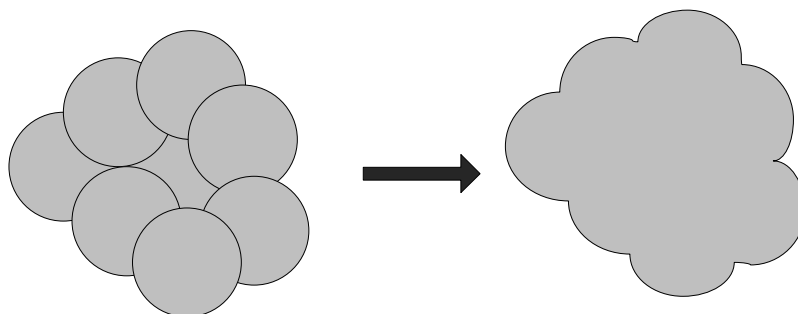


Figure 28 : Schéma simplifié du mécanisme de coalescence.

Ainsi, ce mécanisme est une suppression des parois propres des particules agglomérées/agrégées pour ne former qu'une particule unique. Dans le cas des particules émises par la combustion de biomasse, ce mécanisme ne se déroule que partiellement, restructurant les agglomérats/agrégats pour former des particules avec des morphologies très complexes [78] [79] mécanisme est bien entendu irréversible, rendant alors les agglomérations et les agrégations précédentes aussi irréversibles.

Le déroulement de ce mécanisme de coalescence se déroule est mis en évidence par de nombreux clichés de microscopie électronique à balayage. Si les agglomérats sont visualisés comme des colliers de perles, certaines ont tendance à se recouvrir, comme présenté dans la Figure 29. Ce phénomène est aussi appelé le « taux de recouvrement ». Le plus souvent, ce taux de recouvrement augmente quand la qualité de la combustion diminue.

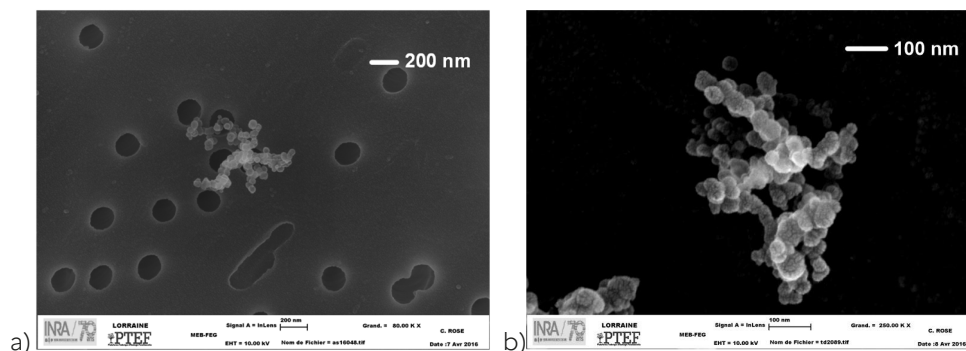


Figure 29 : Agglomérats/agrégats de nanoparticules sans recouvrement (a) et avec recouvrement (b) [36].

Néanmoins, l'origine précise de ce recouvrement est difficile à identifier. En effet, la coalescence pourrait permettre de l'expliquer, mais une condensation hétérogène aussi. Seule l'observation de nanoparticules de même origine permettrait d'identifier le mécanisme prépondérant. En effet, si le diamètre des nanoparticules unitaires est équivalent à celui des agglomérats/agrégats, le mécanisme de coalescence sera prépondérant puisqu'il n'induit pas de grossissement des nanoparticules. En revanche, si le diamètre des nanoparticules unitaires est plus faible que celui des agglomérats/agrégats, alors la condensation hétérogène semble être une meilleure piste.

4.1.6. Les réactions de surfaces

Lors de l'évolution des particules dans la flamme puis dans l'évacuation des fumées, de nombreuses réactions de surface peuvent se dérouler. Ce phénomène est connu en tant qu'un mécanisme de croissance, mais reste peu décrit dans le domaine du bois énergie. Ainsi, son existence est toujours

évoquée, mais il est très peu détaillé. De plus, ce mécanisme est dopé par les rayonnements UV, soit durant la transition dans l'atmosphère de la particule soit durant son séjour dans l'air ambiant. Ce mécanisme, bien que majeur dans l'air ambiant, ne sera donc pas spécifiquement étudié dans ce projet, plus focalisé sur le transit des fumées dans la solution d'évacuation.

4.1.7. L'adsorption

De la même manière que les réactions de surface, le phénomène d'adsorption est connu comme étant présent dans le mix de mécanisme de croissance/évolution de particules dans un flux complexe (fumées par exemple). Néanmoins, compte tenu de la littérature sur ce sujet, ce mécanisme ne sera pas approfondi dans ce chapitre. En effet, ces deux seuls mécanismes, avec les réactions de surface, représentent un domaine de recherche à part entière et très complexe. Ainsi, ce mécanisme se déroule de manière certaine mais restera seulement évoqué. D'autant plus que les rôles de ces mécanismes restent mineurs dans notre cas d'étude face à des mécanismes comme l'agglomération, l'accumulation ou la coalescence.

4.2. Modélisation

De nombreuses études présentent des modèles plus ou moins réalistes pour prévoir la formation puis l'évolution des particules. Bien entendu, ces modèles ne se consacrent pour la grande majorité qu'à un seul type de particules, ce qui est déjà très complexe. La combinaison du mix particulaire et gazeux serait trop compliquée, à l'heure actuelle, à modéliser. Cette partie ne vise pas à présenter de manière exhaustive les modèles de formation et d'évolution des particules, mais simplement à référencer les plus connus et les plus proches de l'application « combustion bois » en vue d'une potentielle utilisation plus tardive dans le projet.

Tout d'abord, seules les quatre méthodes en 1D seront présentées ici, puisqu'elles semblent suffisamment précises pour notre cas en particulier.

La méthode Monte-Carlo est très connue. Elle permet d'étudier l'évolution d'un large mix particulaire, notamment leur forme [80] [81]. Néanmoins, le principal désavantage de cette méthode est le fait que ce modèle ne prenne pas du tout en compte les phénomènes de transports [82].

La méthode sectionnelle [83] permet d'estimer la composition chimique moyenne des particules. Le point négatif de cette méthode est qu'elle ne fonctionne bien uniquement que si les particules du même diamètre ont la même composition. Ce point induit aussi que cette méthode ne fonctionne plus de manière efficace si le mécanisme de coagulation devient important.

Les deux méthodes précédentes présentent aussi un point négatif commun : elles demandent un temps de modélisation puis de calcul extrêmement important.

La méthode des moments [84] permet d'obtenir le même type de résultats, mais de manière plus approchée. Cette méthode présente un temps de calcul extrêmement réduit, du fait qu'il est nécessaire de renseigner le type de distribution attendue (uni-modale, bimodale, ...).

La dernière méthode, celles des moments quadratiques, est plus appliquée et permet de mieux gérer un mix particulaire complexe par rapport aux autres méthodes [85]. Celle-ci a été testée dans de nombreux cas très pratiques, et les résultats sont plus qu'encourageants.

Ainsi, la modélisation n'est pas encore suffisamment développée dans ce domaine pour permettre de réaliser des prévisions fines. A l'heure actuelle, il paraît donc plus important de se centrer sur l'expérimentation pour observer tous les mécanismes, d'autant plus que de multiples phénomènes coexistent.

4.3. Les facteurs qui impactent l'évolution des particules dans un conduit d'évacuation des fumées

Dans un conduit d'évacuation des fumées, le mix particulaire évolue de manière spécifique selon de nombreux paramètres : la température, la composition du milieu, le gradient de température, les impacts, ... Ces paramètres influencent la nature des émissions finales dans l'environnement et notamment la granulométrie des particules. C'est ce point principal qui motive ce projet dans l'objectif d'améliorer les techniques permettant de piéger les particules avant l'évacuation des fumées dans l'air extérieur.

Les espèces condensables peuvent former ou faire croître le nombre et la taille des particules de trois manières différentes :

- Formation de particules par nucléation ;
- Condensation sur des particules existantes ;
- Adsorption sur une particule existante.

La croissance d'une particule par mécanisme de condensation dépend essentiellement de deux facteurs : la taille de la particule d'origine et le ratio de saturation. Le ratio de saturation est un coefficient permettant d'évaluer la richesse d'un milieu en élément condensable. Ainsi, le mécanisme de condensation va être plus important lorsque le ratio de saturation sera faible, à l'inverse du mécanisme de nucléation. La vitesse de refroidissement des fumées est donc un point clé dans la dynamique de répartition nucléation/condensation d'un système de combustion [86] [87].

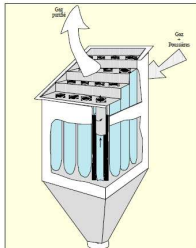
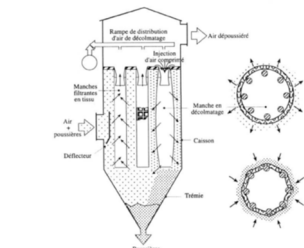
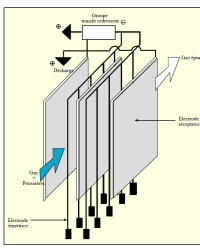
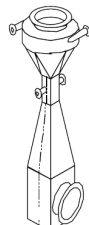
La littérature est assez pauvre en articles appliqués à l'évolution des particules issues de la combustion de bois dans un conduit de fumées. Ainsi, les facteurs qui impactent l'évolution des particules dans le conduit sont peu connus, même s'ils doivent être semblables à ceux impactant les mécanismes purs. Les essais du projet BOICLEAN vont sans doute permettre de combler ce manque d'information et de mieux expliquer les phénomènes.

4.4. L'efficacité des systèmes de dépollution des fumées avant évacuation

Les systèmes de filtration de particules réunissent plusieurs technologies, mais sont majoritairement utilisés pour la filtration industrielle. Pour rappel de la partie 1.5.1, ils peuvent être catégorisés selon les principes suivants (Tableau 8) :

- Captation gravimétrique ;
- Médias filtrants ;
- Séparateurs électrostatiques ;
- Laveurs humides.

Tableau 8 : Technologies de captation des particules [19].

Captation gravimétrique	Médias filtrants	Séparateurs électrostatiques	Laveurs humides
Multi-cyclones, cyclones, chambres de sédimentation	Filtres à manches, filtres en céramique poreuse	Electrofiltres à plaques, electrofiltres à tubes	Laveurs de colonne, laveurs venturi
			

Les principes physiques mis en œuvre par chacune de ces technologies les prédisposent à des efficacités plus ou moins importantes sur certaines tailles de particules. Dans son rapport sur les techniques d'épurations de fumées pour RECORD, Boulinguez et al. présentent schématiquement les plages de performances des systèmes [19]. Ce schéma est présenté dans la Figure 30.

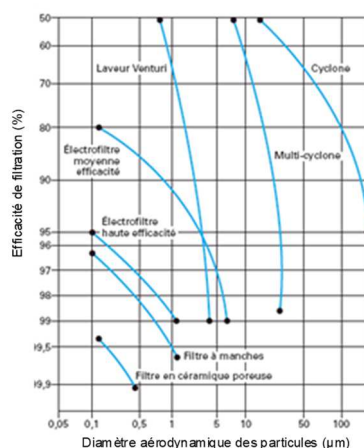


Figure 30 : Efficacités de captation suivant la granulométrie des particules [19].

La taille des particules que l'on cherche à capter détermine donc le choix du système de captation à utiliser. Un simple cyclone peut être suffisamment efficace pour traiter des particules de taille importante alors qu'un filtre à manches est préférable pour capter des particules fines et ultrafines (Tableau 8).

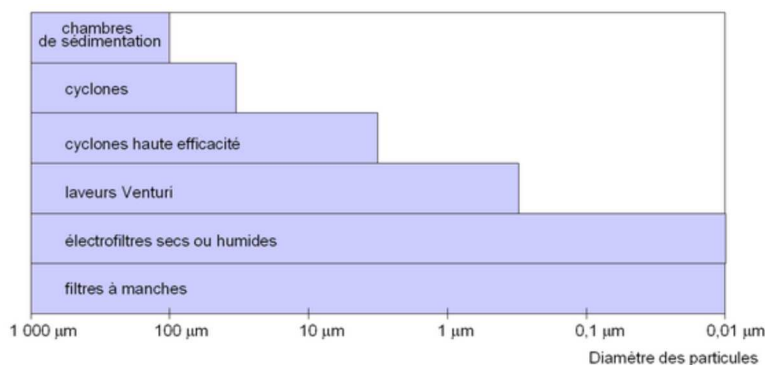


Figure 31 : Technologie applicables en fonction du diamètre des particules [88].

Compte tenu de la problématique des pertes de charge, les produits actuellement développés pour le chauffage domestique (présentés en 1.5.2) sont essentiellement des équivalents de filtres électrostatiques. Leur efficacité de filtration reste donc sur les mêmes plages granulométriques que ces derniers : les fines et ultrafines, avec toutefois des différences en fonction de la taille. En effet, la plage granulométrique pour laquelle la filtration est optimale est comprise entre 1 et 5 μm, sachant qu'une fois cette plage dépassée, l'efficacité chute drastiquement. Avant cette plage, une légère baisse de l'efficacité est présente entre 500 nm et 1 μm, puis une très haute efficacité est visible en dessous de ce seuil de 500 nm.

Pour maintenir une haute efficacité de filtration avec les PM_{0,1}, ce sont les filtres à manches ou à solides filtrants qui fonctionnent le mieux. Si ces techniques ne sont pas encore utilisées pour le chauffage domestique au bois à cause des pertes de charges, le développement de tels médias spécifiques au chauffage domestique n'est techniquement pas à exclure. Ces technologies permettent de piéger toutes les granulométries, mais plus la plage de filtration demandée est basse, plus les pertes de charges seront élevées. Pour adapter ce type de technologie au chauffage domestique, c'est-à-dire sans induire des pertes de charge trop élevée, la filtration doit surtout avoir à traiter des particules grossières. Cependant, même si la technologie semble adaptée, des verrous réglementaires (contrôle de vacuité, compatibilité avec le tirage naturel de -12 Pa, ...) liés aux installations domestiques empêchent aujourd'hui d'installer des médias filtrants sur ces applications.

Bien que chaque technologie et chaque fabricant présentent des appareils spécifiques, la tendance générale est la suivante : les filtres électrostatiques permettent de filtrer efficacement les particules ayant une granulométrie inférieure à 5 - 10 μm et nécessitent donc le développement de conduits limitant la croissance des particules au-delà de 5 μm (pour avoir une sécurité). Dans le cas des médias filtrants, plus

les mécanismes de croissance seront dopés, plus cette technologie deviendra compatible au secteur domestique.

Préparer les fumées aux conditions optimales de filtration de chaque système serait donc un moyen d'améliorer significativement l'abattement de poussières. Des conduits spécifiquement développés à ces fins pourraient permettre d'effectuer cette préparation.

Éléments à retenir :

- Lors de la combustion de biomasse, les particules formées évoluent suivant sept mécanismes distincts :
 - Condensation d'aérosols ;
 - Envol et dépôts ;
 - Nucléation ;
 - Coagulation ;
 - Agglomération / Agrégation / Accumulation / Coalescence ;
 - Réactions de surface ;
 - Adsorption.
- Un manque considérable de travaux sur l'évolution des caractéristiques des particules dans le conduit d'évacuation des fumées est constaté dans la littérature.
- Chaque technologie de filtration induit une plage granulométrique particulière précise pour une captation optimale.
- La compréhension de l'évolution des particules dans le conduit permettrait d'ouvrir de nouvelles pistes pour l'optimisation de leur captation.

5. Conclusions

Face au changement climatique, le développement des énergies renouvelables a franchi le pas de l'évidence. Ces énergies renouvelables se doivent d'être les plus diversifiées possibles afin d'augmenter la résilience de notre système, mais aussi garantir un impact environnemental le plus faible possible. Dans ce mix, le bois énergie est la première énergie renouvelable au monde et en France. Le bois énergie est composé de multiples sous-secteurs dont le plus important est le chauffage domestique, représentant à lui seul 71 % du secteur. Les combustibles utilisés dans le secteur domestique sont toujours amplement dominés, de l'ordre de 90 %, par la bûche, et ce malgré une croissance de l'utilisation de granulés de bois. Le parc d'appareil français est encore composé à 34 % par des appareils ancienne génération (< 2005) qui induisent des émissions polluantes plus importantes. Le secteur domestique est une source importante d'émission de particules représentant à lui seul environ 44 % des émissions de PM_{2,5}.

Afin de réduire et/ou piéger les émissions de particules, deux types d'actions sont possibles : les techniques primaires et les techniques secondaires. Les techniques primaires permettent de réduire les émissions d'un système en modifiant uniquement son utilisation, quand les techniques secondaires représentent des ajouts de procédés. De nombreuses études ont éprouvé de nombreuses techniques primaires. Ainsi, l'utilisation d'un combustible de qualité réduit de manière considérable les émissions. De la même manière, l'utilisation d'un appareil (réglage d'air, allure de l'appareil, technologie et génération de l'appareil, ...) impacte grandement les émissions de particules, mais aussi leurs caractéristiques physico-chimiques. Ainsi, par exemple, un appareil récent émet beaucoup moins de particules, mais celles-ci sont majoritairement composées de Carbone Organique. Concernant les techniques secondaires appliquées au secteur résidentiel, quelques solutions existent mais ne sont que très peu installées du fait du surcoût ainsi que des contraintes d'installation et d'entretien qu'elles impliquent chez des particuliers.

Néanmoins, considérer uniquement le duo « appareil – émissions » serait une erreur. En effet, le fonctionnement des appareils et la nature de leurs émissions sont aussi directement liés à la technologie de fumisterie installée. En effet, les conduits de fumée ont évolué et permettent d'optimiser les performances d'un appareil en favorisant/limitant le tirage, en préchauffant l'air comburant, etc. Ils ne peuvent plus être considérés comme un simple moyen pour évacuer la fumée vers l'extérieur de l'habitation. De plus, des études récentes ont démontré que les caractéristiques des particules en sortie d'appareil étaient radicalement différentes de celles en sortie de cheminée. Ainsi, des modifications se déroulent dans le conduit d'évacuation. Considérant ce point, sans oublier que chaque système de filtration présente une plage optimale granulométrique de piégeage, ce projet vise aussi à considérer la solution d'évacuation des fumées comme un moyen potentiel de réduction des émissions et/ou conditionnement des particules à leur bonne filtration.

La compréhension des mécanismes de formation et d'évolution des particules permettra de mieux comprendre l'évolution des particules dans un conduit. Ainsi, les particules sont formées et évoluent selon sept mécanismes distincts :

- Condensation d'aérosols ;
- Envois et dépôts ;
- Nucléation ;
- Coagulation ;
- Agglomération / Agrégation / Accumulation ;
- Réactions de surface ;
- Adsorption.

Même si ces mécanismes sont très bien décrits dans la littérature, l'application de ces derniers dans un conduit pour les fumées issues de la combustion de bois reste très méconnue. Le projet BOICLEAN a pour objectif de développer ces connaissances. En effet, une bonne connaissance de ces mécanismes permettrait d'influer sur l'évolution des particules dans le conduit, et d'optimiser ainsi la plage granulométrique à traiter selon la technique secondaire installée. La suite de ce rapport consiste donc à analyser les émissions de deux appareils de générations différentes avec diverses solutions de fumisterie.

ANNEXE 2 : VALIDATION DE LA METHODOLOGIE DE L'ETUDE DE L'IMPACT DU TYPE DE CONDUIT SUR L'EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES DES PARTICULES (TACHE 4)

1. Le générateur de particule MINIcast

1.1. Etude de la répétabilité de la génération de particules du MINIcast

Pour éviter de confondre les variations potentielles de génération de particules du MINIcast avec celles liées à l'impact des conduits eux-mêmes, il est particulièrement important de vérifier la stabilité de fonctionnement de ce dernier. Afin de mesurer cette caractéristique, le MINIcast était directement branché à un ELPI (Electrical Low-Pressure Impactor, Impacteur Electrique Basse Pression) afin de connaître le nombre total de particules générées ainsi que leur granulométrie.

Les essais ont été réalisés avec le réglage 1200/10/20. La Figure 32 présente une courbe de résultat.

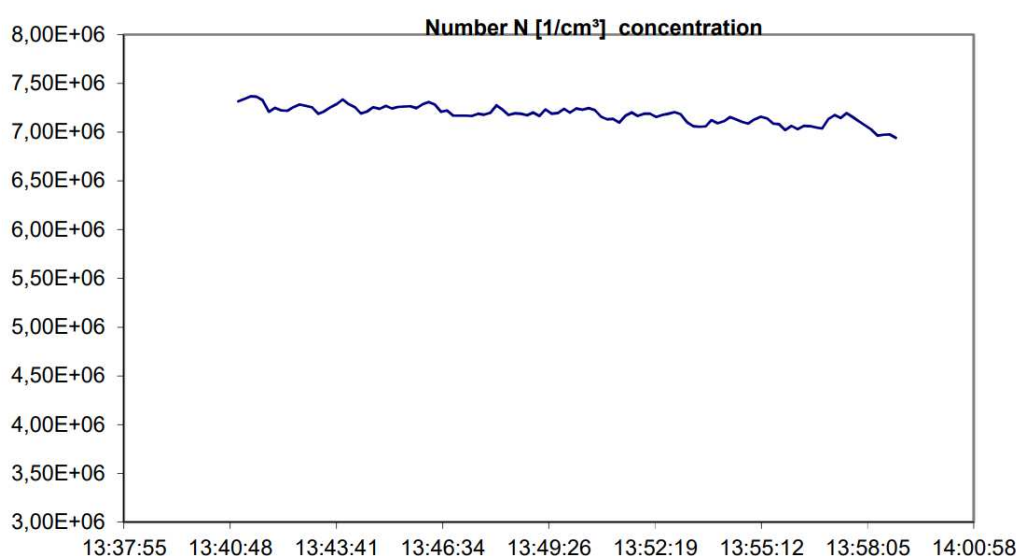


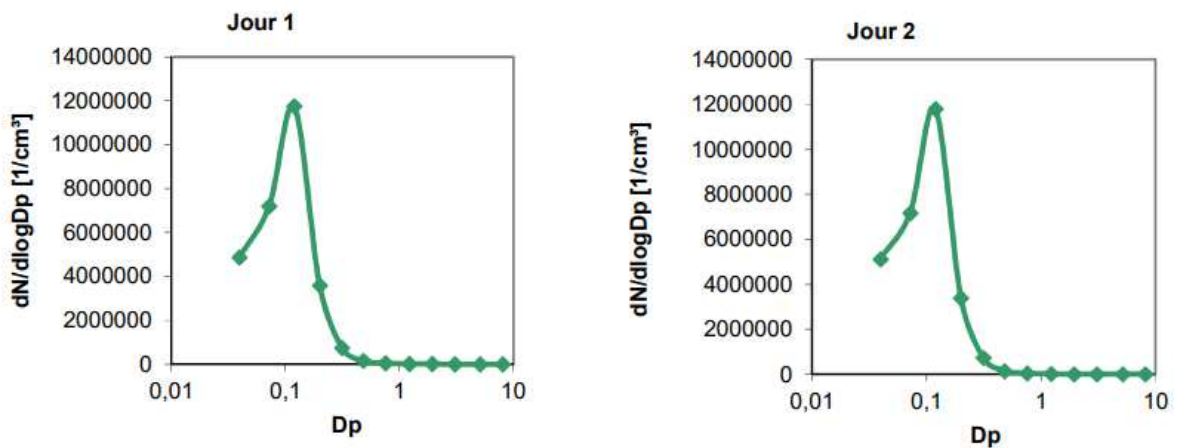
Figure 32 : Stabilité de concentration totale de particules générées par le MINIcast en fonction du temps.

La dérive est très faible (< 3%) et devient négligeable entre la cinquième minute de fonctionnement et la fin de l'essai. En revanche, un autre essai a été réalisé sur des temps beaucoup plus longs (7 heures de génération), et au bout de 4h00, la dérive reprend de l'importance.

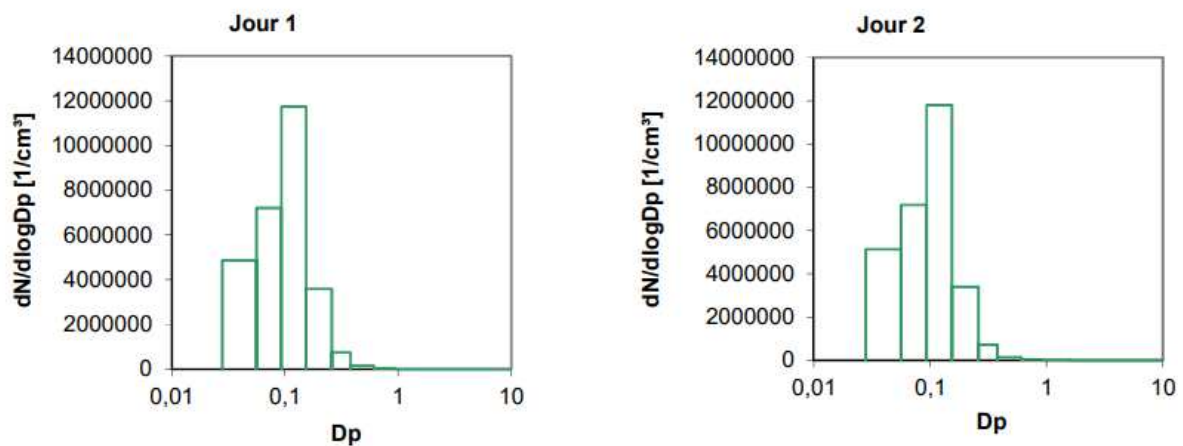
1.2. Etude de la reproductibilité de la génération de particules du MINIcast

De même que pour la répétabilité, la reproductibilité de la génération de particules est un point très important. En effet, la campagne d'essai va durer plusieurs semaines, sans doute espacées de plusieurs mois. Les caractéristiques des particules générées doivent être reproductible d'un jour à l'autre.

Pour évaluer ce paramètre, deux essais de 10 minutes après préchauffage de 05 minutes (conformément aux résultats de répétabilité précédents) ont été réalisés à deux semaines d'intervalles. Durant cet intervalle, le MINIcast a été utilisé sur quatre demi-journées et a été nettoyé en fin de chaque demi-journée d'utilisation. Les réglages mis en œuvre pour cette étude sont les mêmes que précédemment, 1200/10/20. La Figure 33 présente les résultats de ces deux essais.



(a) Distribution granulométrique en courbe



(b) Distribution granulométrique en histogramme

Figure 33 : Reproductibilité du générateur MINIcast sur la distribution granulométrique en nombre (représenté par une courbe en a) et par un histogramme en b)) des particules générées.

Une excellente reproductibilité de distribution de taille et de concentration des particules est observée avec une dérive quasi nulle. Ainsi, le nettoyage du MINIcast est efficace et n'induit pas de dérive ni sur la granulométrie ni sur la quantité des particules émises. A partir de ces données, la stabilité et la reproductibilité dans le temps de la concentration et de la taille des particules générées par le MINIcast sont validées.

1.3. Protocole validé de la génération de particules du MINIcast

Le MINIcast est démarré, puis fonctionne pendant un minimum de 05 minutes sans mesure. Ensuite, les essais ne dépassent jamais les 04h00 pour éviter un encrassement de l'appareil. Entre chaque demi-journée d'utilisation, un nettoyage intégral de l'analyseur est réalisé, permettant ainsi une bonne stabilité et une bonne reproductibilité des résultats.

2. Protocole expérimental et validation de la plateforme

Ainsi, afin d'obtenir des résultats robustes et reproductibles sur la plateforme, un protocole expérimental a été mis en place afin de toujours réaliser les opérations dans le même ordre et avec les mêmes intervalles.

Le MINICast est allumé en premier. Ensuite le brûleur est démarré, et commence à préchauffer toute l'installation. Durant ce laps de temps, l'analyseur PG350 est calibré via une bouteille étalon, et l'ELPI est démarré. A chaque démarrage, un blanc est réalisé sur l'ELPI, permettant de conserver une valeur zéro stable durant l'intégralité des expériences menées. Lorsque le PG350 est calibré, il est introduit dans le flux de fumées. Il est aussi vérifié que la composition des fumées est bien celle attendue.

Environ vingt minutes plus tard, une fois l'installation en température, une mesure est réalisée pour évaluer le bruit du brûleur (les particules générées par le brûleur). Cette mesure de routine est pour partie utilisée dans les résultats. Cependant son objectif premier est de valider le bon fonctionnement de l'intégralité de la plateforme avant de démarrer réellement les essais.

Une fois cette mesure réalisée, le MINICast est introduit dans le conduit et la série de mesures peut commencer. Toutes les mesures réalisées correspondent à une configuration maintenue durant 10 minutes minimum. Chaque demi-journée, l'installation est arrêtée. Durant cet arrêt, le MINICast est nettoyé, tout comme l'ELPI, via un protocole constant et préalablement validé (cf partie 1.2).

2.1. Evaluation du bruit brûleur

Il est absolument nécessaire de mesurer les particules émises par le brûleur seul, afin de s'assurer que les évolutions observées correspondent bien aux particules générées par le MINICast et non pas à un bruit. Ainsi, les mesures ont été réalisées de manière complète sur le conduit flexible et sur le concentrique. La Figure 34 présente les résultats obtenus en nombre total de particules et pourcentage mesurés au point bas de prélèvement.

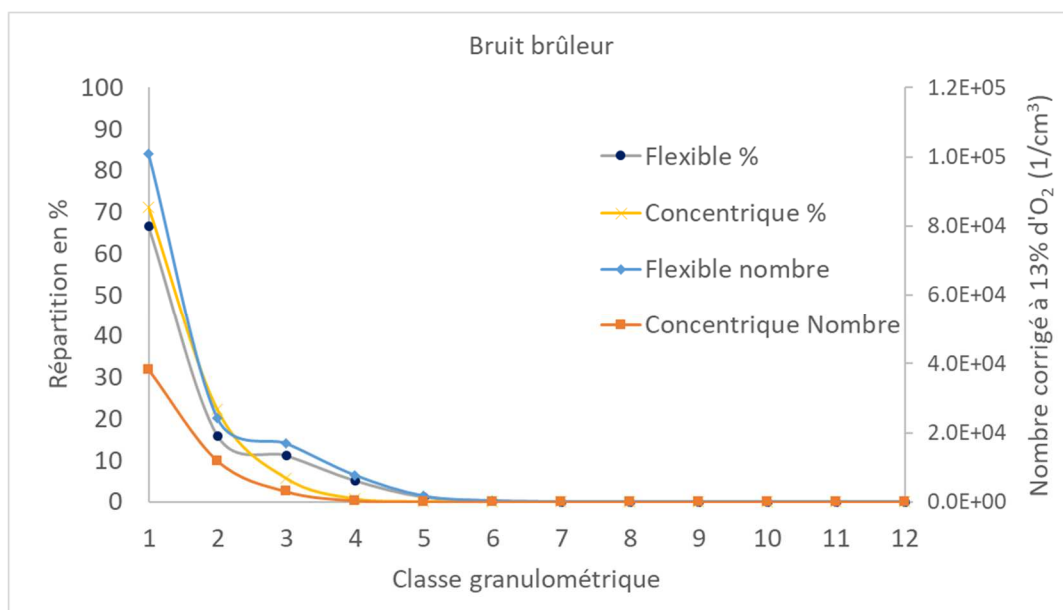


Figure 34 : Bruit du brûleur sur le signal ELPI pour deux types de conduit.

Il apparaît clairement que le brûleur n'émet que des particules très fines, sans doute des suies et de façon très reproductible. La quantité en nombre de ces particules reste assez faible, étant donné que la quantité de particules générées par le MINICast engendre une mesure ELPI de l'ordre de 10E06 nb/cm³. Néanmoins, une estimation régulière de ces particules très fines restera importante à réaliser pour bien prendre en compte le flux total de particules dans le conduit.

Le second élément à noter est que les particules générées par le brûleur vont aussi évoluer le long du conduit. Ainsi, si les mesures au point bas sont bien réalisées, elles participeront directement au flux global de particules et leur évolution, conjointe à celle des particules générées par le MINICast, sera déterminée.

2.2. La répétabilité/reproductibilité de la plateforme expérimentale

Une fois que le « bruit » du brûleur est évalué, que les particules générées par le MINICast sont caractérisées et qu'un protocole expérimental d'utilisation et nettoyage des appareils est établi, il est important de vérifier que la plateforme n'entraîne pas de dérive trop importante sur les mesures réalisées. Ainsi, chaque essai a été répété quatre fois, à environ une semaine de décalage entre chaque essai, avec

des réglages identiques du brûleur et du MINIcast. La Figure 35 présente les résultats en nombre de particules de ces quatre essais.

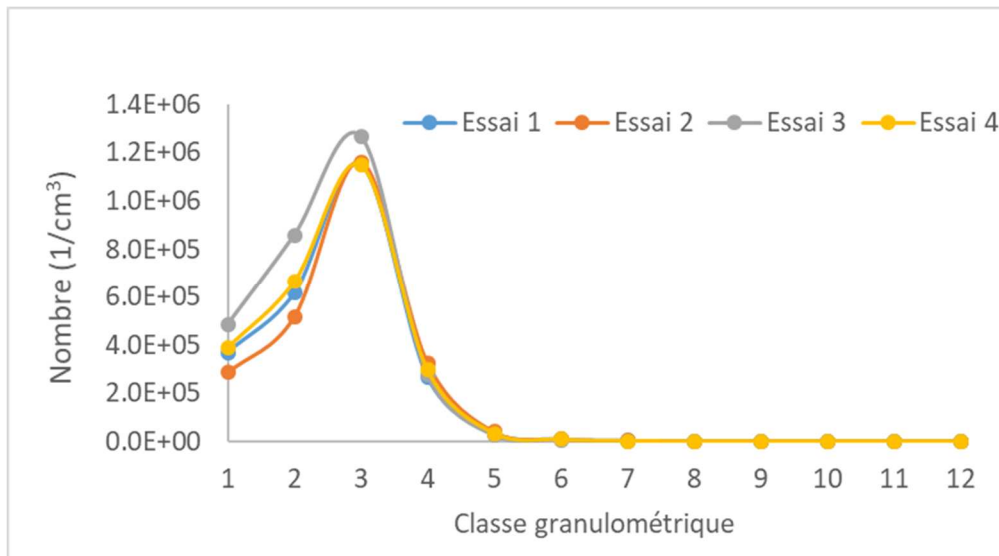


Figure 35 : Distribution en nombre des particules pour une condition expérimentale répétée à quatre reprises.

Ainsi, la plateforme ne semble pas apporter une dérive trop importante, même si sur les trois granulométries les plus fines (1, 2 et 3), il existe de petits écarts. Pour information, nous avons calculé l'écart type de fidélité en pourcent, et sur ces trois plages granulométriques, le résultat reste inférieur à 7 %, ce qui est acceptable pour une telle installation et qui valide la méthodologie mise en œuvre. De plus, la répartition en pourcentage basée sur le nombre total est quant à elle beaucoup plus répétable, comme le démontre la Figure 36. Ceci signifie que, malgré les écarts types mesurés sur les nombres de particules, la répartition granulométrique reste stable.

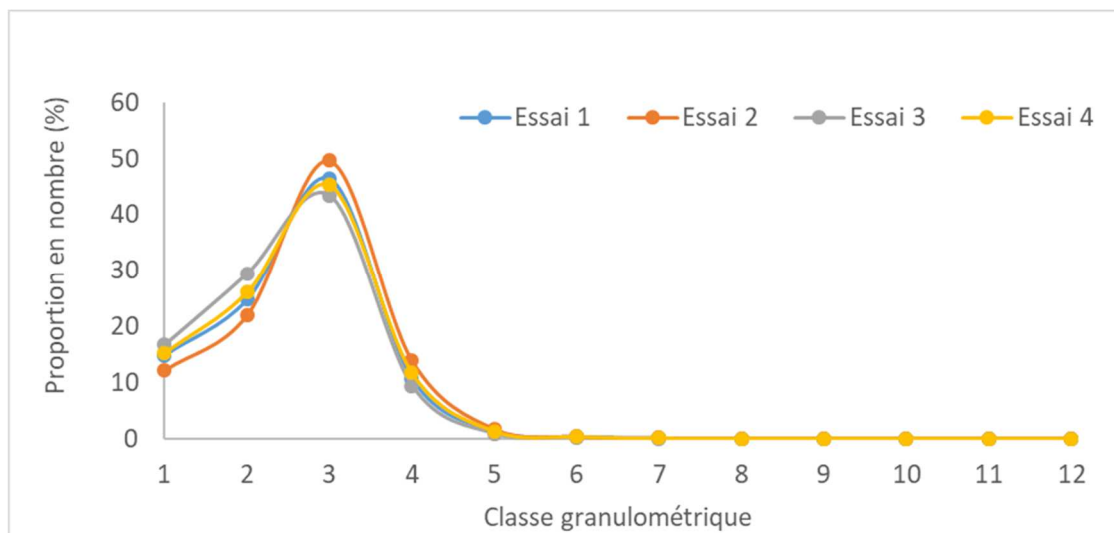


Figure 36 : Distribution pourcentage sur le nombre total de particules pour une condition expérimentale répétée à quatre reprises.

Ainsi, même si la dérive est encore maximale sur les trois granulométries les plus fines, l'écart-type exprimé en pourcentage sur ces classes granulométriques reste toujours en dessous de 4 %.

Ces mesures permettent de valider la robustesse des résultats obtenus, avec une stabilité de l'intégralité de la plateforme qui a été éprouvée.

2.3. Caractérisation des particules au point bas

Afin de bien définir les caractéristiques des particules au point bas, les résultats vont être séparés par type de conduit. Ensuite, nous confronterons les différents résultats pour vérifier une certaine homogénéité des caractéristiques des particules au point bas de prélèvement.

Les réglages du MINIcast modifient la granulométrie des particules émises. Ainsi, la Figure 37 présente l'évolution de la répartition granulométrique des particules au point bas pour tous les réglages MINIcast testés et sur les trois types de conduits (explication de la nomenclature utilisée dans le paragraphe **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

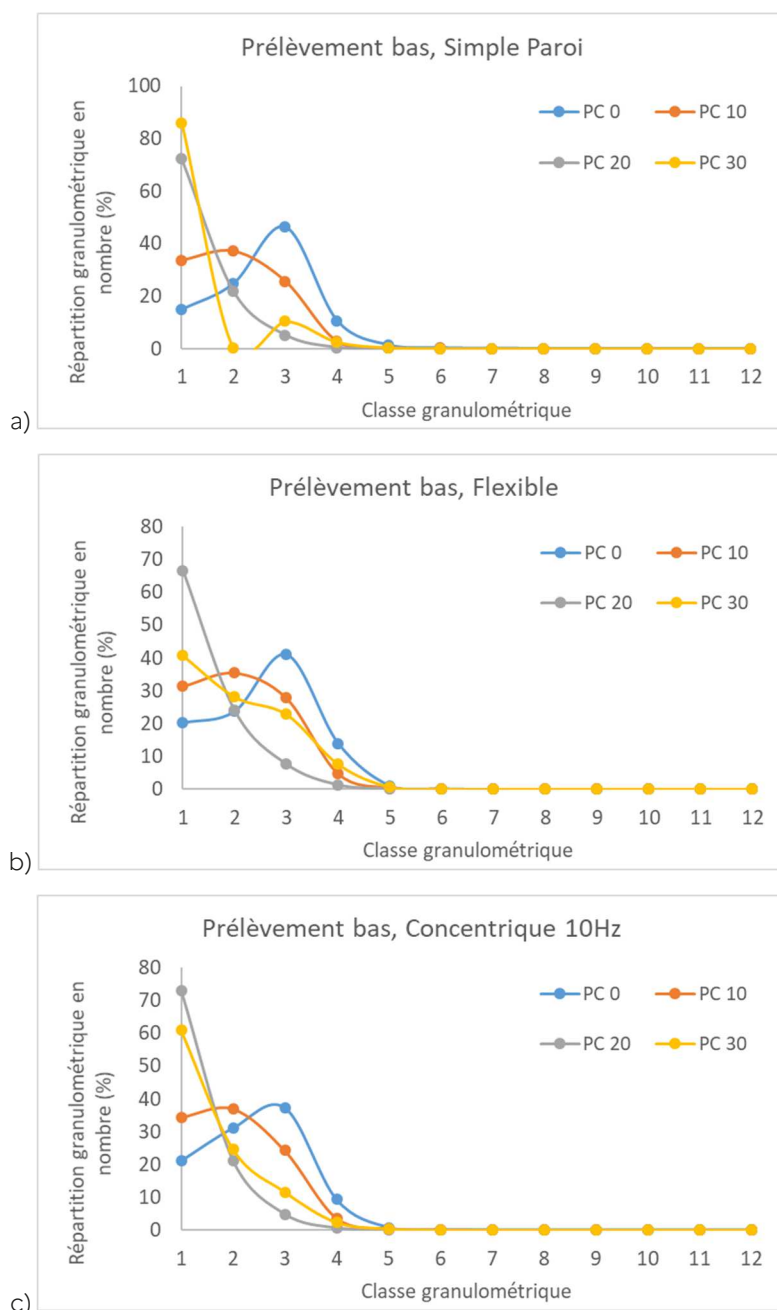


Figure 37: Evolution de la répartition granulométrique des particules au point bas selon les réglages du MINIcast pour le conduit simple paroi (a), le conduit flexible (b) et le conduit concentrique (c).

Tout d'abord, qu'importe le conduit testé, les quatre configurations entraînent une génération de particules de plus en plus fines lorsque la valeur de réglage sur le MINIcast du « Particles Controller » augmente. Néanmoins, les réglages PC30 et PC20 semblent finalement assez proches en termes de distribution. Ainsi, au point bas, quels que soient le réglage et le conduit installé, plus de 98 % des particules en nombre présentent un diamètre aérodynamique inférieur à 250 nm (plateau 5).

Les mêmes tendances sont observées pour tous les conduits. Ce point est très important et permet de valider que les caractéristiques des particules au point bas sont à peu près stables, et donc que peu de réactions de recombinaison se sont déroulées. En revanche, cette figure masque l'évolution des émissions totales en nombre. La Figure 38 présente donc les émissions totales en nombre. La Figure 38 présente donc les émissions totales en nombre.

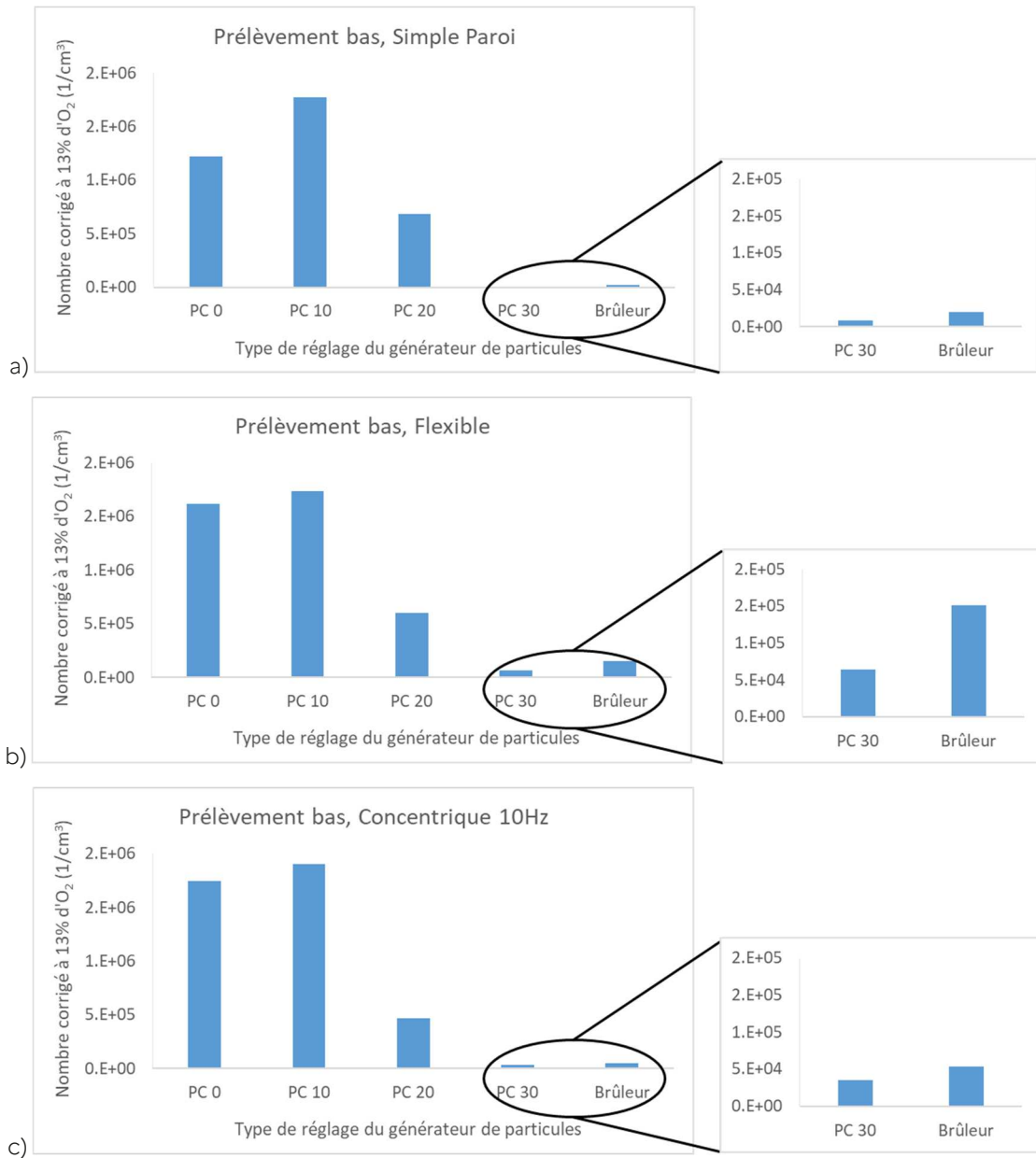


Figure 38 : Evolution du nombre de particules corrigé à 13% d'O₂ au point bas du conduit simple paroi selon les réglages du MINicast.

Si l'on observe ces trois diagrammes, le premier élément notable est que pour tous les conduits, la génération en nombre total la plus importante est avec la configuration PC10, la seconde est PC0, suivi de PC20 puis PC30. Néanmoins, le nombre de particules par cm³ est significativement plus faible avec le conduit simple paroi qu'avec les deux autres types de conduits.

Lors du réglage PC30, un phénomène étrange se déroule : le nombre de particules totales par cm³ est plus faible qu'avec le brûleur plus le MINicast qu'avec seulement le brûleur. Cela signifie sans doute que ce réglage entraîne de très faibles émissions en quantité, et doit induire des phénomènes de recombinaison faisant diminuer le nombre total de particules. Néanmoins, même si la grande majorité des particules observées provient du brûleur, donc les particules les plus fines, cela ne gêne en aucun cas notre étude. En effet, ces particules très fines sont aussi issues d'une combustion et sont donc des suies.

ANNEXE 3 : DETAIL DES EXPERIENCES REALISEES

Tableau 9 - Tableau des expériences réalisées

Expérience	Appareil	Montage	Gammes de conduits (raccordement + CdFumée)	Hauteur	Régulateur	
1	2018 (Emeraude 4)	Raccordement simple paroi + Isolé	Fumisterie Emaillée + Conduit isolé pour poêle <i>Montage usuel dans un habitat récent</i>	4	Non	
5 (annulée)				Oui		
3				8	Non	
4				Oui		
6				Non		
7 (annulée)		Conduit concentrique	Conduit concentrique triple paroi isolé <i>Montage optimal « étanche » dans un habitat performant</i>	4	Oui	
8		8	Non			
9		Oui				
2		2006 (Europa 7)	Raccordement simple paroi + Isolé	Raccordement simple paroi inox + conduit isolé « inox-galva » <i>Montage usuel avec un insert</i>	4	Non
13 (annulée)					Oui	
11	8				Non	
12	Oui					
10	2018 (Emeraude 4)	Boisseau tubé	Fumisterie Emaillée + Flexible double dans boisseaux terre cuite 30x30 <i>Montage usuel en rénovation</i>	4	Non	
14	2006 (Europa 7)	Boisseau tubé	Raccordement simple paroi inox + Flexible double dans boisseaux terre cuite 30x30 <i>Montage usuel en rénovation</i>	4	Non	
15	2018 (Emeraude 4)	« Raccordement » émaillé + évacuation conduit concentrique	Fumisterie Emaillée + Conduit isolé pour poêle <i>Prototype</i>	8	Oui (positionné à l'étage)	
16	« Raccordement » flexible + conduit concentrique	Flexible double + conduit concentrique triple paroi <i>Prototype</i>				

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] Assemblée Nationale, Rapport d'information sur la biomasse au service du développement durable, 2013.
- [2] Ministère de la Transition énergétique, Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2022, 2022.
- [3] Loi de transition énergétique pour la croissance verte, Ministère de la Transition écologique et solidaire. (n.d.). <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/loi-transition-energetique-croissance-verte> (accessed October 4, 2019).
- [4] Ministère de la transition écologique et solidaire, Stratégie française pour le climat - Programmation pluriannuelle de l'énergie, 2019.
- [5] ADEME, Solagro, Biomasse Normandie, BVA, Etude sur le chauffage domestique au bois: Marchés et Approvisionnement, 2013.
- [6] Observ'ER, Suivi du marché 2021 des appareils domestiques de chauffage au bois, 2022.
- [7] C. Piot, Polluants atmosphériques organiques particulaires en Rhône-Alpes: caractérisation chimique et sources d'émissions, Grenoble, 2011. <http://www.theses.fr/2011GRENA014> (accessed June 10, 2014).
- [8] RE.CO.R.D., Etat de l'art et comparaisons technico-économiques des techniques de dépoussiérage - contrat N°99-0218/1A, 2000.
- [9] CITEPA, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Format Secten., 2022.
- [10] European Environment Agency, Air quality in Europe, 2018.
- [11] Santé Publique France, Pollution de l'air ambiant : nouvelles estimations de son impact sur la santé des Français, (n.d.). <https://www.santepubliquefrance.fr/presse/2021/pollution-de-l-air-ambiant-nouvelles-estimations-de-son-impact-sur-la-sante-des-francais> (accessed December 14, 2022).
- [12] I.M. Smith, L.L. Sloss, IEA Coal Research. London, UK, (1998).
- [13] L.S. Johansson, Characterization of particle emission from small-scale biomass combustion, 2002.
- [14] M. Tapanainen, P.I. Jalava, J. Mäki-Paakkanen, P. Hakulinen, M.S. Happonen, H. Lamberg, J. Ruusunen, J. Tissari, K. Nuutinen, P. Yli-Pirilä, R. Hillamo, R.O. Salonen, J. Jokiniemi, M.-R. Hirvonen, In vitro immunotoxic and genotoxic activities of particles emitted from two different small-scale wood combustion appliances, Atmospheric Environment. 45 (2011) 7546–7554. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.065>.
- [15] A.T. Arif, C. Maschowski, P. Garra, M. Garcia-Käuffer, T. Petithory, G. Trouvé, A. Dieterlen, V. Mersch-Sundermann, P. Khanaqa, I. Nazarenko, R. Gminski, R. Gieré, Cytotoxic and genotoxic responses of human lung cells to combustion smoke particles of Miscanthus straw, softwood and beech wood chips, Atmospheric Environment. 163 (2017) 138–154. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.019>.
- [16] R. Gieré, X. Querol, Solid particulate matter in the atmosphere, Elements. 6 (2010) 215–222.
- [17] R. Gieré, M. Blackford, K. Smith, TEM study of PM_{2.5} emitted from coal and tire combustion in a thermal power station, Environmental Science & Technology. 40 (2006) 6235–6240.
- [18] T. Nussbaumer, Overview on technologies for biomass combustion and emission levels of particulate matter, Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Zürich, Switzerland. (2010). http://tftci.citepa.org/images/files/small_medium_combustion_plant/Nussbaumer_EGTEI_report_final.pdf (accessed February 27, 2017).
- [19] M. Boulinguez, K. Diard, S. Bicocchi, Les polluants et les techniques d'épuration des fumées - Cas des unités de traitement et de valorisation thermique des déchets, 2009.
- [20] I. Fraboulet, INERIS, Evaluation des performances des systèmes de réduction des émissions de polluants pour les appareils individuels de chauffage au bois - Rapport final., 2016.
- [21] T. Brunner, G. Wuercher, I. Obernberger, 2-Year field operation monitoring of electrostatic precipitators for residential wood heating systems, Biomass and Bioenergy. 111 (2018) 278–287. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.01.025>.
- [22] G. Reichert, C. Schmidl, W. Haslinger, H. Stressler, R. Sturmlechner, M. Schwabl, M. Wöhler, C. Hochenauer, Impact of oxidizing honeycomb catalysts integrated in firewood stoves on emissions under real-life operating conditions, Fuel Processing Technology. 177 (2018) 109–118.
- [23] Commissariat général au développement durable, Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2019, Ministère de la transition écologique et solidaire. (2019) 92.
- [24] J. Dejmek, I. Solanský, I. Benes, J. Leníček, R.J. Srám, The impact of polycyclic aromatic hydrocarbons and fine particles on pregnancy outcome., Environmental Health Perspectives. 108 (2000) 1159. <https://doi.org/10.2307/3434828>.

- [25] P. Penttinen, K.L. Timonen, P. Tiittanen, A. Mirme, J. Ruuskanen, J. Pekkanen, Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics, *European Respiratory Journal*. 17 (2001) 428–435. <https://doi.org/10.1183/09031936.01.17304280>.
- [26] M. Neuberger, M.G. Schimek, F. Horak Jr., H. Moshhammer, M. Kundi, T. Frischer, B. Gomiscek, H. Puxbaum, H. Hauck, Acute effects of particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions:: epidemiological results of the Austrian Project on Health Effects of Particulate Matter (AUPHEP), *Atmospheric Environment*. 38 (2004) 3971–3981. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.12.044>.
- [27] H. Moshhammer, M. Neuberger, The active surface of suspended particles as a predictor of lung function and pulmonary symptoms in Austrian school children, *Atmospheric Environment*. 37 (2003) 1737–1744. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00073-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00073-6).
- [28] A.J. Ghio, R.B. Devlin, Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. 164 (2001) 704–708.
- [29] D.M. Stieb, S. Judek, R.T. Burnett, Meta-Analysis of Time-Series Studies of Air Pollution and Mortality: Effects of Gases and Particles and the Influence of Cause of Death, Age, and Season, *Journal of the Air & Waste Management Association*. 52 (2002) 470–484. <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470794>.
- [30] (WHO) World Health Organization, *Health Effects of Black Carbon*, 2012.
- [31] P.M. Fine, G.R. Cass, B.R. Simoneit, Chemical characterization of fine particle emissions from fireplace combustion of woods grown in the northeastern United States, *Environmental Science & Technology*. 35 (2001) 2665–2675.
- [32] 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>.
- [33] J.A. Rau, Composition and size distribution of residential wood smoke particles, *Aerosol Science and Technology*. 10 (1989) 181–192.
- [34] Observ'ER, *Suivi du marché 2018 des appareils domestiques de chauffage au bois*, 2018.
- [35] C. Rogaume, Y. Rogaume, G. TROUVE, A. ZOULALIAN, Diagnostic environnemental du chauffage au bois dans des appareils indépendants *Environmental Assessment of wood burning in independent heating devices, Pollution Atmosphérique*. 135 (2009). [http://appa-alsace.fr/_docs/1/fckeditor/file/Revues/PollutionAtmospherique/Hors-serie-bois-mars-2009/P135-136_web\(1\).pdf](http://appa-alsace.fr/_docs/1/fckeditor/file/Revues/PollutionAtmospherique/Hors-serie-bois-mars-2009/P135-136_web(1).pdf) (accessed April 9, 2014).
- [36] B. Brandelet, *Caractérisation physico-chimique des particules issues du chauffage domestique au bois*, Université de Lorraine, 2016.
- [37] M. Tiwari, S.K. Sahu, R.C. Bhangare, P.Y. Ajmal, G.G. Pandit, Estimation of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with size segregated combustion aerosols generated from household fuels, *Microchemical Journal*. 106 (2013) 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.008>.
- [38] ADEME, Programme Européen EN_PME_TEST relatif à la validation d'une méthode commune au niveau européen de détermination des émissions de particules des appareils de chauffage domestique à combustibles solides, *Synthèse annuelle n°1.*, 2014.
- [39] AFNOR, *Pr NF EN 16510 : Equipement de chauffage domestique*, 2013.
- [40] S. Ozgen, S. Cernuschi, M. Giugliano, Experimental evaluation of particle number emissions from wood combustion in a closed fireplace, *Biomass and Bioenergy*. 50 (2013) 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.015>.
- [41] 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>.
- [42] G. Shen, M. Xue, S. Wei, Y. Chen, Q. Zhao, B. Li, H. Wu, S. Tao, Influence of fuel moisture, charge size, feeding rate and air ventilation conditions on the emissions of PM, OC, EC, parent PAHs, and their derivatives from residential wood combustion, *Journal of Environmental Sciences*. 25 (2013) 1808–1816. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60258-7](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60258-7).
- [43] ADEME, POUJOLAT, LERMAB, Seguin Duteriez, D2I Groupe Invicta, QUALICOMB: réduction à la source des émissions issue du chauffage domestique au bois par usage de combustible de qualité, 2016.
- [44] 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*. (2018). <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.6482>.

- [45] P.H. Hasler, T.H. Nussbaumer, Particle size distribution of the fly ash from biomass combustion, in: Biomass for Energy and Industry, 10th European Conference and Technology Exhibition, 1998: pp. 8–11.
- [46] G. Reichert, H. Hartmann, W. Haslinger, H. Oehler, R. Mack, C. Schmidl, C. Schön, M. Schwabl, H. Stressler, R. Sturmlechner, others, Effect of draught conditions and ignition technique on combustion performance of firewood roomheaters, *Renewable Energy*. 105 (2017) 547–560.
- [47] R.L. Carvalho, O.M. Jensen, L.A. Tarelho, Mapping the performance of wood-burning stoves by installations worldwide, *Energy and Buildings*. 127 (2016) 658–679.
- [48] G. Shen, C.K. Gaddam, S.M. Ebersviller, R.L. Vander Wal, C. Williams, J.W. Faircloth, J.J. Jetter, M.D. Hays, A Laboratory Comparison of Emission Factors, Number Size Distributions, and Morphology of Ultrafine Particles from 11 Different Household Cookstove-Fuel Systems, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 6522–6532. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05928>.
- [49] AFNOR, EN 1856-1: Conduits de fumée - Prescriptions pour les conduits de fumée métalliques - Partie 1: composants de systèmes de conduits de fumée, 2009.
- [50] AFNOR, NF DTU 24.1: Travaux de bâtiment - Travaux de fumisterie - Systèmes d'évacuation des produits de combustion desservant un ou des appareils, 2006.
- [51] Journal Officiel de la République Française, Arrêté du 21 mars 2012 relatif à la commission chargée de formuler des avis techniques et des documents techniques d'application sur des procédés, matériaux, éléments ou équipements utilisés dans la construction, 2012.
- [52] CERIC, RE 1482: Régulateur de tirage Efficiencie, 2013.
- [53] CERIC, RE 2112: Régulateur de tirage, 2016.
- [54] LNE, CERIC, TECHNOVA, Influence du système d'évacuation des fumées sur le rendement d'un chauffage domestique au bois, 2008.
- [55] CERIC, TECHNOVA, WOODUCT : Création d'un conduit étanche pour appareil à bois bûches, 2012.
- [56] CERIC, RE 2822: Essai de compatibilité Efficiencie avec un poêle à bûches de 6kW, n.d.
- [57] CERIC, RE 2073 Comparaison Therminox, Dualinox, boisseaux, 2016.
- [58] 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>.
- [59] H. Wiinikka, R. Gebart, C. Boman, D. Boström, A. Nordin, M. Öhman, High-temperature aerosol formation in wood pellets flames: Spatially resolved measurements, *Combustion and Flame*. 147 (2006) 278–293.
- [60] O. Sippula, Fine particle formation and emission in biomass combustion, Report Series in Aerosol Science. 108 (2010). <http://www.atm.helsinki.fi/faar/reportseries/rs-108.pdf> (accessed September 5, 2014).
- [61] G. Rivière, B. Brandelet, C. Rose, C. Rogaume, M. Kple, Y. Rogaume, Environmental impact of the secondary air supply in a firewood stove, *International Journal of Economy, Energy and Environment*. (2018).
- [62] A.J. Eskola, J.K. Jokiniemi, K.E. Lehtinen, E. Vakkilainen, Modelling alkali salt deposition on kraft recovery boiler heat exchangers in the superheater section, in: Proceedings of the 1998 International Chemical Recovery Conference, 1998: pp. 469–486.
- [63] J. Pyykönen, J. Jokiniemi, Modelling alkali chloride superheater deposition and its implications, *Fuel Processing Technology*. 80 (2003) 225–262.
- [64] A. Zbogar, F. Frandsen, P.A. Jensen, P. Glarborg, Shedding of ash deposits, *Progress in Energy and Combustion Science*. 35 (2009) 31–56.
- [65] J. Jokiniemi, O. Sippula, Modelling fine particle formation and alkali metal deposition in BFB combustion, *Finnish-Swedish Flame Days*. (2009) 28–29.
- [66] K.A. Christensen, H. Livbjerg, A field study of submicron particles from the combustion of straw, *Aerosol Science and Technology*. 25 (1996) 185–199.
- [67] J. Pyykönen, J. Forsman, J. Jokiniemi, The dynamics of alkali aerosol in small-scale combustion, In: Maenhaut W., (2005).
- [68] 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.
- [69] 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>.

- [70] J. Tissari, K. Hytönen, J. Lyyränen, J. Jokiniemi, A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion, *Atmospheric Environment*. 41 (2007) 8330–8344. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.06.018>.
- [71] B. Brandelet, C. Rose, C. Rogaume, Y. Rogaume, Physicochemical characterization of particles emitted during the three phases of wood logs combustion in domestic appliances, *Proscience*. (2016) 7–12. <https://doi.org/10.14644/dust.2016.002>.
- [72] T. Torvela, J. Tissari, O. Sippula, T. Kaivosoja, J. Leskinen, A. Virén, A. Lähde, J. Jokiniemi, Effect of wood combustion conditions on the morphology of freshly emitted fine particles, *Atmospheric Environment*. 87 (2014) 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.028>.
- [73] M. Strand, Particle formation and emission in moving grate boilers operating on woody biofuels, Växjö University Press, 2004.
- [74] S. Enestam, R. Backman, K. Mäkelä, M. Hupa, Evaluation of the condensation behavior of lead and zinc in BFB combustion of recovered waste wood, *Fuel Processing Technology*. 105 (2013) 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.09.002>.
- [75] H. Richter, J.B. Howard, Formation of polycyclic aromatic hydrocarbons and their growth to soot—a review of chemical reaction pathways, *Progress in Energy and Combustion Science*. 26 (2000) 565–608.
- [76] D.E. Jensen, Prediction of soot formation rates: a new approach, *Proceedings of the Royal Society of London. A. Mathematical and Physical Sciences*. 338 (1974) 375–396.
- [77] K.E. Lehtinen, Theoretical studies on aerosol agglomeration processes, Technical Research Centre of Finland, 1997.
- [78] J.S. Lighty, J.M. Veranth, A.F. Sarofim, Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health, *Journal of the Air & Waste Management Association*. 50 (2000) 1565–1618.
- [79] R.C. Flagan, J.H. Seinfeld, *Fundamentals of air pollution engineering*, Courier Corporation, 2012.
- [80] P. Tandon, D.E. Rosner, Monte Carlo Simulation of Particle Aggregation and Simultaneous Restructuring, *Journal of Colloid and Interface Science*. 213 (1999) 273–286. <https://doi.org/10.1006/jcis.1998.6036>.
- [81] D.E. Rosner, S. Yu, MC simulation of aerosol aggregation and simultaneous spheroidization, *AIChE Journal*. 47 (2001) 545–561. <https://doi.org/10.1002/aic.690470305>.
- [82] J. Pyykönen, Computational simulation of aerosol behaviour, VTT Technical Research Centre of Finland, 2002.
- [83] C. Seigneur, A.B. Hudischewskyj, J.H. Seinfeld, K.T. Whitby, E.R. Whitby, J.R. Brock, H.M. Barnes, Simulation of aerosol dynamics: A comparative review of mathematical models, *Aerosol Science and Technology*. 5 (1986) 205–222.
- [84] E.R. Whitby, P.H. McMurry, Modal aerosol dynamics modeling, *Aerosol Science and Technology*. 27 (1997) 673–688.
- [85] R. McGraw, Description of aerosol dynamics by the quadrature method of moments, *Aerosol Science and Technology*. 27 (1997) 255–265.
- [86] J.K. Jokiniemi, M. Lazaridis, K.E.J. Lehtinen, E.I. Kauppinen, Numerical simulation of vapour-aerosol dynamics in combustion processes, *Journal of Aerosol Science*. 25 (1994) 429–446. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90062-0](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90062-0).
- [87] K.A. Christensen, M. Stenholm, H. Livbjerg, The formation of submicron aerosol particles, HCl and SO₂ in straw-fired boilers, *Journal of Aerosol Science*. 29 (1998) 421–444.
- [88] RECORD, Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Cas des unités de traitement et de valorisation thermique des déchets. Etat de l'art, 2009, 399 p, n°08-0227/1A, n.d.

INDEX DES TABLEAUX

Tableau 1 : Systèmes de réductions des émissions de particules adaptables au chauffage domestique [20].....	13
Tableau 2 : Résultats des analyses chimiques de particules émises par un appareil américain pour six combustibles différents [31].	15
Tableau 3 : Evolution de la répartition granulométrique en nombre sur quatre générations d'appareil de chauffage domestique au bois [36].	18
Tableau 4 : Comparaison de la répartition granulométrique massique des PM _{2.5} entre deux appareils de génération différentes.....	18
Tableau 5 : Les différents types de conduits.....	25
Tableau 6 : Exemples de résultats obtenus avec et sans régulateur [53].	27
Tableau 7 : Impact de la solution de fumisterie sur le rendement d'un poêle à granulés [54].	28
Tableau 8 : Technologies de captation des particules [19].	38
Tableau 9 - Tableau des expériences réalisées	48

INDEX DES FIGURES

Figure 1 : Consommation d'énergie primaire par type d'énergie en 2021 [2].	6
Figure 2 : Production d'énergie primaire issue de sources renouvelables en France en 2021 [2].	7
Figure 3 : Ventes annuelles d'appareils de chauffage au bois domestiques [6].	8
Figure 4 : Nombre de ménages, en millions d'utilisateurs de chauffage au bois [5].	8
Figure 5 : Résumé schématique de la classification granulométrique des particules.	9
Figure 6 : Tests de cytotoxicité sur des particules de diesel et des particules issues de bonne et mauvaise combustion de biomasse [14].	10
Figure 7 : Evolution des émissions dans l'air de PM _{2,5} en France métropolitaine depuis 1990, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].	10
Figure 8 : Les différents systèmes de réduction secondaires des émissions de particules [18].	11
Figure 9 : Illustrations de deux systèmes de filtration électrostatique domestiques(a),(b) et schéma de principe d'un filtre catalytique pour poêle (c).	13
Figure 10 : Evolution des émissions OC, EC et non carbonées selon la génération de l'appareil [32].	15
Figure 11 : Evolution des émissions du chauffage domestique au bois en TSP, BC et ratio BC/TSP en fonction des années, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].	16
Figure 12 : Evolution des émissions de particules totales (TSP) et de la répartition granulométrique en masse des particules issues du chauffage domestique au bois, calculs basés sur les valeurs du CITEPA [9].	17
Figure 13 : Comparaison de la répartition granulométrique des PM _{2,5} en masse (a) et en nombre (b) sur un même foyer fermé [35].	17
Figure 14 : Répartition granulométrique en masse des PM ₁₀ pour un appareil de 2012 [37].	18
Figure 15 : Schéma de formation et d'évolution des particules [38].	19
Figure 16 : Influence du facteur d'air sur la nature des particules [18].	21
Figure 17 : Evolution des émissions et des caractéristiques physiques des particules selon l'appareil [48].	22
Figure 18 : Caractéristiques chimiques des particules émises par quatre générations de foyer fermé au bois bûches [32].	23
Figure 19 : Désignation de produit selon la norme EN 1856-1.	25
Figure 20 : Vues en coupe de régulateurs pour conduit simple paroi et concentrique [POUJOLAT].	26
Figure 21 : Exemple du tirage obtenu avec un poêle à bûches de 5 kW du commerce.	27
Figure 22 : Estimation de l'impact du régulateur de tirage sur la consommation de bois annuelle dans un poêle à bûches [53].	28
Figure 23 : Mécanisme simplifié de la condensation hétérogène.	31
Figure 24 : Mécanisme simplifié de la nucléation.	33
Figure 25 : Mécanisme simplifié de la coagulation.	34
Figure 26 : Mécanisme simplifié de l'agglomération et de l'agrégation.	35
Figure 27 : Mécanisme simplifié de l'accumulation.	35
Figure 28 : Schéma simplifié du mécanisme de coalescence.	36
Figure 29 : Agglomérats/agrégats de nanoparticules sans recouvrement (a) et avec recouvrement (b) [36].	36
Figure 30 : Efficacités de captation suivant la granulométrie des particules [19].	39
Figure 31 : Technologie applicables en fonction du diamètre des particules [88].	39
Figure 41 : Stabilité de concentration totale de particules générées par le MINICast en fonction du temps.	42
Figure 42 : Reproductibilité du générateur MINICast sur la distribution granulométrique en nombre (représenté par une courbe en a) et par un histogramme en b)) des particules générées.	43
Figure 43 : Bruit du brûleur sur le signal ELPI pour deux types de conduit.	44
Figure 44 : Distribution en nombre des particules pour une condition expérimentale répétée à quatre reprises.	45
Figure 45 : Distribution pourcentage sur le nombre total de particules pour une condition expérimentale répétée à quatre reprises.	45
Figure 46 : Evolution de la répartition granulométrique des particules au point bas selon les réglages du MINICast pour le conduit simple paroi (a), le conduit flexible (b) et le conduit concentrique (c).	46
Figure 47 : Evolution du nombre de particules corrigé à 13 % d'O ₂ au point bas du conduit simple paroi selon les réglages du MINICast.	47

SIGLES ET ACRONYMES

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique - nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

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.



Fumisterie et performances d'installations de chauffage domestique au bois

Le chauffage domestique au bois est la première énergie renouvelable utilisée en France, mais ce secteur est fortement émissif de particules fines dont l'impact sanitaire est avéré.

Il est avéré que les caractéristiques des particules évoluent dans les conduits d'évacuation des fumées en fonction de différents paramètres (technologie de l'appareil, combustible, réglages...). Pourtant, parmi les paramètres influant sur la qualité de combustion et donc sur les émissions de polluants, l'impact de la solution de fumisterie a été peu étudié. C'est l'objet de ce projet.

Des campagnes d'essais ont été menées sur deux appareils à bûches de générations différentes (insert de 2006 et poêle de 2018) et trois solutions de fumisterie du marché français.

Il a été mis en évidence que la solution de fumisterie peut augmenter le rendement de l'installation de quinze points et permettre de réduire significativement les émissions d'imbrûlés gazeux.

Des prototypes de conduits ont ensuite été conçus et évalués, notamment sur leur capacité à piéger les particules. Une réduction des émissions particulaires de 45 % à 80 % a pu être obtenue grâce à ces prototypes en favorisant l'agglomération des particules avant leur évacuation.

L'association d'un appareil performant bien réglé, d'un combustible de qualité et d'une solution d'évacuation des produits de combustion (fumisterie) adaptée, permet d'atteindre, en conditions réalistes de fonctionnement, les performances annoncées via des protocoles normalisés.

Au-delà de la seule nature des conduits d'évacuation qui montre une influence sur les émissions de polluants de l'installation, l'importance de leur bon dimensionnement est mise en évidence, pour obtenir les conditions de tirage nécessaires au fonctionnement optimal d'un appareil de chauffage domestique au bois.

