

Les particules

Bilan annuel 2018

Période de mesure : 2018

Commune et département d'étude : Nouvelle-Aquitaine

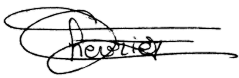




Référence : R&D_INT_19_010

Version finale du : 04/07/2019

Auteur(s) : Florie CHEVRIER
Contact Atmo Nouvelle-Aquitaine :
E-mail : contact@atmo-na.org
Tél. : 09 84 200 100

Titre : Les particules - Bilan annuel 2018
Reference : R&D_INT_19_010
Version : finale du 04/07/2019
Nombre de pages : 62 (couverture comprise)

	Rédaction	Vérification	Approbation
Nom	Florie Chevrier	Agnès Hulin	Rémi Feuillade
Qualité	Ingénieure d'études	Responsable du service Études, Modélisation et Amélioration des connaissances	Directeur Délégué Production Exploitation
Visa			

Conditions d'utilisation

Atmo Nouvelle-Aquitaine fait partie du dispositif français de surveillance et d'information sur la qualité de l'air. Sa mission s'exerce dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996 et de ses décrets d'application.

A ce titre et compte tenu de ses statuts, Atmo Nouvelle-Aquitaine est garant de la transparence de l'information sur les résultats de ces travaux selon les règles suivantes :

- Atmo Nouvelle-Aquitaine est libre de leur diffusion selon les modalités de son choix : document papier, communiqué, résumé dans ses publications, mise en ligne sur son site internet (www.atmo-nouvelleaquitaine.org)
- les données contenues dans ce rapport restent la propriété d'Atmo Nouvelle-Aquitaine. En cas de modification de ce rapport, seul le client sera informé d'une nouvelle version. Tout autre destinataire de ce rapport devra s'assurer de la version à jour sur le site Internet de l'association.
- en cas d'évolution de normes utilisées pour la mesure des paramètres entrant dans le champ d'accréditation d'Atmo Nouvelle-Aquitaine, nous nous engageons à être conforme à ces normes dans un délai de 6 mois à partir de leur date de parution
- toute utilisation totale ou partielle de ce document doit faire référence à Atmo Nouvelle-Aquitaine et au titre complet du rapport.

Atmo Nouvelle-Aquitaine ne peut en aucune façon être tenu responsable des interprétations, travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux pour lesquels l'association n'aura pas donnée d'accord préalable. Dans ce rapport, les incertitudes de mesures ne sont pas utilisées pour la validation des résultats des mesures obtenues.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Atmo Nouvelle-Aquitaine :

- depuis le [formulaire de contact](#) de notre site Web
- par mail : contact@atmo-na.org
- par téléphone : 09 84 200 100

Sommaire

1. Contexte	6
2. Les particules	8
2.1. Mécanisme de formation.....	8
2.2. Distribution en taille.....	8
2.3. Composition chimique.....	9
2.4. Impacts.....	10
3. Moyens mis en œuvre	11
3.1. Granulométrie.....	11
3.2. Black Carbon.....	12
3.3. Composition chimique des particules.....	12
3.4. Sites de mesure.....	13
3.4.1. Bordeaux - Talence.....	14
3.4.2. Poitiers - Augouard.....	15
3.4.3. Lacq.....	16
3.5. Taux de fonctionnement.....	16
4. Conditions météorologiques	18
4.1. Roses des vents.....	18
4.2. Températures et précipitations.....	19
5. Résultats	21
5.1. Particules ultrafines : granulométrie.....	21
5.1.1. Concentrations moyennes.....	21
5.1.2. Évolutions temporelles.....	23
5.1.3. Profils journaliers.....	25
5.1.4. Corrélation avec d'autres polluants.....	28
5.1.5. Influence météorologique.....	30
5.2. Le Black Carbon.....	33
5.2.1. Concentrations moyennes.....	33
5.2.2. Évolutions temporelles.....	34
5.2.3. Profils journaliers.....	35
5.2.4. Influence météorologique.....	36
5.3. Composition chimique des particules.....	39
5.3.1. Concentrations moyennes.....	39
5.3.2. Évolutions temporelles.....	39
5.3.3. Profils journaliers.....	41
5.3.4. Influence météorologique.....	42
5.4. Épisodes caractéristiques observés en 2018.....	45
6. Conclusion	48



Annexes



ANNEXE 1 : Bibliographie.....	53
ANNEXE 2 : Lecture des roses des vents et des roses de pollution.....	56
ANNEXE 3 : Représentation statistique des données à l'aide de « boxplot ».....	57
ANNEXE 4 : Roses de pollution des PUF	58

Polluants

→ BC	Black Carbon ou carbone suie
→ BC _{wb}	Black Carbon issu de la combustion de la biomasse
→ BC _{ff}	Black Carbon issu de la combustion de fuel fossile
→ Cl ⁻	ion chlorure
→ COV	Composés Organiques Volatils
→ EC	carbone élémentaire
→ H ₂ S	sulfure d'hydrogène
→ H ₂ SO ₄	acide sulfurique
→ NH ₃	ammoniac
→ NH ₄ ⁺	ion ammonium
→ NH ₄ NO ₃	nitrate d'ammonium
→ NH ₄ HSO ₄	sulfate d'ammonium hydrogéné
→ (NH ₄) ₂ SO ₄	sulfate d'ammonium
→ NO ₃ ⁻	ion nitrate
→ NO _x	oxydes d'azote
→ OM	matière organique
→ PM ₁₀	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (particules grossières)
→ PM _{2,5}	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm (particules fines)
→ PM ₁	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 1 µm (particules submicroniques)
→ PM _{0,1}	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 100 nm (particules ultrafines)
→ SO ₄ ²⁻	ion sulfate
→ SO _x	oxyde de soufre

Unités de mesure

→ µg	microgramme (= 1 millionième de gramme = 10 ⁻⁶ g)
→ m ³	mètre cube
→ part./cm ³	nombre de particules par centimètre cube
→ nm	nanomètre (10 ⁻⁹ m)
→ L/min	litre par minute

Abréviations

→ ACSM	Aerosol Chemical Speciation Monitor
→ AE33	Aethalomètre modèle AE33
→ LCSQA	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
→ PUF	Particules UltraFines
→ PRSE	Plan Régional Santé Environnement
→ TU	Temps Universel

Définitions

→ diamètre aérodynamique	diamètre d'une particule sphérique, d'une masse volumique de 1 g/cm ³ et ayant la même vitesse de chute que la particule considérée
--------------------------	--

1. Contexte

En charge de la surveillance de la qualité de l'air, Atmo Nouvelle-Aquitaine dispose d'un réseau de stations fixes implantées sur l'ensemble de la région afin de suivre en continu l'évolution des polluants réglementés.

Parmi les polluants réglementés, les particules suscitent un intérêt particulier du fait :

- de leur impact sur la santé, l'environnement et le climat,
- des dépassements récurrents de valeur limite sur le territoire français et sur la région, dont l'agglomération bordelaise sur la période 2007-2010,
- de leurs origines multiples (trafic, chauffage, agriculture, particules d'origine secondaire, etc.)

La réglementation en air ambiant a historiquement été basée sur la masse des particules dans l'air, du fait des technologies métrologiques disponibles. La directive 1996/62/CE¹ a ainsi focalisé les efforts sur les PM₁₀, particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm. La directive 2008/50/CE² a ensuite complété la réglementation sur les particules plus fines, à savoir les PM_{2,5}, particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm. À l'heure actuelle, les valeurs réglementaires relatives aux particules s'intéressent encore uniquement aux concentrations massiques.

Depuis plusieurs années, l'intérêt croissant pour la surveillance des particules de très petites tailles et pour leur caractérisation chimique a conduit Atmo Nouvelle-Aquitaine à mettre en place un plan de surveillance spécifique pour les particules fines. Dans le cadre du PRSE 2009-2013 d'Aquitaine, AIRAQ, aujourd'hui devenue Atmo Nouvelle-Aquitaine, a mené des mesures exploratoires de particules ultrafines sur deux de ses stations de mesures, à savoir :

- la station urbaine de fond de Bordeaux - Talence, située dans l'agglomération bordelaise, qui était la station de référence d'AIRAQ pour tous les projets ayant trait aux particules,
- la station de proximité industrielle de Mourenx, située sur la plate-forme de Lacq.

Des travaux sont également menés, en collaboration avec le LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) sur deux stations, aujourd'hui stations de référence « particules » de la région Nouvelle-Aquitaine, dans le but d'étudier la composition chimique des particules :

- la station urbaine de fond de Bordeaux - Talence,
- la station urbaine de fond de Poitiers - Augouard, située dans la Communauté Urbaine du Grand Poitiers.

À partir de la composition des particules, il est possible d'évaluer la contribution des différentes sources d'émissions, et donc de cibler les secteurs émetteurs dans la mise en œuvre des politiques urbaines. Atmo Nouvelle-Aquitaine a notamment équipé les stations de Talence et Poitiers d'une nouvelle génération d'appareils de mesure permettant d'étudier la composition chimique des particules en temps réel (AE33 et ACSM). La composition des particules en zones urbaines est particulièrement complexe de par la multitude des sources d'émission et des mécanismes de transformation physico-chimique impliqués.

Les données recueillies, comme la concentration en nombre, la distribution granulométrique et la composition chimique ont permis d'obtenir des informations complémentaires et ainsi acquérir une meilleure compréhension des particules et de leurs effets sanitaires.

¹ Directive 96/62/CE du conseil du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant

² Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

Aujourd'hui, trois stations permettent le suivi des particules, au-delà du réglementaire : Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard, stations urbaines de fond, où sont mesurés les particules ultrafines (à Bordeaux - Talence uniquement) et leur composition chimique, et Lacq, station de proximité industrielle, pour le suivi des particules ultrafines. Ce document présente le bilan annuel des mesures granulométriques des particules ultrafines et des mesures de la composition chimique des particules réalisées en 2018.

2. Les particules

2.1. Mécanisme de formation

Les aérosols sont émis dans l'atmosphère par une grande variété de sources et par des mécanismes de formation différents, leur conférant des tailles et des compositions chimiques variées. Les particules peuvent être d'origine naturelle, telles que les poussières minérales ou les cendres volcaniques, mais également d'origine anthropique comme les particules issues de la combustion de fuel fossile. Deux types d'aérosols peuvent être distingués selon leur processus de formation :

- les aérosols primaires émis directement dans l'atmosphère par différents mécanismes : par action mécanique du vent sur les roches, les sols ou les sables, par des processus de combustion tels que les feux de forêts ou les unités d'incinération, par les éruptions volcaniques, par des processus biologiques conduisant à l'émission de pollens ou de débris végétaux, par des activités industrielles telles que la construction de bâtiments ou encore par usure de matériaux de synthèse tels que les pneus et les revêtements des routes.
- les aérosols secondaires formés dans l'atmosphère par des processus de transformation et de condensation de composés gazeux. Certains composés gazeux, appelés précurseurs d'aérosols, peuvent conduire, à travers diverses transformations chimiques, telles que l'oxydation, à des composés de plus faibles tensions de vapeur se condensant et formant la matière particulaire. Les principaux précurseurs gazeux sont les Composés Organiques Volatiles (COV), les oxydes de soufre et d'azote (SO_x , NO_x) et l'ammoniac (Buseck and Adachi, 2008; Seinfeld and Pandis, 2006).

2.2. Distribution en taille

L'atmosphère est un milieu essentiellement gazeux dans lequel se trouvent des particules sous forme solide ou liquide appelées communément aérosols atmosphériques. La diversité des sources et des mécanismes d'émission induit une multiplicité de particules de tailles et de compositions chimiques variées. Ces particules peuvent avoir un diamètre aérodynamique allant de quelques nanomètres à plusieurs dizaines de micromètres. Les particules de diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ sont dites « fines » tandis que les particules de diamètre supérieur à $2,5 \mu\text{m}$ sont dites « grossières ». Dans une atmosphère moyenne, il existe quatre modes principaux de distribution (Seinfeld and Pandis, 1998; Whitby, 1978) (Figure 1) :

- le mode ultrafin (ou mode de nucléation) représentant les aérosols de diamètre (D_p) inférieur à $0,02 \mu\text{m}$, formés par condensation de vapeur lors de processus de combustion ou par nucléation de molécules de gaz. Du fait de leur très grand nombre, et en particulier proches des sources de combustion, ces particules coagulent très rapidement, formant des noyaux de condensation (CCN, Cloud Condensation Nuclei). Ce type de particules a donc une faible durée de vie dans l'atmosphère et évolue rapidement vers le mode d'accumulation.
- le mode d'Aitken (aérosols dont le diamètre est compris entre $0,02$ et $0,1 \mu\text{m}$), souvent regroupé avec le mode de nucléation, provenant principalement de la coagulation de particules ultrafines (Kulmala et al., 2004).
- le mode fin ou mode d'accumulation (aérosols dont le diamètre est compris entre $0,1 \mu\text{m}$ et $2,5 \mu\text{m}$) comprenant les particules de combustion et les particules résultant de la condensation de vapeur sur les particules de ce mode et de la coagulation des particules du mode de nucléation. Ces particules sont petites mais coagulent trop lentement pour atteindre le mode grossier. Ainsi, elles ont une durée de vie relativement longue (environ deux semaines) et contribuent aux effets de visibilité des aérosols atmosphériques. Elles sont éliminées par dépôts secs ou humides (Anastasio and Martin, 2001).
- le mode grossier représentant les aérosols de diamètre supérieur à $2,5 \mu\text{m}$ formés par des processus mécaniques anthropiques, tels que l'agriculture, l'industrie, les exploitations minières, et naturels, tels

que le soulèvement de poussières désertiques ou les embruns marins. Du fait de leur taille, les particules grossières se déposent rapidement à la surface de la Terre et sont éliminées par sédimentation, ainsi leur durée de vie dans l'atmosphère est de seulement quelques heures (Buseck and Adachi, 2008).

Les particules sont caractérisées par leur taille, leur volume, leur surface spécifique et leur nombre et sont généralement représentées par une distribution granulométrique (Figure 1). D'un point de vue réglementaire, les particules sont différenciées selon leur diamètre aérodynamique. On distingue les PM₁₀ de diamètre inférieur à 10 µm, les PM_{2,5} de diamètre inférieur à 2,5 µm et les PM₁ de diamètre inférieur à 1 µm.

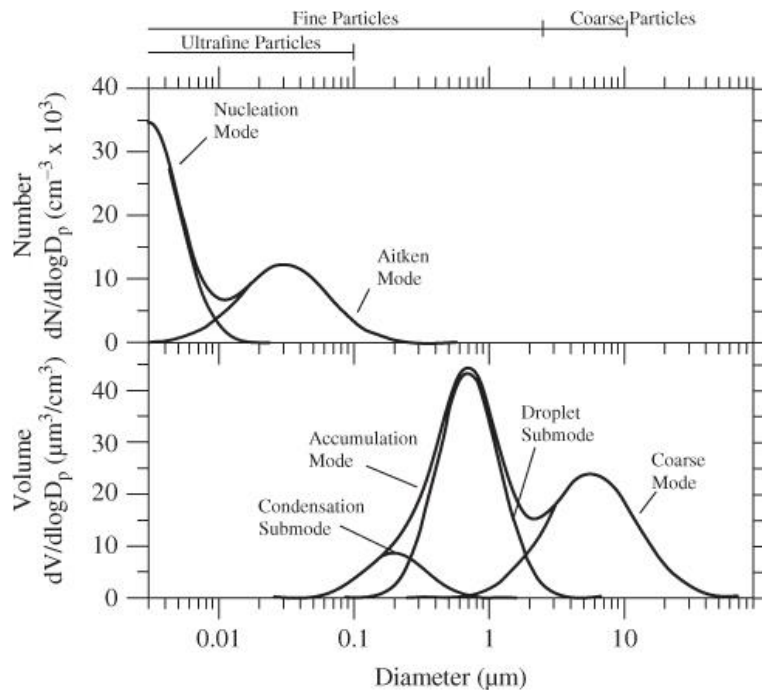


Figure 1 : Distribution en nombre et en volume des particules atmosphériques en fonction du diamètre (Seinfeld and Pandis, 1998)

Les particules atmosphériques grossières constituent la fraction granulométrique la plus importante en masse. Ce sont des particules primaires naturelles ou anthropiques issues de processus mécaniques d'émissions (poussières terrigènes, embruns marins, particules volcaniques, débris de pneus, débris végétaux, pollens, etc.) (Kiehl and Rodhe, 1995; Lelieveld et al., 2002; Putaud et al., 2004a). Les particules fines et ultrafines ne représentent, quant à elles, pas plus de quelques pourcents de la masse totale des particules mais sont les plus importantes en nombre. Ce sont des particules primaires anthropiques telles que les suies ou secondaires naturelles et anthropiques (sulfates, ammonium, composés organiques) issues de processus chimiques (Kiehl and Rodhe, 1995; Lelieveld et al., 2002; Putaud et al., 2004a).

2.3. Composition chimique

Les particules atmosphériques sont constituées d'une très grande variété de composés chimiques organiques et inorganiques. Leur composition chimique varie suivant leurs sources d'émission mais également les processus physico-chimiques qui ont lieu au cours du transport des particules. Les aérosols sont constitués d'eau, de matière carbonée, d'espèces ioniques, de métaux et d'éléments traces. La proportion de chaque composé varie suivant l'origine des particules. En effet, un aérosol d'origine naturelle est constitué principalement d'espèces ioniques, de métaux et d'éléments traces tandis que les aérosols d'origine anthropique sont caractérisés par des proportions de matière carbonée plus importantes (Heintzenberg, 1989; Heintzenberg et al., 2000; Putaud et al., 2004b).

La fraction carbonée est constituée de matière organique (OM) et de carbone élémentaire (EC) et peut représenter jusqu'à plus de 70 % de la masse des PM (Favez et al., 2010; Jimenez et al., 2009). Les composés organiques formant l'OM sont extrêmement nombreux et il est impossible d'identifier et de quantifier l'ensemble de ces composés. Le sulfate non marin (SO_4^{2-}), le nitrate (NO_3^-) et l'ammonium (NH_4^+) représentent une part importante de la fraction ionique de l'aérosol atmosphérique et sont majoritairement d'origine secondaire, issus de gaz précurseurs pouvant être d'origine naturelle ou anthropique (Seinfeld and Pandis, 1998). La composante minérale, d'origine terrigène ou anthropique (remise en suspension de particules par les véhicules par exemple), est constituée de métaux tels que l'aluminium, le silicium, le fer, etc. et peut représenter jusqu'à 25 % de la masse des PM sur des sites sous influence de zones arides ou de transport longue distance de poussières crustales (Putaud et al., 2004b). Enfin, la composante marine constituée de chlorure, de sodium, de magnésium, de calcium et de potassium représente une part importante des aérosols naturels. Cette part diminue lorsque le site d'étude est éloigné d'une côte.

2.4. Impacts

La nocivité des particules dépend de leur composition mais également de leur taille. En effet, les particules les plus fines (diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$) peuvent pénétrer profondément dans le système respiratoire et atteindre les bronchioles et alvéoles pulmonaires (pour les particules inférieures à $0,1 \mu\text{m}$ de diamètre), tandis que les particules de taille plus importante sont arrêtées par les voies respiratoires supérieures (Berico et al., 1997; Oberdörster et al., 2005; Terzano et al., 2010).

Les principaux effets de cette pollution par les particules sont essentiellement des troubles respiratoires tels que l'asthme, le cancer du poumon ou l'arythmie cardiaque. Des études ont également montrées que les particules fines pouvaient être à l'origine de problèmes de diabète, de reproduction ou de malformations chez les nouveau-nés (Delfino et al., 2005; Donaldson et al., 2001; Gehring et al., 2010; Strickland et al., 2009).

3. Moyens mis en œuvre

3.1. Granulométrie

Les particules fines et ultrafines sont mesurées au moyen d'un TSI UFP 3031. Ce modèle a été spécifiquement conçu pour la surveillance en continu et à long terme. Il ne nécessite pas de produit de type butanol, n'utilise pas de source radioactive et a des fréquences de maintenance faibles.

Cet appareil permet d'obtenir la distribution granulométrique, répartie en six classes de taille de particules, de 20 à 800 nm environ. Ainsi, il fournit la concentration en nombre pour chaque canal mesuré :

- 20 - 30 nm,
- 30 - 50 nm,
- 50 - 70 nm,
- 70 - 100 nm,
- 100 - 200 nm,
- 200 - 800 nm environ.

Le principe de fonctionnement de cet instrument est principalement basé, d'une part sur le tri des particules par classe de taille (en fonction de leur mobilité électrique), et d'autre part sur leur comptage à l'aide d'un électromètre (Figure 2).

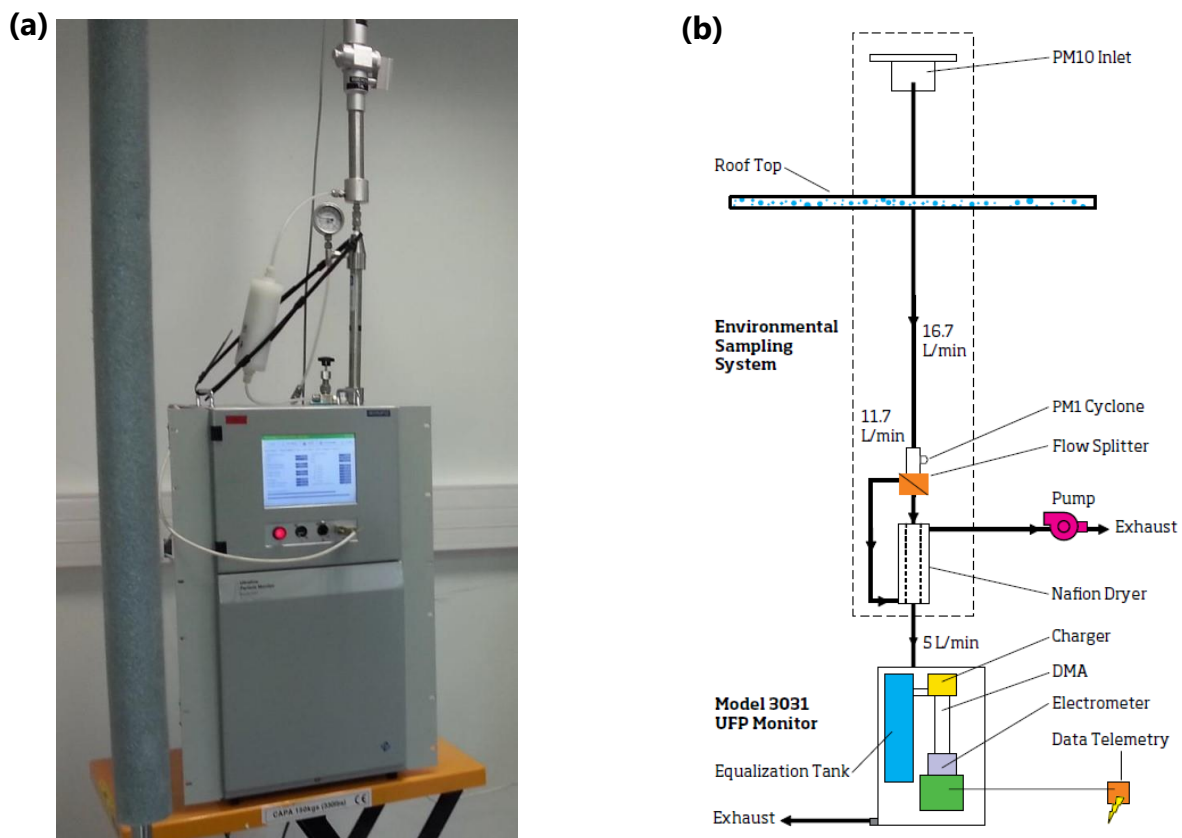


Figure 2 : (a) Photographie et (b) principe de fonctionnement du granulomètre UFP 3031

Au-delà de 200 nm, la distribution granulométrique des particules est suivie au moyen d'un photomètre GRIMM. L'air est aspiré par une pompe de débit constant et ajusté (1,2 L/min), puis passe dans une cellule de mesure optique. Lorsqu'une particule entre dans la cellule de mesure, elle traverse un faisceau laser et produit

une diffraction de la lumière qui est mesurée dans un angle de 90° par un photo-détecteur. Les particules sont ensuite classées selon leur taille. La mesure est effectuée sur 31 canaux de tailles particulières différentes comprises entre 0,25 et 32 µm. Le résultat est exprimé en nombre de particules par litre.

3.2. Black Carbon

La combustion de matière carbonée (gaz, pétrole, charbon et biomasse) émet de nombreux polluants atmosphériques gazeux ou particulaires. Une grande partie de ces aérosols carbonés, dont le carbone suie appelé « Black Carbon » (BC), absorbent la lumière. Ce composé est un traceur primaire issu exclusivement d'une combustion incomplète de ces combustibles carbonés. Il est également inerte dans l'atmosphère et peut ainsi parcourir de très longues distances (Bodhaine, 1995; Hansen et al., 1989; Sciare J. et al., 2009).

L'Aethalomètre modèle AE33 (Figure 3) permet de déconvoluer deux sources de BC par mesure optique grâce à l'utilisation des caractéristiques d'absorption de ces sources de combustion : la combustion de la biomasse (wb) et les sources de combustion de fuel fossile (ff), toutes deux émettrices de BC (Favez et al., 2010; Herich et al., 2011; Sandradewi et al., 2008a, 2008b). En effet, les aérosols provenant majoritairement de la combustion de biomasse, aussi appelés « Brown Carbon », sont constitués de certaines molécules organiques absorbant les longueurs d'onde proches de l'ultraviolet (400 nm) (Kocbach et al., 2006; Sun et al., 2007), tandis que les aérosols provenant de combustions fossiles, purement graphitiques, absorbent dans le proche infrarouge (850 - 900 nm) (Kirchstetter et al., 2004).



Figure 3 : Photo d'un Aethalomètre modèle AE33

La concentration totale en Black Carbon est alors donnée suivant l'expression :

$$BC = BC_{ff} + BC_{wb}$$

où BC est la concentration en Black Carbon total (mesurée à 880 nm), BC_{ff} est la concentration en BC issu de la combustion de fuel fossile (essentiellement du trafic routier) et BC_{wb} est la concentration en BC issu de la combustion de la biomasse (chauffage au bois, brûlage de déchets verts et feux de forêt).

3.3. Composition chimique des particules

L'ACSM (Aerosol Chemical Speciation Monitor), développé par la société Aerodyne Res. Inc., est un spectromètre de masse qui permet de caractériser, en temps réel, la composition chimique des particules submicroniques (PM_{10} , particules de diamètre aérodynamique inférieur à 1 µm) non-réfractaires, c'est-à-dire qui ont une température de volatilisation inférieure à 600 °C comme c'est le cas du sulfate (SO_4^{2-}), du nitrate (NO_3^-), du chlorure (Cl^-), de l'ammonium (NH_4^+) et du carbone organique (OC) (Docherty et al., 2015).

Cet instrument est constitué de trois parties principales : un système de lentilles aérodynamiques qui permet de focaliser le faisceau de particules, un système de vaporisation/ionisation où les particules sont vaporisées et converties en ions positifs et un système de détection pour analyser la composition chimique des particules.



Figure 4 : Photo d'un ACSM

3.4. Sites de mesure

En 2018, Atmo Nouvelle-Aquitaine a surveillé la distribution granulométrique des particules ultrafines dans deux de ses stations de surveillance (Figure 5) :

- la station urbaine de fond de Bordeaux - Talence, située dans l'agglomération bordelaise,
- la station de proximité industrielle de Lacq,

et la composition chimique des particules au niveau de :

- la station de Bordeaux - Talence,
- la station urbaine de fond de Poitiers - Augouard, située dans la Communauté Urbaine du Grand Poitiers.

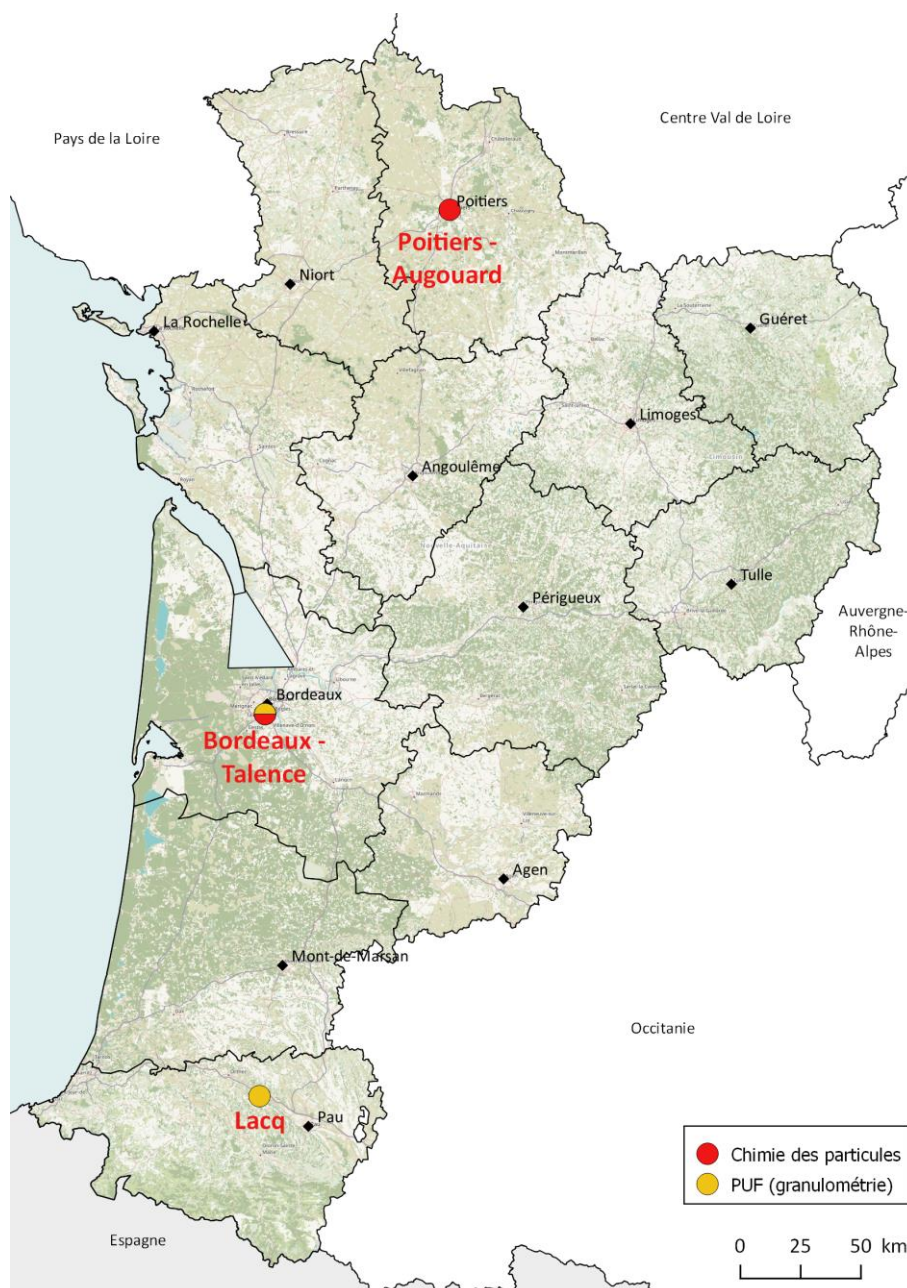


Figure 5 : Carte régionale de la localisation des mesures de particules ultrafines et de chimie des particules

3.4.1. Bordeaux - Talence

Bordeaux - Talence (x : 416 248,2 m, y : 6 417 704,8, altitude : 23 m) est une station de fond urbain, située au croisement des rues de Verdun et du Général Percin, en retrait des axes de circulation importants (Figure 6). Elle n'est pas sous influence directe d'une source en particulier.

Cette station est une station de référence « particules » de la région Nouvelle-Aquitaine, dans le but d'étudier la composition chimique des particules. Elle fait partie du programme national CARA (CARActérisation chimique et sources des particules) géré par le LCSQA visant à mieux documenter l'origine des PM₁₀ en cas d'épisode de pollution aux particules.

La station de Bordeaux - Talence est instrumentée d'un UFP 3031 et d'un AE33 depuis 2014. Un ACSM est venu compléter le dispositif des mesures de particules en 2015.



Figure 6 : Localisation de la station de Talence (agglomération bordelaise)

3.4.2. Poitiers - Augouard

Poitiers - Augouard (x : 496 786,3 m, y : 6 612 743,4 m, altitude : 105 m) est une station de fond urbain située dans une zone urbaine dense (Figure 7). Tout comme la station de Bordeaux - Talence, cette station est une station de référence « particules » de la région Nouvelle-Aquitaine et fait partie du programme national CARA.

Elle est instrumentée d'un AE33 depuis 2014 et d'un ACSM depuis 2015.

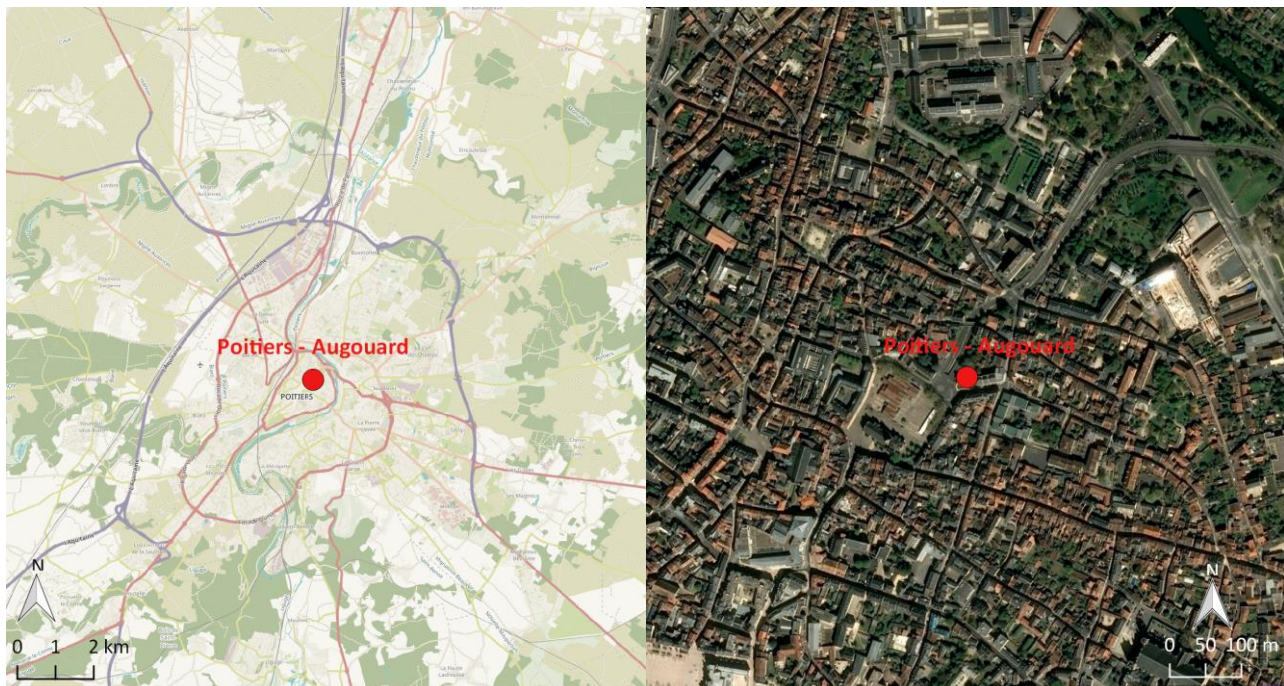


Figure 7 : Localisation de la station de fond de Poitiers - Augouard

3.4.3. Lacq

La station de Lacq (x : 406 941,3 m, y : 6 263 591,9 m, altitude : 113 m) est une station rurale sous influence industrielle (Figure 8). Cette station est située dans les Pyrénées-Atlantiques, à 40 km au nord-ouest de Pau. Ancien gisement à haute teneur de gaz H₂S (sulfure d'hydrogène), ce site alimente aujourd'hui les industriels de la plate-forme en énergie et en matière première soufrée. Des activités allant de la chimie fine aux énergies renouvelables en passant par les matériaux s'y trouvent.

Un granulomètre UFP 3031 est installé depuis 2013 à proximité de la plateforme industrielle de Lacq afin de suivre les particules ultrafines dans cette zone. Pour compléter la distribution granulométrique des particules jusqu'à 10 µm de diamètre aérodynamique, un GRIMM est présent sur ce site depuis 2017.



Figure 8 : Localisation de la station de Lacq

3.5. Taux de fonctionnement

Pour les trois sites, le taux de fonctionnement annuel des différents appareils a été supérieur au taux de fonctionnement de référence de 85 % à l'exception de l'ACSM de Bordeaux - Talence dont le taux de fonctionnement a été de 78 %.

Les taux de fonctionnement des différents appareils pour chaque mois de l'année sont détaillés dans le Tableau 1. La maintenance annuelle des deux UFP 3031 s'est déroulée du 26 juillet au 12 septembre entraînant des taux de fonctionnement inférieurs à 85 % sur les mois de juillet, août et septembre.

%		Janv.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	2018
Bordeaux - Talence	UFP 3031	97	100	100	100	100	99	82	0	61	99	98	98	86
	AE33	95	99	98	99	97	95	97	97	98	99	96	98	97
	ACSM	20	99	99	98	85	88	85	43	56	95	91	81	78
Poitiers - Augouard	AE33	97	100	98	99	99	98	99	99	100	98	99	98	99
	ACSM	95	76	90	99	76	93	85	97	84	88	62	82	86
Lacq	UFP 3031	100	100	100	100	100	100	79	0	58	100	100	99	86
	GRIMM	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tableau 1 : Taux de fonctionnement des différents appareils pour chaque site et chaque mois de l'année

4. Conditions météorologiques

Les résultats ci-dessous ont été élaborés à partir de mesures enregistrées par les stations de Météo-France « Bordeaux - Mérignac », « Poitiers - Biard » et « Pau - Uzein » sur toute l'année 2018.

4.1. Roses des vents

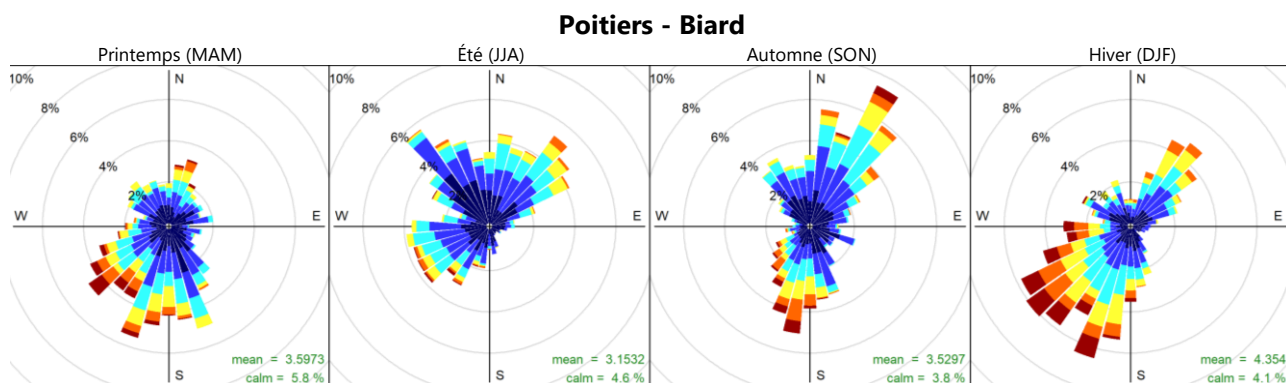
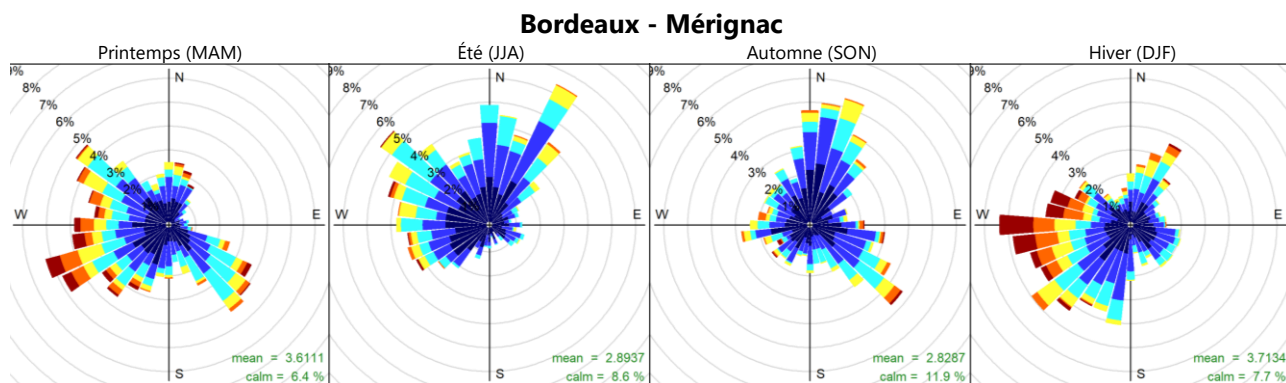
Les roses des vents informent sur la provenance des masses d'air captées à la station (explication de la lecture des roses des vents en Annexe 2). Les roses des vents associées aux vitesses de vents et aux directions de vents mesurées au cours des quatre saisons de l'année 2018 sont présentées sur la Figure 9. En moyenne sur l'année, 8,6 %, 4,6 % et 5,6 % des vents, respectivement à Bordeaux - Mérignac, Poitiers - Biard et Pau - Uzein, ont été calmes (inférieurs à 1 m/s). Ces vents étant trop faibles pour que leur direction soit établie, ils ne sont pas pris en compte dans la Figure 9.

Suivant les sites et les saisons, des différences sont observables.

À Bordeaux, les vents les plus forts (supérieurs à 7 m/s), observés principalement au printemps et en hiver, provenaient essentiellement d'un secteur ouest, correspondant à la façade atlantique. L'automne est caractérisé par des vents issus majoritairement d'un secteur nord mais également d'un secteur sud-est. Ce dernier est aussi retrouvé au printemps.

À Poitiers, les vents les plus forts ont été principalement issus de deux secteurs : sud-ouest et nord-est. Le printemps ne présente que très peu de vents provenant du secteur nord-est. De plus, à la différence des autres saisons, de nombreux vents sont issus d'un secteur nord-ouest au cours de l'été.

Enfin, le site de Pau présente des vents globalement plus faibles que les deux autres stations de la région et majoritairement provenant des secteurs ouest et sud-est. Le printemps et l'hiver sont caractérisés par des vents issus également d'un secteur sud-ouest. La station de mesure est installée au nord-est de la zone d'activité de Lacq, elle se situe donc sous les vents industriels, d'autant plus au cours de ces deux saisons.



Pau - Uzein

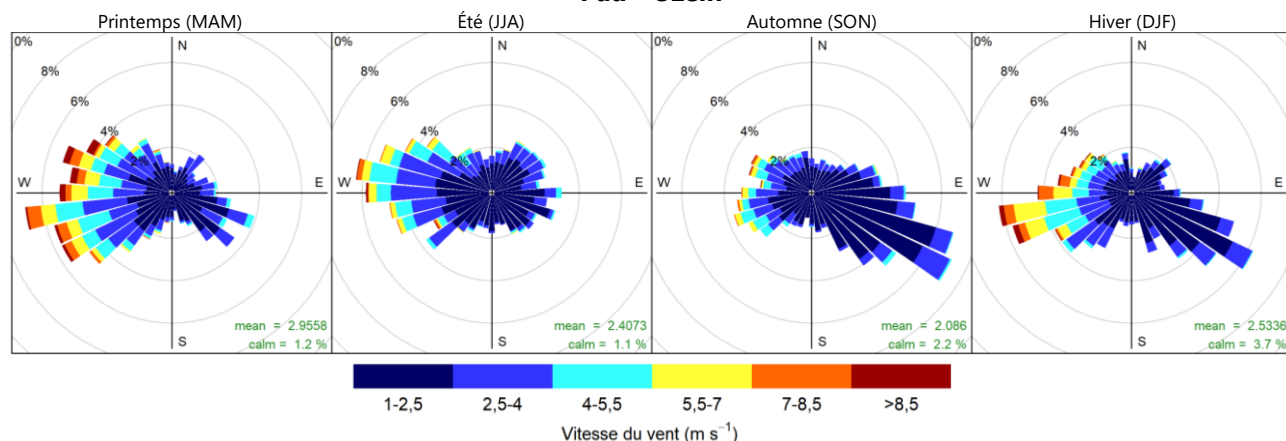


Figure 9 : Roses des vents saisonnières de l'année 2018 (données horaires)

4.2. Températures et précipitations

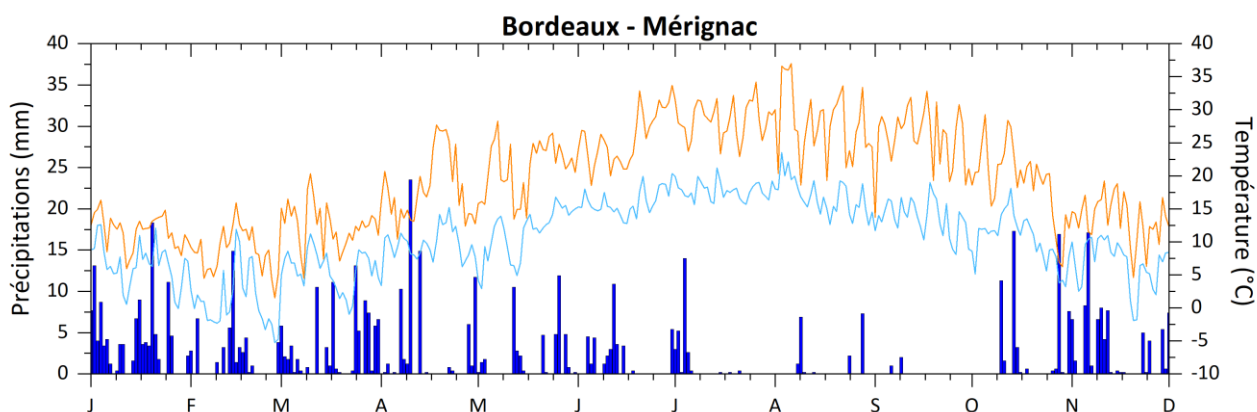
La Figure 10 représente la pluviométrie et les températures minimales et maximales journalières de l'année 2018.

Le cumul des précipitations annuel a été de 670,8 mm, 721 mm et 1 199,2 mm respectivement à Bordeaux - Mérignac, Poitiers - Biard et Pau - Uzein.

À Bordeaux, les mois de juillet, août et septembre ont été particulièrement secs. De plus, le début du mois d'août a été marqué par des températures dépassant régulièrement les 35 °C (maximum à 37 °C).

Le site de Poitiers a été marqué par des mois d'été secs et un mois d'avril avec relativement peu de précipitations. Les températures ont dépassé les 35 °C en moyenne horaire une journée au mois d'août, avec un maximum de 35,8 °C.

Le site de Pau a été beaucoup plus humide que les deux autres sites. Le mois de juin a été le mois le plus humide (188,3 mm) avec un maximum de précipitations à 88,5 mm le 12 juin.



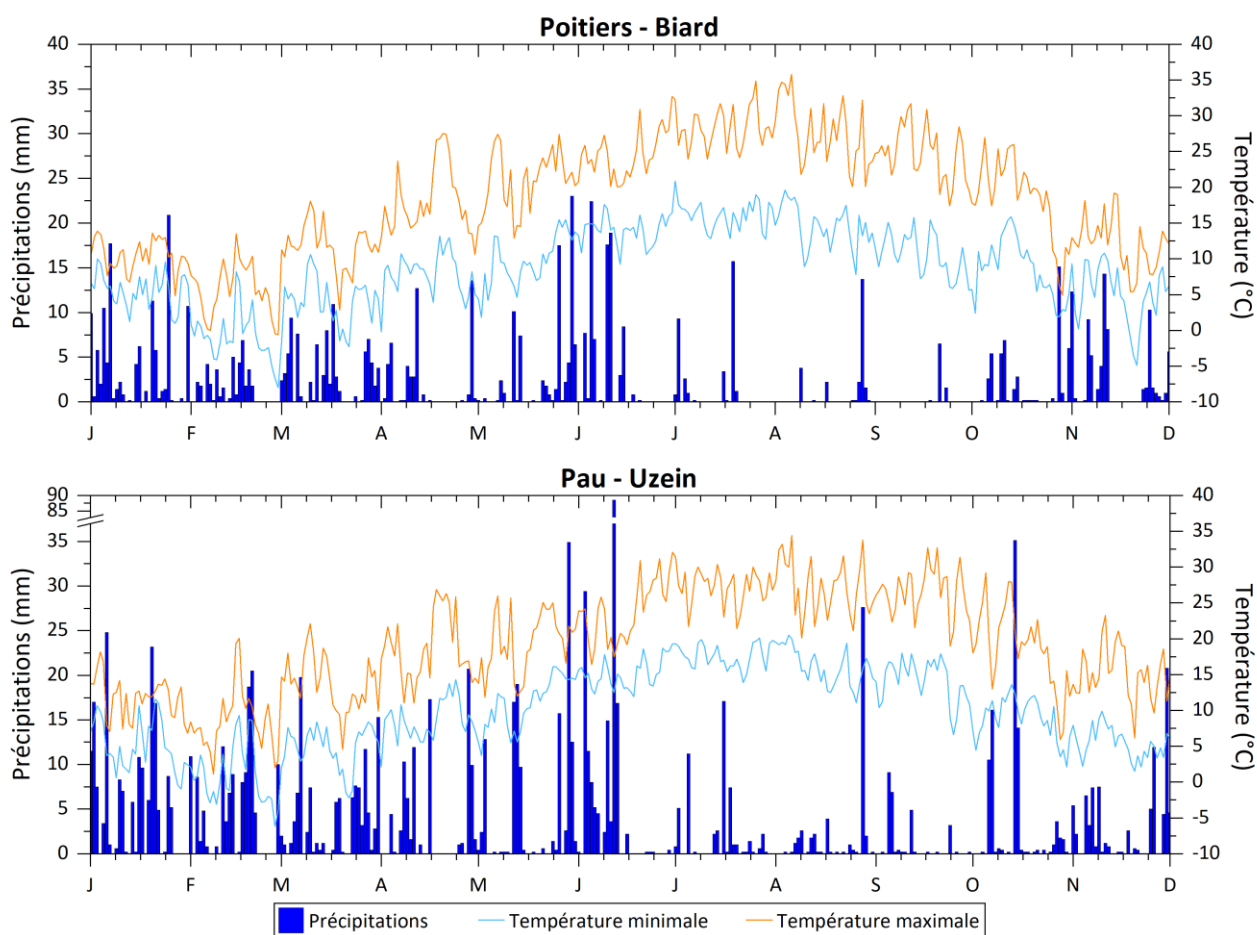


Figure 10 : Pluviométrie et températures minimale et maximale (données journalières)

5. Résultats

5.1. Particules ultrafines : granulométrie

5.1.1. Concentrations moyennes

Le Tableau 2 présente le nombre de particules par cm³ observé à Bordeaux - Talence et à Lacq au cours de l'année 2018, à l'échelle horaire et journalière. À l'échelle horaire, le nombre total moyen de particules a été quasi-identique pour les deux sites, tandis que le maximum a été près de trois fois plus important sur le site de Lacq, notamment du fait des particules de diamètre inférieur à 70 nm. À l'échelle journalière, peu de différence sur le nombre total de particules ultrafines existe mais les classes de particules présentent des particularités suivant le site.

Nb particules/cm ³		20-30 nm	30-50 nm	50-70 nm	70-100 nm	100-200 nm	200-800 nm	total
Cumuls horaires								
Bordeaux - Talence	Moy.	1 275	1 345	888	827	1 012	193	5 539
	P90	2 567	2 665	1 709	1 590	1 980	419	10 299
	Max.	10 124	10 242	8 659	10 241	14 830	2 651	46 677
Lacq	Moy.	1 703	1 504	839	720	855	178	5 792
	P90	3 232	2 887	1 640	1 466	1 760	372	10 820
	Max.	57 068	53 142	24 009	16 568	14 768	1 309	138 574
Cumuls journaliers								
Bordeaux - Talence	Moy.	30 235	31 876	21 047	19 602	23 986	4 576	131 305
	P90	46 732	52 877	34 517	34 945	45 001	10 010	210 608
	Max.	83 847	84 948	62 679	82 500	139 583	29 017	428 971
Lacq	Moy.	40 646	35 876	20 028	17 174	20 411	4 254	138 389
	P90	72 138	65 268	36 599	31 632	38 240	8 168	235 713
	Max.	203 131	110 731	57 664	49 476	69 226	13 186	396 402

Tableau 2 : Nombre de particules horaire et journalier enregistré par l'UFP 3031 à Bordeaux - Talence et à Lacq au cours de l'année 2018

La Figure 11 présente les distributions moyennes par taille de PUF sur les deux sites depuis le début des mesures. Le site de proximité industriel du bassin de Lacq où les PUF sont surveillées a changé en 2016, ainsi les mesures sur les deux sites du bassin de Lacq sont représentées sur la Figure 11.

Le site de Bordeaux - Talence présente le profil d'un site de fond urbain avec deux sources prédominantes :

- ➔ le trafic routier : particules de diamètre aérodynamique inférieur à 50 nm,
- ➔ la combustion de la biomasse : particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm.

En effet, la majorité des particules provenant de l'échappement d'un véhicule se situe dans la gamme de 20 à 130 nm pour les moteurs diesel et de 20 à 60 nm pour les moteurs à essence (Morawska et al., 1998; Ristovski et al., 1998).

De plus, les particules secondaires issues principalement des processus de nucléation homogène et constituées de sulfates, de nitrates et de composés organiques se retrouvent principalement dans le mode de nucléation (particules de diamètre < 20 nm) (Seinfeld and Pandis, 2006). Il est possible que ces particules se retrouvent dans les classes les plus fines de l'UFP 3031. Le nombre important de particules de diamètre inférieur à 50 nm

sur le site de Lacq pourrait être lié à la formation d'aérosol secondaire tels que les sulfates à partir du SO₂, traceur des activités de la plateforme industrielle.

Sur le site de Bordeaux - Talence, les moyennes horaires ont diminué régulièrement depuis le début des mesures en 2015, notamment pour les particules de diamètre supérieur à 50 nm (plus de 30 %), dont les sources sont autres que le trafic routier et principalement la combustion du bois. Sur le site de Lacq, une diminution du nombre moyen de particules supérieures à 100 nm de diamètre est observée depuis 2016 mais 2018 est marquée par une augmentation de plus de 30 % par rapport à 2017 des particules de diamètre inférieur à 50 nm, liées aux activités industrielles de la plateforme de Lacq.

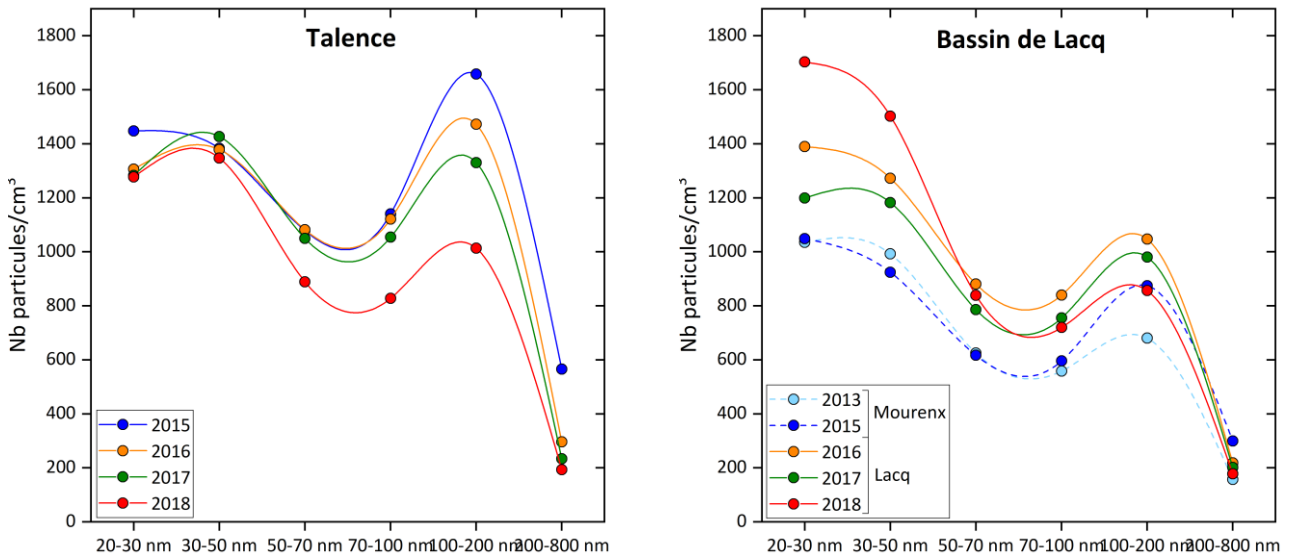


Figure 11 : Distribution moyenne par taille de PUF (données horaires)

Le site de Lacq a également été instrumenté d'un GRIMM permettant d'étudier la distribution granulométrique des particules de diamètre supérieur à 250 nm. La Figure 12 présente la distribution moyenne en nombre et en masse de l'année 2018 des particules de diamètre compris entre 0,25 et 10 µm.

Afin de calculer une concentration en masse, un coefficient moyen a été appliqué à chacune de ces classes, selon le principe suivant : un volume sphérique a été calculé à partir du diamètre médian de chaque classe, auquel a été appliquée une densité de 1,2 pour les particules submicroniques et de 1,8 pour les particules fines et grossières.

Au-delà d'un diamètre de 250 nm, le nombre de particules diminue très rapidement. Les particules les plus grosses (de diamètre supérieur à 1 µm) sont les moins nombreuses, voire même quasi-absentes, mais représentent la masse la plus importante.

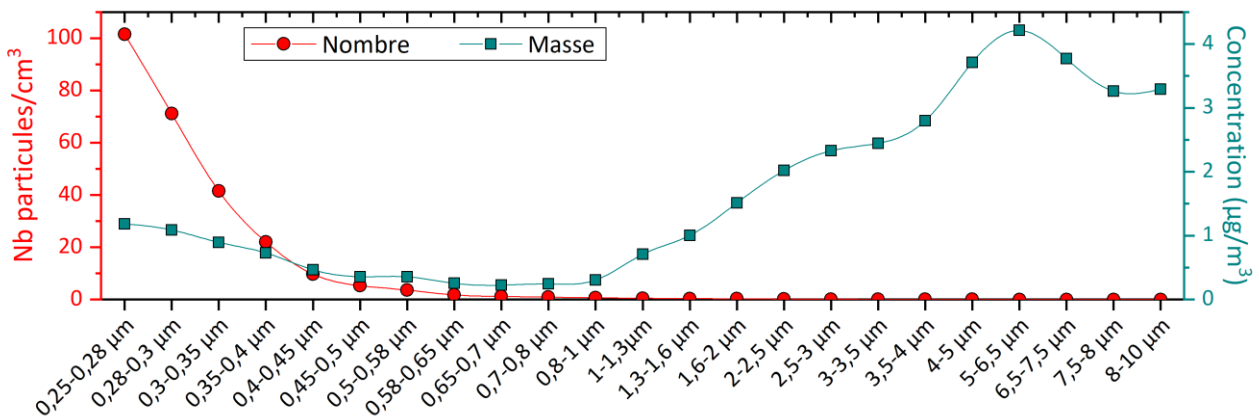


Figure 12 : Distribution moyenne du nombre et de la masse des particules de diamètre compris entre 0,25 et 10 µm (données horaires)

5.1.2. Évolutions temporelles

La Figure 13 représente les profils annuels sous forme de radar des différentes classes de PUF pour les deux sites de mesure. Sur ces deux sites, la saisonnalité est marquée avec des maxima observés durant les mois les plus froids.

À Bordeaux - Talence, la classe 100-200 nm est prédominante en novembre et décembre, liée au chauffage résidentiel au bois, tandis qu'elle est beaucoup moins importante entre mars et octobre. Cette période est alors dominée par les classes de particules inférieures à 50 nm de diamètre : particules issues du trafic routier et provenant de transformations chimiques (particules secondaires).

Le site de Lacq est, quant à lui, dominé tout au long de l'année par des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 50 nm, très vraisemblablement liées aux activités industrielles du secteur.

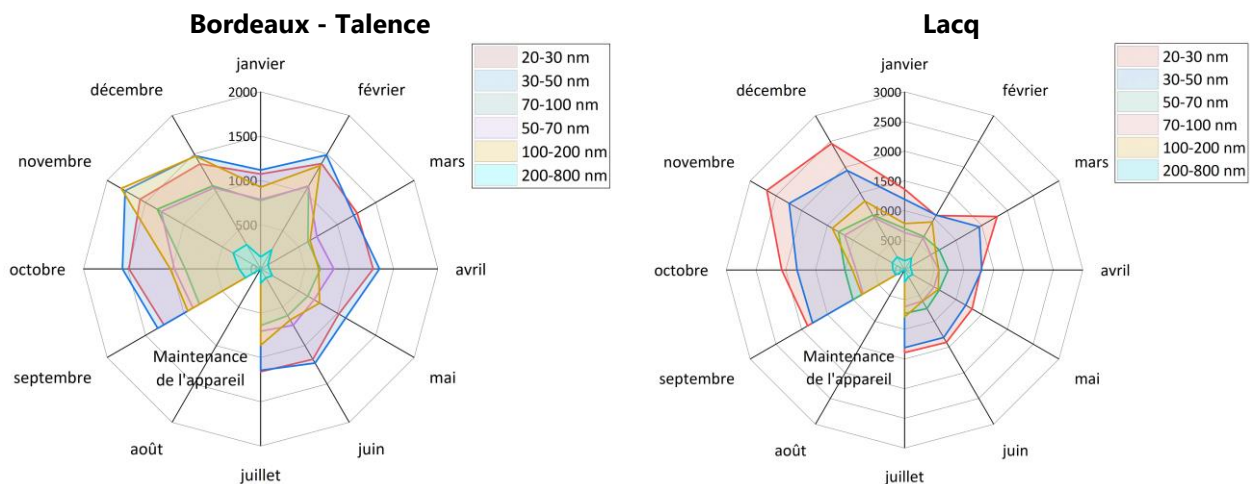
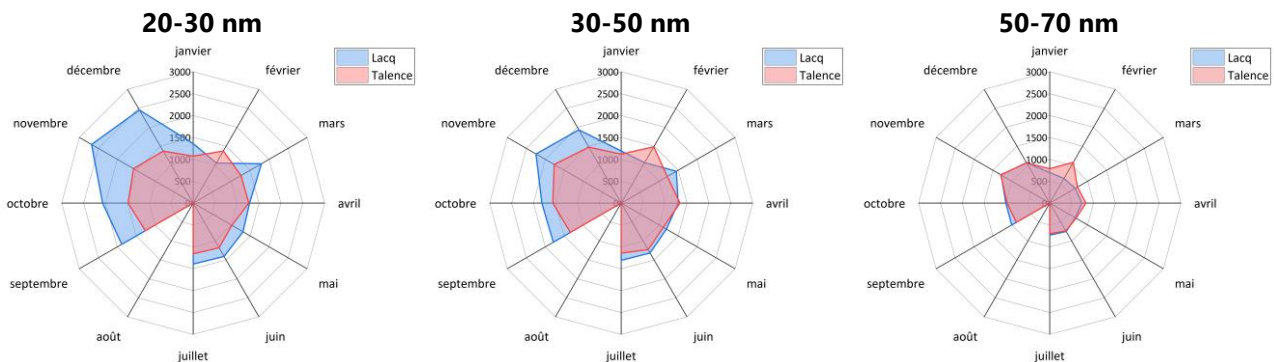


Figure 13 : Profils annuels moyens des différentes classes de PUF par site (représentation « radar »)

La Figure 14 représente les profils annuels de Bordeaux - Talence et Lacq pour chaque classe de taille de particules. Les classes 20-30 nm et 30-50 nm présentent beaucoup de disparités entre les deux sites, notamment au cours des mois de septembre à décembre. De plus, le mois de février a été caractérisé par un nombre plus important de particules sur le site de Bordeaux- Talence quel que soit la taille des particules.



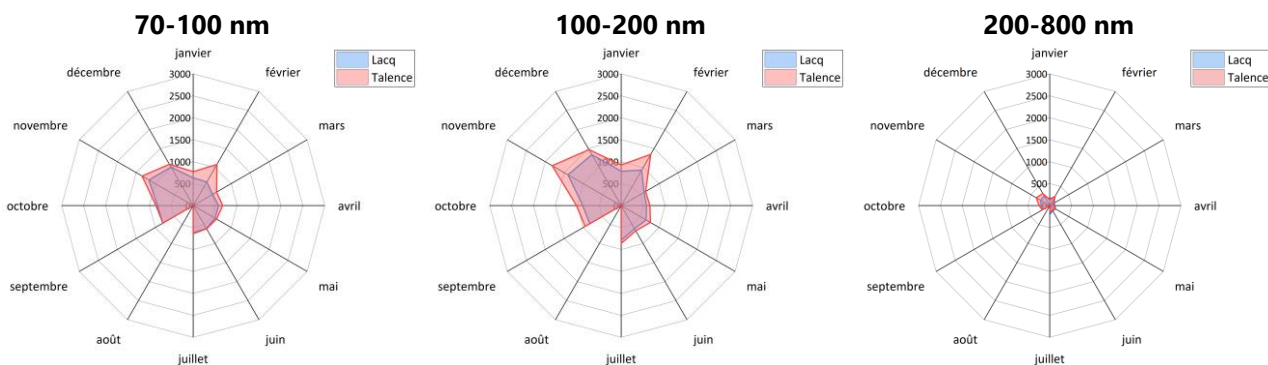


Figure 14 : Comparaison des profils annuels moyens de Bordeaux - Talence et Lacq pour chaque classe de taille de particules

L'évolution temporelle du nombre de particules journalier permet de mettre en évidence les effets visibles sur les moyennes mensuelles (Figure 15). En effet, à Bordeaux - Talence, de nombreux jours hivernaux ont présenté un nombre de particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm plus important. C'est notamment le cas des journées du 10 au 12 décembre 2018 où la classe 100-200 nm a nettement augmenté mais également les classes 20-30 nm et 30-50 nm. Cet épisode est lié non seulement aux sources d'émission que sont le chauffage résidentiel au bois et le trafic routier, mais également aux conditions hivernales peu dispersives. En outre, le site de Lacq présente plusieurs journées, principalement entre septembre et décembre, où le nombre de particules de diamètre compris entre 20 et 30 nm a augmenté.

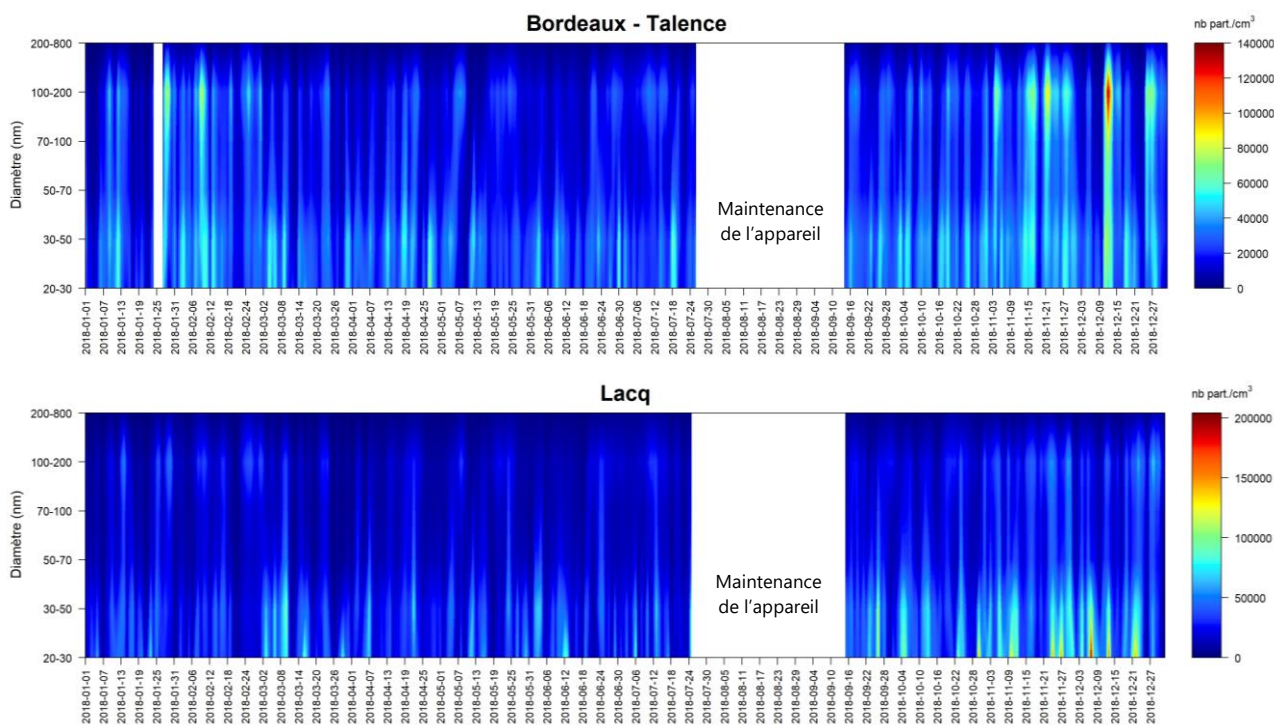


Figure 15 : Évolution temporelle du nombre de particules journaliers sur les sites de Bordeaux - Talence et de Lacq sur l'ensemble de l'année 2018

L'évolution temporelle des particules fines et grossières est présentée sur la Figure 16. Au-delà d'un diamètre de 0,45 μm , les particules sont quasi-absentes. Plusieurs journées, telles que les 25 février, 20 octobre et 29 décembre sont caractérisées par une augmentation des particules entre 0,25 μm et 0,3 μm de diamètre.

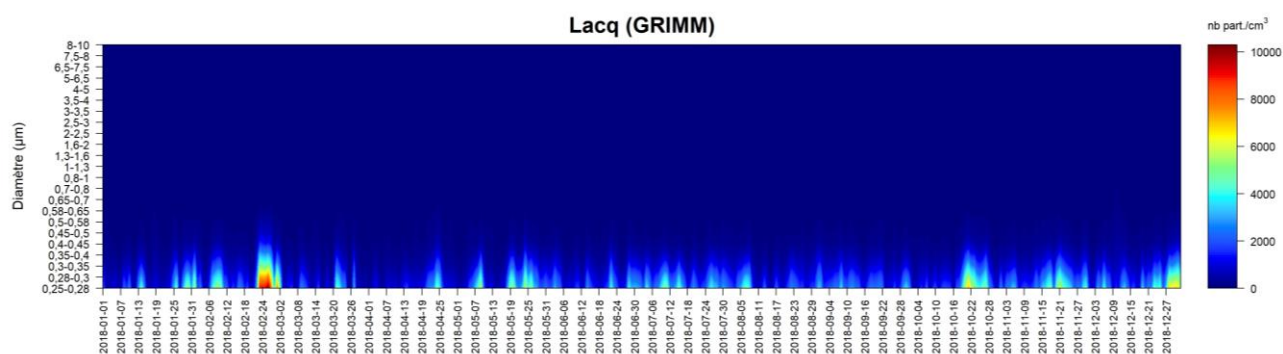


Figure 16 : Évolution temporelle du nombre de particules journaliers sur le site de Lacq sur l'ensemble de l'année 2018 (données du GRIMM)

5.1.3. Profils journaliers

L'évolution du nombre de particules des différentes classes de taille varie suivant le site, la classe et également suivant les jours de semaine et les weekends (Figure 17). En effet, si chaque site présente deux pics de nombre, ceci est moins visible pour certaines classes de taille de particules du site de Lacq.

Le site de Bordeaux - Talence présente un profil classiquement retrouvé en fond urbain avec un pic vers 7h-8h et un autre en soirée vers 20h-21h (heure TU) correspondant aux pics d'émissions du trafic routier et du chauffage résidentiel. Durant ces deux pics, les classes 20-30 nm et 30-50 nm prédominent (influence marquée du trafic). Les particules supérieures à 200 nm de diamètre sont beaucoup moins marquées par les cycles journaliers. De plus, un décalage dans le temps est observable au cours des saisons automne et hiver. En effet, plus les particules sont fines, plus l'augmentation du nombre de particules du soir survient tôt. Deux phénomènes peuvent expliquer ceci :

- ➔ le « vieillissement » des particules : les particules résultent de processus de grossissement tel que la coagulation des particules plus petites formées par nucléation, et la condensation d'espèces semi-volatiles sur les particules,
- ➔ le changement de source : pic du soir plus tardif pour la fraction 100-200 nm et persistant le weekend, en lien avec le chauffage résidentiel au bois.

Le site de Lacq ne présente pas les caractéristiques d'un site de fond urbain ou d'un site influencé par le trafic routier du fait d'un pic très important vers 9h-10h TU qui s'étend jusqu'en milieu d'après-midi. L'évolution journalière des concentrations en SO₂, traceur de l'activité industrielle du bassin de Lacq, juxtaposée à l'évolution du nombre de particules sur ce site (Figure 17) permet de mettre en évidence une coévolution du SO₂ avec le nombre de particules observé et notamment les particules de diamètre inférieur à 50 nm, pour certaines hausses du nombre. Ainsi les particules les plus fines semblent avoir une source majoritaire qui est l'activité industrielle de la plateforme de Lacq.

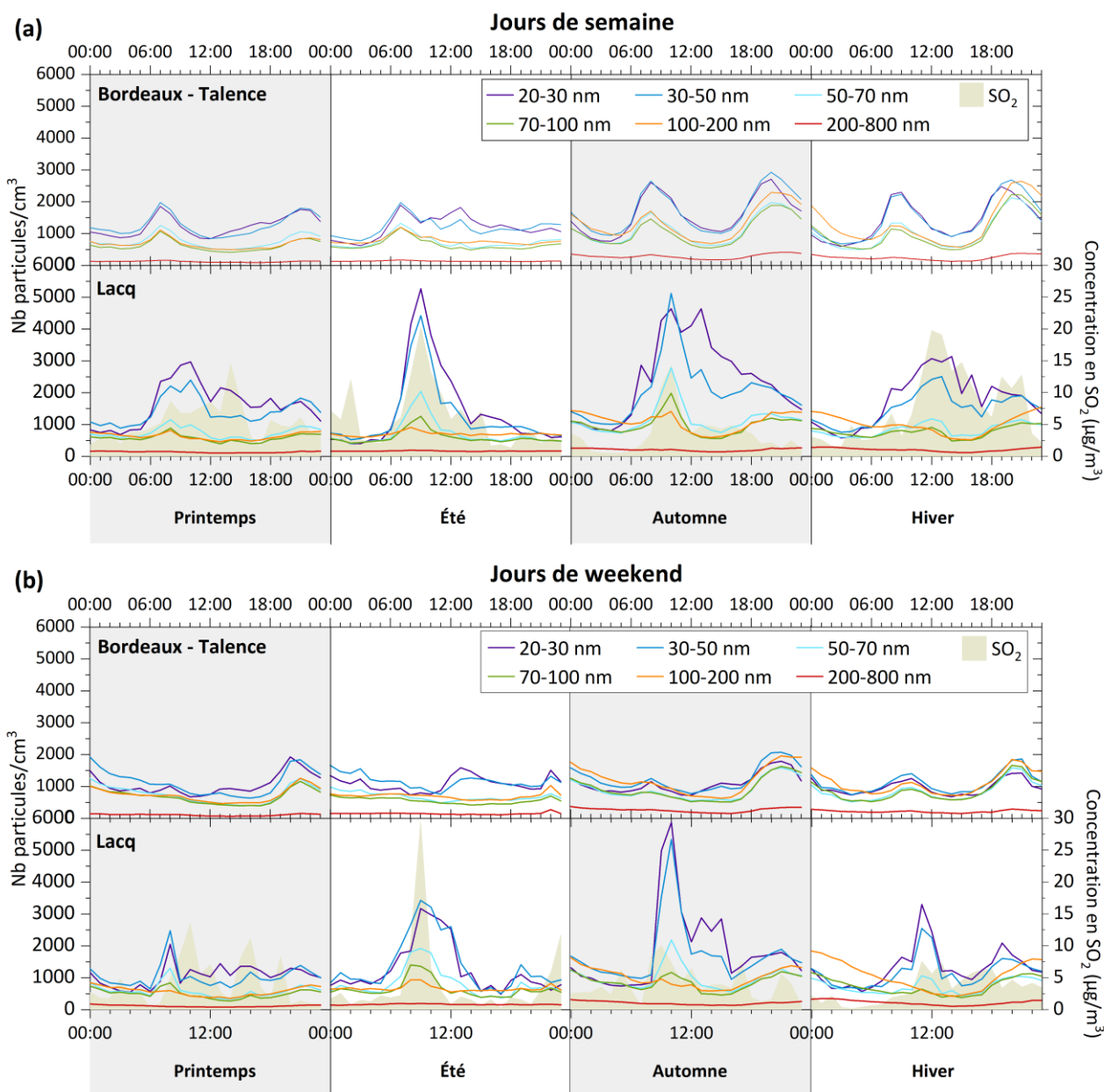


Figure 17 : Profils journaliers moyens du nombre de particules des différentes classes de taille pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)

Comme observé sur la Figure 17, les particules les plus grosses sont peu marquées par des cycles journaliers. Les profils journaliers des particules de diamètre supérieur à 250 nm sont représentés en Figure 18. Les particules de diamètre supérieur à 0,5 µm ne présentent quasi-aucune variation en nombre tandis que ce sont celles qui présentent les plus de variations en masse. Les saisons automnale et hivernale sont les plus marquées, avec un maximum en nombre vers 3h-4h TU et un minimum vers 17h-18h TU. En masse, les profils journaliers varient de manière plus prononcée suivant les saisons et les jours de semaine ou de weekend. Globalement, des augmentations de concentrations sont observées majoritairement entre 22h et 12h.

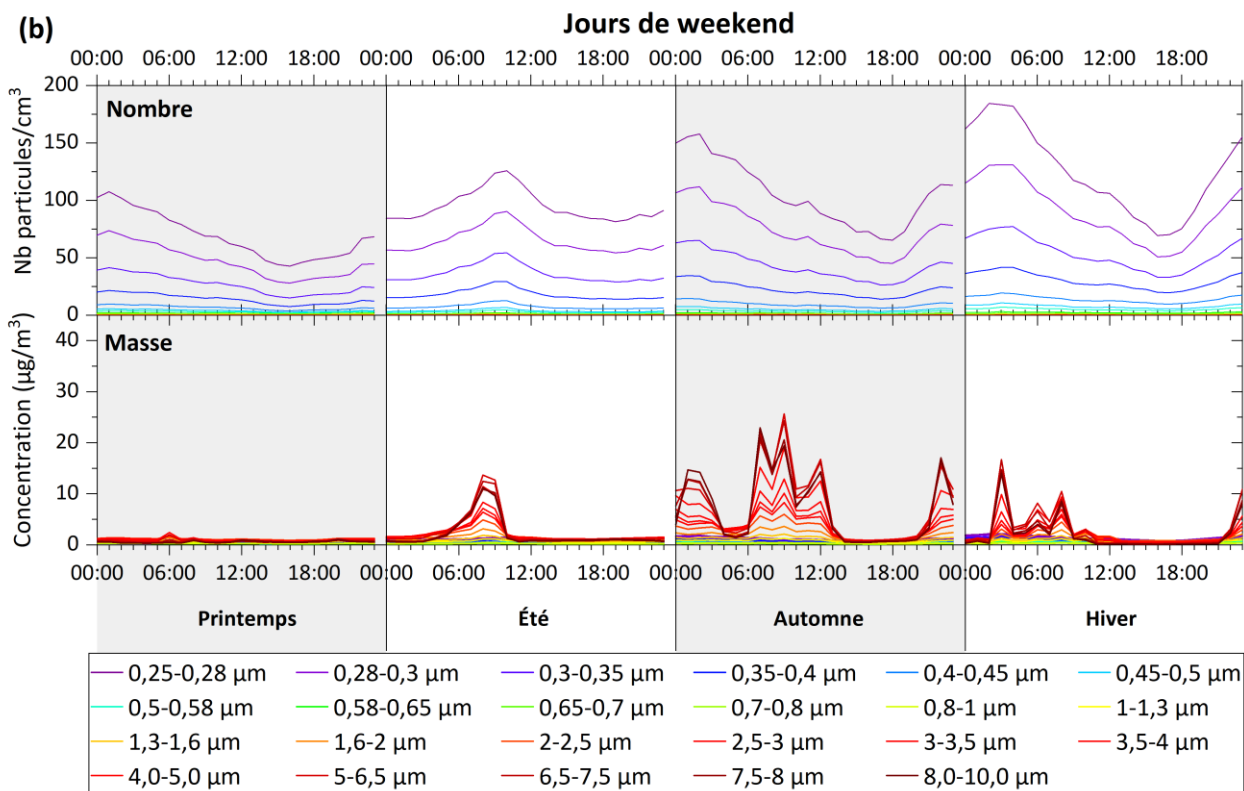
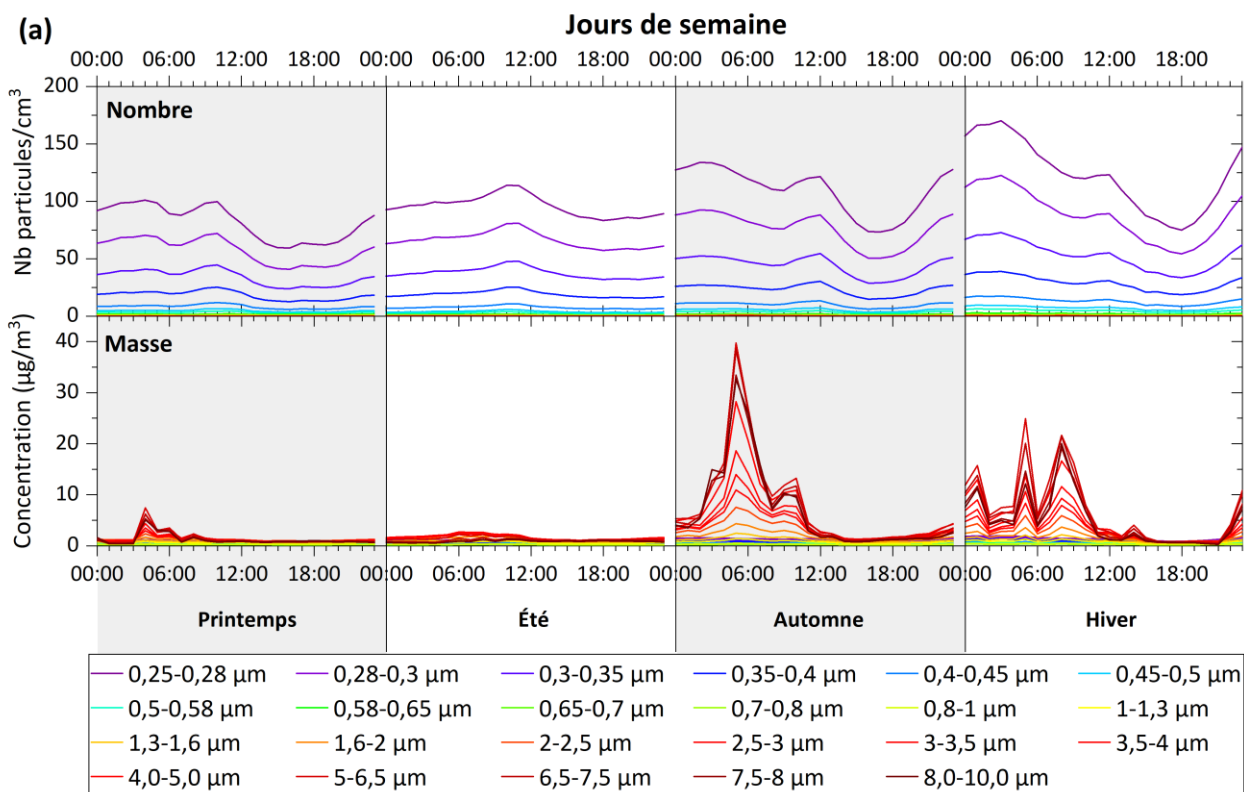


Figure 18 : Profils journaliers moyens du nombre et de la masse de particules des différentes classes de taille donnés par le GRIMM sur le site de Lacq pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)

5.1.4. Corrélation avec d'autres polluants

La Figure 19 et la Figure 20 représentent les coefficients de corrélation de Pearson, correspondant à la quantification de la relation linéaire entre deux variables. Il est compris entre -1 et 1. Dans ces figures, les corrélations positives sont affichées en bleu et les corrélations négatives en rouge. L'intensité de la couleur est proportionnelle au coefficient de corrélation.

Pour le site de Bordeaux - Talence (Figure 19), les plus fortes corrélations sont observées pour :

- PUF de diamètre inférieur à 100 nm : corrélation avec les polluants traceurs de trafic routier : les oxydes d'azote (NO₂ et NO) et le Black Carbon issu de la combustion de fuel fossile (BC_{ff}),
- PUF de diamètre 100-200 nm : corrélation avec des polluants émis par la combustion de biomasse : le Black Carbon issu de la combustion de la biomasse (BC_{wb}) et la matière organique (OM),
- PUF de diamètre supérieur à 100 nm : corrélation avec les PM₁₀, les PM_{2,5} et les PM₁, mais également le BC_{wb} et l'OM.

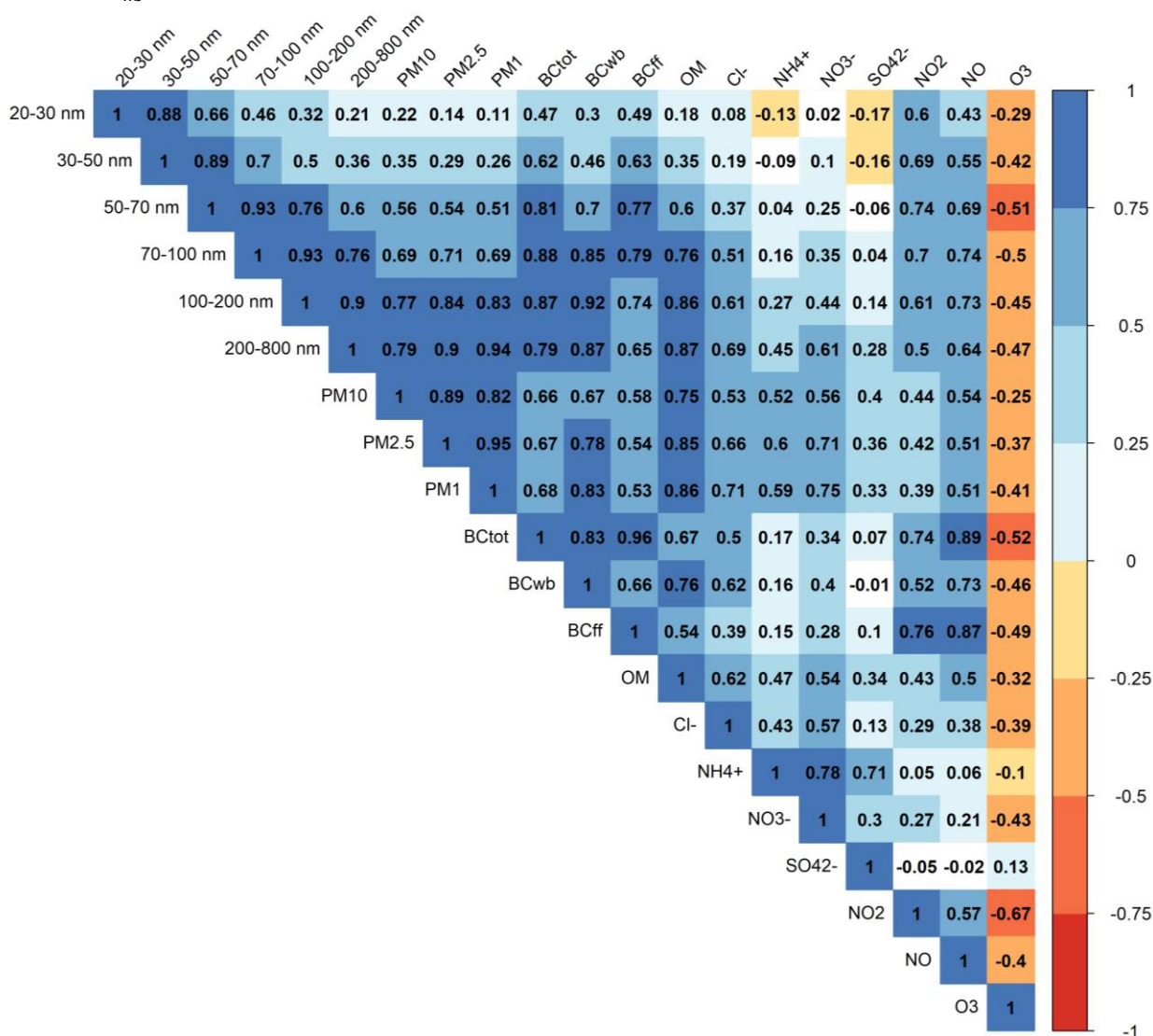


Figure 19 : Corrélogramme pour le site de Bordeaux - Talence

Pour le site de Lacq (Figure 20) :

- les corrélations sont plus faibles que pour le site de Bordeaux-Talence,
- les particules les plus fines (inférieures 100 nm de diamètre) ne présentent aucune corrélation annuelle avec les autres polluants de la station,
- seules les particules de diamètre supérieur à 100 nm présentent une corrélation avec les PM₁₀.

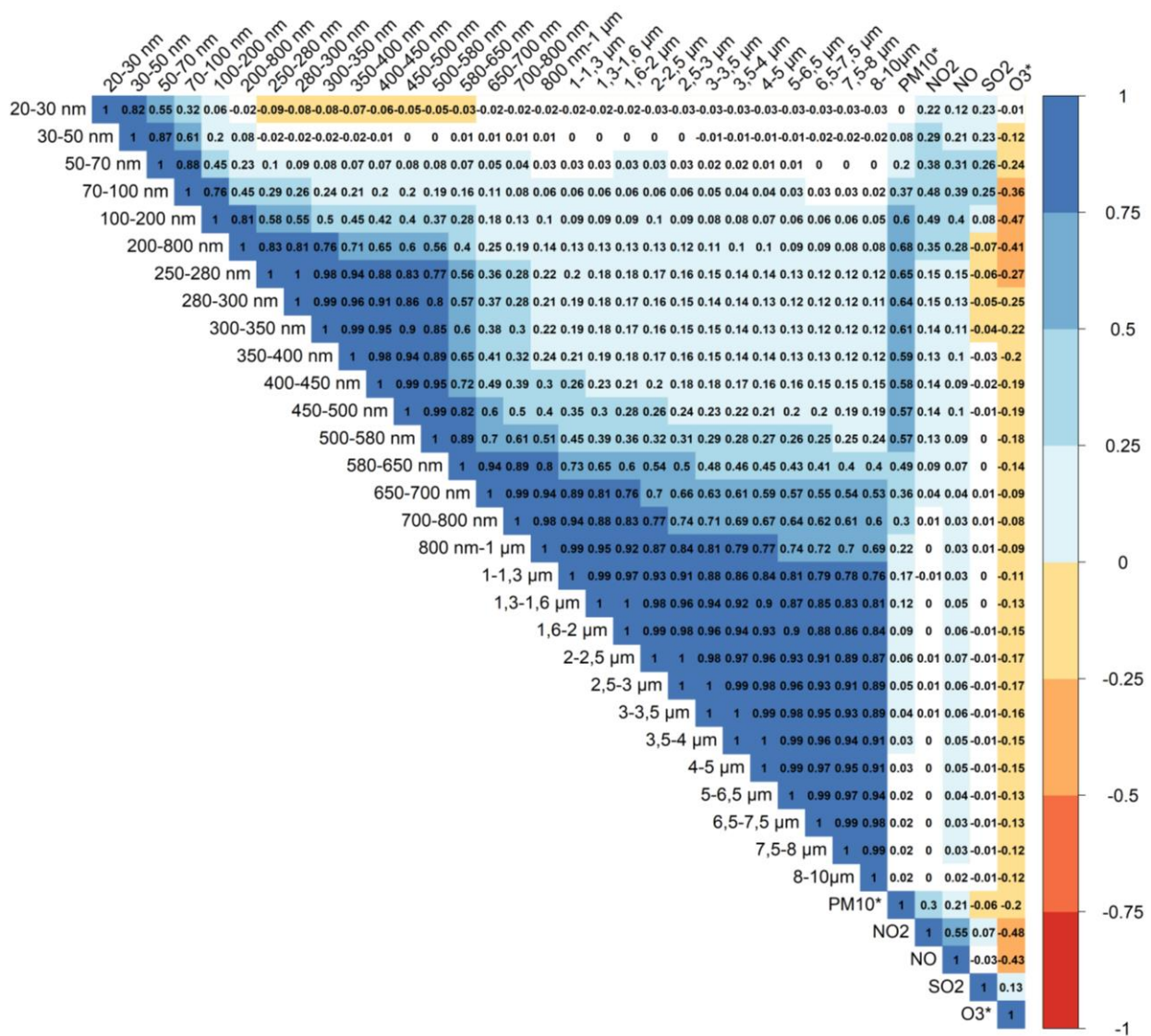


Figure 20 : Corrélogramme pour le site de Lacq (*polluant mesuré à la station Labastide-Cézéracq, située à environ 7,5 km de la station Lacq)

En outre, pour compléter les informations précédentes, les moyennes mensuelles de différents polluants mesurés aux stations peuvent être comparées aux nombre de particules.

La Figure 21 présente une comparaisons des moyennes mensuelles entre les PUF et différents paramètres traceurs de trafic routier. L'influence du trafic routier est plus marquée sur le site de Bordeaux - Talence notamment lors des périodes froides. La saison froide est également fortement influencée par le chauffage résidentiel au bois comme le montre la Figure 22 où l'évolution des PUF de la classe 100-200 nm coévoluent fortement avec le Black Carbon issu de la combustion de la biomasse lors de cette saison.

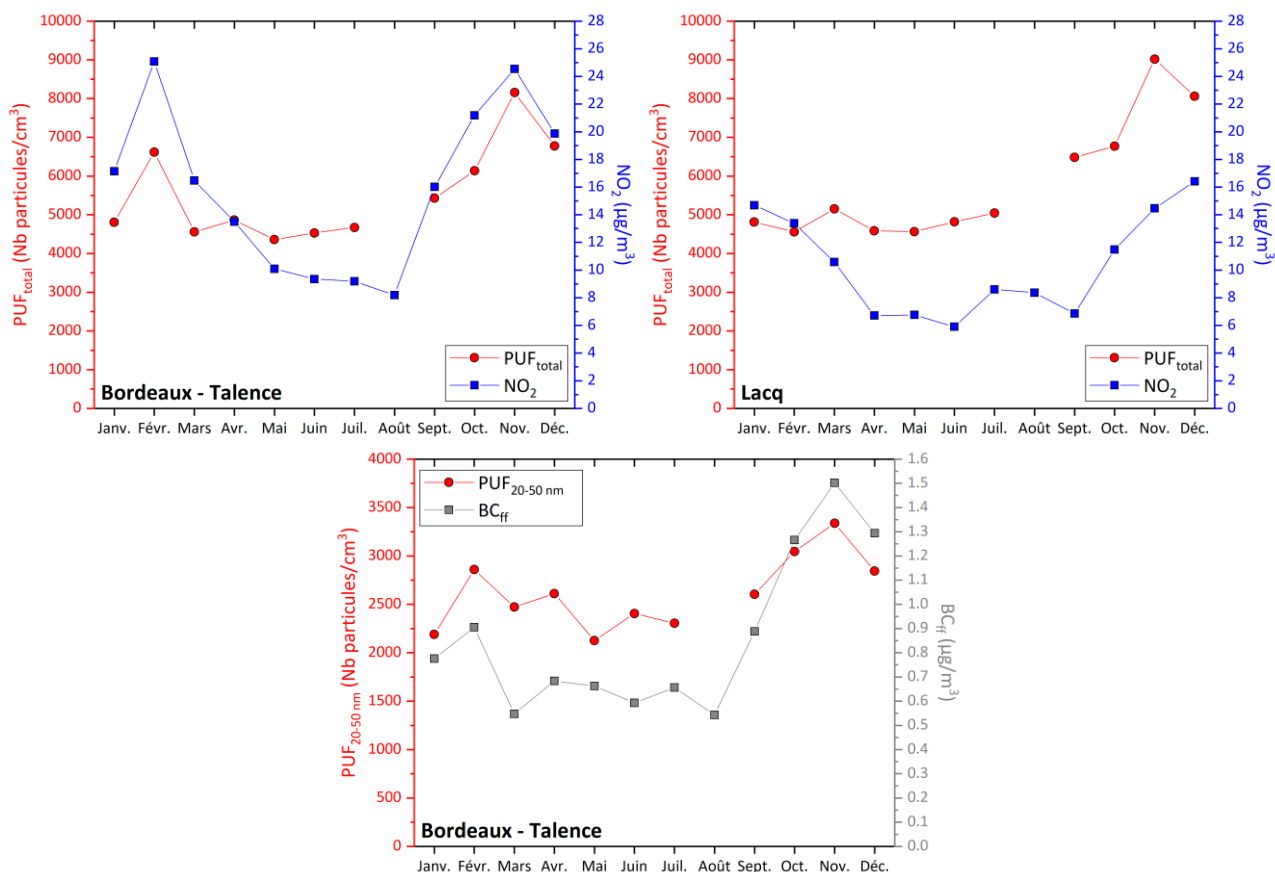


Figure 21 : Évolution des moyennes mensuelles du nombre de PUF totales (<800 nm) vs. la concentration en NO₂ et du nombre de PUF comprises entre 20 et 50 nm vs. la concentration en BC_{fossil fuel}

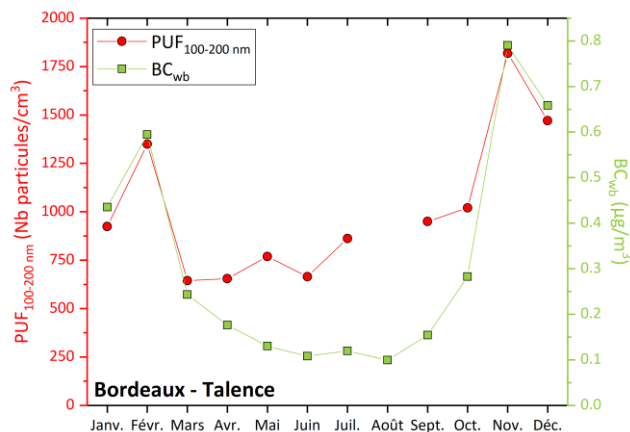


Figure 22 : Évolution des moyennes mensuelles du nombre de PUF comprises entre 100 et 200 nm de diamètre vs. la concentration en BC_{wood burning}

5.1.5. Influence météorologique

Les conditions météorologiques influencent les niveaux mesurés à la station. L'étude des roses de pollution permet de localiser les différences de concentrations d'un polluant (représentées par l'échelle de couleurs) en fonction de la direction du vent et de la force du vent (cercles) (explication de la lecture des roses de pollution en Annexe 2). Ainsi, les roses de pollution permettent d'identifier l'origine des masses d'air chargées en particules, mesurées au niveau de la station. Un pas de temps horaire a été étudié afin de mettre en évidence un lien potentiel entre ces différents paramètres.

La Figure 23 et la Figure 24 présentent les roses de pollution saisonnières sur 2018 pour les sites de Bordeaux - Talence et Lacq. Seules les classes prépondérantes, 30-50 nm et 100-200 nm, sont représentées sur ces figures. L'ensemble des classes est représenté en Annexe 4. Les roses de pollution ne prennent pas en compte les vents faibles, dont la vitesse est inférieure à 1 m/s.

Pour le site de Bordeaux - Talence (Figure 23) :

- PUF de diamètre compris entre 30 et 50 nm :
 - les nombres les plus importants de particules ont été détectés par vents faibles (inférieurs à 3 m/s) indiquant une influence locale de ce polluant,
 - en été, les masses d'air étaient moins chargées en particules de ce diamètre,
- PUF de diamètre compris entre 100 et 200 nm :
 - les masses d'air les plus chargées en particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm se retrouvent à l'automne et en hiver,
 - ces masses d'air sont issues de sources locales (lors de vents inférieur 5 m/s).

Ces observations corroborent les hypothèses émises précédemment, à savoir l'influence du trafic tout au long de l'année (classe 30-50 nm) et celle du chauffage résidentiel en période froide (classe 100-200 nm).

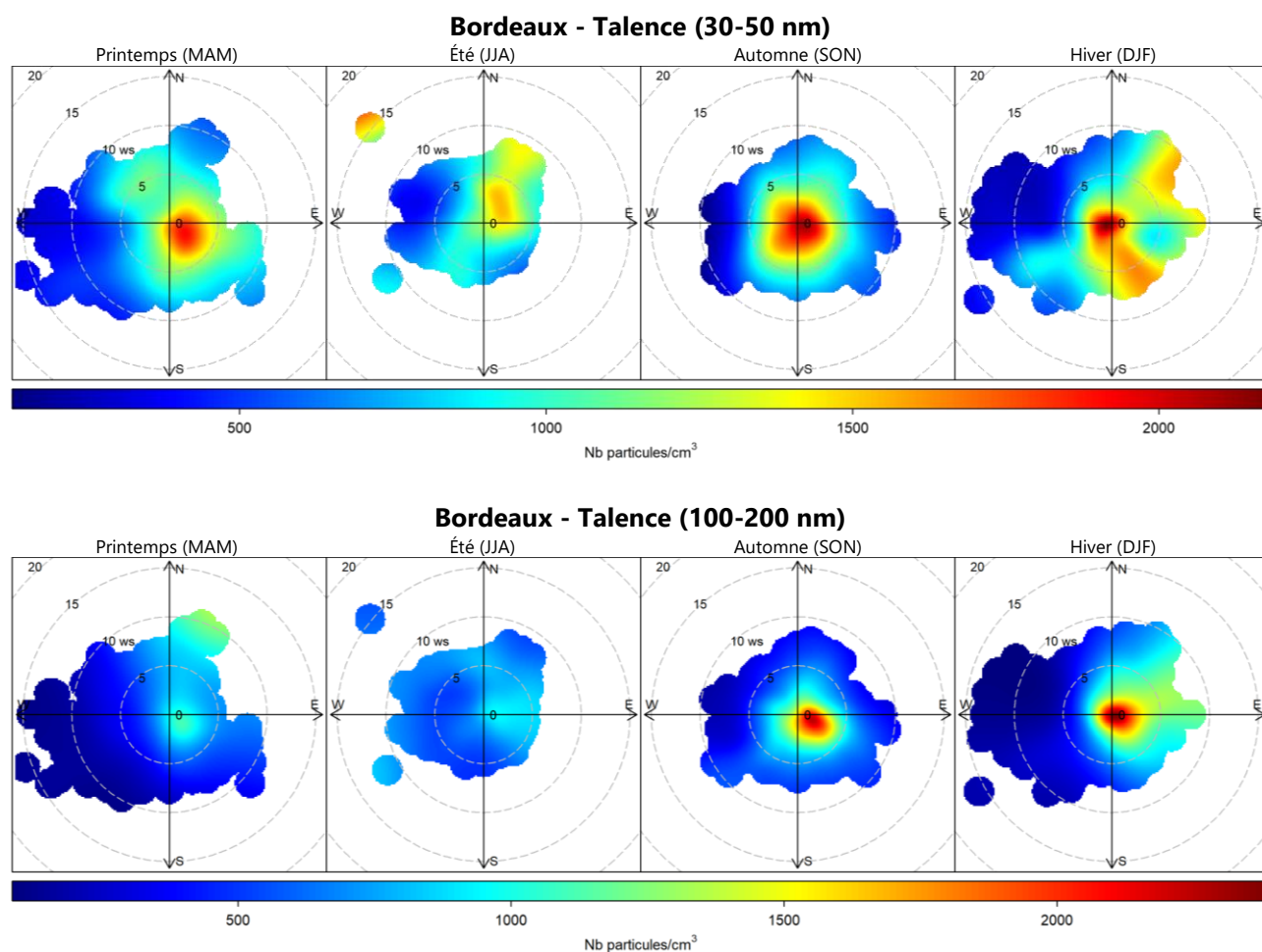


Figure 23 : Roses de pollution saisonnières des classes 30-50 nm et 100-200 nm en moyenne horaire sur le site de Bordeaux - Talence en 2018 (concentration en fonction de la force et la direction du vent)

Pour le site de Lacq (Figure 24) :

- PUF de diamètre compris entre 30 et 50 nm de diamètre :
 - le plus grand nombre provient d'un secteur sud-ouest, sous les vents de la plateforme industrielle,
 - l'été est marqué par le nombre le plus élevé observé en 2018,

- PUF de diamètre compris entre 100 et 200 nm :
 - les masses d'air sont plus chargées en période froide de cette classe de particules et peuvent être issues de masses d'air locales ou distantes (fort nombre lors de vents inférieurs à 2 m/s en hiver et entre 6 et 10 m/s en automne),
 - ces particules ne proviennent pas spécifiquement de la zone industrielle.

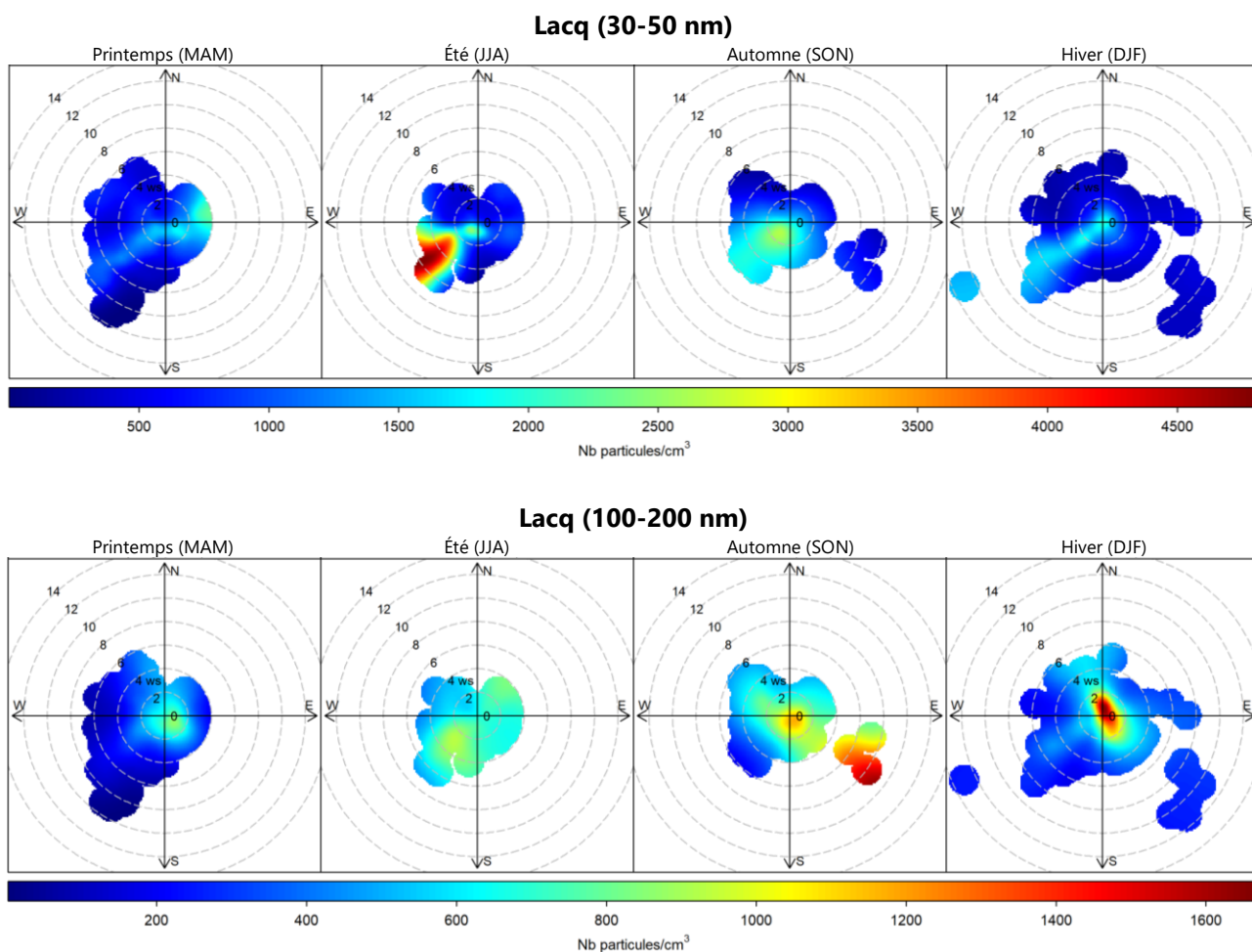


Figure 24 : Roses de pollution saisonnières des classes 30-50 nm et 100-200 nm en moyenne horaire sur le site de Lacq en 2018 (concentration en fonction de la force et la direction du vent)



Sur les deux sites de mesure des particules ultrafines, la saisonnalité est marquée, faisant ressortir des maxima en période froide. Deux tailles de particules se distinguent :

- 20-50 nm : identifiées comme des particules issues du trafic routier à Bordeaux - Talence et issues de la plateforme industrielle à Lacq,
- 100-200 nm : identifiées comme des particules issues de la combustion de la biomasse, notamment le chauffage résidentiel au bois en hiver.

5.2. Le Black Carbon

L'Aethalomètre permet de distinguer et de quantifier deux sources de Black Carbon. Il est non seulement important de connaître la contribution de ces deux sources sur la concentration en BC mais également leur contribution sur la masse des PM₁₀.

Des études, précédemment menées, ont montré qu'il était possible d'estimer un ratio permettant de passer d'une concentration en BC à une concentration en PM₁₀ des deux sources de combustion identifiées par l'Aethalomètre (Chevrier, 2016; LCSQA, 2015).

Pour la combustion de fuel fossile, l'expression suivante est utilisée quel que soit le site de mesure (El Haddad et al., 2009; Laschober et al., 2004) :

$$PM_{ff} = 2 \times BC_{ff}$$

Pour la combustion de la biomasse, il a été montré qu'un ratio unique ne pouvait être utilisé pour l'ensemble des sites de mesure. En effet, il varie suivant les caractéristiques des sites. En utilisant la méthodologie donnée par le LCSQA en 2015, basée sur l'utilisation des concentrations en lévoglucosan, traceur organique univoque de la combustion de la biomasse, il est possible de déterminer des ratios spécifiques. Afin d'avoir une meilleure fiabilité pour ces ratios, la prise en compte de plusieurs hivers est recommandée. Ce travail d'estimation des ratios est actuellement en cours à Atmo Nouvelle-Aquitaine et ils seront effectifs suite à l'hiver 2019/2020.

Jusqu'à maintenant, un ratio unique est utilisé pour tous les sites de Nouvelle-Aquitaine :

$$PM_{wb} = 10 \times BC_{wb}$$

Les valeurs de PM_{ff} et PM_{wb} doivent être vues comme des ordres de grandeurs entachés d'une forte incertitude associée aux coefficients de conversion moyens utilisés. Elles permettent néanmoins d'appréhender de manière plus concrète la contribution des sources de combustion aux concentrations de particules présentes dans l'air.

5.2.1. Concentrations moyennes

Pour les trois grandeurs mesurées, BC, BC_{wb} et BC_{ff}, et les grandeurs calculées PM_{wb} et PM_{ff}, la moyenne annuelle, le maximum journalier ainsi que le maximum horaire sont regroupés dans le Tableau 3. La part de la combustion de la biomasse dans les PM₁₀ (PM_{wb}) ainsi que celle de la combustion de fuel fossile (PM_{ff}) sont également dans ce même tableau.

Les deux sites de fond urbain de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard présentent peu de différences sur les moyennes annuelles. Cependant, l'impact de la combustion de la biomasse est plus important à Bordeaux - Talence qui a enregistré les maxima les plus élevés. Concernant la combustion de fuel fossile, assimilée au trafic routier, le site de Bordeaux - Talence est le plus élevé sur les maxima journaliers mais moins sur les maxima horaires.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$		BC	BC _{wb}	BC _{ff}	PM _{wb}	PM _{ff}	% wb dans PM ₁₀	% ff dans PM ₁₀
Bordeaux - Talence	Moy.	1,2	0,3	0,9	3,1	1,7	16,2	10,2
	Max. horaire	19,5	9,1	16,5	90,6	32,8	100,0	100,0
	Max. journalier	8,4	3,4	6,0	34,3	12,0	67,3	32,0
Poitiers - Augouard	Moy.	1,1	0,3	0,8	2,7	1,6	15,5	10,0
	Max. horaire	34,5	4,9	29,6	49,0	59,0	100,0	100,0
	Max. journalier	4,4	1,6	3,6	15,9	7,1	50,1	41,5

Tableau 3 : Moyennes annuelles et maxima journaliers et horaires obtenus par l'AE33 pour les sites de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard (% wb dans PM₁₀ = part de la combustion de la biomasse dans les PM₁₀; % ff dans PM₁₀ = part de la combustion de fuel fossile dans les PM₁₀)

5.2.2. Évolutions temporelles

La Figure 25 permet de visualiser la moyenne mensuelle de ces concentrations en BC. En période hivernale, une augmentation des concentrations en BC est visible sur chaque site. Cette variation est notamment due à la fraction issue de la combustion de la biomasse, et en particulier le chauffage résidentiel en hiver. La part issue de la combustion de fuel fossile présente peu de variations suivant les saisons mais une augmentation est cependant visible en période hivernale due aux conditions météorologiques (stabilité des masses d'air plus importante).

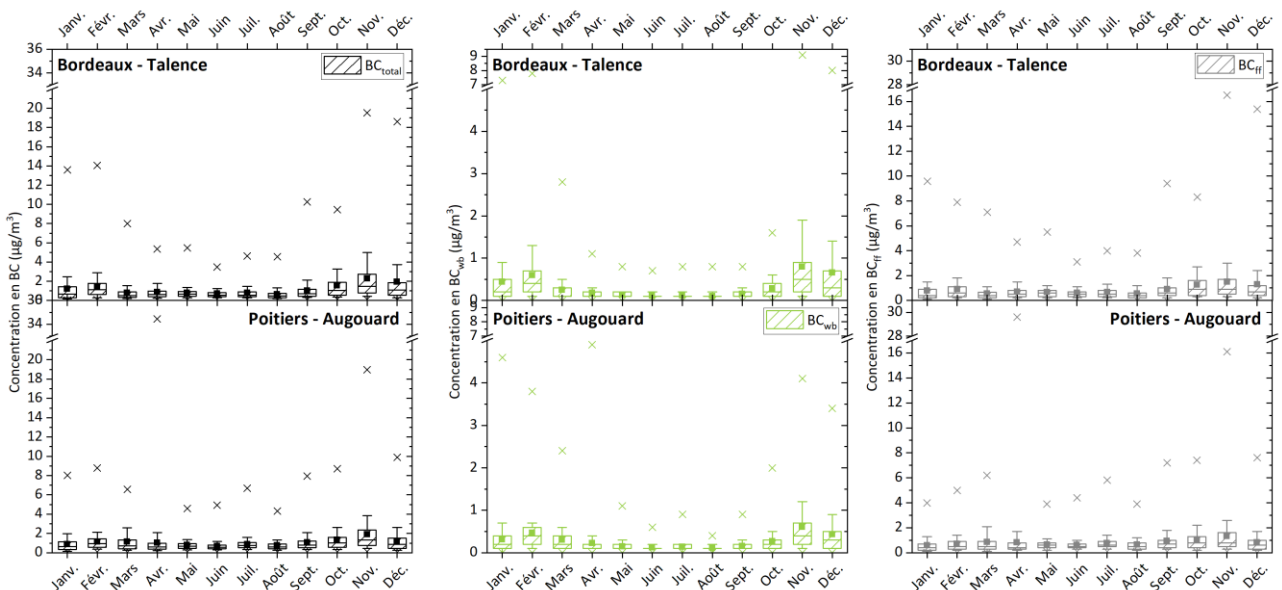


Figure 25 : Représentation de type boxplot des moyennes horaires en BC_{total}, BC_{wood burning} et BC_{fossil fuel} (explication de la représentation en « boxplot » en Annexe 3)

La Figure 26 présente l'évolution temporelle des concentrations en PM₁₀, PM_{2,5} et des fractions issues de la combustion de bois et de la combustion de fuel fossile. La Figure 27 représente les moyennes mensuelles des contributions aux PM₁₀ des deux sources de combustion identifiées. L'impact saisonnier est peu visible dans les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} du fait de la multitude de sources, entrant en jeu dans leur composition, ainsi que dans les concentrations en PM_{ff} dont la source est relativement constante suivant les saisons. Cependant, les concentrations en PM_{wb} varient beaucoup suivant les saisons. En effet, une différence de plus

de 25 % est visible pour les deux sites entre la contribution minimale observée (6,5 % à Bordeaux - Talence au mois de juin et 7,4 % à Poitiers - Augouard au mois de juillet) et la contribution maximale (37 % à Bordeaux - Talence et 32,4 % à Poitiers - Augouard au mois de novembre). La contribution hivernale étant principalement due au chauffage résidentiel.

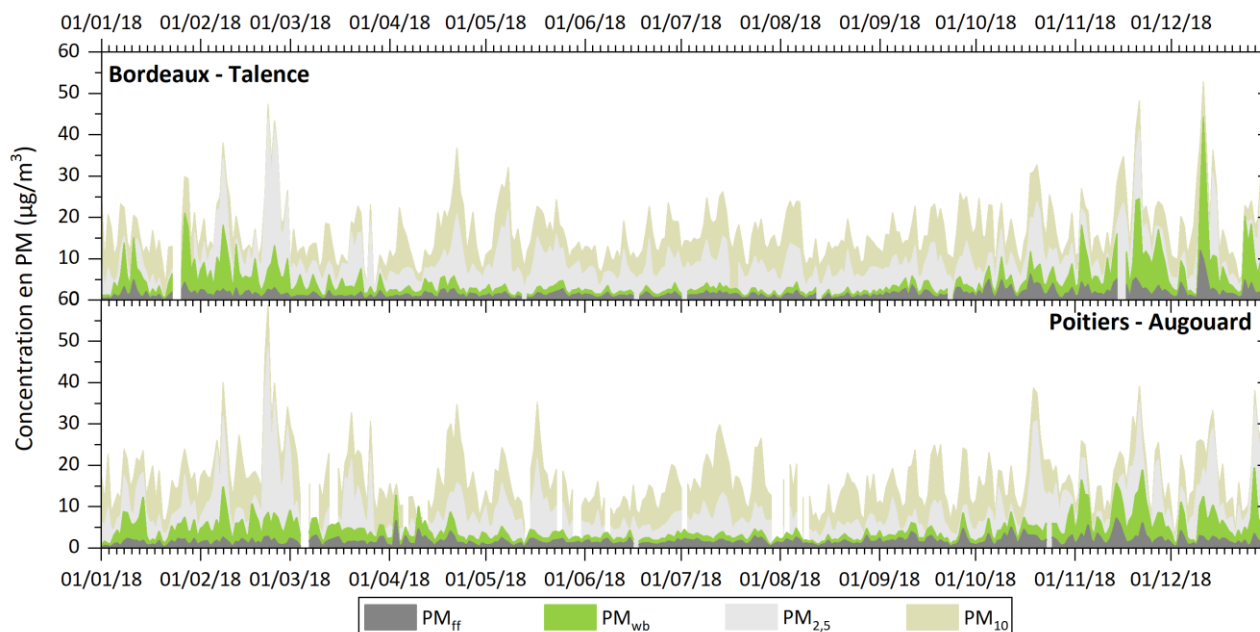


Figure 26 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne journalière de PM₁₀, PM_{2,5} et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff})

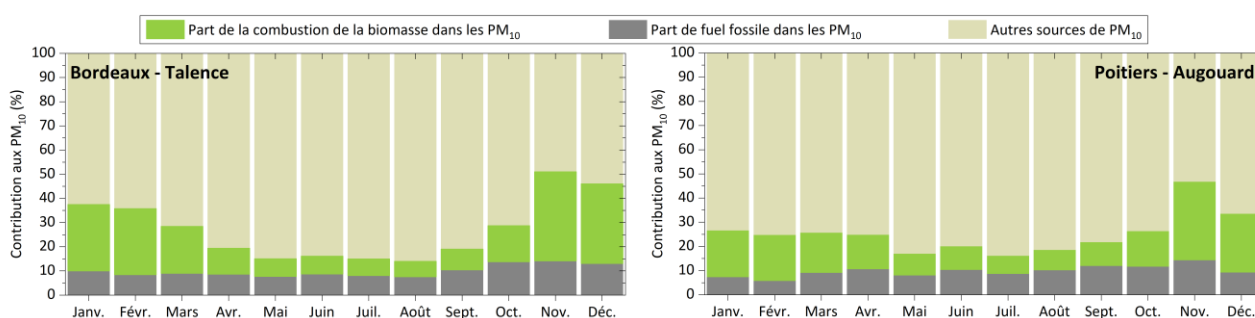


Figure 27 : Moyennes mensuelles des contributions aux PM₁₀ des fractions issues de la combustion de biomasse et de la combustion de fuel fossile

5.2.3. Profils journaliers

L'évolution des concentrations journalières en PM_{wb} et PM_{ff} varie suivant les sites et également suivant les jours de semaine et les weekends (Figure 28). En effet, même si chaque site présente deux pics de concentrations, particulièrement pour PM_{ff}, en accord avec l'augmentation du trafic routier en ces périodes de la journée, le site de Poitiers - Augouard fait apparaître peu de diminution en milieu de journée suggérant une influence du trafic tout au long de la journée. Le tracé journalier de la concentration en PM_{wb} montre un profil typique de chauffage résidentiel où les concentrations maximales se rencontrent la nuit, en périodes froides, avec des concentrations atteignant 13,2 µg/m³ en moyenne les jours de semaine à Bordeaux - Talence.

La différence entre les jours de semaine et les jours de weekend est clairement visible dans les concentrations en PM_{wb} et PM_{ff}. En effet, en périodes froides, les différences de concentrations en PM_{wb} sont moins marquées les jours de weekend et notamment à Poitiers - Augouard où le pic matinal n'est pas ou peu visible.

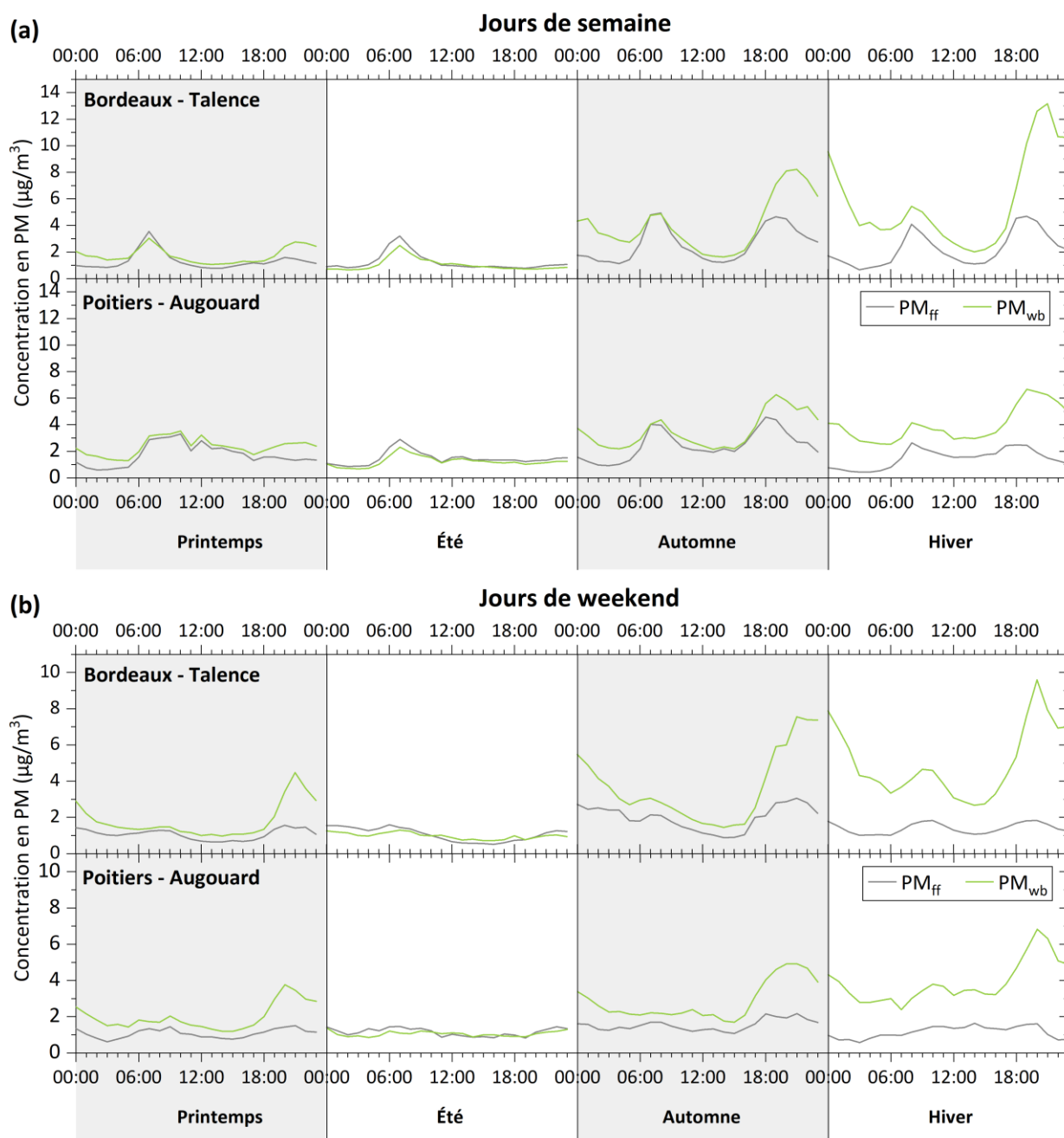


Figure 28 : Profils journaliers moyens des concentrations horaires en $PM_{wood\ burning}$ et $PM_{fossil\ fuel}$ pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)

5.2.4. Influence météorologique

La Figure 29 présente l'influence des conditions météorologiques (vitesses et directions de vents) sur les concentrations en BC_{wb} et BC_{ff} (explication de la lecture des roses de pollution en Annexe 2). Un pas de temps horaire a été étudié afin de mettre en évidence un lien potentiel entre ces différents paramètres.

Sur le site de Bordeaux - Talence :

- les fortes concentrations en BC_{wb} sont observées par vents faibles (inférieur à 3 m/s), donc issues de sources locales probablement liées au caractère résidentiel du site, utilisant le chauffage au bois en période hivernale,

- les plus fortes concentrations en BC_{ff} sont également observées par vents faibles, laissant suggérer l'influence des voies de circulation les plus proches.

Sur le site de Poitiers - Augouard :

- les concentrations en BC_{wb} sont influencées en présence de vents faible (inférieur à 3 m/s) de secteur sud, probablement en lien avec le secteur résidentiel de la zone,
- les fortes concentrations en BC_{ff} sont observées en présence de vents faibles à forts (jusqu'à 10 m/s) entourant le site de mesure mais également de secteur sud/sud-est en lien avec les axes de circulation à proximité mais également la circulation sur le parking où est positionnée la station de mesure.

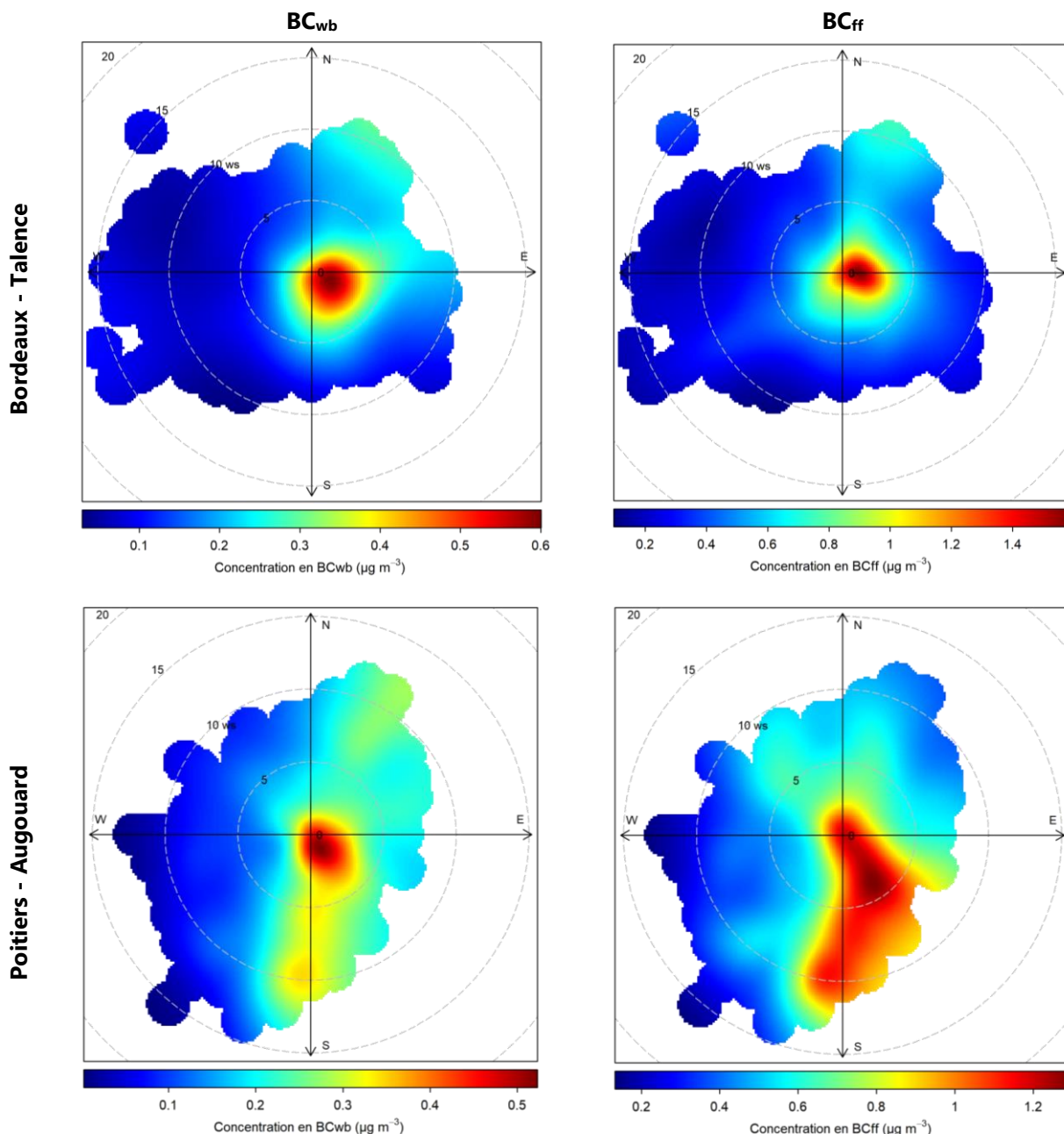


Figure 29 : Roses de pollution de $BC_{wood\ burning}$ et $BC_{fuel\ fossile}$ pour chaque site étudié sur l'année 2018 (données horaires)



Les deux sites de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard présentent peu de différence en termes de concentration en Black Carbon, avec une saisonnalité très marquée pour la part issue de la combustion de la biomasse. Sur les deux sites, l'influence des deux sources de combustion, que sont la combustion de la biomasse et la combustion de fuel fossile, reste très localisée.

5.3. Composition chimique des particules

5.3.1. Concentrations moyennes

Pour les ions majeurs et la matière organique (OM), la moyenne annuelle, le maximum journalier ainsi que le maximum horaire sont regroupés dans le Tableau 4.

Le site de Bordeaux - Talence présente les concentrations moyennes les plus élevées pour tous les composés. Seul le maximum horaire de la concentration en OM à Poitiers - Augouard est plus importants qu'à Bordeaux - Talence. La différence entre les deux sites est la plus marquée sur les concentrations en sulfates (SO_4^{2-}). En effet, cet aérosol inorganique secondaire peut provenir de l'oxydation photochimique du SO_2 émis par des combustions fossiles contenant du soufre (fioul, charbon, etc.) mais il peut également dériver de sulfure de diméthyle (DMS) produit par les algues marines (Seinfeld and Pandis, 1998). Les sulfates peuvent également être produits sur de larges échelles par oxydation en phase gazeuse puis évaporation des gouttes de nuages (Raes et al., 2000). Ainsi, du fait de sa proximité avec l'Océan Atlantique, le site de Bordeaux - Talence est sous l'influence supplémentaire du sulfate marin.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$		OM	Cl^-	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}
Bordeaux - Talence	Moy.	6,17	0,09	0,88	1,58	1,67
	Max. horaire	107,34	3,72	9,1	24,99	13,76
	Max. journalier	26,39	0,66	6,46	17,73	7,66
Poitiers - Augouard	Moy.	3,89	0,05	0,51	1,33	0,56
	Max. horaire	151,05	2,3	6	20,36	12,51
	Max. journalier	16,79	0,43	3,79	13,00	2,16

Tableau 4 : Moyennes annuelles et maxima journaliers et horaires de chimie des particules pour les sites de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard

5.3.2. Évolutions temporelles

La Figure 30 présente l'évolution des moyennes mensuelles des différents paramètres mesurés par l'ACSM. En période hivernale, la concentration en matière organique augmente du fait d'une augmentation des sources, telles que la combustion de la biomasse.

En phase particulaire, les nitrates provenant de l'oxydation des NO_x , fortement émis par les procédés de combustion (Logan, 1983), sont stabilisés par association avec l'ammoniac (NH_3), émis principalement par les activités agricoles (élevage et utilisation d'engrais azotés) mais également par les moteurs à essence catalysés (Heeb et al., 2006), formant le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3). Les fortes concentrations en NO_3^- observées en hiver et au printemps s'expliquent d'une part par un épandage de doses massives d'engrais azotés et de lisiers (effluents d'élevage) au printemps mais également du fait des caractéristiques du NH_4NO_3 dépendant fortement des conditions météorologiques. En effet, dans des conditions de températures élevées, la forte volatilité de NO_3^- lui permet de passer de la phase particulaire à la phase gazeuse : ce sont de faibles températures et une forte humidité qui entraînent une plus forte stabilité du nitrate d'ammonium (Mozurkewich, 1993; Zhang et al., 2000). Les fortes concentrations sont également observées lors de périodes de faible dispersion (faible altitude d'inversion de température).

Contrairement aux nitrates, les sulfates présentent de plus fortes contributions aux PM en été. Les fortes conditions d'ensoleillement accélèrent l'oxydation photochimique du SO₂ en SO₄²⁻ qui est ensuite transformé en acide sulfurique (H₂SO₄), sulfate d'ammonium ((NH₄)₂SO₄) ou sulfate d'ammonium hydrogéné (NH₄HSO₄) par nucléation ou condensation (Berresheim et al., 1995; Korhonen et al., 1999).

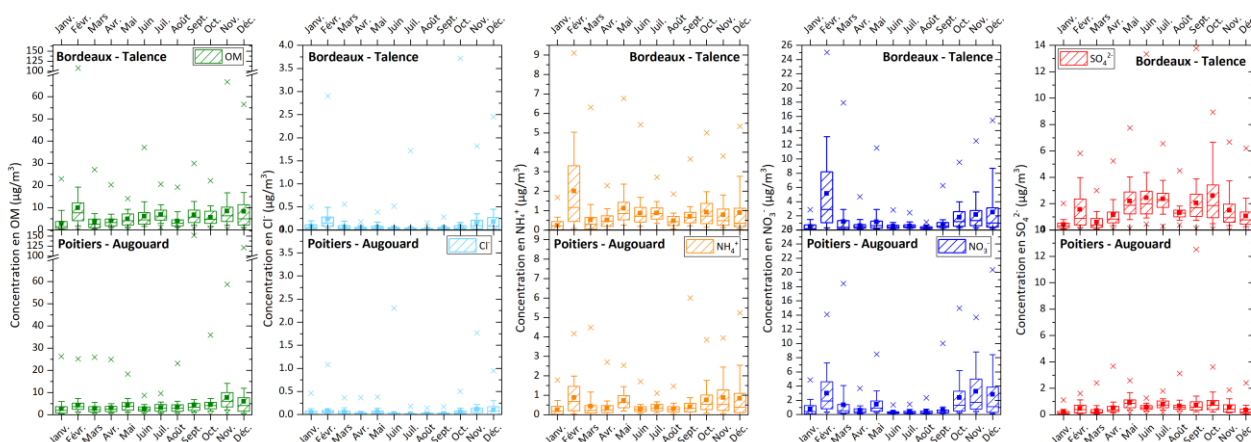


Figure 30 : Représentation de type boxplot des moyennes horaires en matière organique (OM) et ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻) (explication de la représentation en « boxplot » en Annexe 3)

L'évolution des concentrations journalières des différents composés données par l'ACSM est représentée sur la Figure 31 et l'évolution des contributions aux PM₁ est représenté sur le Figure 32.

En moyenne, la matière organique représente 54 % et des PM₁ sur les deux sites de mesure. Les sulfates représentent 16 % et 9 % respectivement à Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard, les nitrates 11 % et 14 %, l'ammonium 7 % et 6 %, le Black Carbon 11 % et 16 % et enfin le chlore ne représente pas plus de 1 % des PM₁ sur les deux sites.

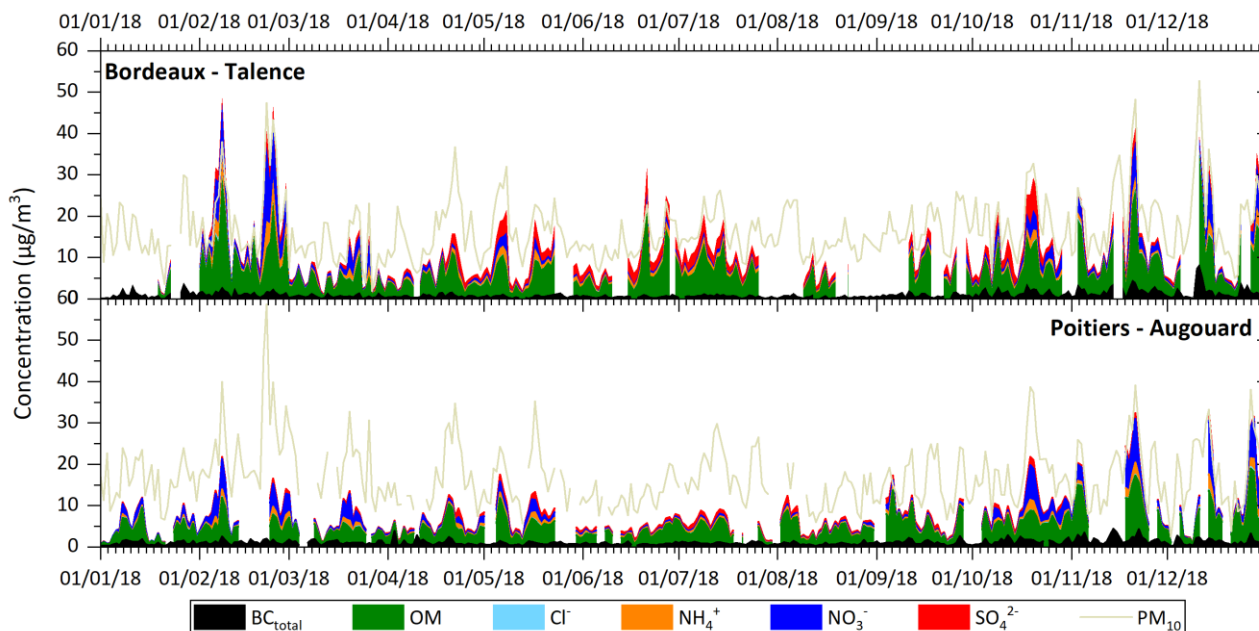


Figure 31 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne journalière de PM₁₀ et de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻)

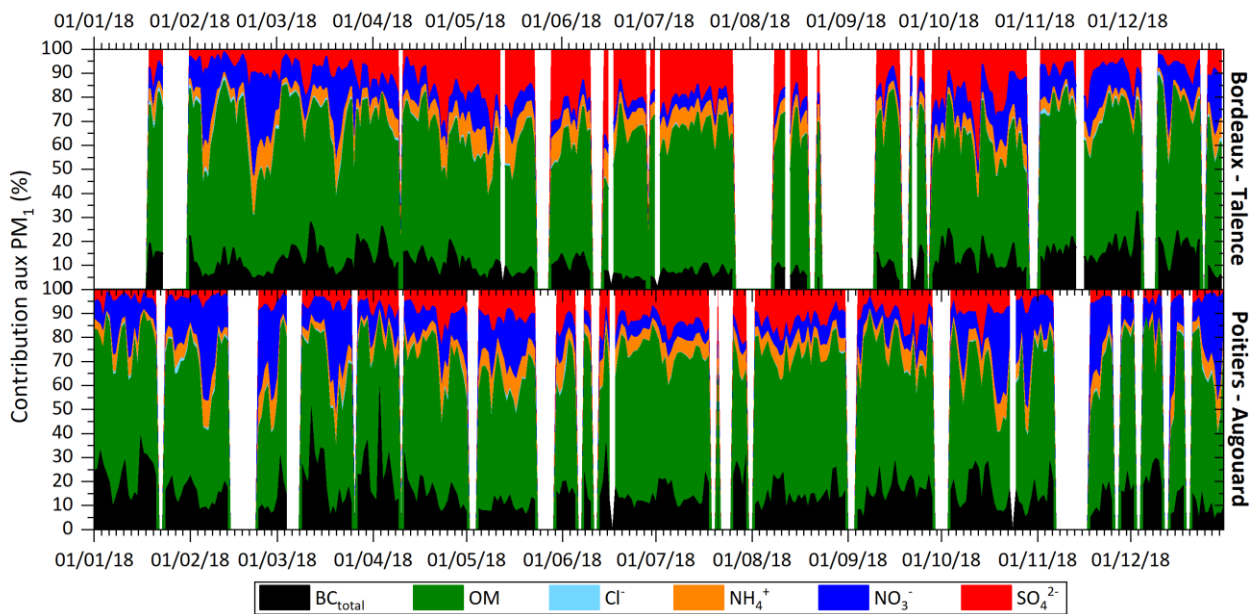


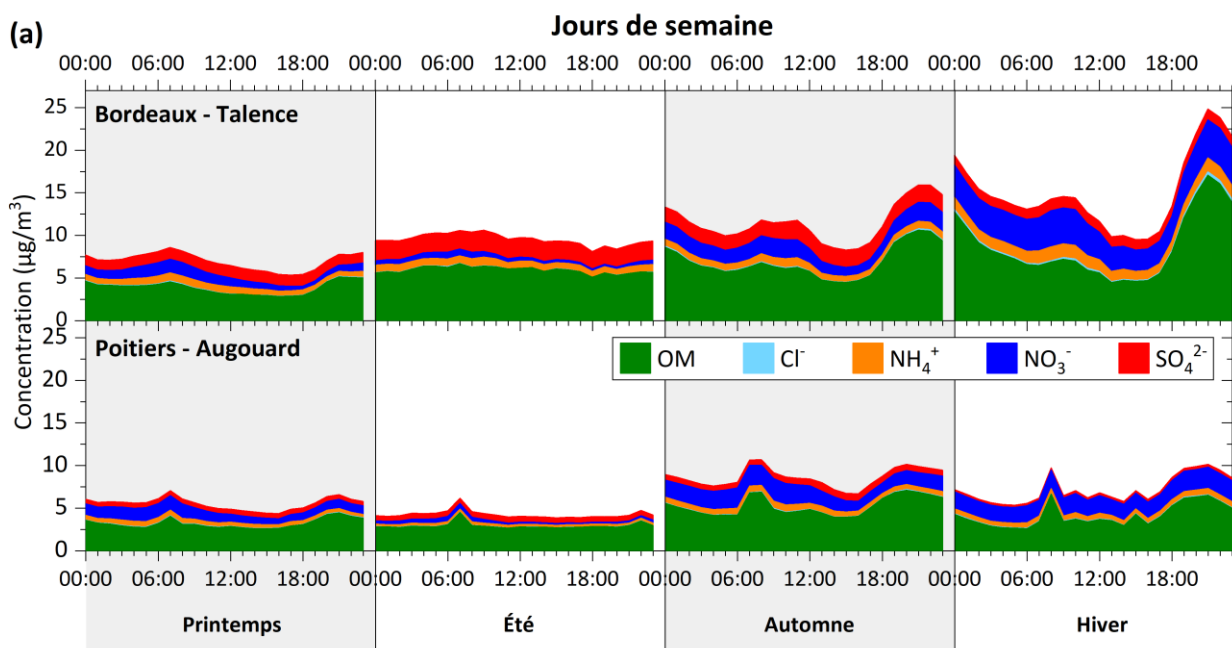
Figure 32 : Évolution temporelle des contributions journalières aux PM₁ de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻)

5.3.3. Profils journaliers

Comme montré dans les paragraphes précédents, les profils journaliers sont très marqués lors des périodes froides par deux pics journaliers, l'un le matin vers 8h-9h TU et un autre vers 20h-21h TU.

La matière organique est le paramètre évoluant le plus car elle est notamment liée aux évolutions du trafic routier et du chauffage résidentiel au bois. En été, la composition de la matière organique change et une grande partie pourrait être due à des processus de formation via des Composés Organiques Volatils (COV) biogéniques (Yu et al., 2005).

Le caractère semi-volatil du nitrate et de l'ammonium ou du chlorure d'ammonium se traduit également dans l'évolution des concentrations moyennes au cours de la journée, notamment à Talence : les valeurs les plus élevées correspondent aux heures les plus froides (nuit et matinée), à l'inverse, les valeurs les plus faibles sont mesurées dans le milieu de l'après-midi.



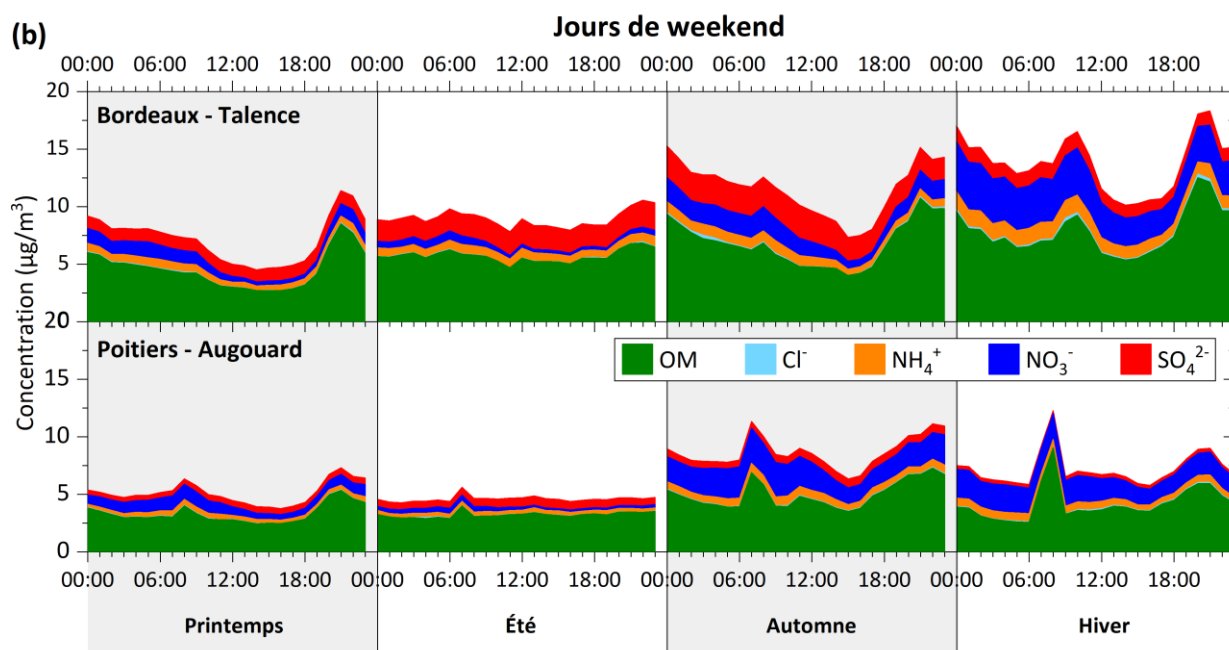


Figure 33 : Profils journaliers moyens des concentrations horaires en matière organique (OM) et en ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻) pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)

5.3.4. Influence météorologique

La Figure 34 et la Figure 35 présentent l'influence des conditions météorologiques (vitesses et directions de vents) sur les concentrations en matière organique (OM) et en ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻) respectivement pour les sites de Bordeaux - Talence et de Poitiers - Augouard (explication de la lecture des roses de pollution en Annexe 2). Un pas de temps horaire a été étudié afin de mettre en évidence un lien potentiel entre ces différents paramètres.

Sur le site de Bordeaux - Talence (Figure 34) :

- les fortes concentrations en OM et en Cl⁻ sont observées par vents faibles (inférieur à 3 m/s), donc issues de sources locales probablement liées au caractère résidentiel du site, utilisant le chauffage au bois en période hivernale,
- les plus fortes concentrations en NH₄⁺ et NO₃⁻ sont observées par vents forts (supérieurs à 10 m/s) provenant d'un secteur nord/nord-est, laissant suggérer des sources de NO_x et d'ammoniac au nord de la station,
- les sulfates proviennent de directions variées mais plus fréquemment du nord-est lors de vents faibles à forts, indiquant une autre localisation de l'apport autre que pour les autres espèces mesurées.

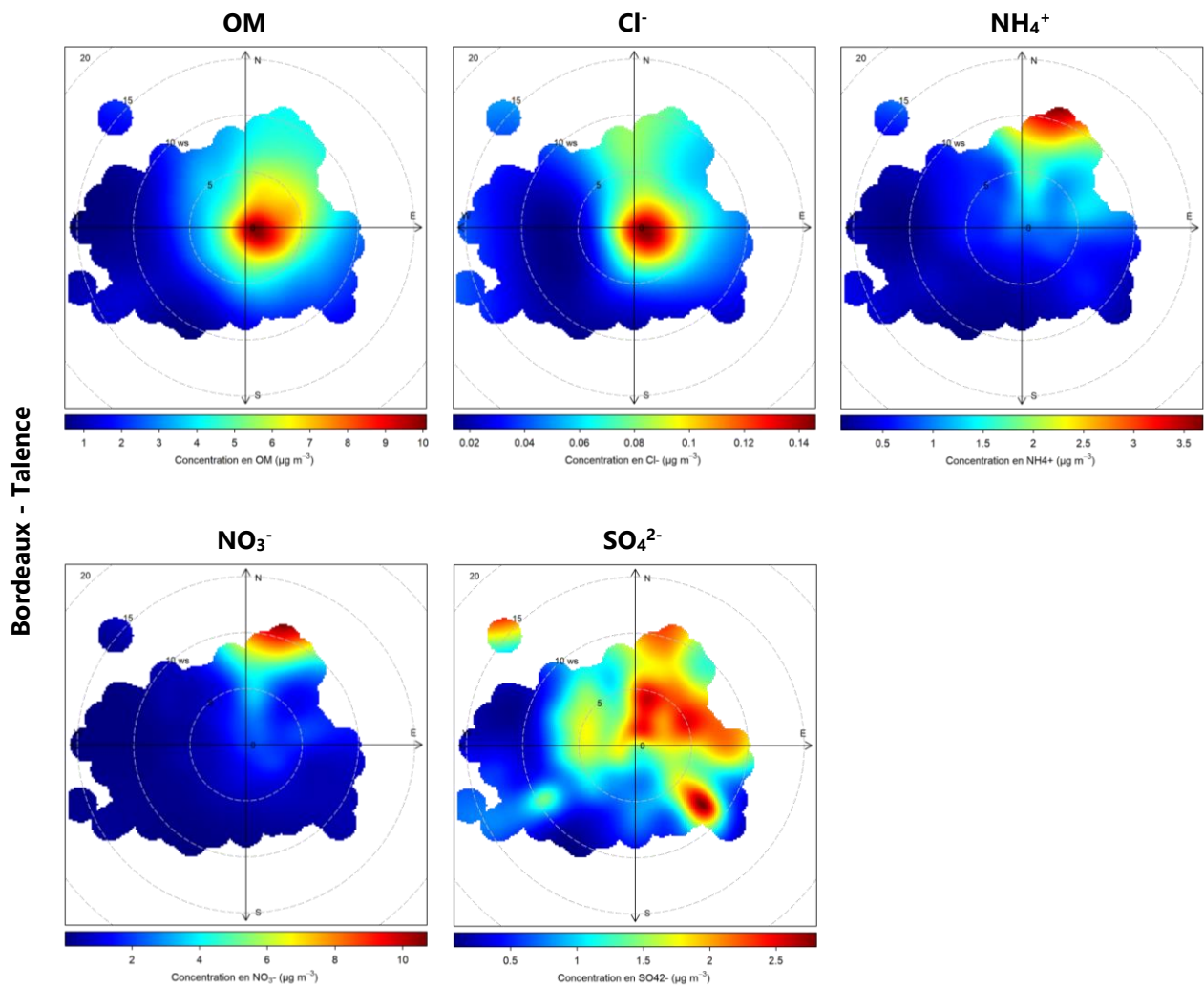


Figure 34 : Roses de pollution de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻) pour le site de Bordeaux - Talence sur l'année 2018 (données horaires)

Sur le site de Poitiers - Augouard (Figure 35) :

- les plus fortes concentrations en OM et en Cl⁻ sont observées par vents faibles donc ils semblent issus de sources locales,
- le Cl⁻ semblent également provenir d'autres sources car il présente également de fortes concentrations lors de vents supérieurs à 10 m/s provenant d'un secteur nord/nord-est supposant un apport plus lointain,
- les autres ions majeurs (NH₄⁺, NO₃⁻ et SO₄²⁻) sont également issus d'un secteur nord/nord-est et sont observés lors de vents compris entre 3 m/s et plus de 10 m/s.

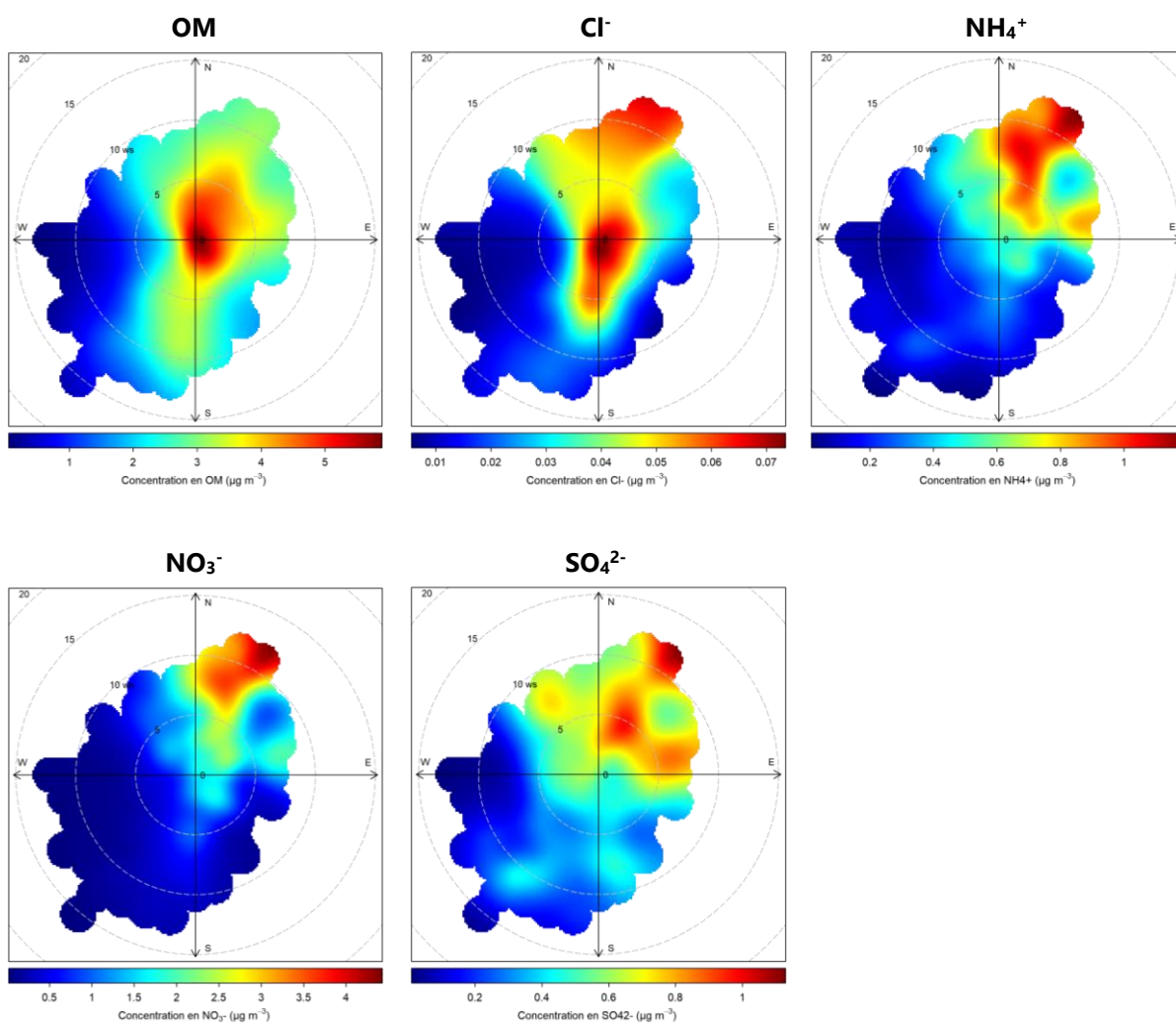


Figure 35 : Roses de pollution de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl⁻), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) et sulfate (SO₄²⁻) pour le site de Poitiers - Augouard sur l'année 2018 (données horaires)



Le site de Bordeaux - Talence présente de plus fortes concentrations en matière organique et en ions majeurs par rapport au site de Poitiers - Augouard. De plus, il se distingue notamment par une contribution des sulfates aux PM₁ bien plus importante que sur le site de Poitiers, laissant supposer une source supplémentaire de sulfates sur ce site.

Comme pour le Black Carbon, la saisonnalité est très marquée avec une augmentation de la matière organique en période froide, liée particulièrement à la combustion de la biomasse. La forte contribution des nitrates en hiver et au printemps est, quant à elle, liée d'une part à un épandage de doses massives d'engrais azotés et de lisiers au printemps, et du fait des caractéristiques du nitrate d'ammonium dépendant fortement des conditions météorologiques. Enfin, les sulfates présentent de plus fortes contributions aux PM₁ en été du fait de fortes conditions d'ensoleillement.

5.4. Épisodes caractéristiques observés en 2018

Dans ce paragraphe, seuls quelques exemples d'épisodes caractéristiques sont présentés.

En novembre 2018, un épisode hivernal caractéristique a eu lieu. En effet, la combustion de la biomasse a été la source majoritaire lors de la fin de journée du 20 novembre. Les Figures 36 à 38 mettent bien en évidence ce phénomène sur le site de Bordeaux - Talence, également accentué en ces périodes froides par une forte stabilité atmosphérique. La Figure 36 montre une augmentation de la concentration en matière organique et de sa contribution aux PM_{10} , passant de 30 % à 65 % du fait d'une augmentation de composés organiques émis par le chauffage au bois. La Figure 38 conforte cette idée grâce aux données de Black Carbon qui montre que le chauffage au bois représente jusqu'à 87 % des PM_{10} . Enfin, cet impact du chauffage résidentiel au bois est également visible sur la granulométrie des particules avec une augmentation très nette du nombre de particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm le 20 novembre entre 19h et minuit TU.

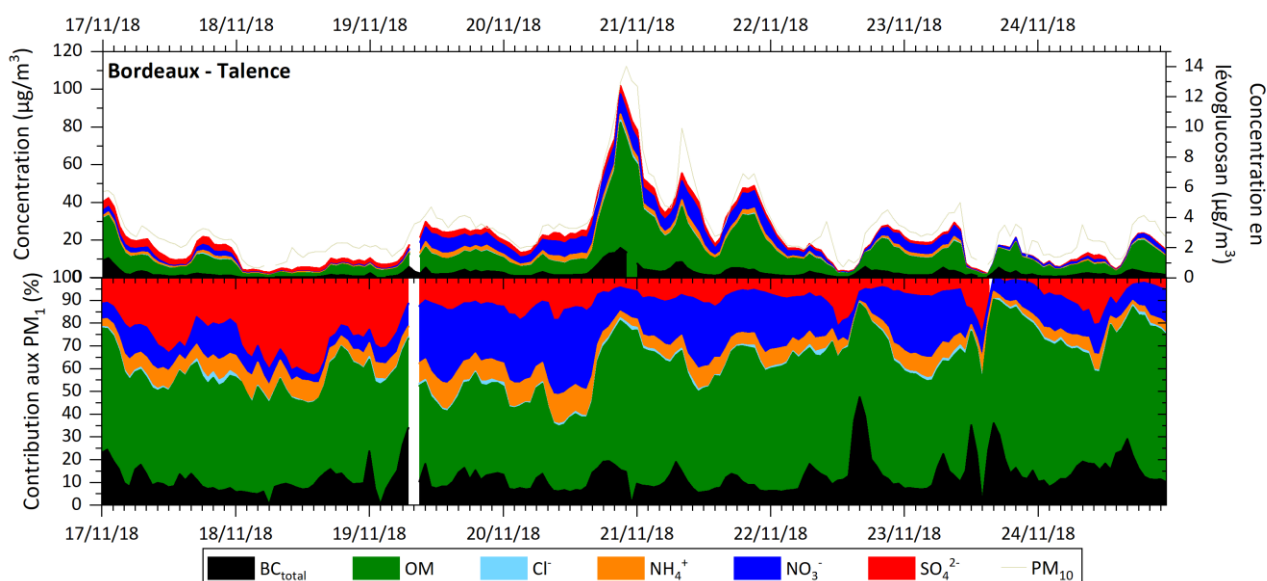


Figure 36 : Évolution temporelle des concentrations et des contributions aux PM_{10} en moyenne horaire de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) au mois de novembre 2018

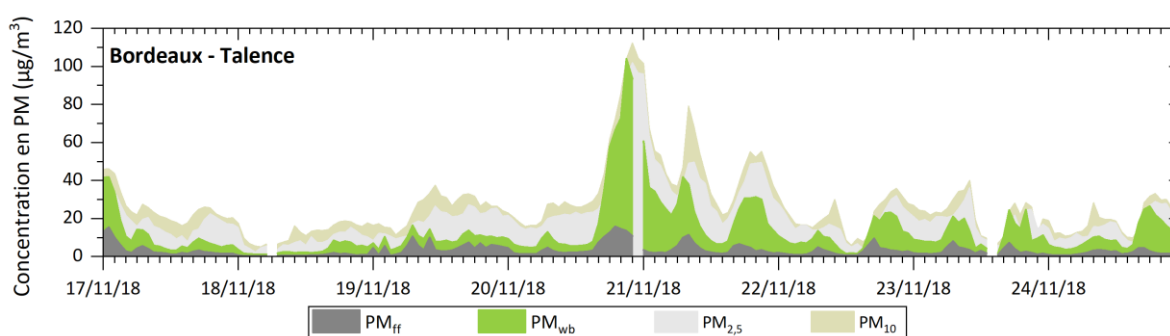


Figure 37 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne horaire de PM_{10} , $PM_{2,5}$ et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff}) au mois de novembre 2018

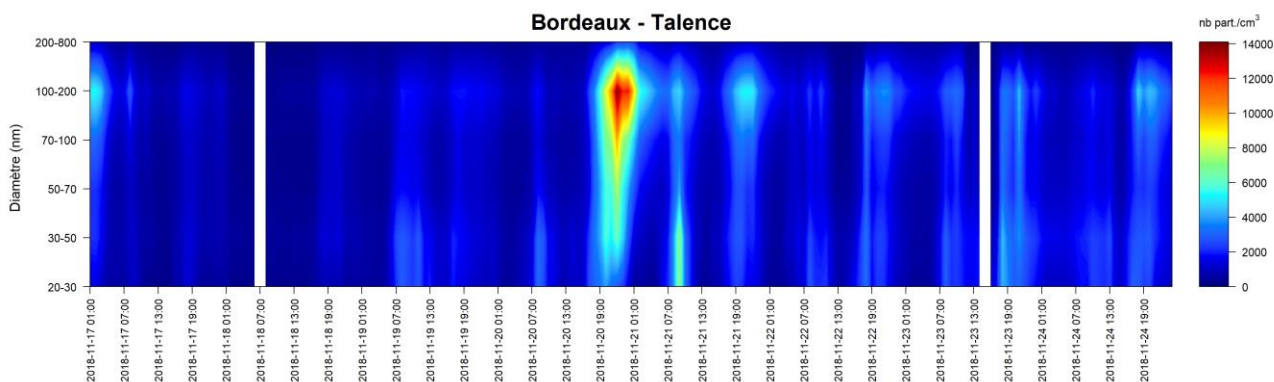


Figure 38 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire sur les sites de Bordeaux - Talence au mois de novembre 2018

Les épisodes de fin d'hiver - début de printemps sont globalement caractérisés par une forte influence du nitrate d'ammonium. Ce composé semi-volatil est issu de la combinaison entre l'ammoniac (NH_3 , venant majoritairement des activités agricoles) et les produits d'oxydation des oxydes d'azote (NO_x , issus principalement du transport routier). Ils sont régulièrement observés du fait de la conjonction entre les activités anthropiques (chauffage, transport, agriculture) et les conditions météorologiques propices à la formation et/ou au transport d'aérosols secondaires semi-volatils. En fin d'hiver - début de printemps, la survenue d'épisodes anticycloniques (froids et globalement ensoleillés) favorise la condensation d'importantes quantités de nitrate d'ammonium en phase particulaire. Les Figures 39 et 40 présentent les données de composition chimique des particules à Bordeaux - Talence montrant la dominance de sources secondaires entre le 21 et le 25 février, et plus particulièrement de nitrate d'ammonium, non quantifié par l'AE33 (Figure 40) mais nettement mis en évidence par l'ACSM (Figure 39). Lors de cette épisode, l'étude de la granulométrie des particules ultrafines, ne permet pas de souligner la présence de particules secondaires car seules les augmentations de la combustion de la biomasse sont observées à travers les particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm.

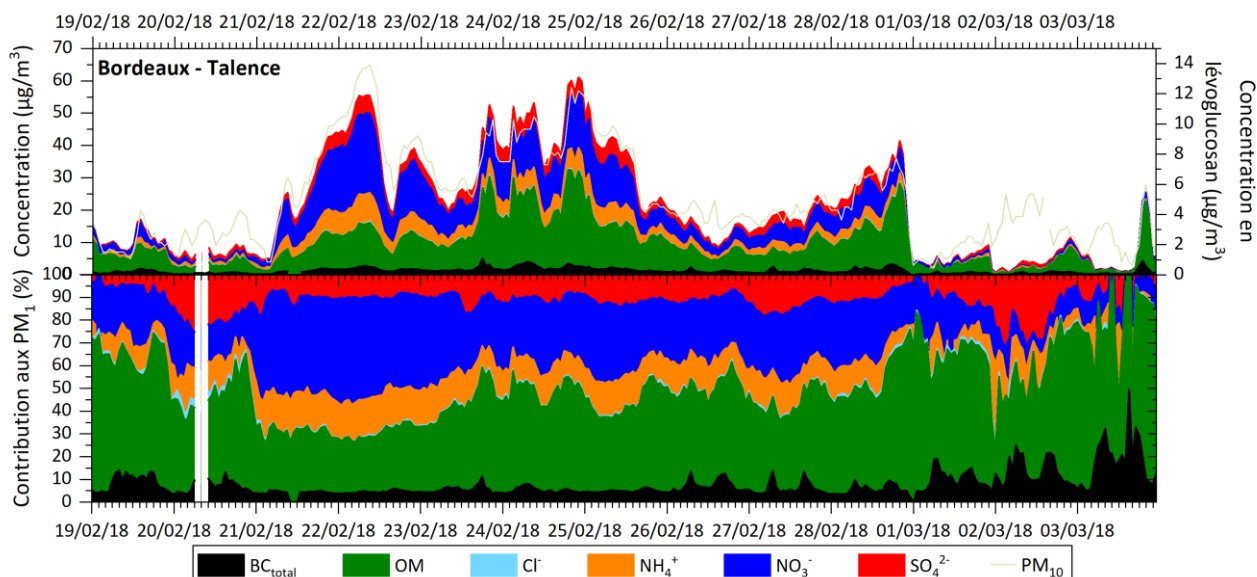


Figure 39 : Évolution temporelle des concentrations et des contributions aux PM_{10} en moyenne horaire de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) fin février-début mars 2018

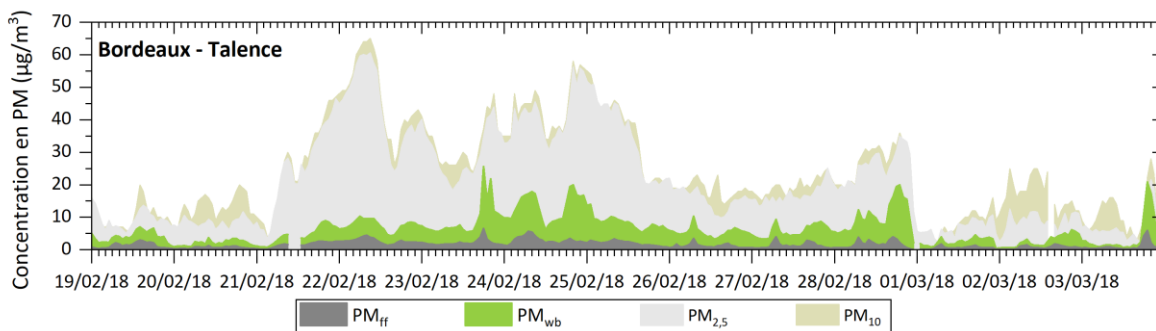


Figure 40 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne horaire de PM_{10} , $PM_{2,5}$ et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff}) fin février-début mars 2018

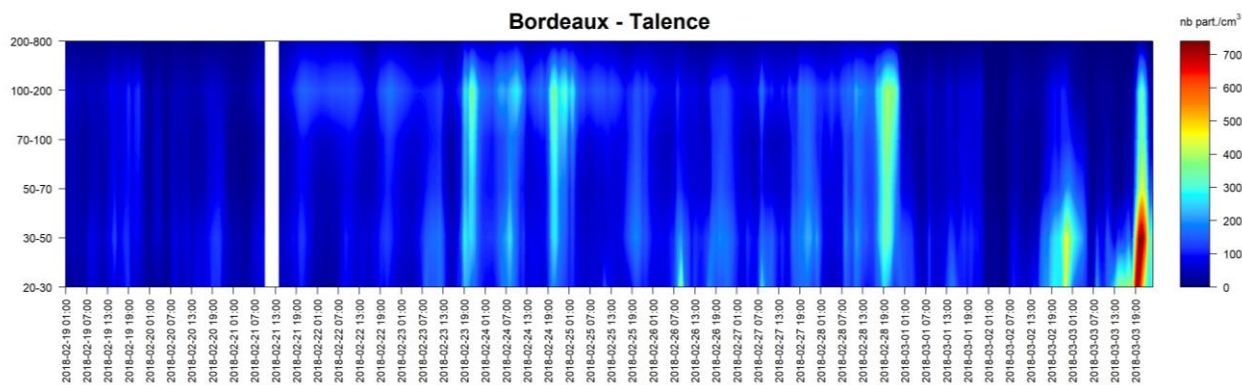


Figure 41 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire sur les sites de Bordeaux - Talence fin février-début mars 2018

Le site industriel de Lacq est régulièrement caractérisé par des hausses de particules ultrafines, de diamètre aérodynamique inférieur à 50 nm voire 30 nm. La Figure 42 présente une période typique au mois de mai où les augmentations du nombre de particules ultrafines observées ont systématiquement été associées à un pic de concentration en SO_2 . Ceci montre l'influence indéniable de la plateforme industrielle de Lacq, dont le SO_2 est un traceur, sur le nombre de PUF mesuré.

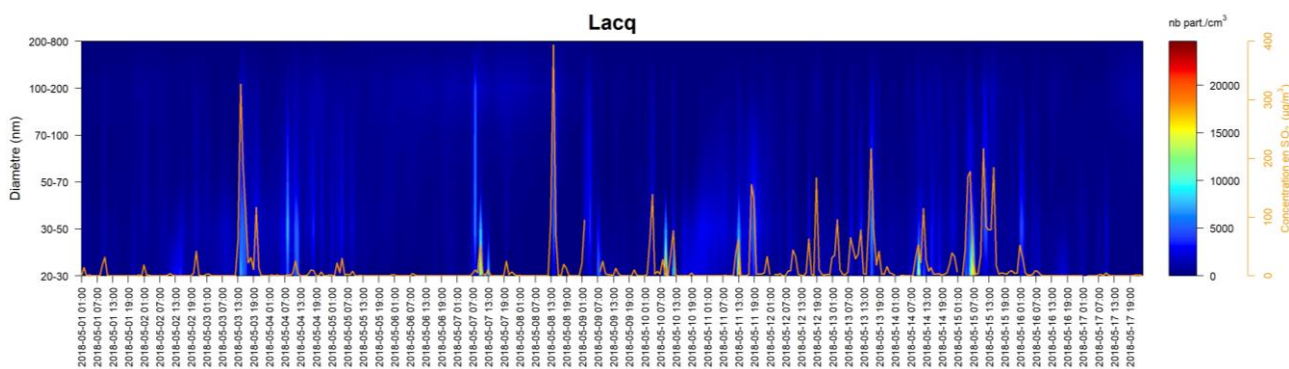


Figure 42 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire et de la concentration en SO_2 sur les sites de Lacq au mois de mai 2018

6. Conclusion

Depuis plusieurs années, les particules fines sont suivies sur trois sites de la région Nouvelle-Aquitaine, dont deux sont aujourd'hui des stations de référence « particules » de la région, dans le but d'étudier la composition chimique des particules : la station urbaine de fond de Bordeaux - Talence et la station urbaine de fond de Poitiers - Augouard. Les particules ultrafines ont également été suivies sur une station de proximité industrielle : Lacq.

Plusieurs grandeurs sont suivies en continu sur ces sites :

- la granulométrie des particules ultrafines suivant six classes de taille entre 20 et 800 nm stations de Bordeaux - Talence et Lacq),
- le Black Carbon ou carbone suie (BC) permettant de quantifier deux sources de combustion : la combustion de la biomasse et les combustions fossiles telles que le trafic routier (Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard),
- la composition chimique des particules comprenant la matière organique (OM) et les ions majeurs (ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-})) (Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard).

En fond urbain, deux sources majoritaires de particules ont été identifiées :

- la combustion de la biomasse, identifiable à travers le nombre de particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm, le BC issu de la combustion de la biomasse (BC_{wb}) et une quantité de matière organique importante,
- le trafic routier, émettant des particules de diamètre inférieur à 50 μm et du BC (BC issu de la combustion de fuel fossile : BC_{ff}).

Si la part du trafic routier est globalement constante tout au long de l'année (entre 6 % et 14 % des PM_{10} en moyenne mensuelle pour les deux sites de fond urbain), la combustion de la biomasse est très marquée par la saisonnalité du fait d'une prédominance du chauffage résidentiel au bois l'hiver mais également de conditions météorologiques très stables favorisant l'accumulation des polluants. Ainsi, en période froide (mois de janvier, février, novembre et décembre), la combustion de la biomasse a représenté 31 % à Bordeaux - Talence et 23 % à Poitiers - Augouard, contre 7 % et 8 % en été (mois de juin, juillet et août), respectivement pour Talence et Poitiers, de la masse des PM_{10} . Le nombre de particules de diamètre compris entre 100 et 200 nm a également presque doublé entre la période froide et la période chaude, atteignant 1 390 particules/ cm^3 en moyenne horaire en période froide à Bordeaux - Talence.

Les particules secondaires jouent aussi un rôle non négligeable dans les concentrations en particules mesurées. En effet, la période froide est caractérisée par la présence de nitrates (NO_3^-) provenant de l'oxydation des oxydes d'azote (NO_x , issus principalement du transport routier) stabilisés par association avec l'ammoniac (NH_3 , émis principalement par les activités agricoles). C'est en fin d'hiver - début de printemps que les concentrations en nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) sont les plus élevées du fait de faibles températures et d'une forte humidité qui entraînent sa plus forte stabilité. En 2018, les nitrates ont contribué à 15 % et 18 % de la masse des PM_{10} , respectivement à Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard, en moyenne entre les mois de janvier à mars et d'octobre à décembre. En période chaude, les sulfates (SO_4^{2-}) remplacent les nitrates car les fortes conditions d'ensoleillement accélèrent l'oxydation photochimique du dioxyde de soufre (SO_2), émis par des combustions fossiles contenant du soufre (fioul, charbon, etc.) en SO_4^{2-} . Les sulfates peuvent également dériver de sulfure de diméthyle (DMS) produit par les algues marines. En moyenne, sur les mois d'avril à septembre, les sulfates ont contribué à 21 % et 12 % des PM_{10} , respectivement à Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard.

En proximité industrielle, les deux sources majoritaires identifiées en fond urbain sont présentes mais une troisième a clairement été identifiée : la plateforme industrielle de Lacq alimentée en énergie et en matière première soufrée grâce à l'ancien gisement à haute teneur de sulfure d'hydrogène (H_2S). En effet, l'étude des vents a permis de mettre en évidence la provenance sud-ouest, pointant directement la zone industrielle, des masses d'air chargées en particules ultrafines et plus particulièrement les particules inférieures à 50 nm de diamètre. De plus, même si à l'échelle annuelle, il ne semble y avoir aucune corrélation entre le traceur de l'activité industrielle du secteur, le dioxyde de soufre (SO_2), et cette classe de taille de particules, à l'échelle

horaire, des correspondances entre ces deux paramètres ont clairement été identifiées. En effet, ces particules pourraient être liées à la formation d'aérosols secondaires tels que les sulfates à partir du SO_2 .

Table des figures

Figure 1 : Distribution en nombre et en volume des particules atmosphériques en fonction du diamètre (Seinfeld and Pandis, 1998)	9
Figure 2 : (a) Photographie et (b) principe de fonctionnement du granulomètre UFP 3031	11
Figure 3 : Photo d'un Aethalomètre modèle AE33	12
Figure 4 : Photo d'un ACSM	13
Figure 5 : Carte régionale de la localisation des mesures de particules ultrafines et de chimie des particules	14
Figure 6 : Localisation de la station de Talence (agglomération bordelaise)	15
Figure 7 : Localisation de la station de fond de Poitiers - Augouard	15
Figure 8 : Localisation de la station de Lacq	16
Figure 9 : Roses des vents saisonnières de l'année 2018 (données horaires)	19
Figure 10 : Pluviométrie et températures minimale et maximale (données journalières)	20
Figure 11 : Distribution moyenne par taille de PUF (données horaires).....	22
Figure 12 : Distribution moyenne du nombre et de la masse des particules de diamètre compris entre 0,25 et 10 μm (données horaires)	22
Figure 13 : Profils annuels moyens des différentes classes de PUF par site (représentation « radar »)	23
Figure 14 : Comparaison des profils annuels moyens de Bordeaux - Talence et Lacq pour chaque classe de taille de particules	24
Figure 15 : Évolution temporelle du nombre de particules journaliers sur les sites de Bordeaux - Talence et de Lacq sur l'ensemble de l'année 2018.....	24
Figure 16 : Évolution temporelle du nombre de particules journaliers sur le site de Lacq sur l'ensemble de l'année 2018 (données du GRIMM).....	25
Figure 17 : Profils journaliers moyens du nombre de particules des différentes classes de taille pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)	26
Figure 18 : Profils journaliers moyens du nombre et de la masse de particules des différentes classes de taille donnés par le GRIMM sur le site de Lacq pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)	27
Figure 19 : Corrélogramme pour le site de Bordeaux - Talence.....	28
Figure 20 : Corrélogramme pour le site de Lacq (*polluant mesuré à la station Labastide-Cézéracq, située à environ 7,5 km de la station Lacq).....	29
Figure 21 : Évolution des moyennes mensuelles du nombre de PUF totales (<800 nm) vs. la concentration en NO_2 et du nombre de PUF comprises entre 20 et 50 nm vs. la concentration en $\text{BC}_{\text{fossil fuel}}$	30
Figure 22 : Évolution des moyennes mensuelles du nombre de PUF comprises entre 100 et 200 nm de diamètre vs. la concentration en $\text{BC}_{\text{wood burning}}$	30
Figure 23 : Roses de pollution saisonnières des classes 30-50 nm et 100-200 nm en moyenne horaire sur le site de Bordeaux - Talence en 2018 (concentration en fonction de la force et la direction du vent)	31
Figure 24 : Roses de pollution saisonnières des classes 30-50 nm et 100-200 nm en moyenne horaire sur le site de Lacq en 2018 (concentration en fonction de la force et la direction du vent)	32
Figure 25 : Représentation de type boxplot des moyennes horaires en BC_{total} , $\text{BC}_{\text{wood burning}}$ et $\text{BC}_{\text{fossil fuel}}$ (explication de la représentation en « boxplot » en Annexe 3)	34
Figure 26 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne journalière de PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff})	35
Figure 27 : Moyennes mensuelles des contributions aux PM_{10} des fractions issues de la combustion de biomasse et de la combustion de fuel fossile	35
Figure 28 : Profils journaliers moyens des concentrations horaires en $\text{PM}_{\text{wood burning}}$ et $\text{PM}_{\text{fossil fuel}}$ pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)	36

Figure 29 : Roses de pollution de $BC_{wood\ burning}$ et $BC_{fuel\ fossile}$ pour chaque site étudié sur l'année 2018 (données horaires)	37
Figure 30 : Représentation de type boxplot des moyennes horaires en matière organique (OM) et ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) (explication de la représentation en « boxplot » en Annexe 3)	40
Figure 31 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne journalière de PM_{10} et de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-})	40
Figure 32 : Évolution temporelle des contributions journalières aux PM_1 de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-})	41
Figure 33 : Profils journaliers moyens des concentrations horaires en matière organique (OM) et en ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) pour (a) les jours de semaine et (b) les weekends (Hiver : janv., fév., déc. ; Printemps : mars, avr., mai ; Été : juin, juil., août ; Automne : sept., oct., nov.) (heures basées sur l'heure TU)	42
Figure 34 : Roses de pollution de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) pour le site de Bordeaux - Talence sur l'année 2018 (données horaires)	43
Figure 35 : Roses de pollution de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) pour le site de Poitiers - Augouard sur l'année 2018 (données horaires)	44
Figure 36 : Évolution temporelle des concentrations et des contributions aux PM_1 en moyenne horaire de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) au mois de novembre 2018	45
Figure 37 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne horaire de PM_{10} , $PM_{2,5}$ et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff}) au mois de novembre 2018	45
Figure 38 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire sur les sites de Bordeaux - Talence au mois de novembre 2018	46
Figure 39 : Évolution temporelle des concentrations et des contributions aux PM_1 en moyenne horaire de la matière organique (OM) et des ions chlorure (Cl^-), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}) fin février-début mars 2018	46
Figure 40 : Évolution temporelle des concentrations en moyenne horaire de PM_{10} , $PM_{2,5}$ et des fractions issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) et de la combustion de fuel fossile (PM_{ff}) fin février-début mars 2018	47
Figure 41 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire sur les sites de Bordeaux - Talence fin février-début mars 2018	47
Figure 42 : Évolution temporelle du nombre de particules horaire et de la concentration en SO_2 sur les sites de Lacq au mois de mai 2018	47
Figure 43 : Schéma explicatif du diagramme en boîte	57

Table des tableaux

Tableau 1 : Taux de fonctionnement des différents appareils pour chaque site et chaque mois de l'année	17
Tableau 2 : Nombre de particules horaire et journalier enregistré par l'UFP 3031 à Bordeaux - Talence et à Lacq au cours de l'année 2018	21
Tableau 3 : Moyennes annuelles et maxima journaliers et horaires obtenus par l'AE33 pour les sites de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard (% wb dans PM_{10} = part de la combustion de la biomasse dans les PM_{10} ; % ff dans PM_{10} = part de la combustion de fuel fossile dans les PM_{10})	34
Tableau 4 : Moyennes annuelles et maxima journaliers et horaires de chimie des particules pour les sites de Bordeaux - Talence et Poitiers - Augouard	39

Annexes



ANNEXE 1 : Bibliographie

- Anastasio, C., Martin, S.T., 2001. Atmospheric nanoparticles. *Rev. Mineral. Geochem.* 44, 293–349. <https://doi.org/10.2138/rmg.2001.44.08>
- Berico, M., Luciani, A., Formignani, M., 1997. Atmospheric aerosol in an urban area—measurements of TSP and PM10 standards and pulmonary deposition assessments. *Atmos. Environ.* 31, 3659–3665. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00204-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00204-5)
- Berresheim, H., Wine, P., Davis, D., 1995. Sulfur in the atmosphere. *Compos. Chem. Clim. Atmosphere* 251–307.
- Bodhaine, B.A., 1995. Aerosol absorption measurements at Barrow, Mauna Loa and the south pole. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 100, 8967–8975.
- Buseck, P.R., Adachi, K., 2008. Nanoparticles in the atmosphere. *Elements* 4, 389–394. <https://doi.org/10.2113/gselements.4.6.389>
- Chevrier, F., 2016. Chauffage au bois et qualité de l'air en Vallée de l'Arve: définition d'un système de surveillance et impact d'une politique de rénovation du parc des appareils anciens (Thèse). Université Grenoble Alpes, Grenoble.
- Delfino, R.J., Sioutas, C., Malik, S., 2005. Potential Role of Ultrafine Particles in Associations between Airborne Particle Mass and Cardiovascular Health. *Environ. Health Perspect.* 113, 934–946.
- Docherty, K.S., Lewandowski, M., Jimenez, J.L., 2015. Effect of Vaporizer Temperature on Ambient Non-Refractory Submicron Aerosol Composition and Mass Spectra Measured by the Aerosol Mass Spectrometer. *Aerosol Sci. Technol.* 49, 485–494.
- Donaldson, K., Stone, V., Seaton, A., MacNee, W., 2001. Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. *Environ. Health Perspect.* 109, 523–527.
- El Haddad, I., Marchand, N., Dron, J., Temime-Roussel, B., Quivet, E., Wortham, H., Jaffrezo, J.L., Baduel, C., Voisin, D., Besombes, J.L., 2009. Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France. *Atmos. Environ.* 43, 6190–6198.
- Favez, O., Haddad, I.E., Piot, C., Boréave, A., Abidi, E., Marchand, N., Jaffrezo, J.-L., Besombes, J.-L., Personnaz, M.-B., Sciare, J., 2010. Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 5295–5314.
- Gehring, U., Wijga, A.H., Brauer, M., Fischer, P., de Jongste, J.C., Kerkhof, M., Oldenwening, M., Smit, H.A., Brunekreef, B., 2010. Traffic-related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 181, 596–603.
- Hansen, A.D.A., Conway, T.J., Strele, L.P., Bodhaine, B.A., Thoning, K.W., Tans, P., Novakov, T., 1989. Correlations among combustion effluent species at Barrow, Alaska: Aerosol black carbon, carbon dioxide, and methane. *J. Atmospheric Chem.* 9, 283–299.
- Heeb, N.V., Forss, A.-M., Brühlmann, S., Lüscher, R., Saxer, C.J., Hug, P., 2006. Three-way catalyst-induced formation of ammonia—velocity- and acceleration-dependent emission factors. *Atmos. Environ.* 40, 5986–5997.
- Heintzenberg, J., 1989. Fine particles in the global troposphere A review. *Tellus B* 41B, 149–160. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.1989.tb00132.x>
- Heintzenberg, J., Covert, D.C., Van Dingenen, R., 2000. Size distribution and chemical composition of marine aerosols: a compilation and review. *Tellus B* 52, 1104–1122. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.2000.00136.x>
- Herich, H., Hueglin, C., Buchmann, B., 2011. A 2.5 year's source apportionment study of black carbon from wood burning and fossil fuel combustion at urban and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Meas. Tech.* 4, 1409–1420.
- Jimenez, J.L., Canagaratna, M.R., Donahue, N.M., Prevot, A.S.H., Zhang, Q., Kroll, J.H., DeCarlo, P.F., Allan, J.D., Coe, H., Ng, N.L., Aiken, A.C., Docherty, K.S., Ulbrich, I.M., Grieshop, A.P., Robinson, A.L., Duplissy, J., Smith, J.D., Wilson, K.R., Lanz, V.A., Hueglin, C., Sun, Y.L., Tian, J., Laaksonen, A., Raatikainen, T., Rautiainen, J., Vaattovaara, P., Ehn, M., Kulmala, M., Tomlinson, J.M., Collins, D.R., Cubison, M.J., Dunlea, J., Huffman, J.A., Onasch, T.B., Alfarra, M.R., Williams, P.I., Bower, K., Kondo, Y., Schneider, J., Drewnick, F., Borrmann, S., Weimer, S., Demerjian, K., Salcedo, D., Cottrell, L., Griffin, R., Takami, A., Miyoshi, T., Hatakeyama, S., Shimojo, A., Sun, J.Y., Zhang, Y.M., Dzepina, K., Kimmel, J.R., Sueper, D., Jayne, J.T.,

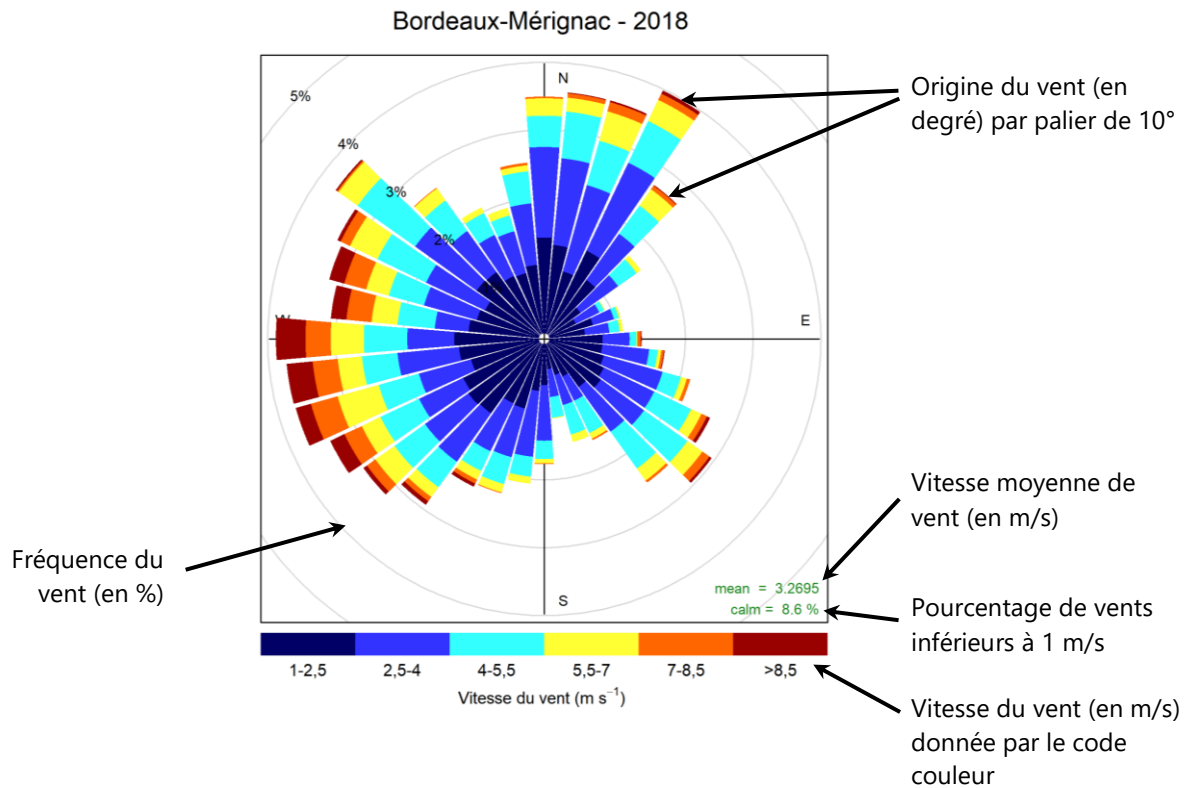
- Herndon, S.C., Trimborn, A.M., Williams, L.R., Wood, E.C., Middlebrook, A.M., Kolb, C.E., Baltensperger, U., Worsnop, D.R., 2009. Evolution of Organic Aerosols in the Atmosphere. *Science* 326, 1525–1529. <https://doi.org/10.1126/science.1180353>
- Kiehl, J., Rodhe, H., 1995. Modeling geographical and seasonal forcing due to aerosols. *Aerosol Forcing Clim.* 281–296.
- Kirchstetter, T.W., Novakov, T., Hobbs, P.V., 2004. Evidence that the spectral dependence of light absorption by aerosols is affected by organic carbon. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 109.
- Kocbach, A., Li, Y., Yttri, K.E., Cassee, F.R., Schwarze, P.E., Namork, E., 2006. Physicochemical characterisation of combustion particles from vehicle exhaust and residential wood smoke. *Part. Fibre Toxicol.* 3, 1.
- Korhonen, P., Kulmala, M., Laaksonen, A., Viisanen, Y., McGraw, R., Seinfeld, J.H., 1999. Ternary nucleation of H₂SO₄, NH₃, and H₂O in the atmosphere. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 104, 26349–26353. <https://doi.org/10.1029/1999JD900784>
- Kulmala, M., Vehkamäki, H., Petäjä, T., Dal Maso, M., Lauri, A., Kerminen, V.M., Birmili, W., McMurry, P.H., 2004. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations. *J. Aerosol Sci.* 35, 143–176. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.10.003>
- Laschober, C., Limbeck, A., Rendl, J., Puxbaum, H., 2004. Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmos. Environ.* 38, 2187–2195.
- LCSQA, 2015. Impact de la combustion de la biomasse sur les concentrations de PM₁₀ dans les 10 agglomérations du programme CARA au cours de l'hiver 2014-2015.
- Lelieveld, J., Berresheim, H., Borrmann, S., Crutzen, P.J., Dentener, F.J., Fischer, H., Feichter, J., Flatau, P.J., Heland, J., Holzinger, R., Korrmann, R., Lawrence, M.G., Levin, Z., Markowicz, K.M., Mihalopoulos, N., Minikin, A., Ramanathan, V., de Reus, M., Roelofs, G.J., Scheeren, H.A., Sciare, J., Schlager, H., Schultz, M., Siegmund, P., Steil, B., Stephanou, E.G., Stier, P., Traub, M., Warneke, C., Williams, J., Ziereis, H., 2002. Global Air Pollution Crossroads over the Mediterranean. *Science* 298, 794–799. <https://doi.org/10.1126/science.1075457>
- Logan, J.A., 1983. Nitrogen oxides in the troposphere: Global and regional budgets. *J. Geophys. Res. Oceans* 88, 10785–10807. <https://doi.org/10.1029/JC088iC15p10785>
- Morawska, L., Bofinger, N.D., Kocis, L., Nwankwoala, A., 1998. Submicrometer and supermicrometer particles from diesel vehicle emissions. *Environ. Sci. Technol.* 32, 2033–2042.
- Mozurkewich, M., 1993. The dissociation constant of ammonium nitrate and its dependence on temperature, relative humidity and particle size. *Atmospheric Environ. Part Gen. Top.* 27, 261–270. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90356-4](https://doi.org/10.1016/0960-1686(93)90356-4)
- Oberdörster, G., Oberdörster, E., Oberdörster, J., 2005. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 113, 823–839.
- Putaud, J.P., Van Dingenen, R., Alastuey, A., Bauer, H., Birmili, W., Cyrys, J., Flentje, H., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Herrmann, H., Hitztenberger, R., Hüglin, C., Jones, A.M., Kasper-Giebl, A., Kiss, G., Koussa, A., Kuhlbusch, T.A.J., Löschau, G., Maenhaut, W., Molnar, A., Moreno, T., Pekkanen, J., Perrino, C., Pitz, M., Puxbaum, H., Querol, X., Rodriguez, S., Salma, I., Schwarz, J., Smolik, J., Schneider, J., Spindler, G., ten Brink, H., Tursic, J., Viana, M., Wiedensohler, A., Raes, F., 2004a. A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmos. Environ.* 44, 1308–1320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.011>
- Putaud, J.P., Van Dingenen, R., Dell'Acqua, A., Raes, F., Matta, E., Decesari, S., Facchini, M.C., Fuzzi, S., 2004b. Size-segregated aerosol mass closure and chemical composition in Monte Cimone (I) during MINATROC. *Atmos Chem Phys* 4, 889–902. <https://doi.org/10.5194/acp-4-889-2004>
- Raes, F., Dingenen, R.V., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.-P., Seinfeld, J.H., Adams, P., 2000. Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmos. Environ.* 34, 4215–4240.
- Ristovski, Z.D., Morawska, L., Bofinger, N.D., Hitchins, J., 1998. Submicrometer and supermicrometer particulate emission from spark ignition vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3845–3852.
- Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Szidat, S., Perron, N., Alfarra, M.R., Lanz, V.A., Weingartner, E., Baltensperger, U., 2008a. Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter. *Environ. Sci. Technol.* 42, 3316–3323.

- Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Weingartner, E., Schmidhauser, R., Gysel, M., Baltensperger, U., 2008b. A study of wood burning and traffic aerosols in an Alpine valley using a multi-wavelength Aethalometer. *Atmos. Environ.* 42, 101–112.
- Sciare J., Favez O., Sarda-Estève R., Oikonomou K., Cachier H., Kazan V., 2009. Long - term observations of carbonaceous aerosols in the Austral Ocean atmosphere: Evidence of a biogenic marine organic source. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 114.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 2nd Edition. John Wiley & Sons, New York.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, New York.
- Strickland, M.J., Klein, M., Correa, A., Reller, M.D., Mahle, W.T., Riehle-Colarusso, T.J., Botto, L.D., Flanders, W.D., Mulholland, J.A., Siffel, C., 2009. Ambient air pollution and cardiovascular malformations in Atlanta, Georgia, 1986–2003. *Am. J. Epidemiol.* 169, 1004–1014.
- Sun, H., Biedermann, L., Bond, T.C., 2007. Color of brown carbon: A model for ultraviolet and visible light absorption by organic carbon aerosol. *Geophys. Res. Lett.* 34.
- Terzano, C., Di Stefano, F., Conti, V., Graziani, E., Petroianni, A., 2010. Air pollution ultrafine particles: toxicity beyond the lung. *Eur Rev Med Pharmacol Sci* 14, 809–821.
- Whitby, K.T., 1978. The physical characteristics of sulfur aerosols. *Atmospheric Environ.* 1967 12, 135–159. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(78\)90196-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(78)90196-8)
- Yu, J.Z., Huang, X.-F., Xu, J., Hu, M., 2005. When Aerosol Sulfate Goes Up, So Does Oxalate: Implication for the Formation Mechanisms of Oxalate. *Environ. Sci. Technol.* 39, 128–133. <https://doi.org/10.1021/es049559f>
- Zhang, Y., Seigneur, C., Seinfeld, J.H., Jacobson, M., Clegg, S.L., Binkowski, F.S., 2000. A comparative review of inorganic aerosol thermodynamic equilibrium modules: similarities, differences, and their likely causes. *Atmos. Environ.* 34, 117–137.

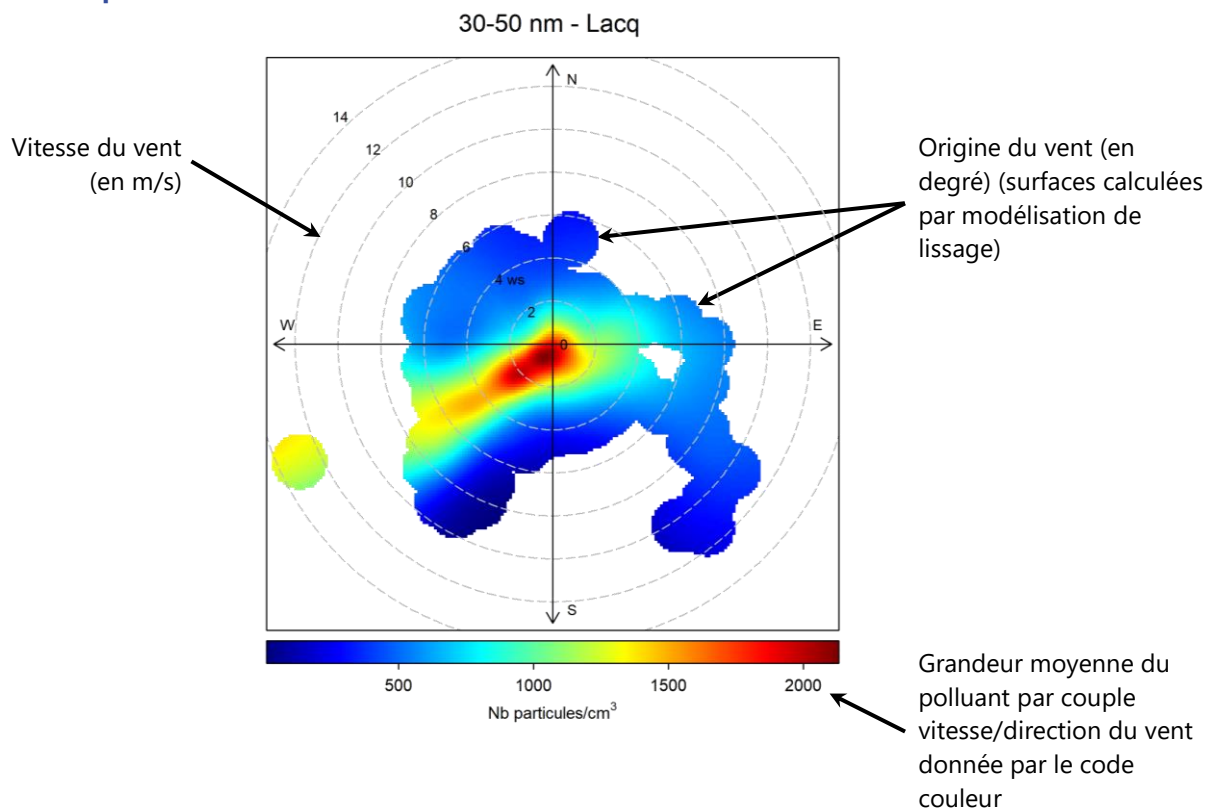
ANNEXE 2 : Lecture des roses des vents et des roses de pollution

Les roses des vents et de pollution sont réalisées grâce au package Openair du logiciel R.

» Rose des vents :



» Rose de pollution :



ANNEXE 3 : Représentation statistique des données à l'aide de « boxplot »

Le diagramme en boîte, ou « boxplot » en anglais, est la représentation statistique d'une série de données d'observation. Cet outil graphique permet la représentation des informations de dispersion de la série de données étudiée : moyenne, médiane, valeurs extrêmes, premier et troisième quartile.

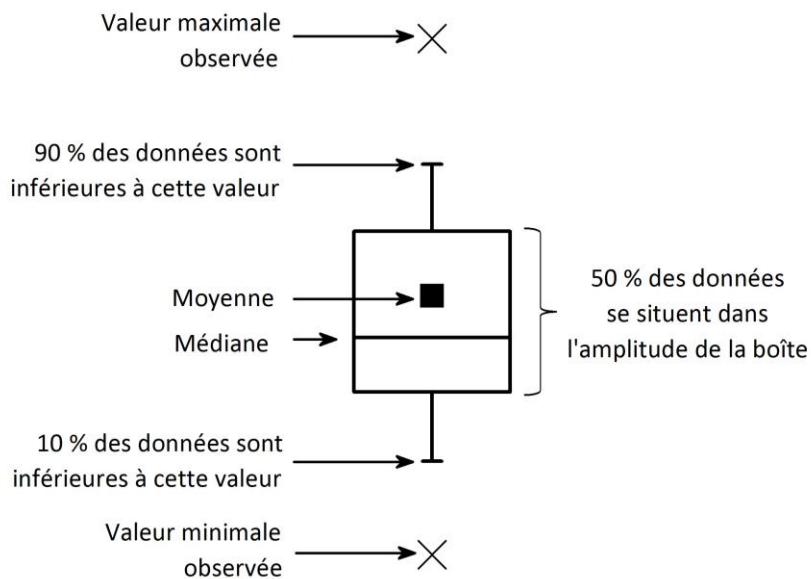
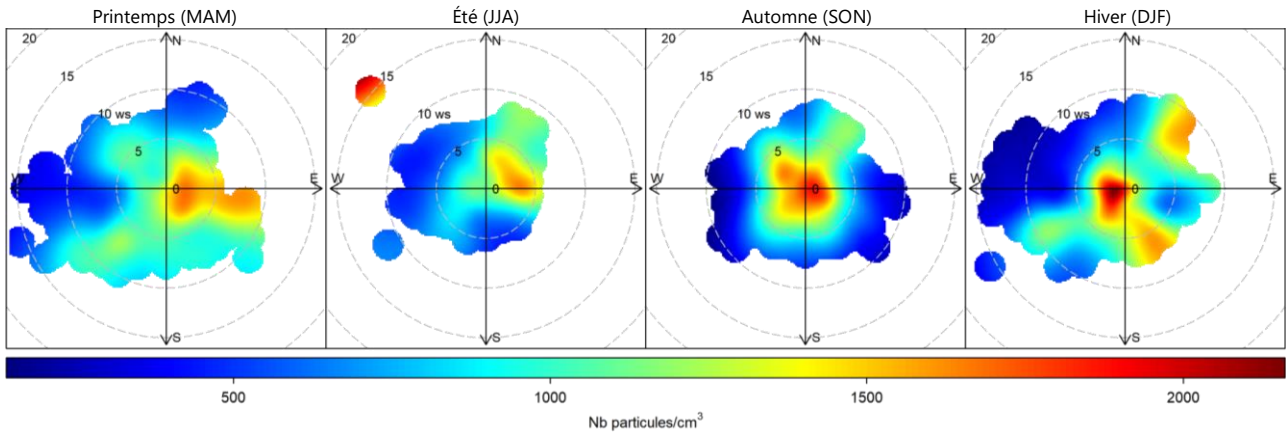


Figure 43 : Schéma explicatif du diagramme en boîte

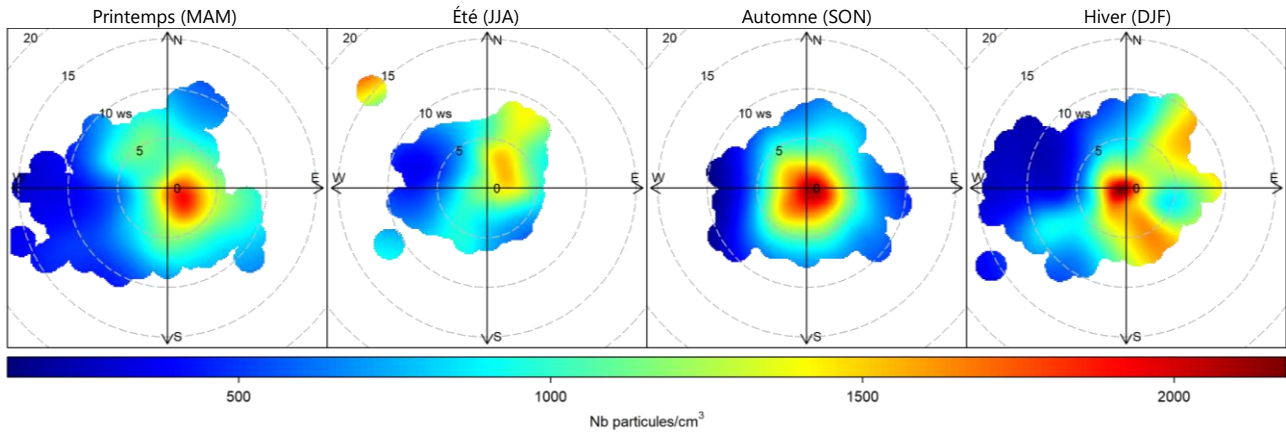
ANNEXE 4 : Roses de pollution des PUF

» Bordeaux - Talence :

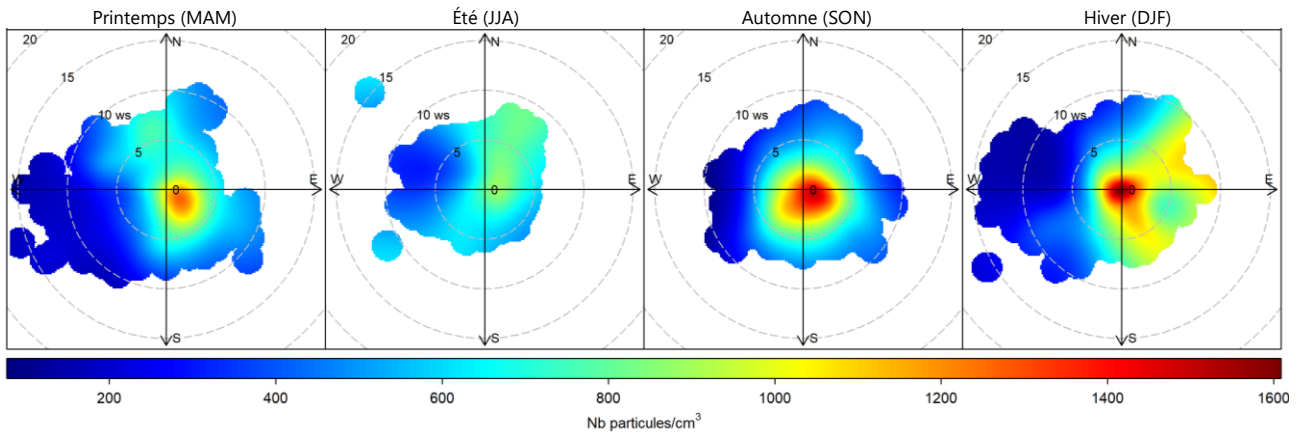
20-30 nm



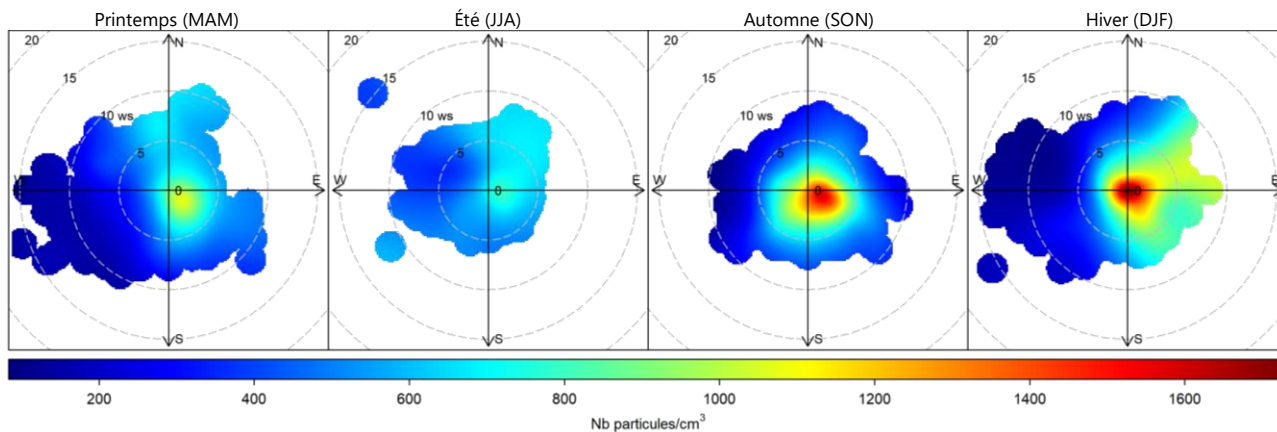
30-50 nm



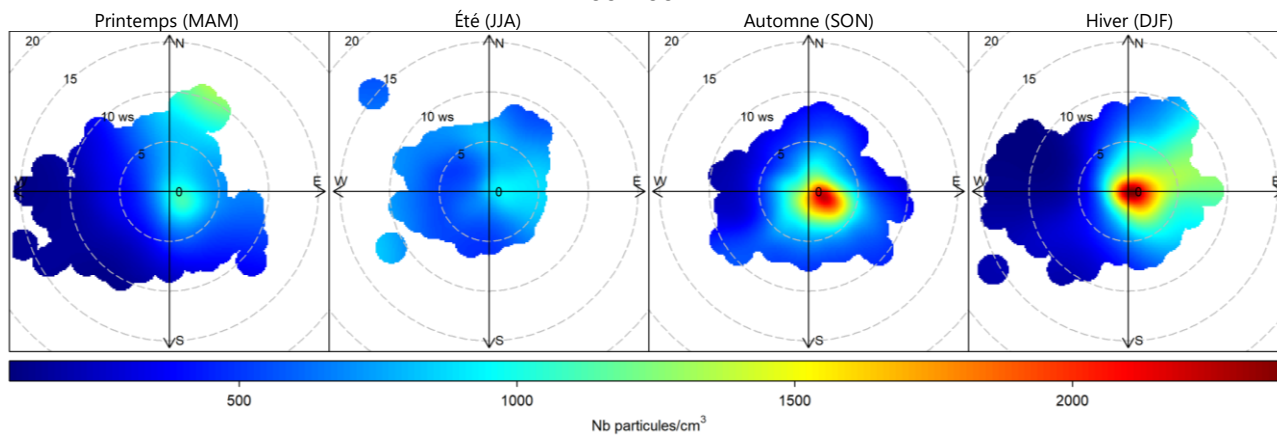
50-70 nm



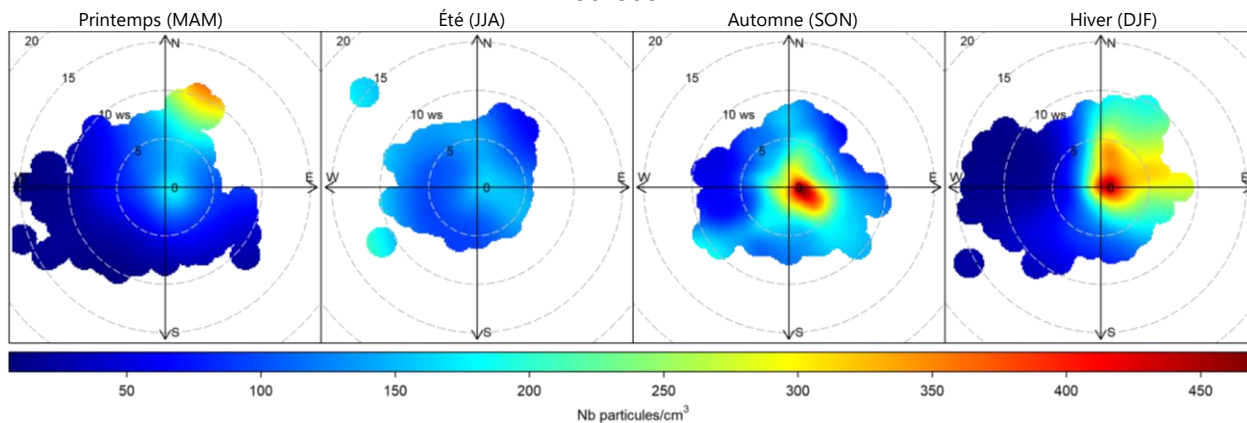
70-100 nm



100-200 nm

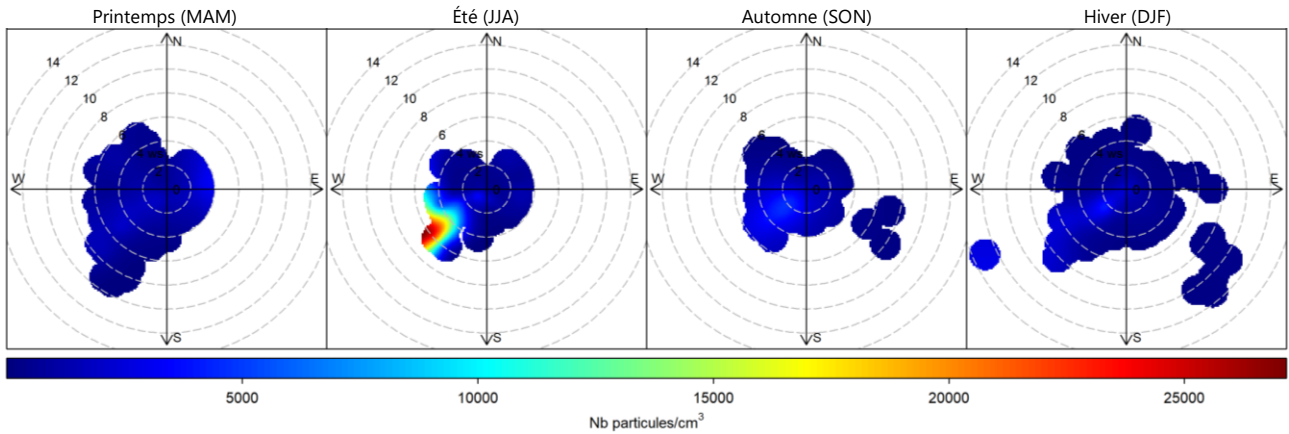


200-800 nm

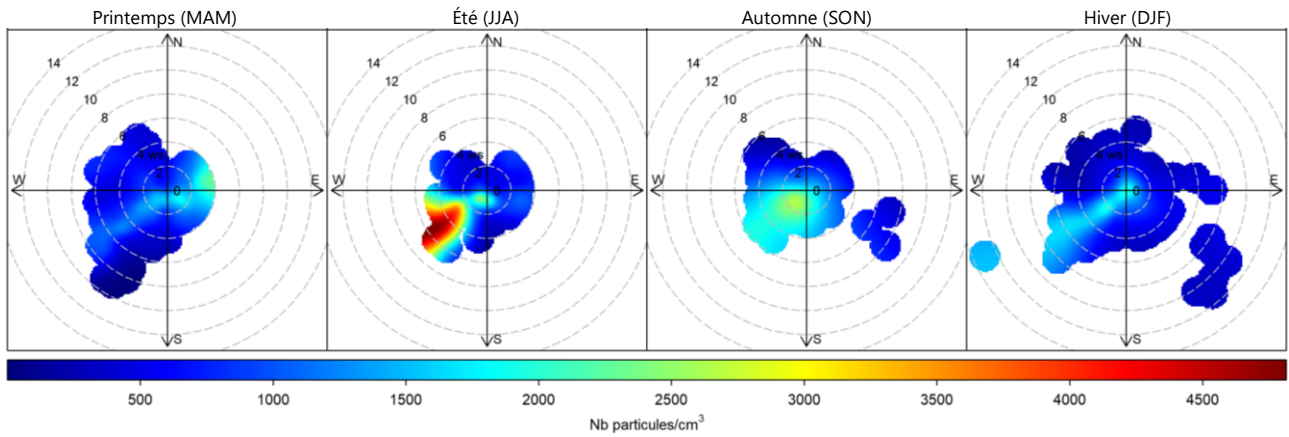


» Lacq :

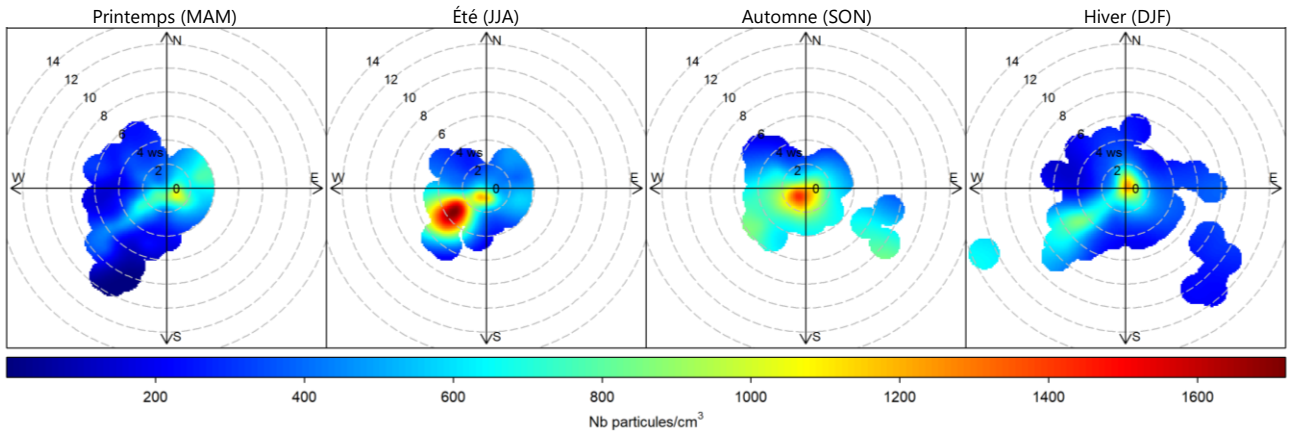
20-30 nm



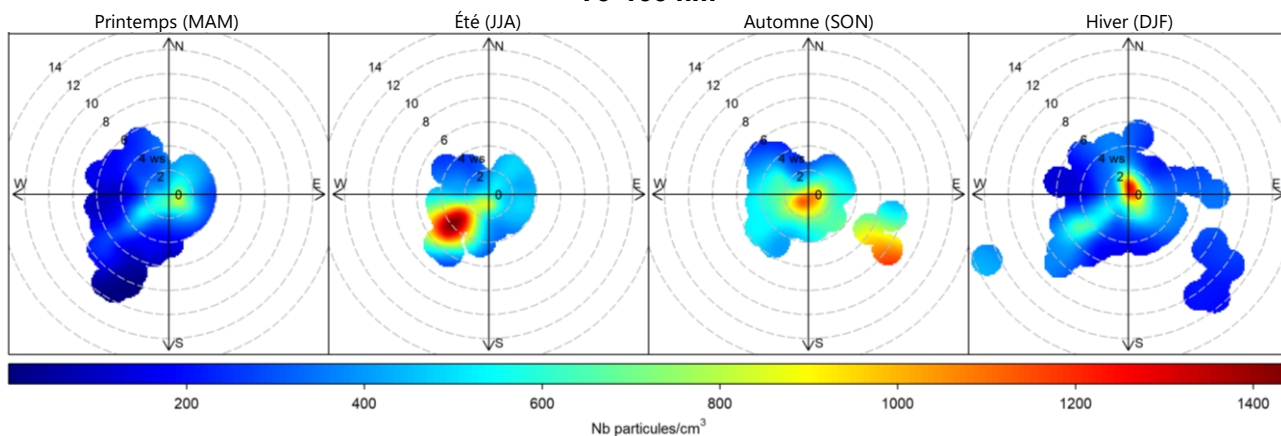
30-50 nm



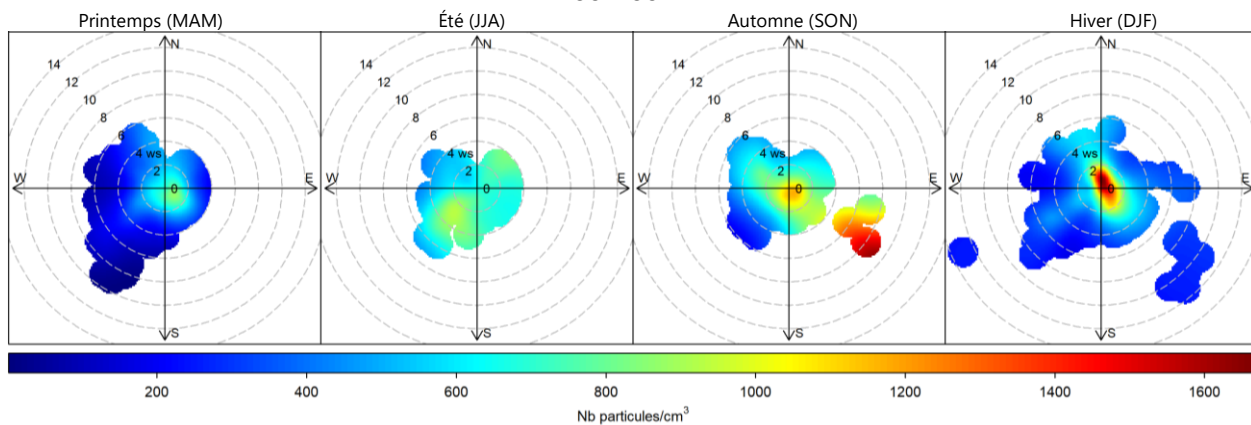
50-70 nm



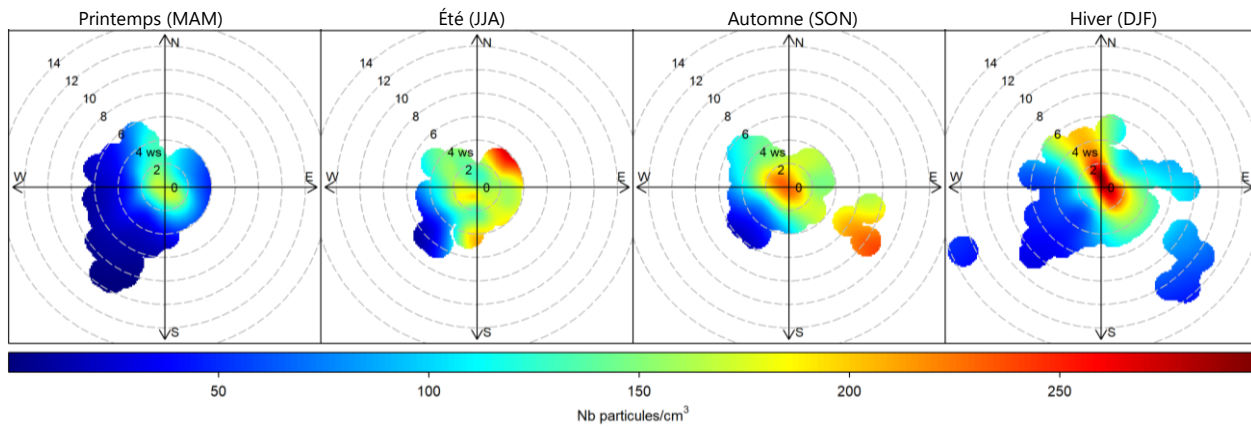
70-100 nm



100-200 nm



200-800 nm





RETROUVEZ TOUTES
NOS PUBLICATIONS SUR :
www.atmo-nouvelleaquitaine.org

Contacts

contact@atmo-na.org
Tél. : 09 84 200 100

Pôle Bordeaux (siège social) - ZA Chemin Long
13 allée James Watt - 33 692 Mérignac Cedex

Pôle La Rochelle (adresse postale-facturation)
ZI Périgny/La Rochelle - 12 rue Augustin Fresnel
17 180 Périgny

Pôle Limoges
Parc Ester Technopole - 35 rue Soyouz
87 068 Limoges Cedex

