



HAL
open science

CARACTERISATION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE (PM10 ET PM2.5) A ABIDJAN ET KORHOGO (COTE D'IVOIRE) EN LIEN AVEC LA SANTE DES POPULATIONS

Sylvain Gnamien

► **To cite this version:**

Sylvain Gnamien. CARACTERISATION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE (PM10 ET PM2.5) A ABIDJAN ET KORHOGO (COTE D'IVOIRE) EN LIEN AVEC LA SANTE DES POPULATIONS. Ingénierie de l'environnement. Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 2022. Français. NNT: . tel-03811519

HAL Id: tel-03811519

<https://hal.science/tel-03811519>

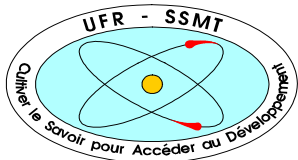
Submitted on 11 Oct 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université Félix Houphouët-Boigny



Unité de Formation et de Recherche
Sciences des Structures de la Matière et de Technologie

N° d'ordre : 2518/2022

Année : 2021 – 2022

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE FELIX HOUPHOUËT-BOIGNY

Mention : PHYSIQUE

Spécialité : Physique-Chimie de l'Atmosphère

Présentée par :

GNAMIEN N'DOUFFOU KONAN SYLVAIN

Sur le thème :

**CARACTERISATION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE (PM₁₀ ET PM_{2.5}) A
ABIDJAN ET KORHOGO (COTE D'IVOIRE) EN LIEN AVEC LA SANTE DES
POPULATIONS**

Soutenue le 25 / 02 / 2022

Devant le jury composé de :

- Président** : M. Abé Delfin OCHOU, Professeur Titulaire, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan)
Directeur : Mme Véronique YOBOUÉ, Professeur Titulaire, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan)
Directeur : Mme Catherine LIOUSSE, Directrice de Recherche, Université Paul Sabatier (Toulouse III)
Rapporteur : Mme Céline MARI-BONTOUR, Directrice de Recherche, Université Paul Sabatier (Toulouse III)
Rapporteur : M. Bouya DIOP, Professeur Titulaire, Université Gaston Berger (Saint Louis)
Examineur : Mme Armelle BAEZA, Professeur Titulaire, Université Denis Diderot (Paris VII)

*À la mémoire de ma Mère,
Mme N'DRI Amoin Solange épouse KONAN.*

*À mon Père,
M. Gnamien KONAN.*

Exposure to atmospheric pollutants produces a broad spectrum of health hazards, especially for the poor, and causes millions of premature deaths. People become sick, for example, from breathing high levels of smoke from fuels used in cooking or heating. There is also pollution that affects everyone, caused by transport, industrial fumes, substances that contribute to the acidification of soil and water, fertilizers, insecticides, fungicides, herbicides, and agrottoxins in general.

Pape François

REMERCIEMENTS

Avant tout propos, je tiens à dire que l'ordre d'apparition dans ces remerciements, n'est lié qu'à un besoin stylistique, et n'est donc corrélé à la hauteur du remerciement, même si... Le parcours fut long, semé de bonnes et belles rencontres qui ont contribué à l'accomplissement de ce travail de thèse.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet PASMU (Pollution de l'Air et Santé dans les Milieux Urbains), qui a bénéficié d'un financement dans le cadre du Contrat de Désendettement et de Développement (C2D) – Education. De plus, par le concours du C2D, j'ai pu bénéficier d'une bourse de mobilité du Programme d'Appui à la Modernisation et à la Réforme des Universités et Grandes Ecoles de Côte d'Ivoire (AMRUGE), qui m'a permis de faire plusieurs missions à Toulouse en France. Le projet PASMU a pour objectif d'étudier la pollution atmosphérique urbaine et son incidence sur la santé des populations. Ce projet s'inscrit dans la continuité du programme DACCIWA (2014 - 2018), qui a initié dans son Work-Package 2, la surveillance sur le long terme de la qualité de l'air en milieu urbain de l'Afrique de l'Ouest. Par ailleurs, cette thèse a bénéficié d'un soutien financier du Centre d'excellence Africain sur le Changement Climatique, la Biodiversité et l'Agriculture Durable (CEA-CCBAD).

Cette thèse a été possible grâce au Professeur Véronique Yoboué (LASMES) et Docteur Cathy Liousse (Laero), qui ont bien voulu me confier ce sujet et surtout qui ont dirigé les travaux menés. Je tiens à vous dire merci pour la confiance placée en ma personne.

Pour la petite histoire, en 2015, à l'occasion de mon Master 2, j'ai eu l'opportunité d'intégrer l'équipe du Pr Véronique Yoboué, une grande Dame de la recherche scientifique, une grande Dame tous simplement. Professeur, vos conseils et votre parcours n'ont eu de cesse de me servir tout au long de ces années. Comment parler du Pr Yoboué, sans parler de Dr Cathy Liousse qui m'a accueilli à Toulouse (France), a dirigé mes travaux, mais aussi a facilité mes séjours lors de mes différentes missions à Toulouse. Pr Yoboué et Dr Cathy (31 ans de collaboration) vous m'avez donné l'opportunité d'apprendre et de grandir scientifiquement et personnellement, en faisant fi de mes nombreux défauts, je ne peux rien dire de plus que MERCI, et en espérant pouvoir continuer à apprendre à vos côtés !

A ce stade, je voudrais adresser une mention spéciale au Pr Abé Delfin Ochou (Professeur Titulaire). Professeur, un grand merci pour votre disponibilité, votre simplicité et votre accessibilité, mais aussi pour avoir accepté de présider le jury de soutenance de ma thèse. C'est aussi l'occasion d'exprimer ma gratitude à Dr Céline Mari (Directrice de Recherche au Laero, Toulouse - France) et au Pr Bouya Diop (Professeur Titulaire, Université Gaston Berger Saint Louis - Sénégal) pour avoir rapporté ce travail de thèse. Vos observations nous

ont permis d'améliorer ce travail. Au Professeur Armelle Baeza (Professeur de Toxicologie, BFA, Paris - France) merci d'avoir accepté de participer à ce jury de thèse, en temps qu'examineur.

J'adresse mes sincères remerciements au Professeur Arsène Kobéa (Directeur de Recherche). Professeur Kobéa, vos conseils au quotidien nous ont permis de nous éloigner de la SINÉCURE.

Je remercie particulièrement Pr Paul Assamoi, pour avoir accepté ma candidature au master du LAPA-MF, en sa qualité de Directeur LAPA-MF en 2015, et surtout pour m'avoir encadré lors de mon stage de Master 2, au sein dudit laboratoire. A travers vous Professeur, j'adresse mes remerciements à l'ensemble des Professeurs du LASMES (ex LAPA-MF), en vos grades et qualités. Remerciements particuliers à mes chers Maîtres, Pr Arsène Kobéa, Pr Delfin Ochou, Pr Georges Kouadio, Pr Angora Aman, Pr Olivier Obrou, Pr Yves Kouadio, Pr Adama Diawara, Pr Vafi Doumbia, et Pr Éric-Pascal Zahiri.

A vous chers jeunes Maîtres, Pr Fidèle Yoroba, Pr Benjamin Kouassi, Pr Kouakou Kouadio, Dr Éric-Michel Assamoi, Dr Adjon Kouassi, Dr Augustin Kouadio, Dr Sékou Keita, Dr Julien Bahino, Dr Siélé Silué, Dr N'Datchoh Eveline Touré, Dr Money Osohou, Dr Madina Doumbia, Dr Martin Konan, Dr Rosine Djeha, Dr Adama Bamba et Dr Yacou Ouattara, à chacun de vous MERCI pour votre disponibilité, et surtout pour avoir maintenu le chemin ouvert.

Un grand merci à tous les membres de l'équipe Aérosols et pollution du LASMES, notre force réside dans notre unité, restons soudé !

Il faut rappeler qu'au départ de cette aventure de chercheur se trouve Dr Éric-Michel Assamoi, qui m'a inculqué le sens du détail, le sens du travail bien fait, et surtout le sens du travail bien rendu. Avec lui, tous mes chers Maîtres, mes grands frères et grandes sœurs du club CABRINI, vous qui m'avez accueilli; ces travaux ont abouti grâce à vos encouragements, veuillez recevoir toute mon infinie gratitude !

J'ai eu le privilège de faire mes travaux de thèse en Codirection avec le Laboratoire d'Aérodynamique de Toulouse, Laero. Mes séjours ont été d'autant plus agréables grâce à l'accueil qui m'a été réservé à toutes les étapes, aussi bien sur le plan administratif et financier par Mme Marisa Viallet, Mme Karine Mercadier et Mme Virginie Redon, que technique par Dr Corine Galy-Lacaux (Responsable du laboratoire d'analyse du Laero), Éric Gardrat et Maria Dias-Alves; merci de vos disponibilités. Mes remerciements vont à l'endroit de Dr Claire Delon (Responsable de l'équipe LÉETCHI, équipe d'accueil à Toulouse), Claire Granier,

Véronique Pont, Thierno Doumbia et Dominique Serça, mais aussi au Directeur du Laero, Sylvain Coquillat.

Cette thèse a été grandement favorisé par l'ensemble des jeunes chercheurs du LASMES, sis au bâtiment dit « Coréen », dont la salle de travail est managée des mains de maître par Dr Abdel-Aziz Kassamba Diaby. Je peux citer Dr Money Ossohou (Alias Bilitch), Dr Alima Dajuma, Dr Maurin Zouzoua, Dr Hermann Yapo, Dr Martial Yapo, Dr Moïse Famien, Dr Franck Grodji, Dr Jacques Adon, Dr Josée Koffi, Chef Mahié, Adama Bakayoko, Mohamed Diaby, Zié Tuo, Tiémoko Touré, Kouacou Bosson, Sinaly Dosso, Arsène Ochou, Kouadio N'Guessan, Ibrahim Kone, ... Je ne saurais oublier l'ensemble des étudiants, du CEA-CCBAD, maintenant Docteur pour la plupart, entre autres Dr Dambré Koumgbanane, Dr Salomon Obahoundjé, Dr Vicky Kondy et Dr Sacré Didi.

Tout au long de nos travaux, dans le cadre du projet PASMU, nous avons eu à collaborer avec des chercheurs de plusieurs institutions. Je veux citer Dr Kouamé Kouadio de l'Institut Pasteur de Côte d'Ivoire (IPCI), Dr Siélé Silué et Dr Sékou Keita de l'Université Péléforo Gon Coulibaly de Korhogo (UPGC), merci de vous être rendus disponibles, sans oublier M. William Kacou, M. Soro et M. Blé. De plus, un grand merci au Dr Rajesh Kumar, du National Center for Atmospheric Research, Boulder-USA, qui a effectué toutes les simulations numériques. De plus, je tiens à souligner le rôle très important qu'a joué Dr Zouzoua, mon binôme de la bourse AMRUGE, sans qui j'aurais mis plus de temps à écrire mes programmes (en langage python). Cher frère merci !

Depuis 6 années, j'ai eu la chance de participer à de nombreux projets conduits par le Ministère en charge de l'Environnement, où j'ai pu apprendre énormément, grâce au Pr Yoboué. De plus, je dis un grand merci au Dr Assamoi (Directeur de la Lutte contre les Changements Climatiques), et à ses collaborateurs, mais aussi à mon oncle M. N'Dri Aimé et à ses collaborateurs du Programme National Changement Climatique, qui n'ont cessé de me faire confiance pour différentes missions. Aussi, j'adresse mes remerciements au Dr Alain Serge Kouadio (Directeur de l'Economie Verte et de la Responsabilité Sociétale du Ministère en charge de l'Environnement) et à M. Yao (affectueusement Chef Yao) pour leurs conseils et encouragements.

Cette thèse est dédiée à ma mère, Mme N'Dri Solange épouse Konan ; toi qui m'as tout donné, qui m'a supporté, toléré, repose en paix MAMAN. A mon père M. Gnamien Konan, merci pour ta présence et pour ta simplicité. Je me ferai toujours fort de vous rendre fières !

Aux enfants GNAMIEN, vous qui avez toujours été là, Gilbert, Valentin (mon neveu), Aymard, Beatrice, Odile, Jean-Claude, Marie-jeanne, Dr Modeste, Victorine, Amelie (la poupée), Georgette (repose en paix), Xavier, Yves, Edith et Estelle (la dernière), merci à

vous. Avec vous, je remercie celles qui nous ont rejoint, avec une attention particulière pour Mme M'Bahia épouse Gnamien, Mme Konan épouse Gnamien, mais aussi à l'ensemble de mes neveux, SVP permettez-moi de ne pas citer de nom ! A ma 2^e maman qui nous a quitté trop tôt ! A Gilbert, Valentin et Modeste Gnamien, sans qui rien n'aurait pu être possible.

A la grande famille N'Douffou, à tous mes oncles, tantes, frères, sœurs, cousins et cousines, vous comprendrez pourquoi je ne cite pas de nom, recevez mes remerciements. Je tiens à souligner le rôle de quelques-uns dans cette aventure. Pr Kevin Koffi (Maître de Conférence, Université Nangui Abrogoua) merci pour tes conseils ; M. Désiré N'Goran, celui par qui j'ai découvert les enjeux environnementaux, je ne saurais trouver les mots justes pour te remercier. A toutes ma promotion de la Maîtrise de Sciences Physiques (2014 - 2015) (Commandant Tégbeu, Amara, Akéssé, Ahoutou, Eliane, ...), et à travers vous tous ceux et celles que j'ai eu à côtoyer pendant mon parcours à l'UFSSMT, je vous dis MERCI !

Un grand merci, à toutes ces personnes qui m'ont soutenu dans ce parcours, entres autres M. Vincent Kouassi, M. Mike (le Sénateur), Doyen Konan (Repose en paix), M. Bazemo, Maman Yao, et aussi Me Kouassi Kanté (Papi), M. Yann Apling-Kouassi, et famille Kevin, Ismaël, Mohamed, Olivia, ... , M. Jean-Eudes, M. Djéan Rodrigue (Drigo), M. Éric Attoumgbéré (Don Ricky), M. Kaménan (le prof) et Madame, ...

Enfin, à toutes les personnes concernées, je vous prie de recevoir mes sincères remerciements !

RESUME

Les travaux de cette thèse s'intéressent à des problèmes actuels aujourd'hui devenus alarmants, à savoir l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé des populations dans les villes d'Afrique de l'Ouest. Pour la première fois à notre connaissance, ils se penchent à la fois sur une capitale (Abidjan) et une ville moyenne (Korhogo) de Côte d'Ivoire. Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet PASMU (Pollution de l'Air et Santé dans les milieux urbains) et porte spécifiquement sur la pollution particulaire. On observe que les niveaux de concentration mesurés de PM_{10} et $PM_{2.5}$ à moyen terme de 2018 à 2020 sur nos 5 sites de mesures (3 sites à Abidjan et 2 sites à Korhogo) sont généralement plus du double des recommandations respectives de l'OMS de 2021. Pendant les saisons sèches, les populations sont soumises à des concentrations qui sont au moins deux fois plus élevées que celles des saisons humides, avec des concentrations largement plus importantes à Korhogo par rapport à Abidjan, ce qui était prévisible. On observe de fortes variations des rapports OC/EC d'un site à un autre : à Abidjan, ces rapports traduisent l'influence de la source trafic sur les 3 sites (A1, A2 et A3), avec pour A3, la contribution supplémentaire de la source feux domestiques alors qu'à Korhogo, on note l'impact prédominant des sources de combustion incomplète (feux domestiques, deux roues ...), en accord avec la météorologie mais aussi avec les paramètres climatiques régionaux. Ces résultats sont confirmés par une analyse ACP-PMF qui montre que les 2 principales sources influentes à Abidjan sont la source trafic pour 44,7% puis la source feux domestiques pour 40%, tandis qu'à Korhogo, il s'agit des feux de biomasse et feux domestiques pour 70,7% et le trafic pour 16%. L'activité oxydante massique (DTTm) et la fraction en carbone suie de l'aérosol ($EC/PM_{2.5}$) sont corrélées sur l'ensemble des sites, ce qui suggère un lien entre l'activité oxydante des aérosols et les émissions par la source trafic. Les activités oxydantes volumiques (DTTv) observées sont de l'ordre de grandeur de celles observées dans des études antérieures, dans des pays développés, avec de fortes variations saisonnières.

Nos cartes de variations spatiales montrent que les niveaux d'exposition sont particulièrement élevés pour les populations des quartiers à bas revenus d'Abidjan, et des zones de fortes activités notamment au centre-ville de Korhogo. Par ailleurs, la contribution des fines particules dans l'aérosol est prédominante à Abidjan avec des rapports $PM_{2.5}/PM_{10}$ supérieures à 50% alors qu'à Korhogo, ces derniers restent inférieurs à 50%, confirmant l'influence des sources anthropiques à Abidjan et les sources de poussières désertiques et des sols à Korhogo. Enfin, des simulations sur la ville d'Abidjan ont été réalisées avec le modèle WRF-Chem. Pour ce faire, un nouvel inventaire pour la ville d'Abidjan a été développé, avec une mise à jour des émissions de la source trafic et l'utilisation de clé de spatialisation spécifique à chaque source. La comparaison, entre les concentrations observées et simulées par le modèle WRF-Chem sur Abidjan, permet de conclure que les résultats de modélisation convenables tout particulièrement avec l'inventaire haute résolution, malgré quelques biais qu'il conviendra de réduire.

Mots clés : pollution particulaire, PM_{10} , $PM_{2.5}$, distribution spatiale, activité oxydante contribution des sources, dithiothréitol, modèle WRF-Chem, Abidjan, Korhogo.

ABSTRACT

The work of this thesis focuses on current problems that have become alarming, namely the impact of air pollution on the health of populations in West African cities. For the first time, to our knowledge, they focus on both a capital city (Abidjan) and a medium-sized city (Korhogo) in Côte d'Ivoire. This study is part of the PASMU (Pollution de l'Air et Santé dans les Milieux Urbains) project and focuses specifically on particulate pollution. We observe that the measured concentration levels of PM_{10} and $PM_{2.5}$ in the medium term from 2018 to 2020 on our 5 measurement sites (3 sites in Abidjan and 2 sites in Korhogo) are generally more than double the respective WHO recommendations of 2021. During the dry seasons, populations are subjected to concentrations that are at least twice as high as those in the wet seasons, with concentrations significantly higher in Korhogo than in Abidjan, which was to be expected. In Abidjan, these ratios reflect the influence of the traffic source on the three sites (A1, A2 and A3), with the additional contribution of the domestic fire source for A3, whereas in Korhogo, the predominant impact of incomplete combustion sources (domestic fires, two-wheelers, etc.) is noted, in agreement with the meteorology and regional climatic parameters. These results are confirmed by a PCA-PMF analysis which shows that the 2 main influential sources in Abidjan are the traffic source for 44.7% then the domestic fires source for 40%, while in Korhogo, it is the biomass and domestic fires for 70.7% and the traffic for 16%. The mass oxidizing activity (DTTm) and the fraction of soot carbon in aerosol (EC/ $PM_{2.5}$) are correlated on all sites, which suggests a link between the oxidizing activity of aerosols and the emissions by the traffic source. The observed volume oxidizing activities (DTTv) are of the order of magnitude of those observed in previous studies, in developed countries, with strong seasonal variations.

Our spatial variation maps show that exposure levels are particularly high for populations in low-income neighborhoods of Abidjan, and in areas of high activity, notably in downtown Korhogo. Furthermore, the contribution of fine particles in the aerosol is predominant in Abidjan with $PM_{2.5}/PM_{10}$ ratios higher than 50% while in Korhogo, these remain lower than 50%, confirming the influence of anthropogenic sources in Abidjan and desert dust and soil sources in Korhogo. Finally, simulations on the city of Abidjan were performed with the WRF-Chem model. For this purpose, a new inventory for the city of Abidjan was developed, with an update of the traffic source emissions and the use of a specific spatialization key for each source. The comparison between the observed and simulated concentrations by the WRF-Chem model on Abidjan, allows to conclude that the modeling results are suitable especially with the high-resolution inventory, in spite of some biases that will have to be reduced.

Keywords: particulate pollution, PM_{10} , $PM_{2.5}$, spatial distribution, oxidative activity contribution of sources, dithiothreitol, WRF-Chem model, Abidjan, Korhogo.

ACRONYMES

1,4-NQ	1,4-Naphthoquinone
ABJ	Abidjan
Abs	Absorbance
ACOM	Atmospheric Chemistry Observations & Modeling
ACP	Analyse en Composante Principale
ADMS	ATMOSPHERIC DISPERSION MODELLING SYSTEM
AGEROUTE	Agence de Gestion des Routes
AOD	Aerosol Optical Depth, Epaisseur optique des aérosols en français
AOS	Aérosols Organiques Secondaires
ASECNA	Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar
BC	Black Carbon
Bfrac	Fraction de déchets réellement brûlée
C ₂ H ₂ O ₄	Acide oxaliques
C ₂ O ₄ ²⁻	Ion oxalate
Ca ²⁺	Ion calcium
CH ₃ COO ⁻	Ion Acétate
CH ₃ COOH	Acide acétique
CHAIRPOL	Chaire Pollution urbaine de l'air et maladies non transmissibles en Ecosanté
Chem	Chemistry
Cl ⁻	Ion chlorure
CLA	Couche Limite Atmosphérique
CLS	Couche Limite de surface
CO ₂	Dioxyde de carbone
COVs	Composés Organique Volatil
CSH	Campagne Saison Humide
CSS	Campagne Saison Sèche
DACCIWA	Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa
DTNB	5,5'-dithiobis-(acide 2-nitrobenzic)
DTT	Dithiothréitol

DTTm	Activité oxydante massique
DTTv	Activité oxydante volumique
EC	Elemental Carbon, Carbone Suie en français
EF	Emission Factor
ErR	Erreur Relative
ESRL	Earth System Research Laboratories
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
H ₂ O	Eau
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCO ₂ H	Acide formique
HCOO ⁻	Ion formiate
HYSPLIT	Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory
IDW	Inverse distance weighting
IEA, AIE	International Energy Agency, Agence Internationales de l'Energie
Inc	Incertitude
INDAAF	International Network to study Deposition and Atmospheric composition in Africa
IOG	Index of Oxidant Generation and toxicity
IPCI	Institut Pasteur de Côte d'Ivoire
IRD	Institut de Recherche pour le Développement
JEA	Jet d'Est Africain
K ⁺	Ion potassium
K ₂ HPO ₄	Hydrogénophosphate de potassium
LAERO	Laboratoire d'Aérodologie
LASMES	Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'énergie Solaire
LCSQA	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LDD	Limite de Détection
MAE	Mean Absolute Error ou Erreur Absolue Moyenne en français
Mg ²⁺	Ion magnésium
MSWp	Quantité de déchets produite par habitant
N ₂	Diazote
Na ⁺	Ion sodium

NCAR	National Center for Atmospheric Research
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
NIOG	Normalized Index of Oxidant Generation and toxicity
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO ₃ ⁻	Ion nitrate
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
O ₂	Dioxygène
O ₃	Ozone
OC	Organic Carbon, Carbone organique en français
OM	Organic matter, Matière organique en français
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
PASMU	Pollution de l'air et santé dans les milieux urbains
Pfrac	Fraction de déchets qui peut être brûlée
PH	Potentiel Hydrogène
PM	Particulate matters
PM _{0,18}	Aérosols de diamètre d < 0,18 µm)
PM _{0,25}	Aérosols de diamètre < 0,25 µm
PM _{0,25-2,5}	Aérosols de diamètre d, 0,25 < d < 2,5 µm
PM ₁₀	Aérosols de diamètre d < 10 µm)
PM _{2,5}	Aérosols de diamètre d < 2,5 µm)
PM _{2,5-10}	Aérosols de diamètre d, 2,5 < d < 10 µm)
PM _{7,2}	Aérosols de diamètre d < 7,2 µm)
PMF	Positive Matrix Factorization
POLCA	POLLution dans les Capitales Africaines
POM	Particulate Organique Matter
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
R ²	Coefficient de détermination
r ²	Coefficient de corrélation
RAL	Research Applications Laboratory
RGPH	Recensement Générale de la Population et de l'Habitat
RMSE	Root-Mean-Square Error ou Erreur Quadratique Moyenne en français

SH1	Saison Humide 1 en 2018
SH2	Saison Humide 2 en 2019
SICTA	Société Ivoirienne de Contrôle Technique Automobiles et Industriels
SIE	Système d'Information Energétique
SNA	Sulfate, Nitrate et Ammonium
SO ₂	Dioxyde de soufre
SO ₄ ²⁻	Ion sulfate
SONATT	Société Nationale des Transports Terrestres
SS1	Saison Sèche 1 en 2018/2019
SS2	Saison Sèche 2 en 2019/2020
TC	Total Carbon ou Carbone Total en français
TNB	2-nitro-5-thiobenzoic acid
TSP	Particules totales en suspension
UFHB	Université Félix Houphouët-Boigny
UPGC	Université Péléforo Gon Coulibaly
US EPA	United States Environmental Protection Agency
USA	Etats-Unis d'Amérique
UTC	Temps Universel Coordonné
UV	Ultra-Violet
WB	Déchets brûlés
WP2	Work Package 2 ou groupe de travail en français 2
WRF	Weather Research and Forecasting
WSI	Water-Soluble Ions, ions hydrosolubles en français
WSOC	Water Soluble of Organic Matter
ZCIT	Zone de Convergence Intertropicale

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	i
RESUME.....	v
ABSTRACT	vi
ACRONYMES.....	vii
SOMMAIRE	xi
LISTE DES FIGURES.....	xvi
LISTE DES TABLEAUX.....	xxii
INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE 1 : GENERALITE SUR LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET METHODOLOGIES DE L’ETUDE	5
CHAPITRE 1 : POLLUTION PARTICULAIRE ATMOSPHERIQUE DES VILLES AFRICAINES : DES SOURCES AUX IMPACTS.....	6
1.1. Atmosphère, composition de l’air et notion de la pollution.....	7
1.1.1. L’atmosphère.....	7
1.1.2. Composition de l’air.....	9
1.1.3. Notion de pollution.....	9
1.2. Pollution particulaire	10
1.2.1. Sources de pollution particulaire	10
1.2.2. Caractérisation de la pollution particulaire	14
1.2.3. Facteurs influençant la pollution atmosphérique	17
1.3. Impacts de la pollution particulaire	22
1.3.1. Impacts climatiques : notion d’effet de serre	22
1.3.2. Impacts sanitaires	24
1.5. Le projet PASMU : cadre du travail de recherche	27
CHAPITRE 2 : RESEAUX DE MESURE, TECHNIQUES D’ANALYSES ET TRAITEMENT DES DONNEES.....	30

Introduction	31
2.1. Description des villes étudiées	31
2.2. Techniques expérimentales	33
2.2.1. Collecte extensive des échantillons d'aérosol	33
2.2.2. Mesure intensive des concentrations des particules atmosphériques	41
2.3. Analyses chimiques des échantillons d'aérosol	49
2.3.1. Masse d'aérosol collectée et concentration massique	49
2.3.2. Contenu en carbone des aérosols collectés	50
2.3.3. Contenu minéral des aérosols collectés	52
2.3.4. Activités rédox des aérosols PM _{2.5} collectés	54
2.4. Analyses statistiques et traitements numériques des données	58
2.4.1. Calcul des incertitudes	58
2.4.2. Analyses multivariées	59
2.4.3. Cartographie spatiale de la pollution particulaire	62
2.5. Méthode de calcul des inventaires d'émissions à l'échelle de la ville	63
2.6. Simulation à l'échelle de la ville (1km) – Modèle WRF-Chem	64
2.7. Paramètres météorologiques	64
2.7.1. Humidité spécifique et pluviométrie	65
2.7.2. Roses des vents	68
2.7.3. Rétro trajectoires	70
Conclusion	72
PARTIE 2 : CARACTERISATION CHIMIQUE DE LA POLLUTION PARTICULAIRE ET DETERMINATION DE SON IMPACT INFLAMMATOIRE	74
CHAPITRE 3 : EVOLUTION DE LA MASSE ET DE LA COMPOSITION CHIMIQUE DES AEROSOLS PM₁₀ ET PM_{2.5} A ABIDJAN ET KORHOGO ET ANALYSE DE LA CONTRIBUTION DES SOURCES	75
Introduction	76
3.1. Base de données	76

3.2. Evolution interannuelle des concentrations des particules PM _{2.5} et PM ₁₀	77
3.2.1. Abidjan	78
3.2.2. Korhogo.....	83
3.2.3. Concentrations des PM ₁₀ et PM _{2.5} en 2019 à Abidjan et Korhogo et comparaison avec l’Afrique.....	87
3.3. Evolution de la composition minérale de l’aérosol PM _{2.5} d’Abidjan et Korhogo	89
3.4. Composition chimique de l’aérosol PM _{2.5}	91
3.5. Application des modèles multivariés ACP et PMF à l’analyse de la contribution des sources aux concentrations de PM _{2.5}	93
3.5.1. Identification du nombre de sources contributrices : application de l’ACP	93
3.5.2. Analyse de la contribution des sources : application de la PMF.....	95
Conclusion.....	103
CHAPITRE 4 : CARACTERISATION DE L’ACTIVITE OXYDANTE DES AEROSOLS PM _{2.5} D’ABIDJAN ET KORHOGO PAR LE TEST AU DTT (DITHIOTHREITOL).....	105
Introduction	106
4.1. Base de données	106
4.2. Concentrations journalières et activités oxydantes des PM _{2.5} pendant les CSS et CSH	107
4.2.1. Pollution journalière aux particules PM _{2.5}	107
4.2.2. Activités oxydantes journalières des aérosols PM _{2.5}	112
4.2.3. Corrélation entre les activités oxydantes et les fractions de EC et OC	118
4.3. Activités oxydantes hebdomadaires et composition chimique des aérosols PM _{2.5}	122
4.3.1. Activités oxydantes hebdomadaires et fractions carbonées (EC et OC).....	122
4.3.2. Activités oxydantes et espèces chimiques particulières sur les sites A1 et K1 ...	124
4.4. Activité oxydante des aérosols	128
Conclusion.....	130
PARTIE 3 : VARIATIONS SPATIALES DE LA POLLUTION PARTICULAIRE A ABIDJAN ET KORHOGO.....	132

CHAPITRE 5 : MESURE DES VARIATIONS SPATIALES DES CONCENTRATIONS DES PARTICULES ATMOSPHERIQUES PARTICULAIRES A ABIDJAN ET KORHOGO.. 133

Introduction	134
5.1. Bases de données et Météorologie	134
5.1.1. Contrôle qualité des données.....	134
5.1.2. Incertitude de l'interpolation	137
5.1.3. Météorologie	137
5.2. Variations spatiales des concentrations des PM.....	140
5.2.1. Abidjan	140
5.2.2. Korhogo.....	142
5.3. Analyse de la variation spatio-temporelle des concentrations des PM ₁₀ et PM _{2.5}	144
5.3.1. Variation temporelle des concentrations des PM ₁₀ et PM _{2.5}	144
5.3.2. Variation spatiale de la contribution relative des particules fines (PM _{2.5}) aux grosses particules (PM ₁₀)	149
5.4. Niveaux d'exposition des populations d'Afrique subsaharienne.....	151
Conclusion.....	154

CHAPITRE 6 : MODELISATION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE A L'ECHELLE DE LA VILLE : APPLICATION DU MODELE WRF-CHEM A LA VILLE D'ABIDJAN

.....	156
Introduction	157
6.1. Inventaires spatialisés des émissions anthropiques à Abidjan pour l'année 2019	157
6.1.1. Méthodologie de calcul des émissions	157
6.1.2. Emissions spatialisées sur la ville d'Abidjan	163
6.2. Simulation de la pollution particulaire à l'échelle de la ville d'Abidjan.....	165
6.2.1. Configuration du modèle WRF-Chem	165
6.2.2. Validation des sorties du modèle.....	169

6.2.3. Cartes de variation spatiale des PM ₁₀ et PM _{2.5} simulées par le modèle WRF-Chem.	174
Conclusion.....	178
CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES	180
REFERENCES	186
ARTICLE TIRE DE LA THESE	205
COMMUNICATIONS ET CONFERENCES SCIENTIFIQUES	224
ANNEXES	225

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Les différentes couche de stratification de l’atmosphère en fonction du profil de température, source : https://www.lavionnaire.fr/MeteoAtmosphere.php	7
Figure 1.2 : Les différentes couches de la Troposphère.....	8
Figure 1.3 : La structure de la couche limite atmosphérique. Source : Soulhac (2000).....	9
Figure 1.4 : Processus de formation des aérosols. Source : Delmas et al. (2005).....	13
Figure 1.5 : Composition chimique des aérosols (grossiers et fins) sur différents types de site, pendant les saisons sèches et humides. Source : Adon et al. (2020).....	17
Figure 1.6 : Schéma du vent de surface (flèches) et de la pression (mb) sur l’Afrique de l’Ouest en hiver et au pic de la mousson d’été. Source : Nicholson (2013).....	18
Figure 1.7 : Bilan radiatif global : estimation de l’impact de l’effet de serre et de l’effet parasol sur le bilan énergétique de la terre. Source : GIEC (2013).	23
Figure 1.8 : Forçage radiatif des gaz et particules atmosphériques relative pour 1750 ($W.m^{-2}$), Source : GIEC (2013).....	24
Figure 1.9 : Dépôts des aérosols dans l’appareil respiratoire en fonction du diamètre des aérosols. Source : Liu (2011).	25
Figure 2.1 : Carte de densité de la population.....	32
Figure 2.2 : Carte de localisation des sites de mesures termes (extensives) d’Abidjan.	34
Figure 2.3 : Carte de localisation des sites de mesures termes (extensives) de Korhogo.	35
Figure 2.4 : Image des équipements installés sur le site A1, situé à l’Université Félix Houphouët-Boigny (Cocody).....	38
Figure 2.5 : Image des équipements installés sur le site A2, situé à l’Hôtel d’District (Le Plateau).....	38
Figure 2.6 : Image des équipements installés sur le site A3, situé à Lycée Moderne de Korhogo de Treichville.....	39
Figure 2.7 : Image des équipements installés sur le site K1, situé à l’Université Péléforo Gon Coulibaly de Korhogo.	40
Figure 2.8 : Image de l’installation du site K2, situé à la Pharmacie du Nord de Korhogo.....	40
Figure 2.9 : Localisation des sites de mesure à Abidjan (Côte d’Ivoire). Le diamant vert représente chaque site de mesure avec son site d’identification correspondant.	44
Figure 2.10 : Localisation des sites de mesure à Korhogo (Côte d’Ivoire). Les losanges noirs représentent chaque site de mesure avec son identifiant correspondant.	47

Figure 2.11 : Balance submicronique (à droite) et l'étuve d'exposition des filtres avant la pesée (à gauche).....	50
Figure 2.12 : Images des équipements utilisés pour l'analyse du carbone.....	51
Figure 2.13 : Schéma d'analyse du carbone des filtres quartz.	52
Figure 2.14 : Différents chromatographes ioniques Thermo Dionex utilisés au Laboratoire d'Aérologie de Toulouse.....	52
Figure 2.15 : Equipements utilisés pour la préparation des solutions et des échantillons à analyser.....	55
Figure 2.16 : Lecteur de plaque 6 puits et plaque d'analyse des échantillons au DTT.....	57
Figure 2.17 : Variations journalières de l'Humidité spécifique et de la Hauteur de pluie à Abidjan de 2018, 2019 et 2010.	66
Figure 2.18 : Variations journalières de l'Humidité spécifique et de la Hauteur de pluie à Korhogo de 2018, 2019 et 2010.....	67
Figure 2.19 : Roses des vents de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques.....	68
Figure 2.20 : Roses des vents de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques.....	69
Figure 2.21 : Rétro-trajectoires mensuelles de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol. Les couleurs des rétro-trajectoires dépendent du niveau de pression d'origine de la rétro-trajectoire.....	70
Figure 2.22 : Rétro-trajectoires mensuelles de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol. Les couleurs des rétro-trajectoires dépendent du niveau de pression d'origine de la rétro-trajectoire.....	71
Figure 3.1 : Concentrations hebdomadaires des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées sur le site A1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2). ...	79
Figure 3.2 : Concentrations hebdomadaires des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées sur le site A2, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2). ...	81
Figure 3.3 : Concentrations hebdomadaires des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées sur le site A3, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2). ...	83

Figure 3.4 : Concentrations hebdomadaires des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées sur le site K1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2). ...	84
Figure 3.5 : Concentrations hebdomadaires des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées sur le site K1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2). ...	87
Figure 3.6 : Concentrations moyennes mensuelles des ions solubles (CH ₃ COO ⁻ , HCOO ⁻ , C ₂ O ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ et Ca ²⁺) contenus dans les aérosols PM _{2.5} collectés sur le site A1.....	90
Figure 3.7 : Concentrations moyennes mensuelles des ions solubles (CH ₃ COO ⁻ , HCOO ⁻ , C ₂ O ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ et Ca ²⁺) contenus dans les aérosols PM _{2.5} collectés sur le site K1.....	91
Figure 3.8 : Evolution de la composition chimique des aérosols PM _{2.5} sur le site A1.	92
Figure 3.9 : Evolution de la composition chimique des aérosols PM _{2.5} sur le site K1.	93
Figure 3.10 : Courbes de décroissance des valeurs propres en fonction du nombre de facteurs, sur les sites A1 (Abidjan) et K1 (Korhogo), avec en rouge le critère 2, critère de Kaiser.....	94
Figure 3.11 : Contribution des sources aux masses des différentes espèces analysées, avec entre parenthèses dans la légende le pourcentage de contribution moyen de la source à la masse des aérosols PM _{2.5} du site A1.	97
Figure 3.12 : Evolution des profils des sources contributrices aux aérosols PM _{2.5} collectés sur le site A1.....	99
Figure 3.13 : Contribution des sources aux masses des différentes espèces analysées, avec entre parenthèses dans la légende le pourcentage de contribution moyen de la source à la masse des aérosols PM _{2.5} du site K1.	100
Figure 3.14 : Evolution des profils des sources contributrices aux aérosols PM _{2.5} collectées sur le site K1.....	102
Figure 4.1 : Concentrations journalières des PM _{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSS sur le site A1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.	108
Figure 4.2 : Concentrations journalières des PM _{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSS sur le site K1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.	109
Figure 4.3 : Concentrations journalières des PM _{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSH sur le site A1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.	110

Figure 4.4 : Concentrations journalières des PM _{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSH sur le site K1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.	111
Figure 4.5 : Boîtes à moustache des concentrations journalières moyennes en CSS et CSH des aérosols PM _{2.5} , EC et OC obtenues sur les sites A1 et K1.	112
Figure 4.6 : Régressions linéaires entre le DTTm et le NIOG (à gauche), obtenues à partir des mesures journalières des CSS (en haut : a et b) et CSH (en bas : c et d) des sites A1 (à gauche : a et c) et K1 (à droite : b et d).	113
Figure 4.7 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM _{2.5} , collectés sur le site A1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSS, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.	114
Figure 4.8 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM _{2.5} , collectés sur le site K1, avec le DTTm (ligne bleu) et le DTTv (barres orange) pendant la CSS, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.	115
Figure 4.9 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM _{2.5} , collectés sur le site A1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSH, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.	116
Figure 4.10 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM _{2.5} , collectés sur le site K1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSH, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.	117
Figure 4.11 : Boîtes à moustache des activités oxydantes massique (DTTm) et volumique (DTTv), obtenues à partir des échantillons journaliers sur les sites A1 et K1.	118
Figure 4.12 : Régressions linéaires entre le DTTm et les fractions EC/PM _{2.5} (à gauche) et OC/PM _{2.5} (à droite), obtenues à partir des mesures journalières à Abidjan (haut) et Korhogo (bas) pendant la CSS.	121
Figure 4.13 : Régressions linéaires entre le DTTm et les fractions EC/PM _{2.5} (à gauche) et OC/PM _{2.5} (à droite), obtenues à partir des mesures journalières à Abidjan (haut) et Korhogo (bas) pendant la CSH.	121
Figure 4.14 : Activités oxydantes mensuelles du DTTm (ligne bleue) et DTTv (barres orange) des aérosols PM _{2.5} collectés sur le site A1.	125

Figure 4.15 : Activités oxydantes mensuelles du DTTm (ligne bleue) et du DTTv (barres orange) des aérosols PM _{2.5} collectés sur le site K1.	125
Figure 4.16 : Activités oxydantes volumiques (DTTv) obtenues sur les sites échantillonnées (en orange rayé) et dans d'autres études menées dans le monde (en orange plein).	130
Figure 5.1 : Roses des vents à partir des données mesurées sur les stations synoptiques d'Abidjan (a) et Korhogo (b) pendant les périodes d'étude.	138
Figure 5.2 : Rétro-trajectoires (HYSPLIT) du 20/01 au 10/02/2019 à Abidjan (a) et du 03 au 16/01/2019 à Korhogo (b) évaluées à 50 m au-dessus du sol. (https://ready.arl.noaa.gov/hypub-bin/trajtype.pl)	139
Figure 5.3 : Images des feux actifs MODIS (a et b) et des épaisseurs optiques des aérosols (https://neo.sci.gsfc.nasa.gov) (c et d) en janvier (a et c) et février (b et d). Les cercles rouges représentent les villes de mesure.	140
Figure 5.4 : Cartes de variation spatiale des concentrations de PM ₁₀ (a) et de PM _{2.5} (b) à Abidjan (Côte d'Ivoire), où les losanges noirs représentent chaque site de mesure.	142
Figure 5.5 : Cartes de variation spatiale des concentrations de PM ₁₀ (a) et de PM _{2.5} (b) à Korhogo (Côte d'Ivoire), où les losanges noirs représentent chaque site de mesure.	144
Figure 5.6 : Profils diurnes des concentrations moyennes horaires de PM ₁₀ (a ; c et e) et PM _{2.5} (b ; d et f) des sites d'Abidjan (a ; b ; c et d) et de Korhogo (e et f).	146
Figure 5.7 : Profils diurnes du rapport PM _{2.5} /PM ₁₀ obtenus à partir des mesures de chacun des sites à Abidjan.	148
Figure 5.8 : Profils diurnes du rapport PM _{2.5} /PM ₁₀ obtenus à partir des mesures de chacun des sites à Korhogo.	149
Figure 5.9 : Variation spatiale de la différence relative entre les PM ₁₀ et les PM _{2.5} en pourcentage à Abidjan (Côte d'Ivoire).	150
Figure 5.10 : Variation spatiale de la différence relative entre les PM ₁₀ et les PM _{2.5} en pourcentage à Korhogo (Côte d'Ivoire).	151
Figure 6.1 : Carte des émissions spatialisées de EC et OC de l'inventaire détaillé de la source trafic de la ville d'Abidjan de 2019.	164
Figure 6.2 : Carte des émissions spatialisées de EC et OC de l'inventaire détaillé de la source feux domestiques de la ville d'Abidjan en 2019.	165
Figure 6.3 : Trois domaines WRF-Chem utilisés dans cette étude. Le point blanc plein montre le centre des domaines situé Abidjan.	167

Figure 6.4 : Comparaison des concentrations moyennes des PM_{10} simulées par WRF-Chem pour chacun de domaine (d01, d02 et d03) et pour chacune des simulation (DACCIWA et ABJ + DACCIWA) avec les valeurs obtenues pendant la campagne intensive d'Abidjan.	170
Figure 6.5 : Comparaison des concentrations moyennes des $PM_{2.5}$ simulées par WRF-Chem pour chacun de domaine (d01, d02 et d03) et pour chacune des simulation (DACCIWA et ABJ + DACCIWA) avec les valeurs obtenues pendant la campagne intensive d'Abidjan.	170
Figure 6.6 : Série chronologique des concentrations de $PM_{2.5}$, EC et OC simulées et observées sur le site A1 pendant les mois de Janvier et Février 2019.	173
Figure 6.7 : Série chronologique des concentrations de $PM_{2.5}$, EC et OC simulées et observées sur le site A3 pendant les mois de Janvier et Février 2019.	174
Figure 6.8 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d01 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.	175
Figure 6.9 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d02 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.	176
Figure 6.10 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d03 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.	177

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Émissions sectorielles de particules carbonées et de gaz de combustion en 2015 en Afrique en Gg.an ⁻¹	12
Tableau 1.2 : Valeurs seuils d'exposition de l'OMS en 2006 et 2021.....	14
Tableau 1.3 : Normes relatives aux concentrations atmosphériques des polluants particuliers (PM ₁₀ et PM _{2.5}) de la Côte d'Ivoire issues du Décret N° 2017-125 DU 22 Février 2017 relatif à la qualité de l'air.....	15
Tableau 2.1 : Présentation des classes d'aérosols mesurés sur les 5 sites extensifs (moyen termes) et des dates de démarrages des mesures.....	36
Tableau 2.2 : Localisation des sites de mesures extensives d'Abidjan et Korhogo.....	37
Tableau 2.3 : Principales caractéristiques des sites de mesures échantillonnés lors de la campagne de mesure à Abidjan (Côte d'Ivoire).....	45
Tableau 2.4 : Principales caractéristiques des sites de mesures échantillonnés lors de la campagne de mesure à Korhogo (Côte d'Ivoire).....	48
Tableau 2.5 : Paramètres analytiques de la chromatographie ionique.....	53
Tableau 2.6 : Méthode de détermination des incertitudes liées aux analyses des échantillons.....	58
Tableau 3.1 : Statistique de collecte et d'analyse des échantillons d'aérosols.....	77
Tableau 3.2 : Concentrations moyennes des aérosols PM ₁₀ et PM _{2.5} , avec les contenus en EC et OC obtenus sur les 5 sites en 2019.....	88
Tableau 4.1 : Corrélations entre le DTTm et les fractions des espèces carbonées (EC et OC) dans les PM _{2.5} , avec les probabilités (<i>p-value</i>) associées.....	119
Tableau 4.2 : Corrélations entre le DTTm et les fractions des espèces carbonés (EC et OC) dans les PM _{2.5} , avec les probabilités (<i>p-value</i>) associées.....	123
Tableau 4.3 : Coefficients de corrélation entre le DTTm et les fractions espèces/PM _{2.5} , avec les probabilités (<i>p-value</i>) associées, moyennés sur la période d'étude.....	126
Tableau 4.4 : Coefficients de corrélation entre le DTTm et les fractions espèces/PM _{2.5}	128
Tableau 5.1 : Concentrations moyennes, minimales et maximales des PM ₁₀ et PM _{2.5} obtenues sur les sites d'Abidjan.....	136
Tableau 5.2 : Concentrations moyennes, minimales et maximales des PM ₁₀ et PM _{2.5} obtenues sur les sites de Korhogo.....	136
Tableau 5.3 : Statistiques d'erreurs d'interpolation, où RMSE est la racine de l'erreur absolue moyenne en µg m ⁻³ ; MAE est l'erreur absolue moyenne en µg.m ⁻³ et CV est la moyenne du coefficient de variation de l'erreur en %.....	137

Tableau 5.4 : Concentrations des PM ₁₀ et PM _{2.5} mesurées en Afrique sub-saharienne.....	153
Tableau 6.1 : Emissions de EC, OC et SO ₂ par sources en 2019 de la ville d'Abidjan.....	163
Tableau 6.2 : Paramétrisation de certains processus atmosphériques dans l'étude de modélisation WRF-Chem proposée.	169
Tableau 6.3 : Statistiques sur la comparaison entre les sorties du modèle WRF-Chem et les observations sur les sites de la campagne intensive d'Abidjan.....	171

INTRODUCTION GENERALE

Les êtres humains aspirent à une meilleure qualité de vie. Elle passe par un cadre de vie et de travail, en somme un environnement sain. En Afrique de l'Ouest, la qualité de l'eau et des aliments a constitué une préoccupation majeure. L'intérêt des politiques et des populations pour la qualité de l'air en Afrique est assez récent et malheureusement, il est rare qu'elle soit prise en compte, principalement à cause de la mauvaise connaissance de son impact sur la santé des populations.

Au niveau mondial, le premier évènement de pollution atmosphérique qui a été documenté est l'épisode de pollution aux particules fines, appelé le grand smog de Londres de 1951. Cet évènement visible sur 4 jours consécutifs, a attiré l'attention des politiques et des populations sur la question de la qualité de l'air. Ainsi, dans les pays développés la pollution est suivie et ses impacts évalués et documentés. Dans ce contexte, il s'avère que les particules atmosphériques de par leur composition chimique et leur taille sont particulièrement nocives. En effet, elles sont à l'origine de plusieurs décès dans le monde dont 4,2 millions en 2016 selon l'OMS. Selon Santé publique France, la pollution aux particules fines (PM_{2.5}) cause 48 000 décès par an (soit 9 % de la mortalité en France) et conduit à une perte d'espérance de vie pouvant dépasser 2 ans, à un horizon de 30 ans. Ainsi la pollution particulaire est un véritable problème de santé publique dans le monde, avec une situation encore plus dramatique dans les pays en développement, où ses impacts sont encore méconnus (Kirenga et al., 2015). Cependant, Cohen et al. (2005) et Liousse et al. (2019) ont montré l'impact de particules fines anthropiques en Afrique de l'Ouest sur les décès prématurés pour des causes cardiovasculaires et respiratoires (e.g. cancer du poumon).

Les émissions des polluants particuliers sont généralement causées par les activités anthropiques de combustion. Selon Keita et al. (2021), les principales sources d'émissions de particules de combustion en Afrique sont les feux domestiques, le trafic routier, les feux de décharge, les industries et les centrales thermiques, avec une contribution importante de l'Afrique de l'ouest à l'échelle du continent. Ainsi, la multiplicité des activités anthropiques, et surtout l'inexistence ou la non application des mesures de protection environnementale et de contrôle des émissions accentuent dans nos pays une surexposition des populations à la pollution. Des projections d'émissions dans le futur prenant en compte l'urbanisation croissante de cette région du monde sont d'ailleurs alarmantes si aucune action n'est engagée (Liousse et al., 2014).

Les niveaux de concentration des polluants particulaires (PM) dépendent de plusieurs processus qui transforment les émissions en concentrations, qu'ils s'agissent de facteurs météorologiques, climatiques, physicochimiques, de morphologie urbaine, etc. Ainsi pour comprendre l'impact de la pollution particulaire sur la santé des populations, il faut tout d'abord pouvoir caractériser les polluants particulaires. La caractérisation est à la fois physique et chimique. La caractérisation physique consiste à étudier les variations de taille des aérosols quand la caractérisation chimique s'intéresse à leur composition chimique. A ce jour, plusieurs études ont été menées dans le but de caractériser les particules atmosphériques, notamment en Afrique de l'ouest (e.g. Val et al., 2013 et Djossou et al., 2018), mais malheureusement, ces études ont eu un rayon d'action limité aussi bien dans le temps que dans l'espace.

La caractérisation des aérosols ouvre ensuite la voie aux études sanitaires qui schématiquement, englobent 2 axes : (1) des études épidémiologiques qui établissent des corrélations entre les concentrations atmosphériques et l'incidence de pathologie spécifique étudiée et (2) des études de processus, de type biologique pour établir l'impact inflammatoire des aérosols. Cette dernière étape a déjà fait l'objet de quelques études en Afrique de l'ouest, notamment par Kouassi et al. (2009), Dieme et al. (2012), Val et al. (2013) et Adon et al. (2020), avec des méthodes de mesures in vitro mettant en relation des aérosols échantillonnés à des cellules humaines. Ce type d'étude est très coûteuse, et ne peut être menée sur un nombre important d'échantillons. Des alternatives existent notamment à base de protocole acellulaire, remplacé par la réactivité de certaines molécules chimiques, ce type de méthode ayant le mérite de pouvoir être appliqué dans des laboratoires de chimie.

En Afrique sub-saharienne, aucune ville à part Dakar au Sénégal, ne dispose d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air. Par ailleurs, les travaux de recherche sur Abidjan en Côte d'Ivoire, Bamako au Mali et Cotonou au Bénin précédemment cités, n'ont pu donner des informations sur la qualité de l'air urbain liée aux polluants particulaires car ils s'intéressaient à des sources de combustion particulières et les mesures effectuées ne couvraient pas l'ensemble de la ville. Quand bien même ce type d'étude a pu avoir lieu pour des polluants gazeux sur Abidjan (Côte d'Ivoire) et Cotonou (Bénin) par Bahino et al. (2018), elles ont été effectuées pendant des campagnes de mesure intensive sans pouvoir couvrir l'ensemble de la ville. Le recours à des outils de spatialisation s'est alors imposé. Pour Bahino et al. (2018), il s'agissait de méthode géostatistique (notamment la méthode de pondération inverse à la distance, IDW en anglais pour *Inverse distance weighting*). Le calcul numérique avec des modèles de transport à l'échelle locale (Soulhac et al., 2008, Salizzoni et al., 2009, Garbero et al., 2011, Soulhac et al., 2011 et Franco et al., 2013) offre une autre voie pour déterminer la

variabilité spatiale et temporelle de la qualité de l'air à l'échelle de la ville. Toutefois, ces modèles qui n'ont jamais été appliqués dans les villes d'Afrique de l'Ouest.

L'ensemble des éléments énumérés soulèvent des questions dont les réponses permettront de comprendre les mécanismes qui agissent sur la santé des populations afin de pouvoir apporter des solutions pour les réguler. Un des résultats qui pourraient être utiles à de futures planifications pour améliorer la qualité de l'air urbain est d'établir des cartes spatialisées de risque sanitaire à partir d'informations spécifiques à chaque ville.

C'est dans cet objectif que le projet PASMU (Pollution de l'air et santé dans les milieux urbains) a été pensé. Il s'inscrit dans la suite d'un ensemble de projets menés en Afrique de l'Ouest, à savoir : (1) POLCA (Pollution des Capitales Africaines avec un volet santé) en 2008 (2) DACCIWA (Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa) de 2014 à 2018, dont le groupe de travail 2 (WP2) avait pour but d'étudier les variations des concentrations des particules et gaz sur des sites proches des sources de pollution dans les villes Abidjan et Cotonou (Bénin) et d'étudier le lien entre pollution de l'air et santé des populations et (3) CHAIRPOL (Chaire Pollution urbaine de l'air et maladies non transmissibles en Ecosanté) de 2015 à 2019. Ces projets se sont tous intéressés à la question du lien entre la pollution de l'air et la santé des populations urbaines regroupant des équipes multi disciplinaires du Sud et du Nord.

Le projet PASMU s'intéresse à la ville d'Abidjan et également pour la première fois à celle de Korhogo au nord du pays. La ville Korhogo présente des caractéristiques climatiques, météorologiques, socio-économiques différentes d'Abidjan. Le projet PASMU regroupe 4 objectifs principaux.

- Effectuer la caractérisation physico-chimique de la pollution de l'air à Abidjan et Korhogo et de l'acidité des pluies dans ces villes,
- Elaborer la cartographie de la pollution dans les villes d'Abidjan et de Korhogo,
- Déterminer les inventaires d'émissions de gaz et de particules à l'échelle de la Côte d'Ivoire et des villes d'Abidjan et de Korhogo avec des scénarios d'émissions adaptés,
- Estimer l'impact de la pollution de l'air sur les populations en analysant les liens entre données d'exposition et affections relevées dans les centres de santé.

Ma thèse s'inscrit dans le cadre du projet PASMU. Elle s'intéresse principalement aux polluants particulaires (PM_{10} et $PM_{2.5}$) et avait pour objectif général d'étudier les caractéristiques physicochimiques des aérosols atmosphériques d'Abidjan et de Korhogo afin de déterminer

leurs impacts sur la santé des populations. Cet objectif général a soulevé en 2 questions scientifiques, dont chacune nécessite 2 objectifs spécifiques pour y répondre.

Question scientifique 1 : Quelles sont les caractéristiques chimiques des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo, et avec quelle incidence sur la santé des populations ?

- Caractérisation physico-chimique des aérosols à partir d'un suivi à moyen terme des concentrations hebdomadaires, participant à l'objectif 1 du projet PASMU,
- Caractérisation de l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo par le test au DTT, participant à l'objectif 4 du projet PASMU.

Question scientifique 2 : Quelles sont les variations spatiales des concentrations PM₁₀ et PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo ?

- Variation spatiale des concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5} à Abidjan et Korhogo à partir de mesures terrain, participant à l'objectif 2 du projet PASMU,
- Modélisation de la pollution particulaire à l'échelle de la ville : Application du modèle WRF-Chem à la ville d'Abidjan, participant à l'objectif 2 et 3 du projet PASMU.

Pour présenter ces travaux, le manuscrit est découpé en 3 grandes parties. La première partie comprend le chapitre 1 qui porte sur les généralités, suivi du chapitre 2 relatif à la méthodologie. La seconde partie se consacre à la question scientifique 1, avec les chapitres 3 et 4 présentant respectivement l'évolution interannuelle de la composition chimique des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} et la caractérisation de l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5}. Enfin, la 3^e partie s'intéresse à la question scientifique 2, regroupant les chapitres 5 et 6 qui portent sur l'élaboration des cartes de variations spatiales des concentrations d'aérosols respectivement à partir de données in situ, et de calculs numériques à l'aide du modèle haute résolution (WRF-Chem), à partir d'un inventaire d'émission de la ville d'Abidjan.

**PARTIE 1 : GENERALITE SUR LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE
ET METHODOLOGIES DE L'ETUDE**

**CHAPITRE 1 : POLLUTION PARTICULAIRE ATMOSPHERIQUE DES VILLES
AFRICAINES : DES SOURCES AUX IMPACTS**

1.1. Atmosphère, composition de l'air et notion de la pollution

1.1.1. L'atmosphère

L'atmosphère est une enveloppe gazeuse qui entoure la terre. Elle assure la vie sur la terre en filtrant l'énergie solaire (principalement les rayons ultraviolets, $400 > \lambda > 100$ nm) et en retenant par effet de serre l'énergie réémise par la terre (dans l'infrarouge, $700 > \lambda > 1000$ nm). L'atmosphère est dite stratifiée, car constituée de plusieurs couches de taille variable. Les limites de ces couches sont définies par le profil vertical de la température atmosphérique, fonction de l'altitude. La figure 1.1 présente le profil vertical de la température et les couches qui en découlent à savoir : la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, la thermosphère et l'exosphère.

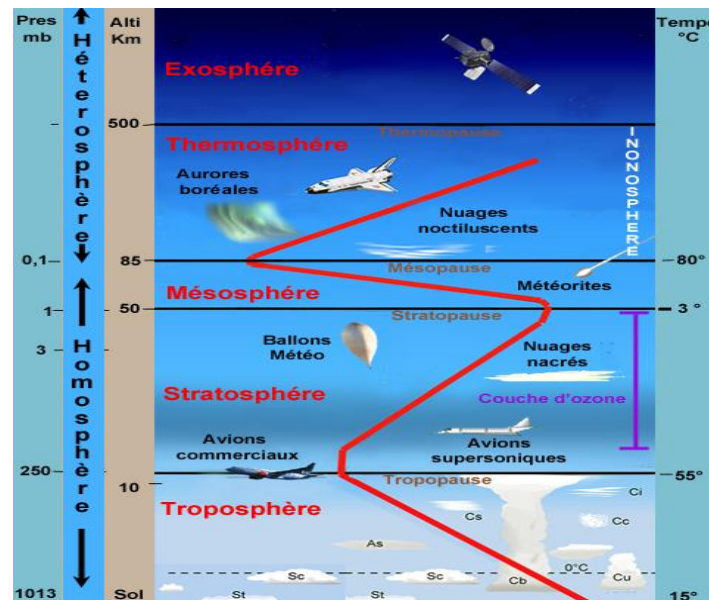


Figure 1.1 : Les différentes couche de stratification de l'atmosphère en fonction du profil de température, source : <https://www.lavionnaire.fr/MeteoAtmosphere.php>.

La troposphère est la couche basse de l'atmosphère dont l'épaisseur dépend de la zone géographique (7 à 8 km aux pôles et 13 à 16 km à l'équateur). Cette couche est le siège de phénomènes météorologiques (nuages, pluies et autres) et de divers mouvements atmosphériques aussi bien horizontaux que verticaux tels que : la convection thermique et les vents. Dans cette couche, la température diminue avec l'altitude. Entre la troposphère et la stratosphère se trouve la tropopause. La stratosphère renferme la couche qui abrite la couche d'ozone qui permet de retenir la majeure partie des rayons solaires ultraviolet (UV). L'épaisseur de la stratosphère varie de 7-17 km à ~ 50 km, et se caractérise par une augmentation de la température avec l'altitude. Ces 2

couches (troposphère et stratosphère) de l'atmosphère, constituent avec la mésosphère (3^e couche), l'homosphère. La mésosphère est comprise entre 50 et 85 km, après la stratopause qui est la limite supérieure de la stratosphère. Le profil vertical de la température dans la mésosphère montre une décroissance. La thermosphère et l'exosphère sont des couches comprises dans l'hétérosphère qui est le siège des phénomènes spatiaux (tel que les tempêtes solaires).

La troposphère comprend 2 principales couches la couche limite atmosphérique et l'atmosphère libre (figure 1.2).

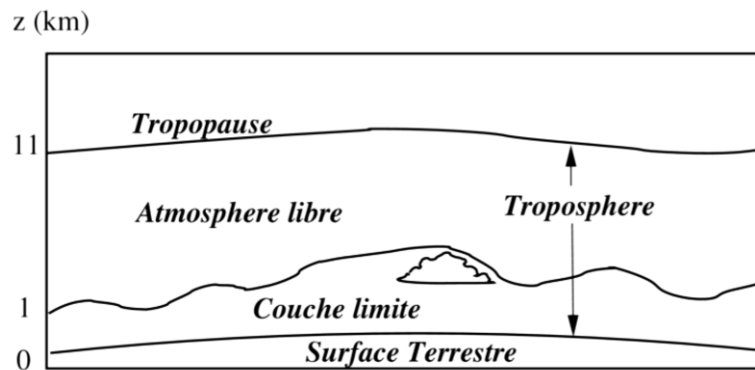


Figure 1.2 : Les différentes couches de la Troposphère.

- La couche limite atmosphérique (CLA), est la partie de l'atmosphère sous l'influence directe de la surface terrestre (terres, mers, lacs, rivières, ...). D'un point de vue dynamique, on distingue au sein de la CLA, la couche limite de surface (CLS) et la couche d'Ekman (figure 1.3). L'épaisseur de la CLA est très variable et dépend de la stabilité de l'air et de la rugosité des sols. La CLS est définie comme la région près du sol (~ 10 m) dans laquelle : les flux de quantités de mouvement et les flux de chaleur sensible et latente sont conservatifs et égaux à ceux existant à la surface du sol. La Couche d'Ekman est la couche où la force de Coriolis entraîne une rotation de la direction du vent avec l'altitude. Pendant la journée, les mouvements ascendants qui prennent naissance dans la couche près du sol se développent dans la couche d'Ekman, qui est encore appelée couche de mélange (pendant la journée).
- La couche libre ou l'atmosphère libre est la partie supérieure de la troposphère, où le vent est caractérisé par de grands mouvements d'ensemble à l'échelle de la planète et est appelé vent géostrophique. Il résulte de l'équilibre entre les forces de gradient de pression et la force de Coriolis due à la rotation de la Terre. Elle est la zone à partir de laquelle les effets du frottement de l'air sur la surface de la Terre deviennent négligeables devant ceux produits par la force de Coriolis.

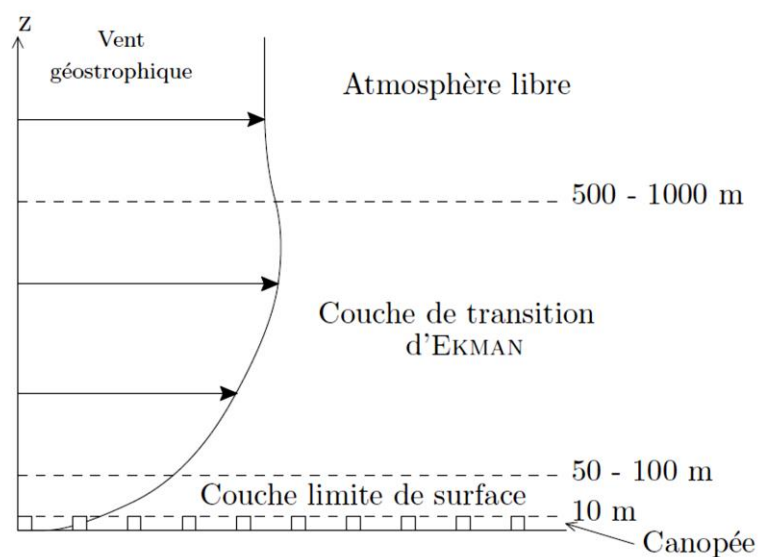


Figure 1.3 : La structure de la couche limite atmosphérique. Source : Soulhac (2000)

1.1.2. Composition de l'air

L'atmosphère est un mélange gazeux composé majoritairement de diazote (N_2), de dioxygène (O_2) et minoritairement de gaz rares (argon, hélium), de dioxyde de carbone (CO_2) et de vapeur d'eau (H_2O). A ces éléments gazeux, il faut ajouter les particules issues des sources naturelles (les volcans, l'action du vent sur le sol, etc..) et de processus chimiques (nucléation, cf. paragraphe 1.2.1.3). Ainsi d'une manière générale, la composition de l'air varie selon la zone étudiée en fonction des sources d'émission locales. En effet, les activités anthropiques par leurs émissions provoquent un accroissement de la proportion des certains composés dans l'atmosphère. Cette composition varie énormément surtout dans les zones dynamiquement perturbées. Depuis plus de 200 ans, les activités anthropiques par les émissions qu'elles provoquent, modifient grandement à court terme les concentrations des polluants gazeux et particulaires dans l'atmosphère et à plus long terme, les niveaux de concentration des gaz à effet de serre ayant un impact reconnu sur le climat.

1.1.3. Notion de pollution

La pollution de l'air résulte de la contamination d'un milieu naturel. Elle se manifeste lorsque les capacités d'assimilation d'un polluant par un milieu sont dépassées. Ces capacités dépendent du type de polluant émis, du type de milieu récepteur : naturel ou urbain. Selon l'OMS, plus de 7 millions de personnes sont mortes prématurément à cause de la pollution de l'air en 2012.

L'évènement de Londres en 1952 illustre l'impact des sources anthropiques sur la qualité de l'air en milieu urbain. Cet évènement qui fut le 1^{er} épisode de pollution documenté de l'ère moderne,

car visible par tous, a révélé la pollution urbaine aux particules fines. Cet évènement, a mis en évidence des niveaux de concentrations en particules particulièrement élevés en milieu urbain. Depuis lors, plusieurs épisodes de pollution urbaine sont à déplorer. Ces épisodes de plus en plus fréquents poussent les autorités à prendre des mesures à impact immédiat. Ainsi, dans de nombreuses grandes villes, la limitation du nombre de voitures en circulation (circulation alternée) est souvent utilisée pour réduire les émissions d'une des principales sources de pollution, la source trafic. Les sources de pollution émettent dans l'atmosphère des particules et gaz engendrant ainsi des pollutions particulières et gazeuses.

La nature des polluants (gaz ou particules) et leurs compositions chimiques sont fortement liées aux sources émettrices (Sun et al., 2020), et ont des conséquences sur la santé des populations (Murari et al., 2020). Les niveaux de concentration observés dépendent des quantités de polluants émises, mais aussi de la météorologie locale ou régionale et de la morphologie urbaine. Les polluants particuliers peuvent avoir des impacts accrus par leurs compositions chimiques, qui varient en fonction des sources contributrices et de la chimie atmosphérique. D'où l'intérêt d'étudier la chimie de l'aérosol urbain (concentration, composition chimique, et sources émettrices) et le lien avec ses impacts (toxicologie et épidémiologique) sur la santé.

1.2. Pollution particulaire

1.2.1. Sources de pollution particulaire

Les aérosols ou polluants particuliers sont émis directement dans l'atmosphère (aérosols primaires) ou proviennent de processus de formation photochimique (aérosols secondaires). Les émissions directes sont naturelles ou anthropiques.

1.2.1.1. Sources naturelles

Les sources d'émissions naturelles (non anthropiques) comprennent les sources terrigènes, les sources marines, les sources volcaniques, les feux naturels en zone boréale (allumés par les lightnings) et la biosphère (à travers les échanges entre la couche superficielle très mince qui comprend l'hydrosphère et l'atmosphère). Les émissions de ces sources sont dues à des phénomènes naturels. Les émissions des sources terrigènes et marines sont fortement liées à la vitesse du vent de surface. En effet, sous l'action du vent, au-delà d'un certain seuil, les aérosols marins et terrigènes sont arrachés et mise en suspension. Les aérosols marins et terrigènes sont majoritairement dans la fraction super-micronique (diamètre, $d > 1 \mu\text{m}$). L'amplitude d'émission de ces différentes sources en zone tropicale et tout particulièrement en Afrique de l'Ouest est

fortement liée aux 2 types de saisons (humide ou sèche). Ainsi, l'influence des sources terrigènes est prédominante en saison sèche et celle des sources marines liées aux vents de mousson en saison humide. Les émissions des sources volcaniques sont occasionnelles, car elles ont lieu lors des éruptions volcaniques. Les émissions de la biosphère comprennent généralement les spores et les pollens. Les phénomènes à l'origine de ce type d'émissions peuvent être influencés par le climat, donc indirectement par les activités anthropiques.

1.2.1.2. Sources anthropiques

Les sources anthropiques de pollution sont présentes depuis l'avènement de l'humanité, mais ont été amplifiées par l'utilisation des énergies fossiles, par l'industrialisation, et d'autres activités humaines (tableau 1.1). En effet, l'ère du pétrole, plus généralement des hydrocarbures a créé de nouveaux besoins en bouleversant les habitudes de population et malheureusement la qualité de l'air sur toute la planète. En effet, les activités humaines provoquent des émissions à travers des sources stationnaires (feux domestiques, industries, gestion des déchets solides, centrales thermiques, etc.) ou mobiles (principalement les activités de transport). En plus de ces sources, il faut ajouter les feux de biomasse (feux de savanes et de forêt) qui constituent des sources importantes de particules.

Les sources stationnaires provoquent des émissions qui se produisent sur des positions fixes. Elles peuvent différer selon la zone géographique selon les besoins et les habitudes des populations. Ces sources comprennent principalement les émissions industrielles (énergétiques ou non-énergétiques), les émissions domestiques (cuisson, chauffage) et la gestion des déchets. Les émissions liées à la production et la consommation représentent 85% des émissions de particules fines dans le monde selon l'Agence Internationale de l'Energie IEA (2016). Ces énergies sont d'origine fossile (charbon minéral, pétrole ou gaz) ou d'origine végétale (bois, charbon de bois ou brique). Les émissions stationnaires non-énergétiques se produisent lors des activités industrielles et des processus de transport et de stockage des combustibles, où elles sont dites « fugitives ». La combustion est la principale source d'émissions d'aérosols carbonés. Les espèces émises sont le carbone organique (OC pour *organic carbon*) et le carbone suie ou carbone suie (EC pour *Elemental Carbon*), ou carbone suie (BC pour *Black Carbon*), suivant la méthode d'analyse. Pour les méthodes optiques, basées sur les propriétés optiques de ces espèces, telles que le DRI (Fung et al., 2002), c'est le BC qui est mesuré. Mais pour les méthodes thermiques (e.g. Cachier et al., 1989), c'est le EC qui est mesuré, car basée sur les propriétés (non oxydables) de cette espèce.

Dans cette étude, les analyses des espèces carbonées ont été faites avec une méthode thermique. Dans la suite, le terme EC (Carbone élémentaire) sera adopté.

La source du brûlage des déchets s'avère importante dans les milieux urbains africains (tableau 1.1). Ce brûlage se fait soit dans les quartiers, soit sur les décharges à ciel ouvert et est principalement dû à l'insuffisance des politiques nationales de gestion des déchets solides ménagers ou industriels. Dans le cadre du programme européen Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa (DACCIWA), Djossou et al. (2018) et Adon et al. (2020) ont caractérisé 3 principales sources d'émission (à savoir les sources trafic, feux domestiques, et feux de décharge) à Abidjan (Côte d'Ivoire) et la source trafic à Cotonou (Benin).

Tableau 1.1 : Émissions sectorielles de particules carbonées et de gaz de combustion en 2015 en Afrique en Gg.an⁻¹.

Emissions par secteur en 2015	BC	OC	NO_x	SO₄	CO	NMVOCs
Résidentiels	539,9	5706,7	1043,3	225,4	68056,3	8393,8
Industries	88,2	213,5	1402,2	1135,2	1296,3	197,1
Centrales thermiques	13,4	14,7	2292,4	1906,1	403,2	23,2
Trafic	155,1	313,0	2088,6	86,1	15783,6	3356,8
Brûlage des déchets	478,3	1109,0	390,4	82,2	6544,0	3520,0
Autres secteurs	46,8	67,6	44,8	1,7	2608,0	241,8
Torchage	31,7	3,7	44,8	1,7	196,9	134,6
Total	1353,4	7428,2	7905,8	3555,1	94888,3	15866,8

Source : Keita et al. (2021a)

Les sources d'émissions mobiles sont les transports (aériens, maritimes ou fluviaux, ferroviaires et routiers). Les transports constituent une des grandes sources de pollution à l'échelle de la planète (Santos, 2017). De plus avec la mondialisation, le transport de marchandise des zones de production vers les zones de consommation amplifie les émissions de cette source. Le transport routier provoque 2 types d'émissions : les émissions énergétiques par la combustion dans les moteurs et les émissions non-énergétiques (abrasions des pneus sur les routes, remises en suspensions des aérosols, fuites des réservoirs). Les émissions énergétiques dépendent principalement de la qualité des combustibles utilisés et des technologies (âges, normes, puissances, ...), mais aussi du mode de conduite (Ericsson, 2001). En effet, les facteurs d'émission (EF) des différents moyens de transport sont fonction des types des moteurs et des technologies de réduction des émissions (filtres à particule, pots catalytiques), Keita et al. (2018) proposent des EF spécifiques à l'Afrique. La qualité du combustible joue un rôle important dans les émissions. L'organisation non gouvernementale Suisse Public Eye (2016) a mis en évidence des teneurs en

soufre de 1500 à 2000 ppb dans le diesel vendu dans les pays africains, teneur qui rendent inefficaces les filtres à particules des pots d'échappement des véhicules.

1.2.1.3. Formation des aérosols organiques secondaires

Dans l'atmosphère, les aérosols secondaires sont formés à partir de précurseurs gazeux (conversion gaz-particule). Le mécanisme de base de la formation de nouvelles particules dans l'atmosphère est la nucléation. Ensuite, différents processus tels que la condensation, la coagulation, etc... vont modifier les caractéristiques de la population d'aérosols. Ils font évoluer à la fois la distribution dimensionnelle des particules vers des diamètres plus importants et aussi la composition chimique (Turpin and Huntzicker, 1995). La figure 1.4 présente, le cycle de vie de l'aérosol, à travers les processus qui le régissent.

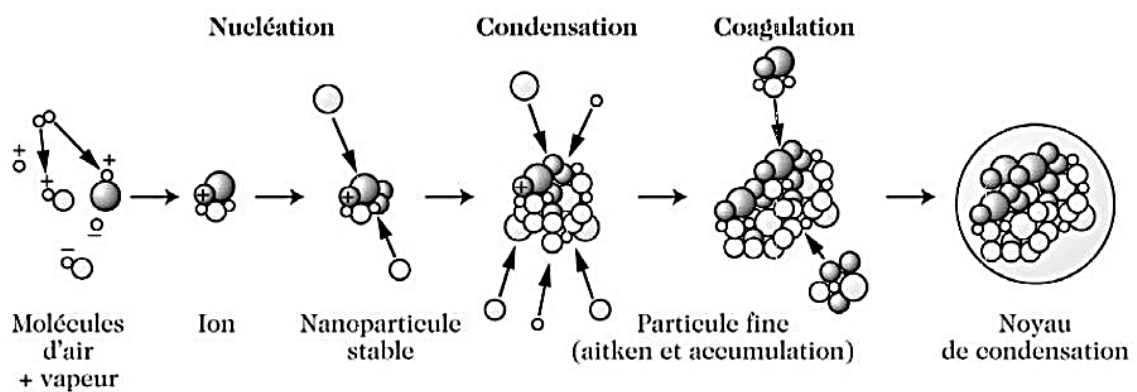


Figure 1.4 : Processus de formation des aérosols. Source : Delmas et al. (2005).

Le premier processus de formation des Aérosols Organiques Secondaires (AOS) est la nucléation. Il fait intervenir soit une espèce unique (nucléation homo-moléculaire), soit plusieurs espèces (hétéro-moléculaires), sous l'influence des lois thermodynamiques, de la tension de surface. L'aérosol issu du processus de nucléation, a un faible diamètre et va ainsi être soumis à des processus de condensation et de coagulation. Le deuxième processus est la condensation, et représente le transfert des molécules issues des phases gazeuses vers les particules déjà existantes. Ce processus dépend du diamètre de l'aérosol, du coefficient de diffusion des espèces gazeuses et de la pression partielle de surface des aérosols (Liu, 2011). Ce processus entraîne une augmentation de la taille des aérosols sans affecter leur nombre. Le troisième processus est la coagulation et se produit par collusion entre plusieurs aérosols. La coagulation conduit à une augmentation de la taille des aérosols et par la même occasion à une diminution de leur nombre. Ce processus dépend

de l'agitation thermique, dynamique ou cinématique, du diamètre des aérosols, mais aussi de leur concentration.

1.2.2. Caractérisation de la pollution particulaire

La définition de la pollution de l'air reste assujettie à un lieu donné. La composition de l'atmosphère est fortement influencée par plusieurs paramètres. En effet, la pollution est le résultat de la conjugaison des émissions atmosphériques avec divers paramètres aussi bien environnementaux, météorologiques que climatiques. En effet, sur 2 lieux soumis aux mêmes émissions, la pollution qui en résulte peut-être différentes. A ce jour, il existe des normes relatives aux concentrations des polluants particuliers sur la qualité de l'air. Ces normes reflètent la dangerosité sur la santé des populations du dépassement de certains niveaux de concentrations. Au niveau mondial, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a édité des valeurs seuils d'exposition journalière et annuelle des polluants ayant un impact sur la santé des populations. Parmi ces polluants figurent les aérosols (PM₁₀ et PM_{2.5}), dont les valeurs seuils d'exposition de l'OMS se trouvent dans le tableau 1.2.

Tableau 1.2 : Valeurs seuils d'exposition de l'OMS en 2006 et 2021.

Polluant	Valeur seuil en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$		Durée de l'exposition
	2016	2021	
PM _{2.5}	25	15	24 heures
	10	5	1 an
PM ₁₀	50	45	24 heures
	20	15	1 an

Source : Lignes directrices de l'OMS, édition 2006, 2021

Ces valeurs ne font pas l'unanimité. Ainsi l'Union Européenne, les Etats Unies d'Amérique (USA) disposent chacun de leurs normes propres, qui sont généralement différentes de celles de l'OMS. En Côte d'Ivoire, le Décret N° 2017-125 du 22 février 2017 relatif à la qualité de l'air, fixe ses objectifs. Il donne également des valeurs seuils d'information et de recommandation, des seuils d'alerte et des valeurs limites pour la protection de la santé pour les concentrations de PM (tableau 1.3), ainsi que pour d'autres polluants.

Le tableau 1.3 présente les niveaux de concentration de la qualité de l'air, des valeurs seuils, cibles et limites. Ces valeurs ne sont pas toutes définies pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Ainsi, contrairement au PM₁₀, seul l'objectif de qualité, la valeur cible et la valeur limite sont définis pour les PM_{2.5}. Concernant les PM₁₀, les normes nationales sont identiques à celles de l'OMS (2006), à savoir 25

$\mu\text{g.m}^{-3}$, valeur seuil annuelle, à ne pas dépasser pendant 35 jours par an, et $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ en valeur seuil annuelle. Pour les $\text{PM}_{2.5}$, seules des valeurs annuelles sont définies et uniquement pour quelques indicateurs. Ainsi, le décret ne donne pas de valeur seuil journalière de concentration de $\text{PM}_{2.5}$.

Tableau 1.3 : Normes relatives aux concentrations atmosphériques des polluants particuliers (PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$) de la Côte d'Ivoire issues du Décret N° 2017-125 DU 22 Février 2017 relatif à la qualité de l'air.

Normes	PM_{10}	$\text{PM}_{2.5}$	Descriptions
Objectif de qualité	$20 \mu\text{g.m}^{-3}$	$10 \mu\text{g.m}^{-3}$	Moyenne annuelle civile. <i>Niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre dans une période donnée, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement.</i>
Seuil d'information et de recommandation	$50 \mu\text{g.m}^{-3}$	-	Moyenne journalière. <i>Niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de groupes particulièrement sensibles au sein de la population et qui rend nécessaires l'émission d'informations immédiates et adéquates à destination de ces groupes et des recommandations pour réduire certaines émissions</i>
Seuil d'alerte	$80 \mu\text{g.m}^{-3}$	-	Moyenne journalière. <i>Niveau de concentration de substances polluantes dans l'air au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine ou de dégradation de l'environnement et, à partir duquel des mesures d'urgence doivent être prises</i>
Valeur cible	$50 \mu\text{g.m}^{-3}$	-	Moyenne journalière. <i>Concentration à ne pas dépasser plus de trente-cinq fois par année civile</i>
	$40 \mu\text{g.m}^{-3}$	$20 \mu\text{g.m}^{-3}$	Moyenne annuelle civile.
Valeur limite	-	$25 \mu\text{g.m}^{-3}$	Moyenne annuelle civile.

1.2.2.1. Propriétés physiques des particules atmosphériques

Les propriétés physiques des aérosols incluent leurs propriétés microphysiques et optiques. Les propriétés microphysiques comprennent la taille et la forme des aérosols, toutes deux liées au processus de formation de l'aérosol. Afin de permettre un découpage des aérosols par classe de taille, la distribution granulométrique est utilisée. Cette distribution comprend, les PM_{10} (diamètre,

$d < 1 \mu\text{m}$) ; les $\text{PM}_{2.5}$ (diamètre, $d < 2,5 \mu\text{m}$) et PM_{10} (diamètre, $d < 10 \mu\text{m}$) qui sont respectivement les particules ultrafines, les particules fines et les particules grossières. Il faut remarquer que les PM_{10} , comprennent les $\text{PM}_{2.5}$ (principalement émis par les sources anthropiques), et les $\text{PM}_{2.5-10}$ (diamètres, $2,5 < d < 10 \mu\text{m}$), qui représentent la fraction grossière des PM_{10} et proviennent plus des sources terrigènes et naturelles. Les propriétés optiques et la capacité des aérosols à diffuser ou absorber les rayonnements, solaires varient en fonction de la longueur d'onde mais également en fonction de leur composition chimique et de leur taille.

1.2.2.2. Propriétés chimiques des particules atmosphériques

Les aérosols atmosphériques ont des compositions chimiques très spécifiques en fonction des sources d'émission et de leurs diverses transformations dans l'atmosphère. L'analyse de la composition chimique de l'aérosol permet à l'aide de traceurs, d'identifier leurs sources mais aussi de quantifier leurs contributions relatives. L'impact d'un aérosol dépend de sa composition chimique. Ainsi, l'impact des espèces carbonées (EC et OC) sur le climat a été mis en évidence dans plusieurs études (Zhou et al., 2019 et Luo et al., 2021). En effet, le carbone élémentaire (EC) a un forçage radiatif positif, quant au carbone organique (OC), il a un impact radiatif négatif. De plus, Val et al. (2013) et Adon et al. (2020) ont mis en évidence l'impact du carbone organique (OC) sur l'impact inflammatoire de l'aérosol en Afrique de l'Ouest. Dans l'étude de Adon et al. (2020), la fermeture chimique des aérosols collectés sur 4 différents sites de mesures à Abidjan et Cotonou (figure 1.5) a été obtenue dans le cadre du programme DACCIWA à l'aide de la méthode de Guinot et al. (2007). Cette figure montre une variation intra et interannuelles sur tous les sites de l'importance relative de la composition chimique de l'aérosol et des différences significatives entre les sites. Elle met également en évidence la composition chimique de l'aérosol d'Afrique subsaharienne en saison sèche et en saison humide, montrant une corrélation entre les espèces carbonées (OC, EC et WSOC pour carbone organique soluble dans l'eau). Elle présente les différentes fractions qui composent les aérosols (WSI : espèces ioniques incluant les sulfates, les nitrates, l'ammonium, etc., POM : matière organique particulaire ; EC : carbone suie ; Dust : fraction terrigène ; et n.d. : la fraction non déterminée), en fonction de la taille des particules mais aussi, des saisons de l'année, sur chacun des sites de cette étude. Ainsi, sur le site feux domestiques, les POM constituent la principale fraction de l'aérosol, quelle que soit la saison. De même, l'aérosol des sites trafic d'Abidjan et Cotonou, et feux de décharge est dominé par la fraction terrigène. Enfin, prédominance de la fraction carbonée par rapport aux WSI.

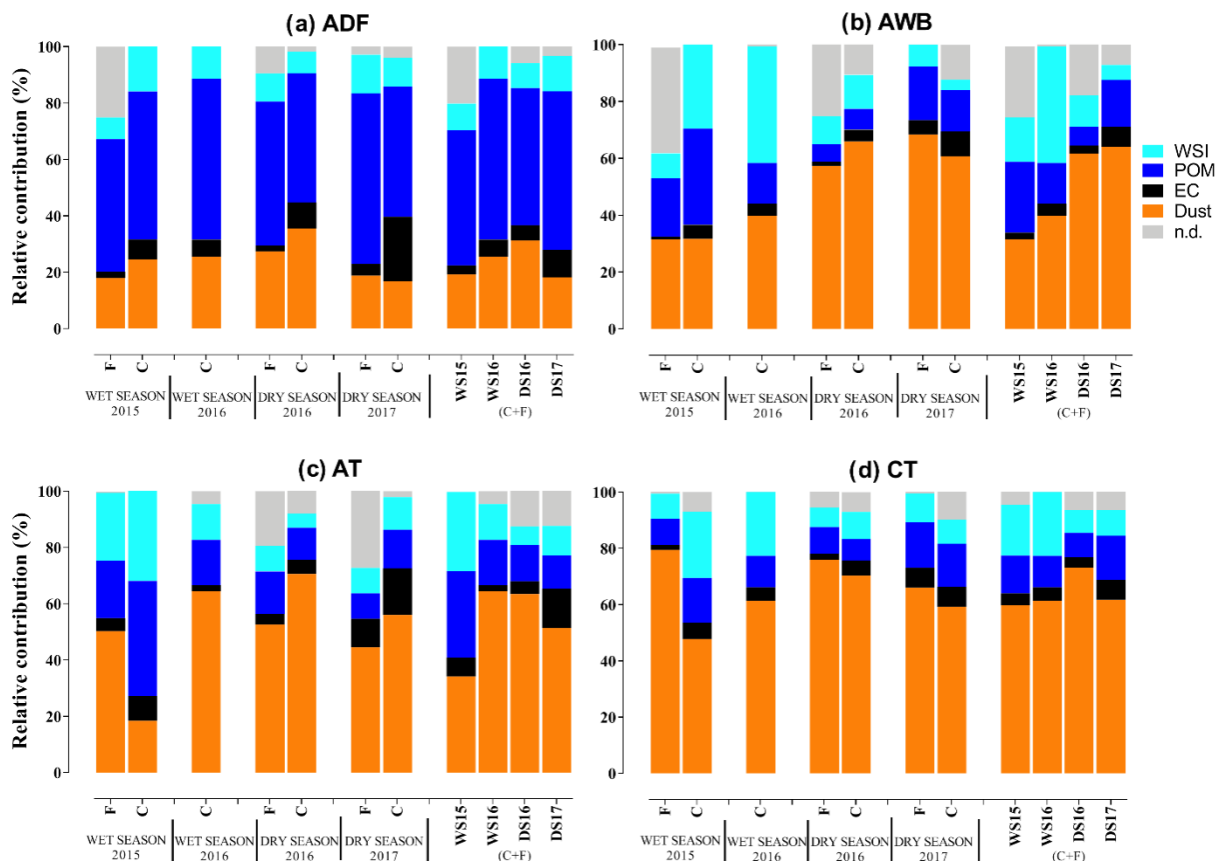


Figure 1.5 : Composition chimique des aérosols (grossiers et fins) sur différents types de site, pendant les saisons sèches et humides. Source : Adon et al. (2020).

1.2.3. Facteurs influençant la pollution atmosphérique

Comme on l'a dit plus haut, les niveaux de pollution observés en milieu urbain sont conditionnés par les émissions atmosphériques, la dispersion et le transport, les interactions ou transformations et les dépôts atmosphériques des espèces polluantes, avec en plus la morphologie urbaine. Dans cette section, les principaux paramètres influençant la pollution atmosphérique sont présentés.

1.2.3.1. Influence des paramètres météorologiques

La composition chimique de l'atmosphère ou tout simplement la qualité de l'air est directement liée aux conditions météorologiques. Les paramètres météorologiques (voire climatiques) influencent grandement l'ensemble des processus qui gouvernent les niveaux de concentration observés (Gomez-Perales et al., 2004 et Vecchi et al., 2004). Ainsi, pour une même émission, la pollution résultante peut varier en fonction de plusieurs paramètres. En effet, le vent, la pluie et l'ensoleillement conditionnent les phénomènes de transport, de transformation et de dépôt des polluants émis dans l'atmosphère.

De plus, plusieurs activités climatiques régionales (harmattan, flux de mousson, Jet d'Est Africain) influencent grandement la météo et la pollution locale, et doivent donc être prise en compte. Les interactions entre ces phénomènes, tels que l'harmattan et le flux de mousson, rythment les saisons à travers la position de la Zone de Convergence intertropicale (ZCIT). En effet, la rencontre entre le flux (vent) de mousson, issu de l'océan et le vent d'harmattan issu de Sahel, est à l'origine des champs pluviométriques sur l'Afrique de l'Ouest (situés au sud de la ZCIT). Ainsi, le renforcement de vent de mousson (l'affaiblissement du vent d'harmattan) engendre une migration vers le nord de la ZCIT, et donc un déplacement des pluies, et inversement (figure 1.6). Une migration vers le nord de la ZCIT, conduit à une seule saison de pluie (voir saison humide) au nord de l'Afrique de l'ouest, mais 2 saisons de pluie sur les zones au sud et constitue la base du découpage saisonnier de l'Afrique de l'ouest. En plus, il faut souligner l'impact du Jet d'Est Africain (JEA), localisé dans la moyenne troposphère. Le JEA est à pour origine un fort gradient de température et d'humidité.

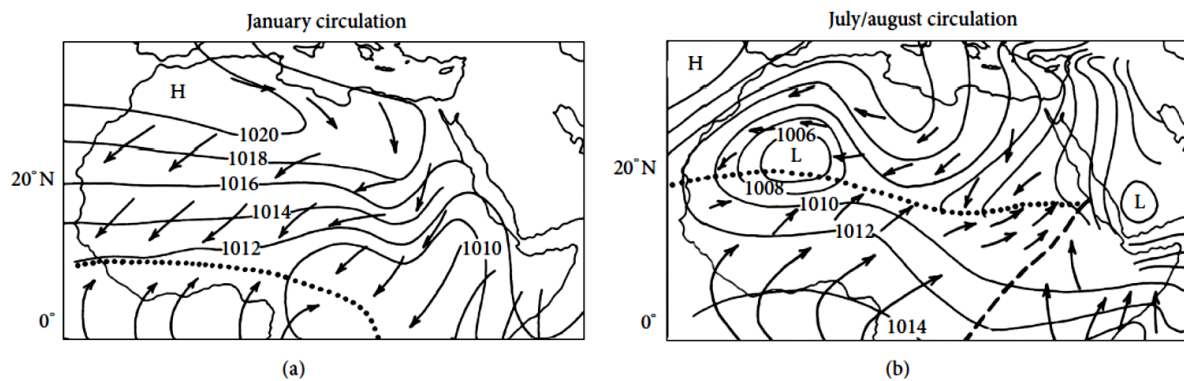


Figure 1.6 : Schéma du vent de surface (flèches) et de la pression (mb) sur l'Afrique de l'Ouest en hiver et au pic de la mousson d'été. Source : Nicholson (2013)

Chacun de ces vents (harmattan et mousson) sont porteurs d'espèces chimiques spécifiques, qui influencent grandement les masses (concentrations) des aérosols, et la signature chimique des aérosols.

i. Phénomène de transport

Le réchauffement des masses d'air, des sols et des surfaces entraîne des phénomènes de convection qui sont à l'origine de mouvements verticaux et horizontaux de l'atmosphère. Ce phénomène entraîne une augmentation de la flottabilité des masses d'air, l'air chaud étant plus léger que l'air froid. Ainsi, la modification des propriétés des masses d'air, entraîne leur transport à petite, moyenne ou grande échelle. Ces mouvements de masse d'air sont à l'échelle locale responsable de la dispersion (Du et al., 2020) et de l'accumulation des polluants suivant la morphologie urbaine

(Li et al., 2016). En effet, le transport des polluants est souvent perturbé au niveau local par la turbulence des masses d'air liée à la rugosité du sol et au relief. Ce phénomène se produit généralement sur des rues, et se résume généralement au phénomène de rue canyon étudié par Li et al. (2006). En effet, sur une rue latéralement bâtie, l'air s'engouffre, et aura tendance à s'accumuler si la voie d'écoulement naturelle est obstruée. Les mouvements des masses d'air, à grandes échelles (régionales ou globales) sont responsables du transport sur des grandes distances des aérosols issus des feux de savanes et des aérosols désertiques. Ce phénomène de transport, suivi du dépôt constitue une grande source de variabilité locale de la pollution urbaine.

ii. Transformation photochimique

La transformation de polluants primaires est à l'origine de la pollution photochimique, aussi appelée photo-oxydation. Cette réaction sous l'effet des rayonnements solaires, transforme des précurseurs chimiques en espèces oxydantes. Les composants oxydants peuvent conduire à la formation d'une brume brunâtre constituée de particules fines et d'ozone, encore appelée smog photochimique (Robinson et al., 2007). Les smogs constituent un épisode de pollution visible par tous, et qui a fait l'objet de plusieurs études (Huang et al., 2013, Ji et al., 2014 et Wang et al., 2014). Lors de cet épisode, on observe une faible visibilité atmosphérique associée à la présence de fines particules formées dans l'atmosphère, et qui diffusent la lumière. Un fort rayonnement solaire associé à une faible dispersion des polluants dans l'atmosphère favorise la pollution photochimique (Khodakarami and Ghobadi, 2016). Ce type de réaction, déterminant pour la chimie de l'aérosol, conduit à la formation de nombreux polluants secondaires et à l'élimination de certaines polluants primaires.

iii. Dépôts atmosphériques

Les dépôts atmosphériques (sec et humide) constituent une autre voie d'élimination des polluants atmosphériques. Il est l'étape finale du cycle de vie des composés atmosphériques qui inclue les émissions, le transport et le transfert dynamique dans l'atmosphère, la transformation physico-chimique, les dépôts secs et humides des substances. La mesure du dépôt atmosphérique est un indicateur pertinent de l'évolution de la composition chimique atmosphérique. Le dépôt atmosphérique peut être une source de nutriments ou de substances toxiques pour la biosphère et donc impacter les ressources naturelles telles que l'eau, la végétation et le sol.

Les dépôts humides ou secs ont fait l'objet de plusieurs études dont celle de Adon (2011) qui, dans le cadre du programme International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa (INDAAF), a calculé les vitesses de dépôt sec de certains gaz emblématiques (e.g. azote)

dans le contexte ouest africain afin d'y évaluer leur dépôt total d'azote en milieu rural. A ce jour, très peu d'étude (voire aucune) ne s'est intéressée au dépôt dans les milieux urbains. Cependant le projet PASMU, dont fait partie cette thèse, s'intéresse aux dépôts secs et humides les milieux urbains de Côte d'Ivoire.

Dépôts humides : Le dépôt humide est un des mécanismes de dépôt atmosphérique qui est principalement causé par les précipitations (pluie, neige, grêle) et par l'impact des gouttelettes de nuage sur une montagne ou par la sédimentation de gouttelettes de brouillard. Deux processus principaux participent au dépôt humide par précipitation, il s'agit : (1) des particules servant de noyaux de condensation pour des gouttes de nuage (qui deviennent des gouttes de pluie), associé aux phénomènes de coagulation ; (2) des polluants particulaires (voire gazeux) sont captés par les gouttes de nuage ou de pluie dans le nuage. Les gouttes de pluies ou de nuage captent les aérosols lors de la collision. Ces collisions peuvent résulter de plusieurs processus, qui dépendent de la taille des aérosols. Ces processus sont : la diffusion brownienne des particules (majoritaire pour les particules ultra fines de diamètre, $d > 0,1 \mu\text{m}$) ; l'impact par interception d'une particule par une goutte (dominant pour les particules de diamètre, $0,1 < d < 1 \mu\text{m}$) ou l'impact par inertie (principalement pour les particules de diamètre, $d > 1 \mu\text{m}$). L'ensemble de ces mécanismes participent au lessivage de l'atmosphère, et contribuent à réduire les concentrations atmosphériques avec des conséquences sur la chimie des pluies. Le dépôt humide est le mode principal d'élimination des particules fines et ultrafines de l'atmosphère.

Dépôts secs : Le dépôt sec est un mécanisme important d'élimination des particules grossières et des gaz, et est causé par des processus indépendants des précipitations. Les polluants se déposent sur une surface (bâtiments, végétations, sols et eaux de surface) par sédimentation, interception et inertie et par diffusion. La sédimentation correspond à l'effet de la gravité terrestre sur les particules atmosphériques. Les particules de toutes les tailles ont une masse : elles sont donc toutes plus ou moins soumises à la sédimentation. Néanmoins, les particules grossières (de diamètre, $d > 10 \mu\text{m}$) peuvent acquérir des vitesses de chute qui favorisent la sédimentation. La vitesse finale de chute d'une particule résulte de l'équilibre entre 2 forces : la force de gravité et la force de friction de l'aérosols, représentées mathématiquement par la loi de Stokes. Le mécanisme de dépôt par interception et inertie se produit lorsque des particules atmosphériques entrent en contact avec des surfaces pour s'y déposer. Il se produit lorsque les masses d'air rencontrent une surface dans leur écoulement et que les particules ne peuvent pas contourner à cause de leur masse ou de leur taille

(de diamètre, $1 < d < 10 \mu\text{m}$). Le processus d'impact par interception ou inertie est particulièrement important pour les dépôts sur des surfaces de géométrie complexe (e.g. la végétation).

La diffusion des particules atmosphériques (ou des composés gazeux) vers une surface se subdivise généralement en 2 étapes. L'étape 1 est le transfert de la particule de l'atmosphère vers la surface par la turbulence atmosphérique. L'étape 2 est le transfert du polluant vers une couche très fine en contact avec la surface, qui est faiblement affectée par la turbulence atmosphérique et considérée comme étant en régime quasi-laminaire. Le transfert vers cette couche de surface a lieu par diffusion (par impact par inertie ou interception).

1.2.3.2. Influence de la stabilité et l'instabilité atmosphérique

La stabilité atmosphérique joue un rôle déterminant dans la dispersion des polluants particuliers (Perrino et al., 2008). La stabilité ou l'instabilité atmosphérique est fonction du gradient vertical de température et du gradient adiabatique. En effet, une masse d'air est dite stable si elle retourne à sa position initiale après une perturbation. Cet état ne favorise pas la dispersion des polluants atmosphériques. Un air instable quant à lui favorise la dispersion des polluants, car après une perturbation, la masse d'air ne retourne pas à sa position initiale. Ainsi, la stabilité de l'atmosphère est nécessaire et indispensable pour comparer des concentrations mesurées sur différents sites à des périodes différentes. Tel a été le cas au cours de nos campagnes intensives de mesure sur les sites non-permanents.

1.2.3.3. Influence de l'urbanisation

L'environnement urbain est un facteur important influençant la qualité de l'air. En effet, les activités urbaines et la qualité des infrastructures urbaines existantes influencent grandement la pollution urbaine. Les concentrations des particules atmosphériques sont particulièrement influencées par l'urbanisation tout d'abord avec le phénomène de remise en suspension. La remise en suspension dépend grandement de l'état des routes, du trafic routier, et du potentiel de remise en suspension.

Ensuite, des études basées sur les modèles ont montré l'importance de l'influence du bâti sur le processus de transformation des émissions urbaines. Soulhac et al. (2008) et Soulhac and Salizzoni (2010) ont étudié la dispersion des émissions respectivement sur des rues latéralement bâties et sur une intersection à l'aide du modèle SIRANE. De même, plusieurs autres études basées sur des modèles de ville (Riddle et al., 2004, Hirtl and Baumann-Stanzer, 2007, Di Sabatino et al., 2008 et Garbero et al., 2011) ont été conduites dans le but d'évaluer l'impact des infrastructures urbaines

sur la pollution. A Yopougon, commune d'Abidjan (Côte d'Ivoire), Doumbia et al. (2021), ont étudié la pollution urbaine à l'aide du modèle ADMS-road dans le but d'évaluer la dispersion des émissions dues aux automobiles.

1.3. Impacts de la pollution particulaire

Les aérosols atmosphériques ont des impacts climatiques et sanitaires de par leurs propriétés physiques et chimiques. Nous présentons d'abord les impacts climatiques, puis les impacts sanitaires.

1.3.1. Impacts climatiques : notion d'effet de serre

L'effet de serre est un phénomène à l'origine naturel indispensable à la vie sur terre. L'énergie émise par le soleil est absorbée et réémise sous forme de rayonnement infrarouge. Les composés agissent selon leurs natures sur ces rayonnements. Certains gaz présents dans l'atmosphère (gaz à effet de serre) piègent une partie de ces rayons qui tendent à réchauffer l'atmosphère. Ainsi, sans effet de serre, la température moyenne sur la Terre serait de -18°C et peu d'eau serait sous forme liquide. Cet effet de serre a donc une influence bénéfique puisqu'il permet à notre planète d'avoir une température moyenne de 15°C , et donc la vie sur terre.

La figure 1.7 présente le bilan radiatif de la planète et met en évidence les perturbations anthropiques (GIEC, 2013). En effet, le soleil fournit à travers ses rayons de l'énergie à la Terre. Cette énergie est en partie reflétée vers l'espace mais une grande partie est absorbée par l'atmosphère ou par les différents éléments à la surface du globe. L'énergie absorbée est réémise dans l'infrarouge et est retenue à la surface de la terre par les gaz à effet de serre.

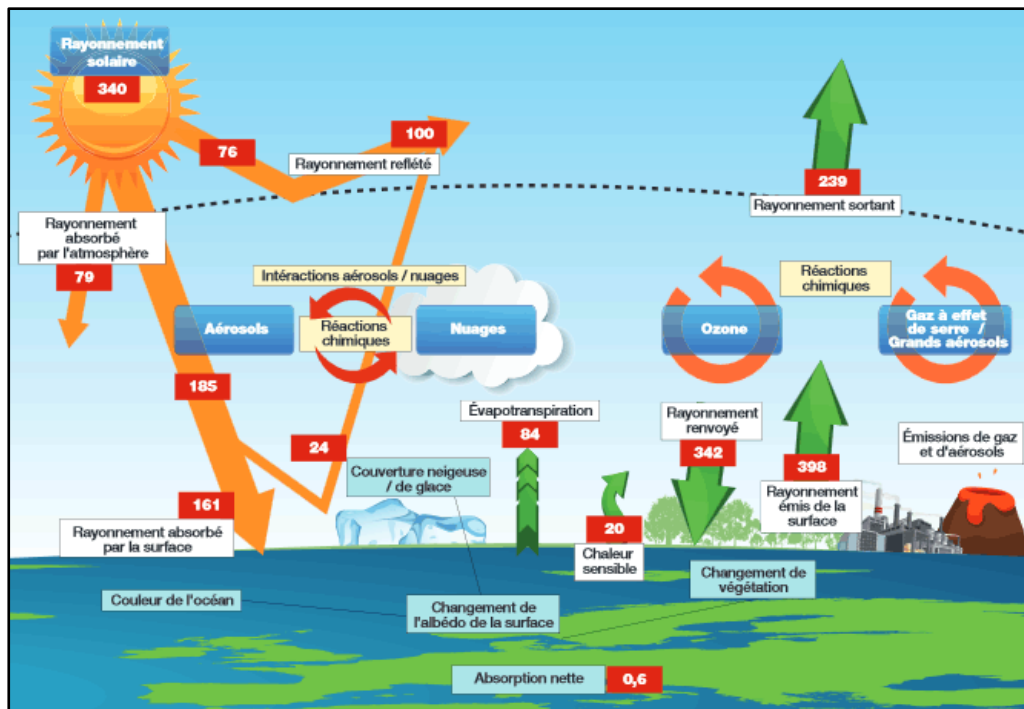


Figure 1.7 : Bilan radiatif global : estimation de l'impact de l'effet de serre et de l'effet parasol sur le bilan énergétique de la terre. Source : GIEC (2013).

La figure 1.8 présente le forçage radiatif de la planète. Elle montre l'impact des polluants atmosphériques (particules et gaz) sur le bilan radiatif de la planète. Ainsi, contrairement aux polluants gazeux qui ont généralement un impact positif sur le bilan radiatif, celui des aérosols est moins tranché, dépendant de leur composition. En effet, le OC, les poussières, les sulfates, les nitrates impactent négativement le bilan radiatif, tandis que le carbone suie (BC ou EC) a un impact positif comme les gaz à effet de serre. Leurs capacités d'absorption et de diffusion des rayonnements solaires sont donc fonction de leurs tailles et de leur composition chimique, etc. En plus de l'impact direct, les aérosols ont aussi un impact indirect sur le climat, car ils servent de noyaux de condensation pour la formation des nuages qui jouent le rôle de parasol.

L'impact climatique des émissions atmosphériques n'a cessé d'être démontré à travers les différents rapports du GIEC qui se sont succédés. En septembre 2021, la parution du premier volet du 6^e rapport du GIEC, présente une situation dramatique. En effet, dans les cinq scénarios présentés par le GIEC, le scénario le moins pessimiste trouve, une température mondiale de plus de 1,5 °C, par rapport à l'ère préindustrielle en 2030 soit 10 ans avant l'estimation précédente. De plus, le scénario le plus pessimiste évalue cette hausse de température entre 3,3 et 5,7 °C.

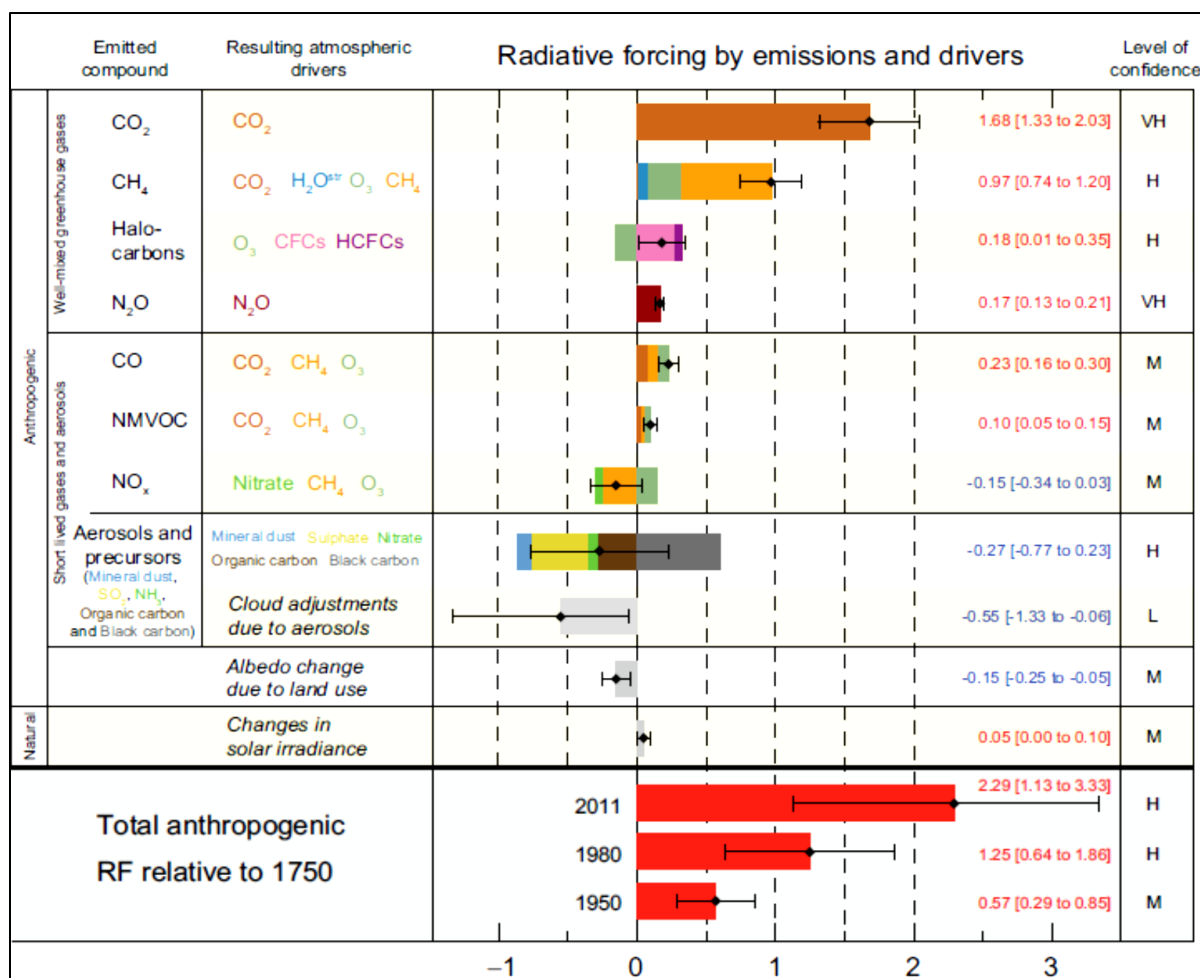


Figure 1.8 :Forçage radiatif des gaz et particules atmosphériques relative pour 1750 (W.m⁻²), Source : GIEC (2013)

1.3.2. Impacts sanitaires

L'aérosol a un impact sur la santé des êtres vivants, et particulièrement sur la santé humaine. Selon l'OMS (2016), 9 personnes sur 10 respirent un air pollué et 7 millions de personnes meurent chaque année due à l'exposition aux particules fines. L'aérosol est un cocktail chimique dont la dangerosité est reconnue. Son impact sanitaire est donc lié à sa composition chimique (Srikanth et al., 2008 et Singh et al., 2019), mais aussi à sa granulométrie (X. Zhang et al., 2018 et Danel, 2019). Par exemple, Soomro et al. (2019) et Pesce et al. (2020) ont montré l'impact de métaux lourds (présents dans l'aérosol) sur des populations. De plus, les aérosols peuvent être des vecteurs de certaines maladies (Rao et al., 2020). Dans le cadre du programme DACCIWA, à partir de la modélisation, le nombre de décès prématuré en 2015, imputable à la pollution particulaire (PM_{2.5}) étaient évaluées à 7315 cas dans le district d'Abidjan, dû principalement aux maladies cardiovasculaires. En effet, les particules grossières (de diamètre, d > 2.5 µm) peuvent atteindre les voies respiratoires et causer des dommages aux poumons (Liu, 2011). La figure 1.9, présente l'impact des aérosols

selon leur taille. Les particules fines et ultra fines (de diamètre, $< 2,5 \mu\text{m}$) sont particulièrement dangereuses, car leur petit diamètre, permet de pénétrer plus en profondeur, et ainsi atteindre la région alvéolaire, ce qui provoque des dommages importants sur les fonctions respiratoires.

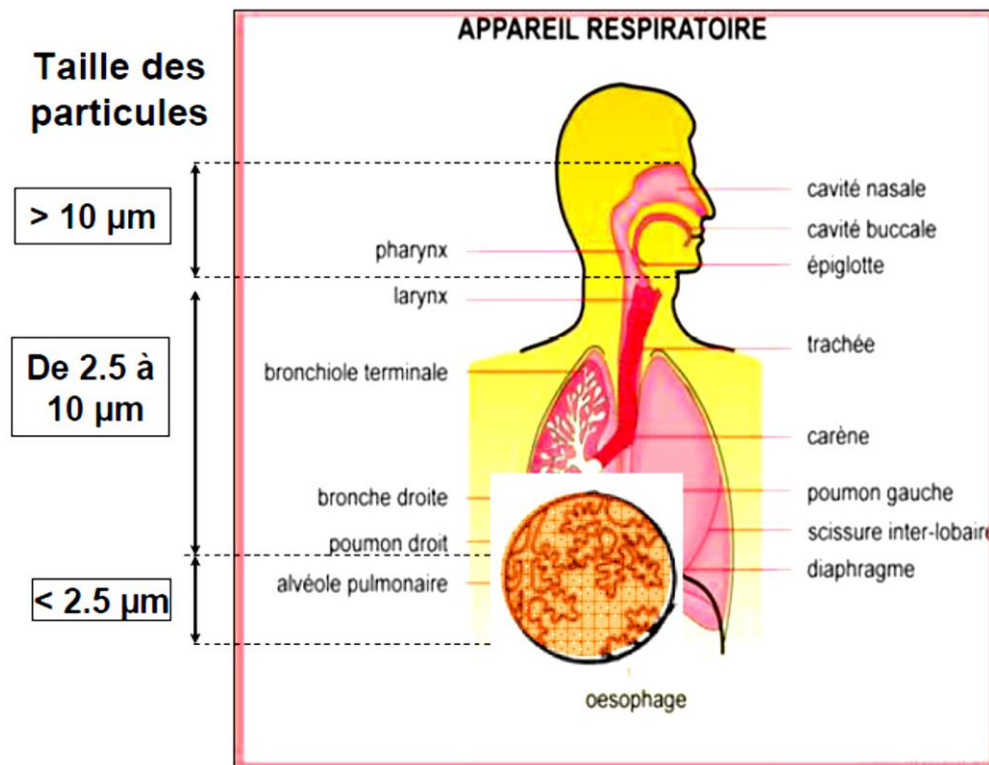


Figure 1.9 : Dépôts des aérosols dans l'appareil respiratoire en fonction du diamètre des aérosols. Source : Liu (2011).

Par ailleurs, des études sont menées dans le but d'évaluer l'impact inflammatoire de l'aérosol urbain. C'est le cas de Adon et al. (2020) qui, dans le cadre du programme DACCIWA, ont étudié in vitro, l'impact des aérosols urbains issus de différents types de sources spécifiques à l'Afrique de l'ouest (trafic, feux domestiques et brûlages des déchets) sur des cellules humaines. Ce programme a permis de mettre en évidence des concentrations particulièrement importante de EC et OC (carbone organique soluble) tout comme dans ce qui avait été observé dans le cadre du programme POLCA (Val et al., 2013). Bien que cette méthode, ait donné des résultats prometteurs, elle reste coûteuse et complexe, et n'est pas à la portée de tous. Ainsi, d'autres techniques ont été développées dans le but d'évaluer l'impact des aérosols sur la santé. Parmi elles, on peut citer la détermination de l'impact inflammatoire par la mesure directe du potentiel rédox (activité oxydante) de l'aérosol, qui a montré être un proxy convenable permettant d'éviter les expériences in vivo. Pour ce faire, diverses méthodologies basées sur différentes molécules chimiques ont été

développées par plusieurs équipes de recherche. Une revue de ces méthodologies est faite par Hedayat et al. (2015). Parmi ces méthodes le test du DTT, est l'un des plus répandu.

Le test au DTT des particules PM_{2.5} collectées sur les différents sites a été fait suivant un protocole développé au Laboratoire d'Aérogologie de Toulouse, avec ma participation. Cette technique, détaillée dans le chapitre 2, est acellulaire et nous permet de quantifier la réponse oxydante des échantillons d'aérosol collectés lorsqu'ils sont soumis à la molécule du dithiothréitol (DTT). De façon pratique, le test du DTT permet de quantifier la capacité des espèces redox-actives portées ou générées par un échantillon d'aérosol à transférer des électrons du dithiothréitol (DTT) vers ces espèces (d'où une consommation du DTT). Cette réaction étant analogue à la réaction d'oxydoréduction entre les cellules humaines et les espèces redox-actives de l'aérosol (Verma et al., 2009), permet de déterminer l'activité oxydante de l'aérosol sans recourir à l'utilisation de cellules humaines, le DTT étant considéré comme un substitut des antioxydants pulmonaires. Pour évaluer la pertinence de ce test par rapport aux tests cellulaires in vitro, plusieurs études ont été menées. Foresti et al. (1997) a montré que le test DTT mesurait la capacité des particules à générer des radicaux superoxydes (O₂) lors de leur interaction avec les composés du groupe thiol, qui sont les principaux antioxydants présents dans les cellules endothéliales. Par ailleurs, Li et al. (2003) a comparé l'activité redox basée sur le DTT d'un échantillon à sa capacité à induire la protéine de stress oxydant, l'hèmeoxygénase-1, sur deux lignées cellulaires : RAW 264.7 et BEAS-2B. Le RAW 264.7 est une lignée cellulaire de macrophages murins qui imite la réponse au stress oxydant des macrophages alvéolaires pulmonaires (Hiura et al., 1999 et Li et al., 2002) et le BEAS-2B est une lignée cellulaire épithéliale bronchique humaine transformée, qui imite la réponse au stress oxydant des cellules épithéliales bronchiques primaires (Li et al., 2002). Ainsi, Li et al. (2003) ont constaté que les activités du DTT des échantillons de PM sont en corrélation avec l'induction de l'hèmeoxygénase-1 dans les deux lignées cellulaires. Ces données suggèrent que l'activité redox mesurée par cette procédure est un indicateur de l'état de stress oxydant dans les cellules. De plus, Steenhof et al. (2011) montrent que la composition chimique des PM ainsi que leur potentiel oxydant jouent un rôle déterminant sur la toxicité induite par les PM dans les expériences in vitro.

1.4. Bilan des études pollution-santé

Les niveaux de concentrations des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} obtenus sont supérieurs aux normes de l'OMS de 2016. De plus, à la lumière des études menées depuis plus de 10 ans, sur l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé des populations, l'OMS a en 2021, publié de nouvelles normes relatives aux particules atmosphériques (PM_{2.5} et PM₁₀), à l'ozone, au dioxyde d'azote et au dioxyde de soufre, et au monoxyde de carbone. Ces normes sont jusqu'à 2 fois plus petites pour les PM_{2.5} que les précédentes pour la valeur annuelle.

A ce jour plusieurs études sur la pollution ont été menées en Afrique de l'Ouest dans le but d'analyser et d'évaluer l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé de population. Une revue des études sur la pollution particulaire et la santé en Afrique de l'Ouest est présentée dans l'annexe 35. Nous constatons que les niveaux d'exposition des populations aux particules atmosphériques sont alarmants. En plus d'évaluer les niveaux de concentration, des études d'impact sanitaire de la pollution particulaire ont été menées à travers différents programmes et projets. Il s'agit : du projet POLCA (POLLution dans les Capitales Africaines), pour l'étude des niveaux de concentration des polluants atmosphériques et de l'impact inflammatoire de l'aérosol à Bamako et Dakar ; du Programme Européen DACCIWA (Dynamic Aerosol chemistry cloud interaction in West Africa), avec le Work Package 2, pour la pollution de l'air en lien avec la santé humaine, l'élaboration d'inventaires d'émission des polluants atmosphériques et la modélisation à l'échelle régionale ; du projet Chaire Pollution (ChairPol) de la CHAIRE ÉCOSANTÉ, pour la pollution de l'air intérieur et extérieur et les maladies respiratoires non transmissibles.

Ainsi, dans le cadre du programme POLCA (Doumbia, 2012 et Val et al., 2013), du programme DACCIWA (Adon, 2019, Xu et al., 2019 et Adon et al., 2020) du programme Chairpol (Kouao, 2018, Kouao et al., 2019b, Evilafo et al., 2019 et Kouao et al., 2019a) ont étudiés l'impact sanitaire des aérosols urbains sur les populations. En effet, Adon (2019), Evilafo et al. (2019) et Tran et al. (2021) ont étudié l'impact de la pollution particulaire due à la source trafic, feux domestiques et brûlage des déchets de la décharge d'Akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire), sur sa capacité inflammatoire et ses conséquences sur la santé des populations environnantes ; (Kouao et al., 2019a) ont étudié la pollution intérieure à Yopougon (Abidjan, Côte d'Ivoire) en lien avec la santé des populations. Au Sénégal, plusieurs études pollution - santé ont été menées notamment ceux de Dieme et al. (2012), Doumbia (2012) et Val et al. (2013).

Ces études ont abordé les aspects soit toxicologiques (Kouassi et al., 2009, Dieme et al., 2012, Val et al., 2013 et Tran et al., 2021) soit épidémiologiques (Kouao et al., 2019a).

1.5. Le projet PASMU : cadre du travail de recherche

Mon travail s'inscrit dans le cadre du projet Pollution de l'air et santé dans les milieux urbains de Côte d'Ivoire (PASMU). Ce projet est, dans ses objectifs, la continuité de certains des objectifs des projets cités plus haut. Il contribue à approfondir les études déjà menées, à explorer de nouveaux axes d'études et donc à la compréhension de la pollution de l'air dans les villes africaines et son impact sanitaire. Il a pour objectif général : l'étude de la pollution de l'air en lien avec la santé des populations à Abidjan et Korhogo. Le projet PASMU se base sur un réseau d'observations à

moyen-terme (particule, gaz et pluie) et à court terme (particule) et sur des enquêtes sanitaires et épidémiologiques. Contrairement aux études précédentes, il donne ainsi accès à des informations qui permettent de déterminer la qualité de l'air des villes étudiées. Il s'articule autour de 4 objectifs spécifiques détaillés dans la suite.

Objectif 1 : *Effectuer la caractérisation physico-chimique de la pollution de l'air à Abidjan et Korhogo et de l'acidité des pluies dans ces villes.*

Cet objectif vise à déterminer les niveaux de concentrations mensuels, saisonniers, annuels et interannuels des polluants atmosphériques gazeux et particulaires à Abidjan et à Korhogo. Pour atteindre cet objectif les concentrations massiques des aérosols (PM_{2.5} et PM₁₀), la fraction carbonée de l'aérosol et les ions minéraux sont étudiés. A ces mesures, il faut ajouter la mesure de l'activité redox de l'aérosol qui permet d'estimer son impact inflammatoire. Les polluants gazeux (NO₂, O₃, SO₂, NH₃ et les COVs) et la composition chimique des pluies sont étudiés dans le cadre de la thèse de DIABY Mohamed Lamine. **L'étude des polluants particulaires fait l'objet de cette Thèse.** Pour ce faire, des armoires de collecte d'aérosols, développés dans le cadre du programme INDAAF sont déployés sur 3 sites à Abidjan et 2 à Korhogo. Ces études à moyen-terme sur des sites urbain (LCSQA, 2010), situés dans des quartiers « type » des villes considérées sont inédites en milieu africain et leur intérêt est prometteur. L'ensemble des échantillons collectés sont analysés au Laboratoire d'Aérodologie de Toulouse.

Objectif 2 : *Elaborer la cartographie de la pollution dans les villes d'Abidjan et de Korhogo.*

Des mesures intensives de gaz (capteurs passifs) et de particules de taille PM₁₀ et PM_{2.5} (réseau de pompes) sont réalisées pendant des campagnes intensives sur plusieurs sites dans chacune des villes de l'étude. Puis, à l'aide de logiciels de cartographie, des cartes de variation spatiale des polluants étudiés sont produites. Dans cette thèse, nous nous intéressons à la partie « aérosol » de ces mesures en développant des cartes de concentration des PM (PM₁₀ et PM_{2.5}) à l'échelle d'Abidjan et de Korhogo.

La modélisation est aussi utilisée dans le but d'étudier la dispersion des pollutions atmosphériques. Pour la première fois à notre connaissance, une modélisation à l'échelle de la ville sera appliquée sur Abidjan et Korhogo. Cette modélisation utilise comme données d'entrées, les inventaires d'émission à l'échelle locale calculés dans cette thèse pour obtenir les concentrations ambiantes et les comparer aux différentes mesures réalisées dans PASMU. Associés à l'objectif 1, ces études permettent de déterminer la qualité de l'air en termes de pollution particulaire à Abidjan et Korhogo et d'estimer son impact inflammatoire sur les populations.

Objectif 3 : *Elaborer les inventaires d'émissions de gaz et de particules à l'échelle de la Côte d'Ivoire et des villes d'Abidjan et de Korhogo, et des scénarios d'émissions adaptés.*

Des inventaires d'émissions sont développés pour le présent et le futur au niveau national (Côte d'Ivoire), et désagrégés sur les villes de l'étude. Cependant, pour la source trafic un nouvel inventaire détaillé et à l'échelle de la ville a été développé. De plus, des facteurs d'émissions de nouvelles espèces (e.g. NO₂, NH₃) sont effectués. A partir de ces éléments, des inventaires à l'échelle des villes sont calculées, dans le but d'alimenter le modèle.

Objectif 4 : *Estimer l'impact de la pollution de l'air sur les populations en analysant les liens entre données d'exposition et affections relevées dans les centres de santé.*

Des enquêtes transversales sont menées dans le centre de santé riverain des sites de mesure. Ces enquêtes ont concerné des pathologies en liens avec la pollution de l'air et des analyses descriptive et analytique. Les séries temporelles seront utilisées pour évaluer des fonctions dose-réponse et donc l'impact de la pollution sur la santé suivant les méthodes classiquement utilisées. Cet objectif est mené par l'unité d'éco-épidémiologie de l'Institut Pasteur de Côte d'Ivoire (IPCI).

En résumé, de ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre du projet PASMU, en s'intéressent uniquement aux particules PM₁₀ et PM_{2.5}. En effet, les questions scientifiques soulevées à travers les 2 axes de recherche tendent : dans un premier temps à s'interroger sur la composition chimique des aérosols suivant la ville, afin d'identifier les espèces qui participent à l'activité oxydante, à l'impact inflammatoire, en somme la dangerosité des aérosols urbains, et dans un second temps à établir des variations spatiales des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} à partir de mesure in situ, et enfin à partir de la modélisation élaborer ces cartes de variations spatiales, qui seront validées à l'aide des mesures in situ. Ainsi, ce travail est basé sur une méthodologie robuste qui est présentée et détaillée dans le chapitre qui suit.

**CHAPITRE 2 : RESEAUX DE MESURE, TECHNIQUES D'ANALYSES ET
TRAITEMENT DES DONNEES**

Introduction

Cette thèse s'appuie sur diverses méthodologies d'échantillonnage et d'analyse afin d'atteindre les objectifs mentionnés dans le chapitre précédent. Ces techniques de collecte des échantillons (avec les analyseurs passifs ou actifs) ont été mises en œuvre dans le but de disposer d'une base de données robuste. Les analyseurs actifs permettent de mesurer la qualité de l'air en temps réel, permettant de déceler les variations à différentes échelles temporelles. Les échantillons obtenus à l'aide d'analyseur passif permettent eux après plusieurs analyses, de disposer de nombreux paramètres physico-chimiques. Dans ce chapitre, les sites de mesures ainsi que les équipements disponibles sur chaque site sont présentés. Les protocoles d'échantillonnage et d'analyse chimique sont détaillés suivis des différentes méthodes d'analyses de la base de données et des modèles numériques utilisés.

2.1. Description des villes étudiées

La collecte des données s'est déroulée conjointement à Abidjan et Korhogo, les 2 villes de l'étude du projet PASMU. La figure 2.1 présente la carte de la Côte d'Ivoire avec la localisation de ces 2 villes. Ces villes par leurs différences morphologiques, géographiques et anthropogéniques permettent d'étudier la pollution de l'air dans 2 configurations distinctes.

La ville d'Abidjan a été longtemps la capitale politique de la Côte d'Ivoire et demeure à ce jour la capitale économique. En effet, avec son large littoral elle abrite les principales activités industrielles du pays. Cette ville, d'un point de vue administratif, est composée de 10 communes et 3 sous-préfectures (communes périphériques) avec une population de 4 707 404 habitants selon le Recensement Général de la Population et de l'Habitat de 2014, soit 20,8% de la population nationale, pour une superficie de 2 119 km². Abidjan est un District autonome avec différents niveaux d'urbanisation et des populations de différentes classes sociales. Les principales sources d'émissions de polluants anthropiques sont le trafic, les feux domestiques (utilisation de bois et de charbon de bois) et la combustion des déchets (Ministère de l'Environnement et du Développement Durable).

La ville de Korhogo est la troisième ville du pays la plus peuplée (243 048 habitants, 1% de la population nationale). Une grande partie de la superficie de la ville n'est pas construite et est utilisée pour l'agriculture, avec un taux d'urbanisation de 42,9% en 2014 (Andih, 2020). Korhogo est une ville encore marquée par les activités agricoles avec quelques rares usines de

transformation et de conditionnement de produits agricoles. Par conséquent, les activités de ces usines sont fortement liées aux productions agricoles locales.

Les principales sources d'émissions de la ville de Korhogo sont : les feux domestiques et le trafic, avec une intense activité de poids lourds, d'autobus interurbains mais aussi des 2 et 3 roues motorisées (particularité de Korhogo). De plus, dans cette ville, seules les routes principales sont bitumées et représentent, moins de 10 % des routes urbaines (AGEROUTE, 2020). Cela implique une importante remise en suspension des aérosols présents sur les chaussées, qui est également une source majeure d'émissions de particules. La source feu domestique est très important avec l'utilisation de bois de chauffage pour des raisons économiques ou de commodités car ces ressources sont disponibles dans les villages environnants. En plus des sources anthropiques locales présentes à Korhogo, une source influente, importante est apportée par les vents d'harmatan. Cette masse d'air prédominante pendant la saison sèche est une source importante de « dust » (particules désertiques) provenant du Sahara et d'aérosols issus des feux de savane environnants ou régionaux.

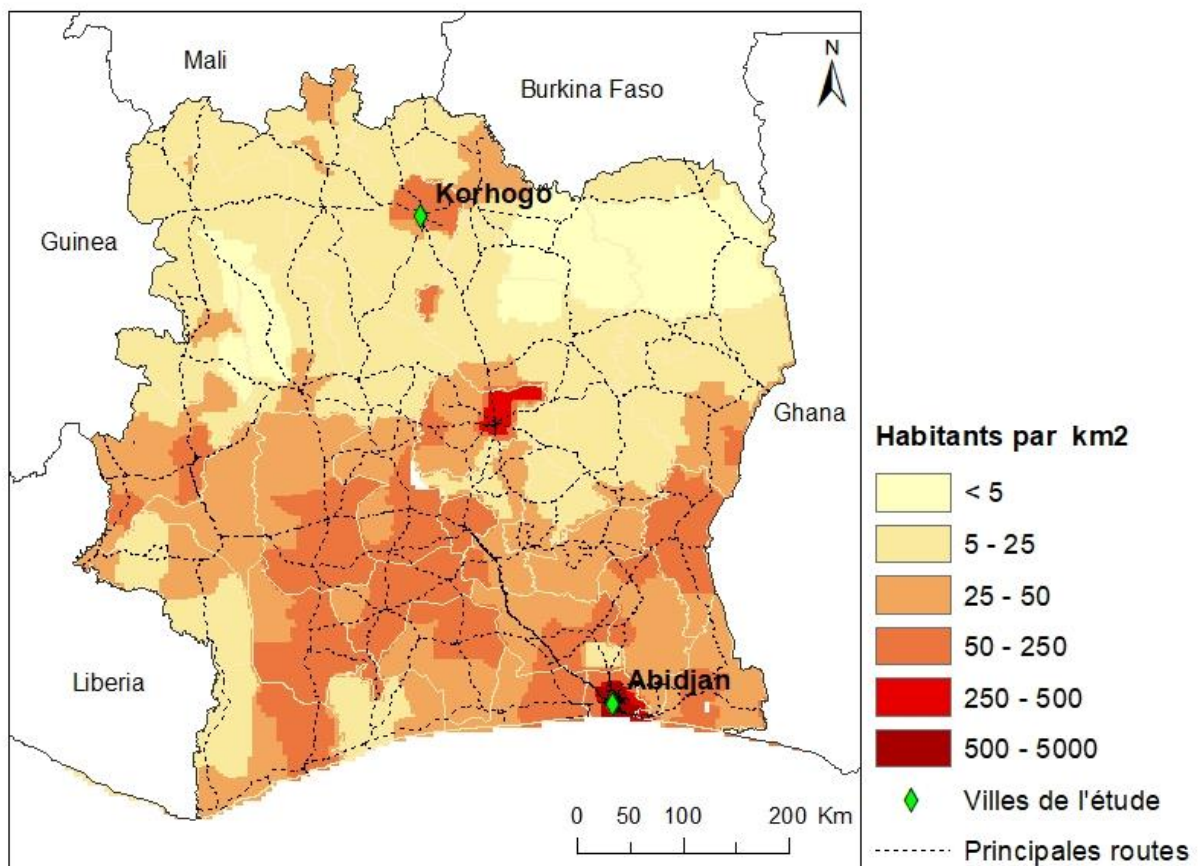


Figure 2.1 : Carte de densité de la population.

Ces 2 villes diffèrent au niveau des activités économiques et sociales, et infrastructurelles : les moyens de déplacement usuel des populations et les types de routes, les combustibles utilisés pour la cuisson, les pratiques de la population, et enfin en termes de météorologie locale.

Sur la carte de répartition de la densité de population en Côte d'Ivoire (figure 2.1), on peut voir que les densités de population de ces deux villes sont également très différentes, avec une densité de population à Abidjan 10 fois plus élevée que celle de Korhogo. Cependant, même si les densités de population du sud au centre de la Côte d'Ivoire sont généralement plus élevées que dans les régions plus au nord, la densité de population de Korhogo reste néanmoins élevée pour une région du nord. Ceci s'explique par l'existence d'industries dans la ville.

2.2. Techniques expérimentales

2.2.1. Collecte extensive des échantillons d'aérosol

Les échantillons sont collectés sur des filtres de différentes compositions (quartz et téflon) dépendant des techniques d'analyses utilisées. Les filtres en quartz permettent d'obtenir les concentrations massiques, le contenu en carbone et la capacité oxydante des aérosols, tandis que les filtres en téflon permettent de quantifier le contenu minéral. Notons que, les aérosols ont été échantillonnés sur les filtres en téflon uniquement sur les principaux sites (site A1 et K1) du projet. Les aérosols ont été collectés sur différents sites à Abidjan et Korhogo à différentes échelles temporelles (journalière ou hebdomadaire) ou juste à l'échelle hebdomadaire.

2.2.1.1. Techniques d'échantillonnage des mesures extensives

Les mesures extensives (moyens termes) sont réalisées à l'aide de collecteurs d'aérosols de type INDAAF. Ces collecteurs (armoires) ont été utilisés dans le cadre du programme DACCIWA en Côte d'Ivoire et au Bénin, notamment dans les travaux de Djossou (2018).

Ces armoires sont composées de 2 lignes de mesures indépendantes. Chaque ligne est composée d'un compteur (GALLUS type G4), d'un débitmètre à bille (avec une vanne micrométrique Cole Palmer, de débit réglable de 0 à 10 l/min, précision 5%), d'une pompe (KNF, 9 l/min N89 KNE-K), d'un porte filtre étanche (47 mm) et d'une tête de coupure (Rupprecht et Patashnik), qui sont des dispositifs de sélection des aérosols par taille (PM_{10} et $PM_{2.5}$). Le débit de la pompe de (5 litre/min) est nécessaire au bon fonctionnement de la tête de coupure. En plus de cette armoire, une ligne canne (marque URG) est utilisée sur ce site. Cette ligne a le même principe de fonctionnement que celle des armoires de collecte (type INDAAF). Elle comprend : un

compteur, une pompe, une vanne (pour régler le débit) et une canne (qui joue le même rôle qu'une tête de coupe). Le débit de fonctionnement optimal des cannes est de $16,7 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. Ces techniques ont été mises en œuvre sur 3 sites à Abidjan (figure 2.2) et 2 à Korhogo (figure 2.3).



Figure 2.2 : Carte de localisation des sites de mesures termes (extensives) d'Abidjan.



Figure 2.3 : Carte de localisation des sites de mesures termes (extensives) de Korhogo.

Dans ce système, les aérosols atmosphériques sont aspirés par une pompe à débit fixe et recueillis sur des filtres. Pour les mesures hebdomadaires, une ligne de mesure fonctionne 15 minutes par heure (soit 6 heures par jour) grâce à un programmeur électrique dans le but d'éviter la surchauffe des pompes. Par contre, pour les mesures journalières le temps de collecte est de 30 min/heure afin de disposer d'un filtre suffisamment impacté. Cette méthode d'échantillonnage a été utilisée dans le cadre du programme DACCIWA. Les portes filtres utilisés pour exposer les filtres sont nettoyés régulièrement à l'alcool. Toutes les manipulations des filtres se font avec des pinces dédiées. Le tableau 2.1 résume les dates de démarrage des mesures, ainsi que le type d'aérosol échantillonné et la période de collecte sur chaque site. Le tableau montre qu'il existe 2 types de sites qui seront décrits plus loin : les sites principaux (sites de référence) de chaque ville A1 (figure 2.2) et K1 (figure 2.3) qui comprennent 3 lignes de collecte d'aérosol et les sites secondaires A2, A3 et K2 (figures 2.2 et 2.3) qui comprennent uniquement 2 lignes de collecte. Le type de filtre utilisé dépend des paramètres physico-chimiques recherchés.

Tableau 2.1 : Présentation des classes d'aérosols mesurés sur les 5 sites extensifs (moyen termes) et des dates de démarrages des mesures.

Code du site	Date de démarrage	Classe d'aérosol collectée (fréquence du prélèvement)
A1	Déc-2018	Aérosols PM ₁₀ sur filtre quartz (hebdomadaire)
	Avril-2018	Aérosols PM _{2.5} sur filtre quartz (hebdomadaire ou journalière)
		Aérosols PM _{2.5} sur filtre téflon (hebdomadaire)
A2	Déc-2018	Aérosols PM ₁₀ sur filtre quartz (hebdomadaire)
		Aérosols PM _{2.5} sur filtre quartz (hebdomadaire)
A3	Jan-2019	Aérosols PM ₁₀ sur filtre quartz (hebdomadaire)
		Aérosols PM _{2.5} sur filtre quartz (hebdomadaire ou journalière)
K1	Déc-2018	Aérosols PM ₁₀ sur filtre quartz (hebdomadaire)
	Avril-2018	Aérosols PM _{2.5} sur filtre quartz (hebdomadaire ou journalière)
		Aérosols PM _{2.5} sur filtre téflon (hebdomadaire)
K2	Déc-2018	Aérosols PM ₁₀ sur filtre quartz (hebdomadaire)
	Sep-2018	Aérosols PM _{2.5} sur filtre quartz (hebdomadaire)

i. Echantillonnage d'aérosols sur filtre en quartz

Les filtres en fibres de quartz sont utilisés à la fois pour collecter les aérosols PM₁₀ et PM_{2.5}. Ils sont de marque Whatman et nécessitent une préparation avant d'être utilisés. Chaque filtre quartz est brûlé pendant 48 heures à 400 °C dans un four pour être nettoyé de ses impuretés, et est ensuite pesé sur une balance submicronique (SARTORIUS) et placé dans une boîte de pétris (à usage unique) référencée en fonction du site d'exposition. Ces références permettent d'identifier le filtre tout au long de son parcours allant de la préparation jusqu'aux différentes analyses en passant par l'exposition sur les sites de mesure. Les opérations effectuées sur ces filtres sont : la masse, l'analyse des espèces carbonées (EC et OC), l'analyse de l'activité oxydante. Chacune de ces analyses est détaillée par la suite.

ii. Echantillonnage d'aérosols sur filtre en téflon

Sur des filtres en téflon ou polytétrafluoroéthylène (PTFE), une seconde ligne de mesure permet de collecter des aérosols PM_{2.5}, uniquement sur les sites A1 et K1. Ces filtres sont produits par PALL Corporation et aussi utilisés dans plusieurs autres programmes et projets. Comme pour les filtres en quartz, les filtres en téflon sont placés individuellement dans des boîtes de pétris référencées. L'échantillonnage de ce type de filtres reste le même que celui des filtres en quartz. Les filtres en téflon collectés permettent d'analyser la composition minérale de l'aérosol.

2.2.1.2. Réseau de mesure extensive

Le réseau de mesure extensif est principalement composé d'analyseur passif. Comme dit plus haut, des mesures moyen-termes ont été effectuées sur 5 sites dont 3 à Abidjan (A1, A2, A3) et 2 à Korhogo (K1, K2). Les localisations des sites sont consignées dans le tableau 2.2. Les mesures sur les sites moyen-termes sont hebdomadaires et/ou journalières. En effet, en saison sèche 2018/2019 et en saison humide 2019, les sites A1, A3 et K1 ont été collectés en journalier.

Tableau 2.2 : Localisation des sites de mesures extensives d'Abidjan et Korhogo.

Ville	Sites	Coordonnées
Abidjan	A1 : Université Félix Houphouët-Boigny, UFHB (Cocody)	Lat (5°20'47,58''N) Long (3°59'23,96''O)
	A2 : Hôtel du District (Le Plateau)	Lat (5°19'15,74''N) Long (4°01'11,50''O)
	A3 : Lycée Moderne (Treichville)	Lat (5°18'32,36''N) Long (4°00'13,53''O)
Korhogo	K1 : Université Péléforo Gon Coulibaly, UPGC (Korhogo)	Lat (9°25'37,09''N) Long (5°37'47,17''O)
	K2 : Pharmacie du Nord (Korhogo)	Lat (9°27'27,00''N) Long (5°37'46,05''O)

i. Site A1 : Université Félix Houphouët-Boigny (UFHB), Cocody

Le site A1 est le principal site (site de référence) de mesure du projet PASMU. Il est situé au sein de l'UFHB et constitue un point d'observation de la pollution, il s'agit d'un site urbain. Selon, le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA, 2010), ce type de site permet le suivi de l'exposition moyenne de la population aux phénomènes de pollution atmosphérique dits de « fond » dans les centres urbains. Il est situé sur le toit du Bâtiment de la Représentation de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) en Côte d'Ivoire à 12 mètres du sol. La figure 2.4 présente une vue des installations de ce site. On peut y voir une armoire de collecte de PM (type INDAAF) qui comprends 2 lignes de mesure (PM₁₀ sur filtre en quartz et PM_{2,5} sur filtre en téflon). En plus une ligne de mesure supplémentaire munie d'une canne pour les PM_{2,5} sur filtre quartz est installé sur ce site. D'autres équipements de collecte de polluants gazeux et de pluies ainsi que des analyseurs actifs en continu de BC et d'ozone sont installés sur ce site, mais ces résultats ne seront pas pris en compte dans cette étude.



Figure 2.4 : Image des équipements installés sur le site A1, situé à l'Université Félix Houphouët-Boigny (Cocody).

ii. Site A2 : Hôtel du District, Le Plateau

Le site A2 est le second site installé à Abidjan, et est situé au centre dans la zone administrative principale d'Abidjan, Le Plateau au sein de l'Hôtel du District d'Abidjan. La figure 2.5 présente les installations de ce site de mesure. Il s'agit d'un site urbain, mais influencé majoritairement par les sources de trafics énergétiques (émissions et échappements) et non énergétiques (remise en suspension des particules anthropogéniques).



Figure 2.5 : Image des équipements installés sur le site A2, situé à l'Hôtel d'District (Le Plateau).

iii. Site A3 : Lycée Moderne de Treichville

Le site A3 de mesure peut être considéré comme un site miroir du site A2. En effet, il n'est que séparé du site A2 que par la lagune. Il permet de suivre la pollution urbaine générale, conformément aux recommandations du LCSQA (2010). Il est situé au sein du lycée moderne de Treichville sur le toit du bâtiment de l'administration à une hauteur de prélèvements 3m. Aux abords de ce site on trouve des voies de grande circulation notamment la gare de Bassam et les quartiers populaires : Nanan-Yamousso et Biafra. La figure 2.6 présente les équipements de ce site constitué d'une armoire de collecte d'aérosols.



Figure 2.6 : Image des équipements installés sur le site A3, situé à Lycée Moderne de Korhogo de Treichville.

iv. Site K1 : Université Péléforo Gon Coulibaly (UPGC)

Le site K1 est installé au sein de l'Université Péléforo Gon Coulibaly à Korhogo. Il est situé à l'entrée de la ville, proche d'une des principales voies. La position privilégiée de ce site permet de surveiller la pollution urbaine de fond, tout en restant urbain. Le site permet de suivre la pollution primaire, mais aussi celle résultante des sources secondaires. Il permet donc de suivre les niveaux d'exposition moyen de la population aux phénomènes de pollution atmosphérique dits de "fond" à la périphérie du centre urbain, permettant ainsi de mieux percevoir les influences extérieures. Il est le site de référence de Korhogo.

La figure 2.7 présente une vue des installations disponible sur ce site. Comme le montre la figure, les dispositifs sont installés à bonne distance des bâtiments, sur une tour qui place les têtes de prélèvement à 3 mètres du sol.



Figure 2.7 : Image des équipements installés sur le site K1, situé à l'Université Péléforo Gon Coulibaly de Korhogo.

v. Site K2 : Pharmacie Sadio Koné

Le second site d'échantillonnage de Korhogo, K2 est proche de la gare routière et du principal marché de la ville, en face de la Pharmacie Sadio Koné (Pharmacie du Nord). Il constitue un point d'observation privilégié de la pollution urbaine à Korhogo, c'est un véritable site urbain. Les équipements sont installés à 4 m du sol, afin de permettre les concentrations ambiantes dans une zone influencée par plusieurs sources majeures, telles que le trafic urbain et interurbain et les feux domestiques. Une vue des installations de ce site est présentée sur la figure 2.8. Il est important de préciser que les sites de Korhogo (K1 et K2) constituent les premières installations de suivi de la qualité de l'air en dehors d'Abidjan.



Figure 2.8 : Image de l'installation du site K2, situé à la Pharmacie du Nord de Korhogo.

2.2.2. Mesure intensive des concentrations des particules atmosphériques

Dans le but d'atteindre l'un des objectifs spécifiques du projet PASMU, à savoir l'établissement d'une cartographie de la pollution particulaire à Abidjan et Korhogo, des campagnes de mesures intensives ont été menées. Ces campagnes visent à déterminer à l'échelle des villes, les niveaux de pollution auxquels les populations sont exposées. A ce jour, il n'existe aucun réseau de surveillance de la pollution atmosphérique (même dans les villes les plus urbanisées) et à cause du coût élevé de l'acquisition et de l'entretien des équipements de mesure de la qualité de l'air. Ainsi, des capteurs à faible ou moyen coût (>2500\$) de marque Aeroqual S500 ont été utilisés. Ces capteurs offrent une alternative simple et peu coûteuse. Bien qu'ils soient plus accessibles que les analyseurs de référence, ces capteurs ne peuvent pas être déployés tout le temps et partout. Pour surmonter ce problème, une méthodologie expérimentale a été mise en place pour allier l'utilisation de capteurs à faible coût pendant des campagnes de mesures intensives et un outil de traitement géostatistique (ArcGIS). Ainsi, les niveaux de concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} ont permis d'effectuer la distribution spatiale et temporelle dans ces villes de géographie et de morphologie différentes (Abidjan et Korhogo).

2.2.2.1. Techniques d'échantillonnage des mesures intensives

La première étape de la méthodologie porte sur la collecte intensive de données par le biais de campagnes de mesures. Celles-ci ont eu lieu successivement à Korhogo et Abidjan. Dans les 2 villes, les campagnes de mesure des concentrations de PM₁₀ et de PM_{2.5} ont été réalisées avec 4 appareils portables de mesure des PM (Aeroqual monitor S500 avec capteur PM₁₀/PM_{2.5}). Les concentrations des PM (PM₁₀ et PM_{2.5}) ont été mesurées pendant 3 jours sur chaque site, comprenant 2 jours ouvrables (du lundi au vendredi) et 1 jour de week-end (samedi et dimanche), car ces 2 périodes (jours ouvrables et week-end) présentent des niveaux d'activités différents en zone urbaine. En effet, des études ont montré des niveaux de pollution différents pour ces 2 périodes de la semaine (Adame et al., 2014, Doumbia et al., 2012 et Adon et al., 2020). Lors des campagnes de mesure, compte tenu du nombre d'analyseurs disponibles (4), les mesures ne sont pas simultanées sur tous les sites de chaque ville car des rotations sont organisées. Par conséquent, 4 sites aux maximums fonctionnent en parallèle. Ceci est possible grâce à la stabilité atmosphérique détaillée dans le paragraphe sur la météorologie. Cette technique de mesure sur des sites non permanents pendant de courtes périodes permet de maximiser le nombre de sites non permanents avec un petit nombre d'équipements.

Dans cette étude, le capteur optique PM₁₀/PM_{2.5} du moniteur S500 Aeroqual est utilisé pour mesurer la pollution particulaire, car facile à utiliser et très peu encombrant. Ce capteur couvre une plage de concentrations de 0 à 1000 µg.m⁻³, et mesure simultanément les PM₁₀ et les PM_{2.5}. Ces types de capteurs sont basés sur la diffusion de la lumière et ont une précision qui peut être influencée par les caractéristiques physiques et chimiques des aérosols (Wang et al., 2011). L'appareil de mesure a été placé dans une boîte pour le protéger des éléments naturels (le vent, la pluie, le soleil). L'appareil est installé à une hauteur comprise entre 2 et 3 m. Le pas de temps choisi est de 3 minutes, afin de permettre un échantillonnage fin et de stocker les données sur toute la période de mesure. Après la récupération des données, l'enregistreur de données de l'appareil est réinitialisé avant d'être installé sur un autre site. Dans cette étude, 20 sites non permanents Abidjan et à 14 sites à Korhogo ont été échantillonnés pendant 3 jours (2 jours ouvrables et 1 jour de week-end). Les sites d'échantillonnage sont décrits ci-dessous.

Contrôle Qualité : L'évaluation des incertitudes associées aux mesures des capteurs à faible ou moyen coût fait l'objet de plusieurs études, comme le montrent Wang et al. (2011) qui ont testé 3 capteurs à faible coût dans des chambres de combustion avec des résultats différents. Par conséquent, il est nécessaire d'évaluer et de corriger les mesures de concentration des capteurs optiques par rapport à une méthode de référence (Clements et al., 2017). La méthode de référence proposée ici, est la méthode gravimétrique. Sur certains des sites sélectionnés, des lignes de prélèvement d'aérosols sont installées, comprenant une pompe à débit fixe, un débitmètre, une vanne, un système de sélection de la taille des aérosols de type canne ou tête de coupure (voir paragraphe 2.2.1). Ces lignes permettent l'échantillonnage des aérosols sur des filtres en quartz, sur les mêmes périodes et sur les mêmes sites que les mesures par capteurs à faible coût. Les filtres sont pesés sur une balance submicronique avant et après exposition afin d'en déduire les masses d'aérosols collectées et ensuite les concentrations, qu'il convient ensuite de comparer avec les concentrations obtenues avec les capteurs actifs. Cette méthode de référence a été utilisée et validée dans plusieurs projets et programmes de recherche tels que le programme du Réseau international d'étude des dépôts et de la chimie atmosphérique en Afrique (INDAAF) et le programme DACCIWA avec la thèse de Djossou (2018).

2.2.2.2. Réseau de mesure

i. Abidjan

Dans chaque ville, les sites de mesure sont choisis pour permettre une cartographie représentative de la variabilité de la pollution incluant différents quartiers. En général, les sites ou stations de mesure peuvent être de 3 types : (1) les stations locales, généralement utilisées pour contrôler les établissements classés, sont situées à proximité de la source de pollution à surveiller et donc sont sous son influence directe ; (2) les stations de fond, utilisées pour surveiller la pollution urbaine, sont situées dans un environnement urbain mais sous l'influence indirecte des sources de pollution, et (3) les stations de fond, situées dans un environnement périurbain. Les stations locales n'ont pas été retenues lors des campagnes de mesures car elles ne fournissent que des informations très locales (Jeannée et al., 2006).

Les stations de fond urbaines échantillonnées sont influencées par les principales sources urbaines d'Afrique de l'Ouest, c'est-à-dire les feux domestiques, le trafic routier et le brûlage des déchets. En outre, la remise en suspension des particules est également une source importante de polluants particuliers compte tenu de l'état des routes et des aménagements urbains.

La figure 2.9 montre la répartition géographique des 20 sites de mesure à Abidjan et les limites des communes échantillonnées, qui représentent la zone d'étude de cette ville. Dans cette étude, la sous-préfecture de Bingerville (commune périphérique d'Abidjan) est associée aux 10 communes d'Abidjan, car Bingerville est complètement intégrée à Abidjan.

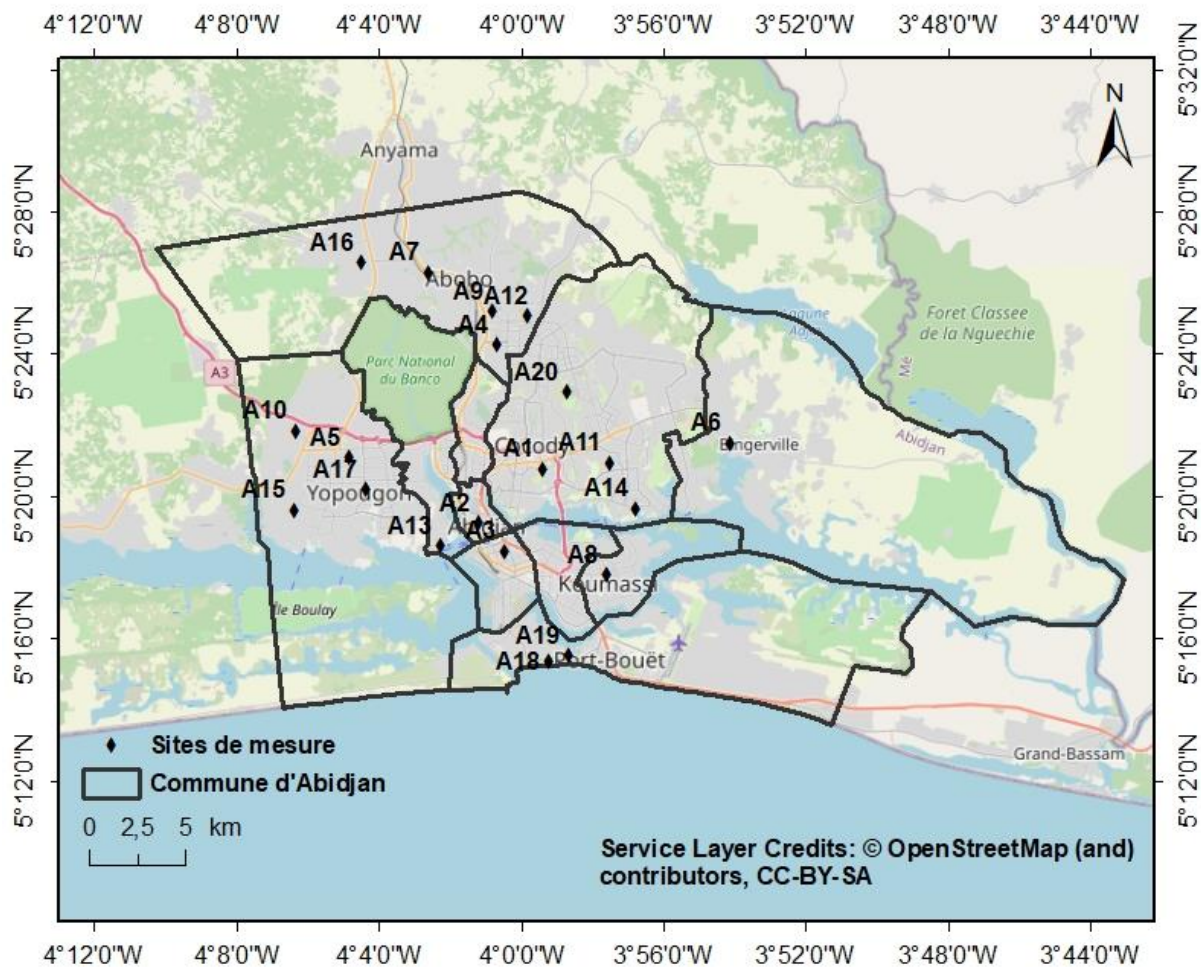


Figure 2.9 : Localisation des sites de mesure à Abidjan (Côte d'Ivoire). Le diamant vert représente chaque site de mesure avec son site d'identification correspondant.

Aussi, le tableau 2.3 fournit des informations sur l'ensemble des sites. Ce tableau montre que les sites de mesure A1, A2, A6, A8, A11, A14, A15 et A20, sont situés dans des quartiers à revenu élevé, les sites A4 et A18 dans des zones à moyen revenu et les sites A3, A5, A7, A9, A10, A12, A13, A16, A1 et A19, sont situés dans des zones à faible revenu. Ces derniers sites sont généralement situés à proximité de routes non goudronnées.

Tableau 2.3 : Principales caractéristiques des sites de mesures échantillonnés lors de la campagne de mesure à Abidjan (Côte d'Ivoire)

Site	Zone de localisation du site de mesure	Latitude	Longitude	Routes à proximité	Routes éloignées	Descriptions
A1	COCODY – Université Felix Houphouët-Boigny (UFHB)	5,34655	-3,98999	Bitumées	Bitumées	Situé à l'Université Félix Houphouët-Boigny, point de mesure principal du projet PASMU où sont installés des équipements de mesure à long terme (voir site A1 du tableau 2.1). Le trafic environnant est important.
A2	LE PLATEAU – Hôtel du District	5,32104	-4,01986	Bitumées	Bitumées	Principal centre administratif du pays, avec un niveau élevé de trafic routier, site de mesures dans le District Autonome d'Abidjan, où se trouve le 2ème site du PASMU à Abidjan (voir site A2 du tableau 2.1).
A3	TREICHVILLE – Nanan Yamouso	5,30771	-4,00745	Non Bitumées	Bitumées	Proche du site 3 du projet PASMU, ce site est situé dans une zone résidentielle à faible revenu où le bois et le charbon de bois sont fortement utilisés pour la cuisine et près de la zone portuaire.
A4	ABOBO - Anador	5,40445	-4,01112	Non Bitumées	Non Bitumées	Ce site est situé dans un quartier composé d'immeubles de 2 à 5 niveaux, où vivent des populations de classe moyenne ; le trafic routier est principalement composé de véhicules personnels avec quelques lignes de transport public.
A5	YOPOUGON - Banco 2	5,35176	-4,08027	Non Bitumées	Non Bitumées	Quartier populaire sans routes pavées et utilisant le bois et le charbon
A6	BINGERVILLE - Pôle Scientifique de l'UFHB	5,35867	-3,90199	Bitumées	Bitumées	Site de l'université principalement sous l'influence du trafic routier avec quelques résidences à revenu moyen dans les environs
A7	ABOBO – Anokoi Kouté	5,43838	-4,04317	Non Bitumées	Bitumées	Site résidentiel à faible revenu avec beaucoup de transports en commun et de vieux véhicules et à proximité d'une décharge.
A8	KOUMASSI- In'Challah	5,29670	-3,96009	Non Bitumées	Bitumées	Zone d'habitation avec des populations utilisant tous les types de combustibles et située près de la lagune.
A9	ABOBO - Centre Culturel	5,42015	-4,01352	Bitumées	Bitumées	Centre de la municipalité la plus densément peuplée du pays, et zone résidentielle proche.
A10	YOPOUGON - GESCO	5,3643	-4,10519	Non Bitumées	Non Bitumées	Site de mesure situé dans un quartier périphérique de la gare routière, avec des populations à faible revenu.

A11	COCODY - Riviera 3	5,3494	-3,95803	Bitumées	Bitumées	Zone résidentielle, avec un trafic dominé par les véhicules personnels et presque pas ligne de transport public.
A12	ABOBO – Abobo-Baoulé	5,41821	-3,99708	Non Bitumées	Non Bitumées	Près d'une station de taxi communale, où vivent des personnes à faible et moyen revenu.
A13	YOPOUGON – Abobo-Doumé	5,31028	-4,0375	Non Bitumées	Non Bitumées	Site au bord d'une lagune et à proximité d'un grand axe routier.
A14	COCODY - CIAD	5,32786	-3,94588	Non Bitumées	Bitumées	Situé près d'une école primaire dans un quartier à faible et moyen revenu.
A15	YOPOUGON - Niangon	5,3272	-4,10596	Non Bitumées	Bitumées	Près des grandes routes circulaires avec des populations de classe moyenne.
A16	ABOBO – N'Dotré	5,44327	-4,07435	Non Bitumées	Non Bitumées	Situé au nord d'Abidjan, à proximité d'une route de sortie de la ville, avec des populations utilisant principalement le bois et le charbon de bois.
A17	YOPOUGON – 16e Arrondissement police station	5,33681	-4,07230	Non Bitumées	Non Bitumées	Population à faible et moyen revenu et à proximité d'une route très fréquentée.
A18	PORT-BOUET – Vridi Cité	5,25651	-3,98675	Bitumées	Bitumées	Zone résidentielle à revenu moyen située dans la plus grande zone industrielle du pays.
A19	PORT-BOUET – Petit Bassam	5,25905	-3,97743	Bitumées	Bitumées	Zone résidentielle située à proximité d'une route principale et de la zone industrielle.
A20	COCODY - Djibi	5,38238	-3,97849	Non Bitumées	Bitumées	Zone résidentielle avec des bâtiments en construction et habitée par des populations à revenus élevé et moyen.

ii. Korhogo

Comme pour Abidjan, la campagne de mesure à Korhogo s'est déroulée sur des sites de mesures de fond. La figure 2.10 montre la répartition géographique des 14 sites de mesure ainsi que les limites de la ville de Korhogo.

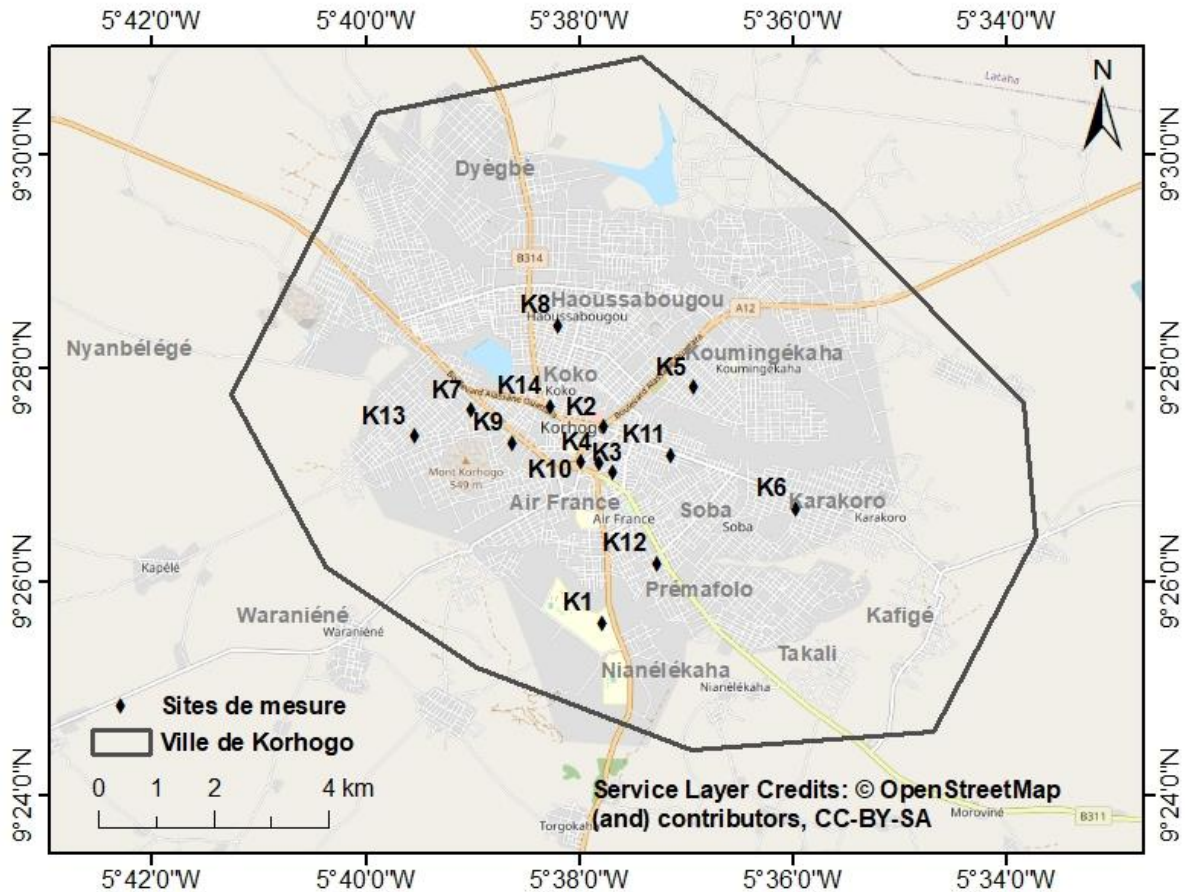


Figure 2.10 : Localisation des sites de mesure à Korhogo (Côte d'Ivoire). Les losanges noirs représentent chaque site de mesure avec son identifiant correspondant.

Les spécificités de chaque site échantillonné sont résumées dans le tableau 2.4, où sont mentionnées les localisations des sites ainsi que les infrastructures routières et les sources de pollution environnante. Ainsi, on constate que seul les sites K2, K10, K11 et K14 sont entourés de routes (proches et éloignées) bitumées, ce qui réduit l'influence des particules en re-suspension. Les autres sites sont situés dans des zones résidentielles où le bois est largement utilisé pour la cuisson, à l'exception du site K1 qui se trouve dans une zone périurbaine mais à proximité d'une grande route bitumée, avec une circulation importante.

Tableau 2.4 : Principales caractéristiques des sites de mesures échantillonnés lors de la campagne de mesure à Korhogo (Côte d'Ivoire).

Site	Zone de localisation du site de mesure	Latitude	Longitude	Routes à proximités	Routes éloignées	Description
K1	Université Péléforo Gon Coulibaly (UPGC)	9,42697	-5,62977	Non Bitumées	Bitumées	Situé à l'Université Péléforo Gon Coulibaly et principal site de mesure long terme du projet PASMU à Korhogo (voir site K1 du tableau 2.1).
K2	Pharmacie Sadio Koné	9,45750	-5,62946	Bitumées	Bitumées	Deuxième site de mesure long-terme du PASMU à Korhogo, et situé près des gares routières (voir site K2 du tableau 2.1).
K3	Quartier Air France	9,45040	-5,62809	Non Bitumées	Non Bitumées	Ménage utilisant du bois et du charbon de bois pour la cuisine.
K4	Paroisse Saint Jean Baptiste	9,45195	-5,63018	Non Bitumées	Bitumées	Zone urbaine avec peu de trafic routier à proximité.
K5	Quartier Petit-Paris	9,46370	-5,61541	Non Bitumées	Non Bitumées	Un quartier sans route asphaltée, avec des populations à faible et moyen revenu.
K6	Quartier Kassrimé	9,44483	-5,59954	Non Bitumées	Non Bitumées	Quartier populaire à forte circulation de motocyclettes.
K7	Collège Calao - Mont Korhogo	9,46015	-5,65025	Non Bitumées	Bitumées	Ménage dans une zone non pavée.
K8	Pharmacie Nassara Haoussabougou	9,47339	-5,63659	Non Bitumées	Non Bitumées	Zone à forte densité de population utilisant le bois et le charbon de bois pour la cuisine.
K9	Collège Moderne Korhogo	9,45506	-5,64384	Non Bitumées	Bitumées	Entouré d'une zone résidentielle près des routes non pavées.
K10	Korhogo City Hall	9,45223	-5,63306	Bitumées	Bitumées	Centre-ville, complexe administratif du centre-ville.
K11	Pharmacie Soba	9,45320	-5,61906	Bitumées	Bitumées	Immeuble situé près d'une route à fort trafic.
K12	Quartier Résidentiel	9,43620	-5,62130	Non Bitumées	Bitumées	Zone nouvellement construite et moins peuplée.
K13	Collège Sakanoko	9,45613	-5,65895	Non Bitumées	Non Bitumées	Site de mesure situé dans une maison où l'on utilise du bois et du charbon de bois à proximité d'une école.
K14	Pharmacie Grande Mosquée	9,46072	-5,63787	Bitumées	Bitumées	Situé en centre-ville, dans une zone urbaine où l'on utilise du bois et du charbon de bois.

2.3. Analyses chimiques des échantillons d'aérosol

Les analyses des échantillons collectés ont été réalisées au Laboratoire d'Aérologie (Laero) de Toulouse. Les équipements du Laero font l'objet régulièrement de test de certification. En outre, le Laero est le laboratoire d'analyse de référence de plusieurs programme et projet internationaux (tel que INDAAF) et ses résultats sont publiés dans des revues internationales.

2.3.1. Masse d'aérosol collectée et concentration massique

Les concentrations massiques sont calculées par l'équation 2.1.

$$C = \frac{\Delta M}{\Delta V} \quad (2.1)$$

avec,

$$\Delta M = M_f - M_i \text{ et } \Delta V = V_f - V_i$$

où,

M_f et M_i sont respectivement les masses (en μg) après et avant exposition ;

V_f et V_i sont respectivement les volumes (en m^3) après et avant échantillonnage.

Pour chaque filtre quartz, une pesée est réalisée avant et après échantillonnage. La différence de masse (ΔM) permet d'obtenir la masse d'aérosols collectés. Cette technique est une méthode de référence et les équipements utilisés ont déjà été utilisés dans plusieurs études (Djossou et al., 2018, Keita et al., 2018 et Adon et al., 2020). Avant chaque pesée, les filtres sont exposés 24 heures dans un caisson prévu à cet effet et installé dans la salle blanche. Cela permet aux filtres de s'adapter à l'air ambiant de cette salle qui abrite la balance submicronique (Sartorius modèle MC21S). Cette balance est en effet très sensible à la température et à l'humidité. Certains filtres sont pesés 2 fois afin d'évaluer l'incertitude sur la pesée.

Le volume d'air prélevé (ΔV) est donné par la différence entre le volume final et le volume initial. Les volumes affichés sur le compteur sont relevés avant et après l'exposition de chaque filtre sur le site. Des vérifications de débit des pompes sont régulièrement effectuées sur chaque ligne de mesure.



Figure 2.11 : Balance submicronique (à droite) et l'étuve d'exposition des filtres avant la pesée (à gauche).

2.3.2. Contenu en carbone des aérosols collectés

L'analyse du carbone est réalisée par méthode thermique à l'aide d'un analyseur G4 ICARUS (image 4) de marque BRUKER. La figure 2.12 présente en 1, 2 et 3 les images des fours et en 4 le G4 ICARUS, tous utilisés pour l'analyse au Coulo. La figure 2.13 suivante présente le schéma du processus d'analyse du carbone des filtres quartz. Chaque filtre passe par chacune des étapes de processus. Les barquettes sont préalablement passées au four à 1000 °C (image 3) pour être nettoyer. Des analyses sont effectuées sur le four vide (blanc machine) et contenant une barquette vide (blanc machine + barquette) avant le passage de la barquette contenant la portion de filtre à analyser.

Les espèces recherchées sont le TC (carbone total) et le EC (carbone élémentaire). Pour ce faire, comme le montre le schéma d'analyse (figure 2.13) une portion du filtre de surface connue est passée directement dans l'analyseur (image 3 et 4) : l'intégrale qui en découle traduit la quantité de carbone (TC) présent sur la portion du filtre analysée. En parallèle, une autre portion du même filtre est mise à la précombustion dans un four porté à ~340 °C (image 1), sous flux d'oxygène (O₂) pendant 2 heures pour éliminer le carbone organique (OC). Après cette étape, cette portion est analysée par le G4 ICARUS pour obtenir la quantité de carbone EC. Suivant le contenu en carbone, la valeur obtenue (l'intégrale) est haute (pour les très fortes valeurs, carbone bas) ou basse (pour les faibles valeurs, carbone haut). De plus, à la sortie de la précombustion les échantillons en attente d'analyse sont placés dans une étuve portée à 100 °C (image 2) à l'abri des impuretés.

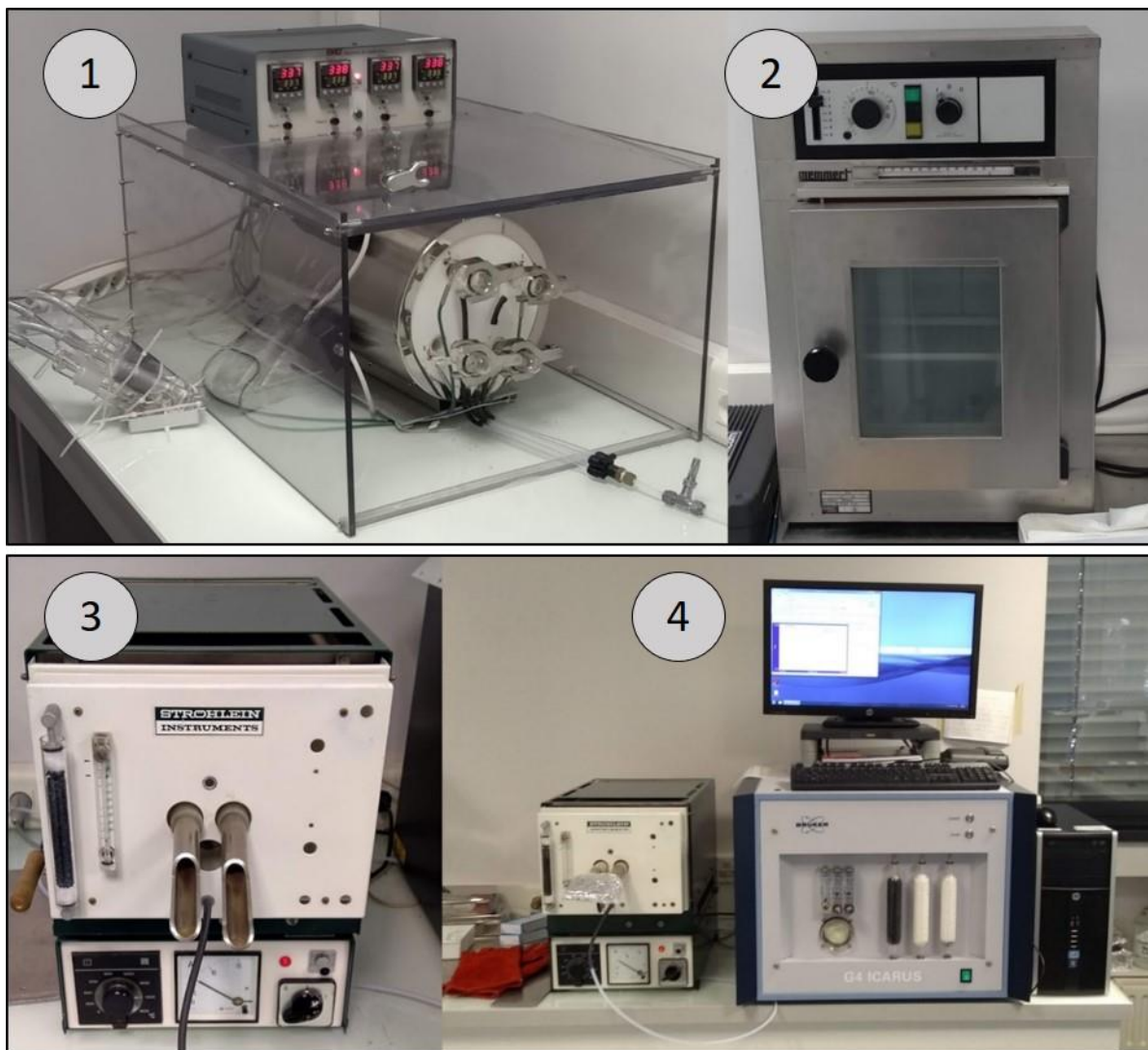


Figure 2.12 : Images des équipements utilisés pour l'analyse du carbone.

La différence de masse entre TC et BC ($M_{TC} - M_{BC}$) donne la masse de OC. Cette technique a été mise au point par Cachier et al. (1989) et a été utilisée dans plusieurs travaux dont Doumbia (2012), Keita (2018) et Adon (2019). Pour certains échantillons, les valeurs obtenues sont comparées aux résultats d'un analyseur de carbone de référence (SUNSET) disponible au Laero. Une calibration est effectuée à partir de tests réalisés avec une solution de sucrose (concentration de $1 \mu\text{gC}/\mu\text{L}$). Des droites de régression sont tracées (pour le carbone bas et pour le carbone haut) mettant en parallèle les valeurs des intégrales obtenues et les concentrations de sucrose.

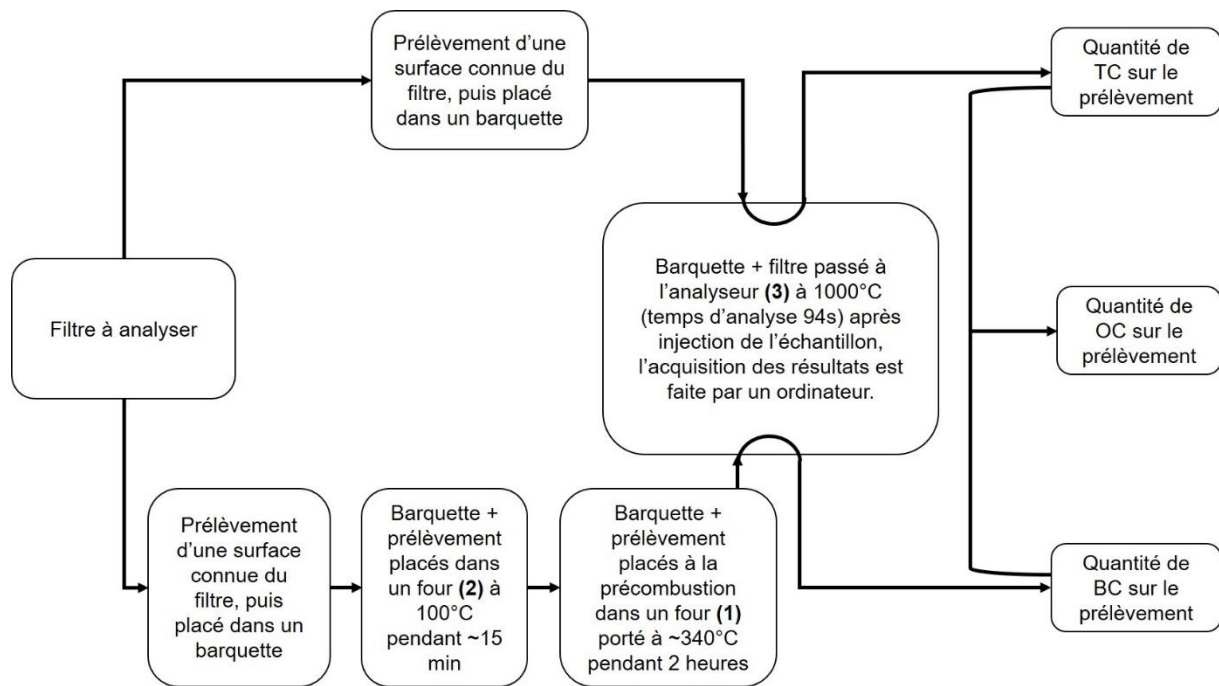


Figure 2.13 : Schéma d'analyse du carbone des filtres quartz.

2.3.3. Contenu minéral des aérosols collectés

Les concentrations des espèces minérales sont évaluées à partir des analyses des filtres téflon. Compte tenu de la collecte, ces résultats concernent que les sites A1 et K1 et seulement en partie le site K2 (avril à décembre 2019). Ces filtres ont été analysés au chromatographe ionique au Laero. La figure 2.14 présente les chromatographes ioniques Thermo Dionex (ICS 1000, ICS 1100 et ICS 5000) du LA utilisés pour l'analyse des espèces ioniques.

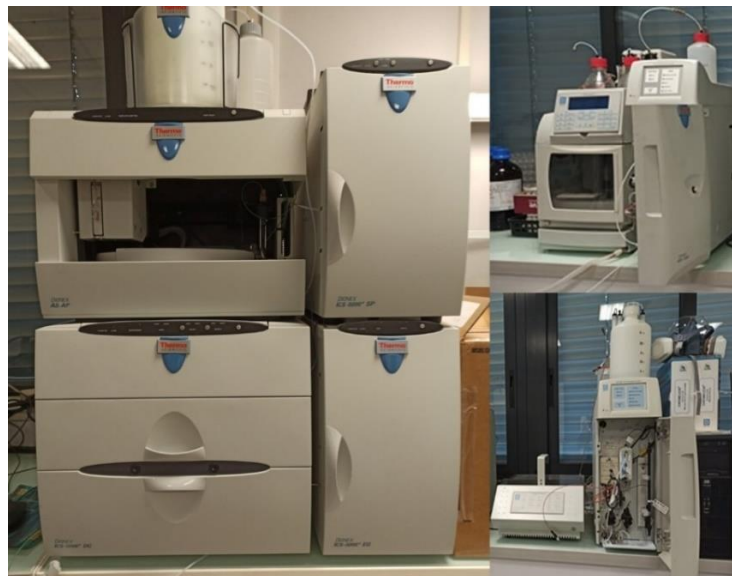


Figure 2.14 : Différents chromatographes ioniques Thermo Dionex utilisés au Laboratoire d'Aérogologie de Toulouse.

Le tableau 2.5 présente les différentes espèces analysées par chacun des chromatographes utilisés. Avant de passer chaque série d'analyse, 3 solutions étalons (étalon 1, 2 et 3) sont analysées. Les résultats des analyses des solutions étalons doivent avoir un coefficient de corrélation, $R^2 > 0.99$. Les concentrations des solutions étalon 1 et 3 forment un intervalle [min, max] à même de contenir les concentrations des solutions à analyser. Les filtres à analyser sont mis en solution dans des tubes (vial) avec 20 ml d'eau ultrapure, et passés dans un bac à ultrason pendant 30 minutes.

Tableau 2.5 : Paramètres analytiques de la chromatographie ionique.

Appareils (Logiciel d'exploitation)	Espèces analysées	Colonnes (4 mm) (Durée d'analyse)	Suppression	Composition de l'éluant (Débit)
DIONEX ICS 1000 +Passeur d'échantillons AS 40 (Chromeleon 6.8)	Anions : F ⁻ , Cl ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	Echange Ionique AG4A-SC + AS4A-SC (9 mn)	Autosuppression DIONEX AERS 500	Mode Isocratique (1.8 mM Na ₂ CO ₃ /1.7 mM NaHCO ₃) (2 mL/mn)
DIONEX ICS 1100 +Passeur d'échantillons AS 50 (Chromeleon 6.8)	Cations : Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ Mg ²⁺ , Ca ²⁺	Echange Ionique CG12A + CS12A (14 mn)	Autosuppression DIONEX CERS 500	Mode Isocratique 20 mM CH ₃ SO ₃ H (MSA) (1 mL/mn)
DIONEX ICS 5000+ +Passeur d'échantillons AS AP (Chromeleon 7.2)	Acides et anions : Acétique, Propionique Formique et Oxalique, Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻	Echange Ionique AG11 + AS11 (19 mn)	Autosuppression DIONEX AERS 500	Mode Gradient 90% H ₂ O-10% NaOH 5mM (15 mn) 89% H ₂ O-11% NaOH 100mM (4mn) (1 mL/mn)
DIONEX ICS 5000+ +Passeur d'échantillons AS AP (Chromeleon 7.2)	Carbonates	Exclusion Ionique ICE-AS1 (15 mn)	Sans	Mode Isocratique 100 % H ₂ O (1 mL/mn)

Calibration : Dilution d'étalons mono-élémentaires (1000 ppm) dans de l'eau ultrapure de type 1
(Courbes de calibration en trois points forcées à zéro avec un $R^2 > 0,99$)

2.3.4. Activités rédox des aérosols PM_{2.5} collectés

Compte tenu du coût et des contraintes importantes des analyses in-vitro menées sur les cellules humaines, plusieurs équipes de recherche ont développé une technique basée sur la mesure chimique de l'activité redox dans le but d'évaluer la capacité oxydante de l'aérosol. Plusieurs molécules permettent de mesurer l'activité redox de l'aérosol. Des protocoles issus de test sont disponibles. Le principe de ce type d'analyse est de remplacer les cellules ou sécrétions humaines par une solution dont le principe actif a une réactivité comparable. Il s'agit ici de la molécule du dithiothréitol (communément appelé DTT). Dans cette étude, l'analyse au DTT a été retenue car un protocole a été développé au Laero.

L'analyse de la réactivité du DTT avec les aérosols collectés comprend 2 grandes étapes : la préparation des solutions et l'analyse proprement dite.

2.3.4.1. Préparation des solutions

Les solutions de DTT et de 5,5'-dithiobis-(acide 2-nitrobenzic), DTNB sont préparées en dissolvant des poudres commerciales de ces 2 composés dans une solution tampon (phosphate 0,1 M à pH 7,3+/-0.1) préalablement préparées.

- La solution tampon est un mélange de 2 solutions : (1) une solution de K₂HPO₄ préparée à partir de 17,412 g ($m_{K_2HPO_4} = 136,09$ g/mol) dans 1000 ml d'eau ultra pure (ELGA) ; (2) une solution de KH₂PO₄ préparée à partir de 3,402 g ($m_{KH_2PO_4} = 136,09$ g/mol) dans 250 ml d'eau ultra pure. Cette solution tampon est un mélange de 850 ml de la solution de K₂HPO₄ et 150 ml de la solution de KH₂PO₄, auquel on ajoute 292 mg d'EDTA ($m_{EDTA} = 292,24$ g/mol) pour fixer les impuretés.
- La solution de DTT (60 µM) utilisée pour l'analyse (DTT_{filie}) est obtenue à partir d'une solution de DTT (DTT_{mère}) plus concentrée (5 mM). La solution de DTT_{mère} est obtenue en dissolvant 38,6 mg de poudre de DTT dans 50 ml de solution tampon. Chaque jour, selon le besoin, la solution DTT_{filie} est préparée à partir de la solution de DTT_{mère} (3 ml de DTT_{mère} dilués avec la solution tampon pour obtenir 250 ml DTT_{filie}). Lors de l'analyse, une portion du filtre collecté (de surface connue) est mise en présence de 3,5 ml de DTT_{filie} dans un pot à usage unique. Le pot contenant le mélange est placé aux ultrasons pendant une vingtaine de minute afin de favoriser la réaction du DTT_{filie} avec les particules contenues sur le filtre.
- La seconde solution indispensable est le 5,5'-dithiobis-(acide 2-nitrobenzic) ou DTNB de concentration 10 µM. Elle est préparée en dissolvant, 198 mg de DTNB commercial dans 50

ml de solution tampon. Cette solution permet de mettre fin à la réaction entre le DTT_{filie} et l'aérosol.

- Une troisième solution est la solution de quinone, 1,4-Naphthoquinone (1,4-NQ) de concentration 0,1 mg/ml. Pour préparer cette solution : 10 mg de poudre de 1,4-NQ est dissoute dans 100 ml d'eau ultra pure. Cette solution permet de tester la qualité des solutions de DTT_{filie}, et de DTNB préparé chaque jour : le contrôle positif.



Figure 2.15 : Equipements utilisés pour la préparation des solutions et des échantillons à analyser.

2.3.4.2. Analyse des échantillons

L'analyse consiste à déterminer la quantité de DTT_{filie} ayant réagi. Un Vial contenant une solution d'imprégnation (l'échantillon + 3,5 ml de la solution de DTT_{filie}) est passé aux ultrasons pendant environ 24 min. Ensuite, 3 ml de la solution d'imprégnation contenue dans le Vial sont prélevés avec une seringue (seringue, 10 ml de TERUMO), puis injecté à travers un filtre seringue (Minisart Syringe filter, de Sartorius) dans l'un des puits de la plaque de lecture à 6 puits (compatible avec un lecteur de plaque TECAN piloté avec du logiciel Magellan). Lors de l'analyse, l'absorbance de la solution dans le puits de la plaque (Abs_i) de chaque échantillon est mesurée à une longueur

d'onde de 412 nm. Environ 30 min après la mise en contact de la solution de DTT_{filie} avec l'échantillon, 50 ml de la solution DTNB sont injecté automatiquement par l'appareil, afin de consommer les molécules de DTT encore en présence dans la solution car n'ayant pas réagis avec les aérosols. Ainsi, on obtient l'absorbance (**Abs_f**) qui représente l'absorbance de la solution d'imprégnation (échantillon + DTT_{filie}) + DTNB. En effet, le DTT en présence du DTNB produit des molécules de TNB (2-nitro-5-thiobenzoic acid). La solution prend une teinte en jaune dont l'intensité dépend de la quantité de DTT réagi avec le DTNB, donc de la production de TNB qui résulte de leurs réactions. L'équation 2.2 permet de calculer l'absorbance (**Abs**) de la solution dans chaque puits.

$$\mathbf{Abs} = \mathbf{Abs}_f - \mathbf{Abs}_i \quad (2.2)$$

où

Abs est l'absorbance de la solution dans le puits ;

Abs_f est l'absorbance après ajout du DTNB ;

Abs_i est l'absorbance avant intrinsèque avant ajout du DTNB.

Sur chaque plaque, à chaque passage les 2 derniers puits contiennent uniquement 3 ml de DTT_{filie}, ce qui permet : d'une part d'obtenir l'absorbance de la solution de DTT_{filie} sans échantillons et d'autre part de calculer l'incertitude sur la mesure avec les mesures en duplicate.

Ainsi, la différence d'absorbance (**Abs**) sera : **Abs_{éc}** pour l'absorbance de la solution **DTT_{filie} + échantillon d'aérosol** et **Abs_o** pour l'absorbance de la solution **DTT_{filie}** uniquement.

La quantité de DTT consommé est calculée par à l'aide de l'équation 2.3 :

$$\mathbf{DTT}_{consommé} = \mathbf{n}_{DTT} * \left(\frac{\mathbf{Abs}_o - \mathbf{Abs}_{éc}}{\mathbf{Abs}_o} \right) \quad (2.3)$$

où,

n_{DTT} est le nombre de mole (en nmol) de DTT contenue dans le volume de DTT_{filie} utilisé ;

Abs_o est l'absorbance intrinsèque du DTT_{filie} calculée à partir de l'équation 2.2 ;

Abs_{éc} est l'absorbance intrinsèque du DTT filie + échantillon d'aérosol, calculée à partie de l'équation 2.2.

L'activité oxydante de l'échantillon d'aérosols est donnée par le **DTTact** fonction de la quantité de **DTT_{consommé}** et calculé par l'équation 2.4.

$$\mathbf{DTTact} = \frac{\mathbf{DTT}_{consommée}}{t * m} \quad (2.4)$$

où,

t représente le temps de réaction(en min) entre le DTT et l'échantillon d'aérosol ;

m est la masse (en μg) d'aérosols collectée sur le filtre;

Comme le montre la formule, l'activité du DTT est fonction du temps de réaction et de la masse d'aérosol contenue sur le filtre.

En outre, en début et en fin de d'analyse, chaque jour, un contrôle positif est réalisé à l'aide de la solution de 1,4-NQ. En effet, la quinone (principe actif de cette solution) a une réactivité comparable à celle des aérosols. Le 1^{er} contrôle positif permet de vérifier la qualité de la solution de DTT_{filte} préparée avant le passage des échantillons d'aérosol et le 2^e (après le passage des échantillons de la journée) permet d'observer la dégradation de la solution du jour. Afin de standardiser les résultats de l'analyse au DTT, le Normalized Index of Oxidant Generation and toxicity (NIOG) est calculé suivant l'équation 2.5. Selon Li et al. (2009), le NIOG est exprimé en pourcentage de diminution de l'absorbance des échantillons (IOG de l'échantillon d'aérosol) par rapport à celui de 1,4 NQ (IOG de l'échantillon de 1,4-NQ), utilisé comme norme externe. L'indice de génération d'oxydants et de toxicité (IOG en anglais pour Index of Oxidant Generation and toxicity) est la réactivité de chaque échantillon d'aérosol par rapport à celle du 1,4-NQ.

$$NIOG = \frac{IOG_{éc}}{IOG_{1,4-NQ}}, \text{ avec } IOG = \frac{Abs_o - Abs_{éc}}{Abs_o} * \frac{100}{t * m} \quad (2.5)$$

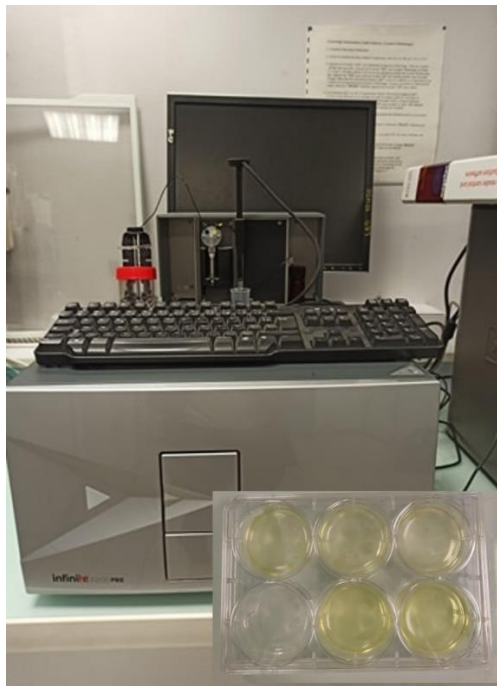


Figure 2.16 : Lecteur de plaque 6 puits et plaque d'analyse des échantillons au DTT.

2.4. Analyses statistiques et traitements numériques des données

2.4.1. Calcul des incertitudes

L'incertitude (aussi appelée l'erreur) est dite systématique ou statistique. L'erreur systématique se produit généralement, et est attribuée à la qualité de l'instrument de mesure ou du protocole de mesure et à une mauvaise connaissance du processus de mesure. L'erreur statistique ou aléatoire survient lorsque l'analyse d'une grandeur est réalisée plusieurs fois. Ainsi, l'erreur ou l'incertitude qu'elle soit systématique ou statistique doit prendre en compte ces 2 aspects. Pour les types d'analyse (masse des aérosols, masse des espèces carbonées et masse des espèces minérales) les incertitudes (**Inc**) sont calculées par la formule donnée par l'équation 2.6 :

$$Inc = \sqrt{(ErR * V_o)^2 + (0.5 * LDD)^2} \quad (2.6)$$

où,

ErR est l'erreur relative ;

V_o est la valeur observée du paramètre ;

LDD est la Limite De Détection

L'erreur relative (**ErR**) et la limite de détection (**LDD**) dépendent de la méthode d'analyse.

Tableau 2.6 : Méthode de détermination des incertitudes liées aux analyses des échantillons

Incertitudes	ErR	LDD
Masse des PM	Détermination : il s'agit de la moyenne des écarts entre les résultats de double pesé des filtres après exposition. En effet, un filtre sur 10 étaient pesés 2 fois. <i>ErR = 2 %</i>	Détermination : c'est une caractéristique spécifique de l'appareil, donnée par le fabricant, soit 2 µg, rapporté à un volume moyen de prélèvement de 12,65 m ³ . <i>Valeur : 0,16 µg.m⁻³</i>
Masse des espèces carbonées	Détermination : il s'agit de la moyenne des écarts entre les résultats d'analyse double de 10 filtre blanc. Ces valeurs oscillaient entre 19,6 et 21,4 µgC. Ainsi les écarts représentent 1 à 6% de la masse de carbone obtenues. <i>ErR = 3%</i>	Détermination : elle est calculée à partir des valeurs des analyses de filtre blanc, qui intègre les incertitudes liées aux matériels (machine, barquette et filtre blanc). La limite de détection est égale à la moyenne des blancs + 3 x l'écart-type, soit 22,01 µgC, qui sera rapporté au volume moyen d'air prélevé de 12,65 m ³ . Elle a été déterminée sur une série de 20 échantillons. <i>Valeur : 1,74 µgC.m⁻³</i>
Masse des espèces minérales	Détermination : Les échantillons étant analysés que si le coefficient de détermination, R ² > 0,99. Il serait juste de prendre ErR ~ 0%, mais afin de prendre en compte cette composante, nous avons pris ErR = 1%, soit 0,01. <i>ErR ~ 0%</i>	Détermination : Elles sont calculées à partir de valeur de filtre blanc. Elle a été déterminée sur une série de 20 échantillons. Ainsi, pour chaque espèce, une LDD a été déterminée. Cependant, les LDD nulles obtenues seront remplacées par la LDD les plus faibles. <i>Valeur : Ossouhou (2020)</i>

Le tableau 2.6 présente les méthodes de détermination des incertitudes et les valeurs obtenues pour 3 types d'analyses à savoir : la masse des PM, les masses des espèces carbonées et celles des espèces minérales. Les incertitudes seront utilisées pour l'analyse de la contribution des sources dans le chapitre 3.

2.4.2. Analyses multivariées

Deux méthodes d'analyse statistique multivariée sont utilisées : l'Analyse en Composante Principale (ACP) et la Positive Matrix Factorization (PMF). Ces méthodes permettent d'étudier la dépendance entre plusieurs variables (p). Ces méthodes permettent de réduire un nombre p de variable et un nombre k de facteur ($p > k$) en conservant le plus d'information issue des variables. Ces 2 méthodes sont complémentaires et leur combinaison permet d'obtenir des informations quantifiables sur la contribution des sources aux concentrations atmosphériques des PM_{2.5}.

2.4.2.1. Analyse en Composante Principale (ACP)

L'analyse en composante principale (ACP) est une méthode statistique qui permet d'étudier les dépendances entre variables ou paramètres multiples. Elle permet de regrouper des variables qui présentent des similitudes statistiques autour d'un facteur.

Elle prend ses origines dans Pearson (1901) et depuis, ses domaines d'application ne cessent de croître. A ce jour, l'analyse en composante principale est appliquée dans plusieurs domaines pour l'analyse des grandes bases de données.

L'ACP transforme un nombre important (p) de variable en facteur (k), en fonction des similitudes décelées dans l'analyse des variables. Un nombre réduit de facteur, permettra à termes de représenter la quasi-totalité des informations issues des variables (Hopke, 1991).

En supposant une relation linéaire entre les variables (concentrations des espèces) et un certain nombre de p facteurs (sources), l'ACP s'exprime comme suit :

$$Z_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} * h_{kj} \quad (2.7)$$

où,

Z_{ij} est la concentration massique réduite de l'espèce (i) dans l'échantillon (j), avec k le nombre de facteur (vari de 1 à p : le nombre d'espèce).

g_{ik} est la contribution du l'espèce (i) à la composante, à la source (k).

h_{kj} est le contribution de la composante, de la source (k) à l'échantillon (j).

Dans le cadre de la pollution de l'air, la variabilité des niveaux de concentration observées nécessite l'utilisation de l'ACP-normée. La normalisation des valeurs s'effectue à travers le centrage et la réduction des séries de chaque variable. Le centrage permet d'atténuer l'impact des valeurs extrêmes en rendant la moyenne de la série nulle, sans changer la nature de la distribution de point (nuage de point). Quant à la réduction, elle permet d'obtenir une variance égale à 1. Ces transformations appliquées à chacune des variables les mettent dans une forme normalisée qui permet de s'affranchir des dimensions des variables. A la suite de la normalisation, le calcul des facteurs permet de composer des plans factoriels, à partir des axes définis par les facteurs les plus significatifs, dans le but de restituer la quasi-totalité de la variance du jeu de données. Dans le cadre de la pollution particulaire, ces facteurs représentent un regroupement de variables (éléments chimiques). En fonction des profils des sources (donnés dans la littérature) ces facteurs sont associés aux différentes sources d'émissions. La contribution de chaque variable à chaque facteur donne des éléments supplémentaires d'interprétations. A terme, l'application de l'ACP en amont de la PMF permet d'identifier le nombre de facteurs à retenir.

2.4.2.2. Positive Matrix Factorization (PMF)

La Positive Matrix Factorization (PMF) est une méthode d'analyse multivariée quantitative. Elle a été créée par Paatero en 1993 (Paatero and Tapper, 1994 et Anttila et al., 1995). La PMF (*pour* Positive matrix factorisation, en anglais) est une méthode de décomposition d'un jeu de données (matrice), en matrices (équation 2.8) non négative permettant d'expliquer le jeu de données.

A l'instar de l'ACP, il n'est pas nécessaire de connaître en amont les profils de sources à l'émission. En complément des résultats de l'ACP, la PMF permet de quantifier les facteurs des contributions des différentes sources et demande à cet effet un grand jeu de données et une grande série temporelle de variables pour pouvoir fonctionner.

La PMF a été initialement développée et est utilisée pour l'étude des sources des particules dans l'air ambiant, basée sur des espèces chimiques en entrée de modèle telles que les métaux, les espèces inorganiques majeures (anions ou cations) ou des traceurs organiques spécifiques (Anttila et al., 1995, Larsen et al., 2012, Albinet and Balbiani, 2013 et Xie et al., 2013). La description des sources en fonction des sites sera faite dans le chapitre 3, à l'application de la méthode.

Les modèles de récepteurs sont des approches mathématiques permettant de quantifier la contribution des sources aux échantillons sur la base de la composition ou de la spéciation des sources. La composition ou la spéciation est déterminée à l'aide de méthodes analytiques

appropriées au milieu, et associé à des espèces clés, où des combinaisons d'espèces sont nécessaires pour séparer les impacts.

La matrice X est décomposée en : matrice F (source), matrice de profil des espèces dans chaque source, et matrice G , matrice de contribution par chaque facteur (source) à l'équilibre chimique de chaque échantillon, (Paatero, 1997).

La matrice de X est décomposée suivant l'équation 2.8.

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p G_{ik} \times F_{kj} + e_{ij} \quad (2.8)$$

avec, p le nombre de facteurs

où,

X est la matrice de concentrations collectées sur le site, composée des échantillons (des dates) en lignes (i) et des espèces mesurées en colonnes (j), avec pour chaque X_{ij} , des incertitudes u_{ij} .

G est la matrice de contribution des sources (k), pour chaque échantillon (i).

F est la matrice des profils des espèces (j) en fonction de la source (k).

e est la matrice des erreurs résiduelles, fonction des échantillons et des espèces.

De plus, les éléments des matrices G et F sont contraintes à une non-négativité.

À cette fin, une approche de moindres carrés pondérés est utilisée, afin de minimiser la fonction Q , dite fonction objective.

Pour atteindre cet objectif, la fonction Q (équation 2.9), appelée aussi fonction objective ou fonction coût, doit être évaluée et minimisée à travers plusieurs simulations randomisées.

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left[\frac{x_{ij} - \sum_{k=1}^p G_{ik} \times F_{kj}}{u_{ij}} \right]^2 \quad (2.9)$$

Pour une espèce, la somme des concentrations issues des facteurs (des sources) ne peut être supérieure à la concentration de la semaine.

L'analyse PMF utilise des séries temporelles d'échantillon, contenant les concentrations de chacune des espèces chimiques, ainsi que les incertitudes associées. Cette caractéristique permet de tenir compte de la confiance dans la mesure. Par exemple, les données inférieures à la limite de détection peuvent être retenues pour être utilisées dans le modèle, avec l'incertitude associée ajustée pour que ces points de données aient moins d'influence sur la solution que les mesures supérieures à la limite de détection.

2.4.3. Cartographie spatiale de la pollution particulière

Les systèmes d'information géographique (SIG) fournissent une méthode robuste d'analyse spatiale par interpolation. Les méthodes les plus couramment utilisées, le krigeage (méthode géostatistique) et la pondération inverse de l'IDW (méthode déterministe), ont déjà été comparées dans différents travaux. Par exemple, Shukla et al. (2020) ont montré, dans une étude sur la mégapole de Delhi, que les méthodes de krigeage et d'IDW sont associées à des erreurs proches de 22 % et 24 % respectivement. En outre, Bahino et al. (2018) ont réalisé une distribution spatiale des polluants gazeux (NO_2 , SO_2 , NH_3 , HNO_3 et O_3) à Abidjan (Côte d'Ivoire) et Cotonou (Bénin) pendant la saison sèche dans le cadre du programme DACCIWA. Cette dernière étude, qui comprenait également une comparaison entre le krigeage et l'IDW, a montré que la méthode IDW est associée à une incertitude plus faible que la méthode du krigeage. Par conséquent, notre réseau de mesure (nombre et emplacements géographiques des sites échantillonnés) étant développé sur la base du réseau de Bahino et al. (2018), nous appliquerons la méthode IDW aux données collectées.

Le logiciel ArcGIS version 10.3 (ESRI Inc.) est utilisé car il combine le traitement des données géostatistiques et l'édition de cartes. Les shapefiles pour l'édition de cartes sont disponibles gratuitement sur OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org>).

En bref, l'interpolation IDW permet de prédire les concentrations autour d'un point échantillonné à partir de la formule suivante présentée dans l'équation (2.10)

$$Z_{p_j} = \sum_{i=1}^N \lambda_i \times Z_{O_i} \quad (2.10)$$

où,

Z_{O_i} est la valeur observée sur le site i , qui représente la moyenne géométrique des valeurs mesurées à chaque site échantillonné pendant les campagnes de mesure ;

Z_{p_j} est la valeur prédite pour le site j ;

N est le nombre de points d'échantillonnés, entourant l'emplacement dont la concentration doit être prédite ;

λ_i sont les facteurs de pondération appliqués à chaque valeur mesurée à l'emplacement O_i . Il est fonction de l'inverse de la distance de séparation avec la valeur mesurée.

L'analyse géostatistique des données permet d'évaluer les valeurs à tout point de grille afin d'élaborer les cartes de variation spatiale. Ainsi, la méthode IDW calcule les valeurs à partir des données collectées pour chaque point (non échantillonné et échantillonné) et donne partout des valeurs moyennes prédites (Zamri et al., 2012, Rivera-González et al., 2015 et Bahino et al., 2018). L'erreur quadratique moyenne (RMSE) (McKeen et al., 2005, Savage et al., 2013 et Chai and Draxler, 2014) et l'erreur absolue moyenne (MAE) (Chatterjee et al., 2013, Jerez et al., 2013 et

Taylor et al., 2013) sont les deux paramètres largement utilisés pour évaluer la qualité des prévisions de la méthode d'interpolation. Afin d'évaluer la qualité de la prévision dans les deux villes, les valeurs RMSE et MAE sont calculées pour chaque campagne de mesure en suivant les formules présentées dans les équations (2.11) et (2.12).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Z_{P_i} - Z_{O_i})^2} \quad (2.11)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Z_{P_i} - Z_{O_i}| \quad (2.12)$$

où,

Z_{P_i} et Z_{O_i} sont respectivement la valeur prévue et la valeur observée pour un lieu i .

N est le nombre de points d'échantillonnage mesurés.

En bref, le MAE donne le même poids statistique à toutes les erreurs, alors qu'avec le RMSE, plus l'erreur est importante, plus son poids est important dans le calcul. L'application de la méthode d'interpolation IDW permettra de visualiser la carte de la pollution pour une zone donnée.

2.5. Méthode de calcul des inventaires d'émissions à l'échelle de la ville

La détermination des inventaires à l'échelle de la ville est essentielle et constitue la première étape pour proposer une méthode d'évaluation de la qualité de l'air basée sur la modélisation. La méthodologie retenue sera ici différente en fonction du type de sources (mobiles ou stationnaires). Pour les sources mobiles (les transports), un inventaire détaillé de type bottom-up, qui consistera à déterminer les émissions avec : (1) les quantités de fuels consommées à partir des distances moyennes parcouru par type de véhicule, des consommations spécifiques ; (2) facteurs d'émissions de l'étude de Keita et al. (2018) spécifiques à la Côte d'Ivoire. Cette méthode de détermination est la plus exigeante, le niveau 3 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2006). Seront ainsi inclus grâce à cette méthode, les caractéristiques du parc routier, les distances moyennes parcourus, les normes euro, etc...

Pour les sources stationnaires, les émissions seront calculées à l'échelle du pays à partir des bases de données mises à jour. Il s'agit : des types et des quantités de combustible utilisée par an, pour les feux domestiques, associé aux facteurs d'émissions déterminés par Keita et al. (2018).

La spatialisation des émissions des sources mobiles ou stationnaires sera faite à partir des clés de spatialisation spécifique à chaque source seront appliqués sur chacune des villes. Ainsi, il s'agit, pour le transport routier : de la composition de trafic routier par type de route déterminée par (Dolumbia, 2020), associé à la densité de route ; pour les émissions stationnaires : la densité de

population, le niveau de revenu (RGPH, 2014), et spécifiquement le type de combustible par niveau de revenu pour la source feu domestique.

Ces émissions qui seront présentées dans le chapitre 6, serviront de base au modèle climatique WRF-Chem (WRF pour Weather Research and Forecasting), et Chem car couplé avec un module de chimie.

2.6. Simulation à l'échelle de la ville (1km) – Modèle WRF-Chem

Au vu des contraintes spatio-temporelles des études à l'échelle de la ville, le choix du modèle de simulation est crucial. Nous avons choisi d'utiliser le modèle WRF-Chem, en collaboration avec les équipes Atmospheric Chemistry Observations & Modeling (ACOM) Research Applications Laboratory (RAL) du National Center for Atmospheric Research (NCAR) de Boulder.

Le modèle WRF (Weather Research and Forecasting) est un modèle météorologique méso échelle de nouvelle génération. Le développement de WRF-Chem est un effort de collaboration au sein de la communauté, avec pour leader les scientifiques de la NOAA/ESRL. Le modèle WRF est non hydrostatique et comprend plusieurs options de noyaux dynamiques et de paramétrages physiques afin de permettre de simuler les processus atmosphériques sur une large gamme d'échelles spatiales et temporelles (Grell et al., 2005 et Skamarock et al., 2005). WRF-Chem est le modèle de recherche et de prévision du temps (WRF) couplé à un module de chimie. Le modèle simule l'émission, le transport, le mélange et la transformation chimique de gaz à l'état de traces et d'aérosols simultanément avec la météorologie. Le modèle est utilisé pour l'étude de la qualité de l'air à l'échelle régionale et locale, l'analyse des programmes de terrain et les interactions entre nuages et chimie. Le modèle a été déjà utilisé en Afrique de l'Ouest (Kuik et al., 2015, Adefisan and Jovita Oghaego, 2018, Jenkins and Gueye, 2018 et Gueye and Jenkins, 2019). De plus à Dakar, le modèle WRF-Chem est utilisé par le Centre de Gestion de la Qualité de l'Air en charge de la surveillance de la qualité de l'air du Sénégal. Les principales caractéristiques techniques, le mode de fonctionnement du modèle, les données d'entrée (input) et les données de sortie (output) seront détaillés dans le chapitre 6.

2.7. Paramètres météorologiques

La météorologie locale (la direction et l'intensité du vent, l'humidité spécifique et la pluviométrie) a une influence avérée sur la pollution atmosphérique (B. Zhang et al., 2018). Elle conditionne les émissions, les transformations et le transport, mais aussi l'élimination (dépôts) des polluants atmosphériques. De plus, les vents régionaux sont vecteurs de poussières désertiques et d'aérosols

de combustion provenant par exemple des feux de biomasse voisins et/ou régionaux qui influencent grandement les concentrations observées et la composition chimique des aérosols collectés. L'intensité de ces paramètres varient énormément au cours de l'année suivant les saisons. L'analyse de ces paramètres, nous permettra de mieux comprendre les variations des concentrations mesurées.

2.7.1. Humidité spécifique et pluviométrie

Nous utilisons des données des stations synoptiques gérées par l'Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar (ASECNA) de l'aéroport Félix Houphouët-Boigny d'Abidjan (station n° 65578) et de l'aéroport de Korhogo (station n° 65536). La pluviométrie journalière est collectée sur chacune des stations et les paramètres collectés permettent de calculer l'humidité spécifique.

Les figures 2.17 et 2.18 donnent l'évolution de l'humidité spécifique à 2m et de la pluviométrie journalière d'Abidjan (2.17) et de Korhogo (2.18) pour les années 2018, 2019 et 2020.

A Abidjan, l'humidité spécifique présente sur les 3 années un niveau quasi constant. Cela est dû à la position de la ville sur les côtes de l'océan atlantique. Par contre, la pluviométrie présente des différences au cours de l'années, mais des similitudes d'une année à une autre. Nous constatons que les mois de Janvier et Février ont des hauteurs de pluie très faibles. Ce constat est aussi valable pour les mois d'Aout.

A Korhogo, la figure 2.18 révèle un autre tableau : l'humidité spécifique est faible de Décembre à Février de l'année suivante, et les pluies se concentrent entre Mars et Novembre sur les 3 années. Sur Korhogo, l'observation de ces 2 paramètres permet très clairement de définir les saisons. En effet, les faibles valeurs de l'humidité spécifique révèlent une atmosphère pauvre en eau donc une saison sèche de Décembre à Février. A l'inverse, de mars à Novembre l'atmosphère est plus humide avec une forte pluviométrie, d'où une saison humide.

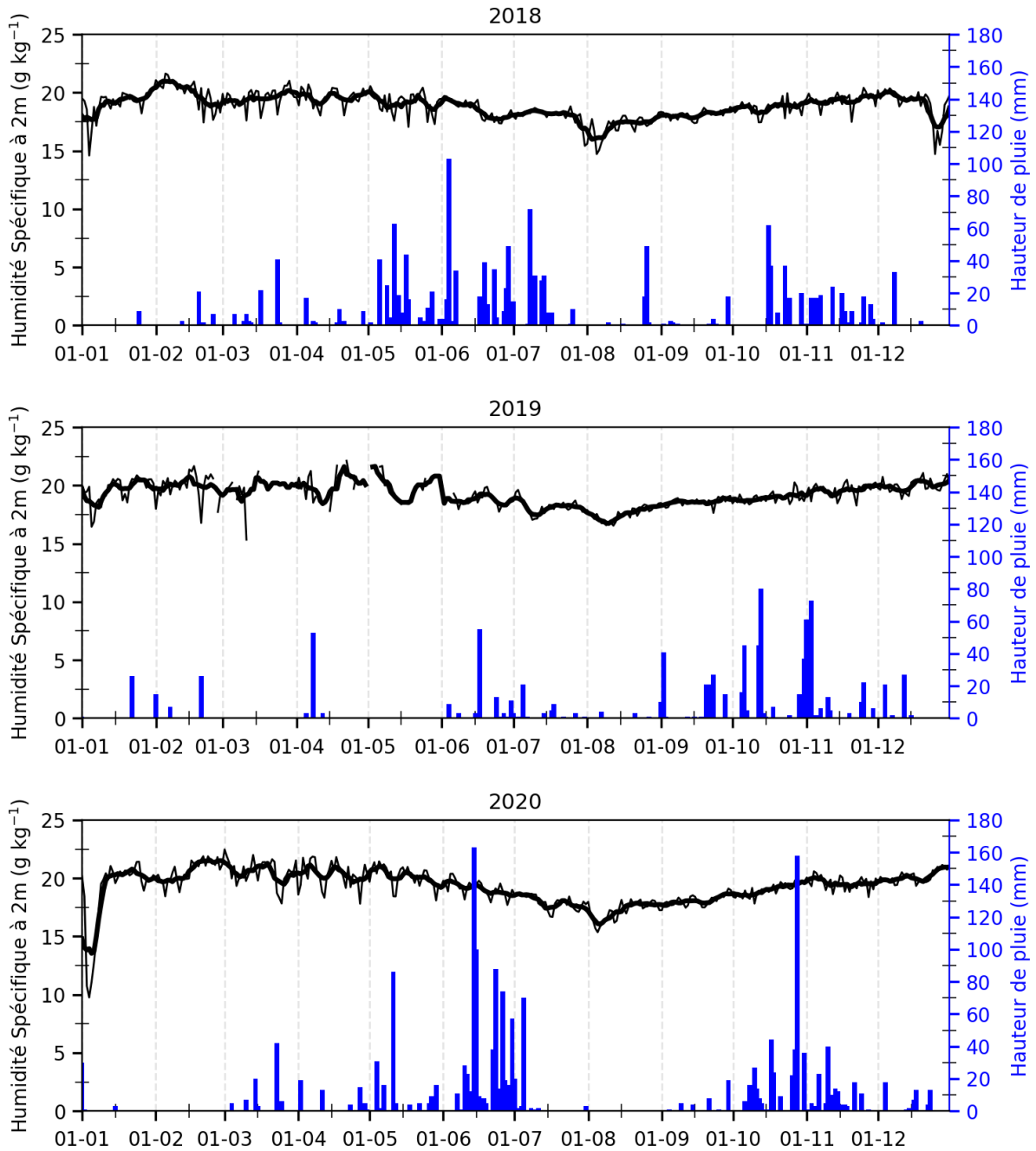


Figure 2.17 : Variations journalières de l’Humidité spécifique et de la Hauteur de pluie à Abidjan de 2018, 2019 et 2010.

Compte tenu des influences marines sur Abidjan, nous ne pourrions établir des saisons spécifiques pour Abidjan, celles de Korhogo seront utilisées. Ainsi, nous utiliserons ce découpage des saisons, à savoir : une saison sèche de Décembre à Février et une grande saison humide de Mars à Novembre. En accord avec notre période d’étude, nous définissons la saison sèche 1 (SS1) de Décembre 2018 à Février 2019 et la saison sèche 2 (SS2) de Décembre 2019 à Février 2020. Quant

qu'aux périodes de Mars à Novembre de 2018 et 2019, elles sont plus humides, donc sont respectivement les saisons humides 1 (SH1) et 2 (SH2).

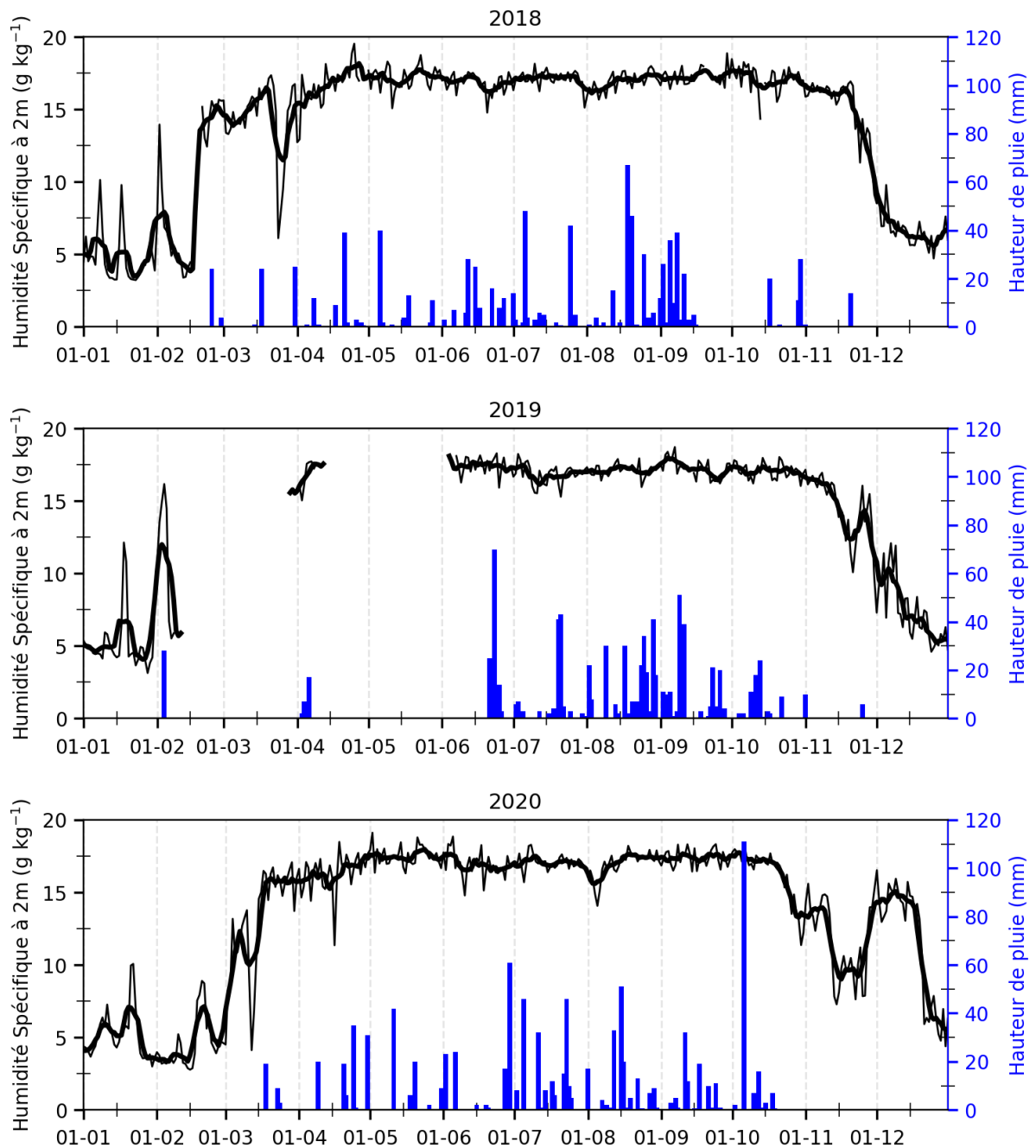


Figure 2.18 : Variations journalières de l'Humidité spécifique et de la Hauteur de pluie à Korhogo de 2018, 2019 et 2010.

Les saisons sèches sont reconnues comme étant des périodes de fortes pollutions, car pendant cette période, le phénomène de lessivage des particules atmosphériques est faible, voire nul, ce qui accroît leurs concentrations dans l'atmosphère et favorise le vieillissement des aérosols. De plus,

les feux de biomasse y sont récurrents, ainsi que de forte remise en suspension des aérosols à cause de la sécheresse des sols. Cette saison nécessite une attention particulière.

2.7.2. Roses des vents

Les roses des vents d'Abidjan et de Korhogo sont présentées respectivement sur les figures 2.19 et 2.20. A la vue de ce qui précède, seules les roses des vents de la saison sèche 1 (SS1) et saison sèche 2 (SS2) sont présentées. Néanmoins, les roses des vents de tous les mois d'Avril 2018 à Mars 2020 sont en annexes 13, 14, 15 et 16.

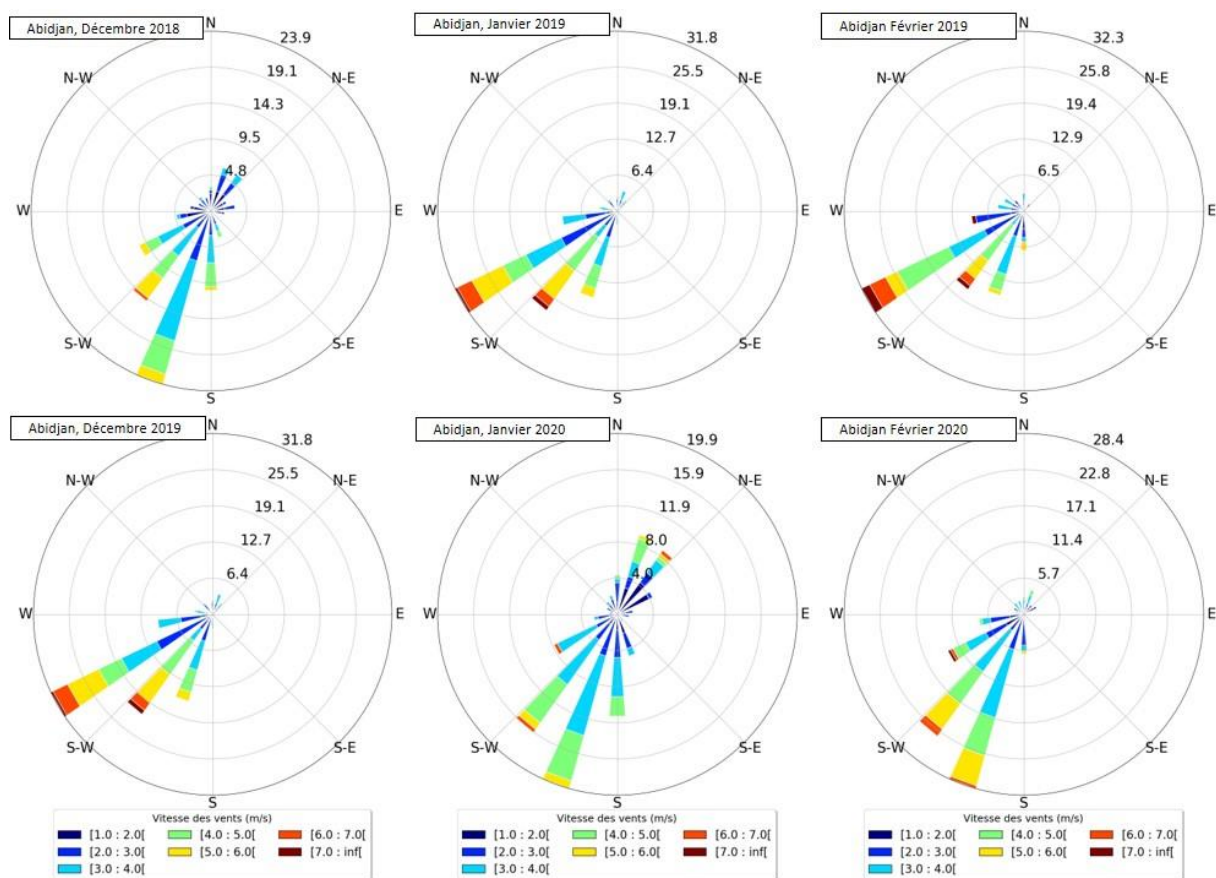


Figure 2.19 : Roses des vents de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques.

Sur Abidjan, la direction privilégiée du vent est sud-ouest sur toute l'année, pour rappel, Abidjan est une ville côtière avec un littoral d'environ 70 km, où il existe relativement peu de building à l'exception de la commune du Plateau. Cependant, les intensités de ces vents varient d'une période à une autre. En effet, on remarque que c'est pendant les saisons humides (Mars à Février) qu'on observe les intensités les plus élevées, dues à l'influence de la mousson (figure 2.19, annexes 13 et

14). Les mois de Novembre et Décembre montre une baisse de l'intensité des vents, causée par le vent d'harmattan.

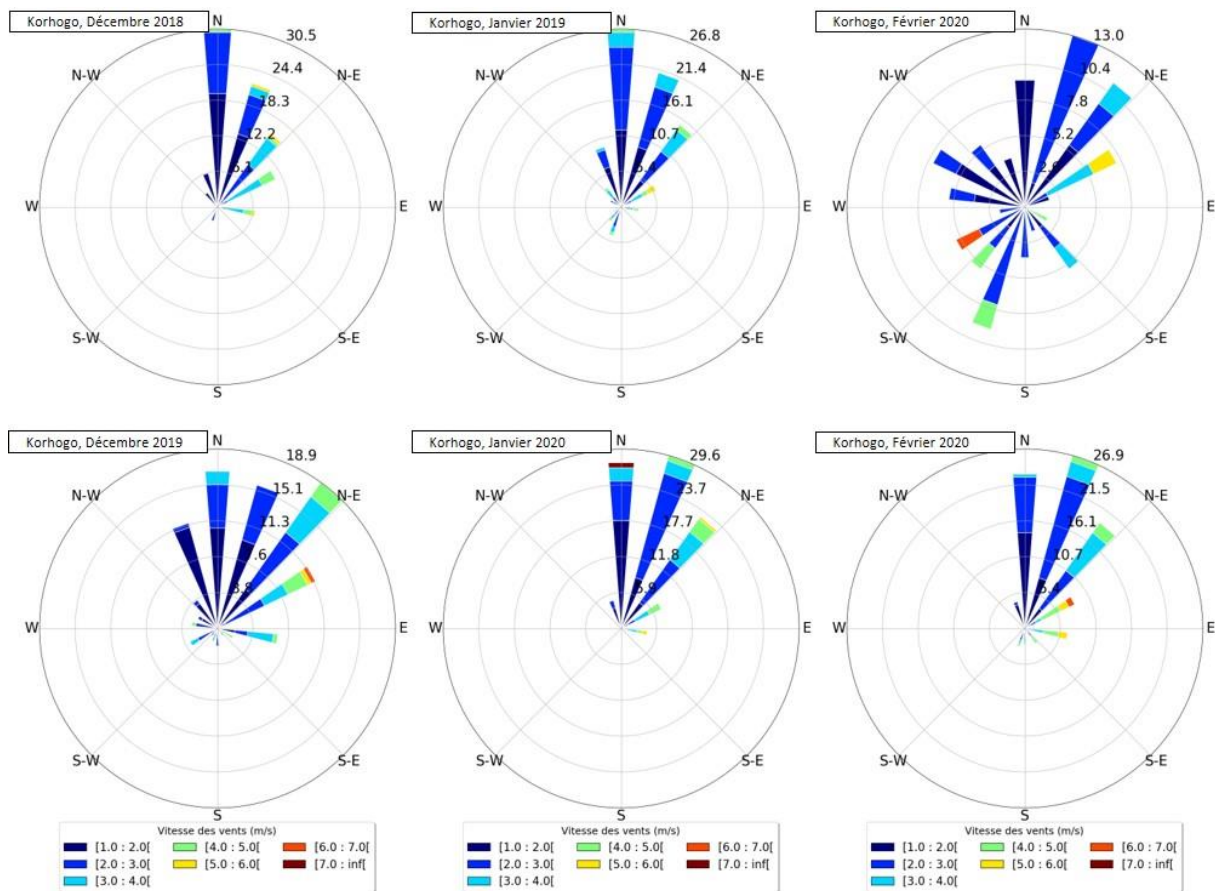


Figure 2.20 : Roses des vents de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques.

Les roses des vents de Korhogo montrent plus de variabilité par rapport à celles d'Abidjan. D'Avril à Août, la direction privilégiée en sud, sud-ouest, avec des intensités moyennes (annexes 15 et 16), comme à Abidjan. Par contre à partir de Septembre, on voit l'arrivée de vents de direction nord, nord-est, dont l'influence grandit jusqu'à s'imposer pendant les mois de Décembre, Janvier et Février (figure 2.20), néanmoins avec des vitesses faibles (en générale > 3 m/s).

A partir de Mars, les vents du nord baissent d'intensité jusqu'à céder la place aux vents de sud, vent de mousson, avec le retour de la pluie (figure 2.18). Ces observations seront indispensables à l'analyse et à l'interprétation des concentrations observées sur les sites

2.7.3. Rétro-trajectoires

Les rétro-trajectoires (la méthodologie Hysplit est retenue dans notre étude) constituent un outil essentiel dans l'analyse des sources régionales qui influence un site de mesure de la qualité de l'air. Leurs observations via (https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php), nous permettra d'identifier les phénomènes qui pourraient accentuer la pollution anthropogénique à Abidjan et à Korhogo. En effet, ces rétro-trajectoires permettent d'analyser les mouvements des masses d'air régionales, vecteurs des aérosols désertiques et de feux de savane, observables à partir des données satellite MODIS (<https://neo.sci.gsfc.nasa.gov>).

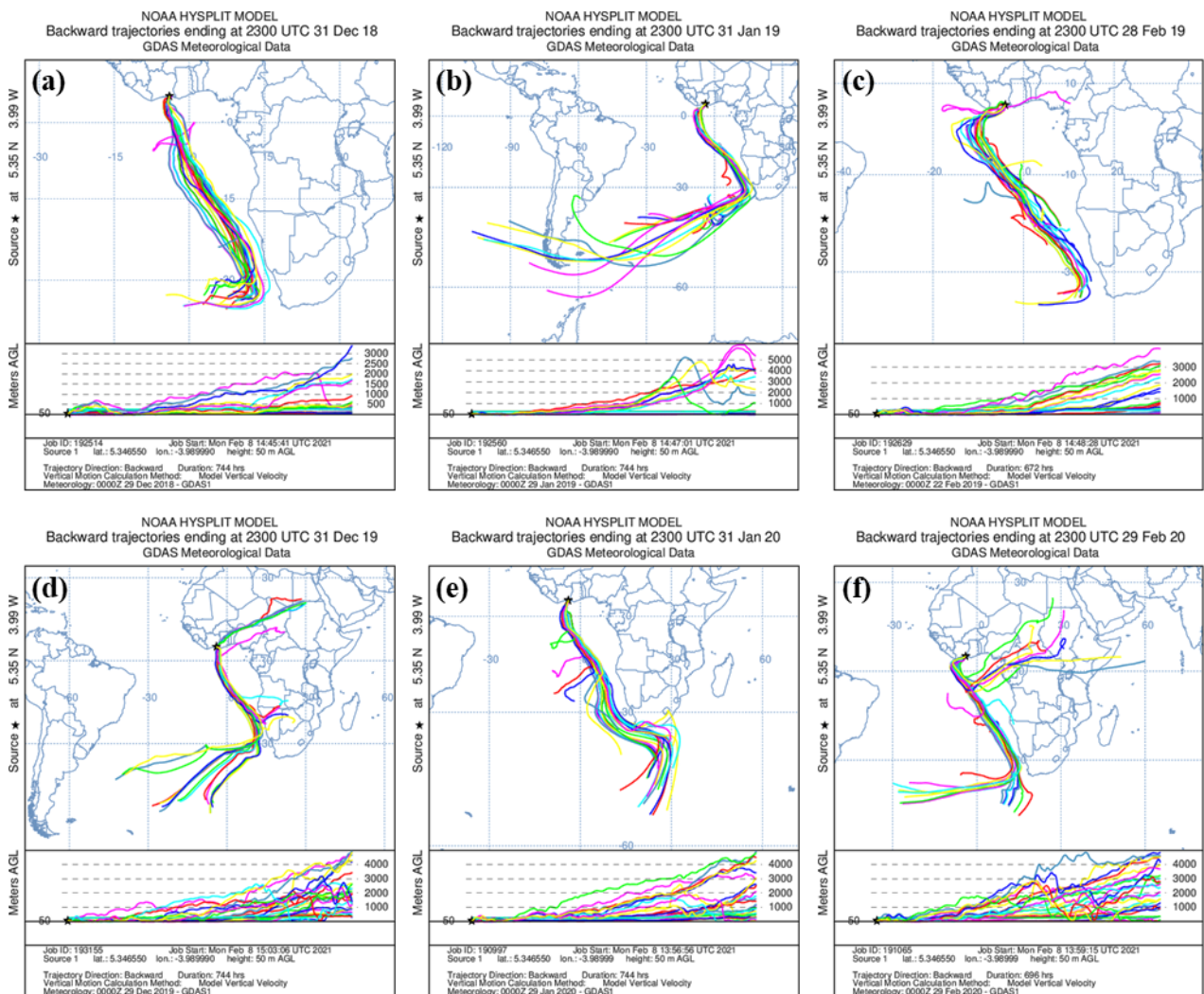


Figure 2.21 : Rétro-trajectoires mensuelles de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol. Les couleurs des rétro-trajectoires dépendent du niveau de pression d'origine de la rétro-trajectoire.

Pour information, selon la NOAA (2021), l'erreur totale associée au HYSPLIT est estimée à 15 à 30% de la distance parcourue. Cette erreur inclut l'erreur physique (inadéquation de la représentation de l'atmosphère dans l'espace et le temps par les données), l'erreur de calcul due aux

inexactitudes numériques, l'erreurs de mesure lors de la création des champs de données météorologiques du modèle et l'erreur de prévision si l'on utilise la météorologie prévisionnelle. Les couleurs des rétro-trajectoires dépendent du niveau de pression d'origine de la rétro-trajectoire.

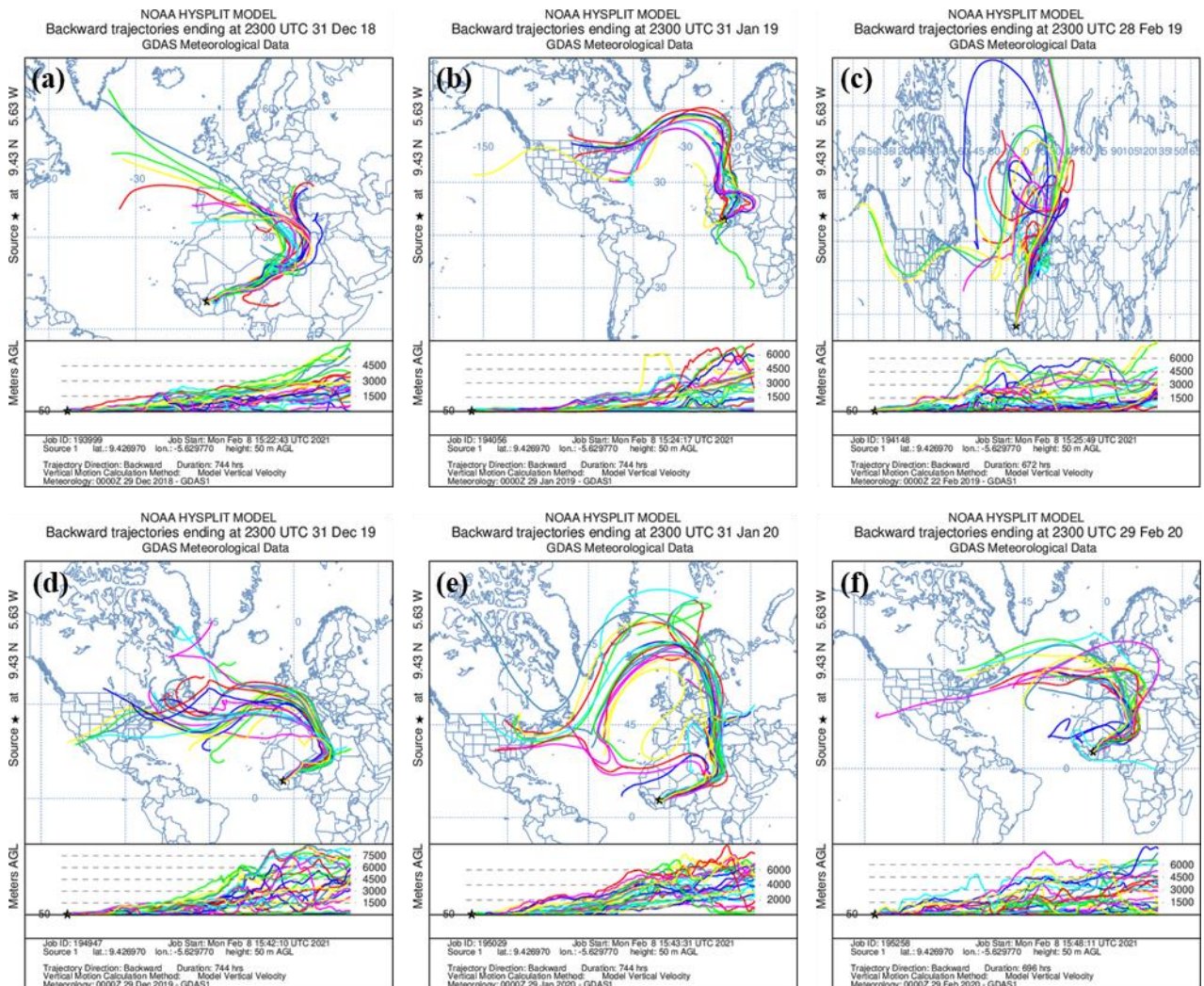


Figure 2.22 : Rétro-trajectoires mensuelles de Déc. 2018, Jan. et Fév. 2019 (saison sèche 1) et Déc. 2019, Jan. et Fév. 2020 (saison sèche 2), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol. Les couleurs des rétro-trajectoires dépendent du niveau de pression d'origine de la rétro-trajectoire.

Les rétro-trajectoires mensuelles de la SS1 et la SS2 sont présentées sur les figures 2.21 et 2.22. Celles de l'ensemble des mois de notre période d'étude sont présentées en annexes 17, 18, 19 et 20.

A Abidjan, l'observation des rétro-trajectoires montre des trajectoires exclusivement venant du sud, mais avec une différence pendant le mois de Décembre 2019 (figure 2.21). Ces trajectoires prennent leurs origines dans des zones qui diffèrent quelques fois, mais l'origine principale est la

zone sud de l'Afrique. Ainsi, de Mai à Octobre (annexes 17 et 18), les rétro-trajectoire seront pourvoyeuses d'aérosols carbonés sur Abidjan. En effet, l'observation des cartes de feux actifs (annexes 23 et 24) à partir du satellite TERA/MODIS montrent que de Novembre à Février, les feux sont intenses en Afrique centrale et de l'ouest. De Mars à Avril, on observe des feux de faible intensité sur toutes l'Afrique. A partir de Mai jusqu'à la fin Octobre, les feux sont localisés au sud de l'Afrique, avec un pic d'intensité en Juillet. Les mois d'Avril et Novembre constituent des périodes de transition des feux de l'Afrique du sud vers l'Afrique centrale et de l'ouest.

De plus, l'observation des épaisseurs optiques (annexes 21 et 22), toujours à l'aide du satellite TERA/MODIS montrent qu'en Avril à et Mai, l'atmosphère est moyennement chargée en aérosol en Afrique de l'ouest et du nord. A partir de Juin, la zone s'entend aussi sur l'Afrique de sud, jusqu'en Septembre. Les mois d'Octobre et Novembre, enregistrent les plus faibles valeurs et laissent la place aux fortes valeurs localisées principalement sur l'Afrique de l'ouest, jusqu'en mars. Ce cycle se répète sur les 2 années d'échantillonnages.

L'observation des rétro-trajectoires à Korhogo, révèle des différences par rapport à Abidjan. En effet, de Mars à Octobre, les rétro-trajectoires sont principalement issues du sud (annexes 19 et 20), idem à Abidjan. Cependant de Novembre à fin Février, les rétro-trajectoires arrivent du nord (figure 2.22), incluant des trajectoires qui survolent l'Afrique centrale et de l'ouest, transportant des aérosols carbonés mais aussi des poussières désertiques. Les rétro-trajectoires qui révèlent leurs importances à la vue des cartes des feux actifs et des épaisseurs optiques, s'avèreront indispensables dans l'analyse des évolutions des concentrations des $PM_{2.5}$, ainsi que leurs compositions chimiques.

Conclusion

Dans le chapitre 2, nous avons regroupé les principaux éléments méthodologiques. Il comprend la description des villes d'étude, des différents types de site de mesure et une présentation détaillée des différents protocoles de collectes des échantillons, incluant la description des équipements de mesures que ce soient pour les expériences extensives (suivi moyen-terme) et intensives (cartographie spatiale des particules). Il comprend également la présentation des différentes techniques d'analyses des échantillons ainsi que le protocole associé à chacune d'elles. Il s'agit de l'analyse gravimétrique, l'analyse thermique de l'aérosol carboné, l'analyse au chromatographe ionique des espèces minérales et l'analyse de l'activité rédox (caractère inflammatoire) de l'aérosol collecté. Enfin, les techniques de traitement et d'analyse des résultats obtenus sont présentées :

calcul des incertitudes, analyses multivariées, techniques d'interpolation sans oublier les paramètres météorologiques et les pollutions régionales, nécessaires à l'interprétation des résultats. Pour conclure, la méthodologie de calcul de l'inventaire des émissions nécessaire au modèle de simulation à l'échelle des villes est présentée ainsi que quelques éléments de description du modèle de simulation (WRF-Chem) qui sera utilisé ici.

**PARTIE 2 : CARACTERISATION CHIMIQUE DE LA POLLUTION
PARTICULAIRE ET DETERMINATION DE SON IMPACT
INFLAMMATOIRE**

**CHAPITRE 3 : EVOLUTION DE LA MASSE ET DE LA COMPOSITION CHIMIQUE
DES AEROSOLS PM₁₀ ET PM_{2.5} A ABIDJAN ET KORHOGO ET ANALYSE DE LA
CONTRIBUTION DES SOURCES**

Introduction

Ce chapitre présente les résultats des analyses chimiques (composition chimique) des aérosols collectés pendant trois années sur cinq sites de mesures de type moyen-termes à Abidjan (A1, A2 et A3) et Korhogo (K1 et K2). Pour rappel, le site A1 est situé à l'UFHB, A2, à l'hôtel du District, A3 au lycée moderne de Treichville, K1 à l'UPGC et K2 à la pharmacie Sadio Koné. Ce chapitre donne pour la première fois des informations sur l'évolution annuelle des niveaux de pollution urbaine pour une ville en dehors d'Abidjan. Il s'agit ici d'établir une base de données pour les échantillons collectés par classe de taille d'aérosol (PM_{10} et $PM_{2.5}$) et ce pour chaque site dans chaque ville. L'analyse de cette base de données sera présentée ainsi : (1) les évolutions interannuelles et saisonnières des concentrations de PM_{10} , et $PM_{2.5}$ site par site pour les cinq sites, incluant les évolutions des espèces carbonées ; (2) les évolutions de la composition minérale des aérosols $PM_{2.5}$ des sites A1 (Abidjan) et K1 (Korhogo) ; (3) l'analyse de la composition chimique (espèces carbonées et minérales) dans le but d'expliquer les masses d'aérosols $PM_{2.5}$ collectées sur les sites A1 (Abidjan) et K1 (Korhogo), et (4) l'analyse de la contribution des sources aux concentrations des $PM_{2.5}$ obtenues sur les sites A1 et K1.

3.1. Base de données

La collecte des aérosols sur les filtres a permis de construire une base de données des concentrations de PM_{10} et de $PM_{2.5}$ à Abidjan et Korhogo. Nous avons arrêté l'échantillonnage à la fin du mois de Mars 2020 sur la plupart des sites (en effet, les mesures sur certains sites ont vocation à s'inscrire dans le long-terme mais elles ne seront pas traitées ici au-delà du mois de mars 2020). Les dates de démarrage sont données dans le tableau 2.1. La fréquence d'échantillonnage était principalement hebdomadaire, même si sur certaines périodes (3 mois en saison sèche et 3 mois en saison humide) sur les sites A1, A3 et K1, les aérosols $PM_{2.5}$ ont été échantillonnés avec un pas de temps journalier (cf paragraphe 2.2. Techniques expérimentales). Dans ce chapitre, les moyennes hebdomadaires seront utilisées. Les mesures journalières quant à elle seront présentées dans le chapitre 5 portant sur l'activité oxydante (impact inflammatoire) des aérosols.

Le tableau 3.1 présente le bilan des échantillons d'aérosols PM_{10} et $PM_{2.5}$ collectés sur les sites d'Abidjan et Korhogo. D'Avril 2018 à Mars 2020, nous avons collecté sur les 5 sites 1375 filtres quartz (dont 641 hebdomadaires et 541 journaliers) et 193 filtres téflon, pour un total de 817 filtres à Abidjan et 558 filtres à Korhogo.

La base de données constituée après les analyses chimiques comprend les concentrations massiques (PM_{10} et $PM_{2.5}$), les concentrations des espèces carbonées (EC et OC) obtenues à partir des filtres quartz et les concentrations des espèces minérales : les ions chlorure (Cl^-), nitrate (NO_3^-), sulfate (SO_4^{2-}), sodium (Na^+), ammonium (NH_4^+), potassium (K^+), magnésium (Mg^{2+}) et calcium (Ca^{2+}), obtenues à partir des filtres téflon. De plus, l'analyse des filtres téflon a permis d'obtenir trois acides carboxyliques sous leurs formes ionisées : CH_3COO^- pour l'acide acétique (CH_3COOH), $HCOO^-$ pour l'acide formique (HCO_2H) et $C_2O_4^{2-}$ pour l'acide oxalique ($C_2H_2O_4$).

Tableau 3.1 : Statistique de collecte et d'analyse des échantillons d'aérosols

Sites	PM ₁₀ sur filtre quartz	PM _{2.5} sur filtre quartz		PM _{2.5} sur filtre téflon	Total	
		Hebdomadaire	Journalier*		Par site	Par ville
A1	66	68	182	95	411	817
A2	67	68			135	
A3	61	27	183		271	
K1	67	75	176	98	416	558
K2	67	75			142	
Total	328	313	541	193		1375

3.2. Evolution interannuelle des concentrations des particules PM_{2.5} et PM₁₀

L'analyse gravimétrique et du contenu en carbone particulaire des échantillons hebdomadaires collectés sur les 5 sites moyen termes ont permis de disposer des concentrations massiques de PM_{10} et $PM_{2.5}$ et de EC et OC contenus pour chaque classe de taille d'aérosol. Ces concentrations permettent de présenter maintenant, site par site, les évolutions interannuelles. Des tableaux récapitulatifs, comprenant différents paramètres statistiques sont disponibles en Annexes III. De plus, comme nous l'avons montré dans le chapitre 2, les périodes échantillonnées comportent 2 saisons sèches et 2 saisons humides. La saison sèche 1 (SS1) est définie de Décembre 2018 à Février 2019 et la saison sèche 2 (SS2) de Décembre 2019 à Février 2020. Quant à la saison humide, une première (SH1) a été identifiée de Mars à Novembre 2018 sur les sites A1 et K1 pour les $PM_{2.5}$, car seuls ces sites étaient opérationnels. Par contre, la seconde saison humide (SH2) de Mars à Novembre 2019 est observable sur l'ensemble des sites pour les PM_{10} et $PM_{2.5}$.

3.2.1. Abidjan

3.2.1.1. Site A1 (UFHB)

La figure 3.1 présente l'évolution interannuelle des concentrations hebdomadaires de PM₁₀ et de PM_{2.5}, ainsi que leur composition en EC et OC, sur la période de Décembre 2018 à Mars 2020.

Les concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5} sont comprises respectivement entre 19,9 et 207,2 µg.m⁻³ et 7,5 et 127,6 µg.m⁻³, pour des moyennes respectives de 63,4 ± 40,5 µg.m⁻³ et 29,4 ± 22,9 µg.m⁻³ sur toute la période. Ces concentrations moyennes sont toutes deux supérieures aux normes respectives de l'OMS (2021). Les médianes des concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement de 45,9 µg.m⁻³ et 20,5 µg.m⁻³. Pour rappel la médiane donne une information statistique sur le jeu de donnée, à savoir la valeur pour laquelle nous avons autant d'échantillons de concentrations supérieures et inférieures. Ici, ces médianes permettent de dire que près de la moitié de l'année, les concentrations hebdomadaires sont supérieures aux normes journalières de l'OMS (2021) (45 et 15 µg.m⁻³, respectivement pour les PM₁₀ et PM_{2.5}). En effet, en absence de norme hebdomadaire, les concentrations des PM sont comparées aux normes journalières, qui doivent être plus exigeantes.

Les concentrations de EC et OC quant à elles varient respectivement de 1,6 à 18,5 µg.m⁻³ et 0,8 à 20,5 µg.m⁻³ dans les PM₁₀, et de 0,3 à 9,3 µg.m⁻³ et 0,2 à 23,9 µg.m⁻³ dans les PM_{2.5}. En moyenne, les concentrations de EC et OC sont respectivement de 4,4 µg.m⁻³ et 5,5 µg.m⁻³, pour les PM₁₀ et 3,2 µg.m⁻³ et 4,3 µg.m⁻³, pour les PM_{2.5}. Le TC contenu dans les PM₁₀ et PM_{2.5} respectivement représente 17 ± 8% et 27 ± 13% en moyenne. Le rapport OC/EC est de 1,4 et 1,6 respectivement pour les PM₁₀ et les PM_{2.5} sur la période de l'étude.

Les concentrations pendant les 2 saisons sèches (SS1 et SS2) par rapport au reste de l'année (saison humide et intersaison) sont surlignées en couleur grisée sur la figure 3.1. Les concentrations moyennes des PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement de 66,5 ± 48,7 µg.m⁻³ et de 44,9 ± 26,5 µg.m⁻³ pour la SS1 et de 107,9 ± 51,2 µg.m⁻³ et de 61,8 ± 31,3 µg.m⁻³ pour la SS2. Les concentrations pendant la SS2 sont donc presque deux fois plus importantes que celles de la SS1. Pour les PM_{2.5}, les concentrations pendant les SH1 et SH2 sont respectivement de 17,5 ± 6,8 µg.m⁻³ et 21,3 ± 7,3 µg.m⁻³, soit 2 à 3 fois plus faibles que les concentrations de la saison sèche suivante. La différence de concentrations plus élevées pendant les saisons sèches que pendant les saisons humides, est principalement due à la faible pluviométrie observée pendant les saisons sèches, limitant les processus d'élimination des particules par dépôt humide. Pendant la SH2, la moyenne des concentrations de PM₁₀ de 47,4 ± 18,7 µg.m⁻³ est 1,5 à 2 fois inférieure à celles observées pendant les SS1 et SS2. Le rapport PM_{2.5}/PM₁₀ pendant la saison sèche (SS1) est largement supérieure de

la SS2 et de la SH2. En effet, comme nous l'avons dit plus haut, on observe un doublement des concentrations des PM_{10} de la SS1 à la SS2 alors que les $PM_{2.5}$ n'augmente que de 37%, ce qui conduit à un ratio $PM_{2.5}/PM_{10}$ plus important pendant la SS1.

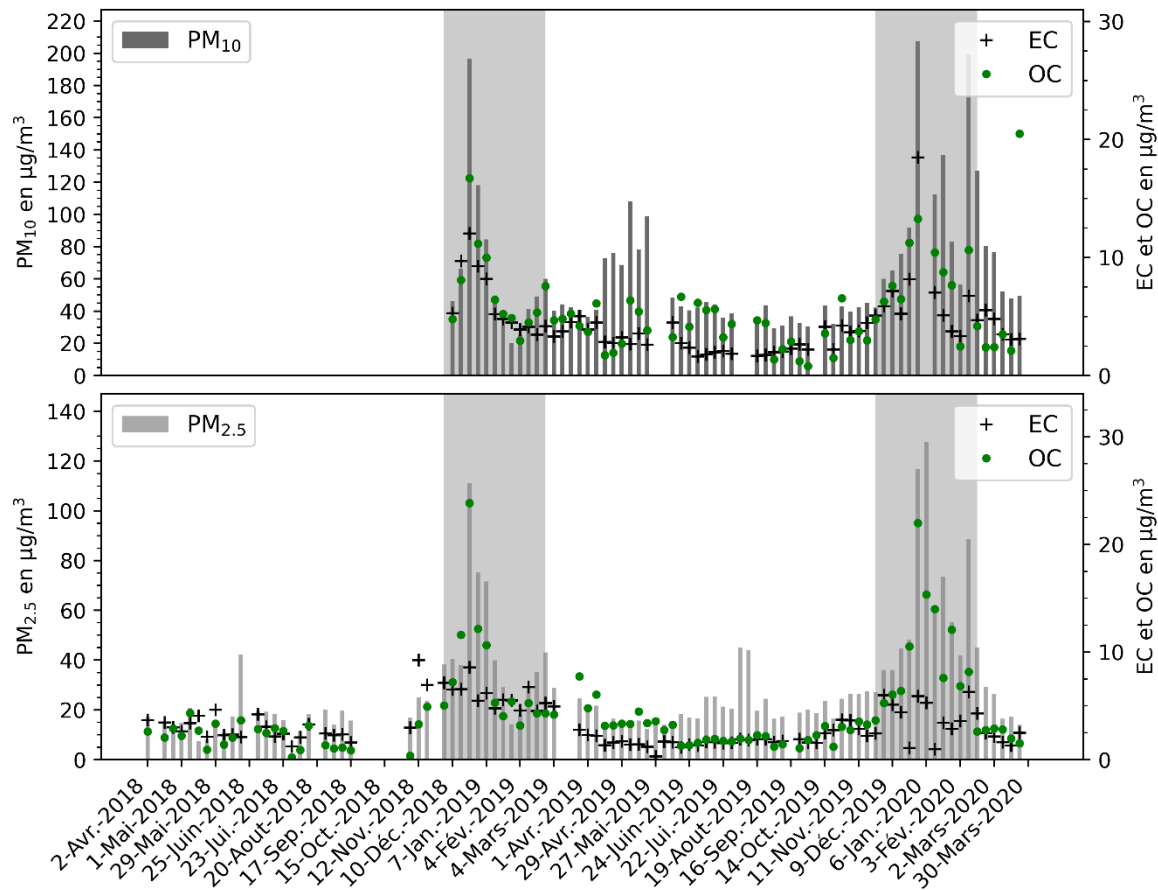


Figure 3.1 : Concentrations hebdomadaires des PM_{10} et $PM_{2.5}$ mesurées sur le site A1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2).

Les concentrations de OC dans les PM_{10} sont similaires pendant les 2 saisons sèches, alors qu'une hausse de 30% est observée pour les $PM_{2.5}$ entre la SS1 et la SS2. Ce qui se traduit par une faible proportion du TC dans les PM_{10} pendant la SS1 et la SS2 (entre 8 et 13%), contre 22% pendant les 2 saisons sèches pour les $PM_{2.5}$. Cependant, malgré des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ plus élevées pendant la SS2 par rapport à la SS1, les concentrations de EC ne suivent pas la tendance, et sont même en baisse de 30% dans les $PM_{2.5}$.

Le ratio OC/EC reste constant pendant les 2 saisons sèches pour les PM_{10} , mais diffère grandement pour les $PM_{2.5}$, étant de 1,3 pendant la SS1 et de 3,5 (plus du double) pendant la SS2. Pendant la deuxième saison humide, ce ratio est supérieur à celui de la première saison sèche (SS1) pour les PM_{10} et $PM_{2.5}$, mais inférieur à celui de la deuxième saison sèche (SS2) pour les $PM_{2.5}$ uniquement.

Un ratio OC/EC supérieur à 2 traduit soit une forte contribution des aérosols secondaires (AOS) (Satsangi et al., 2010), soit une contribution plus importante des sources de type incomplète favorisant l'émission de carbone organique par rapport au carbone suie. Compte tenu de l'augmentation des concentrations de PM₁₀, PM_{2.5} et OC, la source feux de biomasse régionale et/ou feux domestiques pourrait jouer ce rôle pendant la SS2. L'analyse de l'influence des rétro trajectoires combinées à celles des épaisseurs optiques des aérosols (*AOD en anglais pour Aerosol Optical Depth*) et des feux régionaux sur les concentrations observées, ne permet pas de conclure sur un impact plus important des feux de biomasse pendant la SS2. Il pourrait donc s'agir de l'impact soit des AOS soit de la source feux domestiques.

Aussi, l'analyse de l'évolution de la pluviométrie de la ville d'Abidjan montre une période sèche 2019/2020 (SS2) plus longue que celle de l'année précédente (saison sèche 2018/2019), ce qui favorise la remise en suspension des poussières des routes, provoquant l'augmentation des concentrations des PM, sans affecter celle des espèces carbonées.

3.2.1.2. Site A2 (Hôtel du District)

La figure 3.2 présente l'évolution des concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées sur le site A2 situé à l'Hôtel du district (Le Plateau). Sur cette figure se trouve aussi l'évolution des concentrations de EC et de OC.

Les concentrations de PM₁₀ oscillent entre 34,2 µg.m⁻³ et 485,9 µg.m⁻³ avec une moyenne de 110,3 ± 108,8 µg.m⁻³, quand celles des PM_{2.5} sont entre 11,3 et 127,4 µg.m⁻³, avec une moyenne de 47,2 ± 22,5 µg.m⁻³. Les médianes des séries de concentrations sont de 63,8 µg.m⁻³ pour les PM₁₀ et 39,7 µg.m⁻³ pour le PM_{2.5}. Ces valeurs révèlent que dans cette commune, le niveau d'exposition médian hebdomadaire est également supérieur aux recommandations journalières de l'OMS (2021) et de l'Etat de Côte d'Ivoire. Le rapport PM_{2.5}/PM₁₀ est en moyenne de 56 ± 22%, valeur proche de celle du site A1.

En moyenne, les concentrations de EC et de OC sont respectivement de 9,6 ± 3,8 µg.m⁻³ et de 6,3 ± 4 µg.m⁻³ dans les PM₁₀, et de 9,3 ± 3,1 µg.m⁻³ et 5,2 ± 3,7 µg.m⁻³ dans les PM_{2.5}. Ce site par sa position, dans la première commune administrative du pays, a pour principale source de pollution, le trafic routier, avec principalement des véhicules personnels (privés et publics) utilisant du diesel. Selon Keita et al. (2018), les véhicules diesel ont tendance à émettre plus de EC quand ils vieillissent, ce qui explique les fortes concentrations en EC observées sur le site A2. Le TC représente en moyenne 20 ± 10% et 35 ± 14% des concentrations de PM₁₀ et de PM_{2.5}. Les écart-types montrent une plus grande variabilité de ce ratio pour les PM_{2.5}. Le ratio OC/EC est en

moyenne de 0,65 pour les PM₁₀ et de 0,56 pour les PM_{2.5}. Ces valeurs inférieures à l'unité confirment la prédominance de sources émettrices de EC (ex. le trafic fortement « diésélisé »).

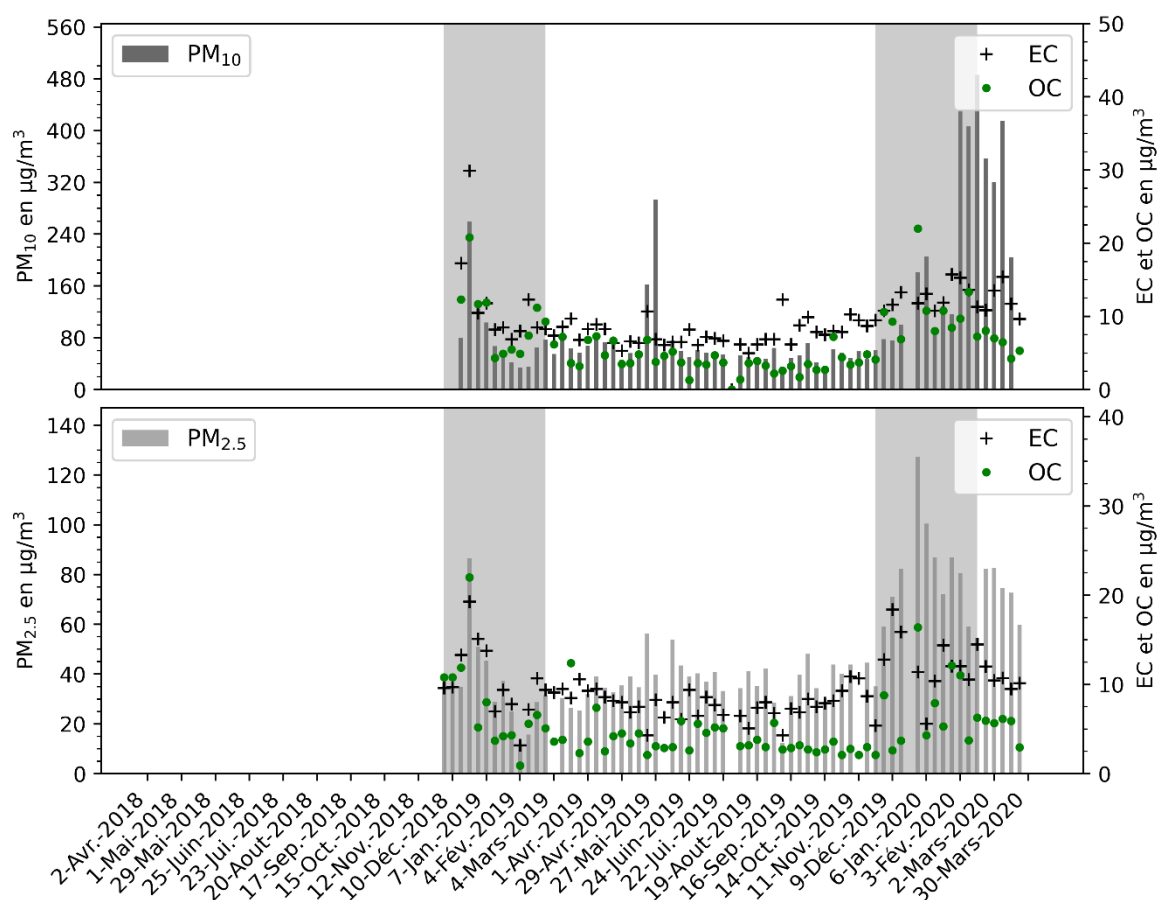


Figure 3.2 : Concentrations hebdomadaires des PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées sur le site A2, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2).

La concentration moyenne des PM₁₀ pendant la deuxième saison sèche (SS2) (avec une moyenne de $221,7 \pm 154,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) est largement supérieure (3 fois) à celle observée pendant la SS1 ($86,3 \pm 64,0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Même constat pour la concentration moyenne des PM_{2.5}, qui est multipliée par deux entre la SS1 ($36,1 \pm 18,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et la SS2 ($80,2 \pm 20,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). La contribution des PM_{2.5} aux PM₁₀ pendant les saisons sèches est de 44% pendant la SS1 et 55% pendant la SS2, toutes deux inférieures à celle de la deuxième saison humide (63%), car l'humidité des sols due aux pluies réduit la remise en suspension des aérosols de taille grossière.

Les ratios TC/PM₁₀ et TC/PM_{2.5} sont respectivement de 29 et 51% pendant la SS1 contre 15 et 26% pendant la SS2. On voit ici que même si les concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5} ont triplé et doublé respectivement de la SS1 à la SS2, celles de EC et OC restent constantes d'une saison à une autre, avec des variations de l'ordre de 1 à $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Comme nous l'avons dit plus haut pour le site A1,

les différences observées au niveau de la pluviométrie entre les SS1 et S22 peuvent contribuer grandement aux écarts observés, ce qui a une répercussion sur les concentrations des PM (augmentation liée à des phénomènes de suspension des poussières des sols), mais qui ne s'observent pas sur les concentrations des espèces carbonées.

3.2.1.3. Site A3 (Lycée moderne de Treichville)

Les figures 3.3 présentent les évolutions interannuelles des concentrations de PM₁₀ et PM_{2.5}, et celles de EC et OC obtenues à partir des concentrations hebdomadaires mesurées sur le site A3 situé au Lycée moderne de Treichville.

Tout comme sur les sites A1 et A2, les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} sont en moyenne de $80,7 \pm 39,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $46,9 \pm 23,8 \mu\text{g.m}^{-3}$. Elles sont comprises entre 40 et $241,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et entre 22,7 et $180,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{2.5}. Les médianes des concentrations sont respectivement de 69,3 et $42,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Ces médianes des séries de concentrations hebdomadaires sont supérieures à la norme journalière de l'OMS. Les PM_{2.5} représentent 58 ± 16 % des PM₁₀ en moyenne.

Sur ce site, les concentrations de EC et OC sont en moyenne de $5,3 \pm 3,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $6,2 \pm 3,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et $5,3 \pm 2,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $5,3 \pm 3,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{2.5}. Les concentrations de TC dans les PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement des $11,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $10,7 \mu\text{g.m}^{-3}$, avec des contributions respectives de $14 \pm 4\%$ et $25 \pm 12\%$. Le ratio OC/EC est respectivement de 1,2 et de 1 pour les PM₁₀ et PM_{2.5}.

Les concentrations des PM₁₀ et des PM_{2.5} pendant la deuxième saison sèche (SS2) sont supérieures à celles obtenues pendant la SS1 : $132,1 \pm 45,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $55,8 \pm 9,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement pour les PM₁₀ et PM_{2.5} pendant la SS2, contre $80,7 \pm 15,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $51,4 \pm 21,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant la SS1. Les concentrations de l'unique saison humide échantillonnée sur ce site (SH2) sont de $63,5 \pm 22,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $41,7 \pm 27,8 \mu\text{g.m}^{-3}$, inférieures à celles des saisons sèches. De la SS1 à la SS2, les concentrations de EC dans les PM₁₀ et PM_{2.5} augmentent de 10 à 60%, alors que celle du OC augmente de 16% dans les PM₁₀, mais diminue de 25% dans les PM_{2.5}. Ainsi, les proportions des espèces carbonées (TC) dans les PM₁₀ pendant la SS1 et la SS2 sont respectivement de 17 et 15%, alors que dans les PM_{2.5}, elles sont respectivement de 34 et 25%. Les pourcentages d'espèces carbonées sont plus importants dans les PM_{2.5} que dans les PM₁₀ ce qui souligne l'influence des sources anthropiques dans les PM. Aussi comme déjà mentionné pour les autres sites d'Abidjan, le fait d'obtenir un rapport TC/PM_{2.5} plus élevé pendant la SS1 que pendant la SS2 confirme l'importance d'une source qui n'est pas liée à la combustion pendant la SS2.

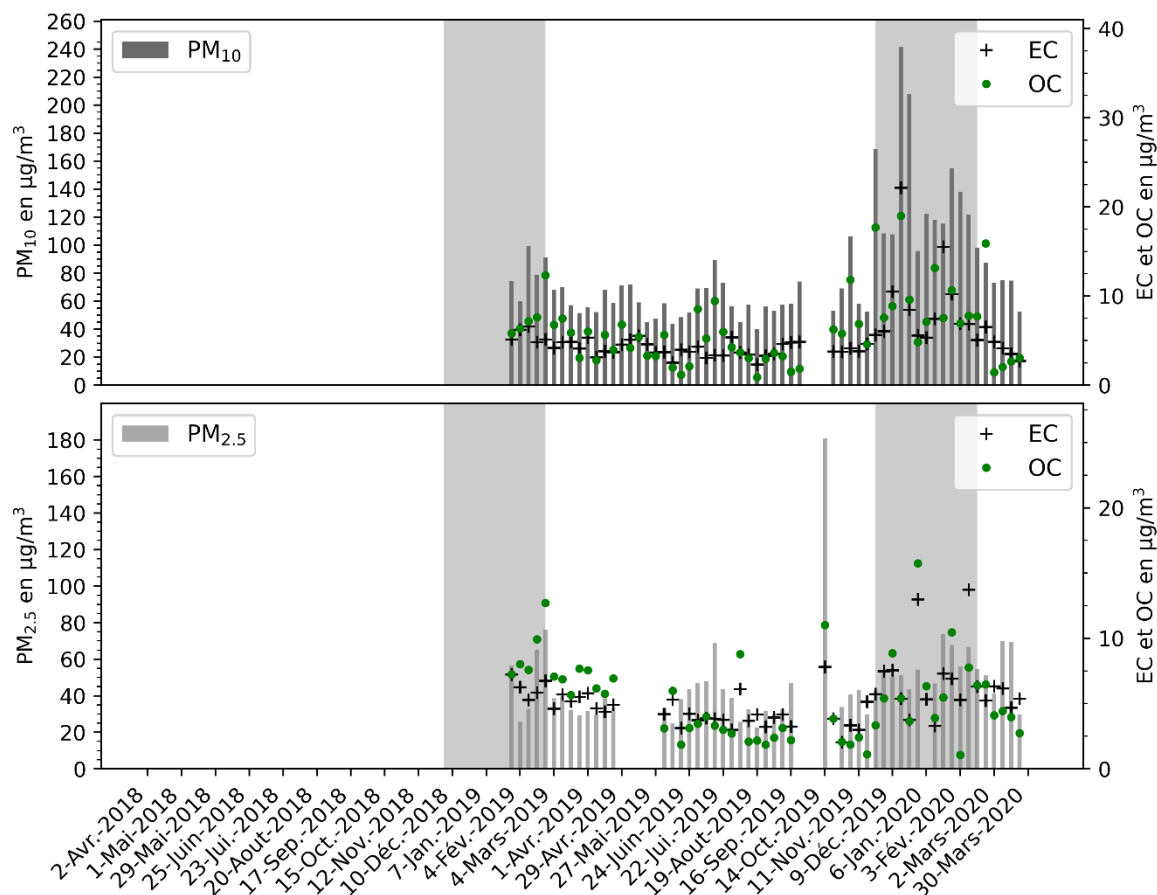


Figure 3.3 : Concentrations hebdomadaires des PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées sur le site A3, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2).

3.2.2. Korhogo

3.2.2.1. Site K1 (UPGC)

La figure 3.4 présente l'évolution interannuelle des concentrations des PM (PM₁₀ et PM_{2.5}) et des espèces carbonées EC et OC obtenues à partir des échantillons hebdomadaires d'aérosols sur le site K1, situé à l'Université Péléforo Gon Coulibaly de Korhogo.

Les concentrations moyennes des PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement de $132,7 \pm 144,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $46,8 \pm 36,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, et oscillent entre 21,7 et 666,2 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et 6,9 et 165,3 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. On constate que les concentrations moyennes observées sont 2 à 3 fois supérieures aux normes et recommandations de l'OMS et de l'état de Côte d'Ivoire. Les médianes des concentrations sont de 77,3 et 36 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et les PM_{2.5}. Les aérosols PM_{2.5} contribuent en moyenne à $54 \pm 21\%$ des PM₁₀, même ordre de grandeur que pour les rapports observés sur les sites d'Abidjan. Cette contribution varie énormément d'une saison à autre. A titre d'exemple pendant la SS1, ce rapport est de 72%, 44%, 64%, 38% et 22%, respectivement sur les

sites A1, A2, A3, K1 et K2. Ces valeurs sont relativement faibles sur les sites de Korhogo, soulignant l'influence des particules de taille grossière telles que les poussières désertiques imputables aux sources régionales et les poussières des routes remises en suspension.

Les concentrations de EC et OC sont en moyenne de $4,4 \pm 3,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $13,3 \pm 21,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les PM_{10} , quand pour les $\text{PM}_{2.5}$ nous avons $2,6 \pm 1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $6,1 \pm 5,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. En moyenne le TC représente respectivement pour les PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$, $14 \pm 8\%$ et $23 \pm 14\%$. Le rapport OC/EC moyen est de 2 et de 2,3 respectivement pour les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$. Ces valeurs sont plus élevées que celles observées à Abidjan, et pourraient être dues à la fois à une contribution de la source feux domestiques et des véhicules deux-roues plus importantes à Korhogo qu'Abidjan, mais aussi à une formation d'aérosol secondaire plus importante.

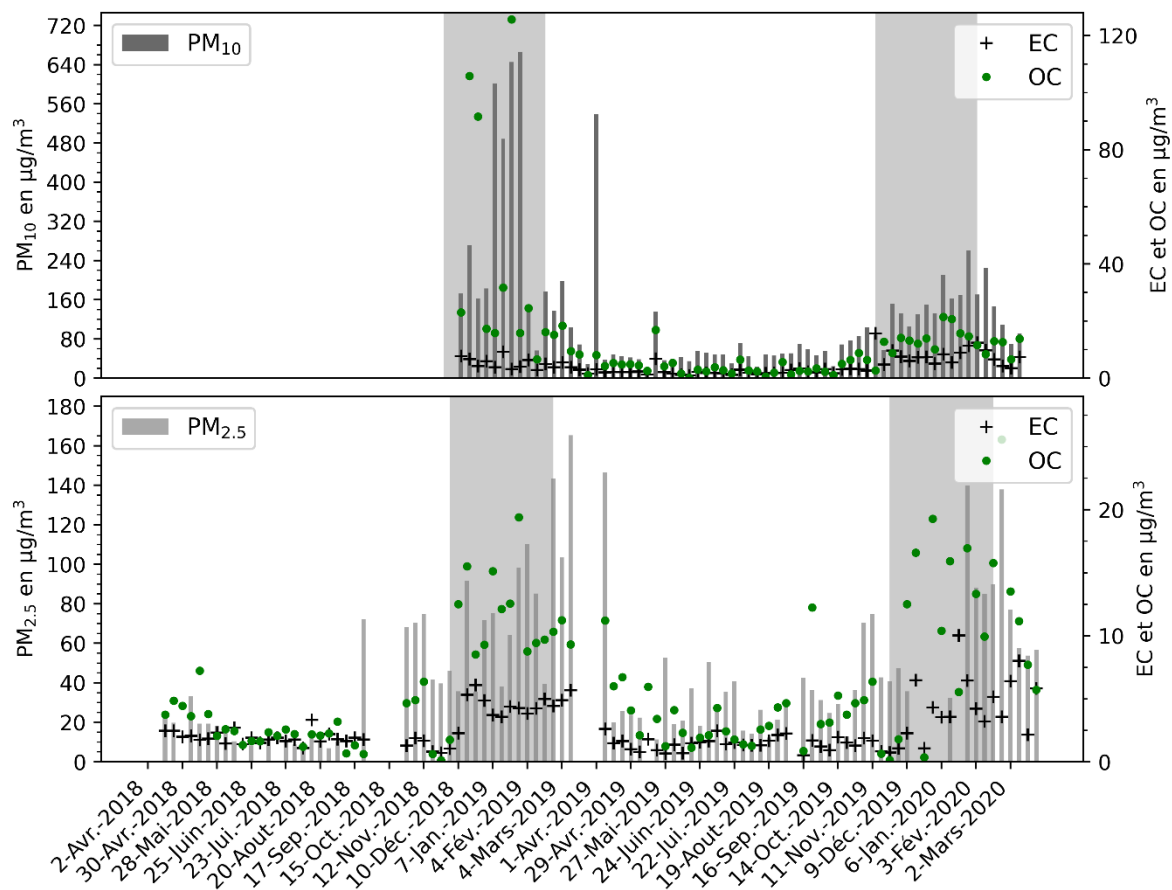


Figure 3.4 : Concentrations hebdomadaires des PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$ mesurées sur le site K1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2).

Pendant la SS1, la concentration moyenne de TC dans les PM_{10} est de $48,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ contre $21,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pendant la SS2 alors qu'elle est constante dans les $\text{PM}_{2.5}$. Cette forte concentration de TC

pendant la SS1 est peut-être à relativiser. En effet, elle est accompagnée de fortes concentrations des PM_{10} .

Les moyennes des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ pendant la SS1 sont respectivement de $324,5 \pm 228,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $71,9 \pm 33,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ contre $158,4 \pm 52,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $82 \pm 42 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant la SS2. Les concentrations des PM_{10} de la SS1 sont deux fois plus importantes que celles de la SS2, alors que nous observons une augmentation de 20% des $PM_{2.5}$ de la SS1 à la SS2.

Bien qu'importante, la concentration moyenne des PM_{10} pendant la SH2 ($73,1 \pm 84,3 \mu\text{g.m}^{-3}$) est 4 et 2 fois inférieures à celles de la SS1 et de la SS2 respectivement. De même, les concentrations de $PM_{2.5}$ pendant la SH1 ($27 \pm 22,9 \mu\text{g.m}^{-3}$) et la SH2 ($40,7 \pm 35,2 \mu\text{g.m}^{-3}$) sont 2 à 3 fois inférieures à celles des saisons sèches. Nous rappelons que la ville de Korhogo est située au nord de la Côte d'Ivoire, et particulièrement exposée au vent d'harmattan qui sévit pendant la saison sèche et caractérisé par un apport important de poussières désertiques et d'aérosols des feux de biomasse (annexes 23 et 24), qui accentue les différences de niveaux de concentration entre les saisons humides et les saisons sèches. Dans ce contexte, l'analyse des épaisseurs optiques (annexes 21 et 22) montre que la charge atmosphérique en aérosols en Décembre 2018 est plus importante que celle de Décembre 2019 à Korhogo. De plus, les rétro-trajectoires pendant la SS1 prennent leurs origines sur le continent Africain, au-dessus de feux actifs (annexes 19 et 20) alors que celles de la SS2 proviennent de l'océan atlantique. L'influence des feux de biomasse voisins peut expliquer les fortes proportions de TC pendant la SS1 par rapport à la SS2. Cette hypothèse pourra être confirmée avec l'analyse des espèces minérales.

Le rapport OC/EC de SS1 (3,31) est le double de celui de SS2 (1,9) pour les PM_{10} , mais reste du même ordre de grandeur pour les $PM_{2.5}$ pendant les SS1 et SS2 respectivement 2,8 et 3,2 respectivement. La fraction carbonée (TC) représente $20 \pm 17\%$ pendant la SS1 contre $15 \pm 6\%$ des PM_{10} pendant la SS2, quand nous avons $23 \pm 12\%$ (SS1) et $21 \pm 18\%$ (SS2) des $PM_{2.5}$. Ces valeurs confirment également l'impact probable des feux de biomasse mentionné plus haut. Il semblerait cependant que cet impact affecte davantage les particules de taille grossière. Le OC issu des feux de biomasse aurait-il tendance à être transporté à la surface des poussières désertiques portées par les mêmes vents ?

3.2.2.2. Site K2 (Pharmacie Sadio Koné)

La figure 3.5 présente l'évolution interannuelle des concentrations de PM_{10} et de $PM_{2.5}$ obtenues sur le 2^e site de la ville de Korhogo, ainsi que celles de EC et OC. La concentration moyenne de PM_{10} est de $152,1 \pm 124,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ et celles de $PM_{2.5}$ est de $52,8 \pm 35 \mu\text{g.m}^{-3}$. Ces écart-types

montrent une grande variabilité des concentrations, de $21,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ à $517,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{10} et de $10,2$ à $168,6$ pour les $\text{PM}_{2.5}$. Comme sur le site K1, les médianes des séries de concentrations hebdomadaires sont $109,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $40,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ (supérieures aux recommandations journalières). Le total des espèces carbonées (TC) représente en moyenne $28 \pm 17\%$ des PM_{10} et $27 \pm 14\%$ des $\text{PM}_{2.5}$ collectés sur ce site. Le OC est la fraction carbonée dominante aussi bien dans les PM_{10} que dans les $\text{PM}_{2.5}$, avec respectivement, $46,7 \pm 60,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $11,9 \pm 12,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ contre $7,4 \pm 6,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $3,8 \pm 3,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour le EC. Le rapport OC/EC moyen est le plus important de tous les sites (4,82), sûrement lié dû à une contribution prédominante de sources de combustion incomplète telles que les feux domestiques (pour la cuisson) mais aussi à la formation d'aérosols secondaires. Ces fortes valeurs s'expliquent également par les émissions par les deux roues. K2 est en effet situé à proximité (moins de 20 m) d'une route à forte circulation des deux roues et Keita et al. (2018) ont montré que les facteurs d'émission de OC ($10,46 \text{ g/kgC}$) relatif à cette source étaient 10 fois supérieurs à ceux du EC ($1,53 \text{ g/kgC}$).

Les concentrations pendant les deux saisons sèches présentent moins de différences sur ce site, avec une légère baisse pendant la SS2 par rapport à la SS1. En effet, les concentrations des PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$ sont respectivement de $305 \pm 126 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $86 \pm 49 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant la SS1 et de $267,3 \pm 115,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $83,4 \pm 39,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant la SS2. Cette baisse apparaît aussi dans la proportion de TC dans les PM, $62 \pm 15\%$ des PM_{10} et $36 \pm 13\%$ des $\text{PM}_{2.5}$ pendant la SS1 et $23 \pm 6\%$ et $29 \pm 8\%$ pendant la SS2 respectivement. Les concentrations mesurées pendant les saisons humides sont largement inférieures à celles des saisons sèches. Nous observons pendant les SH1 et SH2 respectivement, des concentrations moyennes de $25,8 \pm 10,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $38,8 \pm 18,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $\text{PM}_{2.5}$, alors que pendant la SH2, la concentration moyenne pour les PM_{10} est de $78,7 \pm 47,7 \mu\text{g.m}^{-3}$: ces valeurs sont 2 à 4 fois moins importantes que les concentrations observées pendant les saisons sèches. Ces fortes différences trouvent les mêmes explications que pour le site K1 : un contraste très marqué entre les saisons sèches et humides à Korhogo amplifié par la saisonnalité des vents d'harmattan et des feux actifs qui impactent la ville.

La baisse de concentrations entre la SS1 et la SS2 plus importante pour les PM_{10} est due principalement aux variations de OC, dont les concentrations passent de $161,3 \pm 38,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ (SS1) à $41,8 \pm 12,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ (SS2), contre une augmentation de celles de EC de $10,2 \pm 3,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ (SS1) à $15,4 \pm 9 \mu\text{g.m}^{-3}$ (SS2). Pour les $\text{PM}_{2.5}$, les concentrations de EC et OC sont toujours supérieures pendant la SS1 (resp. $9 \pm 6,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $26,7 \pm 22 \mu\text{g.m}^{-3}$) par rapport à la SS2 (resp. $5 \pm 3,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $22,9 \pm 10,3 \mu\text{g.m}^{-3}$). Comme sur le site K1, ces observations peuvent être dues à l'apport des vents régionaux chargés de poussières et de particules de feux de savane.

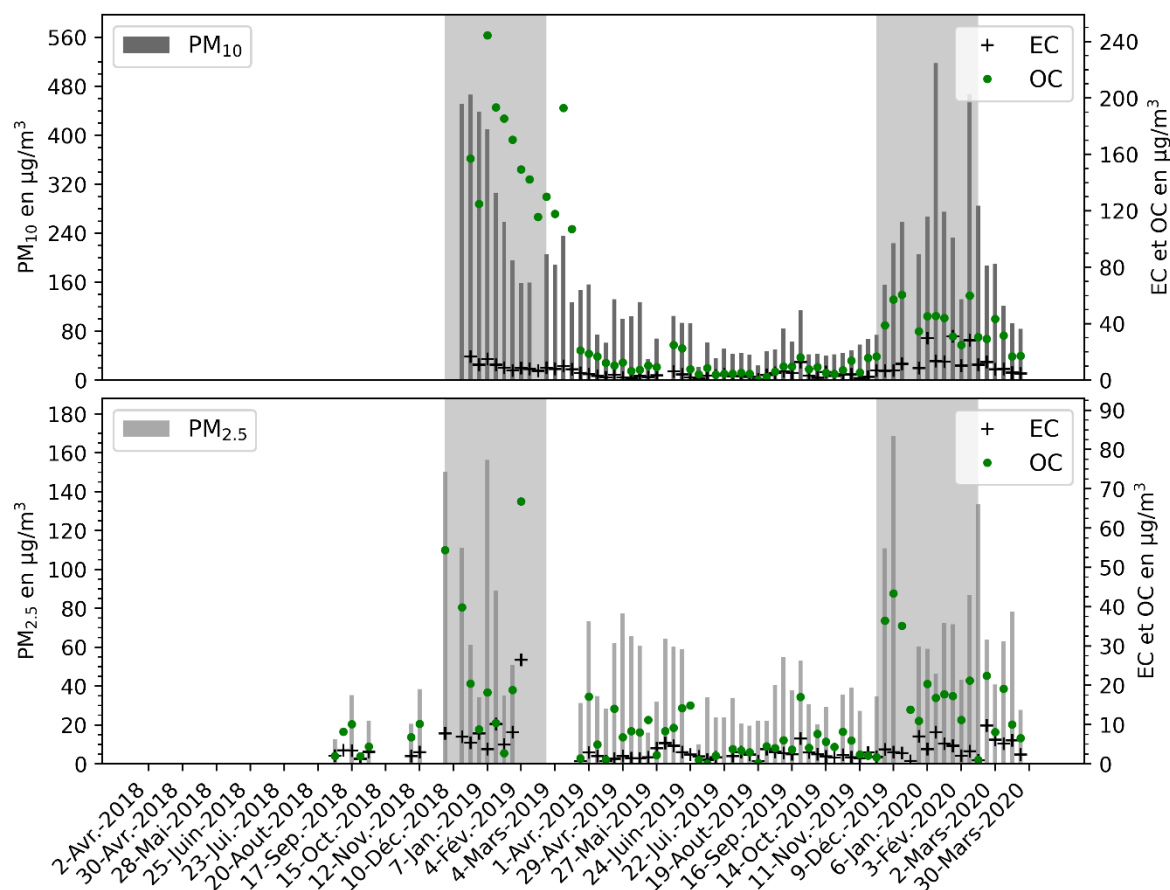


Figure 3.5 : Concentrations hebdomadaires des PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées sur le site K1, avec les contenus de EC et de OC : les zones grisées représentent les saisons sèches (SS1 et SS2).

3.2.3. Concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} en 2019 à Abidjan et Korhogo et comparaison avec l'Afrique

Les évolutions des concentrations présentées dans les sections précédentes ne couvrent pas les mêmes périodes. L'année 2019 a été entièrement échantillonnée sur tous les sites. Dans le but de comparer avec rigueur les concentrations d'un site à un autre mais aussi avec celles des études antérieures, nous allons faire un focus sur l'année 2019. Le tableau 3.2 présente les moyennes des concentrations des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} avec celles des EC et OC associées, obtenues dans cette étude pour l'années 2019. La première observation que nous pouvons faire est que les concentrations moyennes des PM₁₀ et PM_{2.5} sont deux à six fois supérieures aux normes de l'OMS et aux recommandations de l'Etat de Côte d'Ivoire (respectivement 20 µg.m⁻³ et 10 µg.m⁻³). A Abidjan, les concentrations (PM₁₀ et PM_{2.5}) du site A3 sont les plus importantes (resp. 75 µg.m⁻³ et 40,5 µg.m⁻³), dues aux influences de sources multiples (feux domestiques, trafic routier et feux de décharge) d'un quartier populaire. Sur le site A2, nous mesurons 68,5 µg.m⁻³ et 39,6 µg.m⁻³ respectivement pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Le site A2 est un site influencé principalement par le trafic

très intense aux alentours, avec une large part de véhicules diesel caractérisés par des concentrations de EC plus importantes que celles de OC. Quant au site A1, nous observons des concentrations importantes pour un site urbain de fond ($52,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $27,1 \mu\text{g.m}^{-3}$, respectivement pour les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$). A Korhogo, les concentrations sont 5 fois supérieures aux normes avec des valeurs pour les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$ sur le site K1 ($122,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $67,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement) supérieures à celles du site K2 ($112,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $48,8 \mu\text{g.m}^{-3}$) (tableau 3.2). De plus à Korhogo, la fraction carbonée est largement dominée par le OC, ce qui montre une forte influence des sources de feux domestiques et de biomasse, mais aussi du trafic avec les motos 4 temps.

Le tableau 3.2 montre également que les concentrations des PM (PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$) sont toujours supérieures sur les sites de Korhogo, par rapport au site d'Abidjan. En effet, on a noté l'importance de la source trafic des 2 roues à Korhogo, quasi inexistante à Abidjan. En plus il faut ajouter l'influence des sources régionales sur Korhogo révélées par l'analyse conjointe des épaisseurs optiques, des feux de savane et des rétro trajectoires, mais pas sur Abidjan.

Les concentrations moyennes des $\text{PM}_{2.5}$ de cette étude sont supérieures à celles obtenues avec le même mode opératoire par Djossou et al. (2018) sur des sites trafic à Abidjan ($32 \pm 32 \mu\text{g.m}^{-3}$) et Cotonou (Bénin) ($32 \pm 24 \mu\text{g.m}^{-3}$) et sur un site feux de décharge à Abidjan ($28 \pm 19 \mu\text{g.m}^{-3}$). Elles restent cependant inférieures à celles d'un site feux domestiques à Abidjan ($149 \pm 69 \mu\text{g.m}^{-3}$) (site très proche de la source). De plus, d'autres études ont été menées dans des villes d'Afrique de l'Ouest. Ainsi, à Accra Dionisio et al. (2010) trouvent entre $49 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $96 \mu\text{g.m}^{-3}$, pour les PM_{10} et $21 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $39 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur des sites situés dans des zones avec un statut socio-économique respectivement haut et bas. Ces niveaux de concentrations tout comme ceux observés par Arku et al. (2008), Boman et al. (2009), Dieme et al. (2012), Doumbia et al. (2012) et Garrison et al. (2014) respectivement à Accra (Ghana), Ouagadougou (Burkina Faso), Dakar (Sénégal) et Bamako (Mali) sont du même ordre de grandeur (annexe 35) que ceux obtenus sur nos sites.

Tableau 3.2 : Concentrations moyennes des aérosols PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$, avec les contenus en EC et OC obtenus sur les 5 sites en 2019.

Villes	Sites	PM_{10}			$\text{PM}_{2.5}$		
		Conc.	EC	OC	Conc.	EC	OC
Abidjan	A1	52,8	4,0	4,8	27,1	2,8	4,0
	A2	68,5	8,2	5,3	39,6	8,5	4,3
	A3	75,0	5,0	5,9	40,5	5,0	5,3
Korhogo	K1	122,9	3,6	9,7	67,4	2,2	6,1
	K2	112,8	5,3	45,7	48,8	2,9	9,1

3.3. Evolution de la composition minérale de l'aérosol PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo

A Abidjan sur le site A1, la somme des ions hydrosolubles (WSI) représentent $10,6 \pm 8,8$ % de la masse des PM_{2.5} (figure 3.6), le sulfate ($1,16 \pm 1,25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et le potassium ($0,41 \pm 0,52 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) étant respectivement l'anion et le cation le plus abondant. La figure 3.6 montre que le sulfate, le nitrate et ammonium, appelé aussi SNA (Xie et al., 2020) sont des espèces majoritaires. Le niveau moyen de SNA est de $1,87 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, contribuant en effet à 7 % de la masse des PM_{2.5}. Les SNA (SO_4^{2-} , NO_3^- et NH_4^+) représentent respectivement 4,1 %, 1,5 % et 1,4 % de la masse des PM_{2.5}. Les proportions de K^+ (1,3%), Na^+ (0,7%), Ca^{2+} (0,5%), d'ions oxalate (0,4%), Cl^- (0,3%) et Mg^{2+} (0,2%) sont relativement faibles par rapport au SNA. Le reste des ions, ions acétate ($0,09 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), ions formiate ($0,05 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ont des contributions inférieures à 0,1%.

Le pic le plus important est observé pour le mois de Décembre 2018, avec une concentration de WSI (sauf les ions acétates et formiate) de $10,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, soit 12,8% de la masse des PM_{2.5}. Ces fortes valeurs apparaissent sur 3 des 4 semaines de Décembre 2018. L'analyse des rétro-trajectoires de Décembre 2018 sur le site A1 montre une différence par rapport à Décembre 2019. En effet, en Décembre 2018, les rétro-trajectoires prennent toutes leur origine au large de la côte-ouest de l'Afrique du sud, dans l'océan atlantique. Par contre, en décembre 2019, 2 origines sont observées : associées aux rétro-trajectoires venant de l'océan atlantique comme en 2018, des rétro-trajectoires prennent leurs origines sur le continent africain, plus précisément en Afrique de l'Ouest et du Centre. Ces observations ne permettent pas de relier les variations des concentrations des WSI aux sources régionales. L'hypothèse de la source locale, ou de la source marine proche doit être envisagée. En effet, on observe des concentrations des WSI (principalement les sulfate, le nitrate et le potassium) moins importantes pendant la SS2 par rapport à la SS1. Cette forte valeur de Décembre 2018 se répercute sur la moyenne observée pendant la SS1, $13,5 \pm 12,6\%$ (causée principalement par les SNA qui représentent respectivement 4,1 et 1,5 et 1,4% des PM_{2.5}), contre $6,3 \pm 4,1\%$ de WSI dans les PM_{2.5} pendant la SS2. A eux seuls, les SNA représente 6,51% et 4,13% des WSI respectivement pendant la SS1 et la SS2. Pendant les saisons humides (SH1 et SH2), les WSI sont du même ordre de grandeur, respectivement $11,2 \pm 9,6\%$ et $11,4 \pm 7,9\%$ des PM_{2.5}.

Contrairement aux EC et OC, les concentrations des WSI sont importantes en période estivale, pour les mois de Juin, Juillet et Août (figure 3.6) par rapport aux autres mois de la saison humide, avec une prédominance des SNA suivie du K^+ , Ca^{2+} et du Na^+ . Ces valeurs importantes peuvent mettre en évidence une petite saison sèche caractérisées par une légère baisse de la pluviométrie, mais avec une humidité spécifique toujours élevée (figure 2.17). Ces variations laissent suggérer

l'influence de la météorologie sur la composition chimique des aérosols. De plus, l'analyse réalisée dans le paragraphe (3.5.2) permettra d'identifier les sources et d'estimer leurs contributions.

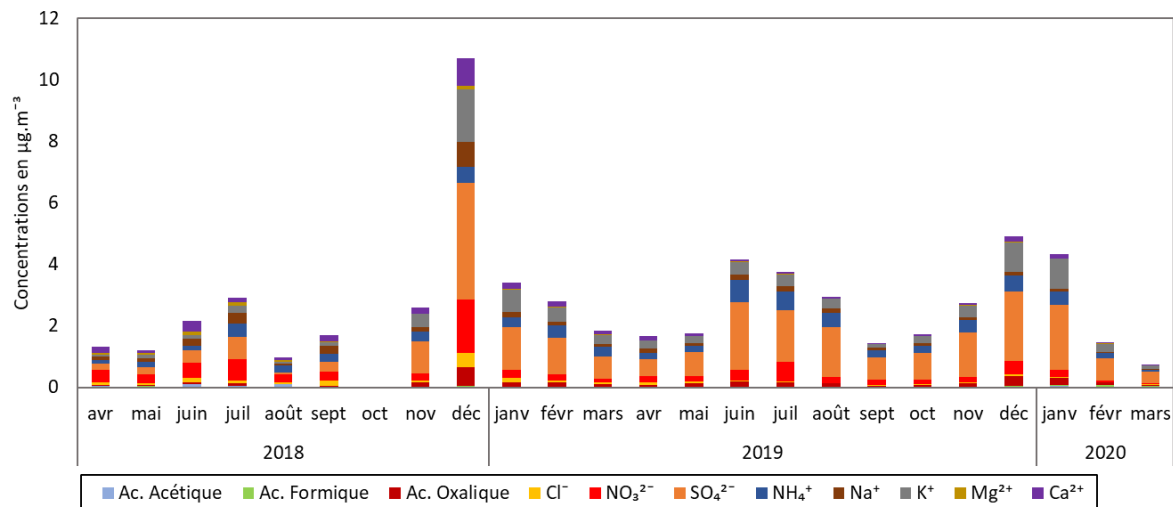


Figure 3.6 : Concentrations moyennes mensuelles des ions solubles (CH_3COO^- , HCOO^- , $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$, Cl^- , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+}) contenus dans les aérosols $\text{PM}_{2.5}$ collectés sur le site A1.

La figure 3.7 présente l'évolution interannuelle des concentrations des WSI à Korhogo (site K1). La somme des ions hydrosolubles (WSI) représente $6 \pm 8,7$ % de la masse des $\text{PM}_{2.5}$ collectée sur le site K1, les nitrates ($0,77 \pm 1,81 \mu\text{g.m}^{-3}$) et le K^+ ($0,34 \pm 0,33 \mu\text{g.m}^{-3}$) étant respectivement l'anion et le cation le plus abondant.

Le niveau moyen annuel des SNA (SO_4^{2-} , NO_3^- et NH_4^+) est de $1,51 \mu\text{g.m}^{-3}$, contribuant à 3,16 % de la masse des $\text{PM}_{2.5}$ de Korhogo. Les SNA représentent respectivement 1,4 %, 1,5 % et 0,69 % des aérosols $\text{PM}_{2.5}$, et 60% des WSI. Les ions K^+ , Ca^{2+} , oxalate, Na^+ , Cl^- et Mg^{2+} représentent respectivement 0,78%, 0,70%, 0,32%, 0,27%, 0,25% et 0,1%. Les ions acétate ($0,02 \mu\text{g.m}^{-3}$) et formiate ($0,02 \mu\text{g.m}^{-3}$) ont des contributions inférieures à 0,1% comme pour le site A1 d'Abidjan. Le pic le plus important est observé au mois de Janvier 2020 et plus généralement pendant la SS2. En Janvier 2020, la concentration de WSI est de $11,3 \mu\text{g.m}^{-3}$, soit 10,8% des $\text{PM}_{2.5}$. Pendant la SS1, les WSI représentent $2,6 \pm 1,7\%$ des $\text{PM}_{2.5}$ contre $8 \pm 7,8\%$ pendant la SS2, avec une contribution des SNA de 0,83% et 4,91% des WSI respectivement pendant la SS1 et la SS2. De plus, nous constatons des concentrations plus élevées des WSI pour les mois de Juillet et Août 2019 par rapport aux mois de Juin et Septembre, et toujours dominées par les SNA (figure 3.7). A ce stade, les informations à notre disposition ne permettent pas de faire d'hypothèse sur les sources des WSI. Cependant, Les analyses multivariées nous permettront d'identifier et de quantifier les contributions des différentes sources.

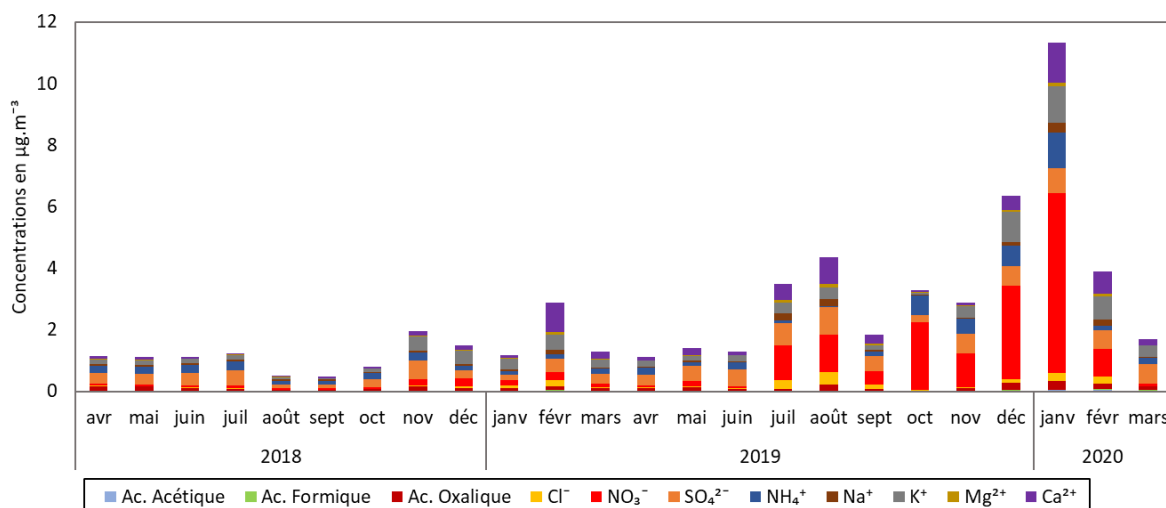


Figure 3.7 : Concentrations moyennes mensuelles des ions solubles (CH_3COO^- , HCOO^- , $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+}) contenus dans les aérosols $\text{PM}_{2.5}$ collectés sur le site K1.

3.4. Composition chimique de l'aérosol $\text{PM}_{2.5}$

Les espèces carbonées et les ions solubles issus des différentes analyses permettent de reconstituer les différentes fractions-type d'aérosol inclus dans l'aérosols $\text{PM}_{2.5}$. Ainsi, les concentrations des WSI, EC et OC, nous permettent de déterminer 5 fractions-type, et d'évaluer la fraction non déterminée à partir de nos analyses chimiques et de masse de $\text{PM}_{2.5}$. Ce sont :

Le carbone suie : **EC** obtenu directement par l'analyse thermique utilisée dans ce travail développée par Cachier et al. (1989) et appliquée par Keita et al. (2018) et Adon et al. (2020).

La matière organique : **OM** = $1,8 \cdot [\text{OC}]$ (Temesi et al., 2001 et Maenhaut et al., 2008) ; $[\text{OC}]$ étant analysé dans cette étude suivant la méthodologie de (Cachier et al., 1989) ;

Les poussières désertiques (aérosol terrigène) : **Dust** = $10,96 \cdot [\text{nss-Ca}^{2+}]$, avec $[\text{nss-Ca}^{2+}] = [\text{Ca}^{2+}] - 0,038 \cdot [\text{Na}^+]$ (Sciare et al., 2005) ;

Les sels marins : **Sea salt** = $[\text{Cl}^-] + [\text{Na}^+] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{ss-K}^+] + [\text{ss-Ca}^{2+}] + [\text{ss-SO}_4^{2-}]$, avec $[\text{ss-K}^+] = 0,036 \cdot [\text{Na}^+]$; $[\text{ss-Ca}^{2+}] = 0,038 \cdot [\text{Na}^+]$; $[\text{ss-SO}_4^{2-}] = 0,252 \cdot [\text{Na}^+]$ (Sciare et al., 2005) ;

Les ions non sels marins : **nss-Ions** = $[\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{nss-SO}_4^{2-}] + [\text{nss-K}^+] + [\text{CH}_3\text{COO}^-] + [\text{HCOO}^-] + [\text{C}_2\text{O}_4^{2-}]$ et ;

La fraction non déterminée : **n.d.** = $[\text{PM}_{2.5}] - ([\text{EC}] + [\text{OM}] + [\text{Dust}] + [\text{Sea salt}] + [\text{nss-Ions}])$.

Les figures 3.8 et 3.9 présentent l'évolution de la composition chimique des aérosols $\text{PM}_{2.5}$ sur les sites A1 et K1 respectivement. Les 5 fractions-type identifiées permettent d'expliquer en moyenne 56,7% et 50,5 % de la masse de l'aérosol $\text{PM}_{2.5}$, respectivement pour le site A1 (Abidjan, Université Félix Houphouët-Boigny) et le site K1 (Korhogo, Université Péléforo Gon Coulibaly). Par ordre

décroissant de contribution, à Abidjan, nous avons $26,7 \pm 13,2\%$; $13,2 \pm 8,4\%$; $8,2 \pm 7,1\%$; $5,6 \pm 5,9\%$ et $1,4 \pm 1,6\%$; respectivement pour la matière organique (OM), le EC, les nss-Ions, les Dust et les Sea salt (figure 3.8). A Korhogo, $28,2 \pm 18,1\%$, $9,4 \pm 18,4\%$, $7,1 \pm 6,1\%$, $4,4 \pm 6\%$ et $0,8 \pm 1,6\%$, sont respectivement les contributions de l'OM, du Dust, du EC, des nss-Ions et des Sea-salt (figure 3.9). La fraction majoritaire est la matière organique aussi bien à Abidjan qu'à Korhogo, avec des contributions proches. Le EC constitue la 2^e fraction en termes d'importance à Abidjan (13,2%), mais 3^e à Korhogo (7,7%), car supplantée par le Dust, avec 6,1% et 9,4% respectivement à Abidjan et Korhogo. Les nss-Ions, avec 9,1% et 4,4% respectivement à Abidjan et Korhogo sont en 4^e position. La contribution des Sea salt est la plus faible avec 1,5% à Abidjan et 0,8% à Korhogo. Les fractions carbonées (EC et OM) participent à 40 % et 36% de la composition chimique des PM_{2.5} respectivement à Abidjan et Korhogo, soulignant l'importance de la contribution des sources de combustion aux aérosols PM_{2.5}. Les figures 3.8 et 3.9 montrent également qu'il n'existe pas de différence notable entre les saisons sèches et les saisons humides qui se succèdent. A terme, l'évaluation des éléments traces avec les groupes auxquels ils sont associés, pourra permettre d'avoir des informations sur la fraction d'aérosols indéterminée.

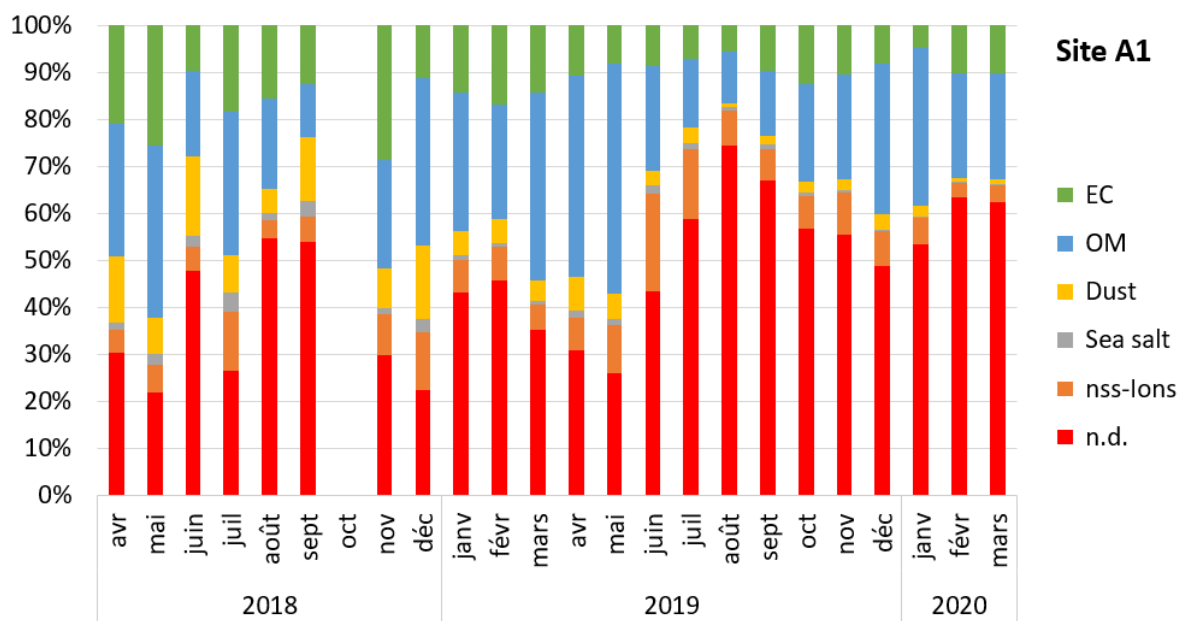


Figure 3.8 : Evolution de la composition chimique des aérosols PM_{2.5} sur le site A1.

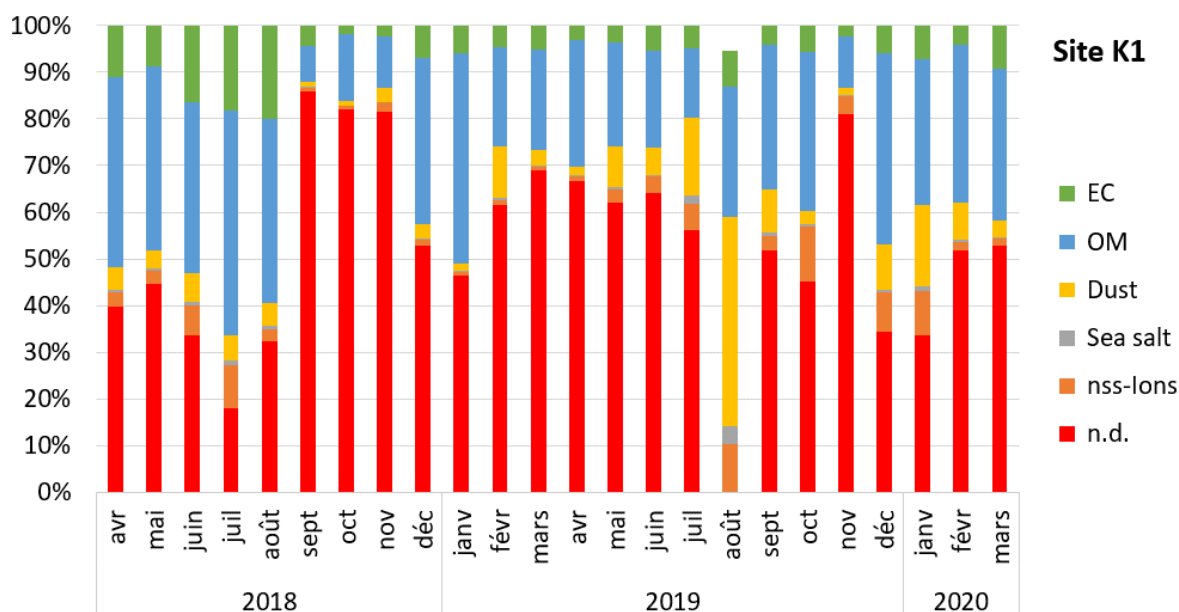


Figure 3.9 : Evolution de la composition chimique des aérosols PM_{2.5} sur le site K1.

3.5. Application des modèles multivariés ACP et PMF à l'analyse de la contribution des sources aux concentrations de PM_{2.5}

3.5.1. Identification du nombre de sources contributrices : application de l'ACP

L'analyse en composante principale (ACP) est l'une des méthodes d'analyse multivariée les plus courantes. Elle s'applique sur des types de données dans le but de trouver des dépendances entre les variables afin de réduire leur nombre en les regroupant. Dans cette étude, les variables sont les espèces chimiques (EC, OC et WSI). De plus, comme les EC et OC sont pris en compte indépendamment, le TC ne sera pas inclus dans l'analyse afin d'éviter un double comptage. D'Avril 2018 à Mars 2020 (soit 105 semaines), les échantillons de 84 et 83 semaines ont été retenus respectivement à Abidjan et Korhogo. Lorsque les concentrations d'une espèce ou d'un groupe d'espèces est manquante, la semaine est en effet exclue de l'étude.

Les espèces sont regroupées autour des composantes principales appelées aussi facteurs. Dans la suite, nous utiliserons le terme : facteur. Un facteur est une combinaison linéaire des espèces avec des coefficients spécifiques pour chaque variable, et dans chaque facteur. Ces coefficients représentent les degrés de corrélation entre les variables et le facteur (Dombia, 2012). Ainsi, plus une espèce a une forte corrélation avec un facteur, plus elle influence ce facteur, et pourra être utilisée pour identifier la source associée au facteur. Dans ce type d'étude, un nombre faible de facteurs qui permet d'expliquer la majeure partie de la variance, est souhaitable. Dans le but de déterminer le nombre de facteurs à retenir, plusieurs méthodes (critères) sont disponibles. Dombia

(2012) propose les critères suivants : **critère 1**, *retenir autant d'axes qu'il le faut pour atteindre le seuil désiré de variance expliquée, seuil à définir* ; **critère 2**, *retenir les valeurs propres supérieures à la valeur de 1 (critère de Kaiser-Guttman, communément appelé critère de Kaiser)* et **critère 3**, *le critère du Scree test fondé sur la courbe de décroissance des valeurs propres, le nombre de facteurs à retenir correspondant au premier point d'inflexion détecté sur la courbe*.

Concernant le critère de 2, critère de Kaiser, la figure 3.10 présente la courbe des valeurs propres en fonction du nombre de facteurs (en bleu), avec en rouge, le Critère de Kaiser. Cette figure révèle la difficulté d'application du critère 2 aussi bien à Abidjan et à Korhogo, car le point d'inflexion n'est pas toujours clairement identifiable.

Par ailleurs, l'application du critère 1 pose un problème car : *Quel seuil choisir ?* Le choix du seuil pourrait paraître subjectif, c'est-à-dire fait en fonction du nombre de facteurs recherché. Pires et al. (2009) ont choisi un seuil de 90% de variance expliquée : dans notre cas, ce seuil nous conduirait à 6 sources (facteurs) respectivement à Abidjan et Korhogo. Par contre, un seuil de 80% nous conduit à 4 sources à Abidjan et Korhogo. Pour rappel, le choix du nombre de facteurs doit permettre de restituer la quasi-totalité des informations de la base de données. Afin d'éviter les regroupements de source, nous allons prendre le critère 1, avec un seuil maximum de 90%. Cependant, nous constatons que 88% et 89 % de variance expliquée respectivement à Abidjan et Korhogo conduisent à 5 facteurs. Ce choix nous semble convenable car il nous paraît inapproprié d'ajouter un 6^e facteur qui représente moins de 4% de la variance, pour atteindre 90%. En effet, en l'absence des éléments traces, l'identification de certaines sources s'avère difficile. Ainsi, nous retenons donc 5 facteurs (sources contributrices) à Abidjan et Korhogo.

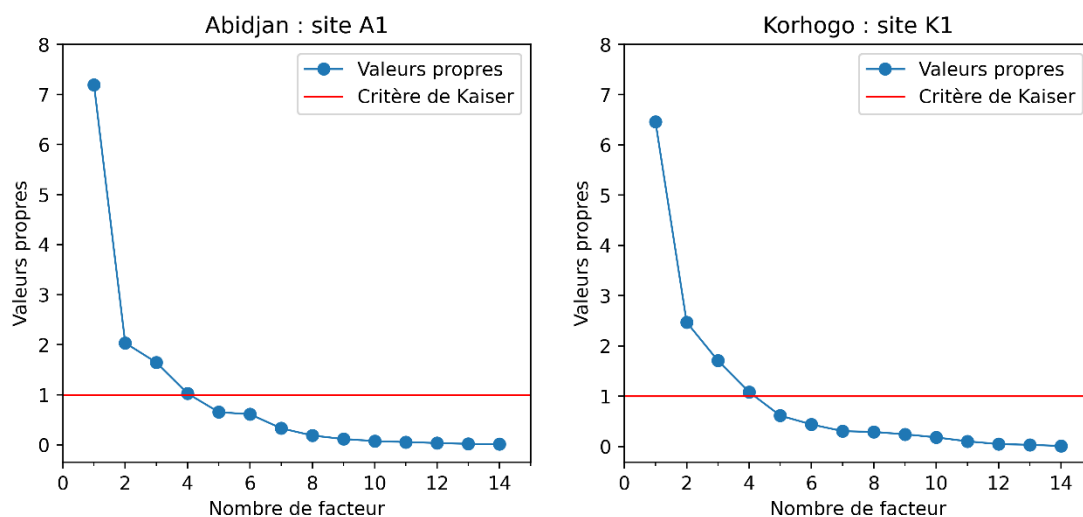


Figure 3.10 : Courbes de décroissance des valeurs propres en fonction du nombre de facteurs, sur les sites A1 (Abidjan) et K1 (Korhogo), avec en rouge le critère 2, critère de Kaiser.

3.5.2. Analyse de la contribution des sources : application de la PMF

L'application de la PMF (*PMF en Anglais pour Positive Matrix Factorization*) se fait sur la base du nombre de 5 facteurs identifié par l'ACP, aussi bien à Abidjan qu'à Korhogo. Dans cette étude, la version 5 du logiciel EPA PMF 5, développée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) est utilisée. Ce logiciel utilise en entrée les séries temporelles des concentrations hebdomadaires des espèces chimiques et les incertitudes associées. Ainsi, les concentrations hebdomadaires représentent chacune un échantillon indépendant. Il est possible, de remplacer les données manquantes par la médiane de la série, mais cette option n'a pas été retenue, car nous disposons d'un nombre important d'échantillons validés. En effet, dans le jeu de données, 84 semaines ont été retenues sur 91 semaines réellement échantillonnées à Abidjan. Par contre à Korhogo, la totalité des 83 semaines échantillonnées a été retenue. Comme nous l'avons montré plus haut, les concentrations des espèces chimiques ne permettent pas de reconstruire la masse entière des aérosols PM_{2.5} collectés. Afin de prendre en compte la masse non-déterminée, il est recommandé d'ajouter les PM_{2.5} aux espèces pour la PMF, avec une incertitude égale à 4 fois la concentration de PM_{2.5} observée (Pekney et al., 2006, Bhanuprasad et al., 2008 et Gupta et al., 2012).

Le calcul des incertitudes associées à chacune des espèces pour chaque échantillon a été présenté dans le chapitre 2 au paragraphe 2.4.1. Ces incertitudes ont été calculées sur la base des recommandations fournies par le manuel d'utilisation du logiciel U.S. EPA (2014). Si la concentration de l'espèce est inférieure à la limite de détection (LDD), la concentration est remplacée par la moitié de la LDD, et son incertitude est de $5 \cdot \text{LDD} / 6$. Selon l'espèce, sur le site A1, le nombre d'échantillons concernés est 0 pour $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$, Cl^- , NO_3^- , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , PM_{2.5}, 3 pour SO_4^{2-} , 17 pour OC, 21 pour EC, 34 pour HCOO^- , et 39 pour CH_3COO^- , sur 84 échantillons inclus dans l'analyse. Tandis que pour le site K1, le nombre d'échantillons concernés est 0 pour PM_{2.5}, 1 pour Cl^- , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , 2 pour $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$, NO_3^- , 4 pour SO_4^{2-} , 6 pour Na^+ , 12 pour OC, 35 pour HCOO^- , 36 pour EC et 46 pour le CH_3COO^- , sur 83 échantillons

Le résumé de l'analyse PMF est présenté dans le chapitre 2, à la section 2.4.2.1. La méthodologie générale, les procédures, les équations et étapes d'exécution sont détaillées dans Paatero and Tapper (1994) et Paatero (1997), et dans le manuel d'utilisation du logiciel, disponible en ligne (U.S. EPA, 2014).

Parmi les paramètres à déterminer, les valeurs Q sont des paramètres de qualité de l'ajustement évalués à partir des données d'entrée. Sur 20 itérations successives, le paramètre Qrobust est

calculé en excluant les valeurs aberrantes définies comme des échantillons pour lesquels le résidu mis à l'échelle est supérieur à 4, alors que Q_{true} est calculé en incluant tous les points.

Les solutions (décompositions de la matrice de données) avec Q_{true} supérieur à 1,5 fois Q_{robust} indiquent que les événements de pointe peuvent influencer le modèle de manière disproportionnée. Le modèle EPA PMF 5.0 permet à travers la fonction F_{peak} de tester la fonction Q , pour plusieurs nombres de facteur différent. Cette technique a été utilisée par Gupta et al. (2012), afin d'identifier le facteur à retenir. Dans cette étude, l'ACP a utilisé à cet effet.

L'application de la PMF, successivement aux jeux de données d'Abidjan (site A1) et de Korhogo (site K1), nous permet de quantifier la contribution des différentes sources aux $PM_{2.5}$. Ainsi, en fonction des traceurs et des espèces qui contribuent à chacun des facteurs, une source est identifiée et attribuée à chacun des facteurs, ici 5 facteurs. Il arrive souvent que le profil des espèces contributrices à un facteur ne permettent pas d'identifier une source, mais plutôt une association de source.

3.5.2.1. Site A1 (UFHB)

Les simulations de l'analyse PMF sur Abidjan en considérant 5 facteurs donnent des coefficients de détermination (R^2) entre les concentrations prédites par la PMF et les concentrations observées de chaque espèce. Nous observons 3 classes : $R^2 < 0,4$ pour EC, CH_3COO^- , $HCOO^-$, $0,4 < R^2 < 0,7$ pour $PM_{2.5}$, Na^+ , Mg^{2+} , OC et $R^2 > 0,7$ pour $C_2O_4^{2-}$, Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , K^+ , Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Les espèces avec $R^2 < 0,4$ correspondent aux échantillons pour lesquels les concentrations sont souvent inférieures aux LDD respectif. Dans ce cas, comme il est dit plus haut, il est recommandé de remplacer la concentration par $LDD/2$ et l'incertitude par $5*LDD/6$ (U.S. EPA, 2014).

La figure 3.11 présente les contributions des différentes sources identifiées aux espèces analysées sur les échantillons d'aérosols $PM_{2.5}$ collectés sur le site A1.

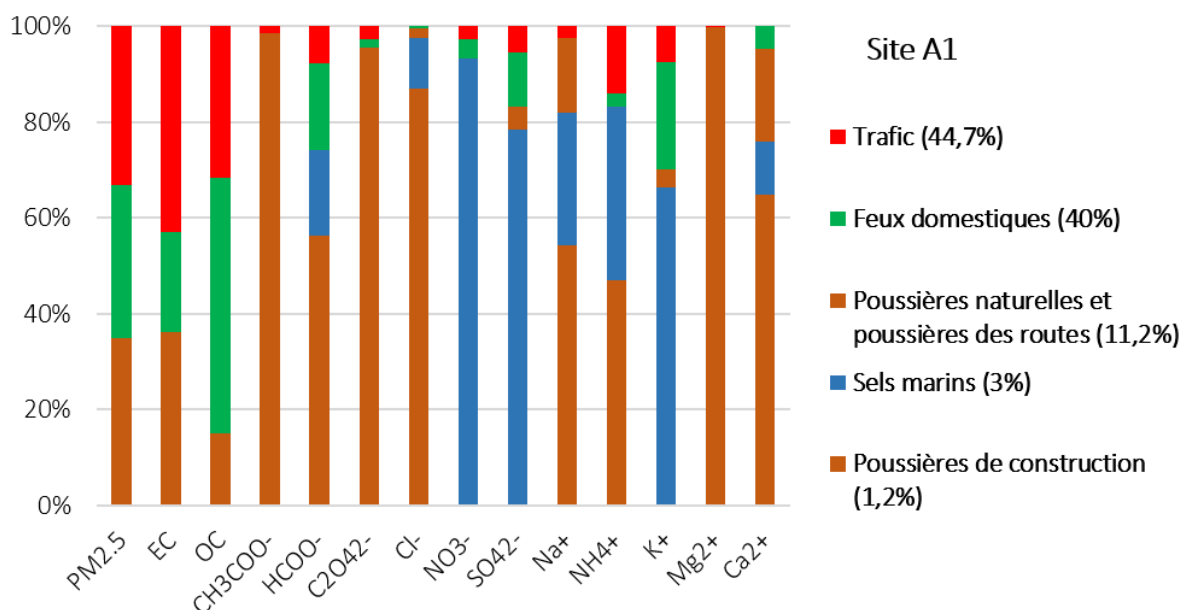


Figure 3.11 : Contribution des sources aux masses des différentes espèces analysées, avec entre parenthèses dans la légende le pourcentage de contribution moyen de la source à la masse des aérosols PM_{2.5} du site A1.

Source 1 : elle contribue à 44,7% des PM_{2.5} et respectivement à 60,6% et 38,1% des EC et OC. Il s'agit de la source **Traffic** (Gupta et al., 2012 et Watson et al., 2015). Le rapport OC/EC dans cette source est de 0,9 proche de 1, qui, selon Guinot et al. (2007), Sandradewi et al. (2008) et Pio et al. (2011), correspond à celui de la source trafic. La forte contribution au NH₄⁺ (69,6%), associé à celle du NO₃⁻ (21,3%) et de SO₄²⁻ (24,2%) à ce facteur (figure 3.11), souligne la présence d'aérosols secondaires. En effet, le NH₄⁺, après sa formation, reste présent dans l'atmosphère sous la forme de NH₄NO₃ et (NH₄)₂SO₄ (Sharma et al., 2016). Ce processus est confirmé par le coefficient de corrélation de 0,75 (p<0,05) entre NH₄⁺, et la somme de SO₄²⁻ et NO₃⁻. La présence des acides carboxyliques (CH₃COO⁻ avec 22,7%, HCOO⁻ avec 29,2%) confirme l'enrichissement de cette sources par les aérosols secondaires (Wang et al., 2007).

Source 2 : elle correspond à 40,5% de la masse de PM_{2.5}, en contribuant respectivement à 57,4% et 26,5 % des concentrations de OC et EC, tous deux traceurs des sources de **Feux domestiques** à partir des bio fuels (Cachier and Ducret, 1991, Chow and Watson, 1998, Rogge et al., 1998 et Fine et al., 2004). Cette source contribue à 61,5% de la masse de K⁺ qui selon Wu et al. (2007) et Sharma et al. (2016) sont des traceurs de cette source.

Source 3 : elle participe à 11% de la masse des PM_{2.5}, contribuant respectivement à 42,53% et 18 % des concentrations de Ca²⁺ et Mg²⁺, qui sont des traceurs de **Poussières naturelles** (Pant and Harrison, 2012). De plus, la source 3 participe respectivement à 84,7%, 41,38%, 40,9 %, 12,9%,

12,1 % et 4,5% des concentrations de $C_2O_4^{2-}$, CH_3COO^- , Na^+ , EC, Cl^- et OC. Ces contributions peuvent être expliquées par la remise en suspension des **Poussières des routes**. Selon (Gupta et al., 2012), Ca^{2+} , Cl^- et OC peuvent être considérés comme des traceurs de cette dernière source.

Source 4 : elle pèse 3% de la masse des $PM_{2.5}$, avec uniquement des contributions aux ions solubles (WSI). Ainsi elle participe à 50,2 %, 23,8%, 19,2%, 17,7% et 13,4% respectivement aux NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Cl^- et K^+ , qui mettent en évidence la source marine (Mooibroek et al., 2011). Le fait de ne pas contribuer à EC et OC (contribution de 0%) permet de confirmer qu'il s'agit de **Sels marins**. L'absence de la contribution au Mg^{2+} souligne l'imprécision des modèles récepteurs à traiter les espèces les plus faibles en masse, mais ayant plusieurs sources.

Source 5 : avec 1% de la masse de $PM_{2.5}$, cette source contribue majoritairement aux Mg^{2+} (78,5%) et aux Ca^{2+} (15,4%), tous deux traceurs des poussières. De plus, cette source contribue respectivement à 59,8% et 15,4% des concentrations de Cl^- et Na^+ , traceurs de la source marine. Compte tenu de l'origine marine du sable de construction (Kassi-Djodjo, 2010), ce facteur représente les **Poussières de construction** (Zhang and Iwasaka, 1999) montrant leur importance sur certaines espèces étudiées.

La figure 3.12 présente les profils des différentes sources identifiées sur la période de l'étude, où les zones grisées représentent les SS1 et SS2. Le profil de la source Trafic ne présente pas de singularité, comme on s'y attendait, car cette source n'est pas dépendante des saisons. Cependant, le profil des sources Feux de biomasse et feux domestiques montrent des pics pendant les saisons sèches, avec des pics plus importants pendant la SS1 par rapport à la SS2. Le profil des sources Poussières naturelles et poussières des routes donne des contributions plus importantes pendant la 1^{ère} année, avec d'importants pics pendant la SS1, mais moins importantes pendant la 2^e année d'échantillonnage. Le profil de la source sels marins montre également une contribution plus importante la 1^{ère} année par rapport à la 2^e année. Pour finir, le profil de la source poussières de construction se rapproche de celui de la sources Poussières naturelles et poussières des routes.

L'analyse des profils de contribution révèle des spécificités saisonnières de certaines sources conformes à nos attentes. Cependant, les importants pics observés pendant la SS1 par rapport à la SS2 doivent être relativisés, car cette analyse se base sur des espèces qui n'arrivent à expliquer que 56,7% de la masse d'aérosol collectée. Ainsi, il serait important de réduire la fraction non déterminée de l'aérosol, fraction qui comprend une grande partie des éléments traces.

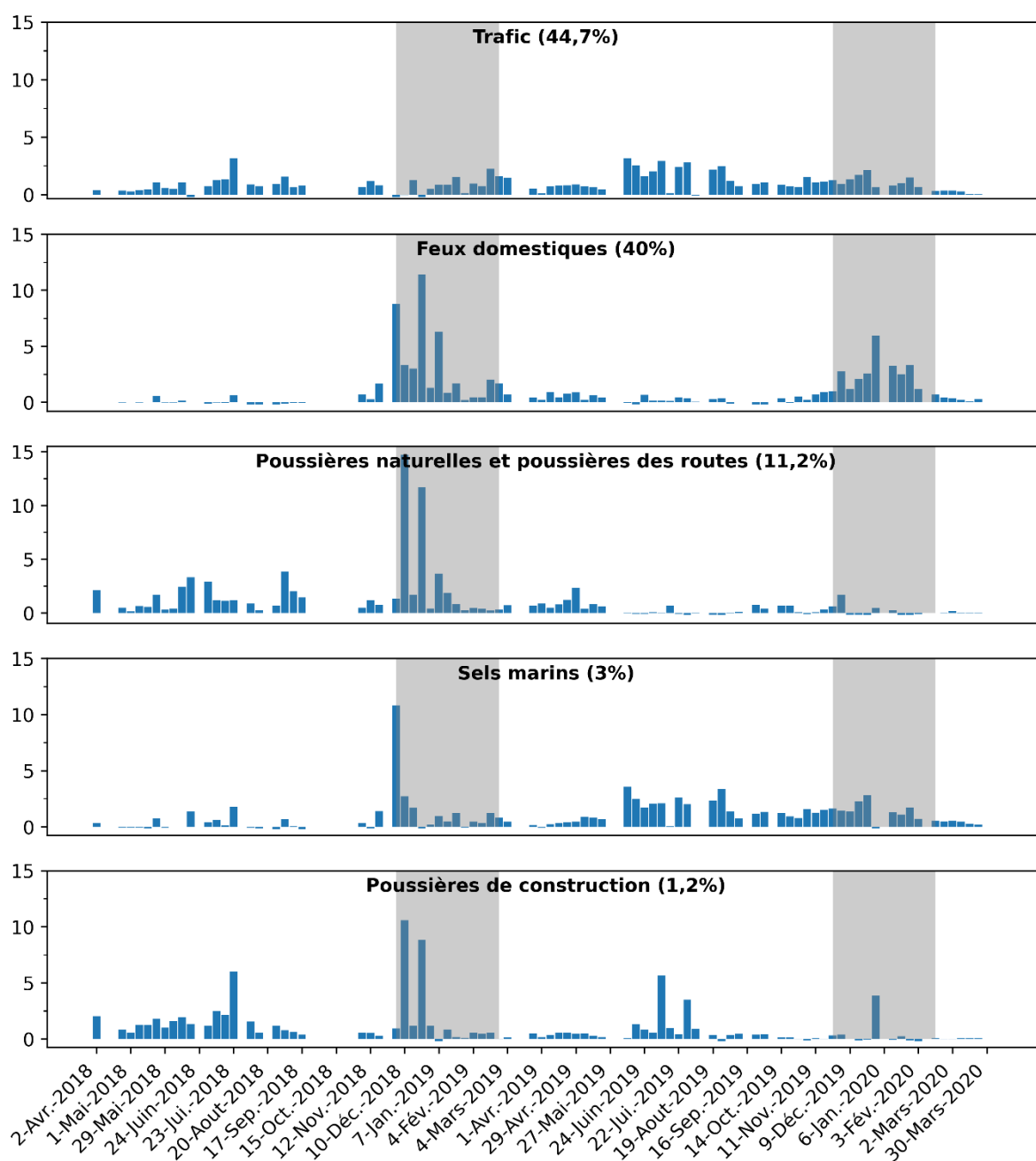


Figure 3.12 : Evolution des profils des sources contributrices aux aérosols PM_{2.5} collectés sur le site A1.

3.5.2.2. Site K1 (UPGC)

L'application du modèle PMF aux données du site K1 donne des coefficients de détermination R^2 qui peuvent être regroupés en 2 classes. Il s'agit des espèces avec des $R^2 < 0,4$ pour PM_{2.5}, EC, OC, CH₃COO⁻, SO₄²⁻ et NO₃⁻, et celles avec des $R^2 > 0,6$ pour HCOO⁻, C₂O₄²⁻, Cl⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺. Les espèces avec $R^2 < 0,4$ présentent des valeurs élevées par rapport aux tendances saisonnières, des pics probablement dus à des événements localisés dans le temps. Cependant,

comme les incertitudes sont fonction de la concentration de l'espèce dans chaque échantillon, elles augmentent avec la concentration. La figure 3.13 présente les contributions des différentes sources aux masses des espèces carbonées et minérales contenues dans les PM_{2.5} échantillonnés sur le site K1.



Figure 3.13 : Contribution des sources aux masses des différentes espèces analysées, avec entre parenthèses dans la légende le pourcentage de contribution moyen de la source à la masse des aérosols PM_{2.5} du site K1.

Source 1 : elle contribue à 70,7% de la masse de PM_{2.5} de Korhogo, ce qui fait d'elle la principale source de Korhogo. Cette source est responsable de 79,9% et 62,3% respectivement de OC et EC (Cachier and Ducret, 1991 et Chow and Watson, 1998), traceurs de la source feux de biomasse. De plus, elle fournit 77,3% de K⁺ reconnu comme un traceur de cette source (Wu et al., 2007 et Sharma et al., 2016). Cependant ces traceurs sont aussi associés à la source feux domestiques (Rogge et al., 1998, McDonald et al., 2000, Nolte et al., 2001, Fine et al., 2002 et Fine et al., 2004). Ainsi, cette source regroupe les sources **Feux de biomasse et feux domestiques**. Elle peut ainsi être locale ou régionale (portée par les vents régionaux). L'observation de l'évolution de cette source (figure 3.14) montre des contributions plus fortes pendant les saisons sèches (SS1 et SS2) par rapport aux saisons humides (SH1 et SH2).

Source 2 : elle participe à 16% de la masse des PM_{2.5}, et contribue à 22,7% et 13,2% respectivement des EC et OC, traceurs de la source **Trafic**. De plus, cette source est responsable des émissions de 82,5 % ; de NH₄⁺ ; 43,4% de NO₃⁻ et 32,9% de SO₄²⁻, traceurs d'aérosols secondaires (Sharma et al., 2016).

Source 3 : elle contribue à 8,1% de la masse des $PM_{2.5}$, avec des contributions de 30% et 11,5% respectivement aux Mg^{2+} et Ca^+ , traceurs des poussières (Pant and Harrison, 2012). La faible contribution aux espèces carbonées (EC, OC) exclut la source de combustion, mais révèle un lien indirect, il s'agit d'une source de poussières issue de la remise en suspension des **Poussières des routes** (Gupta et al., 2012). De plus, la participation à 41,4% aux Na^+ , 21,8% aux Cl^- et 15,7% aux K^+ révèle la présence des **sels marins** (Mooibroek et al., 2011). L'association de ces 2 sources est confirmée par la figure 3.14, où l'on observe une contribution de ce facteur qui augmente aussi bien en saison sèche (poussières) et en saison humide (sels marins).

Source 4 : elle participe à 2,6% de la masse des $PM_{2.5}$, avec des contributions de 67,5% et 57,2% respectivement aux Ca^{2+} et Mg^{2+} , traceurs des **Poussières désertiques** (Pant and Harrison, 2012). La contribution à 9,6% aux EC mais à 0% aux OC, mais aussi à 27,1% et 21,1% respectivement aux $C_2O_4^{2-}$ et CH_3COO^- , souligne l'origine lointaine d'une source de particules carbonées. En effet, seule la fraction inerte (EC) est observée et la fraction réactive (OC) semble avoir cédé la place aux acides carboxyliques. Ainsi, il s'agit de la source poussières désertiques, enrichie par les feux de biomasse.

Source 5 : cette source, qui contribue à 2,5% de la masse des $PM_{2.5}$, participe à 78,2% et 42,7% respectivement aux Cl^- et NO_3^- , qui sont selon Nyilitya et al. (2021) des traceurs de la source **Agriculture**, à travers l'utilisation des pesticides. Le chlore (Cl^-), l'azote (NO_3^- , NH_4^+) et le potassium (K^+) sont les principaux constituants des pesticides, en représentant 98,9% de cette source, ce qui confirme le lien avec l'agriculture, qui est une activité très prépondérante dans la zone. En effet, Korhogo est la principale zone de production cotonnière de la Côte d'Ivoire. Cette culture est menée avec apport d'engrais et utilisation de pesticides. Il est à noter que certains auteurs (Koh et al., 2010) recommandent une étude isotopique afin de confirmer la source Agriculture.

La figure 3.14 présente des profils de contribution de chacune des sources identifiées aux aérosols sur la période de l'étude. Le profil de la source Feux de biomasse et feux domestiques montre une contribution d'égale amplitude pour les SS1 et SS2 pour les échantillons présents (en effet, il faut noter l'absence de données pendant la SS2), bien plus importante qu'en saison humide. Par conséquent, cette source ne permet pas d'expliquer clairement les variations des concentrations de $PM_{2.5}$ observées entre la SS1 et la SS2. Le profil de la source Trafic ne présente aucune variation saisonnière ni interannuelle, malgré quelques pics importants. La source Poussières des routes et sels marins est un regroupement de sources qui n'a pu être dissocié. Cependant, au vu de la figure, on peut faire l'hypothèse que (1) les plus fortes contributions pendant les SS1 et SS2 sont dues aux

Poussières des routes, une source amplifiée en saison sèche, et que (2) les fortes contributions pendant la saison humide (SH2) sont associées aux sels marins.

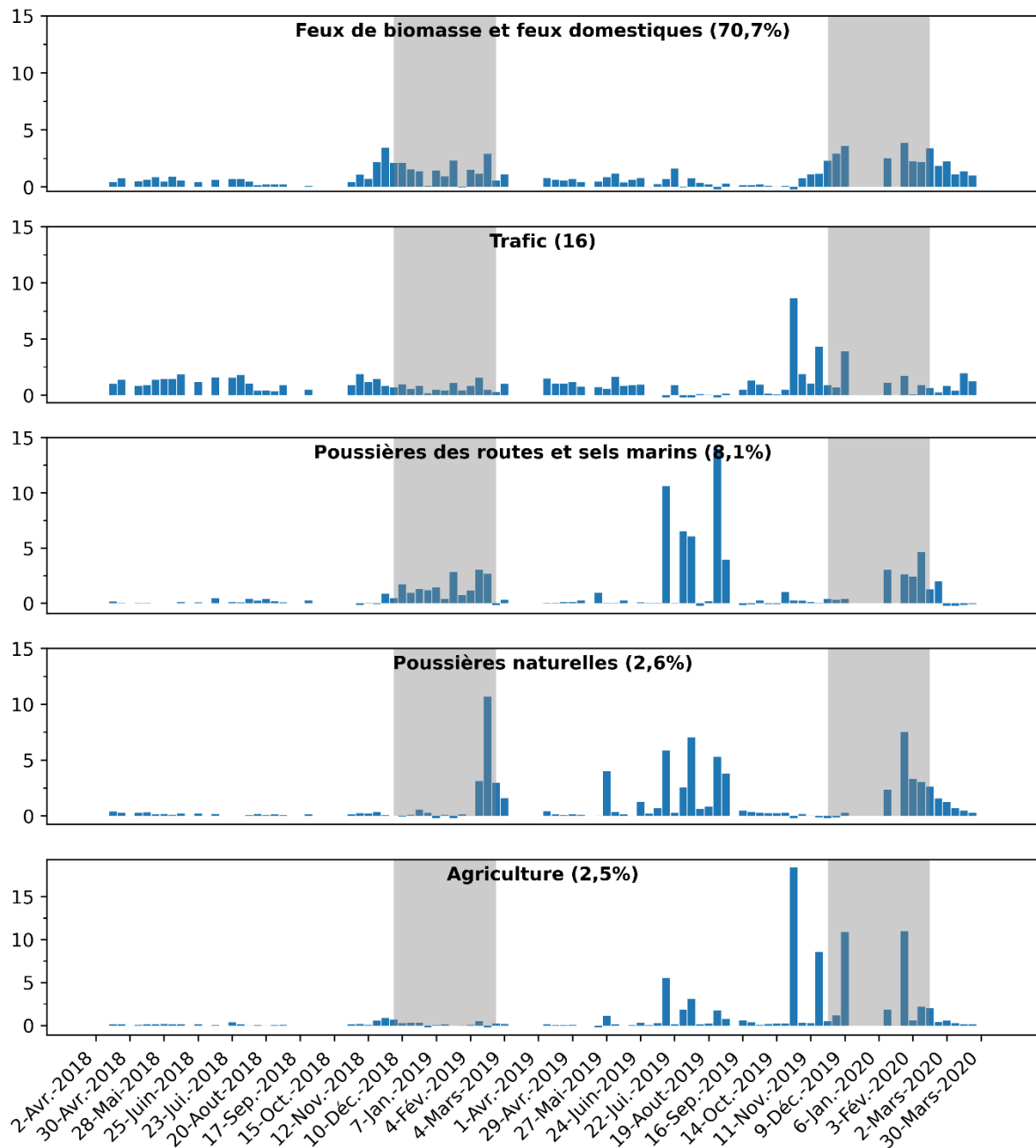


Figure 3.14 : Evolution des profils des sources contributrices aux aérosols $PM_{2.5}$ collectés sur le site K1.

La source Poussières naturelles, a une contribution plus importante pendant la SS1 que pendant la SS2 ce qui explique les concentrations de particules plus élevées pendant la SS1. Cependant, les contributions plus importantes pendant la SH2 laissent suggérer l'influence d'une source tierce, non identifiée, qui peut être liée à un événement de poussière. La source Agriculture à une

contribution plus importante pendant la 2^e année étudiée que pendant la 1^{ère}. Ainsi, l'apparition de cette source à la seconde année peut être attribuée au démarrage d'une nouvelle activité agricole ou à un changement de pratique agricole dans le périmètre du site d'étude.

Conclusion

L'étude des évolutions des concentrations à moyen terme constitue une part très importante de nos travaux. Elles nous ont permis de suivre les concentrations des PM_{2.5} et PM₁₀ sur 3 sites d'Abidjan et 2 sites de Korhogo. De 2018 à 2020, nous avons échantillonné 1375 filtres, dont 817 à Abidjan et 558 à Korhogo. Les concentrations présentées dans ce chapitre sont issues de l'analyse de ces échantillons.

Les concentrations des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} sont généralement supérieures aux recommandations de l'OMS, et au décret sur la qualité de l'air de la Côte d'Ivoire. Les concentrations pendant les saisons sèches (SS1 et SS2) sont plus de 2 fois supérieures à celles des saisons humides (SH1 et SH2). Les espèces carbonées (EC et OC) représentent dans les PM₁₀ et PM_{2.5} respectivement, 17% et 27% (site A1), 20% et 35% (site A2), 14% et 25% (site A3), 14% et 23% (site K1) et 28% et 27% (site K2). Ces contributions sont plus importantes dans les PM_{2.5} que dans les PM₁₀. Les rapports OC/EC varient énormément d'un site à un autre, aussi bien dans les PM₁₀ que dans les PM_{2.5}. En effet, à Abidjan le rapport est de 1,39, 0,65 et 1,21 pour les PM₁₀ et de 1,63, 0,56 et 0,97 pour les PM_{2.5}, respectivement sur les sites A1, A2 et A3, quant à Korhogo nous avons 2,01 et 4,82 pour les PM₁₀ et 2,3 et 3,44 pour les PM_{2.5}, respectivement sur les sites K1 et K2. Les rapports OC/EC d'Abidjan (inférieur à 2) suggèrent une importante influence de la source trafic sur le site A2, associée à la source feux domestiques sur les sites A1 et A3. A Korhogo, les rapports OC/EC sont toujours supérieurs à 2, caractérisant l'impact des sources feux de biomasse et feux domestiques et celles des véhicules 2 roues pour le site K2.

Les ions hydrosolubles (WSI) représentent 10,6% et 6 % des aérosols PM_{2.5} collectés sur les sites A1 et K1, avec des contributions qui varient selon les saisons. De plus, l'analyse de la composition chimique à partir des principales fractions mesurées qui composent l'aérosol permet d'expliquer 56,7% et 50,5% des PM_{2.5} issues des sites A1 et K1, respectivement.

L'ensemble de la base de données ainsi constituée, nous a permis de déceler les principales sources contributrices aux aérosols PM_{2.5}. Sur les sites A1 (Abidjan) et K1 (Korhogo), 5 sources contributrices ont été identifiées. A Abidjan, il s'agit du Trafic (44,7%), des Feux domestiques (40%), des Poussières naturelles et poussières des routes (11,2%), des Sels marins (3%) et des Poussières de construction (1,2%). A Korhogo, il s'agit des Feux de biomasse et feux domestiques

(70,7%), du Trafic (16%), des Poussières des routes et des sels marins (8,1%), des Poussières naturelles (2,6%) et des pesticides provenant des activités agricoles (2,5%). Enfin, les variations inter-saisonnières et interannuelles des concentrations de PM à Abidjan sont fortement liées à la pluviométrie. A Korhogo, c'est aussi le cas pour les variations saisonnières (saison sèche et saison humide), avec cependant en plus, l'impact des sources régionales (poussières et feux de biomasse) sur les variations des concentrations entre les deux saisons sèches étudiées.

**CHAPITRE 4 : CARACTERISATION DE L'ACTIVITE OXYDANTE DES AEROSOLS
PM_{2.5} D'ABIDJAN ET KORHOGO PAR LE TEST AU DTT (DITHIOTHREITOL)**

Introduction

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats de l'analyse de l'activité oxydante (test du DTT) des aérosols PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo. Le test au DTT des particules PM_{2.5} collectées sur les différents sites a été fait suivant un protocole développé au Laboratoire d'Aérodologie de Toulouse, avec ma participation. Le protocole du test au DTT est détaillé dans le chapitre 2, est acellulaire et nous permet de quantifier la réponse oxydante des échantillons d'aérosol collectés lorsqu'ils sont soumis à la molécule du dithiothréitol (DTT). Dans ce chapitre est présentée en première partie, l'étude des variations saisonnières de l'activité oxydante des échantillons journaliers en lien avec les concentrations en PM_{2.5} et en aérosol carboné. En seconde partie, cette analyse est réalisée sur les échantillons hebdomadaires, en lien cette fois avec les espèces carbonées et minérales.

4.1. Base de données

La base de données exploitée dans ce chapitre est issue des analyses effectuées sur les échantillons PM_{2.5} collectés journalièrement pour certains et hebdomadairement pour d'autres. Plusieurs protocoles d'analyse basés sur la molécule du DTT existent, et ont fait l'objet de publications, notamment Li et al. (2002, 2003) et Cho et al. (2005). Ces méthodologies diffèrent au niveau des concentrations de DTT à utiliser, des temps de réaction, mais aussi du mode d'extraction des aérosols. Ainsi, le LAERO a élaboré et évalué une méthodologie basée sur les différentes méthodologies existantes proposées. Cette méthodologie est présentée dans le chapitre 2 et par Segakweng et al. (2021).

Les échantillons journaliers ont été collectés dans le cadre de campagnes de mesure menées en saison sèche (CSS) (Décembre 2018 à Mars 2019) et en saison humide (CSH) (Juin à Septembre 2019). Nous avons décidé d'analyser les résultats des sites A1 (pour Abidjan) et K1 (pour Korhogo), qui présentent des séries de données complètes et continues. Les résultats du site A3 ne seront pas présentés car (1) il n'y a pas eu de prélèvement sur le début de la saison sèche et (2) les concentrations des échantillons collectés en saison humide, trop faibles ne permettaient pas la mesure de l'activité oxydante.

L'ensemble des sites est retenu pour l'étude à l'échelle hebdomadaire, mais sur des périodes qui diffèrent. De plus, sur les sites A1 et K1, les activités oxydantes pourront être comparées non seulement aux concentrations de PM_{2.5}, de EC et OC, mais également aux ions hydrosolubles disponibles pour ces sites. Concernant l'activité oxydante, elle peut s'exprimer par unité de masse (masse d'aérosol collecté), nommée DTT_m et donnée en nmol.min⁻¹.μg⁻¹ ou s'exprimer par unité

de volume (volume d'air prélevé), nommée DTT_v et donnée en nmol.min⁻¹.m⁻³. Le DTT_m donne une information spécifique, intrinsèque à chaque aérosol et sera utilisé pour les comparaisons avec la chimie de l'aérosol, tandis que le DTT_v sous forme de concentrations volumiques sera utilisé pour comparer avec les autres études, avec $DTT_v = DTT_m \times [PM_{2.5}]$. Ainsi, le DTT_v s'apparente à une concentration atmosphérique, analogue à celle des concentrations des PM_{2.5} (en µg.m⁻³), permettant une meilleure comparaison, comme pour les polluants atmosphériques classiques. De plus, elle permet de déterminer les niveaux d'exposition des populations, dans l'optique de définir des normes lorsque les niveaux d'exposition critique auront été établis. Nous avons également estimé les valeurs de NIOG (Normalized Index of Oxidant Generation and toxicity) qui correspond au rapport de l'activité oxydante des échantillons d'aérosol (en %/min/µg) et de celle du 1,4-Naphthoquinone (1,4-NQ) (en %/min/µg), espèce considérée comme une référence à haut potentiel oxydant. Ainsi, le DTT_m donne la valeur intrinsèque de l'activité oxydante de l'aérosol par unité de masse alors que le NIOG (sans unité) donne un résultat normalisé de l'activité oxydante de l'échantillon d'aérosol PM_{2.5}.

4.2. Concentrations journalières et activités oxydantes des PM_{2.5} pendant les CSS et CSH

4.2.1. Pollution journalière aux particules PM_{2.5}

4.2.1.1. Evolution des concentrations journalières pendant la CSS

Les figures 4.1 et 4.2 présentent les évolutions des concentrations des PM_{2.5} pendant les jours ouvrables et les jours de week-end, ainsi que celles de EC et OC, obtenues sur les sites A1 et K1, respectivement pendant la campagne en saison sèche (CSS). Pour information, les concentrations indiquées sur ces graphes représentent les moyennes des concentrations journalières pour la semaine mentionnée et pour le week-end. Les concentrations de PM_{2.5} sont supérieures aux recommandations journalières de l'OMS, tout au long de cette campagne. Les moyennes des concentrations journalières pendant la CSS sont de $93,5 \pm 49,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $110,7 \pm 78 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Abidjan et Korhogo respectivement. De plus, les concentrations moyennes journalières de EC et OC sont respectivement $6,1 \pm 2,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $7,9 \pm 6,4 \mu\text{g.m}^{-3}$, sur le site A1, et $4,6 \pm 1,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $13,2 \pm 8 \mu\text{g.m}^{-3}$, sur le site K1. Ainsi, on constate que pendant la CSS les espèces carbonées représentent 23% de la masse d'aérosol sur le site K1, et 19% sur le site A1, ce qui souligne l'influence des sources (feux de biomasse et feux domestiques) mises en évidence dans le chapitre 3 à Korhogo. A Abidjan, pendant cette campagne, les concentrations des PM_{2.5} varient très peu entre les jours ouvrables et les jours de week-end, avec $92,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $95,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement

pour les jours ouvrables et les jours de week-end, dû à la diversité des activités qui animent aussi bien les jours ouvrables et les week-ends. Par contre à Korhogo, nous observons une différence notable entre les concentrations des jours ouvrables ($117 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) par rapport à celles des jours de week-ends ($94,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), soit une différence de plus de $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles données par Boman et al. (2009) à Ouagadougou (Burkina Faso) et Antonel and Chowdhury (2014) à Bamenda (Cameroun), mais largement supérieures à celles de Ana et al. (2014) à Ibadan (Nigeria), en mesures journalières pendant une saison sèche. Par ailleurs, aussi bien à Abidjan qu'à Korhogo, les figures 4.1 et 4.2 ne montrent pas de différence significative d'une semaine à une autre, à l'exception des concentrations plus élevées observées en fin de campagne sur le site A1 (3 dernières semaines), correspondant aux valeurs rencontrées en inter-saison.

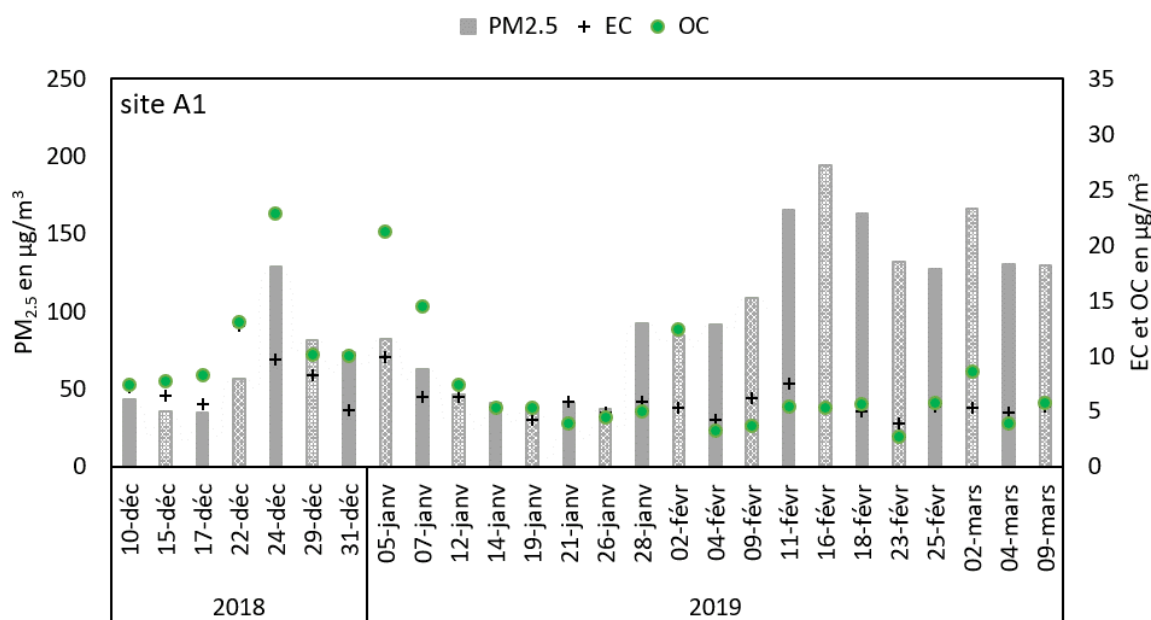


Figure 4.1 : Concentrations journalières des PM_{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSS sur le site A1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.

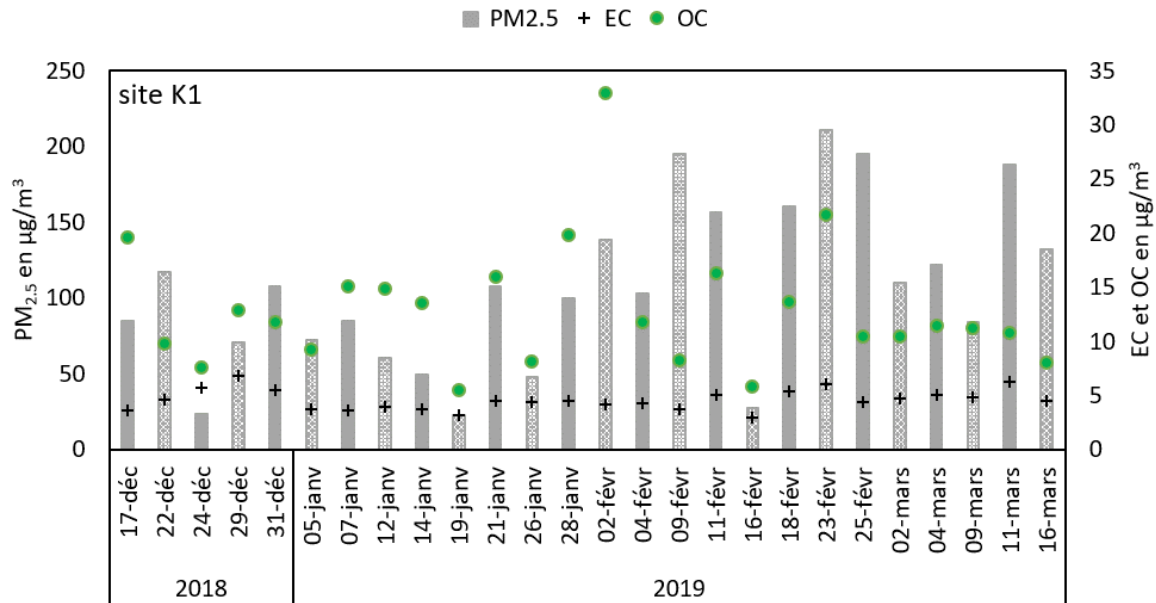


Figure 4.2 : Concentrations journalières des PM_{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSS sur le site K1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.

4.2.1.2. Evolution des concentrations journalières pendant la CSH

Les figures 4.3 et 4.4 donnent les évolutions des concentrations des PM_{2.5} pendant les jours ouvrables et les jours de week-end, ainsi que celles de EC et OC, obtenues sur les sites A1 et K1 respectivement pendant la CSH. Pour information, les concentrations indiquées sur ces graphes représentent les moyennes des concentrations journalières pour la semaine mentionnée et pour le week-end.

Les concentrations moyennes journalières des PM_{2.5} sont de $29,8 \pm 12,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $43,2 \pm 37,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement à Abidjan et Korhogo. Comme attendu, elles sont plus faibles qu'en saison sèche (environ 60 à 68% de diminution). Aussi elles sont en moyenne 30% supérieures sur le site K1 par rapport au site A1. Les concentrations moyennes journalières des PM_{2.5} sont en accord avec celles observées en saison humide par Arku et al. (2008) et Dionisio et al. (2010) à Accra (Ghana), mais largement inférieures à celle de Dieme et al. (2012) à Dakar (Sénégal). A Abidjan, la moyenne des concentrations de PM_{2.5} des jours ouvrables (WD, pour working days) et des jours de week-end (WE, pour week-end) sont quasiment les mêmes $29,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (en WD) et $29,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (en WE). C'est aussi le cas pour Korhogo contrairement à la saison sèche, avec des concentrations de PM_{2.5} de $42 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ contre $46,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement. Il en est de même pour les concentrations de EC et OC pour les deux sites. Les concentrations moyennes journalières de EC et OC sont respectivement de $1,7 \pm 0,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $1,8 \pm 0,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le site A1, et de $1,7 \pm 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $3 \pm 2,6$

$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur le site K1. A Abidjan, la figure 4.3 montre 2 périodes distinctes, une première période de Juin à Août 2019 avec des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ restant inférieures aux recommandations journalières de l’OMS et une deuxième de Août à Septembre 2019, avec des concentrations bien plus importantes (près du double). Bien que les concentrations journalières du site de A3 ne soient pas prises en compte dans ce chapitre, nous observons aussi quasiment à la même date, la même augmentation, ce qui suggère une cause climatique, valable pour l’ensemble des sites d’Abidjan. On observe en effet en moyenne une augmentation de 80 à 100 % des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ pour les mois d’Août et Septembre par rapport à Juillet. Pour le EC cette augmentation est de 20% et tandis que pour le OC, elle ne s’observe qu’au mois septembre. Cette cause climatique, selon Morlière and Rebert (1972) cité par Bahino (2018), serait liée à l’existence d’une petite saison sèche pendant le mois d’Août, ce qui expliquerait l’augmentation des concentrations. A Korhogo, on observe un pic important aussi bien au niveau des concentrations des $\text{PM}_{2.5}$, qu’au niveau de celle de EC et OC dès la fin du mois de juin. En effet, cette période correspond au début des vacances scolaires, qui est marqué par de nombreux départs à partir des gares routières.

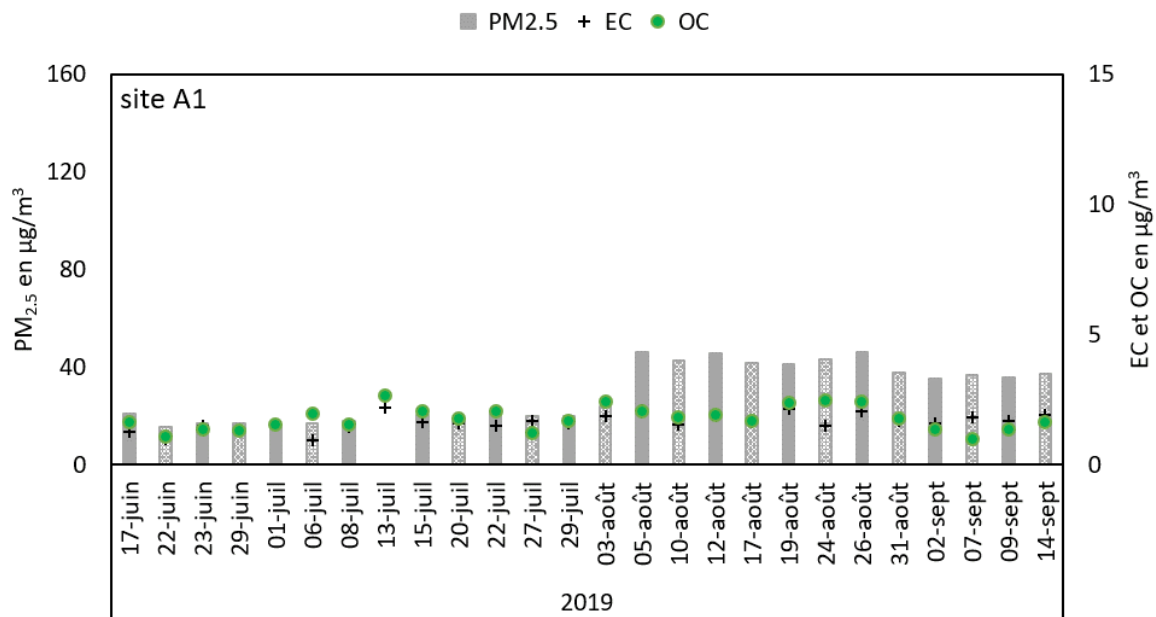


Figure 4.3 : Concentrations journalières des $\text{PM}_{2.5}$ moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSH sur le site A1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.

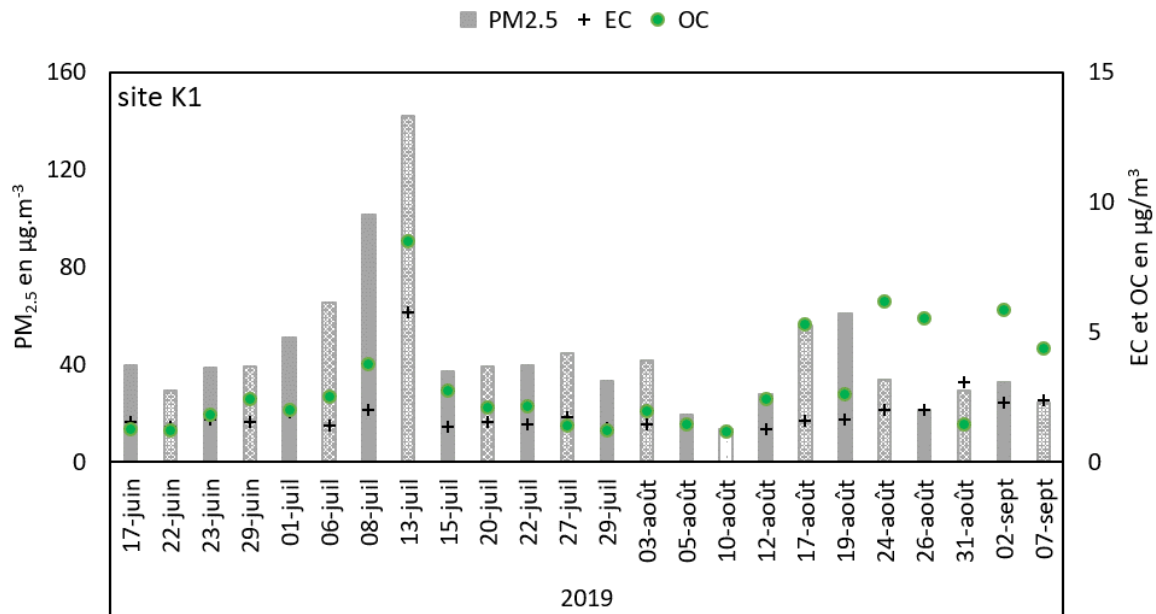


Figure 4.4 : Concentrations journalières des PM_{2.5} moyennées sur la semaine indiquée (barres) et de EC et OC (croix et points) pendant la CSH sur le site K1. Les barres avec motifs (pointillés) représentent les jours ouvrables et les barres sans motif, les jours de week-end.

4.2.1.3. Concentrations moyennes journalières pendant les CSS et CSH

La figure 4.5 présente les boîtes à moustaches obtenues à partir des mesures journalières menées pendant les campagnes de mesure de la saison sèche (CSS) et de la saison humide (CSH), sur les sites A1 et K1. Pour information, pour chaque boîte : la hauteur des boîtes à moustache représente l'interquartile (intervalle entre le 1^{er} et le 3^e quartile) correspondant à l'intervalle qui comprend 50% des échantillons, le trait en orange, la médiane et les limites basses et hautes, respectivement le minimum et le maximum des valeurs. Sur la figure 4.5, se trouvent dans la colonne 1 (respectivement 2), les boîtes à moustache obtenues à partir des concentrations mesurées sur le site A1 (respectivement sur le site K1). Les médianes des concentrations montrent que pendant chaque campagne CSS ou CSH, les concentrations des PM_{2.5} du site K1 restent toujours supérieures à celle du site A1. De plus, comme nous l'avons dit, les concentrations moyennes des PM_{2.5}, EC et OC pendant la campagne en saison sèche sont supérieures à celles de la campagne en saison humide que ce soit sur le site A1 ou K1. Les intervalles interquartiles (distance entre le 25^e et 75^e percentiles) sont différents d'une saison à l'autre. En effet, nous constatons que cet intervalle est plus important pendant la saison sèche que pendant la saison humide. Ainsi nous pouvons en déduire que la variation des concentrations est plus importante en saison sèche qu'en saison humide. Il en est de même pour les intervalles entre les valeurs minimales et maximales des concentrations. Sur le site A1, les concentrations des PM_{2.5}, EC et OC sont respectivement 3,1, 3,5

et 4,4 plus importantes pendant la CSS par rapport à la CSH, et respectivement 2,5, 2,7 et 4,4 sur le site K1. Les baisses de concentrations entre la CSS et la CSH sont plus importantes sur le site A1 par rapport au site K1, ce qui permet de dire que le lessivage atmosphérique est plus important à Abidjan par rapport à Korhogo.

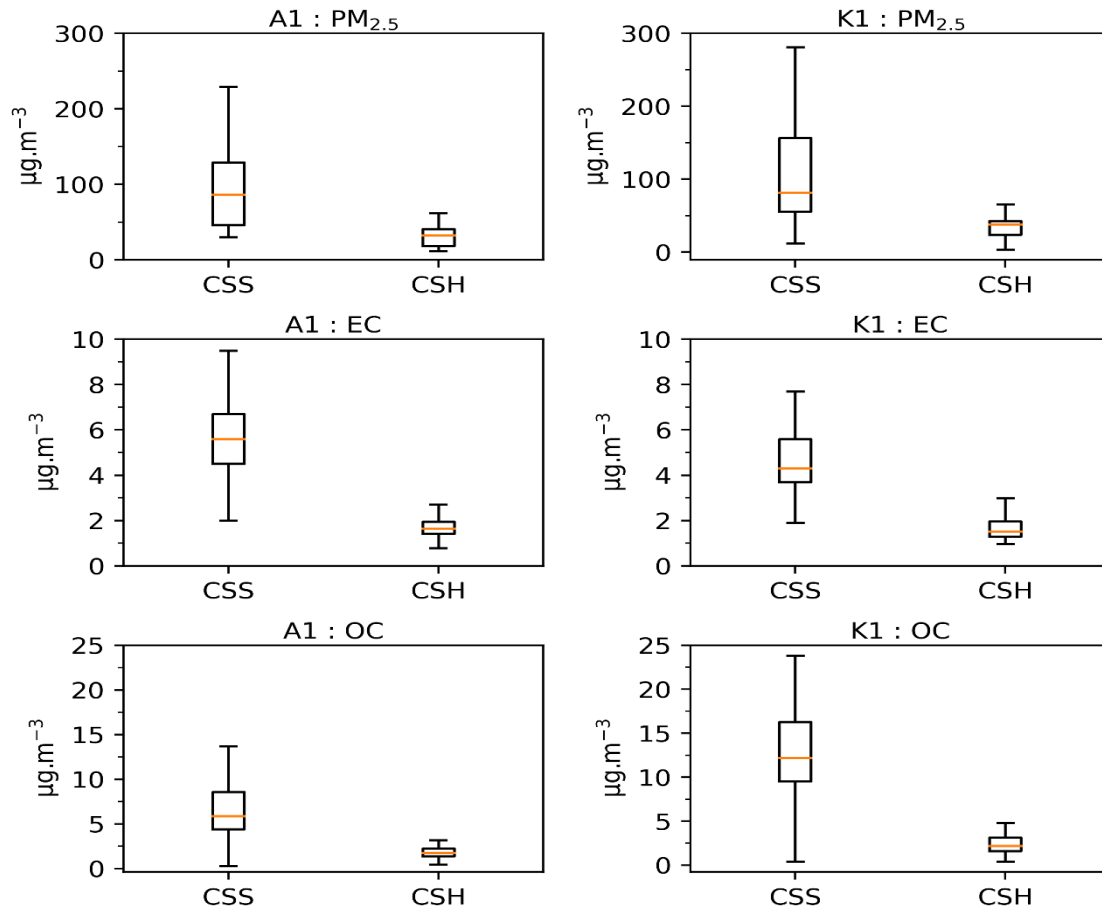


Figure 4.5 : Boîtes à moustache des concentrations journalières moyennes en CSS et CSH des aérosols PM_{2.5}, EC et OC obtenues sur les sites A1 et K1.

4.2.2. Activités oxydantes journalières des aérosols PM_{2.5}

La figure 4.6 présente les comparaisons entre l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5} (DTTm) et le NIOG pendant les CSS et CSH pour les échantillons des sites A1 et K1. Comme on peut le voir, il y a régression linéaire entre les deux jeux de données avec des coefficients de détermination élevés ($R^2 > 0,99$). Ainsi, l'activité oxydante massique (DTTm) mesurée à partir des échantillons d'aérosols PM_{2.5} est en accord avec la molécule de référence, le 1,4-NQ. Ces très bonnes corrélations confirment la qualité des analyses effectuées. Ainsi, nous présentons dans la suite, les évolutions des activités oxydantes journalières mesurées sur les échantillons journaliers.

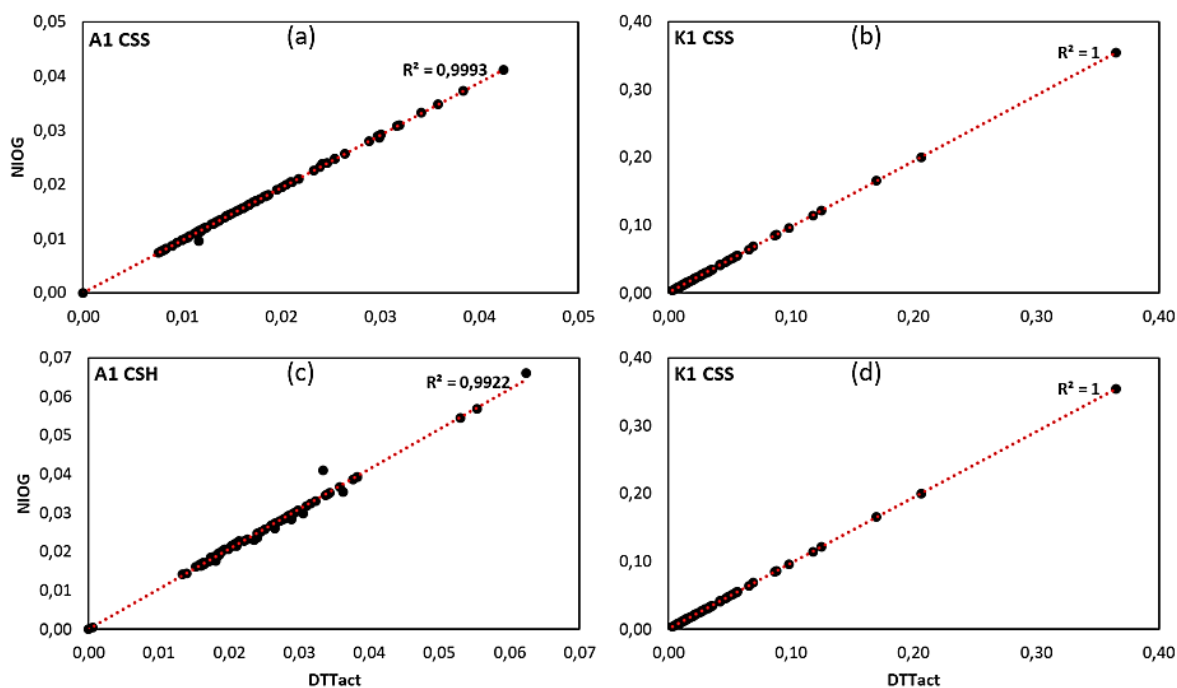


Figure 4.6 : Régressions linéaires entre le DTTm et le NIOG (à gauche), obtenues à partir des mesures journalières des CSS (en haut : a et b) et CSH (en bas : c et d) des sites A1 (à gauche : a et c) et K1 (à droite : b et d).

4.2.2.1. Activités oxydantes journalières des aérosols PM_{2.5} pendant la CSS

Les figures 4.7 et 4.8 présentent les évolutions des DTTm et DTTv pendant les jours ouvrables et les jours de week-end pendant la campagne de mesure journalière de la saison sèche (CSS) respectivement sur les sites A1 et K1. Il s'agit de moyennes des valeurs obtenues à partir des échantillons journaliers, de même que pour les concentrations présentées dans la section précédente. Ainsi sur la CSS, en moyenne le DTTm et le DTTv sont respectivement de $0,017 \pm 0,001 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ et $1,3 \pm 0,4 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ sur A1 et de $0,031 \pm 0,004 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ et $1,9 \pm 0,7 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ sur K1. On observe que le DTTm et le DTTv sont 50 à 100% plus importants sur le site K1 (Korhogo) que sur le site A1 (Abidjan), alors que les concentrations moyennes journalières des PM_{2.5} n'étaient supérieures que de 15%. Cependant, les concentrations de OC sont plus importantes sur le site K1 par rapport au site A1, et inversement pour le EC. Les activités oxydantes ne présentent pas de différence significative entre les jours ouvrables et les jours de week-end. Par ailleurs, à Korhogo la figure 4.8 présentent des pics d'activité oxydante qui doivent être relativisés. En effet, les DTTm, qui représentent une propriété intrinsèque de l'aérosol, sont inversement proportionnels aux masses des aérosols (cf. les valeurs du 17/12, 24/12, 19/01 et 16/02, figure 4.2). Donc, une diminution de masse de l'aérosol pourrait avoir pour effet d'augmenter la valeur de l'activité oxydante (Charrier et al., 2016).

Les évolutions du DTTm et du DTTv présentent des allures différentes entre le site d'Abidjan et celui de Korhogo. En effet, les profils des DTTm et DTTv sur le site A1 ne présentent quasiment pas de pic, mais une légère augmentation du DTTm le week-end du 26 janvier 2019 et une baisse du DTTv le week-end du 12 janvier 2019. Sur le site K1, on a vu que des pics étaient observés notamment sur le DTTm. Ce sont les semaines du 17, 24 et 31 décembre 2018 et les week-ends du 19 janvier et du 16 février 2019. Il faut noter que sur l'ensemble des pics, celui de la semaine du 17 décembre 2018 est associé à un pic de DTTv. Notons qu'il est également associé à un pic de OC. Ainsi les fluctuations des valeurs du DTTm peuvent être dues à une variation de la composition chimique de l'aérosol, par l'impact d'aérosols venant d'une source à fort potentiel oxydant. Ce constat permet de déduire que le site K1 est sous influence directe des sources environnantes pendant la CSS.

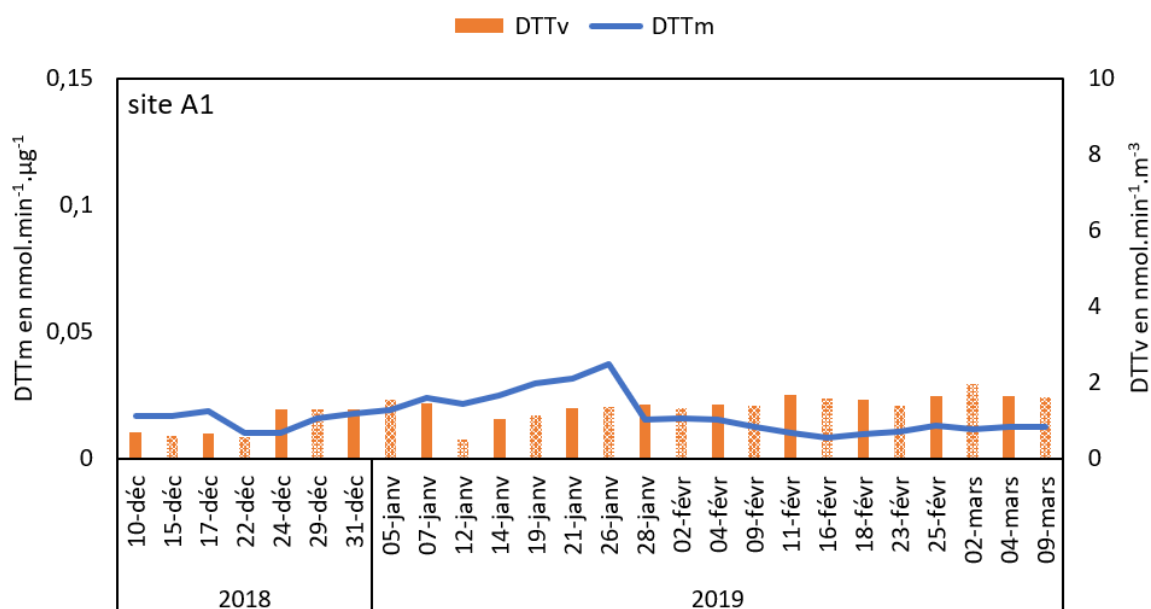


Figure 4.7 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM_{2.5}, collectés sur le site A1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSS, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.

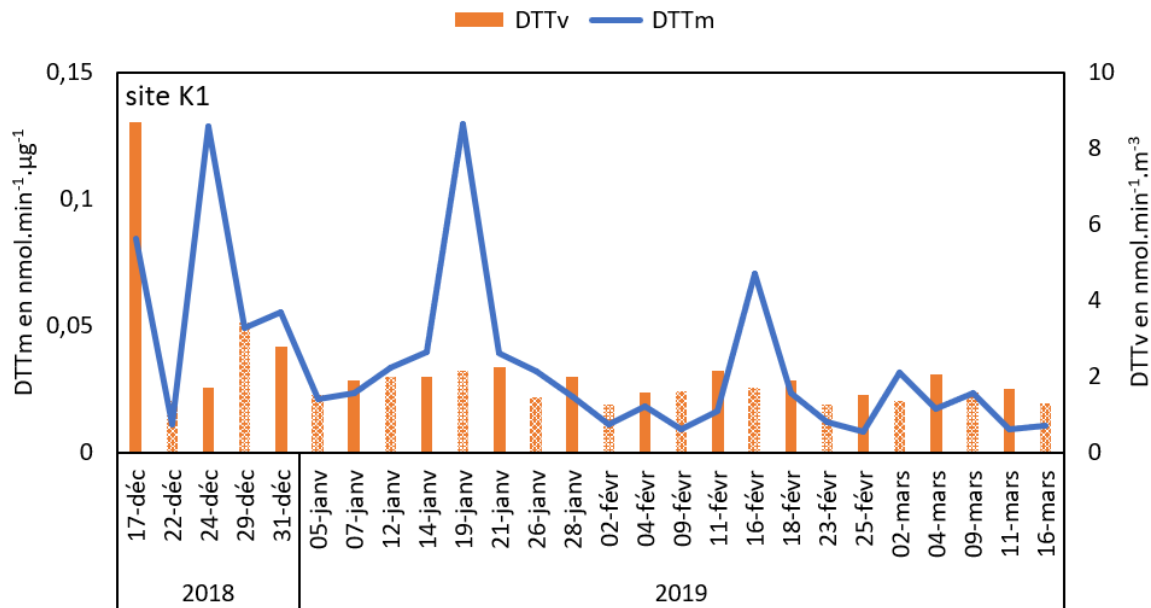


Figure 4.8 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM_{2.5}, collectés sur le site K1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSS, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.

4.2.2.2. Activités oxydantes journalières des aérosols PM_{2.5} pendant la CSH

Les figures 4.9 et 4.10 présentent les évolutions du DTTm et du DTTv des jours ouvrables et les jours de week-end pendant la campagne de mesure journalière de la saison humide (CSH) respectivement sur les sites A1 et K1. Sur cette campagne journalière, en moyenne le DTTm et le DTTv sont respectivement de $0,025 \pm 0,009 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ et $0,7 \pm 0,7 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ sur le site A1, et $0,029 \pm 0,003 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ et $0,9 \pm 0,8 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ sur le site K1. Contrairement à la CSS, les activités oxydantes moyennes des aérosols des sites A1 et K1 sont très proches, malgré des concentrations en moyenne 40% plus faibles sur le site A1 par rapport à K1. De plus, les concentrations des PM_{2.5}, EC et OC sont 2 à 4 fois moins importantes pendant la CSH par rapport à la CSS. Pendant la saison humide, la fraction d'aérosol liées aux poussières désertiques et aux feux de biomasse lointains est moins abondante, donc l'aérosol collecté est composé principalement des fractions anthropiques, ce qui permet de mieux percevoir l'activité oxydante intrinsèque de l'aérosol local. Concernant l'ordre de grandeur des valeurs de DTTm mesurées pendant la CSH, il est du même ordre de grandeur que celui trouvé dans la littérature : Steenhof et al. (2011) trouvent un DTTm de $0,17 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ pour les PM_{0.18} issu d'un site dit « *stop and go traffic area* », un site permettant la collecte d'aérosols de la source trafic (démarrages de moteur). Concernant les PM_{2.5}, Ntziachristos et al. (2007) et Verma et al. (2009) trouvent respectivement $0,027$ et $0,024 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ sur des sites urbains. Sur le site A1, pendant la CSH,

les profils du DTTm et du DTTv ne présentent pas de pics spécifiques, comme pour le CSS, ce qui confirme la qualité de site urbain de fond attribuée à ce site. Par contre, sur le site K1, des pics importants sont observés pendant la CSH, aussi bien pour le DTTm et le DTTv. Comme pendant la CSS, les pics de DTTm des 5 et 10 août 2019 pendant la CSH à Korhogo, correspondent à une baisse de la concentration des $PM_{2.5}$, mais les valeurs stables du DTTv sur cette période permettent de conclure que l'aérosol collecté a conservé sa capacité oxydante. Par contre, le pic de DTTv et du DTTm en moindre mesure du 13 juillet est associé à un pic de $PM_{2.5}$, de OC et de EC (cf. figure 4.4).

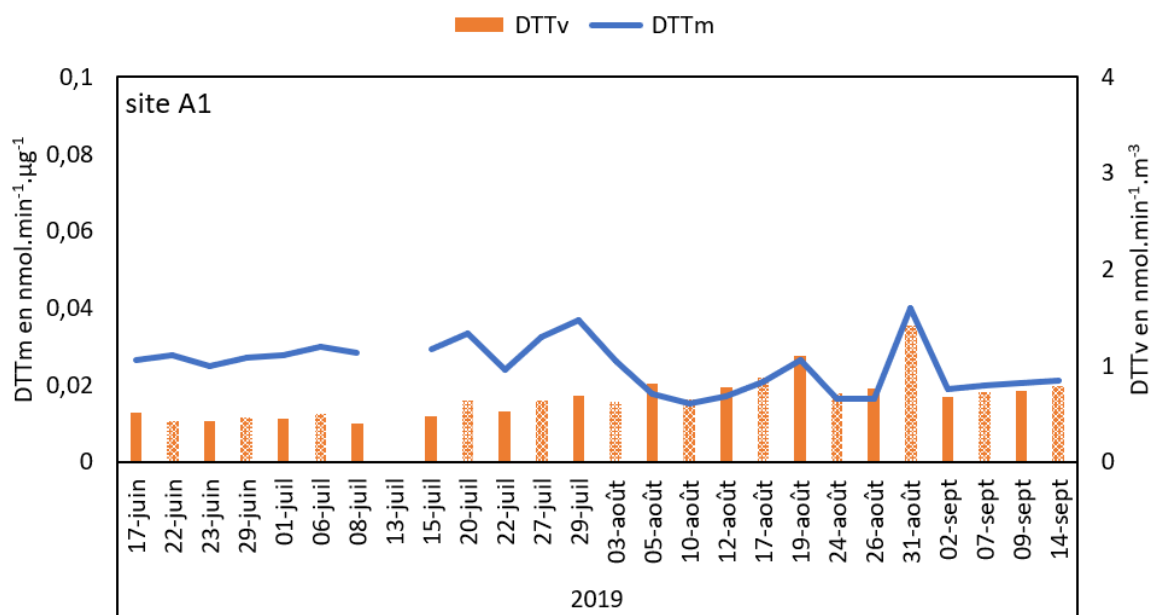


Figure 4.9 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols $PM_{2.5}$ collectés sur le site A1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSH, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.

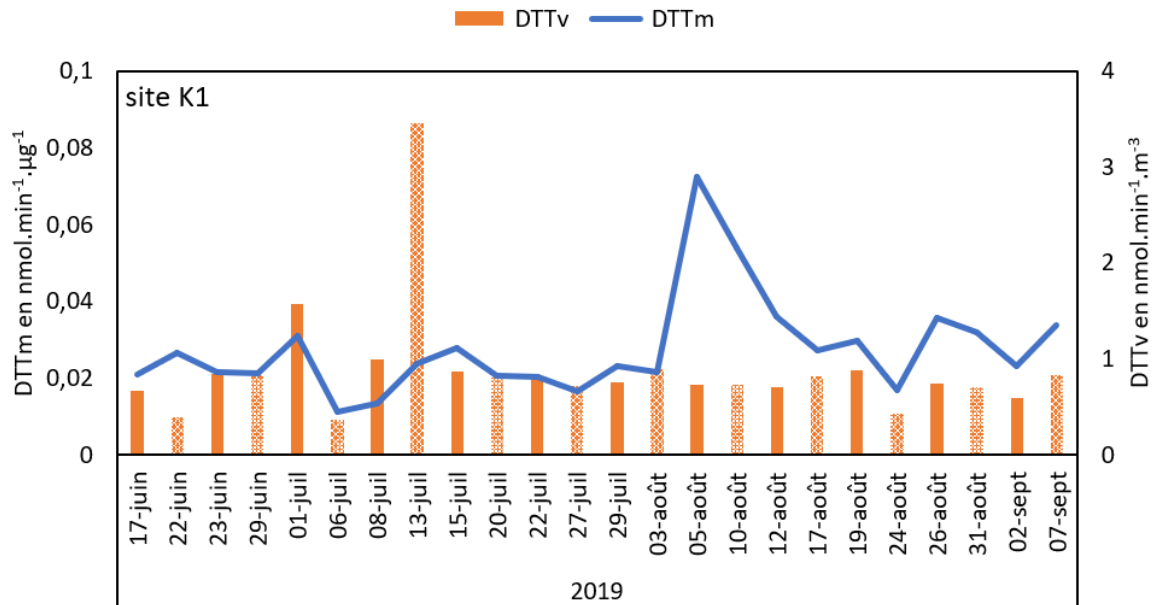


Figure 4.10 : Activités oxydantes journalières (DTTm et DTTv) moyennes des aérosols PM_{2.5}, collectés sur le site K1, avec le DTTm (ligne bleue) et le DTTv (barres orange) pendant la CSH, où les barres sans motifs représentent les jours ouvrables et les barres avec les motifs pointillés représentent les jours de week-end.

4.2.2.3. Activités oxydantes moyennes journalières pendant les CSS et CSH

La figure 4.11 présente les boîtes à moustache obtenues à partir des valeurs moyennes de DTTm et de DTTv, sur les sites A1 et K1 pendant la CSS et la CSH. On note que le DTTm varie peu sur le site K1 entre les 2 campagnes journalières (CSS et CSH) alors qu'il est plus important en CSH qu'en CSS sur A1 de 32%, ce qui permet de dire que l'aérosol PM_{2.5} pendant la saison humide y a un caractère intrinsèque plus oxydant. Le DTTv pour sa part est nettement supérieur pendant la CSS par rapport à CSH, sur A1 et K1, avec respectivement 1,3 nmol.min⁻¹.m⁻³ et 1,9 nmol.min⁻¹.m⁻³ pendant la CSS et 0,7 nmol.min⁻¹.m⁻³ et 0,9 nmol.min⁻¹.m⁻³ pendant la CSH. Le DTTv est 2 fois plus important pendant la CSS par rapport à la CSH à Abidjan et à Korhogo, et ce en accord avec les concentrations des PM_{2.5}. Cela montre que le niveau d'exposition à un aérosol oxydant sera plus important en saison sèche par rapport à la saison humide. Les intervalles interquartiles sont plus importants à Korhogo, ce qui souligne une plus grande variabilité du DTTm et du DTTv par rapport à Abidjan. Afin de comprendre les paramètres qui influencent l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5}, nous allons dans le paragraphe suivant, analyser l'activité oxydante intrinsèque (DTTm) en lien avec la composition chimique des PM_{2.5}, notamment le EC et OC pour les campagnes journalières.

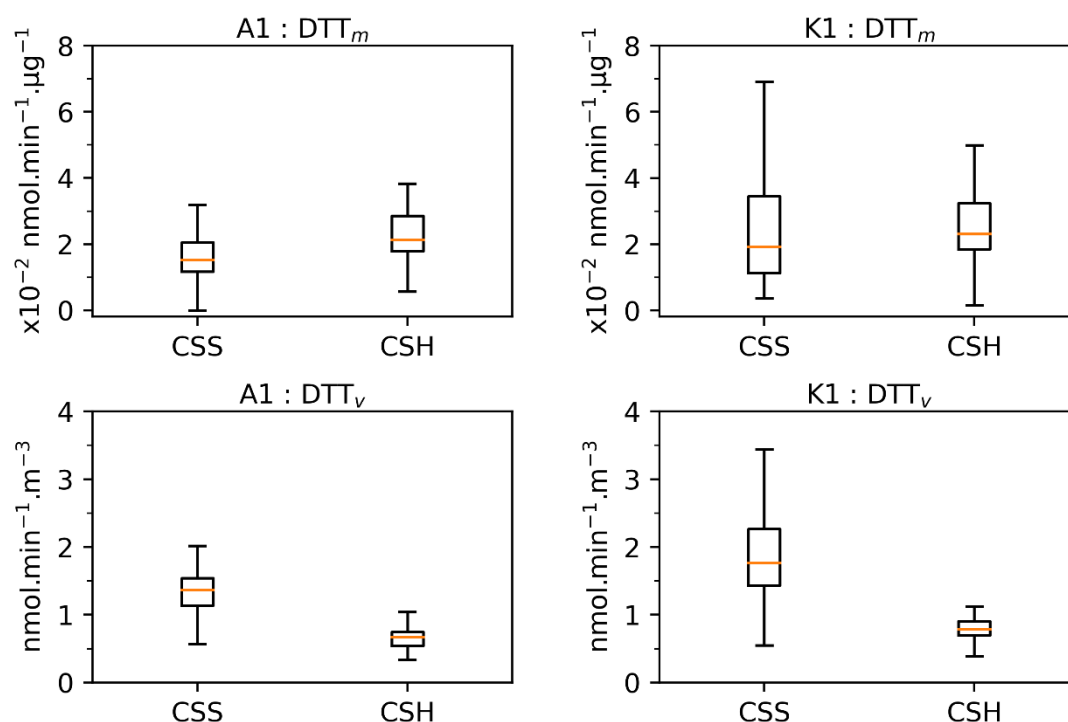


Figure 4.11 : Boîtes à moustache des activités oxydantes massique (DTT_m) et volumique (DTT_v), obtenues à partir des échantillons journaliers sur les sites A1 et K1.

4.2.3. Corrélation entre les activités oxydantes et les fractions de EC et OC

Des liens entre l'activité oxydante et la composition chimique des aérosols ont été établis par plusieurs études. En effet, Saffari et al. (2014) ont trouvé une corrélation globale de $r^2 = 0,88$ entre le DTT_m et le EC, la fraction hydrosoluble du OC (WSOC), la fraction ionique hydrosoluble du OC (WIOC) et les Hopanes.

Dans cette étude, les corrélations entre le DTT_m et les concentrations de EC et OC n'étaient pas concluantes, ce qui s'explique par le fait que le DTT_m est rapporté aux masses d'aérosols collectés (donc donné par unité de masse d'aérosols). Nous avons donc choisi d'établir les comparaisons du DTT_m avec les fractions EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5}. Le tableau 4.1 donne les coefficients de corrélation Pearson (r^2), ainsi que les niveaux de significativité ou les probabilités (p -value) associés. D'entrée, on observe que le DTT_m est corrélé à la fraction de carbone suie (EC) de la particule PM_{2.5}, aussi bien en saison sèche qu'en saison humide. Les corrélations positives suggèrent que les espèces carbonées (EC et OC) sont essentielles pour l'activité oxydante des PM_{2.5}. Les coefficients de corrélation du DTT_m avec le EC/PM_{2.5} (resp. OC/PM_{2.5}) sont de 0,53 et 0,65 (resp. 0,31 et 0,39) sur A1 et K1 respectivement pendant la CSS. Ils sont de 0,44 et de 0,91 (resp.

0,22¹ et 0,60) pendant la CSH, avec une *p-value* > 0,05 pour le OC/PM_{2.5} sur A1 pendant la CSH. Cette valeur *p-value* (probabilité) montre le manque de significativité de la corrélation à laquelle elle est associée. Ainsi, contrairement à Saffari et al. (2014), l'activité oxydante est ici plus corrélée avec EC qu'avec OC. C'est par contre en accord avec les résultats de Geller et al. (2006) qui montre que l'activité du DTT des particules émises par les véhicules diesel est plus importante que celle des véhicules essence, respectivement 0,039 ± 0,05 contre 0,025 ± 0,03 nmol.min⁻¹.µg⁻¹. Li et al. (2009) ont également démontré que l'activité redox donnée par la méthode du DTT est plus importante pour des particules d'échappement diesel vieilles par l'ozone (O₃) par rapport aux particules diesel fraîchement émises. D'autres études telles que Li Q. et al. (2013), Jiang et al. (2019) et Li R. et al. (2019) ont aussi mis en évidence le lien entre l'activité oxydante des aérosols et le EC. Ces corrélations permettent de mettre en évidence le caractère oxydant des particules de diesel et leur dangerosité en Afrique sub-saharienne.

Les coefficients de corrélation (tableau 4.1) sont plus élevés pendant la CSS que pendant la CSH à Abidjan, mais c'est le contraire qui est observé à Korhogo. Les corrélations plus importantes à Korhogo par rapport à Abidjan confirment l'hypothèse, selon laquelle le site K1 est directement influencé par les différentes sources environnantes, par rapport au site A1 qui est plutôt un site urbain de fond. En effet, à Abidjan les corrélations entre le DTTm et les fractions de EC et OC varient moins d'une saison à une autre. Tandis qu'à Korhogo, des corrélations satisfaisantes sont observées pendant la CSS et encore plus pendant la CSH, et ce malgré la baisse de concentration des PM_{2.5}. Un lien entre fractions carbonées (EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5}) et activité oxydante des aérosols ayant été établi, il est nécessaire maintenant de regarder si les différentes fractions chimiques de l'aérosol peuvent permettre de déterminer l'activité oxydante (DTTm).

Tableau 4.1 : Corrélations entre le DTTm et les fractions des espèces carbonées (EC et OC) dans les PM_{2.5}, avec les probabilités (*p-value*) associées

Site	Saison	Espèce/PM _{2.5}	DTTm	
			<i>r</i> ²	<i>p-value</i>
A1	CSS	EC/PM _{2.5}	0,53	1,04.10 ⁻⁷
		OC/PM _{2.5}	0,31	3,66.10 ⁻³
	CSH	EC/PM _{2.5}	0,44	2,20.10 ⁻⁵
		OC/PM _{2.5}	0,22	4,27.10 ⁻²
K1	CSS	EC/PM _{2.5}	0,65	6,24.10 ⁻¹²
		OC/PM _{2.5}	0,39	1,70.10 ⁻⁴
	CSH	EC/PM _{2.5}	0,91	2,14.10 ⁻³⁰
		OC/PM _{2.5}	0,60	4,72.10 ⁻⁹

¹ *p-value* > 0,05

Les figures 4.12 et 4.13 présentent les régressions linéaires entre le DTTm et les fractions EC/PM_{2.5} (a et c) et OC/PM_{2.5} (b et d) à Abidjan (a et b) et Korhogo (c et d) respectivement pendant la CSS et la CSH. Ces figures présentent les coefficients de détermination plus importants pour les régressions linéaires de DTTm avec EC/PM_{2.5} qu'avec OC/PM_{2.5}, que ce soit à Abidjan ou à Korhogo en saison sèche ou en saison humide. En saison sèche, ils sont de 0,28 et 0,09 respectivement pour EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5} à Abidjan et 0,42 et 0,15 à Korhogo alors qu'en saison humide, ils sont de 0,19 et 0,04 respectivement pour EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5} à Abidjan et 0,82 et 0,36 à Korhogo.

A Abidjan, les coefficients de détermination (figure 4.13) sont moins importants voir insignifiants pendant la CSH par rapport à ceux de la CSS, contrairement à Korhogo, où nous observons des coefficients de détermination plus importants pendant le CSH. Les droites de régressions sont également plus représentatives à Korhogo par rapport à Abidjan, ce qui confirme les corrélations entre EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5} et DTTm observées sur ces deux sites. Pour rappel, les fractions EC/PM_{2.5}, OC/PM_{2.5} représentent respectivement 8,5% et 10,7% à Abidjan et 6,7% et 15,8% à Korhogo pendant la CSS, et pendant la CSH, 6,3% et 6,7% à Abidjan, et 5,7% et 10% à Korhogo. A Abidjan, les variations saisonnières des coefficients de régression s'accordent avec celles des rapports des fractions étudiées. A Korhogo, les corrélations plus significatives en saison humide qu'en saison sèche, contrairement aux fractions étudiées, peuvent signifier que l'activité oxydante dépend aussi de paramètres météorologiques, associés à l'influence de sources régionales et des transformations physico-chimiques associées. Comme dit plus haut, une analyse plus approfondie entre le DTTm et les fractions des espèces chimiques (EC, OC et WSI) sera poursuivie dans la suite pour les sites A1 et K1 en mesure hebdomadaire dans le but de mieux comprendre ces relations.

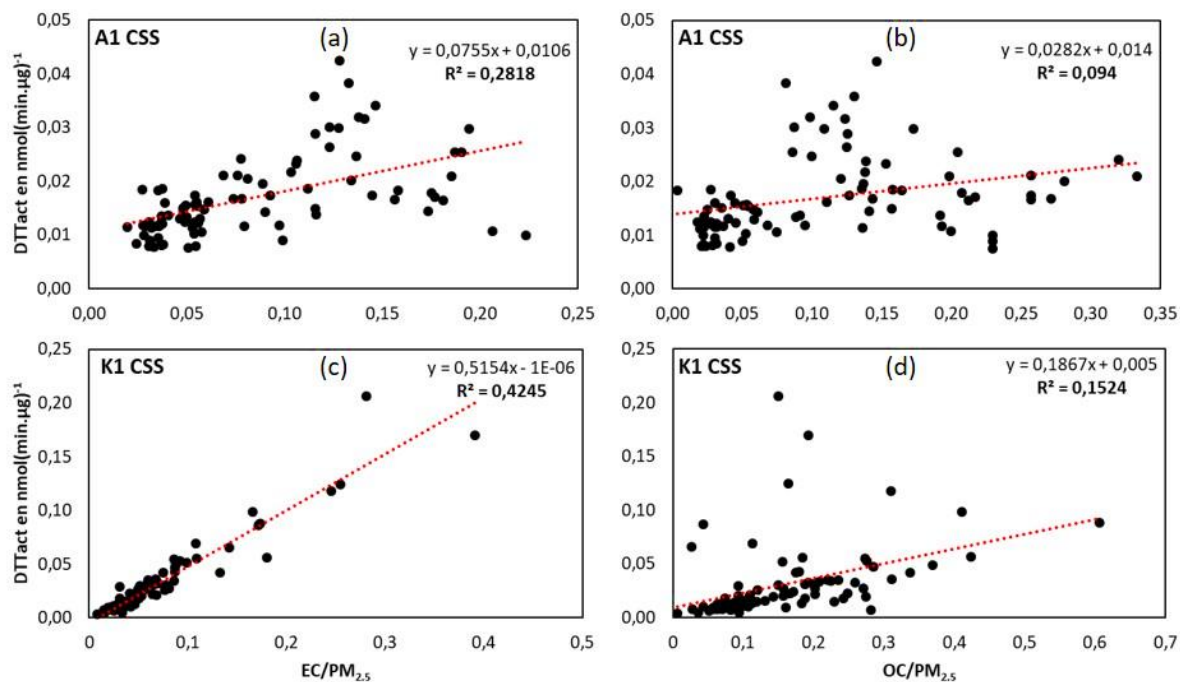


Figure 4.12 : Régressions linéaires entre le DTTm et les fractions EC/PM_{2.5} (à gauche) et OC/PM_{2.5} (à droite), obtenues à partir des mesures journalières à Abidjan (haut) et Korhogo (bas) pendant la CSS.

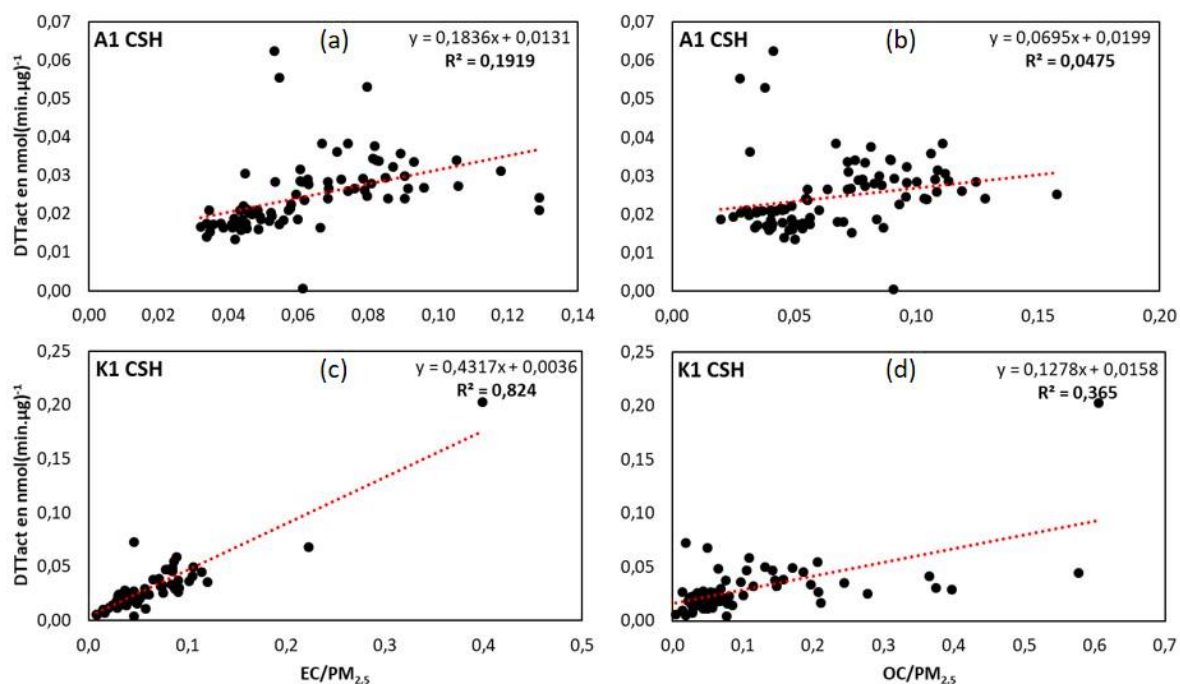


Figure 4.13 : Régressions linéaires entre le DTTm et les fractions EC/PM_{2.5} (à gauche) et OC/PM_{2.5} (à droite), obtenues à partir des mesures journalières à Abidjan (haut) et Korhogo (bas) pendant la CSH.

4.3. Activités oxydantes hebdomadaires et composition chimique des aérosols PM_{2.5}

4.3.1. Activités oxydantes hebdomadaires et fractions carbonées (EC et OC)

Les échantillons d'aérosols PM_{2.5} collectés hebdomadairement sur l'ensemble des sites ont été soumis également au test du DTT. Les paramètres statistiques tirés des données pour l'ensemble des sites sont présentés dans l'annexe 40. En moyenne, le DTTm pour les échantillons hebdomadaires est de $0,03 \pm 0,02 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ sur chacun des sites d'Abidjan, mais $0,02 \pm 0,03 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ et $0,04 \pm 0,05 \text{ nmol.min}^{-1}.\mu\text{g}^{-1}$ sur respectivement K1 et K2. Par contre, l'activité oxydante volumique (DTTv) présente plus de variabilités : en moyenne on a $0,56 \pm 0,35 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$, $1,30 \pm 0,74 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$, $1,16 \pm 0,69 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$, $0,91 \pm 0,82 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ et $0,84 \pm 0,99 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ respectivement sur les sites A1, A2, A3, K1 et K2. Les valeurs de DTTv les plus importantes sont observées à Abidjan sur le site A2 (site Trafic), suivi du site A3 (sites Trafic et Résidentiel) et enfin le site A1 (site urbain de fond). Les fortes valeurs de DTTv relevées sur le site A2 avec des fractions de EC plus importantes, dues aux véhicules diesel peuvent expliquer ces résultats. En effet, en moyenne sur le site A2, EC représente 22 % des PM_{2.5}, contre 13%, sur les sites A1 et A3, et 7% et 8% respectivement sur les sites K1 et K2.

A Korhogo, les valeurs moyennes de DTTv des 2 sites sont proches, avec un léger avantage pour le site K1 par rapport à K2. Cependant, les 2 sites de Korhogo sont des sites influencés par la source Trafic et les feux domestiques. Comme on l'a vu plus haut, pendant les saisons sèches et humides, les valeurs moyennes de DTTm varient peu, donc il n'y a pas de changement significatif de l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5} (figures 4.7, 4.8, 4.9 et 4.10). Par contre, des valeurs plus importantes de DTTv sont observées pendant les saisons sèches sur l'ensemble des sites, à l'exception du site A2 où le DTTv reste important quelle que soit la saison. En effet, ce site est sous l'influence de la source trafic, dont les émissions sont constantes dans l'année. Il est à noter que la première saison sèche étudiée (SS1) enregistre les plus fortes valeurs de DTTv, notamment sur le site K2, avec $3,06 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$, supérieures de 1,5 à 3 fois celles observées sur les autres sites pendant la même saison (annexe 40).

Le tableau 4.2 présente un résumé de l'analyse de corrélation, avec les coefficients de corrélation (r^2) et les probabilités (niveaux de significativité à 95%, p -value) entre le DTTm et les fractions EC/PM_{2.5}, OC/PM_{2.5} et TC/PM_{2.5}. Les coefficients de corrélation sont en 3 classes : $r^2 > 0,5$, $0,1 < r^2 < 0,5$ et $r^2 < 0,1$. L'ensemble des corrélations sont déterminées pour une significativité de 95% (p -value < 0,05). Les corrélations entre DTTm et EC/PM_{2.5} sont toujours plus importantes que celle avec OC/PM_{2.5} et TC/PM_{2.5}. Le tableau 4.2 donne des coefficients de corrélation entre EC/PM_{2.5} et DTTm de 0,8, 0,79 et 0,55 respectivement sur les sites A1, K1 et K2, mais insignifiants, voire

négatifs sur les sites A2 et A3. Les corrélations de l'activité oxydante massique (DTTm) avec EC/PM_{2.5} sont en accord avec les résultats obtenus par Geller et al. (2006) et Saffari et al. (2014). En Côte d'Ivoire, ils peuvent être dus à la prépondérance des véhicules diesel, comme cela a été montré par Li Q. et al. (2013), Jiang et al. (2019) et Li R. et al. (2019). Cependant, le manque de corrélation entre DTTm et EC/PM_{2.5} sur le site A2 et A3 (sites sous influence de la source trafic) peut être attribué aux séries de données moins complètes par rapport à ceux des 3 autres sites. En effet, les séries des sites A2 et A3 ne couvrent pas de façon régulière les différentes saisons sèches et humides.

Les coefficients de corrélation du DTTm avec OC/PM_{2.5} ne sont pas déterminants sur l'ensemble des sites (à l'exception du site K1) quand on les étudie en moyenne annuelle, contrairement aux mesures journalières. En effet, les mesures journalières sont saisonnières, ce qui donne une signature spécifique aux aérosols atmosphériques collectés. L'étude saisonnière présentée dans le paragraphe suivant viendra compléter ces conclusions pour les sites A1 et K1.

Tableau 4.2 : Corrélations entre le DTTm et les fractions des espèces carbonés (EC et OC) dans les PM_{2.5}, avec les probabilités (*p-value*) associées

Site	Espèce/PM _{2.5}	DTTm		N
		<i>r</i> ²	<i>p-value</i>	
A1	EC/PM _{2.5}	0,8	1,5.10 ⁻¹⁸	64
	OC/PM _{2.5}	-0,06	3,9.10 ⁻²¹	64
	TC/PM _{2.5}	0,64	1,8.10 ⁻²⁷	64
K1	EC/PM _{2.5}	0,79	4,5.10 ⁻¹¹	64
	OC/PM _{2.5}	0,33	1,6.10 ⁻⁴	64
	TC/PM _{2.5}	0,58	2,9.10 ⁻¹⁵	64
A2	EC/PM _{2.5}	0,20	1,6.10 ⁻²⁸	64
	OC/PM _{2.5}	-0,05	4,3.10 ⁻¹²	64
	TC/PM _{2.5}	0,08	5,9.10 ⁻²⁶	64
A3	EC/PM _{2.5}	-0,15	2,3.10 ⁻⁸	22
	OC/PM _{2.5}	-0,34	8,9.10 ⁻⁶	22
	TC/PM _{2.5}	-0,28	1,1.10 ⁻⁸	22
K2	EC/PM _{2.5}	0,55	5,9.10 ⁻¹⁶	60
	OC/PM _{2.5}	0,11	4,8.10 ⁻¹⁶	60
	TC/PM _{2.5}	0,37	6,8.10 ⁻²¹	60

*r*² est le coefficient de corrélation de Pearson

p-value déterminé pour un niveau de confiance de 95%

N : Nombre d'observation

4.3.2. Activités oxydantes et espèces chimiques particulières sur les sites A1 et K1

4.3.2.1. Evolutions interannuelles des activités oxydantes sur les sites A1 et K1

Les sites A1 et K1 présentent les bases de données les plus importantes en termes de nombre d'échantillons, mais aussi d'espèces chimiques analysées.

Les figures 4.14 et 4.15 présentent les évolutions interannuelles des moyennes mensuelles des activités oxydantes massiques (DTTm) et volumiques (DTTv) des sites A1 et K1. Les moyennes mensuelles sont issues des analyses des échantillons journaliers et hebdomadaires. On observe sur les figures 4.14 et 4.15 une augmentation de l'activité oxydante volumique (DTTv) pendant les saisons sèches, avec des pics plus élevés pendant la SS1 que pendant la SS2, à la fois sur les sites A1 et K1. Or, les concentrations des PM_{2.5} ainsi que celles des OC pendant la SS1 étaient inférieures à celles de la SS2 sur les sites A1 alors que celles des EC y étaient supérieures. Sur K1, les concentrations des espèces PM_{2.5}, OC et EC étaient plus élevées pendant la SS1 que pendant la SS2. Ces variations expliquent la plus faible capacité oxydante de l'aérosol PM_{2.5} observées à Abidjan par rapport à Korhogo. Par ailleurs, elles suggèrent que la capacité oxydante de l'aérosol est gouvernée par la contribution relative de EC à Abidjan alors que celle de OC joue également un rôle à Korhogo. Sur les 2 sites, on remarque une légère augmentation du DTTv pendant les saisons humides, qui n'est pas en accord avec l'évolution de EC et OC observée. Ces variations peuvent être dues à un changement de la composition chimique des PM_{2.5} pendant les SH1 et SH2, comme le montrent les figures 3.6 et 3.7.

A Korhogo, les valeurs de DTTm pendant la SH1 sont plus importantes (facteur 2 à 5) que pendant la SH2, mais aussi par rapport aux moyennes des saisons sèches : ces variations ont déjà été observées sur les mesures journalières (paragraphe 4.2.2). A Abidjan, on observe des valeurs très élevées de DTTm en 2018 (0,044 nmol.min⁻¹.μg⁻¹) par rapport en 2019 (0,017 nmol.min⁻¹.μg⁻¹). Ces variations sont en accord avec celles de EC/PM_{2.5} qui passe de 19 % en 2018 à 11% en 2019. De même à Korhogo, le DTTm est en 2018, de 0,05 nmol.min⁻¹.μg⁻¹ en moyenne contre 0,02 nmol.min⁻¹.μg⁻¹ en 2019 : ici encore, on observe une baisse du contenu en EC des PM_{2.5} de 50% entre 2018 et 2019.

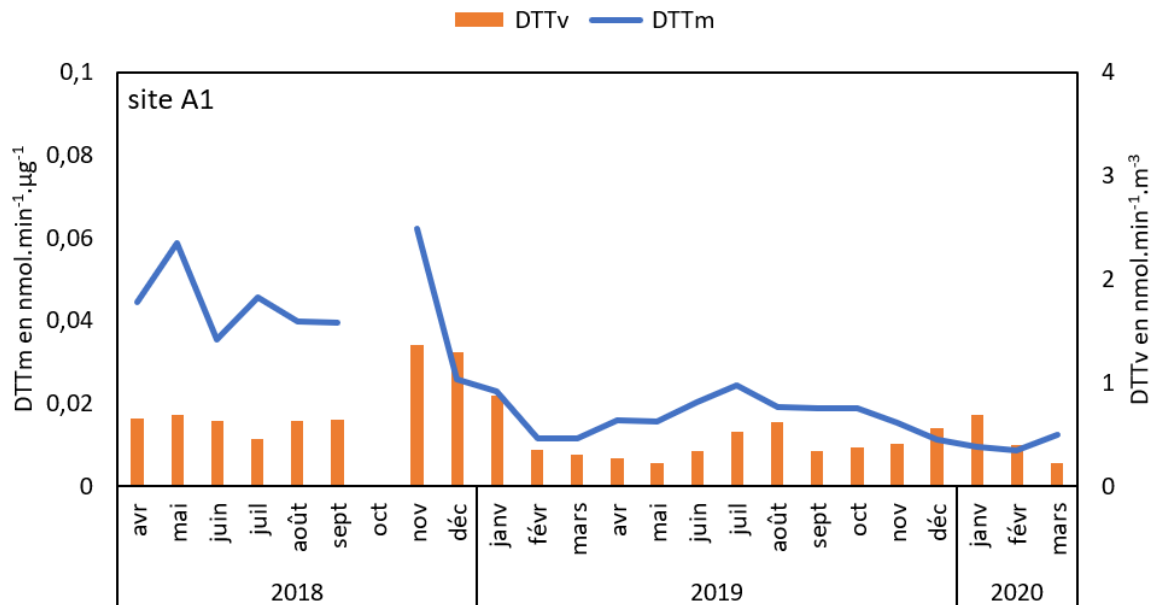


Figure 4.14 : Activités oxydantes mensuelles du DTTm (ligne bleue) et DTTv (barres orange) des aérosols PM_{2.5} collectés sur le site A1.

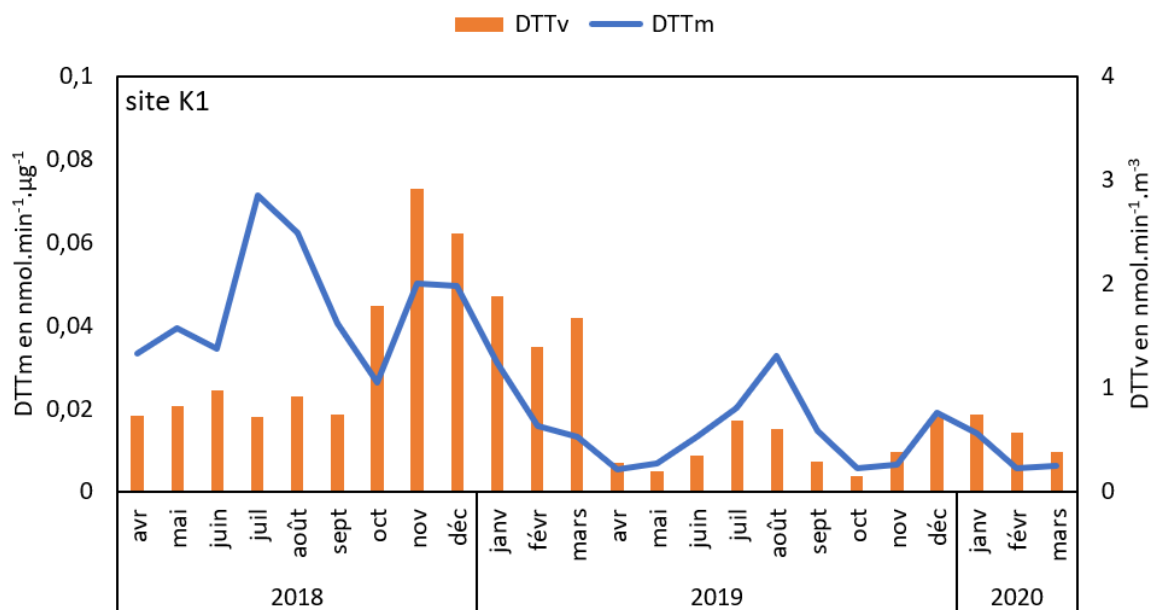


Figure 4.15 : Activités oxydantes mensuelles du DTTm (ligne bleue) et du DTTv (barres orange) des aérosols PM_{2.5} collectés sur le site K1.

4.3.2.2. Analyse des corrélations entre le DTTm et les fractions des différentes espèces particulières (EC, OC et WSI)

Le tableau 4.3 présente les moyennes des coefficients de corrélation sur la période d'étude (r^2) et les probabilités (niveaux de significativité à 95%, $p\text{-value} < 0,05$) entre le DTTm et les fractions des espèces analysées dans les PM_{2.5}. Les échantillons qui avaient des concentrations (fractions)

de l'espèce nulles ont été exclus, car les valeurs nulles sont dues à la limite de détection et non à l'absence de l'espèce dans l'échantillon d'aérosol collecté. Ce qui explique des nombres (N) d'observations différents.

Les espèces dont les fractions sont corrélées avec le DTTm sont différentes entre les sites A1 et K1, à l'exception du EC/PM_{2.5} (avec 0,67 et 0,78 respectivement sur Abidjan et Korhogo), ce qui souligne à nouveau l'impact de la source diesel qui semble impacter davantage le site de Korhogo que celui d'Abidjan à cause du trafic routier intense des cars de transport sur la route voisine. A Abidjan, le CH₃COO⁻ et le Mg²⁺ ont des corrélations supérieures à 50%, ce qui souligne la capacité oxydante de ces espèces. Elle paraît évidente pour le CH₃COO⁻ compte tenu des corrélations observées entre le DTT et la partie soluble du carbone organique dans la littérature déjà citée. Par ailleurs, selon Ntziachristos et al. (2007), la capacité d'une espèce à participer à l'activité oxydante de l'aérosol est liée à la forme sous laquelle ces espèces sont présentes dans l'aérosol. Les ions inorganiques tels que certains oligo-éléments solubles dans l'eau (Mg) ici remarqué, mais également le nitrate (NO₃⁻), le sulfate (SO₄²⁻) et l'ammonium (NH₄⁺) peuvent être corrélés avec le DTT (Verma et al., 2009) bien qu'aucune de ces espèces ne soit mécaniquement active dans le test au DTT (Cho et al., 2005).

Ces corrélations permettent d'identifier des espèces liées à l'activité oxydante des aérosols PM_{2.5}. Cependant, le faible nombre d'espèces corrélées nous recommande d'élargir le nombre d'espèces et de famille d'espèces à étudier, en incluant les métaux, les éléments traces et les HAP, leurs liens avec l'activité oxydante mesurée par le test du DTT ayant été établis par d'autres auteurs (Guariero et al., 2014). Ces nouvelles mesures auront pour effet non seulement de diminuer la fraction d'aérosols PM_{2.5} inexplicée, mais également d'améliorer la reconstruction de l'activité oxydante à partir de la composition chimique de l'aérosol.

Tableau 4.3 : Coefficients de corrélation entre le DTTm et les fractions espèces/PM_{2.5}, avec les probabilités (*p-value*) associées, moyennés sur la période d'étude.

Espèce/PM _{2.5}	Site A1			Site K1		
	DTTm		N	DTTm		N
	r ²	p-value		r ²	p-value	
EC/PM _{2.5}	0,67	4,34.10 ⁻²⁴	90	0,78	7,77.10 ⁻¹⁷	82
OC/PM _{2.5}	-0,03	2,42.10 ⁻²⁷	90	0,22	3,37.10 ⁻¹⁹	82
TC/PM _{2.5}	0,47	1,49.10 ⁻³³	90	0,48	1,51.10 ⁻²³	82
CH ₃ COO ⁻ /PM _{2.5}	0,59	4,24.10 ⁻¹⁴	52	0,00	2,56.10 ⁻⁸	51
HCOO ⁻ /PM _{2.5}	-0,08	3,70.10 ⁻²⁰	71	0,40	1,58.10 ⁻¹¹	71
C ₂ O ₄ ²⁻ /PM _{2.5}	0,04	1,70.10 ⁻¹⁵	80	0,35	8,51.10 ⁻¹¹	78
Cl ⁻ /PM _{2.5}	0,33	7,24.10 ⁻²⁰	83	0,05	1,56.10 ⁻¹⁰	80
NO ₃ ⁻ /PM _{2.5}	0,44	1,85.10 ⁻⁵	83	-0,04	4,08.10 ⁻²	81
SO ₄ ²⁻ /PM _{2.5}	0,01	1,46 .10 ⁻⁴	83	0,38	3,11.10 ⁻³	80
Na ⁺ /PM _{2.5}	0,43	3,97.10 ⁻¹⁶	83	0,21	2,12.10 ⁻¹¹	81
NH ₄ ⁺ /PM _{2.5}	0,26	4,15.10 ⁻⁶	83	0,35	6,06.10 ⁻⁹	81
K ⁺ /PM _{2.5}	0,04	2,46.10 ⁻⁶	83	0,23	6,13.10 ⁻⁸	81
Mg ²⁺ /PM _{2.5}	0,56	6,12.10 ⁻²²	83	0,07	2,48.10 ⁻¹²	81
Ca ²⁺ /PM _{2.5}	0,34	2,14.10 ⁻¹⁷	83	0,06	9,22.10 ⁻⁷	81

r² est le coefficient de corrélation de Pearson

p-value déterminé pour un niveau de confiance de 95%

N : Nombre d'observation

Le tableau 4.4 présente les corrélations entre l'activité oxydante massique (DTTm) et les fractions des espèces des PM_{2.5} pendant les saisons sèches (SS1 et SS2) et les saisons humides (SH1 et SH2). Ces corrélations sont déterminées pour un niveau de significativité de 95%, et des p-value < 0,05 sont observés pour 26 et 21 échantillons concernés respectivement à Abidjan et Korhogo en saison sèche et 59 échantillons en saison humide. On observe à Abidjan pendant la saison sèche (SS1 + SS2) des corrélations entre le DTTm et les fractions des NO₃⁻/PM_{2.5}, SO₄²⁻/PM_{2.5}, Na⁺/PM_{2.5}, NH₄⁺/PM_{2.5}, K⁺/PM_{2.5} et Mg²⁺/PM_{2.5} supérieures à 0,5, et des corrélations plus faibles avec les fractions carbonées, particulièrement pour EC/PM_{2.5} et OC/PM_{2.5}. Ces observations montrent l'influence plus importante des différentes sources contributrices des WSI aux aérosols PM_{2.5} identifiée pendant les saisons sèches (Chapitre 3) et leurs impacts sur l'activité oxydante des aérosols. Pendant les SH1 et SH2, les fractions corrélées avec les DTTm sont celles du EC, TC et du Mg²⁺, comme c'était le cas pour la série complète évoquée dans le paragraphe précédent.

A Korhogo, le tableau 4.4 montre de faibles différences entre les saisons sèches et les saisons humides. Les coefficients de corrélation entre DTTm et EC/PM_{2.5} sont élevés : de 0,57 et 0,81 respectivement pendant les saisons sèches et humides. Les corrélations avec OC/PM_{2.5} sont plus faibles mais en moyenne plus importantes que sur le site d'Abidjan. Par ailleurs, on observe une légère augmentation des coefficients de corrélation de certains WSI, pendant les saisons humides par rapport aux saisons sèches.

Les corrélations entre le DTTm et les fractions des espèces chimiques ne présentent pas de spécificité particulière entre les saisons sèches et les saisons humides. Ainsi, seules les sources environnantes influent sur l'activité oxydante intrinsèque (DTTm) des aérosols, après analyse de toute la base de données.

Tableau 4.4 : Coefficients de corrélation entre le DTTm et les fractions espèces/PM_{2.5}.

Espèces/PM _{2.5}	A1		K1	
	DTTm SS1 et SS2	DTTm SH1 et SH2	DTTm SS1 et SS2	DTTm SH1 et SH2
EC/PM _{2.5}	0,37	0,76	0,57	0,81
OC/PM _{2.5}	0,23	0,00	0,12	0,28
TC/PM _{2.5}	0,35	0,61	0,26	0,55
CH ₃ COO ⁻ /PM _{2.5}	-0,17	0,38	-0,23	-0,14
HCOO ⁻ /PM _{2.5}	0,24	-0,19	-0,11	0,43
C ₂ O ₄ ²⁻ /PM _{2.5}	0,20	0,39	-0,09	0,04
Cl ⁻ /PM _{2.5}	0,31	0,47	0,02	-0,06
NO ₃ ⁻ /PM _{2.5}	0,65	-0,14	-0,03	0,34
SO ₄ ²⁻ /PM _{2.5}	0,63	-0,11	0,03	0,31
Na ⁺ /PM _{2.5}	0,61	0,39	-0,19	0,22
NH ₄ ⁺ /PM _{2.5}	0,54	0,15	0,13	0,36
K ⁺ /PM _{2.5}	0,65	0,01	0,06	0,29
Mg ²⁺ /PM _{2.5}	0,54	0,52	-0,12	0,06
Ca ²⁺ /PM _{2.5}	0,42	0,42	-0,12	0,08

4.4. Activité oxydante des aérosols

La figure 4.16 présente une revue des valeurs de DTTv à l'échelle logarithmique obtenues dans cette thèse et dans quelques études menées dans le monde. Nous avons choisi de présenter les études basées sur un grand nombre de sites de mesure (aux différentes caractéristiques), pour plusieurs tailles aérosols (PM_{0.18}, PM_{0.25}, PM_{0.25-2.5}, et PM_{2.5}). Un tableau plus complet incluant d'autres classes d'aérosols (PM_{7.2}, PM_{2.5-10}, PM₁₀ et TSP), est disponible en annexe 41. Il faut dire que cette technique d'analyse certes d'avenir, n'est pas encore très répandue surtout en Afrique, où nous n'avons pas trouvé d'études antérieures.

Les valeurs de l'activité oxydante volumique, DTTv obtenues sur nos sites varient de manière importante, avec comme on l'a vu, 0,56, 0,91, 1,32, 0,98 et 0,84 nmol.min⁻¹.m⁻³, respectivement sur les sites A1, K1, A2, A3 et K2, avec un maximum pour le site A2 (site trafic), suivi par le site A3 (site urbain) et un minimum pour le site A1 (site urbain de fond). A Korhogo, les 2 sites ont des valeurs de DTTv du même ordre de grandeur, légèrement supérieures sur le site K1 (site urbain de fond) par rapport au site K2 (site trafic). Cependant le site K2 est soumis à un type de trafic (2 roues 4 temps principalement) différent par rapport au site trafic A2 (véhicules majoritairement

diesel). Ce qui souligne l'influence de particules issues des moteurs diesel sur l'activité oxydante, comme l'ont montré Geller et al. (2006).

L'activité oxydante des $PM_{2.5}$ est la plus étudiée dans le monde. Sur cette fraction de taille, les sites Trafic -tunnel ont les niveaux de DTTv les plus élevés : $23,9 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour Steenhof et al. (2011) et $21,2 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour Janssen et al. (2014) au Pays-Bas. Ensuite viennent les sites urbains, plus ou moins marqués par une ou plusieurs sources, comme nos sites. La figure 4.16 montre que les valeurs de DTTv obtenues à partir des échantillons de notre étude sont du même ordre de grandeur que celles observées dans le monde, notamment par Ntziachristos et al. (2007), Steenhof et al. (2011), Janssen et al. (2014), Verma et al. (2014) et Chirizzi et al. (2017) pour le même type de site. Ainsi, nous pouvons dire que l'aérosol $PM_{2.5}$ d'Abidjan et de Korhogo ont des activités oxydantes avec une réactivité similaire à celles observées dans le monde.

La figure 4.16 montre également que les valeurs de DTTv pour la classe d'aérosols $PM_{0.18}$ diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne des sources, avec $2,2 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$, $0,3 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ et $0,1 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ sur des sites Trafic – stop & go, Trafic – poids lourds et Rural (Steenhof et al., 2011) respectivement. Même constat pour Hu et al. (2008) à Los Angeles aux Etats-Unis qui donnent $0,17 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ en zone semi-industrielle, $0,15 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour un site Trafic – parking, $0,12 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour un site Trafic – routes principales, $0,10 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour un site urbain, $0,06 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour un site de fond et $0,04 \text{ nmol.min}^{-1}.\text{m}^{-3}$ pour un site résidentiel pour des $PM_{0.25}$. Des valeurs analogues présentées en annexe 41 sont observées pour les aérosols $PM_{0.25-2.5}$.

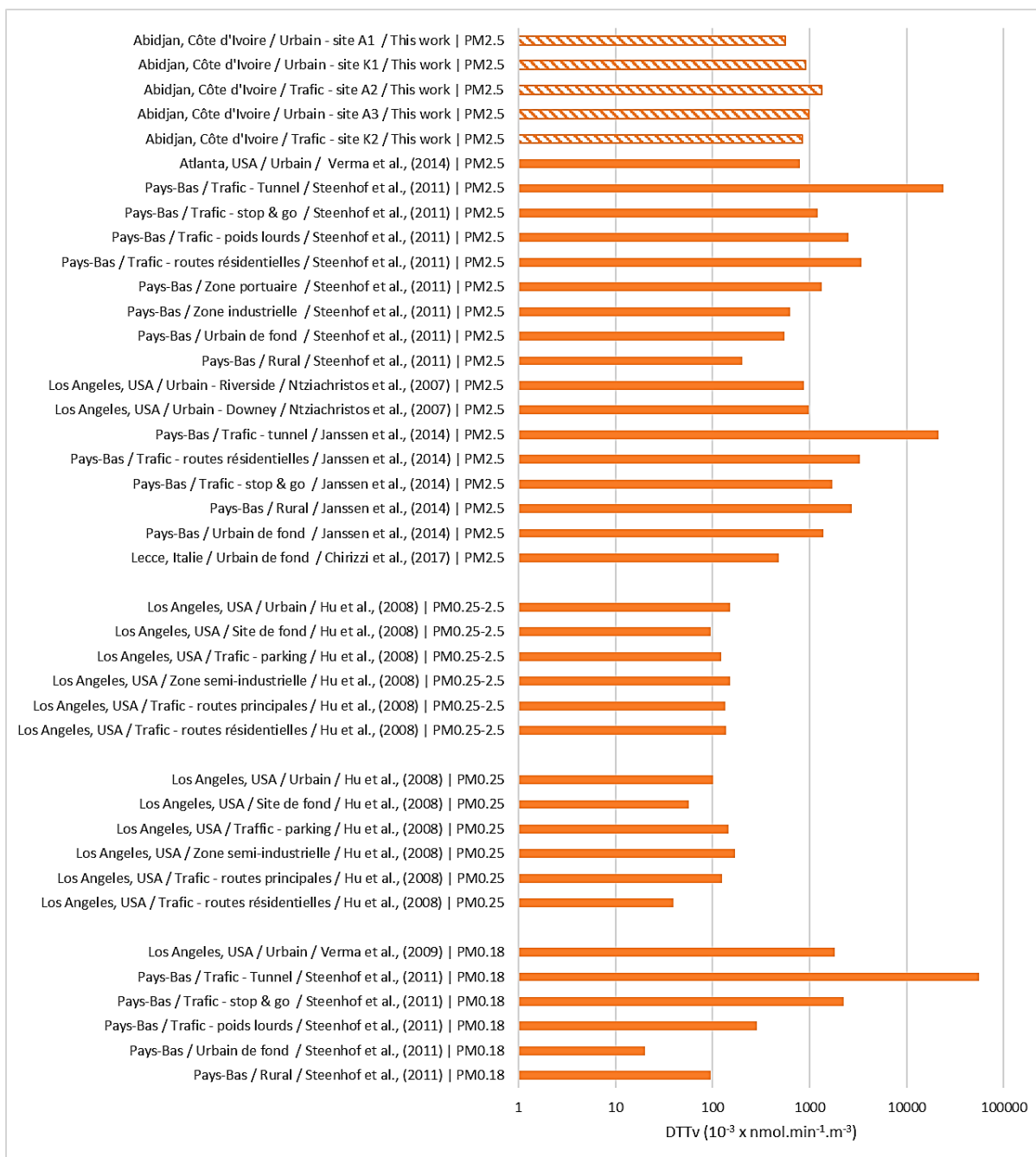


Figure 4.16 : Activités oxydantes volumiques (DTTv) obtenues sur les sites échantillonnés (en orange rayé) et dans d'autres études menées dans le monde (en orange plein).

Conclusion

La compréhension des mécanismes de réaction des aérosols dans l'organisme en est encore à l'étude, mais ses impacts sur la santé des populations ne font aucun doute. Qu'elles soient in vitro ou in vivo, cellulaire ou acellulaire, des études sont menées partout dans le monde. L'analyse de l'activité oxydante est l'une des pistes de plus en plus privilégiées, due à son coût et à l'absence de contraintes liées à l'utilisation des cellules humaines, contraintes bio-éthiques notamment. Le test

du DTT, basé sur la molécule du DTT (dithiothréitol) nous a permis d'analyser l'activité oxydante par unité de masse (DTTm) et par unité de volume (DTTv) des aérosols PM_{2.5} d'Abidjan et Korhogo collectés sur des filtres quartz. Les corrélations entre le DTTm et le NIOG (activité oxydante des échantillons normalisée par celles de la molécule de référence 1,4-NQ) sont excellents ($R^2 > 0,99$), validant les résultats obtenus. Aussi, les niveaux observés sur les échantillons journaliers et hebdomadaires de l'ensemble des sites sont du même ordre de grandeur. Les valeurs de DTTm sont en général plus grandes en saison humide qu'en saison sèche alors que c'est l'inverse pour le DTTv. Cela montre que le caractère oxydant de l'atmosphère est plus important en saison sèche. D'une manière générale également, les coefficients de corrélation sont plus importants entre l'activité oxydante massique DTTm et la fraction de EC dans les PM_{2.5}, ce qui souligne l'influence de la source Trafic (avec un parc dominé par le diesel) sur l'activité oxydante (propriétés intrinsèques) des aérosols anthropiques, aussi bien à Abidjan qu'à Korhogo. De plus, ces coefficients plus importants sur le site K1 que sur le site A1 ont soulevé l'impact de la proximité des sites des prélèvements de la source Trafic, notamment celle des poids lourds et des cars de transport interurbain à Korhogo. Il faut noter également le rôle du carbone organique sur les sites de Korhogo, un rôle moins important que prévu initialement. Des précédentes études ont en effet établi un lien fort entre le OC soluble (WSOC, pour Water Soluble of Organic Matter) et le DTTm (Hu et al., 2008, Biswas et al., 2009 et Verma et al., 2009). Ainsi, les corrélations faibles à Korhogo et quasi inexistantes à Abidjan peuvent être attribuées à la contribution du WSOC dans le OC, faible pour la source diesel et un peu plus élevée pour la source feux domestiques présentes sur le site de Korhogo uniquement.

Il sera intéressant de caractériser cette fraction d'aérosol (WSOC/PM_{2.5}) ainsi que d'autres espèces comme les éléments trace et les HAP afin de mieux expliquer la masse d'aérosol collecté et l'activité oxydante induite.

La comparaison de l'activité oxydante volumique DTTv aux données de la littérature (qui s'apparente aux concentrations atmosphériques) a permis d'une part de montrer que le DTTv est plus important pour les sites Trafic que pour les sites urbains ou ruraux étudiés, et d'autre part que les DTTv obtenus sur nos sites sont du même ordre de grandeur que ceux des études menées dans le monde. Vu les corrélations obtenues entre l'activité oxydante et les réponses au stress oxydant issues de tests cellulaire, l'analyse au DTT s'avère être une méthode accessible d'évaluation de l'impact sanitaire des aérosols.

**PARTIE 3 : VARIATIONS SPATIALES DE LA POLLUTION
PARTICULAIRE A ABIDJAN ET KORHOGO**

**CHAPITRE 5 : MESURE DES VARIATIONS SPATIALES DES CONCENTRATIONS
DES PARTICULES ATMOSPHERIQUES PARTICULAIRES A ABIDJAN ET
KORHOGO.**

Introduction

L'étude de l'exposition aux aérosols nécessite plusieurs approches afin de comprendre l'incidence de cette pollution sur la santé des populations urbaines. Malheureusement, contrairement aux pays développés, la plupart des villes des pays en développement n'ont pas de réseau de surveillance de la qualité de l'air.

En Afrique de l'Ouest, Dakar (au Sénégal) est la seule ville qui dispose d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air. Compte tenu de la diversité des sources anthropiques et de leur intensité qui devrait augmenter si aucune réglementation n'est mise en place (Lioussé et al., 2014), il est urgent de trouver des moyens adéquats de surveillance de la pollution dans les villes africaines. Des études menées en Afrique de l'Ouest ont montré des concentrations élevées de $PM_{2.5}$ et de PM_{10} dans plusieurs villes (voir annexe 35). Ces différentes études mettent en évidence la surexposition des populations aux particules atmosphériques avec des impacts économiques (Stern and van Dijk, 2017), et sur la mortalité (Cohen et al., 2005) et Global Burden of Disease Study 2010, Murray et al. (2012).

Ce chapitre présente des cartes de variations spatiales des concentrations des PM (PM_{10} et $PM_{2.5}$) élaborées à partir de données in situ, issues de campagnes intensives menées grâce à des capteurs à bas coût. Pendant ces campagnes, la méthodologie présentée dans le chapitre 2 a été mise en place et a permis d'échantillonner 34 sites de mesures dans les 2 villes (Abidjan et Korhogo).

Dans ce chapitre, les bases de données recueillies ainsi que certains paramètres météorologiques et de pollution régionale sont présentés dans un premier temps. Ensuite, les cartes de variations spatiales des PM d'Abidjan et Korhogo sont données. Puis des cartes de contributions relatives des particules fines aux particules grossières ainsi que les profils journaliers horaires des concentrations sont présentés. Ces résultats conduisent à une analyse des concentrations obtenues. Enfin, les concentrations obtenues sont comparées aux concentrations issues d'autres études menées en Afrique.

5.1. Bases de données et Météorologie

5.1.1. Contrôle qualité des données

L'utilisation des capteurs bas-coûts (low-cost) basé sur une mesure optique, nécessite une calibration. Suivant le type d'utilisation, la calibration peut être basique : comparaison avec une méthode de référence, ou plus complexe : élaboration de modèle de calibration. Dans notre cas

nous avons opté pour la méthode basique à cause des périodes de mesure relativement courtes, en moyenne 3 jours par site de mesure. En effet, nos campagnes de mesure ont eu lieu en saison sèche 2018/2019, pendant 14 et 20 jours respectivement à Korhogo, puis à Abidjan, ce qui ne rend pas judicieux d'utiliser un modèle de calibration. Cependant, pour un déploiement de ce type de capteurs, par exemple dans un réseau de surveillance de la qualité de l'air, les modèles de calibration sont indispensables. Ce qui permet de tenir compte des variabilités saisonnières, géographiques et météorologiques, mais aussi de la perte de précision de l'équipement dans le temps, comme le font Bahino et al. (2021) et Giordano et al. (2021).

Afin de réaliser la calibration des capteurs utilisés dans notre étude, nous avons donc tout d'abord effectué la moyenne géométrique des séries de concentrations, afin d'obtenir des concentrations moyennes journalières sur 20 sites à Abidjan et 14 à Korhogo. Ces concentrations moyennes journalières ont été comparées à celles obtenues par la méthode gravimétrique (méthode de référence). Cette comparaison montre que les concentrations des moyennes journalières sont systématiquement inférieures aux concentrations gravimétriques d'un facteur $2,7 \pm 1,1$ et $3,5 \pm 0,9$ pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement. L'écart-type de ces coefficients est plus élevé pour les PM_{10} que pour les $PM_{2,5}$, ces dernières ayant plus de points de comparaison. Il est à noter que ces valeurs sont en accord avec celles de Zuidema et al. (2019) qui ont montré la nécessité d'un facteur de correction de 2,9 pour un capteur photométrique optique (GP2Y1010AU0F, Sharp Electronics, Osaka, Japon) par rapport à la méthode gravimétrique. Par contre, Egondi et al. (2016) ont montré que les concentrations obtenues avec les échantillonneurs portables DustTrak II 8532 étaient surestimées par rapport à une méthode de référence.

Dans notre étude, les facteurs (2,7 et 3,5) ont été appliqués aux concentrations moyennes journalières de PM_{10} et $PM_{2,5}$ de l'ensemble des sites de mesure. Les tableaux 5.1 et 5.2 présentent les concentrations obtenues sur les sites de mesures d'Abidjan et Korhogo respectivement. Les données recueillies seront commentées dans la suite.

Tableau 5.1 : Concentrations moyennes, minimales et maximales des PM₁₀ et PM_{2.5} obtenues sur les sites d'Abidjan.

Site	PM ₁₀			PM _{2.5}		
	Moyenne ± SD	Min	Max	Moyenne ± SD	Min	Max
A1	60,8 ± 20,8	27	310,5	32,9 ± 13	17,5	175
A2	38,1 ± 18,6	10,8	1306,8	24,9 ± 9,5	10,5	301
A3	75,1 ± 22,1	37,8	1244,7	55,7 ± 18,9	31,5	749
A4	68,0 ± 22,1	21,6	561,6	33,6 ± 13	17,5	322
A5	78,8 ± 25,1	37,8	483,3	30,8 ± 9,5	14	423,5
A6	58,3 ± 12,4	32,4	162	54,5 ± 16,8	31,5	175
A7	160,4 ± 98,3	48,6	1738,8	113,4 ± 110,6	31,5	2054,5
A8	96,7 ± 47,3	29,7	1147,5	46,2 ± 20,65	21	987
A9	96,4 ± 59,7	37,8	847,8	91,7 ± 64,75	31,5	1085
A10	65,1 ± 27	18,9	594	36,8 ± 16,1	14	395,5
A11	44,8 ± 11,1	18,9	232,2	45,5 ± 13,3	28	325,5
A12	71,6 ± 25,1	32,4	807,3	73,6 ± 32,9	28	1078
A13	51,8 ± 25,9	18,9	985,5	52,5 ± 30,1	17,5	1386
A14	58,3 ± 45,9	8,1	1490,4	23,8 ± 14,35	7	367,5
A15	50,8 ± 15,7	21,6	297	43,8 ± 13,7	24,5	189
A16	60,2 ± 57,8	16,2	766,8	49,4 ± 24,6	14	766,5
A17	47 ± 14,6	16,2	307,8	36,8 ± 11,9	17,5	451,5
A18	125,3 ± 114,2	21,6	2351,7	46,6 ± 22,1	21	1676,5
A19	53,7 ± 22,1	16,2	818,1	24,5 ± 9,8	10,5	140
A20	120,7 ± 41,0	59,4	1312,2	91 ± 21,7	59,5	374,5

Tableau 5.2 : Concentrations moyennes, minimales et maximales des PM₁₀ et PM_{2.5} obtenues sur les sites de Korhogo

Site	PM ₁₀			PM _{2.5}		
	Moyenne + SD	Minimum	Maximum	Moyenne + SD	Minimum	Maximum
K1	241,9 ± 154,4	29,7	1590,3	62,4 ± 36,6	17,5	486,5
K2	534,7 ± 448,6	110,7	7762,5	218 ± 194,6	45,5	1771
K3	349,9 ± 199,7	121,5	2362,5	68,8 ± 47,8	28	1004,5
K4	212,2 ± 127,2	89,1	3539,7	90,9 ± 72,7	35	3017
K5	276,8 ± 181,4	81	2357,1	122,6 ± 96,8	35	1624
K6	374,4 ± 298,3	97,2	2635,2	140,9 ± 127,9	42	2285,5
K7	397,4 ± 264,2	86,4	4422,6	78,9 ± 80,9	17,5	2957,5
K8	245,1 ± 137,3	67,5	1698,3	54,3 ± 34,6	14	658
K9	241,4 ± 152,1	91,8	2108,7	100,5 ± 67,3	38,5	2964,5
K10	231,6 ± 180,9	86,4	7873,2	85,5 ± 56,6	35	1477
K11	475,1 ± 483,7	94,5	4257,9	121,1 ± 142	21	2012,5
K12	261,2 ± 210,5	86,4	2303,1	55,3 ± 51,1	21	633,5
K13	273,4 ± 411,4	35,1	3709,8	130,5 ± 175,8	21	3780
K14	446,7 ± 527,6	51,3	3024	195,1 ± 280,1	21	1816,5

5.1.2. Incertitude de l'interpolation

Le tableau 5.2 présente les valeurs de l'erreur absolue moyenne (MAE) et de la racine de l'erreur absolue moyenne (RMSE) afin d'observer les écarts entre les valeurs observées et les valeurs interpolées des PM₁₀ et des PM_{2,5}. Ces valeurs ne permettent pas de se rendre compte de la qualité des interpolations. Ainsi, nous avons décidé de calculer les coefficients de variation de l'erreur, qui sont des valeurs normalisées. Comme le montre le tableau 5.3, les coefficients de variation de l'erreur à Abidjan sont plus élevés qu'à Korhogo. Cela pourrait être dû à la taille de la zone d'étude, plus petite à Korhogo qu'à Abidjan. Cette analyse met aussi en évidence l'impact de la distance entre les sites de mesure sur les incertitudes.

Tableau 5.3 : Statistiques d'erreurs d'interpolation, où RMSE est la racine de l'erreur absolue moyenne en $\mu\text{g m}^{-3}$; MAE est l'erreur absolue moyenne en $\mu\text{g.m}^{-3}$ et CV est la moyenne du coefficient de variation de l'erreur en %.

Paramètres	Abidjan		Korhogo	
	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}
Root Mean Absolute Error (RMSE)	41,5	24,9	97,0	43,2
Mean Average Error (MAE)	31,0	19,98	105,6	40,0
% Coefficient of Variation des erreurs	42,5 ± 41,8	39,7 ± 29,2	33,4 ± 12,6	36,7 ± 31,7

5.1.3. Météorologie

Les températures moyennes quotidiennes montrent une fourchette de 32 à 36 °C à Korhogo et de 31 à 35 °C à Abidjan (<https://www.accuweather.com/fr/ci/cote-divoire-weather>). Ces moyennes journalières ne varient pas de plus d'un degré sur plusieurs jours consécutifs, suggérant une atmosphère stable.

Afin d'observer de manière spécifique l'impact des paramètres météorologiques et des pollutions régionales sur les sites de mesures intensives, nous présentons à présent des cartes de roses des vents, des rétro-trajectoires de type HYSPLIT ainsi que des cartes des feux et d'épaisseurs optiques, en relation avec chacune des campagnes menées à Korhogo puis à Abidjan.

Les roses des vents présentées à la figure 5.1 mettent en évidence les vents importants du sud-ouest (SW) à Abidjan (figure 5.1(a)) et du nord (N) et du nord-est (NE) à Korhogo (figure 5.1(b)). Le climat régional est défini par la position de la Zone de Convergence Intertropicale (ZCIT), qui régule la succession des saisons météorologiques (Nouaceur and Murarescu, 2020). Pendant la campagne de mesure, la ZCIT est située au-dessus de la latitude d'Abidjan, ce qui

favorise l'arrivée des masses d'air du sud à Abidjan et des masses d'air du nord à Korhogo où la température élevée et la faible humidité relative sont typiques des conditions de saison sèche.

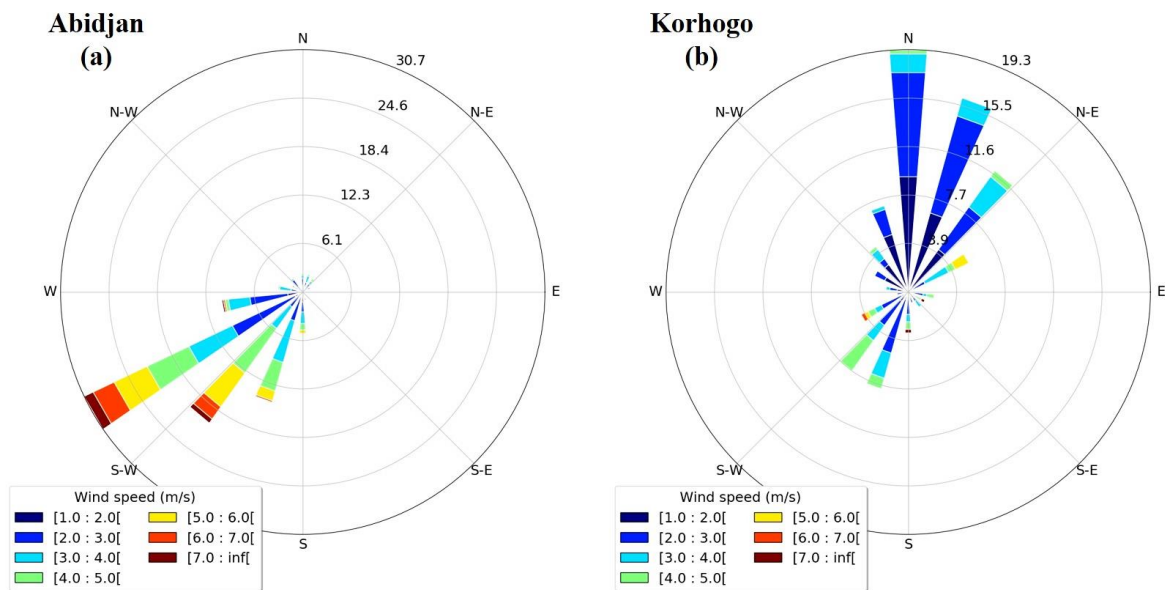


Figure 5.1 : Roses des vents à partir des données mesurées sur les stations synoptiques d'Abidjan (a) et Korhogo (b) pendant les périodes d'étude.

L'apport des sources régionales peut également influencer grandement les concentrations locales. En effet, les feux de savane des régions voisines, les aérosols désertiques et les aérosols marins sont pourvoyeurs d'aérosols.

Ces impacts probables sont confirmés par l'utilisation des trajectoires HYSPLIT (https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php) comme le montre la figure 5.2. Les trajectoires HYSPLIT représentent le mouvement des masses d'air arrivant dans les zones d'étude pendant les campagnes de mesure. La figure 5.2 montre des trajectoires rétrospectives de 21 et 14 jours avant les dates de fin de chaque campagne de mesure respectivement pour Abidjan et Korhogo. Elle donne un aperçu des origines dominantes des masses d'air au cours de la période de mesure. Comme prévu, Korhogo est sous l'influence des trajectoires nord tandis qu'Abidjan est sous l'influence des masses d'air sud, associées aux masses d'air provenant des côtes Gabonaises et Namibiennes.

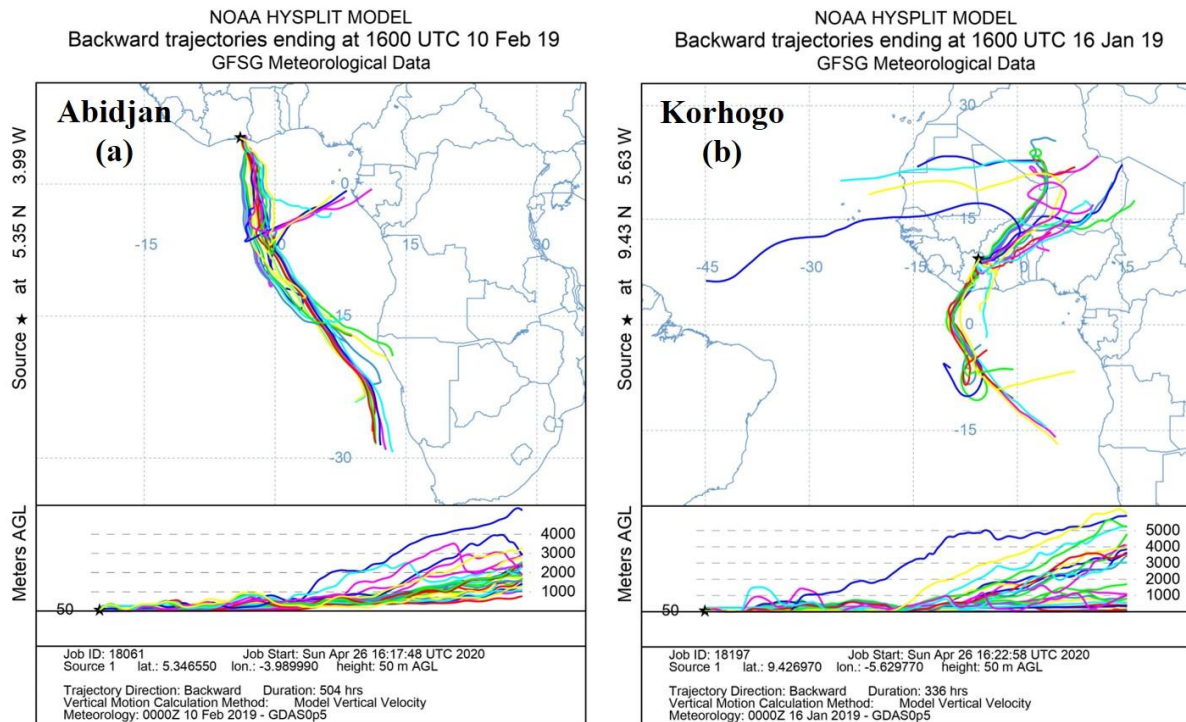


Figure 5.2 : Rétro-trajectoires (HYSPLIT) du 20/01 au 10/02/2019 à Abidjan (a) et du 03 au 16/01/2019 à Korhogo (b) évaluées à 50 m au-dessus du sol. (<https://ready.arl.noaa.gov/hypub-bin/trajtype.pl>)

Afin d'identifier les aérosols issus des sources régionales qui pourraient influencer les concentrations des sites à Abidjan et à Korhogo en suivant ces trajectoires, l'accent a été mis sur les cartes de feux actifs données par le satellite MODIS et les données d'épaisseur optique des aérosols (AOD) obtenues sur le site <https://neo.sci.gsfc.nasa.gov>. Les figures 5.3 présentent les feux actifs (a et b) et l'épaisseur optique des aérosols (c et d) en janvier (a et c) et février (b et d) 2019, dates représentatives de la période d'étude. La figure 5.3 associée aux rétro-trajectoires de la figure 5.2 montre que la ville de Korhogo est sous l'influence des vents régionaux qui transportent poussières du désert et aérosols des feux de biomasse provenant du nord et du sud de la ville. Alors qu'à Abidjan, les vents régionaux montrent que seuls les aérosols marins sont attendus.

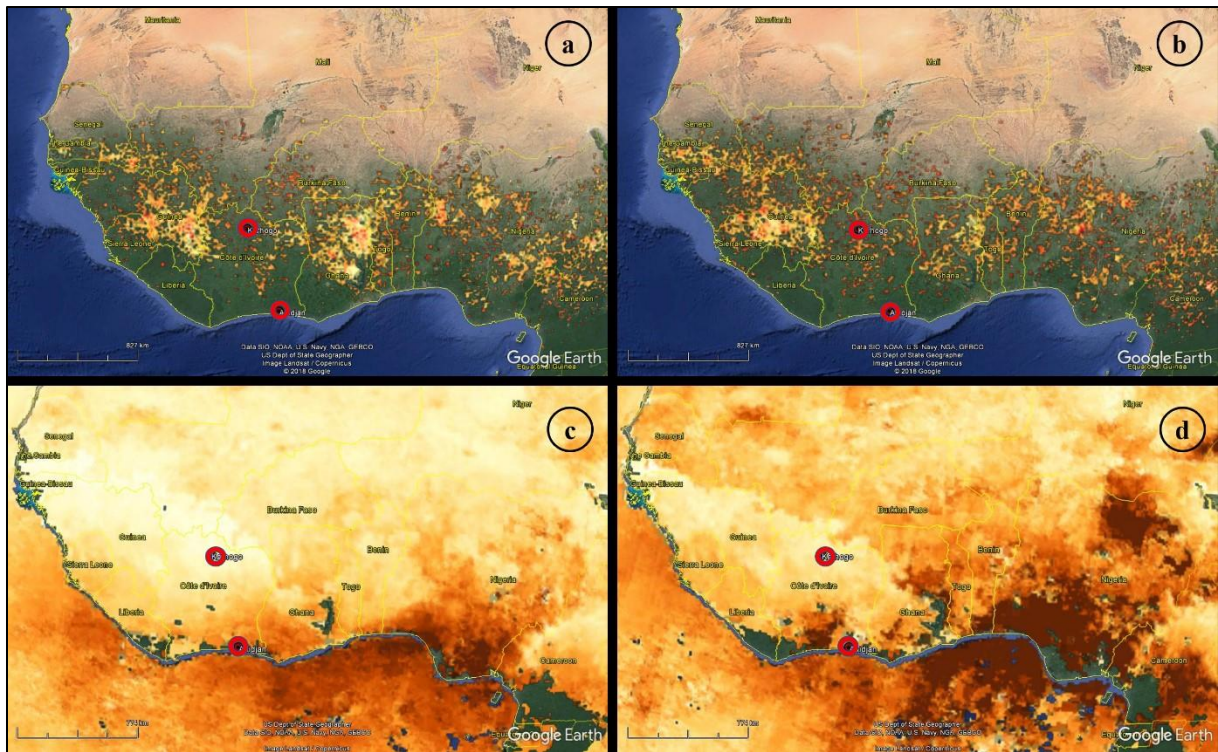


Figure 5.3 : Images des feux actifs MODIS (a et b) et des épaisseurs optiques des aérosols (<https://neo.sci.gsfc.nasa.gov>) (c et d) en janvier (a et c) et février (b et d). Les cercles rouges représentent les villes de mesure.

5.2. Variations spatiales des concentrations des PM

Les cartes de variation spatiale des PM_{10} et $PM_{2.5}$ sont obtenues par l'application de la méthode d'interpolation IDW sur les données obtenues à partir des campagnes de mesure d'Abidjan et de Korhogo. Elles sont présentées d'abord pour Abidjan puis pour Korhogo.

5.2.1. Abidjan

Les cartes de variation spatiale des concentrations de PM_{10} et de $PM_{2.5}$ d'Abidjan en saison sèche sont présentées respectivement dans les figures 5.4(a) et 5.4(b). Les concentrations moyennes se situent entre $38,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $160,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{10} et $23,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $113,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$. Pour les PM_{10} , les concentrations les plus élevées se trouvent sur les sites A7 ($160,4 \mu\text{g.m}^{-3}$), A18 ($125,3 \mu\text{g.m}^{-3}$) et A20 ($120,7 \mu\text{g.m}^{-3}$). Les sites A7 et A20 sont situés à proximité de routes non goudronnées (tableau 2.3) ; par conséquent, la poussière provenant de la remise en suspension des routes contribue à l'augmentation des concentrations. Sur le site A18, les concentrations élevées peuvent s'expliquer par la proximité d'un important trafic routier et d'activités industrielles. En outre, les sites A18 et A19 sont situés au bord de mer et sont donc soumis à une forte contribution des aérosols marins.

Les sites situés dans des zones dotées d'infrastructures de meilleure qualité et comptant des populations de classe moyenne ou élevée présentent généralement des concentrations de PM_{10} plus faibles (ex. A2, A11) que les sites situés dans des quartiers aux infrastructures de mauvaise qualité (ex. A3, A5, A7, A8, A16, A18 et A20).

Par rapport aux PM_{10} , la variation spatiale des $PM_{2.5}$ (figure 5.4(b)) présente des concentrations élevées sur la plus grande partie de la zone d'étude, malgré quelques faibles concentrations très localisées en A1 ($32,9 \mu\text{g.m}^{-3}$), A2 ($24,9 \mu\text{g.m}^{-3}$), A5 ($30,8 \mu\text{g.m}^{-3}$), A14 ($23,8 \mu\text{g.m}^{-3}$) et A19 ($24,5 \mu\text{g.m}^{-3}$). Les concentrations de $PM_{2.5}$ sont plus élevées dans le nord d'Abidjan par rapport au sud. Les valeurs des sites A7 avec $113,4 \mu\text{g.m}^{-3}$, A9 avec $91,7 \mu\text{g.m}^{-3}$, A12 avec $73,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ et A20 avec $91 \mu\text{g.m}^{-3}$ sont 3 à 8 fois supérieures à la norme journalière de l'OMS ($15 \mu\text{g.m}^{-3}$). De plus, ces sites apparaissent principalement dans les quartiers à faibles revenus. En effet, dans ces zones, les fortes concentrations résultent de la combinaison de l'utilisation du bois de feu, de la proximité des transports routiers publics (gbaka, taxis et wôrô-wôrô) avec des véhicules très vieux et mal entretenus, et de la combustion de déchets solides ménagés en raison de l'échec de la collecte. Au contraire, les zones moins densément peuplées (quartiers aisés) ont des concentrations plus faibles (ex. sites A1, A2, A14) que les quartiers de moyen- et bas-revenus. Dans ces zones (ex. sites A1, A2, A14), les gens ont des revenus plus élevés et sont susceptibles d'utiliser du gaz (moins polluant) au lieu du bois et du charbon de bois pour les activités de cuisson. Des concentrations plus faibles sont observées dans les sites A5 et A19, bien qu'ils soient situés dans des districts populaires. Cela peut être dû à des activités de combustion moins intensives que celles habituellement observées dans ces districts pour le site A5 et à la proximité du front de mer pour le site A19.

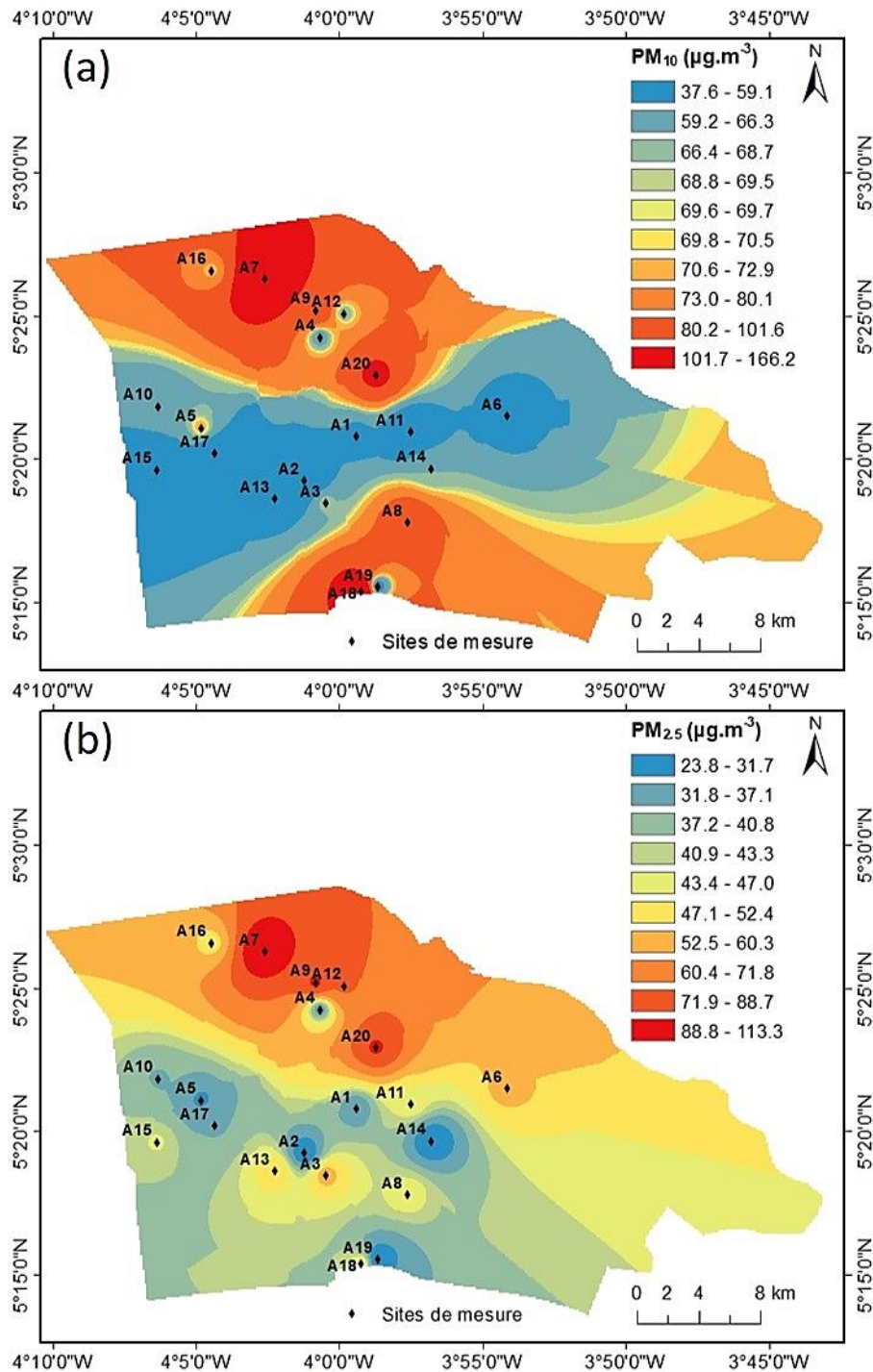


Figure 5.4 : Cartes de variation spatiale des concentrations de PM_{10} (a) et de $PM_{2.5}$ (b) à Abidjan (Côte d'Ivoire), où les losanges noirs représentent chaque site de mesure.

5.2.2. Korhogo

Comme décrit précédemment, les concentrations de PM_{10} et $PM_{2.5}$ obtenues par des moyennes géographiques ont permis de cartographier les variations spatiales pour la zone d'étude de Korhogo. Ces cartes sont présentées dans les figures 5.5(a) et 5.5(b), respectivement pour les

PM₁₀ et PM_{2.5}. Les concentrations sont très élevées, entre 212,2 µg.m⁻³ et 534,7 µg.m⁻³ pour les PM₁₀ et 54,3 µg.m⁻³ et 218 µg.m⁻³ pour les PM_{2.5} et bien supérieures aux normes de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2021) qui stipulent que les PM_{2.5} ne doivent pas dépasser 15 µg.m⁻³ en moyenne sur 24 heures et que les PM₁₀ ne doivent pas dépasser 45 µg.m⁻³ en moyenne sur 24 heures.

Comme le montre la figure 5.5(a), les sites de mesure du centre-ville présentent des concentrations de PM₁₀ plus élevées, à savoir K2 avec 534,7 µg.m⁻³, K6 avec 374,4 µg.m⁻³, K11 avec 475,1 µg.m⁻³ et K14 avec 446,7 µg.m⁻³ par rapport aux sites des périphéries nord et sud de la ville tels que K1 avec 241,4 µg.m⁻³, K8 avec 245,1 µg.m⁻³ et K12 avec 261,2 µg.m⁻³. Cela s'explique par les activités économiques qui se déroulent principalement dans le centre-ville de Korhogo, associées à un trafic routier intense dominé par les véhicules à deux roues. De plus, Korhogo compte de nombreuses compagnies de transport interurbain qui assure la liaison avec la plupart des grandes villes du pays. Les concentrations les plus élevées observées dans les sites K2, K11 et K14 sont également dues à la proximité de routes de grandes circulations.

Les sites K13 et K5 présentent également des concentrations élevées de PM₁₀, car ils se trouvent dans des quartiers où les routes sont très peu bitumées. De plus, même si les routes du centre-ville sont pour la plupart pavées, on observe également une forte remise en suspension de la poussière existante sur le bitume à cause du trafic intense. Les mouvements des masses d'air (figures 5.2 et 5.3) montrent que la ville de Korhogo était sous l'influence des poussières désertiques et d'aérosols de combustion. Ces sources contribuent de manière significative à la pollution observée à Korhogo.

Enfin, la figure 5.5(b) montre qu'à Korhogo les variations spatiales des PM_{2.5} sont similaires à celles des PM₁₀ avec les mêmes positions géographiques des faibles et fortes concentrations malgré quelques différences qui seront détaillées dans la section suivante.

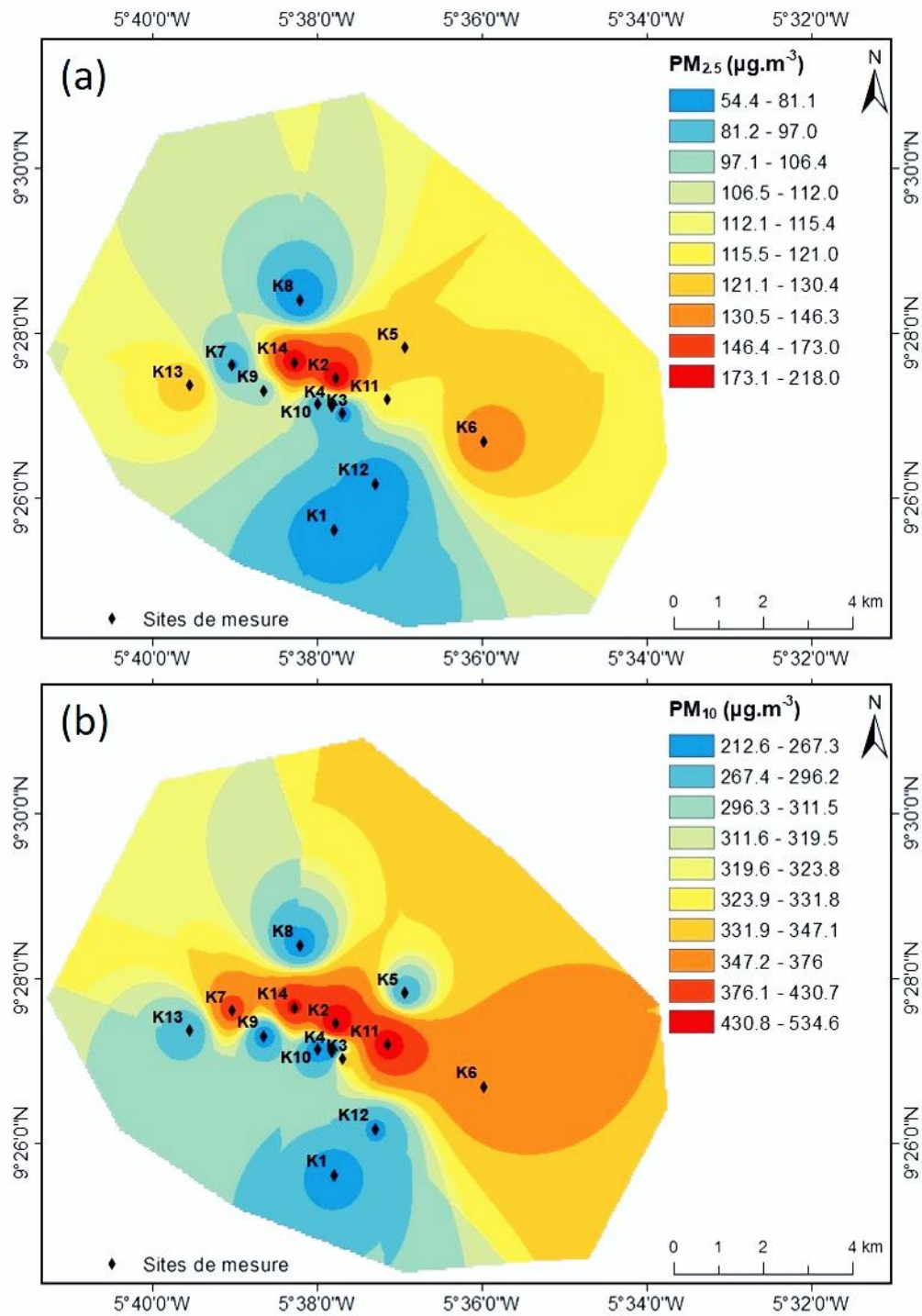


Figure 5.5 : Cartes de variation spatiale des concentrations de PM_{10} (a) et de $PM_{2.5}$ (b) à Korhogo (Côte d'Ivoire), où les losanges noirs représentent chaque site de mesure.

5.3. Analyse de la variation spatio-temporelle des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$

5.3.1. Variation temporelle des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$

Les profils journaliers des concentrations moyennes horaires sont présentés sur la figure 5.6, avec les PM_{10} (en a, c et e) et les $PM_{2.5}$ (en b, d et f), les sites d'Abidjan (en a, b, c et d) et de

Korhogo (en e et f). Ces concentrations sont d'abord moyennées sur 15 minutes afin d'éviter un trop grand lissage.

Pour Abidjan, l'observation des profils site-à-site met en évidence 2 profils type comme le montre la figure 5.6 en (a) et (c) pour les PM_{10} , et en (b) et (d) pour les $PM_{2.5}$. Les premiers profils présentés dans les figures 5.6(a) et 5.6(b), montrent des pics de concentration distincts, plus importants le matin que le soir. Les sources de trafic en sont les principales responsables. La différence relevée entre les pics du matin et ceux du soir s'explique par le fait que le flux de trafic routier du soir est plus étalé dans le temps que celui du matin. Par contre sur les figures 5.6(c) et (d), certains sites (à savoir les sites A7, A8, A9, A14, A16, A18 et A20) ne montrent pas de variation journalière nette (2^{èmes} profils). Par exemple, les sites A8, A18 et A20 présentent des concentrations élevées tout au long de la journée, caractéristiques des activités locales. En effet, le site A8 est situé dans un quartier à faibles revenus utilisant principalement le bois et le charbon de bois pour la cuisine, le site A18 dans une zone industrielle et le site A20 dans un quartier en construction. Les concentrations moyennes minimales quotidiennes observées à Abidjan sont de $19,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{10} et de $14 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$. Ces faibles valeurs sont compensées par les valeurs élevées observées lors des pics (au-delà de $350 \mu\text{g.m}^{-3}$ que ce soient pour les PM_{10} et les $PM_{2.5}$), ce qui donne une concentration moyenne journalière bien supérieure aux normes de l'OMS.

À Korhogo, les profils journaliers des concentrations des PM_{10} (figure 5.6(e)) et $PM_{2.5}$ (figure 5.6(f)) de tous les sites de mesures présentent la même allure. Ces profils montrent deux pics quotidiens très importants, un le matin et un autre le soir. Ces pics sont dus à la combinaison de plusieurs sources locales : les balayages des ménages (deux fois par jour), l'utilisation de bois de chauffage (matin et soir), et la circulation routière (dominée par les deux-roues). Si l'on se concentre sur ces pics, les pics de $PM_{2.5}$ du matin et du soir sont d'importance similaire, tandis que le pic de PM_{10} est plus élevé le soir que le matin. Des profils similaires ont été obtenus par Ouarma et al. (2020) à Ouagadougou (Burkina Faso). Cela pourrait être dû à des conditions favorables à la remise en suspension de la poussière en raison de la plus grande sécheresse du sol le soir, due à l'ensoleillement pendant la journée. En effet, selon Cheng and Li (2010) et Gualtieri et al. (2015), les paramètres météorologiques tels que la température et l'humidité relative influencent les concentrations de particules. Notons aussi que, l'influence de la couche limite doit être considérée. En effet, l'ensoleillement de la journée provoque en fin de journée une dilatation de la couche atmosphérique (qui favorise le maintien en suspension des aérosols) et l'assèchement des sols, qui sont des conditions favorables à la remise en suspension des aérosols et à leurs maintiens dans l'atmosphère.

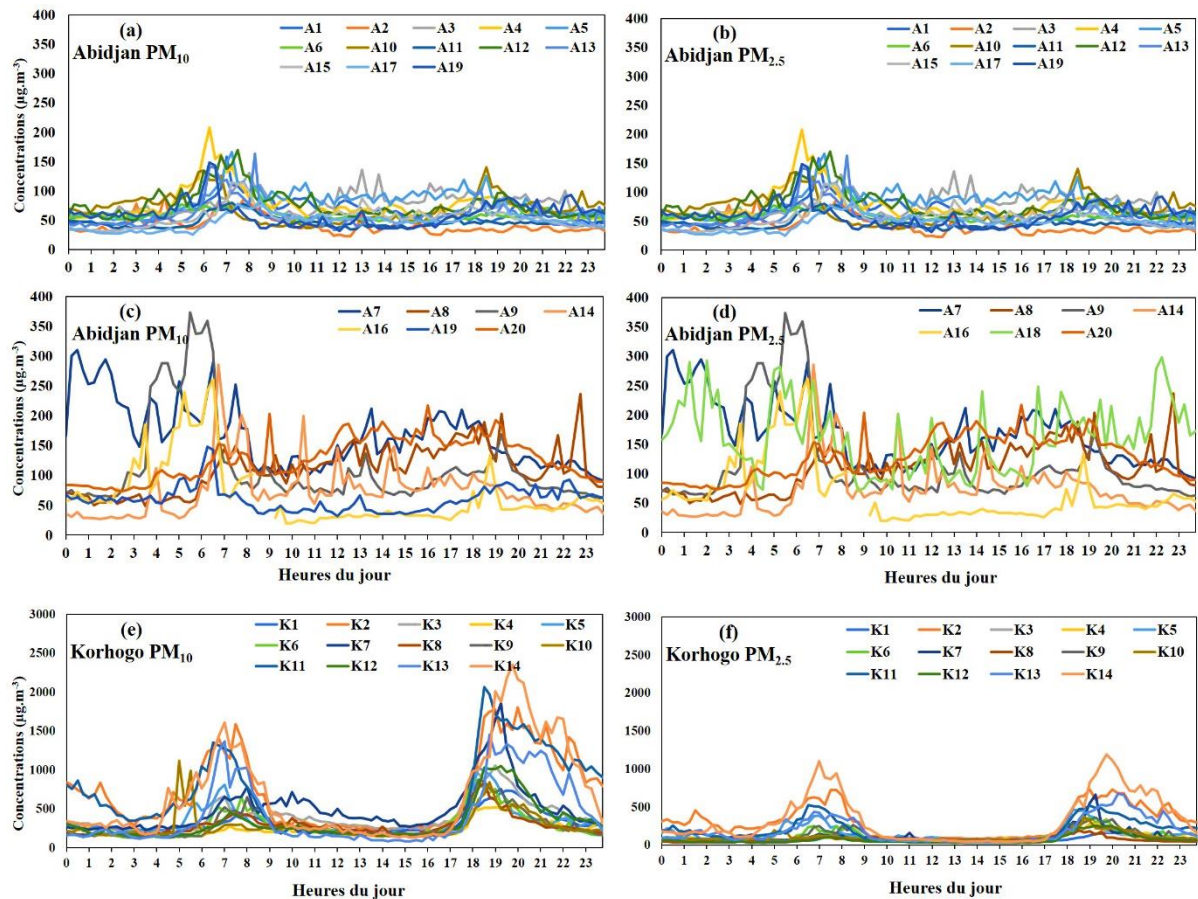


Figure 5.6 : Profils diurnes des concentrations moyennes horaires de PM₁₀ (a ; c et e) et PM_{2.5} (b ; d et f) des sites d'Abidjan (a ; b ; c et d) et de Korhogo (e et f).

Comme nous l'avons dit plus haut, la taille des aérosols nous informe sur les différentes sources contributrices. Ainsi, l'analyse du rapport PM_{2.5}/PM₁₀ de chacun des 34 sites échantillonnés, nous permettra d'étudier la prédominance de différents types de source selon le moment de la journée. Plus le rapport est élevé, plus on s'attend à une contribution prédominante des sources anthropiques émettrices de particules fines. Sur les figures 5.7 et 5.8, nous présentons les profils journaliers du rapport PM_{2.5}/PM₁₀ de chacun des sites respectivement d'Abidjan et de Korhogo, avec une zone d'incertitude en gris. La zone d'incertitude a été calculée à partir de l'écart type. Les valeurs doivent être inférieures ou égales à 1. Des valeurs supérieures à 1 souligne une surestimation du coefficient de calibration des PM_{2.5}, et/ou une sous-estimation de celles des PM₁₀, dues au manque de précision des capteurs low-cost. A Abidjan, sur les sites A6, A7, A9, A11, A12, A13, A15, A17 et A20, le ratio PM_{2.5}/PM₁₀ est à certains moments de la journée supérieur à 1, ce qui est anormal. A Korhogo, le rapport reste inférieur à 1, ce qui souligne une bonne représentativité des coefficients de correction à Korhogo par rapport à Abidjan. En effet, ce coefficient intègre plus de point comparaison de Korhogo par rapport à Abidjan. Cependant,

le profil d'une manière générale donne une information essentielle : les périodes de pics d'émissions anthropiques.

Le site A1 (Abidjan) se démarque avec un signal quasi plat, avec une très légère hausse entre 4h et midi. De même, les sites A2 et A18 présentent très peu de variations : ils ne sont pas sous l'influence directe des sources de pollution. Par contre pour les sites A4, A5, A6, A7, A9, A11, A12, A14, A15 A17 et A20, nous observons un pic le matin entre 2h et midi, caractérisant un fort taux d'augmentation des concentrations des $PM_{2.5}$ par rapport à celui des PM_{10} . De même sur ces sites, les rapports sont faibles l'après-midi, avant de ré-augmenter en fin de journée. Ces fluctuations correspondent à celle de la source trafic, caractérisée par les trajets du matin concentrés sur une courte période et ceux du soir étalés sur une période plus longue. Certains sites tels que A13, A16 et A18 ne présentent aucune spécificité. D'autres paramètres sont donc à envisager, tels que la remise en suspension des poussières désertiques et des poussières anthropiques fonction de l'état des routes, donc du type de quartier.

A Korhogo, la quasi-totalité des sites montrent une légère augmentation du rapport $PM_{2.5}/PM_{10}$ en fin de journée, imputable à l'action combinée des sources anthropiques (trafic, feux domestiques) et à la remise en suspension des aérosols présents sur les routes, incluant les poussières anthropiques. Cependant, le site K1, comme le site A1, présente un signal quasi-plat, caractéristique des sites de mesure de fond. Les sites K2, K5, K9, K11, K13 et K14 présentent des rapports $PM_{2.5}/PM_{10}$ plus élevés le matin. Ces sites sont proches des sources anthropiques tels que le trafic (K2, K11 et K14) et feux domestiques (K5, K9 et K13).

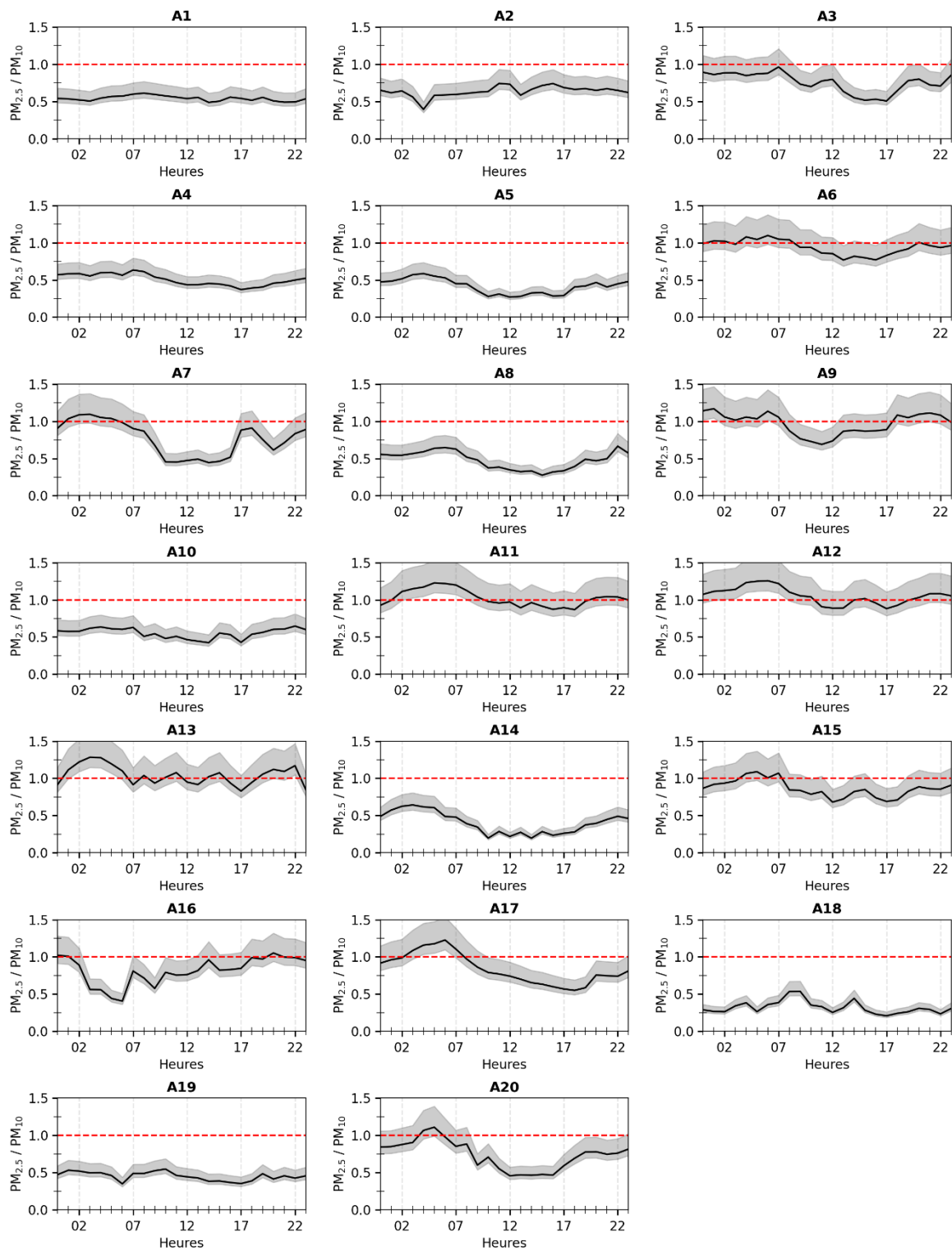


Figure 5.7 : Profils diurnes du rapport $PM_{2.5}/PM_{10}$ obtenus à partir des mesures de chacun des sites à Abidjan.

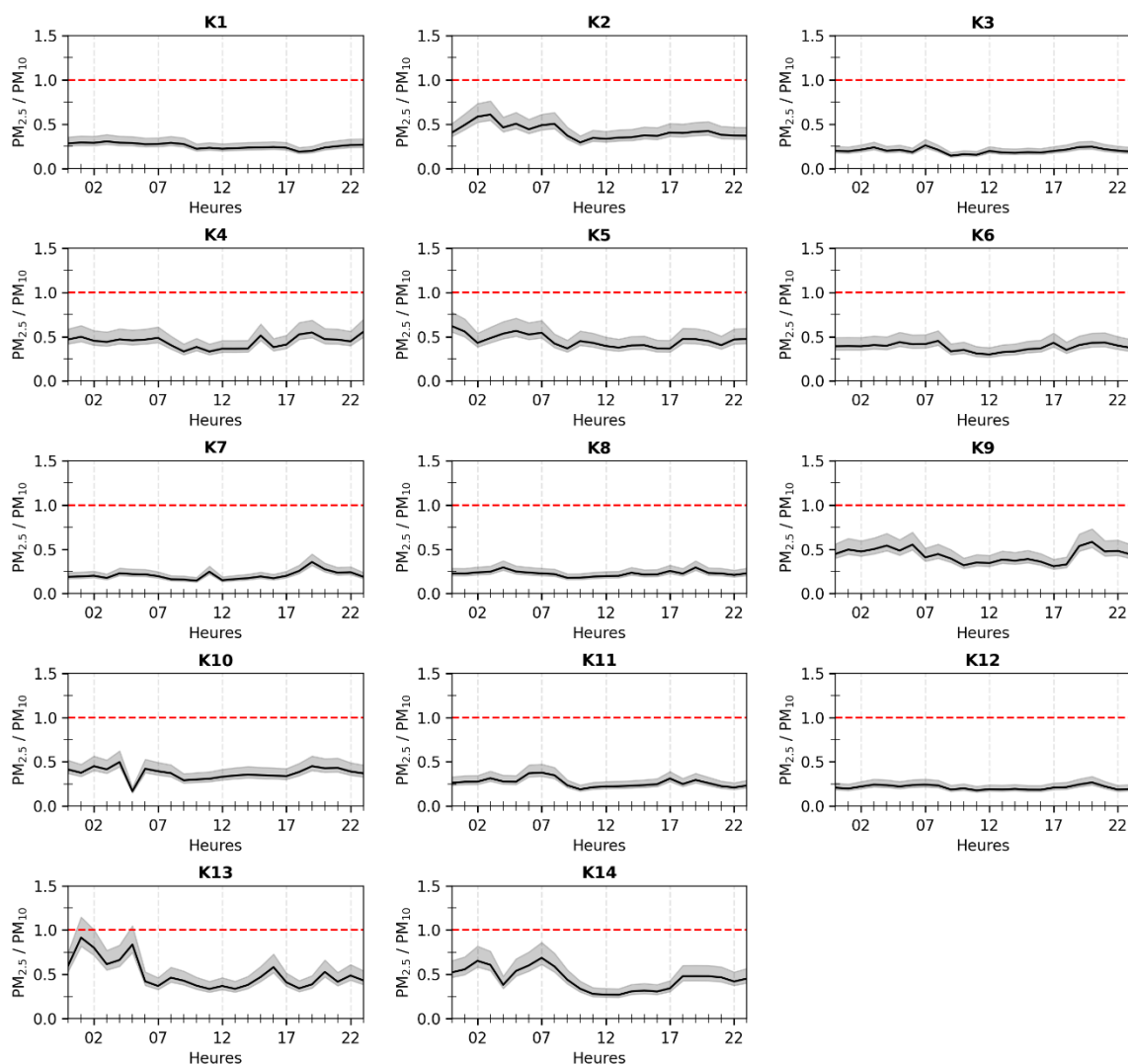


Figure 5.8 : Profils diurnes du rapport $PM_{2.5}/PM_{10}$ obtenus à partir des mesures de chacun des sites à Korhogo.

5.3.2. Variation spatiale de la contribution relative des particules fines ($PM_{2.5}$) aux grosses particules (PM_{10})

Afin de mettre en évidence la contribution relative de la taille des particules et des sources d'aérosol, des cartes de variation spatiale du pourcentage de la contribution relative des $PM_{2.5}$ aux PM_{10} sont présentées dans les figures 5.9 et 5.10 pour Abidjan et Korhogo respectivement. Les pourcentages élevés représentent les fortes contributions des $PM_{2.5}$ aux PM_{10} , tandis que les pourcentages faibles représentent les faibles contributions de $PM_{2.5}$ à PM_{10} . Il est important de noter que ces chiffres montrent des valeurs totalement différentes pour les deux villes. À Abidjan, les particules fines représentent plus de 40 % des PM_{10} , les valeurs les plus faibles se trouvant dans les sites A4, A5, A14, A18 et A19 et les valeurs les plus élevées dans les sites A6, A9, A11, A12, A13 et A15. À Korhogo, la situation est totalement différente : Moins de la

moitié des PM_{10} sont des particules fines, les valeurs les plus faibles se situant au nord et au sud de la ville et les valeurs les plus élevées au centre-ville, où se déroulent la plupart des activités anthropiques.

Dans ces deux villes, les valeurs les plus élevées (*c'est-à-dire* fortes contributions des particules fines) se retrouvent surtout sur les sites à forte densité de population ou dans les quartiers économiquement très actifs, où les sources de combustion sont intenses entraînant d'importantes émissions de particules fines. En outre, les pourcentages de particules fines par rapport aux PM_{10} sont faibles près des routes non pavées et parfois dans les zones à forte circulation.

À Abidjan, de faibles contributions de $PM_{2.5}$ à PM_{10} sont également observées dans les zones industrielles (site A18). Dans ces zones, la circulation des poids lourds endommage les routes et provoque la remise en suspension de la poussière. En outre, une contribution des aérosols marins est possible en raison de la direction du vent au sud-ouest (SW). Ces valeurs sont conformes à nos attentes et confirment la bonne représentation des sites de mesure et la bonne performance de la distribution spatiale, car elles reflètent les principales sources de pollution qui influencent chaque ville.

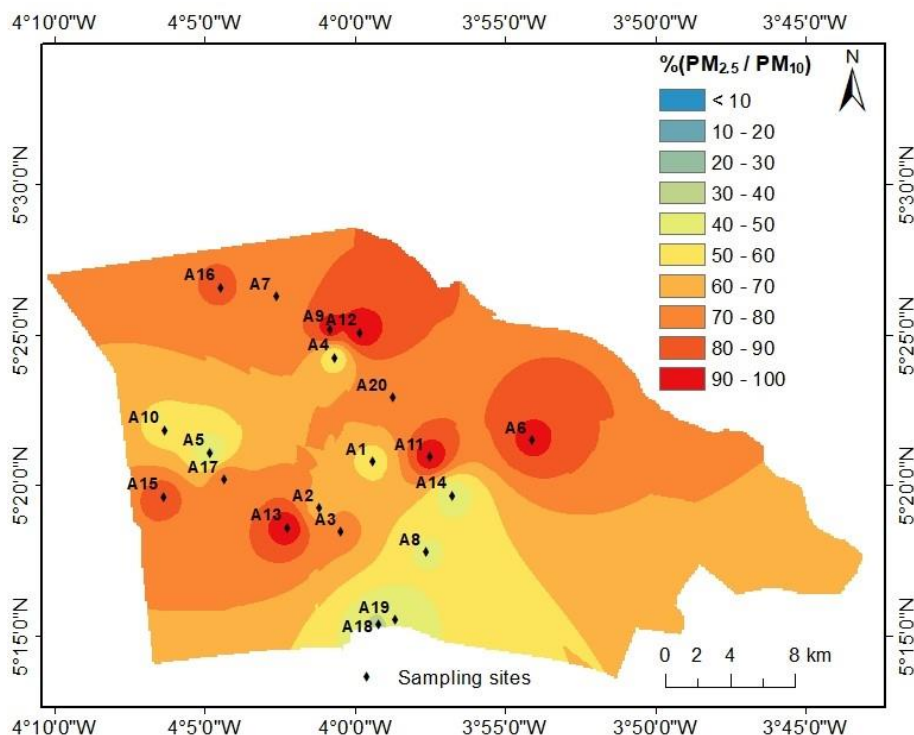


Figure 5.9 : Variation spatiale de la différence relative entre les PM_{10} et les $PM_{2.5}$ en pourcentage à Abidjan (Côte d'Ivoire).

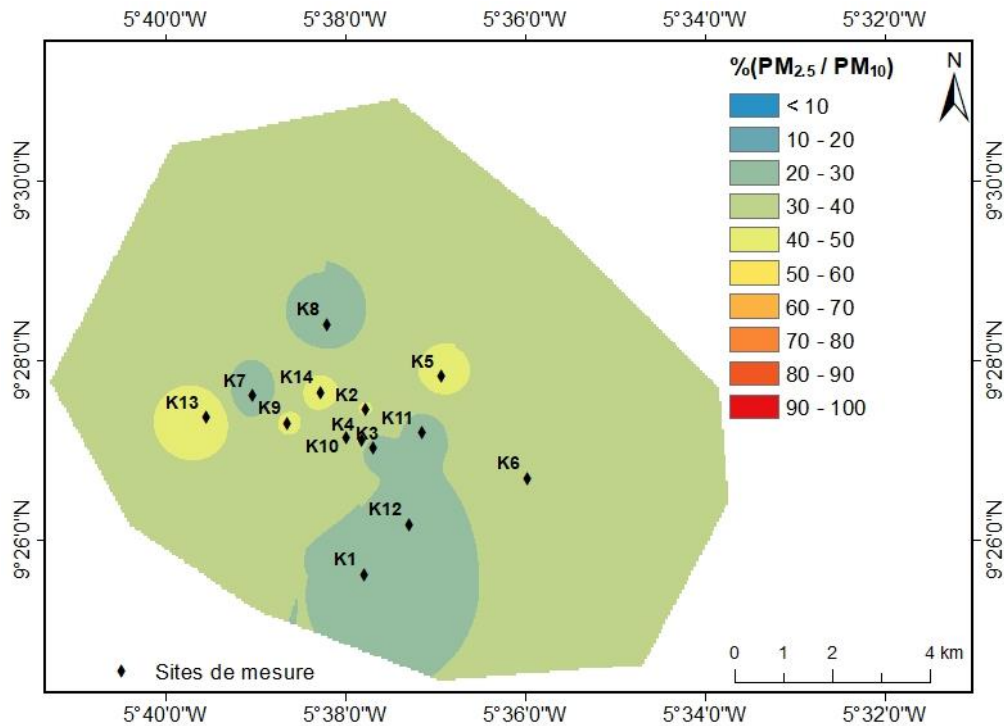


Figure 5.10 : Variation spatiale de la différence relative entre les PM₁₀ et les PM_{2.5} en pourcentage à Korhogo (Côte d'Ivoire).

5.4. Niveaux d'exposition des populations d'Afrique subsaharienne

Les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} à Abidjan et Korhogo sont généralement supérieures à la norme d'exposition journalière des lignes directrices de l'OMS (2021). L'étude des variations spatiales indique que la variabilité locale de ces concentrations est fortement liée aux sources locales qui sont prédominantes.

Les concentrations varient en moyenne de 38,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 160,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et de 23,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 113,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{2.5} à Abidjan et à Korhogo, de 212,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 534,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et de 57,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 230,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{2.5}.

Les écarts-types moyens des concentrations mesurées sont de 23,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 89 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM₁₀ et de 17,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 41,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM_{2.5} respectivement à Abidjan et à Korhogo. Les valeurs de l'écart-type sont plus faibles à Abidjan qu'à Korhogo, synonyme d'une plus grande variabilité des concentrations à Korhogo.

Les concentrations maximales à Korhogo sont respectivement de 3 à 5 fois plus élevées qu'à Abidjan alors que les minimales sont 2 à 3 fois plus élevées. Comme déjà mentionné, cela peut s'expliquer par l'apport des sources régionales (les poussières désertiques et les feux régionaux), et aussi par la re-suspension plus importantes à Korhogo par rapport à Abidjan.

Le tableau 5.4 présente les concentrations journalières mesurées dans des zones urbaines d'Afrique subsaharienne. Les concentrations de $PM_{2.5}$ obtenues à Abidjan dans cette étude sont inférieures à celles mesurées par Xu et al. (2019), lors d'une étude d'exposition individuelle, les mesures d'exposition individuelle étant généralement plus proches des sources d'émission. De même Adon et al. (2020) ont obtenue des concentrations moyennes en saison sèche supérieures aux nôtres, car leurs campagnes de mesure se sont déroulées pendant les périodes de pics de pollution et sur des sites source.

Les mesures de PM_{10} effectuées par Ana et al. (2014) de janvier à mars 2008 à Ibadan (Nigeria) sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées à Korhogo en janvier 2019. Ces niveaux de concentration de PM_{10} sont caractéristiques de la saison sèche en Afrique de l'Ouest. Pour la même période de l'année, Antonel and Chowdhury (2014) ont trouvé des concentrations de PM_{10} plus faibles ($105 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) à Bafossam (Cameroun), qui est plus au sud, dans une zone forestière, donc moins exposé à la poussière. En outre, les résultats obtenus par Dionisio et al. (2010) ont montré que les concentrations dans les zones à faibles revenus sont plus élevées que dans les zones à revenus élevés à Accra, ce qui est en accord avec les résultats de cette étude. Enfin, les fourchettes de concentrations obtenues sur les sites de mesure d'Abidjan (tableau 5.1) et de Korhogo (tableau 5.2) sont du même ordre de grandeur que celles obtenues dans d'autres études réalisées en Afrique subsaharienne. Les valeurs d'autres études menées en Afrique sont présentées en annexe 35 et concordent très bien avec les résultats de cette étude.

Tableau 5.4 : Concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées en Afrique sub-saharienne

Ville, Pays	Type de site	Périodes d'échantillonnage	PM _{2.5} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	PM ₁₀ ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Références
Korhogo, Cote d'Ivoire	14 sites urbains	Jan. 2019	54,3 to 218	2122 to 534,7	Gnamien et al. (2020)
Abidjan, Cote d'Ivoire	20 sites urbains	Jan. à Fév. 2019	23,8 to 113,4	38,1 to 160,4	
Abidjan, Cote d'Ivoire	Trafic routier	Jan. 2016 et 2017	375,7	-	Adon et al. (2020)
	Feux domestiques		269,7	-	
	Feux de décharge		144,3	-	
Cotonou, Benin	Trafic routier		175,3	-	
Abidjan, Cote d'Ivoire	Feux de décharge	Jan. et Juil. 2016	494,3	-	Xu et al. (2019)
	Feux domestiques		358,8	-	
Cotonou, Benin	Trafic routier		335,1	-	
Accra, Ghana	Site Trafic	2007	21	49	Dionisio et al. (2010)
	Zone à haut revenue		39	96	
	Site Trafic Zone à bas revenue				
Dakar, Sénégal	Site urbain	Juin 2008 à Juil. 2009	44,4	-	Doumbia et al. (2012)
Ibadan, Nigeria	Zone commerciale	Jan. et Mar. 2008	-	422,3	Ana et al. (2014)
	Site trafic		-	328,1	
	Site industriel		-	319,7	
	Site résidentiel		-	257,4	
Bamako, Mali	Site urbain	Sep. à Oct. 2012 et Juil. 2013	43	210	Garrison et al. (2014)
Ouagadougou, Burkina Faso	Site urbain	Nov. à Déc. 2017	86	-	Boman et al. (2009)
	Suburbain		69	-	
Accra, Ghana	Site Trafic	Jun. à Juil. 2006	27,4	71,8	Arku et al. (2008)
Bafoussam, Cameroun			67	105	Antonel and Chowdhury (2014)
Bamenda, Cameroun	Sites urbains	Jan. à Mars 2012	132	141	
Yaoundé, Cameroun			49	65	
Libreville, Gabon			35,8	-	Ngo et al. (2019)
Port-Gentil, Gabon	Sites urbains	Jun. à Juil. 2015	60,9	-	

"-" : Paramètres non mesurés

Conclusion

Dans ce chapitre, il était question d'évaluer la variation spatiale des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ à Abidjan et Korhogo. Cet objectif constitue un volet important dans la mise en œuvre des activités du projet PASMU.

La méthodologie alliant campagnes de mesure sur des sites non permanent et l'usage des capteurs bas-coûts a permis d'échantillonner 20 sites à Abidjan et 14 à Korhogo. Les concentrations moyennes journalières de PM_{10} varient de $38,1 \mu\text{g m}^{-3}$ à $160,4 \mu\text{g m}^{-3}$ à Abidjan et de $212,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ à $534,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Korhogo. Quant aux concentrations de $PM_{2.5}$, elles varient de $23,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ à $113,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et de $57,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ à $230,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et à Abidjan et à Korhogo respectivement.

Les cartes de variation spatiale obtenues à Abidjan montrent que les concentrations observées dans les quartiers à hauts revenus sont moins élevées par rapport aux quartiers à bas et moyens revenus. Cela s'explique par le fait que les zones à hauts revenus disposent de meilleurs services (routes, collecte des déchets, ...), et utilisent également des moyens de cuisson moins émetteurs de particules (comme le gaz et l'électricité). A Korhogo, les zones de fortes activités (marché et gare routière nationale) présentent des niveaux de concentration de PM_{10} et de $PM_{2.5}$ plus élevés que les autres zones. De plus, cette étude met en évidence l'influence des sources de pollutions régionales sur la ville de Korhogo.

L'analyse de la contribution relative des $PM_{2.5}$ aux PM_{10} montre de grandes différences entre Abidjan et Korhogo. En effet, les $PM_{2.5}$ représentent 50 à 100% des PM_{10} à Abidjan et 20 à 50% à Korhogo. Ce résultat peut également s'expliquer par le statut de la ville : (1) Abidjan est une capitale économique avec une densité de population et un trafic routier plus importants et une densité d'activité généralement plus élevée qu'à Korhogo. Les concentrations mesurées dans ce travail sont comparables aux études précédentes menées à Abidjan et en Afrique. (2) à Korhogo, la présence plus importante de particules grossières est due à des sources anthropiques (remise en suspension de la poussière des routes) et naturelles (transport de la poussière du désert).

En conclusion, cette étude permet avec une méthode simple et reproductible d'évaluer la qualité de la pollution particulaire au niveau de la ville. Il est à noter que cette méthode pourrait également être utilisée à d'autres fins, par exemple pour évaluer rapidement l'impact d'une nouvelle unité industrielle ou infrastructure (nouvelles routes, nouveau carrefour ...) sur la qualité de l'air ambiant. Enfin, les résultats originaux obtenus sur la pollution particulaire urbaine à Abidjan et à Korhogo, la contribution relative des particules fines ainsi que les

variations diurnes des concentrations de particules seront très utiles pour mener des études de modélisation urbaine dans les villes d'Afrique de l'Ouest.

**CHAPITRE 6 : MODELISATION DE LA POLLUTION PARTICULAIRE A
L'ECHELLE DE LA VILLE : APPLICATION DU MODELE WRF-CHEM A LA
VILLE D'ABIDJAN**

Introduction

La prévision de la qualité de l'air nécessite des modèles numériques qui sont pour la plupart des modèles atmosphériques de chimie-transport, nécessitant en entrée des données météorologiques et des inventaires d'émissions de polluants. Les modèles à haute résolution spatiale permettent de résoudre l'évolution d'un panache de polluants à petite échelle induite par la topographie complexe de la région étudiée. Dans cette étude, le modèle Weather Research and Forecasting avec chimie (WRF-Chem) a été utilisé pour simuler la variabilité spatiale et temporelle des principales variables physiques et chimiques sur la ville d'Abidjan.

Cette modélisation constitue l'ultime étape de notre étude : elle vise, à partir d'un modèle permettant des travaux de l'échelle urbaine à l'échelle régionale, à cartographier la pollution, ici particulière, à l'échelle de la ville. Les cartes obtenues par interpolation au chapitre précédent vont nous permettre de tester ces simulations. Ce travail a été possible grâce à la collaboration mise en place avec Rajesh Kumar (NCAR, Boulder) qui a effectué l'ensemble des simulations. Il est à noter que cette étude a nécessité en premier lieu, la réalisation d'un inventaire d'émissions à l'échelle de la ville, qui n'existait pas jusque-là. Cet inventaire s'appuie sur les principales activités polluantes identifiées, comme émettrices des PM. Il s'agit du trafic routier, des feux domestiques, des feux de décharge, des activités industrielles et des centrales thermiques. Cet inventaire est basé sur celui de Keita et al. (2021a), élaboré dans le cadre du Work Package 2 (WP2) du programme DACCIWA, à l'échelle du pays et pour toute l'Afrique. Pour les secteurs pour lesquels nous possédions des informations locales, les émissions ont été recalculées permettant d'obtenir un inventaire plus précis à l'échelle de la ville d'Abidjan. Pour les autres secteurs, un re-griddage des données nationales à l'échelle de la ville a été effectué. Pour ce faire, les clés de spatialisation ont été mises à jour, en prenant en compte les spécificités de la ville d'Abidjan. Dans ce chapitre, nous présentons les principales étapes qui ont conduit à la construction de l'inventaire d'émission pour les mois de Janvier et Février 2019, avec une spatialisation à l'échelle de la ville à une résolution de 1 km par 1 km. Ensuite, le modèle WRF-Chem utilisé est présenté ainsi que les résultats obtenus.

6.1. Inventaires spatialisés des émissions anthropiques à Abidjan pour l'année 2019

6.1.1. Méthodologie de calcul des émissions

La réalisation de l'inventaire des émissions effectuée en collaboration avec S. Keita et C. Liousse s'appuie sur une méthodologie *bottom-up*. D'une manière générale, cette méthodologie

(équation 6.1) nécessite des données de consommations de fuel (FC) et des facteurs d'émissions (EF) qui diffèrent selon le secteur d'activités, le type de fuel ...

$$\mathbf{E} = \mathbf{FC} \times \mathbf{EF} \quad (6.1)$$

avec,

E est l'émission ; **FC** est la consommation de fuel et **EF** est le facteur d'émission.

La méthodologie de l'inventaire est celle de Junker and Liousse (2008), avec un niveau de détail pour le choix des facteurs d'émission qui prend en compte le niveau de développement du pays (développé, semi développé et en voie de développement) comme un proxy pour représenter l'impact des technologies et des normes des activités étudiées. Les sources de combustion sont selon le GIEC : énergétiques ou non-énergétiques. Les secteurs énergétiques incluent les sources Trafic, Feux domestiques, Industries et Centrales Electriques, qui impliquent l'utilisation de combustibles à des fins énergétiques. Les Feux de décharge constituent ici l'unique secteur non-énergétique. L'obtention des données de consommation de fuels sera détaillée dans la suite pour chaque secteur d'activité étudié. Bien que cet inventaire soit à l'échelle de la ville d'Abidjan, il s'appuie sur les travaux de Keita et al. (2018) et Keita et al. (2021a) pour le choix des facteurs d'émissions. En effet, pour les secteurs d'activités pour lesquels elles existent, cet inventaire reprend les valeurs mesurées par Keita et al. (2018) spécifiques à la Côte d'Ivoire. Pour les autres, les données de la littérature sont utilisées.

6.1.1.1. Source Trafic

Les émissions du trafic considérées dans cet inventaire sont celles du trafic routier, car les autres (chemin de fer et aviation) sont négligeables. Pour cette source, et pour déterminer les données de consommation de fuels, nous avons utilisé la méthodologie de niveau 3, selon les lignes directrices du GIEC (2006). Cette méthodologie nécessite les données détaillées telles que le parc roulant, les distances moyennes parcourues afin d'évaluer la consommation de fuel FC obtenue à partir de l'équation 6.2 ci-dessous.

$$\mathbf{FC}_i = \sum_j \mathbf{NomVeh}(i, j) \times \mathbf{DistanceP}(i, j) \times \mathbf{ConsoSpé}(i, j) \quad (6.2)$$

Où,

i représente le type de carburant (essence et diesel) et **j** la catégorie de véhicule ;

Avec,

NomVeh (i, j) est le nombre de véhicules en circulation par catégorie de véhicule et par type de carburant ; **DistanceP (i, j)** est la distance moyenne annuelle parcourue par catégorie de véhicule et par type de carburant et **ConsoSpé (i, j)** est la consommation spécifique par catégorie de véhicule et par type de carburant.

Parc roulant par catégorie : Le parc de véhicules peut se subdiviser en deux catégories que sont le parc statique et le parc roulant. Le parc statique est évalué en nombre de véhicules et ne tient pas compte de l'usage au quotidien des véhicules. Le parc roulant (celui auquel on s'intéresse ici) constitue au contraire une évaluation de la circulation effective des véhicules (ex. véhicules particuliers, minibus ou gbaka etc..). Même au sein d'une catégorie identique, les véhicules particuliers par exemple, l'usage des véhicules peut être très différent en fonction de certaines de leurs caractéristiques (carburant, cylindrée...). L'évaluation du parc roulant est nécessaire dès lors que l'on souhaite apprécier la pollution associée au transport.

Pour cette étude, plusieurs données issues de différentes administrations nationales ont été exploitées. Il s'agit principalement de données issues de structures sous tutelle du Ministère des Transports (ex. SICTA, la SONATT, et le Guichet unique automobile), mais aussi l'Institut National de la Statistiques (INS). Ces données couvrent des périodes différentes. Bien que relatives aux immatriculations et aux visites techniques, ces bases de données ne fournissent pas toutes, les mêmes niveaux de détails.

La détermination du nombre de véhicule d'une année donnée nécessite de faire certains choix : les immatriculations et les sorties du parc de l'année en cours seront comptées pour l'année suivante. Ainsi, le nombre de véhicules de l'année (n) sera évalué en fonction des données de l'année précédente (n-1). L'équation 6.3 suivante donne la formule de calcul d'une année n donnée.

$$\mathbf{NomVéh(n)} = [\mathbf{NomVéh(n-1)}] \times (\mathbf{1 - tSortie}) + \mathbf{Immat(n-1)} \quad (6.3)$$

Où

n est l'année d'évaluation du nombre de véhicule en circulation ;

Avec,

NomVéh est le nombre de véhicules en circulation ; **Immat** est le nombre d'immatriculations de l'année n-1 ; **tSortie** est le pourcentage de véhicules sorties de la circulation à la fin de l'année (n - 1).

Le nombre de véhicules (NomVéh) pour l'année 2019 est déterminé à partir des valeurs de l'année 2000, car c'est la seule année pour laquelle nous disposons de données pour l'ensemble du parc détaillé des véhicules. Le guichet unique automobile fournit quant à lui, les nouvelles immatriculations de 1998 à 2018 par catégories de véhicules, ce qui nous permet d'évaluer à partir de l'an 2000, le parc de véhicules de l'année 2018. Par ailleurs, le nombre de véhicules sorties de la circulation est plus difficile à déterminer, car il n'y a ni statistique, ni d'étude menée à ce jour. Néanmoins, Konan and Echui (2017), donnent une estimation du volume total du parc en Côte d'Ivoire en 2007 et 2016. Les données de ces 2 années permettent d'évaluer un taux de sortie des véhicules du parc estimé à 3%. Ainsi, l'application de ce taux de sortie de 3% à partir de 2000 jusqu'en 2018, permet d'obtenir une estimation du parc de véhicule avec une incertitude de 6% par rapport aux données fournies par Konan and Echui (2017). Enfin, des régressions linéaires par type de véhicules basées sur 19 ans (2000 à 2018) de données historiques, nous ont permis d'estimer le parc routier de 2019, utilisé dans cet inventaire.

Distances moyennes parcourues : Les distances moyennes parcourues représentent la moyenne des distances parcourues par véhicule d'une catégorie donnée en une année. Elles reflètent le niveau d'activité réel des différentes catégories de véhicules en circulation en fonction de leur usage. Pour évaluer ce paramètre, les données de visite technique (SICTA) sont utilisées. En effet, lors de la visite technique, parmi les paramètres enregistrés, le nombre de kilomètre parcouru est relevé. Ces relevés de kilomètres au compteur par véhicule lors des visites techniques permettent d'obtenir la distance moyenne parcourue par an par véhicule.

Consommations spécifiques des véhicules : cette grandeur constitue le dernier paramètre nécessaire pour évaluer la consommation de fuels du parc de véhicules. Ces consommations dépendent du type de véhicules, du type de fuels, de l'année de sortie du véhicule ou de sa norme environnementale (pré euro, euro 1, 2, 3, 4 et ...). Elles sont données par les véhicules en sortie d'usine, mais augmentent avec le nombre de kilomètres parcourus donc du vieillissement du véhicule. En absence d'informations spécifiques sur l'effet du vieillissement des véhicules sur les consommations des véhicules, les consommations spécifiques à la sortie d'usine ont été utilisées.

Facteurs d'émissions par catégorie de véhicules : Les facteurs d'émissions constituent le second paramètre, en plus de la consommation de fuels, qui est indispensable pour le calcul des émissions (voir équation 6.1). Dans cette étude, les facteurs d'émissions utilisés sont issus de

Keita et al. (2018). Ces facteurs sont donnés par tranche d'âge de véhicules : récents (> 10 ans) et anciens (< 10 ans). Ainsi, en nous basant sur la répartition du parc de véhicules par norme euro, chaque catégorie a été divisée en 2 groupes : les anciens (pré-euro à euro 4 inclus) et les récents (euro 5 et plus) véhicules.

La spatialisation des émissions a été faite sur la base de la densité d'occupation des véhicules sur les différentes routes. En effet, à partir des « shapefiles » (distribution spatiale) des routes, collectées sur <https://extract.bbbike.org/>, nous avons catégorisé et déterminé les densités de routes sur la ville d'Abidjan. Ensuite, il s'est agi de répartir les émissions calculées par type de véhicules sur les différentes routes en fonction du type de véhicules. En effet, Doumbia et al. (2018) donnent les valeurs d'occupation des véhicules en fonction du type de voies de la commune d'Abidjan. L'hypothèse a été faite d'appliquer ces valeurs à tout Abidjan.

6.1.1.2. Source Feux domestiques

Les émissions calculées pour cette source sont issues des travaux de Keita et al. (2021a). Dans ce contexte, les données de consommations de fuels à l'échelle de la Côte d'Ivoire sont issues des bases de données internationales de l'ONU et de l'IEA, ainsi que du Ministère en charge de l'Energie, et du Système d'Information Energétique (SIE). Comme pour le trafic, les facteurs d'émissions sont issus de Keita et al. (2018). Par contre, une nouvelle spatialisation des émissions a été développée à partir de données spécifiques à Abidjan dont la méthodologie est indiquée à présent. Le SIE donne les consommations spécifiques des ménages par type de combustible utilisé que sont le bois et le charbon de bois, pour les milieux urbains et ruraux de Côte d'Ivoire et pour Abidjan. On y trouve pour Abidjan 0,17 et 0,35 kg/personne/jour, respectivement pour le bois et le charbon de bois. Par ailleurs, l'enquête sur les habitudes des ménages pour les 10 communes d'Abidjan, Anyama et Bingerville donne le mix énergétique utilisé par les ménages d'Abidjan suivant leurs revenus (haut, moyen et bas revenus). Le Recensement Général de la population et de l'Habitat (RGPH, 2014) pour sa part, donne la répartition des populations par niveau de revenu pour chaque commune. Ainsi, à partir de ces deux sources de données, le mix énergétique aligné sur le niveau de revenu, par commune a été déterminé. C'est ce paramètre qui sert de base à la spatialisation des émissions de cette source. Cette approche nous a permis d'affecter les émissions des différents combustibles en fonction de la densité spatiale de leur utilisation réelle, et non pas en fonction de la densité de population de CIESIN (<http://www.ciesin.org>).

6.1.1.3. Source Industries et centrales électriques

Les inventaires d'émissions de la source industrie et de la source centrale électrique sont issues des résultats de Keita et al. (2021a). En effet, nous avons à partir des émissions nationales données par cette étude, effectué un downscaling (descente d'échelle nationale à celle de la ville d'Abidjan) en formulant deux hypothèses. La première est que 85% des industries nationales sont situées à Abidjan, donc nous avons affecté 85% des émissions à Abidjan. La seconde est que toutes les centrales thermiques électriques sont également situées à Abidjan (Ministère en charge de l'Energie), donc toutes ces émissions sont affectées à Abidjan. Notons que Keita et al. (2021a) utilisent les données d'activités nationales issues de la division statistique des nations unies (<http://data.un.org/Explorer.aspx>) et des facteurs d'émissions issus de la littérature pour ces sources. Les émissions sont spatialisées en fonction de la densité de population donnée par CIESIN (<http://www.ciesin.org>).

6.1.1.4. Source Feux de décharge

La source feux de décharge est directement corrélée à la population. Les inventaires d'émissions de cette source sont basés sur la méthodologie décrite dans Keita et al. (2021a). En effet, la donnée de consommation de fuel s'appuie sur la quantité de déchets générés/personne/jour en milieu urbain. Ces déchets solides sont soit collectés et mis en décharge, ou malheureusement brûlés à l'air libre à même la rue. Cependant, même lorsque ces déchets sont mis en décharge toute une partie peut être brûlée comme les déchets non collectés. Ainsi, pour évaluer les émissions des feux de déchets solides, nous ne ferons aucune distinction entre déchets collectés ou non collectés. Ici, la donnée de consommation de fuel est la quantité de déchets brûlés (**WB**) et est estimée en fonction de la population de la zone d'étude (**P**), la quantité de déchets produite par habitant (**MSW_p**), la fraction de déchets qui peut être brûlée (**Pfrac**), et enfin la fraction de déchets réellement brûlée (**Bfrac**), comme dans la formule suivante :

$$\mathbf{WB} = \mathbf{P} \times \mathbf{MSW}_p \times \mathbf{P}_{frac} \times \mathbf{B}_{frac} \quad (6.4)$$

Avec,

WB est la quantité de déchets brûlés ; **P** est la population d'Abidjan ; **MSW_p** est la quantité de déchets produite par habitant ; **Pfrac** est la fraction de déchet qui peut être brûlée ou la fraction combustible et **Bfrac** est la fraction de déchets effectivement brûlée.

Selon Wiedinmyer et al. (2014), en Côte d'Ivoire, la quantité de déchets générée (**MSW_p**) par an par habitant est de 0,18 tonne et la fraction de déchets combustible (**P_{frac}**) en milieu urbain

est de 0,70. De plus, le GIEC donne la valeur de 0,6 pour la fraction de déchets effectivement brûlés (B_{frac}). Ces valeurs rapportées à la population (P), nous ont permis de déterminer la quantité de déchets brûlés à Abidjan.

Les émissions liées à cette source sont obtenues ensuite à partir de la quantité de déchets brûlée associée aux facteurs d'émissions déterminés par Keita et al. (2018) : elles sont ici spatialisées en fonction de la densité de population.

6.1.2. Emissions spatialisées sur la ville d'Abidjan

Le tableau 6.1 présente les émissions de EC, OC et SO₂ obtenues pour les différentes sources pour la ville d'Abidjan en 2019. Ces émissions ont été spatialisées à l'aide des différents proxy présentés précédemment. Les sources trafic, feux domestiques et Industries sont les principales émettrices respectivement de EC, OC et SO₂, avec 44%, 52% et 66% des émissions totales.

Les cartes de spatialisation des émissions de EC, OC des sources trafic et feux domestiques sont présentées sur les figures 6.1 et 6.2.

Tableau 6.1 : Emissions de EC, OC et SO₂ par sources en 2019 de la ville d'Abidjan.

Sources	Emissions en tonne		
	EC	OC	SO ₂
Feux domestiques	1117,4	7719,5	483,8
Trafic	2198,8	2062,6	1624,8
Feux de décharge	1428,6	4718,2	366,3
Centrales électriques	22,3	66,4	138,5
Industries	219,6	164,7	5138,2
Total	4986,8	14731,4	7751,6

Les figures 6.1 présentent les émissions spatialisées de EC et OC de l'inventaire de la source trafic, calculé sur la ville d'Abidjan. Les émissions sont en tonnes par cellule et à une résolution de 1 km x 1 km. On observe que le EC (figure 6.1) est principalement émis sur les grande voies (autoroutes et boulevards), alors que le OC est émis sur les routes principales et secondaires. En effet, les véhicules roulant au diesel très souvent utilisés pour les transports de personnes et de marchandises sur les grands axes routiers, mais très peu sur les axes secondaires, émettent en proportion plus de EC que de OC. Cela est principalement lié aux valeurs de facteurs d'émission des véhicules diesel données par Keita et al. (2018) de $3,08 \pm 1,96$ g/kg pour le EC et $2,14 \pm 1,20$ g/kg pour le OC. Les émissions de OC sur les routes principales et secondaires peuvent s'expliquer par une présence plus importante de véhicules essence aux facteurs d'émission plus importants pour le OC que le EC ($1,10 \pm 0,77$ g/kg et $0,62 \pm 0,49$ g/kg

respectivement). Les facteurs d'émissions combinés aux densités de trafic par type de véhicules et par type de routes, conduisent donc à ces distributions spatiales.

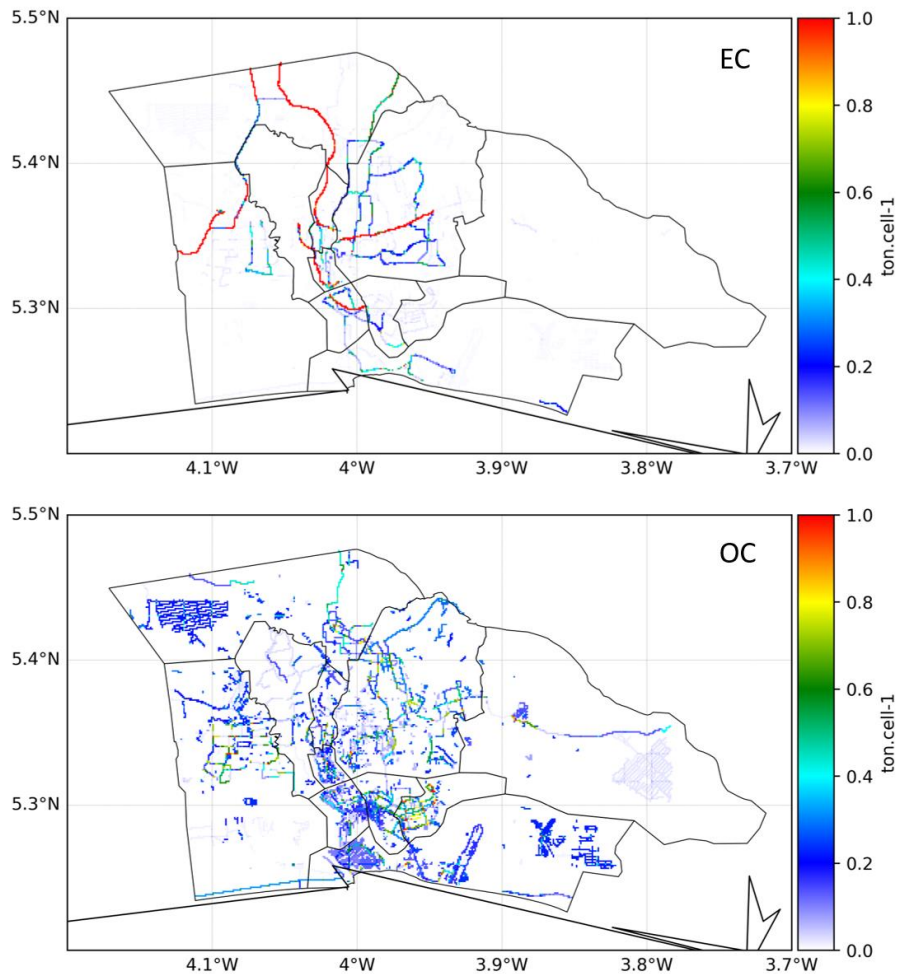


Figure 6.1 : Carte des émissions spatialisées de EC et OC de l'inventaire détaillé de la source trafic de la ville d'Abidjan de 2019.

De même, la figure 6.2 présente les émissions spatialisées de EC et OC de l'inventaire de la ville d'Abidjan de la source feux domestiques, incluant les activités résidentielles et commerciales. Sans surprise, les communes les plus densément peuplées Abobo et Koumassi sont les zones avec les émissions les plus importantes. Cela est dû aussi à la prise en compte des mix énergétiques des ménages en fonction des niveaux de revenus. Ce dernier paramètre améliore la spatialisation des émissions dépendantes des pratiques locales des populations. Par ailleurs, il faut noter que la commune de Yopougon présente des niveaux d'émissions moins importants dues à sa superficie plus importante.

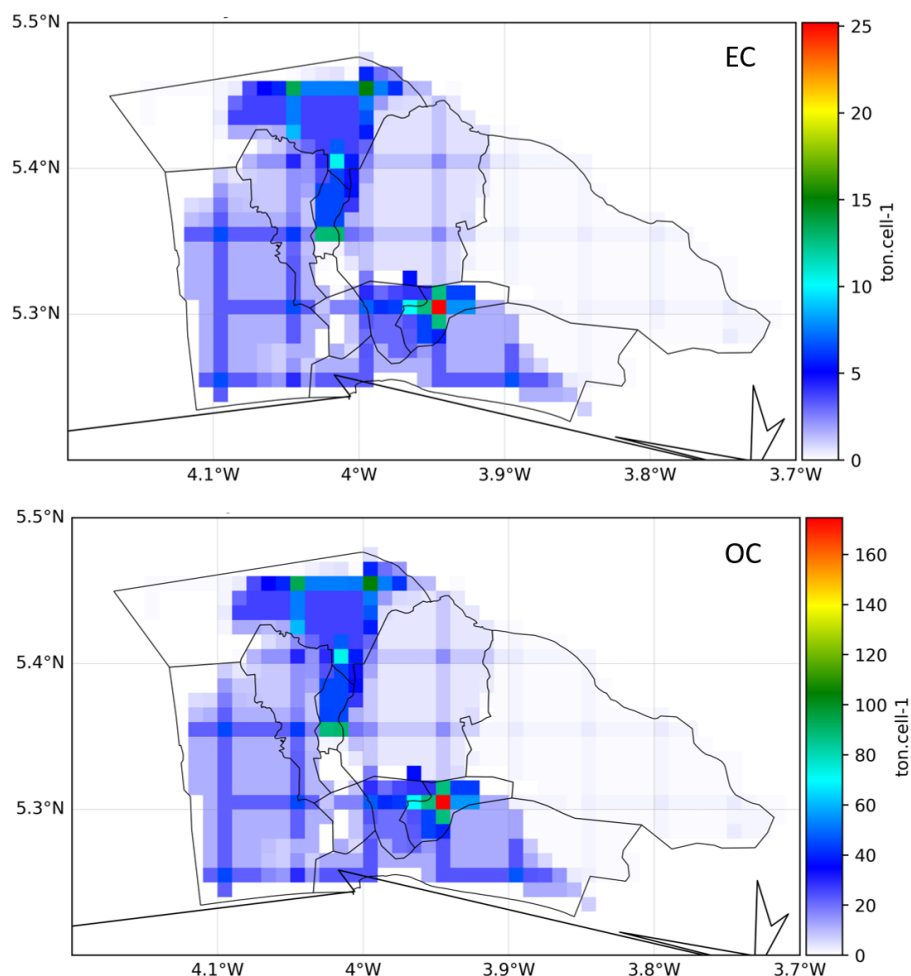


Figure 6.2 : Carte des émissions spatialisées de EC et OC de l’inventaire détaillé de la source feux domestiques de la ville d’Abidjan en 2019.

Des efforts ont été faits également sur la spatialisation des émissions des autres sources : ils ne seront pas présentés dans ce manuscrit.

6.2. Simulation de la pollution particulaire à l’échelle de la ville d’Abidjan

6.2.1. Configuration du modèle WRF-Chem

6.2.1.1. Description du modèle WRF-Chem

Le modèle WRF-Chem est basé sur le modèle WRF et comporte un modèle chimique (Chem) (Grell et al., 2005 et Fast et al., 2006). Le modèle WRF-Chem est un système de prévision numérique non hydrostatique largement utilisé pour les études atmosphériques du climat et la prévision de la qualité de l’air. Il a été développé par le NOAA/ESRL (National Oceanic and Atmospheric Administration / Earth System Research Laboratory) et permet de modéliser les

polluants atmosphériques pour différentes zones d'étude (Kuik et al., 2015, Kumar et al., 2016, Adefisan and Jovita Oghaego, 2018, Jenkins and Gueye, 2018 et Do et al., 2021).

6.2.1.2. Domaines de simulation

La version 4 du modèle WRF-Chem (Grell et al., 2005, Fast et al., 2006 et Powers et al., 2017) a été utilisée dans une configuration à trois domaines centrés sur Abidjan ($5,28^{\circ}$ N ; $4,03^{\circ}$ W) comme le montre la figure 6.3. Tous les domaines sont définis sur la projection de Mercator. Le domaine le plus extérieur (d01) couvre la quasi-totalité de l'Afrique de l'Ouest et certaines parties de l'océan Atlantique avec un espacement horizontal de la grille de 25 km x 25 km. Le premier domaine interne et 2^e domaine (d02) couvre la Côte d'Ivoire et certaines parties des pays voisins avec une résolution spatiale de 5 km x 5 km. Le domaine le plus petit (d03) couvre Abidjan et ses environs avec un espacement de grille de 1 km x 1 km. Le nombre de points de grille dans les directions (x, y) dans d01, d02, et d03 sont respectivement (120 ; 100) (151 ; 131) et (181 ; 161). Tous les domaines ont 36 niveaux verticaux s'étendant de la surface à un sommet de modèle de 50 hPa. Environ 7 niveaux du modèle sont situés entre la surface et 1 km d'altitude. Nous utilisons une imbrication unidirectionnelle pour effectuer ces simulations en utilisant la capacité « ndown » de WRF-Chem, ce qui signifie que les simulations sur les trois domaines sont exécutées en mode série, l'exécution de d01 fournissant les conditions initiales et les conditions aux limites pour d02 qui, à son tour, fournit les conditions initiales et les conditions aux limites pour d03. Les pas de temps météorologiques pour d01, d02 et d03 sont respectivement de 60, 30 et 6 secondes, tandis que la chimie utilisée a un pas de temps de 5 minutes pour tous les domaines afin de réduire le coût de calcul. Les conditions initiales et limites météorologiques pour d01 sont obtenues à partir des réanalyses ERA-Interim qui sont redistribuées sur le domaine WRF en utilisant le système de prétraitement WRF (WPS). Les conditions initiales et limites chimiques (uniquement pour d01) sont basées sur les données du modèle atmosphérique communautaire avec chimie (CAM-Chem) (Buchholz et al., 2019). Une analyse de données quadridimensionnelle est appliquée à d01 au-dessus de la couche limite planétaire pour limiter la croissance des erreurs météorologiques dans nos simulations.

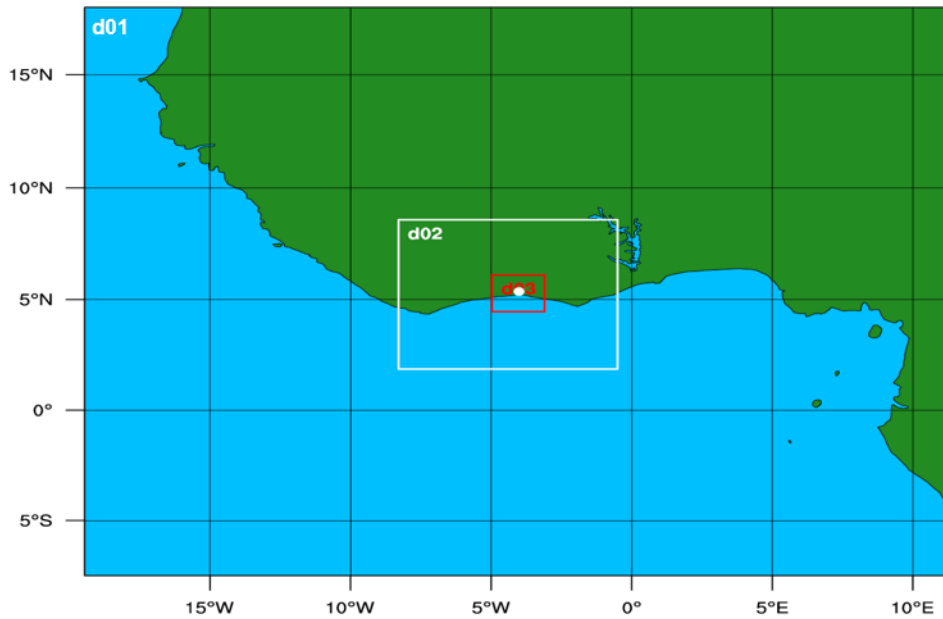


Figure 6.3 : Trois domaines WRF-Chem utilisés dans cette étude. Le point blanc plein montre le centre des domaines situé Abidjan.

Le tableau 6.2 énumère les paramétrisations sélectionnées pour cette étude. Les processus des aérosols sont représentés à l'aide du module aérosol GOCART (Global Ozone Chemistry Aerosol Radiation and Transport), qui prend en compte cinq grands types d'aérosols troposphériques, à savoir les sulfates, le carbone organique (OC), le carbone suie (BC), les poussières désertiques et les sels marins (Ginoux et al., 2001 et Chin et al., 2002). GOCART simule les concentrations massiques de BC, OC et sulfates, alors qu'il simule à la fois distributions en taille et concentrations massiques des aérosols de poussière et de sel marin. Le EC et le OC sont émis en tant qu'aérosols hydrophobes mais passent en mode hydrophile avec une durée de vie de 2,5 jours. Les particules d'aérosol sont éliminées de l'atmosphère par dépôt sec et humide, à l'exception des BC et OC hydrophobes qui ne sont pas affectés par le dépôt humide. Les émissions des poussières désertiques et des sels marins sont calculées en ligne (Gong et al., 1997).

Les émissions de BC, OC et SO₂ dues à la combustion de la biomasse proviennent de la version 2.2 de l'inventaire FINN (Fire Inventory NCAR), puis sont distribuées verticalement en ligne dans le modèle, conformément à Freitas et al. (2007). Les émissions anthropiques de SO₂, BC, OC proviennent de l'inventaire DACCIWA (Keita et al., 2021a) ainsi que de l'inventaire décrit dans le paragraphe précédent, développé à haute résolution (1 km x 1 km) pour Abidjan.

Les concentrations de PM₁₀ et de PM_{2.5} sont obtenues à partir d'une relation empirique, issues du code du modèle, données respectivement par les équations 6.5 et 6.6:

$$PM_{10} = BC1 + BC2 + (OC1 + OC2) \times 1,8 + P10 + P25 + DUST1 + DUST2 + DUST3 + SEAS1 + SEAS2 + SEAS3 + 0,737 \times DUST4 + 0,834 \times SEAS2 + 1,375 \times SO_4 \quad (6.5)$$

$$PM_{2,5} = BC1 + BC2 + (OC1 + OC2) \times 1,8 + P25 + DUST1 + SEAS1 + 0,38 \times DUST2 + 0,834 \times SEAS2 + 1,375 \times SO_4 \quad (6.6)$$

Avec,

P25 représente les émissions anthropiques autres que le BC et le OC et P10 représente les émissions anthropiques autres que le BC et le OC. BC1 et OC1 représente la fraction hydrophobe et BC2 et OC2 représente la fraction hydrophile.

Le modèle d'aérosol GOCART ne simule pas les nitrates et les aérosols organiques secondaires (AOS), ce qui pourrait entraîner une sous-estimation des concentrations massiques simulées de $PM_{2,5}$. Pour pallier à ce problème, et avant d'introduire les données d'émission dans le modèle, nous avons converti les données d'émission de OC primaire décrites précédemment, en carbone organique total prenant ainsi en compte de manière empirique les aérosols organiques secondaires. Cette conversion effectuée par type de source a été mise au point pour DACCIWA (N'Datchoh et al., 2021 en préparation).

Deux simulations sont effectuées sur chacun des 3 domaines la sous-région (d01), le pays (d02), la ville (d03) pour les mois de Janvier et Février 2019, période correspondant aux campagnes intensives réalisées à Abidjan lors du projet PASMU (Gnamien et al., 2020). Ces simulations sont basées : l'une sur l'inventaire d'émission DACCIWA interpolé jusqu'en 2019 (Keita et al., 2021a) et l'autre sur l'inventaire DACCIWA auquel a été inséré l'inventaire à haute résolution d'Abidjan décrit précédemment et nommé plus loin ABJ + DACCIWA (Keita et al., 2021b). L'exécution du modèle a commencé le 01 Janvier 2019 à 00 UTC et s'est terminée le 28 février 2019 à 23 UTC. Les sorties horaires du modèle portant sur la composition chimique des aérosols, les propriétés optiques des aérosols et les principaux paramètres météorologiques sont sauvegardées pour une analyse ultérieure : il s'agit de BC, OC, Poussières désertiques, Sels de mer, Sulfates, $PM_{2,5}$, et PM_{10} , des paramètres météorologiques (température et humidité relative à 2m (T2, Q2), vitesses du vent à la surface (U10, V10), flux radiatif descendant à courte longueur d'onde (SWDOWN), hauteur de la couche limite planétaire (PBLH), Pluie etc.), de l'épaisseur optique à 300, 400, 500, 550, 600, et 999 nm et des coefficients d'Angström à 400-600 nm.

Tableau 6.2 : Paramétrisation de certains processus atmosphériques dans l'étude de modélisation WRF-Chem proposée.

Processus	Paramétrisation
Microphysique des nuages	Thompson microphysics (Thompson et al., 2008)
Couche de surface	MYNN surface layer
Modèle de surface terrestre	Noah-MP land surface (Niu et al., 2011)
Couche limite planétaire	MYNN 2.5 scheme (Nakanishi and Niino, 2009)
Paramétrage des cumulus	Grell-Freitas (Grell and Freitas, 2014)
Rayonnement (ondes courtes et longues)	RRTMG (Iacono et al., 2008)
Émissions des poussières et des sel marin	Gong et al. (1997)

6.2.2. Validation des sorties du modèle

6.2.2.1. Comparaison des sorties du modèle WRF-Chem avec les observations en campagnes intensives

Les figures 6.4 et 6.5 présentent les comparaisons entre les concentrations issues du modèle WRF-Chem pour les sites de mesure de la campagne intensive d'Abidjan et les concentrations observées, respectivement pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Les observations y sont représentées avec des carrés noirs ; les simulations basées sur l'inventaire DACCIWA sont en vert et les simulations basées sur l'inventaire ABJ + DACCIWA en orange. Les 2 simulations des domaines d01, d02 et d03 surestiment en général les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} sur les sites observés, à l'exception de quelques sites A7, A8, A9 A18 et A20 pour les PM₁₀ et A7, A9, A12 et A20 pour les PM_{2.5} où elles sont sous-estimées. Ces sites qui sont, soit à proximité de routes à forte circulation, soit proche de zones industrielles, sont sous influence des poussières des routes dont la source n'est pas incluse dans le modèle.

Les résultats pour les PM₁₀ montre que le domaine d01 (25 km x 25 km) basée sur l'inventaire ABJ + DACCIWA ainsi que le domaine d03 avec l'inventaire ABJ + DACCIWA donnent les plus faibles concentrations, proches des observations. Les concentrations les plus élevées sur la plupart des sites proviennent des simulations d02 et d03 avec l'inventaire DACCIWA. Par contre pour les PM_{2.5}, les simulations du domaine d03 avec les 2 inventaires donnent des valeurs généralement supérieures aux autres simulations alors que celles du domaine d01 avec l'inventaire ABJ + DACCIWA sont la plupart du temps proches des observations comme pour les PM₁₀. Ces différences peuvent être dues à plusieurs facteurs qu'il nous faudra tester par la suite : équations empiriques retenues pour la détermination des concentrations des PM, défaillance du modèle pour prendre en compte efficacement les processus de micro échelle, sources anthropiques d'émissions etc...

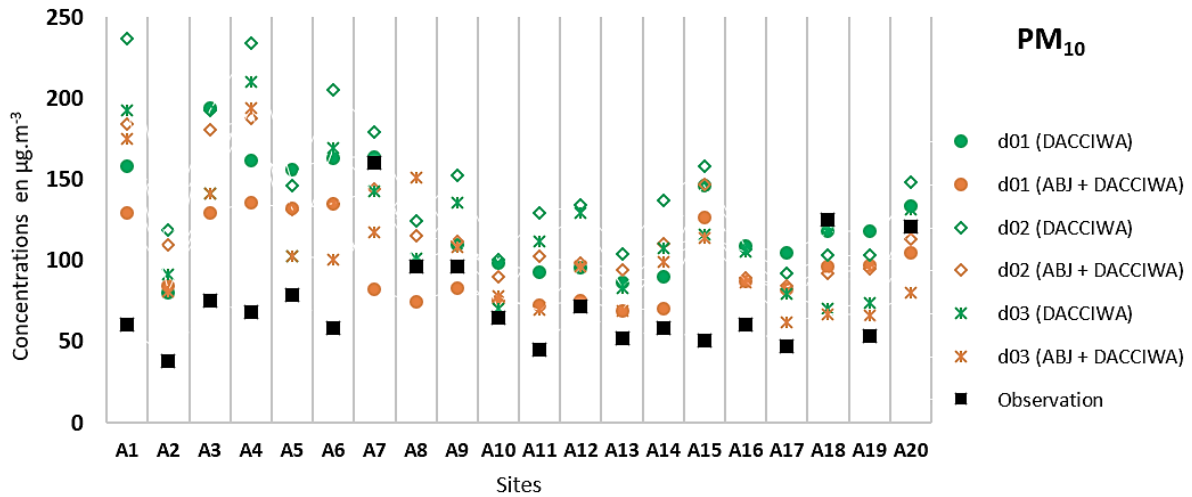


Figure 6.4 : Comparaison des concentrations moyennes des PM_{10} simulées par WRF-Chem pour chacun de domaine (d01, d02 et d03) et pour chacune des simulation (DACCIWA et ABJ + DACCIWA) avec les valeurs obtenues pendant la campagne intensive d'Abidjan.

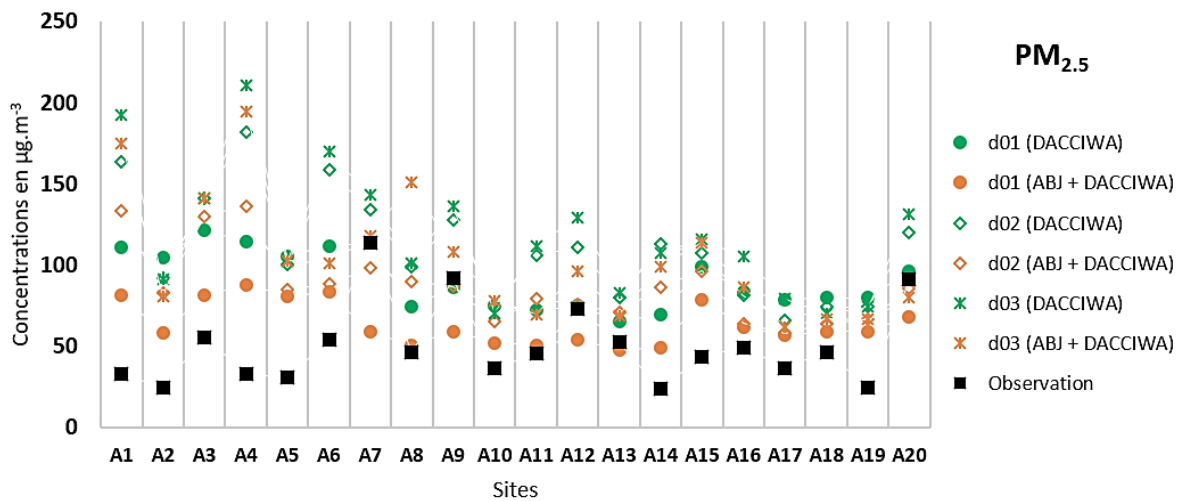


Figure 6.5 : Comparaison des concentrations moyennes des $PM_{2.5}$ simulées par WRF-Chem pour chacun de domaine (d01, d02 et d03) et pour chacune des simulation (DACCIWA et ABJ + DACCIWA) avec les valeurs obtenues pendant la campagne intensive d'Abidjan.

Le tableau 6.3 présente la racine de l'erreur absolue moyenne (RMSE) et les coefficients de variation des erreurs (les biais) des simulations par rapport aux observations de l'ensemble des sites de la campagne intensive d'Abidjan, calculés pour les PM_{10} et les $PM_{2.5}$. Ce tableau permet de comparer les performances du modèle WRF-Chem avec les 2 inventaires DACCIWA et ABJ + DACCIWA, mais aussi l'impact de l'augmentation de la résolution spatiale des simulations sur les erreurs. Les biais de l'ensemble des simulations sont négatifs, car le modèle donne des résultats qui surestiment les observations.

Les RMSE des simulations basées sur les inventaires DACCIWA sont toujours supérieurs à ceux des simulations basées sur l'inventaires ABJ + DACCIWA, de 26%, 27% et 17% respectivement pour simulation d01, d02 et d03, pour les PM₁₀ et 18%, 21% et 11% pour les PM_{2.5}. Idem pour les biais, où l'on observe des baisses de 43%, 30% et 31% pour les PM₁₀ et de 54%, 32% et 17% pour les PM_{2.5}. Ces observations permettent de dire que les valeurs issues des simulations basées sur l'inventaire à l'échelle de la ville (ABJ + DACCIWA) se rapprochent plus de celles observées en utilisant l'inventaire DACCIWA. Cependant, d'une manière générale, les valeurs du RMSE et les biais pour les PM_{2.5} croissent avec l'augmentation de la résolution du modèle. Ce type de résultat a été obtenu par Gueye and Jenkins (2019) pour des simulations de PM₁₀ avec le modèle WRF-Chem sur l'Afrique de l'ouest dans la zone sahélienne, ce qui soutient l'hypothèse de l'impact de processus à micro-échelle sur les PM_{2.5}, qui serait mal pris en compte (Sicard et al., 2021). Cependant, dans notre étude, on n'observe pas de variation particulière pour les PM₁₀, contrairement à Gueye and Jenkins (2019), qui étudient des sites plus impactés par les poussières d'origine régionales que les nôtres.

Tableau 6.3 : Statistiques sur la comparaison entre les sorties du modèle WRF-Chem et les observations sur les sites de la campagne intensive d'Abidjan.

Domaine	Simulation	PM ₁₀		PM _{2.5}	
		RMSE ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	CV (%)	RMSE ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	CV (%)
d01	DACCIWA	62,0	-85%	48,8	-116%
	ABJ + DACCIWA	45,8	-49%	31,2	-53%
d02	DACCIWA	86,5	-119%	69,4	-158%
	ABJ + DACCIWA	62,8	-83%	48,8	-108%
d03	DACCIWA	63,9	-78%	78,8	-175%
	ABJ + DACCIWA	52,9	-54%	68,2	-146%

RMSE est la racine de l'erreur absolue moyenne.

CV est la moyenne du coefficient de variation de l'erreur.

6.2.2.2. Comparaison des sorties du modèle WRF-Chem avec les observations sur le moyen terme

Les données d'observation sont celles des sites A1 (Université de Félix-Houphouët Boigny) et A3 (Lycée moderne de Treichville), obtenues en saison sèche (2018/2019) à partir de prélèvements journaliers sur filtres et présentées dans le chapitre 4. La figure 6.6 présente les séries temporelles des concentrations des PM_{2.5}, EC et OC observées, simulées sur la base des inventaires DACCIWA et ABJ + DACCIWA (orange), pour les domaines d01 (25 km x 25

km), d02 (5 km x 5 km) et d03 (1 km x 1 km) sur le site A1 du 1^{er} Janvier et 28 Février 2019 (soit 2 mois).

Sur la figure 6.6, on observe pour les PM_{2.5} des différences entre les concentrations observées et simulées pendant le mois de Janvier 2019. Cependant, pendant le mois de février 2019, le modèle arrive à simuler avec précision les concentrations des PM_{2.5}, avec de meilleurs résultats pour le domaine d03. De plus, la différence de résultats entre les simulations d03 pour les 2 inventaires donnent des profils similaires, avec un écart qui diminue avec l'augmentation de la résolution spatiale du modèle.

Concernant le EC, le modèle WRF-Chem arrive sur les 2 simulations et pour 2 domaines (d01 et d02) à reproduire l'ordre de grandeur des observations sur toute la période (mois de Janvier et Février 2019). Par contre, la simulation du domaine d03 pour l'inventaire ABJ + DACCIWA surestime largement les concentrations de EC, alors que la simulation pour l'inventaire DACCIWA seul est en accord avec les observations. Quant au OC, les données simulées sont toujours supérieures aux données observées, la différence augmentant avec la résolution du modèle. Il en est de même quand on compare les écarts obtenus entre les simulations pour les 2 inventaires avec des résultats plus mauvais pour l'inventaire ABJ + DACCIWA. Il est toutefois intéressant de montrer que les variations de concentration temporelles observées et modélisées sont en accord pour toutes les simulations, à l'exception du pic observé le 5 février. Comme on l'a dit plus haut, les différences observées pour le carbone organique peuvent avoir de multiples raisons : traitement du carbone organique primaire et secondaire dans le modèle, complexité du terrain, dynamique météorologique locale (Žabkar et al., 2015), etc...

En conclusion, la fiabilité des simulations de EC pour les domaines d01 (25 km x 25 km) et d02 (5 km x 5 km) traduit le caractère de site de fond urbain attribué au site A1. La surestimation obtenue pour la modélisation du domaine d03 (1 km x 1 km) avec l'inventaire ABJ+DACCIWA et pas avec l'inventaire DACCIWA nous fait dire que des corrections sont nécessaires à fine échelle. De plus, les résultats pour le OC avec l'augmentation des biais qui suit l'augmentation de la résolution, alors que l'inverse est observé pour le PM_{2.5} suggèrent que des tests de sensibilité sont à prévoir pour améliorer le traitement de l'aérosol dans le modèle.

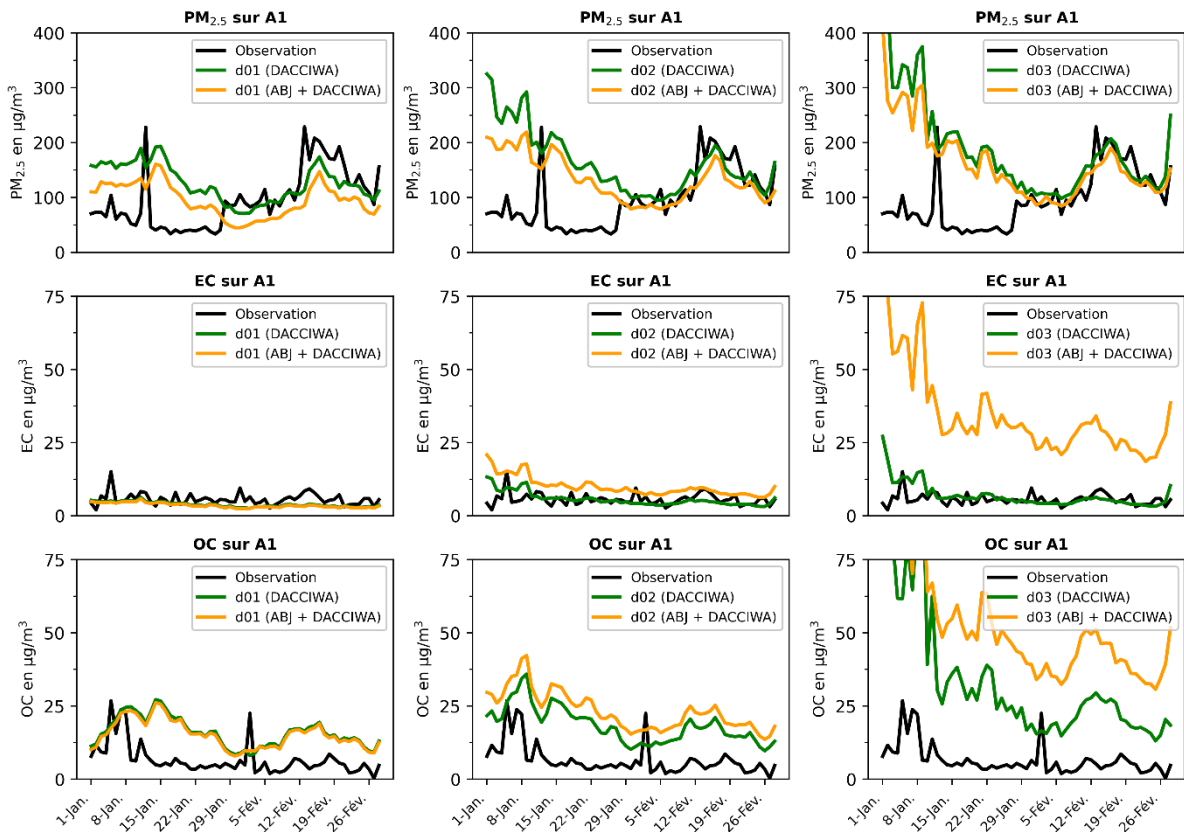


Figure 6.6 : Série chronologique des concentrations de $PM_{2.5}$, EC et OC simulées et observées sur le site A1 pendant les mois de Janvier et Février 2019.

La figure 6.7 présente les mêmes résultats que la figure précédente, mais pour le site A3. Pour ce site, les observations ne couvrent que la période du 29 janvier au 28 février 2019 (soit 1 mois). On observe que quel que soit l'inventaire, les simulations sur les 3 domaines surestiment les concentrations des $PM_{2.5}$, avec des valeurs légèrement plus importantes pour les simulations basées sur l'inventaire DACCIWA pour les domaines d01 et d02. Même constat pour le OC, mais avec des écarts moins importants surtout avec les simulations basées sur l'inventaire DACCIWA. Par contre il est intéressant de montrer que les simulations des domaines d02 et d03 arrivent à reproduire les concentrations observées pour le EC.

Cette analyse montre une fois encore que des tests de sensibilité sont à mener sur le traitement de l'aérosol dans le modèle en ce qui concerne le carbone organique et le calcul des $PM_{2.5}$.

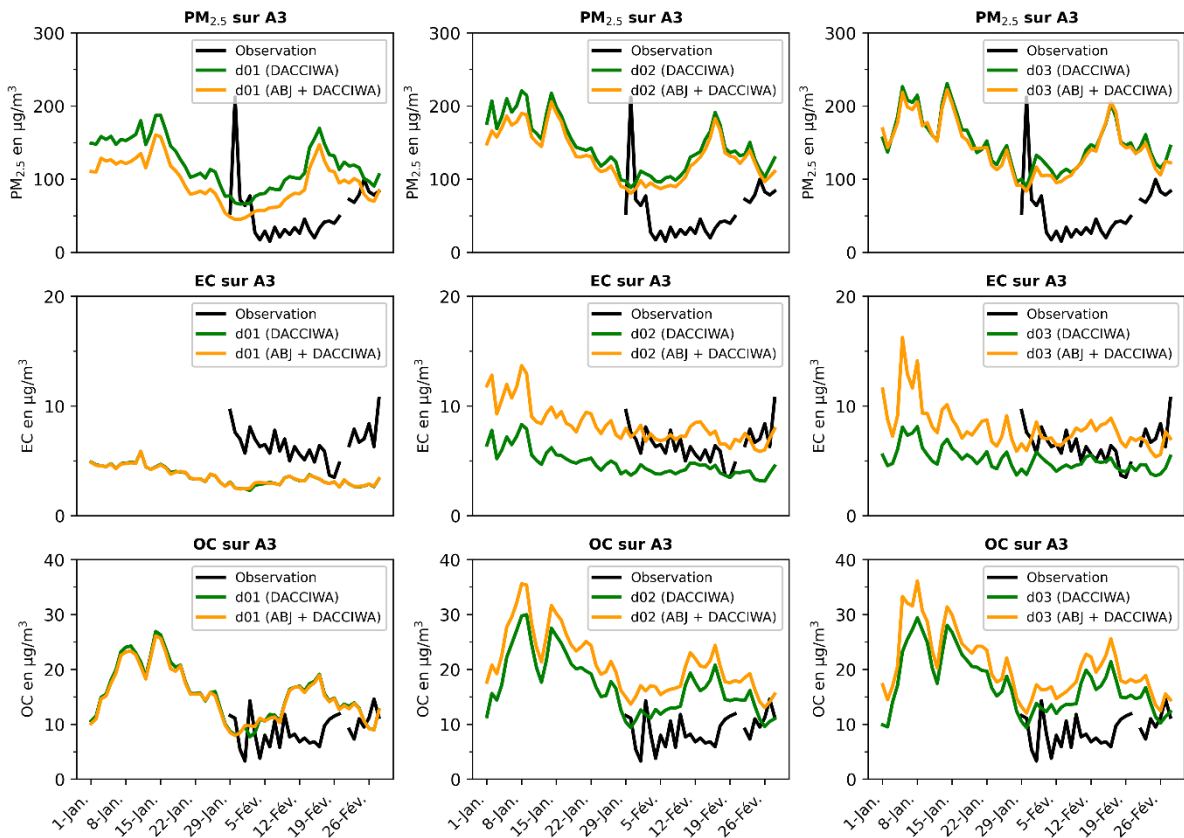


Figure 6.7 : Série chronologique des concentrations de $PM_{2.5}$, EC et OC simulées et observées sur le site A3 pendant les mois de Janvier et Février 2019.

6.2.3. Cartes de variation spatiale des PM_{10} et $PM_{2.5}$ simulées par le modèle WRF-Chem.

Les figures 6.8 et 6.9 présentent les cartes de distributions spatiales des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ simulées par le modèle WRF-Chem, à partir de l'inventaire ABJ + DACIWA respectivement sur les domaines d01 et d02. Ces cartes sont issues des moyennes des sorties horaires du modèle WRF-Chem, pendant la campagne intensive du 20 janvier au 10 février 2019. Cependant, compte tenu de la zone couverte par l'inventaire de la ville d'Abidjan (nouvel inventaire) dans ces zones d'étude, ces figures montrent principalement l'influence de l'inventaire régional DACCIWA.

Ainsi, la figure 6.8(a) montre que les concentrations de PM_{10} sont plus importantes sur la zone sahélienne liées principalement aux poussières désertiques, comme l'ont montré Adefisan and Jovita Oghaego (2018) pendant la saison sèche (influence du vent d'harmattan) sur la zone nord du domaine, et sur le Nigeria, zone ouest du domaine. Sur la Côte d'Ivoire, les concentrations des PM_{10} restent dans les gammes des plus faibles de concentrations, cependant comprises entre 100 et 150 $\mu g.m^{-3}$. On observe également des pics de concentration en Guinée et au Ghana,

dues probablement aux feux de biomasse. Les concentrations des $PM_{2.5}$ modélisées (figure 6.8(b)) sont plus importantes sur le Nigéria (soit plus de $150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) par rapport au reste du domaine d01, avec à nouveau de fortes concentrations sur la Guinée et au Ghana, comme pour les PM_{10} . Sur ce domaine, on observe un spot sur Abidjan qui est plus visible avec le domaine d02 (figure 6.9), qui a une résolution plus importante que le domaine d01.

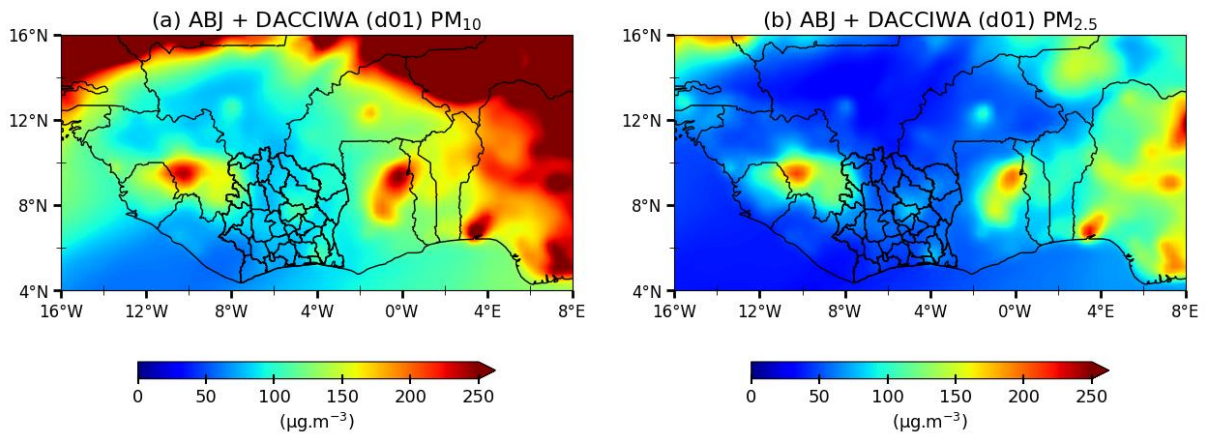


Figure 6.8 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d01 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.

Les concentrations sur la majeure partie du domaine d02 (figures 6.9) des PM_{10} sont de l'ordre de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, et de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$. Les concentrations les plus importantes y apparaissent sur le nord d'Abidjan avec plus de $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les PM_{10} et entre 150 et $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$. Le domaine d02 ne permet pas de bien discerner les variations spatiales des concentrations des PM sur Abidjan. Qu'en est-il avec le domaine d03, à la résolution plus fine ($1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$) ?

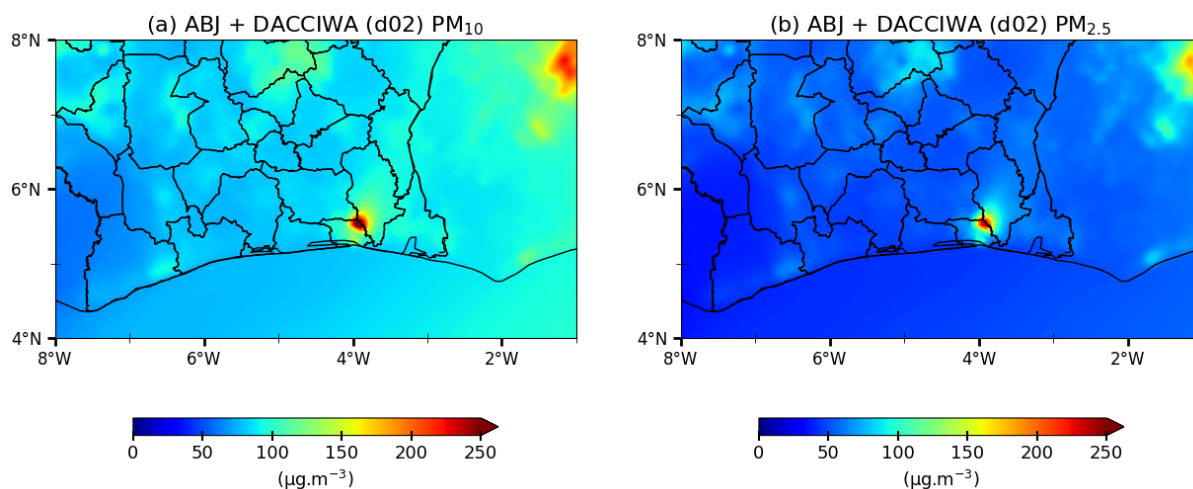


Figure 6.9 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d02 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.

La figure 6.10 présente les distributions spatiales des concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5}, à partir des simulations de l'inventaire ABJ + DACCIWA sur le domaine d03. Elle est le résultat cumulé de l'inventaire à l'échelle de la ville d'Abidjan et de la simulation à haute résolution du modèle WRF-Chem. Seules les valeurs extraites du domaine d03 pour la ville d'Abidjan sont présentées ici afin de pouvoir effectuer une comparaison avec les cartes présentées dans le paragraphe 5.2.1 issues de la campagne intensive d'Abidjan. Ainsi, la figure 6.10(a) montre que les concentrations des PM₁₀ sont supérieures à $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour les PM_{2.5}, les concentrations les plus importantes sont observées dans les communes à forte densité de population, à savoir Abobo, Treichville, Koumassi et Marcory et à forte activité Adjamé (figure 6.10(b)).

Les cartes des PM₁₀ (figure 6.10(a)) issues de la modélisation ne montrent pas de fortes concentrations sur le sud de la zone d'étude mais seulement au nord alors que les observations indiquaient des concentrations importantes au nord et au sud. Les fortes concentrations sur le littoral (au sud) avait été attribuées aux aérosols marins et aux poussières issues de la zone industrielle. Ce type de sources (poussières de la zone industrielle) n'a pas été inclus dans l'inventaire ville, faute d'information. De plus, dans l'inventaire d'Abidjan, les émissions de la source industrielle situées en majorité au sud de la zone ont été spatialisées à l'aide de la densité de population, toujours à cause du manque d'informations sur leurs localisations et leurs niveaux d'activités. Deux raisons qui peuvent expliquer la sous-estimation des concentrations de PM₁₀ observées au sud de la zone.

Il est important de noter que les variations spatiales des concentrations de $PM_{2.5}$ modélisés sont davantage en accord avec celles que nous avons obtenues à partir des observations (cf. figure 5.4 du chapitre précédent).

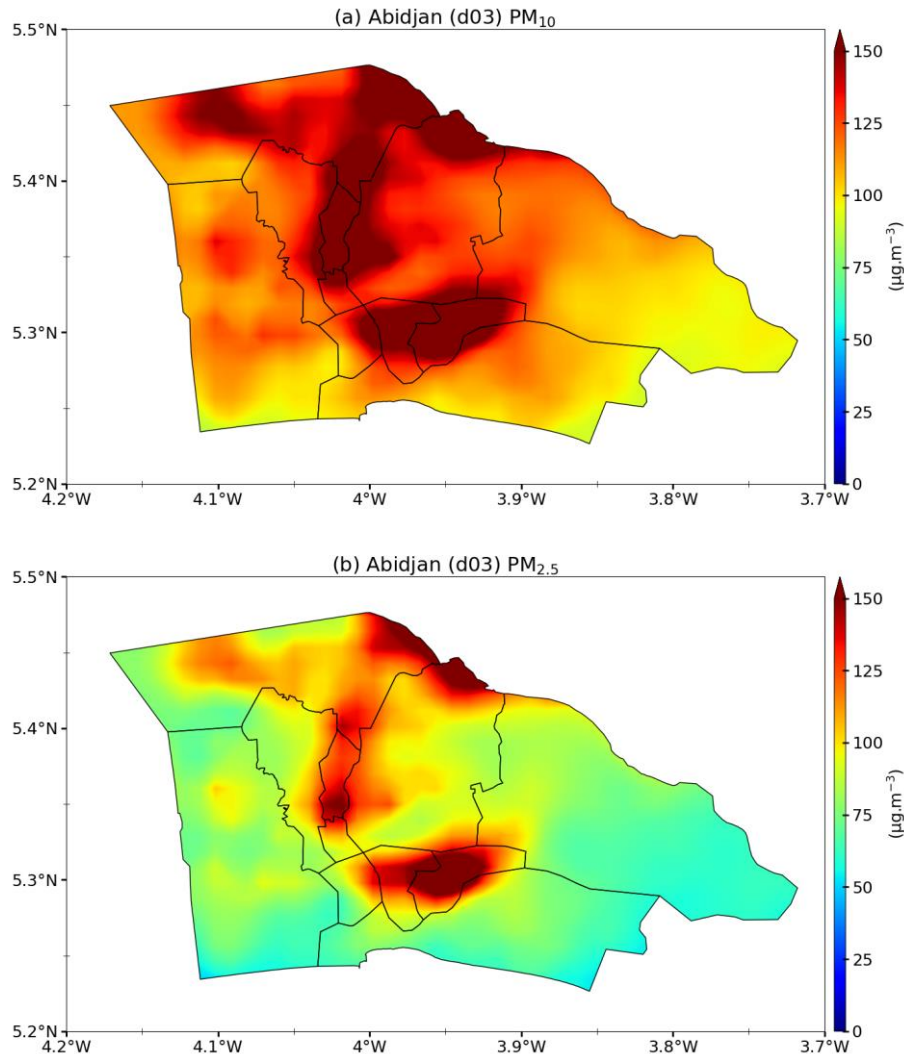


Figure 6.10 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM_{10} (à gauche) et $PM_{2.5}$ (à droite) simulées à partir de l'inventaire ABJ + DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d03 du 20 Janvier au 10 Février 2019, centrées sur le domaine d'étude d'Abidjan.

Il faut remarquer également que les concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ au nord de la zone couverte par l'inventaire de la ville sont fortement influencées par l'inventaire DACCIWA (annexe 44 et 45). La superposition de l'inventaire Abidjan (1 km x 1 km) avec celui de DACCIWA (10 km x 10 km) est à l'origine des niveaux d'émission particulièrement élevés au nord d'Abidjan. En effet, la spatialisation de l'inventaire DACCIWA, compte tenu de sa

résolution 10 fois plus grande que celle de l'inventaire Abidjan, attribue artificiellement des valeurs de fortes émissions en dehors de la zone d'étude d'Abidjan.

Pour corriger ce biais, plusieurs pistes sont envisagées dont celle de spatialiser l'inventaire DACCIWA à la résolution de 1 km x 1 km avec les mêmes clés de spatialisation que l'inventaire ville. Cependant, malgré les biais constatés, la simulation à l'échelle de la ville avec le modèle WRF-Chem basée sur l'inventaire de la ville d'Abidjan arrive à représenter correctement la distribution spatiale des concentrations des aérosols PM₁₀ et PM_{2.5} sur la ville d'Abidjan. La prise en compte de sources spécifiques locales telles que la remise en suspension des poussières des routes et la source industrielle permettra d'améliorer les cartes de variation spatiale. De plus des tests de sensibilité seront menés notamment pour mieux prendre en compte la complexité de l'aérosol.

Conclusion

La modélisation de la pollution particulaire, qui est le quatrième objectif de cette thèse, est la dernière étape de cette thèse. Elle est le fruit d'une collaboration entre le NCAR de Boulder, l'Université Péléforo Gon Coulibaly, le Laero et le LASMES.

Ce chapitre présente le nouvel inventaire de la ville d'Abidjan que nous avons développé. Cet inventaire s'appuie sur les travaux antérieurs, notamment pour le choix des facteurs d'émissions et l'utilisation de l'inventaire régional développé dans le cadre du programme DACCIWA. Un effort particulier a été porté pour développer un nouvel inventaire trafic, en prenant en compte les spécificités propres au parc roulant d'Abidjan. Aussi, nous avons amélioré la spatialisation des émissions avec l'identification de nouvelles clés propres à chacune des sources. Il faut noter pour cela le travail réalisé sur la source feux domestiques, avec la prise en compte de paramètres sociologiques (niveaux de revenus). Des simulations avec le modèle WRF-Chem ont été ensuite réalisées sur 3 domaines définis allant du plus grand au plus petit (d01 de résolution 25 km x 25 km, d02 de résolution 5 km x 5 km et d03 de résolution 1 km x 1 km), avec l'inventaire DACCIWA et l'inventaire ABJ + DACCIWA, une composition entre l'inventaire d'Abidjan et l'inventaire DACCIWA.

Au terme de ce chapitre, nous pouvons dire que malgré quelques biais observés, le modèle arrive à représenter correctement les distributions spatiales des PM₁₀ et PM_{2.5} sur la ville d'Abidjan, avec l'inventaire détaillée que nous avons développé. Les niveaux de concentrations de EC sont du même ordre de grandeur entre observations et modélisations sur les sites de Cocody et de Treichville avec un avantage pour la modélisation d03 et l'inventaire DACCIWA.

Par contre les données simulées de OC sont toutes supérieures aux observations avec des biais qui augmentent avec la résolution spatiale du modèle et en utilisant l'inventaire le résolu en taille. C'est également le cas pour $PM_{2.5}$, avec des biais augmentant avec la résolution spatiale du modèle sauf pour le site A1 en février 2019. Par contre, contrairement à OC, les simulations de EC avec l'inventaire ville donnent de meilleurs résultats. L'impact de la résolution spatiale n'apparaît pas pour les PM_{10} , qui sont tout de même surestimés par rapport aux observations. Ces résultats nous suggèrent d'effectuer des tests de sensibilité pour essayer de mieux prendre en compte les processus de fine échelle mais également la modélisation du carbone organique et le calcul des PM. De plus, comme on l'a dit plus haut, l'impact des émissions de DACCIWA sur les conditions aux limites du domaine d03 est à corriger, notamment pour les valeurs simulées au nord d'Abidjan. Enfin, l'intégration et l'amélioration de sources spécifiques locales (poussières des routes et sources industrielles) sont prévues de mieux simuler les concentrations de PM et particulièrement de PM_{10} au sud d'Abidjan. Des tests de sensibilité sont aussi envisagés pour mieux comprendre l'impact des différentes paramétrisations retenues sur la dynamique atmosphérique locale.

CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette thèse inscrit dans le projet PASMU est de contribuer à l'élaboration de cartes de risque sanitaire à la pollution particulaire à l'échelle urbaine pour Abidjan (capitale économique de la Côte d'Ivoire située au sud) et Korhogo (3^e ville de la Côte d'Ivoire, située au Nord). Cela passe par la compréhension de la composition chimique des aérosols, de leurs variations spatiales et temporaires et de leurs propriétés toxicologiques. Cette étape est d'autant plus importante qu'il n'existe pas de réseau de surveillance et de prévision de la qualité de l'air dans les villes d'Afrique de l'Ouest, à l'exception de Dakar (Sénégal). Depuis plusieurs années, en Afrique de l'Ouest, plusieurs études ont été menées dans le but d'étudier les évolutions des concentrations atmosphériques des polluants, mais aussi analyser leurs impacts sanitaires. Ce fut entre autres les programmes POLCA, AMMA, DACCIWA et CHAIREPOL. Bien qu'indispensables, ces études ont donné des informations ponctuelles dans le temps et dans l'espace et souvent pour des sites de mesure en zones sources qui ne permettent pas d'estimer dans son ensemble, la qualité de l'air d'une ville. Il est temps de capitaliser les acquis de ces nombreux projets et programmes. C'est ainsi que notre étude vient à point nommé avec l'objectif de traiter des questions relatives à la surveillance et à la prévision de la qualité de l'air, permettant d'arriver à l'objectif initial précité.

Dans l'introduction générale, nous avons soulevé 2 questions scientifiques, qui se déclinaient chacune en 2 objectifs spécifiques. La première question scientifique s'interroge sur les caractéristiques chimiques de l'aérosol urbain de Côte d'Ivoire. Il s'est agi premièrement d'étudier les évolutions des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ et de leurs compositions chimiques. Deuxièmement, les évolutions des activités oxydantes des aérosols $PM_{2.5}$ ont été analysées. L'activité oxydante qui peut être définie comme un proxy santé permet de quantifier la toxicité de l'aérosol.

La deuxième question scientifique a concerné les variations spatiales des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$. Elle comprend tout d'abord une étude basée sur des mesures in-situ à Abidjan et Korhogo, suivie de travaux de modélisation avec le modèle WRF-Chem, afin d'élaborer des cartes de variation spatiale des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ sur la ville d'Abidjan.

Pour atteindre les objectifs spécifiques 1 et 2, soulevés par la première question scientifique, nous avons installé et exploité à moyen terme 5 sites variés de type urbain (3 à Abidjan et 2 à Korhogo), dans le but de collecter des échantillons hebdomadaires d'aérosols PM_{10} et $PM_{2.5}$. Ainsi, de 2018 à 2020, nous avons échantillonné 1375 filtres, dont 817 à Abidjan et 558 à Korhogo, qui ont été analysées au Laboratoire d'Aérologie de Toulouse, lors de mes missions.

Comme attendu, les concentrations des aérosols PM_{10} et $PM_{2.5}$ sont généralement au moins 2 fois supérieures aux recommandations de l'OMS, et au décret sur la qualité de l'air de la Côte d'Ivoire. En 2019, les concentrations étaient en moyenne de $52,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, $68,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivement sur les sites A1, A2 et A3 d'Abidjan, et de $122,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et $112,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivement sur les sites K1 et K2 de Korhogo. Pendant les 2 saisons sèches (SS1 et SS2) comprises dans notre période d'étude, les concentrations sont plus de 2 fois supérieures à celles des saisons humides (SH1 et SH2). Les espèces carbonées (EC et OC) représentent les fractions majoritaires aussi bien dans les PM_{10} et $PM_{2.5}$, mais plus importantes dans les $PM_{2.5}$ par rapport au PM_{10} .

Les rapports OC/EC varient énormément d'un site à un autre, aussi bien dans les PM_{10} que dans les $PM_{2.5}$. A Abidjan, les rapports OC/EC (inférieurs à 2) suggèrent une importante influence de la source trafic sur les sites A1 (UFHB, Cocody), A2 (Hôtel du District, Le Plateau) et A3 (Lycée Moderne de Treichville), avec sur les sites A1 et A3, l'impact supplémentaire de la source feux domestiques. A Korhogo, sur les sites K1 (UPGC) et K2 (Pharmacie Sadio Koné), les rapports OC/EC sont toujours supérieurs à 2, caractérisant l'impact des sources feux de biomasse, feux domestiques mais également celui d'un trafic particulier, celui des véhicules deux roues. Les ions hydrosolubles (WSI) tels que Cl^- , NO_3^- , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , HCOO^- , $\text{C}_2\text{O}_4^{2-}$ et CH_3COO^- , quant à eux représentent 10,6% et 6% des aérosols $PM_{2.5}$ collectés respectivement sur les sites A1 et K1. Les variations interannuelles des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$ à Abidjan sont principalement liées à l'état de la pluviométrie, par contre on note sur les sites de Korhogo pendant les saisons sèches, une influence importante des sources régionales de feux de biomasse et de poussières désertiques. De plus, les éléments chimiques analysés (espèces carbonées et WSI) permettent d'expliquer respectivement 56,7% et 50,5% de la masse des aérosols $PM_{2.5}$ issues des sites A1 et K1. La contribution relative de la matière organique est partout prédominante, suivie du carbone suie à Abidjan, alors qu'à Korhogo elle est suivie par les poussières puis le carbone suie. L'application de la méthode Positive Matrix Factorization (PMF) a permis d'expliquer ces résultats en identifiant les 5 sources principales contributrices aux aérosols $PM_{2.5}$ des sites A1 et K1. A Abidjan, il s'agit du trafic (44,7%), des feux domestiques (40%), des poussières naturelles et poussières des routes (11,2%), des sels marins (3%) et des poussières de construction (1,2%). A Korhogo, ce sont les feux de biomasse et feux domestiques (70,7%), le trafic (16%), l'association des sources poussières des routes et des sels marins (8,1%), les poussières désertiques (2,6%) et l'agriculture avec les pesticides (2,5%). Il est enfin important de souligner un résultat inattendu dans notre étude : les

concentrations de $PM_{2.5}$, PM_{10} et OC à Korhogo sont supérieures à celles d'Abidjan, contrairement à celles du EC.

Pour le second objectif spécifique qui découle de la question scientifique 1, le test du DTT (dithiothréitol) nous a permis d'analyser l'activité oxydante des aérosols $PM_{2.5}$ d'Abidjan et de Korhogo, échantillonnés sur des filtres quartz. Les activités oxydantes sont données par unité de masse (DTTm) pour la valeur intrinsèque de l'activité oxydante et par unité de volume (DTTv) pour les concentrations atmosphériques de l'activité oxydante.

La comparaison entre DTTm des aérosols et le NIOG (activité oxydante des échantillons normalisée par celles de la 1,4-NQ : molécule de référence) donne un coefficient de détermination de $R^2 > 0,99$, permettant de conclure à la bonne représentativité des DTTm.

Les DTTm sont principalement corrélés avec les fractions de EC/ $PM_{2.5}$ aussi bien sur les échantillons journaliers que sur les échantillons hebdomadaires que ce soit à Abidjan ou Korhogo, soulignant l'impact de la source Trafic sur l'activité oxydante des aérosols. En effet, le parc de véhicules en Côte d'Ivoire comprend une part importante de véhicules diesel, qui sont d'importants émetteurs de EC. En 2017, 92% des fourgonnettes (gbaka), 67,9% des taxis, 99% des poids lourds et bus et 26,9% des véhicules de particulier roulaient au diesel. Nous avons aussi observé des valeurs de DTTm moins importantes à Abidjan par rapport à Korhogo. Cette différence peut être liée à l'impact de la proximité d'une voie de grande circulation de poids lourds sur le site de prélèvement de Korhogo, et à l'influence d'autres sources affectant l'activité oxydante des aérosols, comme la source feux domestiques qu'on a vu plus active à Korhogo qu'à Abidjan. A Korhogo, les DTTm sont faiblement corrélées avec la fraction de OC dans les $PM_{2.5}$ alors qu'ils ne le sont pas du tout à Abidjan. Il semblerait que la fraction soluble du carbone organique, qui dans la littérature est montrée comme l'une des espèces les mieux corrélées avec le DTTm, soit faible pour la source diesel et un peu plus élevée pour la source feux domestiques.

Il faut noter ici que les coefficients de détermination entre les différentes espèces étudiées et le DTTm ne permettent pas de faire une prédiction fiable de l'activité oxydante à l'aide d'un modèle de régression.

La comparaison de nos résultats aux données de la littérature montre que l'activité oxydante volumique est plus importante sur les sites sous influence de la source trafic. Les niveaux de DTTv obtenus sur nos sites sont du même ordre de grandeur que celles des études menées dans le monde, notamment dans les pays développés. Cette base de données est originale car elle n'existait pas pour l'Afrique de l'Ouest. Pour la première fois, elle permet de montrer des variations spatio-temporelles de l'activité oxydante de l'aérosol. Compte tenu des études

précédentes soulignant les bonnes corrélations obtenues entre l'activité oxydante et les réponses au stress oxydant issues de tests cellulaires, les résultats que nous avons obtenus à partir du test du DTT constituent une méthode fiable d'évaluation de la toxicité des aérosols.

La seconde question scientifique s'intéressait aux variations spatiales des concentrations des PM, à l'échelle des villes d'Abidjan et de Korhogo. Pour l'objectif 1 de cette question scientifique, nous avons, à partir de campagnes de mesures sur des sites non permanents et des analyseurs portatifs, élaboré des cartes de variation spatiale des PM₁₀ et PM_{2.5}, à Abidjan et Korhogo. Lors de ces campagnes, nous avons échantillonné 20 sites à Abidjan et 14 à Korhogo. Les concentrations journalières obtenues sont généralement supérieures aux normes de l'OMS et au Décret relatif à la qualité de l'air en Côte d'Ivoire. On observe en moyenne, des concentrations journalières des PM₁₀ comprises entre 38,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ à 160,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ à Abidjan et entre 212,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 534,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à Korhogo. Pour les PM_{2.5}, les concentrations journalières varient de 23,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 113,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et de 57,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 230,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement à Abidjan et à Korhogo. A Abidjan, les concentrations observées dans les quartiers à hauts revenus sont moins élevées par rapport aux quartiers à bas et moyens revenus (comme Abobo), tandis qu'à Korhogo, les zones de fortes activités (marché et gare routière nationale) présentent des niveaux de concentration de PM₁₀ et de PM_{2.5} plus élevés par rapport au reste de la ville. En effet, à Abidjan, les quartiers à hauts revenus disposent de meilleurs services (routes, collecte des déchets, ...), et les populations utilisent des technologies pour la cuisson moins polluantes (telles que les foyers à gaz ou électriques). A Korhogo, cette étude a mis en évidence l'influence des sources de pollutions régionales sur la ville. Les rapports PM_{2.5}/PM₁₀ présentent de grandes différences entre Abidjan et Korhogo, compris entre 50 à 100% à Abidjan et 20 à 50% à Korhogo. Ces rapports révèlent une importante influence des sources anthropiques de combustion à Abidjan, quant à Korhogo, l'importance des sources comme la remise en suspension de la poussière des routes et le transport des poussières désertiques. Il faut noter ici que les concentrations de PM₁₀ et de PM_{2.5} observées à Korhogo sont jusqu'à 4 fois supérieures à celles d'Abidjan. Ces résultats sont en accord avec les études sur les sites à moyen terme. De plus, les niveaux de concentrations observées aussi bien à Abidjan qu'à Korhogo sont du même ordre de grandeur que les études antérieures menées dans la sous-région pour des régions similaires respectives. Cet objectif spécifique nous a permis d'élaborer des cartes de variation spatiale des PM₁₀ et PM_{2.5}, mais au prix de campagnes intensives, qui s'avèrent être très onéreuses en termes de temps et d'argent.

C'est ainsi que l'objectif 2 de la seconde question scientifique prend tout son intérêt. Cet objectif avait pour but d'élaborer des cartes de variation spatiale des PM à partir d'un modèle à

haute résolution (WRF-Chem), basé sur un inventaire à l'échelle de la ville. Ce travail a été réalisé seulement pour Abidjan.

Pour développer l'inventaire des émissions de la ville d'Abidjan, nous nous sommes basés sur l'inventaire régional développé dans le cadre du programme DACCIWA, mais avec une attention particulière portée à la source trafic dont les émissions ont été recalculées en prenant en compte les spécificités du trafic routier de la ville. De plus, pour l'ensemble des autres sources, de nouvelles clés de spatialisation des émissions mieux adaptées à l'échelle de la ville ont été utilisées.

Des simulations ont été ensuite effectuées à l'aide du modèle WRF-Chem, au NCAR, à Boulder (USA) sur trois domaines allant de l'échelle régionale à l'échelle nationale puis urbaine en utilisant deux jeux d'inventaires anthropiques, l'inventaire DACCIWA et l'inventaire appelé ABJ + DACCIWA, un composite de l'inventaire DACCIWA et de l'inventaire ville. Les comparaisons entre les sorties des simulations et les observations permettent de dire que le modèle arrive à reproduire les variations spatiales des concentrations des PM_{10} et $PM_{2.5}$, malgré quelques biais. Par ailleurs, pour un même domaine, les biais sont moins importants avec l'inventaire ABJ + DACCIWA qu'avec l'inventaire DACCIWA uniquement. Pour corriger ces biais, des sources spécifiques supplémentaires doivent être intégrées, notamment celle des poussières des routes, d'autres comme les sources industrielles doivent être améliorées. Des corrections doivent être également apportées suite à des problèmes de cohérence d'échelle dans l'inventaire composite ABJ + DACCIWA.

Par ailleurs, le modèle arrive à reproduire les niveaux de concentration de EC, avec de bons résultats pour les simulations à l'échelle urbaine. Par contre, les résultats sont moins probants pour le carbone organique et les PM avec des surestimations du modèle. Des tests de sensibilité permettront de mieux comprendre l'impact des processus de fine échelle sur le transport des particules à l'échelle de la ville. Ils permettront également d'étudier le rôle de la paramétrisation du carbone organique et du calcul des PM utilisés dans ces travaux. Des simulations avec un modèle d'aérosol plus complexe permettant la formation du carbone organique secondaire en ligne, sont également prévues.

A l'issu de ce travail, nous pouvons dire que cette étude s'est intéressée à de nombreuses problématiques, indispensables à la compréhension de la pollution particulière à Abidjan et à Korhogo. Elle propose une base de données inédite combinant pour la première fois, estimation de la qualité de l'air urbain liée aux particules, mesure de l'activité oxydante des aérosols, établissement d'un inventaire ville et simulations associées multi-échelles de la variation spatio-temporelle des aérosols, mais il reste encore beaucoup à faire. La chimie des aérosols doit être

approfondie avec l'élargissement des espèces chimiques analysés. Ce qui permettra de mieux expliquer la composition chimique de l'aérosol mais aussi, d'accroître nos chances de déceler l'ensemble des espèces participantes à l'activité oxydante des aérosols. Compte tenu des variations interannuelles et saisonnières des paramètres étudiés, cette étude montre également l'importance de rendre ces mesures pérennes sur des sites de type urbain (A1 et K1) afin de pouvoir suivre l'impact des variations des émissions (augmentation ou diminution grâce à la mise en place de régulations) sur la qualité de l'air et la santé. Par ailleurs, l'inventaire d'Abidjan doit être mis à jour, en incluant entre-autre, la source « remise en suspension des poussières », et l'inventaire de Korhogo est à développer. Les simulations doivent se poursuivre afin de mieux prendre en compte les spécificités météorologiques locales et la modélisation de l'aérosol à Abidjan et d'estimer à son tour les variations spatio-temporelles des concentrations des aérosols à Korhogo. Cela serait facilité avec l'implémentation du modèle à haute résolution WRF-Chem au centre de calcul de Bingerville.

L'ensemble de ces efforts permettra de prédire à terme les risques encourus à l'exposition à la pollution particulaire.

REFERENCES

- Adame, J.A., Hernández-Ceballos, M.Á., Sorribas, M., Lozano, A., Morena, B.A.D. la, 2014. Weekend-Weekday Effect Assessment for O₃, NO_x, CO and PM₁₀ in Andalusia, Spain (2003–2008). *Aerosol Air Qual. Res.* 14, 1862–1874. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.02.0026>
- Adefisan, E.A., Jovita Oghaego, A., 2018. Performance Evaluation of WRF-CHEM in Simulating Harmattan Dust over West Africa. *J Climatol Weather Forecasting* 06. <https://doi.org/10.4172/2332-2594.1000232>
- Adon, A.J., 2019. Évaluation de l'impact sur la santé de l'aérosol de combustion pour différentes sources urbaines en Afrique de l'Ouest en saison sèche et humide : caractérisation physico-chimique et toxicologique. Université Toulouse III - Paul Sabatier, Toulouse.
- Adon, A.J., Liousse, C., Doumbia, E.T., Baeza-Squiban, A., Cachier, H., Léon, J.-F., Yoboue, V., Akpo, A.B., Galy-Lacaux, C., Zoutien, C., Xu, H., Gardrat, E., Keita, S., 2020. Physico-chemical characterization of urban aerosols from specific combustion sources in West Africa at Abidjan in Côte d'Ivoire and Cotonou in Benin in the frame of DACCWA program. *Atmos. Chem. Phys.* 1–69. <https://doi.org/10.5194/acp-2019-406>
- Adon, A.M., 2011. Etude des concentrations de gaz atmosphériques et estimation des flux de dépôt sec à l'échelle des principaux écosystèmes africains (PhD Thesis). Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier.
- AGEROUTE, 2020. Etendue du Réseau Routier Ivoirien [WWW Document]. URL <https://ageroute.ci/index.php/gestion-du-reseau/reseau-routier/repartition-cartographie> (accessed 3.14.20).
- Albinet, A., Balbiani, J., 2013. Surveillance des HAP - Mise en œuvre d'une méthodologie d'estimation des sources de HAP par modèle récepteur. Application de la Positive Matrix Factorization (PMF) (No. DRC-13-136075-08888A). Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, France.
- Ana, G., Odeshi, T., Sridhar, M., Ige, M., 2014. Outdoor respirable particulate matter and the lung function status of residents of selected communities in Ibadan, Nigeria. *Perspect Public Health* 134, 169–175. <https://doi.org/10.1177/1757913913494152>
- Andih, R.F.K., 2020. Urbanisation de la Côte d'Ivoire : analyse spatiale de la dynamique urbaine des origines à nos jours. DaloGéo.
- Antonel, J., Chowdhury, Z., 2014. Measuring ambient particulate matter in three cities in Cameroon, Africa. *Atmospheric Environment* 95, 344–354. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.053>
- Anttila, P., Paatero, P., Tapper, U., Jarvinen, O., 1995. Source identification of bulk wet deposition in Finland by positive matrix factorization. *Atmospheric Environment* 29, 1705–1718. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00367-T](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00367-T)
- Arku, R.E., Vallarino, J., Dionisio, K.L., Willis, R., Choi, H., Wilson, J.G., Hemphill, C., Agyei-Mensah, S., Spengler, J.D., Ezzati, M., 2008. Characterizing air pollution in two low-income neighborhoods in Accra, Ghana. *Sci. Total Environ.* 402, 217–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.042>

- Bahino, J., 2018. Analyse de la qualité de l'air dans les zones urbaines en Afrique : Caractérisation de la pollution gazeuse des espaces chimiques NO₂, SO₂, HNO₃, NH₃ et O₃ à Abidjan et Cotonou. Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire.
- Bahino, J., Giordano, M., Yoboué, V., Ochou, A., Galy-Lacaux, C., Liousse, C., Amegah, K., Hugues, A., Nimo, J., Beekmann, M., Subramanian, R., 2021. MOPGA/Improving Air Quality in West Africa: Low-cost sensors as a solution to improve the understanding of spatial and temporal variability in urban air pollution (other). *pico*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-8210>
- Bahino, J., Yoboué, V., Galy-Lacaux, C., Adon, M., Akpo, A., Keita, S., Liousse, C., Gardrat, E., Chiron, C., Ossohou, M., Gnamien, S., Djossou, J., 2018. A pilot study of gaseous pollutants' measurement (NO₂, SO₂, NH₃, HNO₃ and O₃) in Abidjan, Côte d'Ivoire: contribution to an overview of gaseous pollution in African cities. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 5173–5198. <https://doi.org/10.5194/acp-18-5173-2018>
- Bahloul, M., Chabbi, I., Dammak, R., Amdouni, R., Medhioub, K., Azri, C., 2015. Geochemical behaviour of PM₁₀ aerosol constituents under the influence of succeeding anticyclonic/cyclonic situations: case of Sfax City, southern Tunisia. *Environ. Monit. Assess.* 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4980-x>
- Bhanuprasad, S.G., Venkataraman, C., Bhushan, M., 2008. Positive matrix factorization and trajectory modelling for source identification: A new look at Indian Ocean Experiment ship observations. *Atmospheric Environment* 42, 4836–4852. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.041>
- Biswas, S., Verma, V., Schauer, J.J., Cassee, F.R., Cho, A.K., Sioutas, C., 2009. Oxidative potential of semi-volatile and non volatile particulate matter (PM) from heavy-duty vehicles retrofitted with emission control technologies. *Environmental Science & Technology* 43, 3905–3912.
- Boman, J., Lindén, J., Thorsson, S., Holmer, B., Eliasson, I., 2009. A tentative study of urban and suburban fine particles (PM_{2.5}) collected in Ouagadougou, Burkina Faso. *Xray Spectrom* 38, 354–362. <https://doi.org/10.1002/xrs.1173>
- Buchholz, R.R., Emmons, L.K., Tilmes, S., The CESM2 Development Team, 2019. CESM2.1/CAM-chem Instantaneous Output for Boundary Conditions. <https://doi.org/10.5065/NMP7-EP60>
- Cachier, H., Bremond, M.-P., Buat-Ménard, P., 1989. Determination of atmospheric soot carbon with a simple thermal method. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 41, 379–390. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v41i3.15095>
- Cachier, H., Ducret, J., 1991. Influence of biomass burning on equatorial African rains. *Nature* 352, 228–230.
- Chai, T., Draxler, R.R., 2014. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE) – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geosci Model Dev* 7, 1247–1250. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>
- Charrier, J.G., McFall, A.S., Vu, K.K.-T., Baroi, J., Olea, C., Hasson, A., Anastasio, C., 2016. A bias in the “mass-normalized” DTT response – An effect of non-linear concentration-response curves for copper and manganese. *Atmospheric Environment* 144, 325–334. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.071>

- Chatterjee, A., Engelen, R.J., Kawa, S.R., Sweeney, C., Michalak, A.M., 2013. Background error covariance estimation for atmospheric CO₂ data assimilation. *J. Geophys. Res. Atmos.* 118, 10,140-10,154. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50654>
- Cheng, Y.-H., Li, Y.-S., 2010. Influences of Traffic Emissions and Meteorological Conditions on Ambient PM₁₀ and PM_{2.5} Levels at a Highway Toll Station. *Aerosol Air Qual. Res.* 10, 456–462. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.04.0025>
- Chin, M., Ginoux, P., Kinne, S., Torres, O., Holben, B.N., Duncan, B.N., Martin, R.V., Logan, J.A., Higurashi, A., Nakajima, T., 2002. Tropospheric Aerosol Optical Thickness from the GOCART Model and Comparisons with Satellite and Sun Photometer Measurements. *Journal of the Atmospheric Sciences* 59, 461–483. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(2002\)059<0461:TAOTFT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(2002)059<0461:TAOTFT>2.0.CO;2)
- Chirizzi, D., Cesari, D., Guascito, M.R., Dinoi, A., Giotta, L., Donato, A., Contini, D., 2017. Influence of Saharan dust outbreaks and carbon content on oxidative potential of water-soluble fractions of PM_{2.5} and PM₁₀. *Atmospheric Environment* 163, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.021>
- Cho, A.K., Sioutas, C., Miguel, A.H., Kumagai, Y., Schmitz, D.A., Singh, M., Eiguren-Fernandez, A., Froines, J.R., 2005. Redox activity of airborne particulate matter at different sites in the Los Angeles Basin. *Environmental research* 99, 40–47.
- Chow, J.C., Watson, J.G., 1998. Guideline on speciated particulate monitoring. Report prepared for US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, by Desert Research Institute, Reno, NV.
- Clements, A.L., Griswold, W.G., Rs, A., Johnston, J.E., Herting, M.M., Thorson, J., Collier-Oxandale, A., Hannigan, M., 2017. Low-Cost Air Quality Monitoring Tools: From Research to Practice (A Workshop Summary). *Sensors* 17, 2478. <https://doi.org/10.3390/s17112478>
- Cohen, A.J., Ross Anderson, H., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Gutschmidt, K., Pope, A., Romieu, I., Samet, J.M., Smith, K., 2005. The Global Burden of Disease Due to Outdoor Air Pollution. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 68, 1301–1307. <https://doi.org/10.1080/15287390590936166>
- Danel, V., 2019. Airborne particulate matter and their health effects. *Encyclopedia of the Environment*. URL <https://www.encyclopedie-environnement.org/en/health/airborne-particulate-health-effects/> (accessed 6.8.21).
- Delmas, R., Mégie, G., Puech, V.H., 2005. *Physique et chimie de l’atmosphère*, Collection Echelles. ed. Editions Belin.
- Di Sabatino, S., Buccolieri, R., Pulvirenti, B., Britter, R.E., 2008. Flow and pollutant dispersion in street canyons using FLUENT and ADMS-Urban. *Environmental Modeling & Assessment* 13, 369–381.
- Dieme, D., Cabral-Ndior, M., Garçon, G., Verdin, A., Billet, S., Cazier, F., Courcot, D., Diouf, A., Shirali, P., 2012. Relationship between physicochemical characterization and toxicity of fine particulate matter (PM_{2.5}) collected in Dakar city (Senegal). *Environ. Res.* 113, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.11.009>
- Dionisio, K.L., Rooney, M.S., Arku, R.E., Friedman, A.B., Hughes, A.F., Vallarino, J., Agyei-Mensah, S., Spengler, J.D., Ezzati, M., 2010. Within-Neighborhood Patterns and Sources of Particle Pollution: Mobile Monitoring and Geographic Information System

- Analysis in Four Communities in Accra, Ghana. *Environ. Health Perspect.* 118, 607–613. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901365>
- Djossou, J., 2018. Analyse de la pollution atmosphérique en zones urbaines en Côte d’Ivoire et au Bénin dans le cadre du programme DACCIWA : Pollution particulaire.
- Djossou, J., Léon, J.-F., Akpo, A.B., Liousse, C., Yoboué, V., Bedou, M., Bodjrenou, M., Chiron, C., Galy-Lacaux, C., Gardrat, E., Abbey, M., Keita, S., Bahino, J., Touré N–Datchoh, E., Ossohou, M., Awanou, C.N., 2018. Mass concentration, optical depth and carbon composition of particulate matter in the major southern West African cities of Cotonou (Benin) and Abidjan (Côte d’Ivoire). *Atmos. Chem. Phys.* 18, 6275–6291. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6275-2018>
- Do, T.N.N., Ngo, X.T., Pham, V.H., Vuong, N.L., Le, H.A., Pham, C.T., Bui, Q.H., Nguyen, T.N.T., 2021. Application of WRF-Chem to simulate air quality over Northern Vietnam. *Environ Sci Pollut Res* 28, 12067–12081. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08913-y>
- Doumbia, E.H.T., 2012. Caractérisation physico-chimique de la pollution atmosphérique urbaine en Afrique de l’Ouest et étude d’impact sur la santé. Université Toulouse III - Paul Sabatier.
- Doumbia, E.H.T., Liousse, C., Galy-Lacaux, C., Ndiaye, S.A., Diop, B., Ouafou, M., Assamoi, E.M., Gardrat, E., Castera, P., Rosset, R., Akpo, A., Sigha, L., 2012. Real time black carbon measurements in West and Central Africa urban sites. *Atmospheric Environ.* 54, 529–537. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.005>
- Doumbia, M., 2020. Etude de la pollution urbaine de l’air à Abidjan : Elaboration des inventaires de polluants et leur dispersion dans la commune de Yopougon (Abidjan, Côte d’Ivoire). Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan.
- Doumbia, M., Kouassi, A.A., Silué, S., Yoboué, V., Liousse, C., Diedhiou, A., Touré, N.E., Keita, S., Assamoi, E.-M., Bamba, A., Zouzoua, M., Dajuma, A., Kouadio, K., 2021. Road Traffic Emission Inventory in an Urban Zone of West Africa: Case of Yopougon City (Abidjan, Côte d’Ivoire). *Energies* 14, 1111. <https://doi.org/10.3390/en14041111>
- Doumbia, M., Toure, Nd., Silue, S., Yoboue, V., Diedhiou, Arona., Hauhouot, C., 2018. Emissions from the Road Traffic of West African Cities: Assessment of Vehicle Fleet and Fuel Consumption. *Energies* 11, 2300. <https://doi.org/10.3390/en11092300>
- Du, Y., Blocken, B., Pirker, S., 2020. A novel approach to simulate pollutant dispersion in the built environment: Transport-based recurrence CFD. *Building and Environment* 170, 106604. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106604>
- Egondi, T., Muindi, K., Kyobutungi, C., Gatari, M., Rocklöv, J., 2016. Measuring exposure levels of inhalable airborne particles (PM 2.5) in two socially deprived areas of Nairobi, Kenya. *Environ. Res.* 148, 500–506. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.018>
- Ericsson, E., 2001. Independent driving pattern factors and their influence on fuel-use and exhaust emission factors. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 6, 325–345. [https://doi.org/10.1016/S1361-9209\(01\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S1361-9209(01)00003-7)
- Evilafo, L., Kéita, S., Bahino, J., Koffi, U., Koffi, E., Coulibaly, K., Yoboue, V., Ossey, Y., Djaman, J., Anin Atchibri, L., Dako, E., 2019. Link between the combustion of household waste from Akouédo landfill, air quality and vitamin A status among residents 14.

- Fast, J.D., Gustafson, W.I., Easter, R.C., Zaveri, R.A., Barnard, J.C., Chapman, E.G., Grell, G.A., Peckham, S.E., 2006. Evolution of ozone, particulates, and aerosol direct radiative forcing in the vicinity of Houston using a fully coupled meteorology-chemistry-aerosol model. *J. Geophys. Res.* 111, D21305. <https://doi.org/10.1029/2005JD006721>
- Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R., 2004. Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of wood types grown in the Midwestern and Western United States. *Environmental Engineering Science* 21, 387–409.
- Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R., 2002. Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of woods grown in the southern United States. *Environmental Science & Technology* 36, 1442–1451.
- Foresti, R., Clark, J.E., Green, C.J., Motterlini, R., 1997. Thiol compounds interact with nitric oxide in regulating heme oxygenase-1 induction in endothelial cells: involvement of superoxide and peroxynitrite anions. *Journal of Biological Chemistry* 272, 18411–18417.
- Franco, V., Kousoulidou, M., Muntean, M., Ntziachristos, L., Hausberger, S., Dilara, P., 2013. Road vehicle emission factors development: A review. *Atmospheric Environment* 70, 84–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.006>
- Freitas, S.R., Longo, K.M., Chatfield, R., Latham, D., Silva Dias, M. a. F., Andreae, M.O., Prins, E., Santos, J.C., Gielow, R., Carvalho, J.A.J., 2007. Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 3385–3398. <https://doi.org/10.5194/acp-7-3385-2007>
- Fung, K., Chow, J.C., Watson, J.G., 2002. Evaluation of OC/EC speciation by thermal manganese dioxide oxidation and the IMPROVE method. *Journal of the Air & Waste Management Association* 52, 1333–1341.
- Garbero, V., Salizzoni, P., Soulhac, L., Mejean, P., 2011. Measurements and CFD simulations of flow and dispersion in urban geometries. *International Journal of Environment and Pollution* 44, 288–297.
- Garrison, V.H., Majewski, M.S., Konde, L., Wolf, R.E., Otto, R.D., Tsuneoka, Y., 2014. Inhalable desert dust, urban emissions, and potentially biotoxic metals in urban Saharan–Sahelian air. *Sci. Total Environ.* 500–501, 383–394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.106>
- Gebre, G., Feleke, Z., Sahle-Demissie, E., 2010. Mass concentrations and elemental composition of urban atmospheric aerosols in Addis Ababa, Ethiopia G. 1, Z. Feleke^{2*} and E. Sahle-Demissie. *Bull. Chem. Soc. Ethiop* 361–373.
- Geller, M.D., Ntziachristos, L., Mamakos, A., Samaras, Z., Schmitz, D.A., Froines, J.R., Sioutas, C., 2006. Physicochemical and redox characteristics of particulate matter (PM) emitted from gasoline and diesel passenger cars. *Atmospheric Environment* 40, 6988–7004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.018>
- GIEC, 2013. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis: summary for policymakers, technical summary and frequently asked questions*. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Geneva, Switzerland.
- GIEC, 2006. *Lignes directrices*.

- Ginoux, P., Chin, M., Tegen, I., Prospero, J.M., Holben, B., Dubovik, O., Lin, S.-J., 2001. Sources and distributions of dust aerosols simulated with the GOCART model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 106, 20255–20273. <https://doi.org/10.1029/2000JD000053>
- Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beekmann, M., Subramanian, R., 2021. From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *Journal of Aerosol Science* 158, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2021.105833>
- Gnamien, S., Yoboué, V., Liousse, C., Ossohou, M., Keita, S., Bahino, J., Siélé, S., Diaby, L., 2020. Particulate Pollution in Korhogo and Abidjan (Cote d’Ivoire) during the Dry Season. *Aerosol Air Qual. Res.* 20. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.05.0201>
- Gomez-Perales, J.E., Colville, R.N., Nieuwenhuijsen, M.J., Fernandez-Bremauntz, A., Gutierrez-Avedoy, V.J., Paramo-Figueroa, V.H., Blanco-Jimenez, S., Bueno-Lopez, E., Mandujano, F., Bernabe-Cabanillas, R., 2004. Commuters’ exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment* 38, 1219–1229.
- Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.-P., 1997. Modeling sea-salt aerosols in the atmosphere: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 102, 3805–3818. <https://doi.org/10.1029/96JD02953>
- Grell, G.A., Freitas, S.R., 2014. A scale and aerosol aware stochastic convective parameterization for weather and air quality modeling. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 5233–5250. <https://doi.org/10.5194/acp-14-5233-2014>
- Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C., Eder, B., 2005. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment* 39, 6957–6975. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027>
- Gualtieri, G., Toscano, P., Crisci, A., Di Lonardo, S., Tartaglia, M., Vagnoli, C., Zaldei, A., Gioli, B., 2015. Influence of road traffic, residential heating and meteorological conditions on PM₁₀ concentrations during air pollution critical episodes. *Environ Sci Pollut Res* 22, 19027–19038. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5099-x>
- Guarieiro, A.L.N., Santos, J.V. da S., Eiguren-Fernandez, A., Torres, E.A., da Rocha, G.O., de Andrade, J.B., 2014. Redox activity and PAH content in size-classified nanoparticles emitted by a diesel engine fuelled with biodiesel and diesel blends. *Fuel* 116, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.08.029>
- Gueye, M., Jenkins, G.S., 2019. Investigating the sensitivity of the WRF-Chem horizontal grid spacing on PM₁₀ concentration during 2012 over West Africa. *Atmospheric Environment* 196, 152–163. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.064>
- Guinot, B., Cachier, H., Oikonomou, K., 2007. Geochemical perspectives from a new aerosol chemical mass closure. *Atmos. Chem. Phys.* 7, 1657–1670. <https://doi.org/10.5194/acp-7-1657-2007>
- Gupta, I., Salunkhe, A., Kumar, R., 2012. Source apportionment of PM₁₀ by positive matrix factorization in urban area of Mumbai, India. *The Scientific World Journal* 2012.

- Hedayat, F., Stevanovic, S., Miljevic, B., Bottle, S., Ristovski, Z.D., 2015. Review-evaluating the molecular assays for measuring the oxidative potential of particulate matter. *CI&CEQ* 21, 201–210. <https://doi.org/10.2298/CICEQ140228031H>
- Hirtl, M., Baumann-Stanzer, K., 2007. Evaluation of two dispersion models (ADMS-Roads and LASAT) applied to street canyons in Stockholm, London and Berlin. *Atmospheric Environment* 41, 5959–5971. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.026>
- Hiura, T.S., Kaszubowski, M.P., Li, N., Nel, A.E., 1999. Chemicals in diesel exhaust particles generate reactive oxygen radicals and induce apoptosis in macrophages. *The Journal of Immunology* 163, 5582–5591.
- Hopke, P.K., 1991. An introduction to receptor modeling. *Chemometrics and intelligent laboratory systems* 10, 21–43.
- Hu, S., Polidori, A., Arhami, M., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Cho, A., Sioutas, C., 2008. Redox activity and chemical speciation of size fractioned PM in the communities of the Los Angeles-Long Beach harbor. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8, 6439–6451.
- Huang, K., Zhuang, G., Lin, Y., Wang, Q., Fu, J.S., Fu, Q., Liu, T., Deng, C., 2013. How to improve the air quality over megacities in China: pollution characterization and source analysis in Shanghai before, during, and after the 2010 World Expo. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 5927–5942. <https://doi.org/10.5194/acp-13-5927-2013>
- Iacono, M.J., Delamere, J.S., Mlawer, E.J., Shephard, M.W., Clough, S.A., Collins, W.D., 2008. Radiative forcing by long-lived greenhouse gases: Calculations with the AER radiative transfer models. *J. Geophys. Res.* 113, D13103. <https://doi.org/10.1029/2008JD009944>
- IEA, 2016. *Energy and Air Pollution*.
- Janssen, N.A.H., Yang, A., Strak, M., Steenhof, M., Hellack, B., Gerlofs-Nijland, M.E., Kuhlbusch, T., Kelly, F., Harrison, R., Brunekreef, B., Hoek, G., Cassee, F., 2014. Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics. *Science of The Total Environment* 472, 572–581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.099>
- Jeannée, N., Mosqueron, L., Nedellec, V., Elichegaray, C., Bouallala, S., Desqueyroux, H., Guillaume, B., Liousse, C., Lagache, R., 2006. Évaluation de l'exposition en zones urbaines à la pollution atmosphérique : méthodes existantes et application aux PM10 en France métropolitaine. *Pollution atmosphérique*. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.1517>
- Jenkins, G.S., Gueye, M., 2018. WRF 1960–2014 Winter Season Simulations of Particulate Matter in the Sahel: Implications for Air Quality and Respiratory Health. *GeoHealth* 2, 248–260. <https://doi.org/10.1002/2018GH000132>
- Jerez, S., Montavez, J.P., Jimenez-Guerrero, P., Gomez-Navarro, J.J., Lorente-Plazas, R., Zorita, E., 2013. A multi-physics ensemble of present-day climate regional simulations over the Iberian Peninsula. *Clim Dyn* 40, 3023–3046. <https://doi.org/10.1007/s00382-012-1539-1>
- Ji, D., Li, L., Wang, Y., Zhang, J., Cheng, M., Sun, Y., Liu, Z., Wang, L., Tang, G., Hu, B., Chao, N., Wen, T., Miao, H., 2014. The heaviest particulate air-pollution episodes occurred in northern China in January, 2013: Insights gained from observation.

- Jiang, H., Xie, Y., Ge, Y., He, H., Liu, Y., 2019. Effects of ultrasonic treatment on dithiothreitol (DTT) assay measurements for carbon materials. *Journal of Environmental Sciences* 84, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.04.019>
- Junker, C., Liousse, C., 2008. A global emission inventory of carbonaceous aerosol from historic records of fossil fuel and biofuel consumption for the period 1860–1997. *Atmos. Chem. Phys.* 8, 1195–1207. <https://doi.org/10.5194/acp-8-1195-2008>
- Kalisa, E., Archer, S., Nagato, E., Bizuru, E., Lee, K., Tang, N., Pointing, S., Hayakawa, K., Lacap-Bugler, D., 2019. Chemical and Biological Components of Urban Aerosols in Africa: Current Status and Knowledge Gaps. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 941. <https://doi.org/10.3390/ijerph16060941>
- Kassi-Djodjo, I., 2010. Rôle des transports populaires dans le processus d’urbanisation à Abidjan. *Les Cahiers d’Outre Mer* 391–402.
- Keita, S., 2018. Emissions anthropiques des gaz et particules issus des combustions en Afrique : élaboration d’inventaire et évaluation d’incertitudes. Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d’Ivoire.
- Keita, S., Liousse, C., Assamoi, E.-M., Doumbia, T., N’Datchoh, E.T., Gnamien, S., Elguindi, N., Granier, C., Yoboué, V., 2021a. African anthropogenic emissions inventory for gases and particles from 1990 to 2015. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 3691–3705. <https://doi.org/10.5194/essd-13-3691-2021>
- Keita, S., Liousse, C., Gnamien, S., Doumbia, M., Silue, S., Yoboue, V., 2021b. Development of Urban Emission Inventories in West Africa for Two Contrasted Cities of Cote d’Ivoire (Abidjan and Korhogo). Presented at the AGU2021, on line.
- Keita, S., Liousse, C., Yoboué, V., Dominutti, P., Guinot, B., Assamoi, E.-M., Borbon, A., Haslett, S.L., Bouvier, L., Colomb, A., Coe, H., Akpo, A., Adon, J., Bahino, J., Doumbia, M., Djossou, J., Galy-Lacaux, C., Gardrat, E., Gnamien, S., Léon, J.F., Ossouhou, M., N’Datchoh, E.T., Roblou, L., 2018. Particle and VOC emission factor measurements for anthropogenic sources in West Africa. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 7691–7708. <https://doi.org/10.5194/acp-18-7691-2018>
- Khodakarami, J., Ghobadi, P., 2016. Urban pollution and solar radiation impacts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 57, 965–976. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.166>
- Kinney, P.L., Gichuru, M.G., Volavka-Close, N., Ngo, N., Ndiba, P.K., Law, A., Gachanja, A., Gaita, S.M., Chillrud, S.N., Sclar, E., 2011. Traffic impacts on PM_{2.5} air quality in Nairobi, Kenya. *Environ Sci Policy* 14, 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.02.005>
- Kirenga, B., Meng, Q., van Gemert, F., Aanyu-Tukamuhebwa, H., Chavannes, N., Katamba, A., Obai, G., Molen, T., Schwander, S., Mohsenin, V., 2015. The State of Ambient Air Quality in Two Ugandan Cities : A Pilot Cross-Sectional Spatial Assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 8075–8091. <https://doi.org/10.3390/ijerph120708075>
- Koh, D.-C., Mayer, B., Lee, K.-S., Ko, K.-S., 2010. Land-use controls on sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area revealed by multiple

- environmental tracers. *Journal of Contaminant Hydrology* 118, 62–78.
<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2010.08.003>
- Konan, Y.G., Echui, A.D., 2017. Conférence CODATU XVII.
- Kouao, A.R.K., 2018. Indoor and Outdoor Pollution: Assessment of PM_{2.5} in Yopougon (Abidjan, Cote D’ivoire). ISEE Conference Abstracts.
<https://doi.org/10.1289/isesisee.2018.P01.0950>
- Kouao, A.R.K., Kouadio, K., Toure, A.H., Coulibaly, Mb., 2019a. Prevalence of asthma in children under 5 years old exposed to air pollution in Abidjan, (Côte d’Ivoire) 7.
<https://doi.org/10.24327/ijrsr.2019.1007.3524>
- Kouao, A.R.K., N’datchoh, E.T., Yoboue, V., Silue, S., Attoh, H., Coulibaly, M., Robins, T., 2019b. Exposure to indoor and outdoor air pollution among children under five years old in urban area. *GJESM* 5. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.02.05>
- Kouassi, K.S., Billet, S., Garçon, G., Verdin, A., Diouf, A., Cazier, F., Djaman, J., Courcot, D., Shirali, P., 2009. Oxidative damage induced in A549 cells by physically and chemically characterized air particulate matter (PM_{2.5}) collected in Abidjan, Côte d’Ivoire. *Journal of Applied Toxicology* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/jat.1496>
- Kuik, F., Lauer, A., Beukes, J.P., Van Zyl, P.G., Josipovic, M., Vakkari, V., Laakso, L., Feig, G.T., 2015. The anthropogenic contribution to atmospheric black carbon concentrations in southern Africa: a WRF-Chem modeling study. *Atmos. Chem. Phys.* 15, 8809–8830.
<https://doi.org/10.5194/acp-15-8809-2015>
- Kumar, A., Jiménez, R., Belalcázar, L.C., Rojas, N.Y., 2016. Application of WRF-Chem Model to Simulate PM₁₀ Concentration over Bogota. *Aerosol Air Qual. Res.* 16, 1206–1221.
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.05.0318>
- Larsen, B.R., Gilardoni, S., Stenström, K., Niedzialek, J., Jimenez, J., Belis, C.A., 2012. Sources for PM air pollution in the Po Plain, Italy: II. Probabilistic uncertainty characterization and sensitivity analysis of secondary and primary sources. *Atmospheric Environment* 50, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.038>
- LCSQA, 2010. Evolution de la classification et des critères d’implantation des stations de mesure de la qualité de l’air - participation a la réactualisation du guide de classification des stations (No. 2200105694). Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l’Air, ECOLE DES MINES DE DOUAI DEPARTEMENT CHIMIE ET ENVIRONNEMENT.
- Li, N., Sioutas, C., Cho, A., Schmitz, D., Misra, C., Sempf, J., Wang, M., Oberley, T., Froines, J., Nel, A., 2003. Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environmental health perspectives* 111, 455–460.
- Li, N., Wang, M., Oberley, T.D., Sempf, J.M., Nel, A.E., 2002. Comparison of the Pro-Oxidative and Proinflammatory Effects of Organic Diesel Exhaust Particle Chemicals in Bronchial Epithelial Cells and Macrophages. *J Immunol* 169, 4531–4541.
<https://doi.org/10.4049/jimmunol.169.8.4531>
- Li, Q., Shang, J., Zhu, T., 2013. Physicochemical characteristics and toxic effects of ozone-oxidized black carbon particles. *Atmospheric Environment* 81, 68–75.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.043>
- Li, Q., Wyatt, A., Kamens, R.M., 2009. Oxidant generation and toxicity enhancement of aged-diesel exhaust. *Atmospheric Environment* 43, 1037–1042.

- Li, R., Han, Y., Wang, L., Shang, Y., Chen, Y., 2019. Differences in oxidative potential of black carbon from three combustion emission sources in China. *Journal of Environmental Management* 240, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.070>
- Li, R., Li, Z., Gao, W., Ding, W., Xu, Q., Song, X., 2015. Diurnal, seasonal, and spatial variation of PM 2.5 in Beijing. *Science Bulletin* 60, 387–395. <https://doi.org/10.1007/s11434-014-0607-9>
- Li, X., Liu, C., Leung, D., Lam, K., 2006. Recent progress in CFD modelling of wind field and pollutant transport in street canyons. *Atmospheric Environment* 40, 5640–5658. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.055>
- Li, Y., Ye, C., Liu, J., Zhu, Y., Wang, J., Tan, Z., Lin, W., Zeng, L., Zhu, T., 2016. Observation of regional air pollutant transport between the megacity Beijing and the North China Plain. *Atmos. Chem. Phys.* 16, 14265–14283. <https://doi.org/10.5194/acp-16-14265-2016>
- Liousse, C., Assamoi, E., Criqui, P., Granier, C., Rosset, R., 2014. Explosive growth in African combustion emissions from 2005 to 2030. *Environ. Res. Lett.* 9, 035003.
- Liousse, C., Toure, Nd., Roblou, L., Baeza-Squiban, A., Annesi-Maesano, I., 2019. Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa - Inflammatory risk regional maps (No. D2.5).
- Liu, Y., 2011. Etudes des impacts de la réactivité en phase aqueuse atmosphérique sur la formation et le vieillissement des Aérosols Organiques Secondaires sous conditions simulées (These de doctorat). Aix-Marseille 1.
- Lowenthal, D.H., Gertler, A.W., Labib, M.W., 2014. Particulate matter source apportionment in Cairo: recent measurements and comparison with previous studies. *Int J Environ Sci Technol (Tehran)* 11, 657–670. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0272-6>
- Luo, Z., Zhang, L., Li, G., Du, W., Chen, Y., Cheng, H., Tao, S., Shen, G., 2021. Evaluating co-emissions into indoor and outdoor air of EC, OC, and BC from in-home biomass burning. *Atmospheric Research* 248, 105247. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105247>
- Maenhaut, W., Raes, N., Chi, X., Cafmeyer, J., Wang, W., 2008. Chemical composition and mass closure for PM2.5 and PM10 aerosols at K-puszta, Hungary, in summer 2006. *X-Ray Spectrometry* 37, 193–197. <https://doi.org/10.1002/xrs.1062>
- McDonald, J.D., Zielinska, B., Fujita, E.M., Sagebiel, J.C., Chow, J.C., Watson, J.G., 2000. Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environmental Science & Technology* 34, 2080–2091.
- McKeen, S., Wilczak, J., Grell, G., Djalalova, I., Peckham, S., Hsie, E.-Y., Gong, W., Bouchet, V., Menard, S., Moffet, R., McHenry, J., McQueen, J., Tang, Y., Carmichael, G.R., Pagowski, M., Chan, A., Dye, T., Frost, G., Lee, P., Mathur, R., 2005. Assessment of an ensemble of seven real-time ozone forecasts over eastern North America during the summer of 2004. *J. Geophys. Res.* 110, D21307. <https://doi.org/10.1029/2005JD005858>
- Mkoma, S.L., Chi, X., Maenhaut, W., 2010. Characteristics of carbonaceous aerosols in ambient PM10 and PM2.5 particles in Dar es Salaam, Tanzania. *Sci. Total Environ.* 408, 1308–1314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.054>

- Mooibroek, D., Schaap, M., Weijers, E.P., Hoogerbrugge, R., 2011. Source apportionment and spatial variability of PM_{2.5} using measurements at five sites in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 45, 4180–4191. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.017>
- Morlière, A., Rebert, J.-P., 1972. Etude hydrologique du plateau continental ivoirien. *Documents Scientifiques, Centre de Recherches Océanographiques, Abidjan* 3, 1–30.
- Murari, V., Singh, N., Ranjan, R., Singh, R.S., Banerjee, T., 2020. Source apportionment and health risk assessment of airborne particulates over central Indo-Gangetic Plain. *Chemosphere* 257, 127145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127145>
- Murray, C.J.L., Vos, T., Lozano, R., Naghavi, M., Flaxman, A.D., Michaud, C., Ezzati, M., Shibuya, K., Salomon, J.A., Abdalla, S., Aboyans, V., Abraham, J., Ackerman, I., Aggarwal, R., Ahn, S.Y., Ali, M.K., AlMazroa, M.A., Alvarado, M., Anderson, H.R., Anderson, L.M., Andrews, K.G., Atkinson, C., Baddour, L.M., Bahalim, A.N., Barker-Collo, S., Barrero, L.H., Bartels, D.H., Basáñez, M.-G., Baxter, A., Bell, M.L., Benjamin, E.J., Bennett, D., Bernabé, E., Bhalla, K., Bhandari, B., Bikbov, B., Abdulhak, A.B., Birbeck, G., Black, J.A., Blencowe, H., Blore, J.D., Blyth, F., Bolliger, I., Bonaventure, A., Boufous, S., Bourne, R., Boussinesq, M., Braithwaite, T., Brayne, C., Bridgett, L., Brooker, S., Brooks, P., Brugha, T.S., Bryan-Hancock, C., Bucello, C., Buchbinder, R., Buckle, G., Budke, C.M., Burch, M., Burney, P., Burstein, R., Calabria, B., Campbell, B., Canter, C.E., Carabin, H., Carapetis, J., Carmona, L., Cella, C., Charlson, F., Chen, H., Cheng, A.T.-A., Chou, D., Chugh, S.S., Coffeng, L.E., Colan, S.D., Colquhoun, S., Colson, K.E., Condon, J., Connor, M.D., Cooper, L.T., Corriere, M., Cortinovis, M., de Vaccaro, K.C., Couser, W., Cowie, B.C., Criqui, M.H., Cross, M., Dabhadkar, K.C., Dahiya, M., Dahodwala, N., Damsere-Derry, J., Danaei, G., Davis, A., Leo, D.D., Degenhardt, L., Dellavalle, R., Delossantos, A., Denenberg, J., Derrett, S., Des Jarlais, D.C., Dharmaratne, S.D., Dherani, M., Diaz-Torne, C., Dolk, H., Dorsey, E.R., Driscoll, T., Duber, H., Ebel, B., Edmond, K., Elbaz, A., Ali, S.E., Erskine, H., Erwin, P.J., Espindola, P., Ewoigbokhan, S.E., Farzadfar, F., Feigin, V., Felson, D.T., Ferrari, A., Ferri, C.P., Fèvre, E.M., Finucane, M.M., Flaxman, S., Flood, L., Foreman, K., Forouzanfar, M.H., Fowkes, F.G.R., Fransen, M., Freeman, M.K., Gabbe, B.J., Gabriel, S.E., Gakidou, E., Ganatra, H.A., Garcia, B., Gaspari, F., Gillum, R.F., Gmel, G., Gonzalez-Medina, D., Gosselin, R., Grainger, R., Grant, B., Groeger, J., Guillemin, F., Gunnell, D., Gupta, R., Haagsma, J., Hagan, H., Halasa, Y.A., Hall, W., Haring, D., Haro, J.M., Harrison, J.E., Havmoeller, R., Hay, R.J., Higashi, H., Hill, C., Hoen, B., Hoffman, H., Hotez, P.J., Hoy, D., Huang, J.J., Ibeanusi, S.E., Jacobsen, K.H., James, S.L., Jarvis, D., Jasrasaria, R., Jayaraman, S., Johns, N., Jonas, J.B., Karthikeyan, G., Kassebaum, N., Kawakami, N., Keren, A., Khoo, J.-P., King, C.H., Knowlton, L.M., Kobusingye, O., Koranteng, A., Krishnamurthi, R., Laden, F., Lalloo, R., Laslett, L.L., Lathlean, T., Leasher, J.L., Lee, Y.Y., Leigh, J., Levinson, D., Lim, S.S., Limb, E., Lin, J.K., Lipnick, M., Lipshultz, S.E., Liu, W., Loane, M., Ohno, S.L., Lyons, R., Mabweijano, J., MacIntyre, M.F., Malekzadeh, R., Mallinger, L., Manivannan, S., Marcenes, W., March, L., Margolis, D.J., Marks, G.B., Marks, R., Matsumori, A., Matzopoulos, R., Mayosi, B.M., McAnulty, J.H., McDermott, M.M., McGill, N., McGrath, J., Medina-Mora, M.E., Meltzer, M., Memish, Z.A., Mensah,

- G.A., Merriman, T.R., Meyer, A.-C., Miglioli, V., Miller, M., Miller, T.R., Mitchell, P.B., Mock, C., Mocumbi, A.O., Moffitt, T.E., Mokdad, A.A., Monasta, L., Montico, M., Moradi-Lakeh, M., Moran, A., Morawska, L., Mori, R., Murdoch, M.E., Mwaniki, M.K., Naidoo, K., Nair, M.N., Naldi, L., Narayan, K.M.V., Nelson, P.K., Nelson, R.G., Nevitt, M.C., Newton, C.R., Nolte, S., Norman, P., Norman, R., O'Donnell, M., O'Hanlon, S., Olives, C., Omer, S.B., Ortblad, K., Osborne, R., Ozgediz, D., Page, A., Pahari, B., Pandian, J.D., Rivero, A.P., Patten, S.B., Pearce, N., Padilla, R.P., Perez-Ruiz, F., Perico, N., Pesudovs, K., Phillips, D., Phillips, M.R., Pierce, K., Pion, S., Polanczyk, G.V., Polinder, S., Pope, C.A., Popova, S., Porrini, E., Pourmalek, F., Prince, M., Pullan, R.L., Ramaiah, K.D., Ranganathan, D., Razavi, H., Regan, M., Rehm, J.T., Rein, D.B., Remuzzi, G., Richardson, K., Rivara, F.P., Roberts, T., Robinson, C., De León, F.R., Ronfani, L., Room, R., Rosenfeld, L.C., Rushton, L., Sacco, R.L., Saha, S., Sampson, U., Sanchez-Riera, L., Sanman, E., Schwebel, D.C., Scott, J.G., Segui-Gomez, M., Shahraz, S., Shepard, D.S., Shin, H., Shivakoti, R., Silberberg, D., Singh, D., Singh, G.M., Singh, J.A., Singleton, J., Sleet, D.A., Sliwa, K., Smith, E., Smith, J.L., Stapelberg, N.J., Steer, A., Steiner, T., Stolk, W.A., Stovner, L.J., Sudfeld, C., Syed, S., Tamburlini, G., Tavakkoli, M., Taylor, H.R., Taylor, J.A., Taylor, W.J., Thomas, B., Thomson, W.M., Thurston, G.D., Tleyjeh, I.M., Tonelli, M., Towbin, J.A., Truelsen, T., Tsilimbaris, M.K., Ubeda, C., Undurraga, E.A., van der Werf, M.J., van Os, J., Vavilala, M.S., Venketasubramanian, N., Wang, M., Wang, W., Watt, K., Weatherall, D.J., Weinstock, M.A., Weintraub, R., Weisskopf, M.G., Weissman, M.M., White, R.A., Whiteford, H., Wiebe, N., Wiersma, S.T., Wilkinson, J.D., Williams, H.C., Williams, S.R., Witt, E., Wolfe, F., Woolf, A.D., Wulf, S., Yeh, P.-H., Zaidi, A.K., Zheng, Z.-J., Zonies, D., Lopez, A.D., 2012. Disability-adjusted life years (DALYs) for 291 diseases and injuries in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet* 380, 2197–2223. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61689-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61689-4)
- Nakanishi, M., Niino, H., 2009. Development of an Improved Turbulence Closure Model for the Atmospheric Boundary Layer. *気象集誌*. 第2輯 87, 895–912. <https://doi.org/10.2151/jmsj.87.895>
- Ngo, N.S., Asseko, S.V.J., Ebanega, M.O., Allo'o Allo'o, S.M., Hystad, P., 2019. The relationship among PM2.5, traffic emissions, and socioeconomic status: Evidence from Gabon using low-cost, portable air quality monitors. *Transp Res D Transp Environ* 68, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.01.029>
- Nicholson, S.E., 2013. The West African Sahel: A Review of Recent Studies on the Rainfall Regime and Its Interannual Variability. *ISRN Meteorology* 2013, e453521. <https://doi.org/10.1155/2013/453521>
- Niu, G.-Y., Yang, Z.-L., Mitchell, K.E., Chen, F., Ek, M.B., Barlage, M., Kumar, A., Manning, K., Niyogi, D., Rosero, E., Tewari, M., Xia, Y., 2011. The community Noah land surface model with multiparameterization options (Noah-MP): 1. Model description and evaluation with local-scale measurements. *J. Geophys. Res.* 116, D12109. <https://doi.org/10.1029/2010JD015139>

- NOAA, 2021. Trajectory Error [WWW Document]. URL https://www.arl.noaa.gov/documents/workshop/NAQC2007/HTML_Docs/trajerro.html (accessed 12.7.21).
- Nolte, C.G., Schauer, J.J., Cass, G.R., Simoneit, B.R., 2001. Highly polar organic compounds present in wood smoke and in the ambient atmosphere. *Environmental science & technology* 35, 1912–1919.
- Nouaceur, Z., Murarescu, O., 2020. Rainfall Variability and Trend Analysis of Rainfall in West Africa (Senegal, Mauritania, Burkina Faso). *Water* 12, 1754. <https://doi.org/10.3390/w12061754>
- Ntziachristos, L., Froines, J.R., Cho, A.K., Sioutas, C., 2007. Relationship between redox activity and chemical speciation of size-fractionated particulate matter. *Particle and fibre toxicology* 4, 1–12.
- Nyilyitya, B., Mureithi, S., Bauters, M., Boeckx, P., 2021. Nitrate source apportionment in the complex Nyando tropical river basin in Kenya. *Journal of Hydrology* 594, 125926. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125926>
- Odhiambo, G.O., Kinyua, A. M., A.M., Gatebe, C.K., Awange, J., 2010. Motor vehicles air pollution in Nairobi, Kenya. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* p178-187.
- OMS, 2021. Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre (No. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02). Organisation mondiale de la Santé.
- OMS, 2016. Neuf personnes sur 10 respirent un air pollué dans le monde [WWW Document]. www.who.int/fr/news. URL <https://www.who.int/fr/news/item/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action> (accessed 11.9.20).
- OMS, 2006. Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre (No. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02). Organisation mondiale de la Santé.
- Ossouhou, M., 2020. Etude des tendances des concentrations atmosphériques de gaz azotés en Afrique - Bilan de dépôts atmosphériques secs et humides d'azote de l'écosystème de savane humide de Lamto (Côte d'Ivoire). Université Félix Houphouët-Boigny, Côte d'Ivoire.
- Ouarma, I., Nana, B., Haro, K., Béré, A., Koulidiati, J., 2020. Assessment of Pollution Levels of Suspended Particulate Matter on an Hourly and a Daily Time Scale in West African Cities: Case Study of Ouagadougou (Burkina Faso). *GEP* 08, 119–138. <https://doi.org/10.4236/gep.2020.811007>
- Paatero, P., 1997. Least squares formulation of robust non-negative factor analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 37, 23–35. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(96\)00044-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(96)00044-5)
- Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5, 111–126.
- Pant, P., Harrison, R.M., 2012. Critical review of receptor modelling for particulate matter: A case study of India. *Atmospheric Environment* 49, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.060>

- Pearson, K., 1901. On Lines and Planes of Closest Fit to Systems of Points in Space. *Philosophical Magazine* 2, 559–572.
- Pekney, N.J., Davidson, C.I., Robinson, A., Zhou, L., Hopke, P., Eatough, D., Rogge, W.F., 2006. Major Source Categories for PM_{2.5} in Pittsburgh using PMF and UNMIX. *Aerosol Science and Technology* 40, 910–924. <https://doi.org/10.1080/02786820500380271>
- Perrino, C., Catrambone, M., Pietrodangelo, A., 2008. Influence of atmospheric stability on the mass concentration and chemical composition of atmospheric particles: A case study in Rome, Italy. *Environment International* 34, 621–628. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.12.006>
- Pesce, G., Baiz, N., Huel, G., Annesi Maesano, I., 2020. Foetal exposure to heavy metals and risk of asthma and allergic diseases in early childhood: a population-based birth-cohort study, in: *Occupational and Environmental Health*. Presented at the ERS International Congress 2020 abstracts, European Respiratory Society, p. 3847. <https://doi.org/10.1183/13993003.congress-2020.3847>
- Pio, C., Cerqueira, M., Harrison, R.M., Nunes, T., Mirante, F., Alves, C., Oliveira, C., Sanchez de la Campa, A., Artíñano, B., Matos, M., 2011. OC/EC ratio observations in Europe: Re-thinking the approach for apportionment between primary and secondary organic carbon. *Atmospheric Environment* 45, 6121–6132. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.045>
- Pires, J.C.M., Pereira, M.C., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2009. Identification of redundant air quality measurements through the use of principal component analysis. *Atmospheric Environment* 43, 3837–3842. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.013>
- Pope, F.D., Gatari, M., Ng'ang'a, D., Poynter, A., Blake, R., 2018. Airborne particulate matter monitoring in Kenya using calibrated low-cost sensors. *Atmospheric Chem. Phys.* 18, 15403–15418. <https://doi.org/10.5194/acp-18-15403-2018>
- Powers, J.G., Klemp, J.B., Skamarock, W.C., Davis, C.A., Dudhia, J., Gill, D.O., Coen, J.L., Gochis, D.J., Ahmadov, R., Peckham, S.E., Grell, G.A., Michalakes, J., Trahan, S., Benjamin, S.G., Alexander, C.R., Dimego, G.J., Wang, W., Schwartz, C.S., Romine, G.S., Liu, Z., Snyder, C., Chen, F., Barlage, M.J., Yu, W., Duda, M.G., 2017. The Weather Research and Forecasting Model: Overview, System Efforts, and Future Directions. *Bulletin of the American Meteorological Society* 98, 1717–1737. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00308.1>
- Public Eye, 2016. Dirty Diesel : How Swiss Traders Flood Africa with Toxic Fuels. Suisse.
- Rao, Y., Li, H., Chen, M., Fu, Q., Zhuang, G., Huang, K., 2020. Characterization of Airborne Microbial Aerosols during a Long-range Transported Dust Event in Eastern China: Bacterial Community, Influencing Factors, and Potential Health Effects. *Aerosol Air Qual. Res.* 20. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.01.0030>
- RGPH, 2014. Indicateurs Démographiques. Institut National de la Statistique.
- Riddle, A., Carruthers, D., Sharpe, A., McHugh, C., Stocker, J., 2004. Comparisons between FLUENT and ADMS for atmospheric dispersion modelling. *Atmospheric environment* 38, 1029–1038.

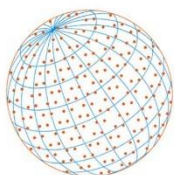
- Rivera-González, L.O., Zhang, Z., Sánchez, B.N., Zhang, K., Brown, D.G., Rojas-Bracho, L., Osornio-Vargas, A., Vadillo-Ortega, F., O'Neill, M.S., 2015. An assessment of air pollutant exposure methods in Mexico City, Mexico. *Journal of the Air & Waste Management Association* 65, 581–591. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1020974>
- Robinson, A.L., Donahue, N.M., Shrivastava, M.K., Weitkamp, E.A., Sage, A.M., Grieshop, A.P., Lane, T.E., Pierce, J.R., Pandis, S.N., 2007. Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging. *Science* 315, 1259–1262. <https://doi.org/10.1126/science.1133061>
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., 1998. Sources of Fine Organic Aerosol. 9. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces. *Environ. Sci. Technol.* 32, 13–22. <https://doi.org/10.1021/es960930b>
- Safa, O., Bouacha, M.I., 2018. Study of fine particles PM10 and PM2.5 and three associated heavy metals (Pb, Zn and Cu) in the city of Tiaret, Algeria. *Plant Arch.* 18, 1879–1883.
- Saffari, A., Daher, N., Shafer, M.M., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2014. Seasonal and spatial variation in dithiothreitol (DTT) activity of quasi-ultrafine particles in the Los Angeles Basin and its association with chemical species. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 49, 441–451. <https://doi.org/10.1080/10934529.2014.854677>
- Salizzoni, P., Soulhac, L., Mejean, P., 2009. Street canyon ventilation and atmospheric turbulence. *Atmospheric Environment* 43, 5056–5067.
- Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Szidat, S., Perron, N., Alfarra, M.R., Lanz, V.A., Weingartner, E., Baltensperger, U., 2008. 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. <https://doi.org/10.1021/es702253m>
- Santos, G., 2017. Road transport and CO2 emissions: What are the challenges? *Transport Policy* 59, 71–74. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2017.06.007>
- Satsangi, A., Pachauri, T., Singla, V., Lakhani, A., Kumari, K.M., 2010. Carbonaceous aerosols at a suburban site in Indo-Gangetic plain. 92.60. Mt.
- Savage, N.H., Agnew, P., Davis, L.S., Ordóñez, C., Thorpe, R., Johnson, C.E., O'Connor, F.M., Dalvi, M., 2013. Air quality modelling using the Met Office Unified Model (AQUAM OS24-26): model description and initial evaluation. *Geosci. Model Dev.* 6, 353–372. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-353-2013>
- Sciare, J., Oikonomou, K., Cachier, H., Mihalopoulos, N., Andreae, M.O., Maenhaut, W., Sarda-Estève, R., 2005. Aerosol mass closure and reconstruction of the light scattering coefficient over the Eastern Mediterranean Sea during the MINOS campaign. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 2253–2265. <https://doi.org/10.5194/acp-5-2253-2005>
- Segakweng, C.K., Van Zyl, P.G., Liousse, C., Beukes, J.P., Gnamien, S., Gardrat, E., Piketh, S.J., S.J., 2021. Oxidative potential of airborne particulate matter collected in low-income urban settlements in South Africa. in the writing process.
- Sharma, S.K., Mandal, T.K., Jain, S., Saraswati, Sharma, A., Saxena, M., 2016. Source Apportionment of PM2.5 in Delhi, India Using PMF Model. *Bull Environ Contam Toxicol* 97, 286–293. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1836-1>

- Shukla, K., Kumar, P., Mann, G.S., Khare, M., 2020. Mapping spatial distribution of particulate matter using Kriging and Inverse Distance Weighting at supersites of megacity Delhi. *Sustain. Cities Soc.* 54, 101997. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101997>
- Sicard, P., Crippa, P., De Marco, A., Castruccio, S., Giani, P., Cuesta, J., Paoletti, E., Feng, Z., Anav, A., 2021. High spatial resolution WRF-Chem model over Asia: Physics and chemistry evaluation. *Atmospheric Environment* 244, 118004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118004>
- Singh, A., Pant, P., Pope, F.D., 2019. Air quality during and after festivals: Aerosol concentrations, composition and health effects. *Atmospheric Research* 227, 220–232.
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Wang, W., Powers, J.G., 2005. A description of the advanced research WRF version 2. NCAR Tech. Note, NCAR/TN-468+STR, 8 pp., Natl. Cent. for Atmos. Res., Boulder, Colo. (.
- Soomro, M.H., Baiz, N., Huel, G., Yazbeck, C., Botton, J., Heude, B., Bornehag, C.-G., Annesi-Maesano, I., 2019. Exposure to heavy metals during pregnancy related to gestational diabetes mellitus in diabetes-free mothers. *Science of The Total Environment* 656, 870–876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.422>
- Soulhac, L., 2000. Modélisation de la dispersion atmosphérique à l'intérieur de la canopée urbaine.
- Soulhac, L., Perkins, R.J., Salizzoni, P., 2008. Flow in a street canyon for any external wind direction. *Boundary-Layer Meteorology* 126, 365–388.
- Soulhac, L., Salizzoni, P., 2010. Dispersion in a street canyon for a wind direction parallel to the street axis. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 98, 903–910. <https://doi.org/10.1016/j.jweia.2010.09.004>
- Soulhac, L., Salizzoni, P., Cierco, F.-X., Perkins, R., 2011. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model. *Atmospheric Environment* 45, 7379–7395.
- Srikanth, P., Sudharsanam, S., Steinberg, R., 2008. Bio-aerosols in indoor environment: composition, health effects and analysis. *Indian journal of medical microbiology* 26, 302.
- Steenhof, M., Gossens, I., Strak, M., Godri, K.J., Hoek, G., Cassee, F.R., Mudway, I.S., Kelly, F.J., Harrison, R.M., Lebret, E., 2011. In vitro toxicity of particulate matter (PM) collected at different sites in the Netherlands is associated with PM composition, size fraction and oxidative potential-the RAPTES project. *Particle and fibre toxicology* 8, 1–15.
- Stern, D.I., van Dijk, J., 2017. Economic growth and global particulate pollution concentrations. *Clim Change* 142, 391–406. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1955-7>
- Sun, X., Wang, H., Guo, Z., Lu, P., Song, F., Liu, L., Liu, J., Rose, N.L., Wang, F., 2020. Positive matrix factorization on source apportionment for typical pollutants in different environmental media: a review. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 22, 239–255. <https://doi.org/10.1039/C9EM00529C>
- Tahri, M., Bounakhla, M., Zghaid, M., Noack, Y., Benyaïch, F., Benchrif, A., 2013. Evaluation of airborne particulate matter pollution in Kenitra City, Morocco. *Rev. Ambient. e Agua* 8. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1042>

- Taylor, M.H., Losch, M., Wenzel, M., Schröter, J., 2013. On the Sensitivity of Field Reconstruction and Prediction Using Empirical Orthogonal Functions Derived from Gappy Data. *J. Climate* 26, 9194–9205. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00089.1>
- Temesi, D., Molnár, A., Mészáros, E., Feczkó, T., Gelencsér, A., Kiss, G., Krivácsy, Z., 2001. Size resolved chemical mass balance of aerosol particles over rural Hungary. *Atmospheric Environment* 35, 4347–4355. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00233-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00233-3)
- Terrouche, A., Ali-Khodja, H., Kemmouche, A., Bouziane, M., Derradji, A., Charron, A., 2016. Identification of sources of atmospheric particulate matter and trace metals in Constantine, Algeria. *Air Qual Atmos Health* 9, 69–82. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0308-1>
- Thompson, G., Field, P.R., Rasmussen, R.M., Hall, W.D., 2008. Explicit Forecasts of Winter Precipitation Using an Improved Bulk Microphysics Scheme. Part II: Implementation of a New Snow Parameterization. *Monthly Weather Review* 136, 5095–5115. <https://doi.org/10.1175/2008MWR2387.1>
- Tran, M.L., Liousse, C., N'Datchoh, E.T., Adon, A.J., Yoboue, V., Akpo, A., Cachier, H., Doumbia, E.T., Galy-Lacaux, C., Gardrat, E., Guinot, B., Keita, S., Léon, J.-F., Solmon, F., Xu, H., Zoutien, C., Baeza-Squiban, A., 2021. Seasonal risk of particle-induced pulmonary inflammation in Southern West Africa, papier en préparation. en préparation.
- Turpin, B.J., Huntzicker, J.J., 1995. Identification of secondary organic aerosol episodes and quantitation of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS. *Atmospheric Environment* 29, 3527–3544. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00276-Q](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00276-Q)
- U.S. EPA, 2014. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, DC 20460.
- Val, S., Liousse, C., Doumbia, E.H.T., Galy-Lacaux, C., Cachier, H., Marchand, N., Badel, A., Gardrat, E., Sylvestre, A., Baeza-Squiban, A., 2013. Physico-chemical characterization of African urban aerosols (Bamako in Mali and Dakar in Senegal) and their toxic effects in human bronchial epithelial cells: description of a worrying situation. *Particle and Fibre Toxicology* 10, 10. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-10-10>
- Van Vliet, E.D.S., Kinney, P.L., 2007. Impacts of roadway emissions on urban particulate matter concentrations in sub-Saharan Africa: new evidence from Nairobi, Kenya. *Environ. Res. Lett.* 2, 045028. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045028>
- Vecchi, R., Marcazzan, G., Valli, G., Ceriani, M., Antoniazzi, C., 2004. The role of atmospheric dispersion in the seasonal variation of PM1 and PM2.5 concentration and composition in the urban area of Milan (Italy). *Atmospheric Environment* 38, 4437–4446. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.029>
- Verma, V., Fang, T., Guo, H., King, L., Bates, J.T., Peltier, R.E., Edgerton, E., Russell, A.G., Weber, R.J., 2014. Reactive oxygen species associated with water-soluble PM2.5 in the southeastern United States: spatiotemporal trends and source apportionment. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 12915–12930. <https://doi.org/10.5194/acp-14-12915-2014>

- Verma, V., Polidori, A., Schauer, J.J., Shafer, M.M., Cassee, F.R., Sioutas, C., 2009. Physicochemical and toxicological profiles of particulate matter in Los Angeles during the October 2007 southern California wildfires. *Environmental science & technology* 43, 954–960.
- Wang, Xinfeng, Chen, J., Sun, J., Li, W., Yang, L., Wen, L., Wang, W., Wang, Xinming, Collett, J.L., Shi, Y., Zhang, Q., Hu, J., Yao, L., Zhu, Y., Sui, X., Sun, X., Mellouki, A., 2014. Severe haze episodes and seriously polluted fog water in Ji'nan, China. *Science of The Total Environment* 493, 133–137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.135>
- Wang, Y., Gu, A., Zhang, A., 2011. Recent development of energy supply and demand in China, and energy sector prospects through 2030. *Energy Policy* 39, 6745–6759.
- Wang, Y., Zhuang, G., Chen, S., An, Z., Zheng, A., 2007. Characteristics and sources of formic, acetic and oxalic acids in PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols in Beijing, China. *Atmospheric Research* 84, 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.07.001>
- Watson, J.G., Chow, J.C., Lowenthal, D.H., Antony Chen, L.-W., Shaw, S., Edgerton, E.S., Blanchard, C.L., 2015. PM_{2.5} source apportionment with organic markers in the Southeastern Aerosol Research and Characterization (SEARCH) study. *Journal of the Air & Waste Management Association* 65, 1104–1118.
- Wiedinmyer, C., Yokelson, R.J., Gullett, B.K., 2014. Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. *Environmental science & technology* 48, 9523–9530.
- Worobiec, A., Potgieter-Vermaak, S.S., Berghmans, P., Winkler, H., Burger, R., Van Grieken, R., 2011. Air Particulate Emissions in Developing Countries: A Case Study in South Africa. *Anal. Lett.* 44, 1907–1924. <https://doi.org/10.1080/00032719.2010.539734>
- Wu, C., Larson, T.V., Wu, S., Williamson, J., Westberg, H.H., Liu, L.-J.S., 2007. Source apportionment of PM_{2.5} and selected hazardous air pollutants in Seattle. *Science of the total environment* 386, 42–52.
- Xie, M., Piedrahita, R., Dutton, S.J., Milford, J.B., Hemann, J.G., Peel, J.L., Miller, S.L., Kim, S.-Y., Vedal, S., Sheppard, L., Hannigan, M.P., 2013. Positive matrix factorization of a 32-month series of daily PM_{2.5} speciation data with incorporation of temperature stratification. *Atmospheric Environment* 65, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.034>
- Xie, Y., Lu, H., Yi, A., Zhang, Z., Zheng, N., Fang, X., Xiao, H., 2020. Characterization and source analysis of water-soluble ions in PM_{2.5} at a background site in Central China. *Atmospheric Research* 239, 104881. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104881>
- Xu, H., Léon, J.-F., Liousse, C., Guinot, B., Yoboué, V., Akpo, A.B., Adon, J., Ho, K.F., Ho, S.S.H., Li, L., Gardrat, E., Shen, Z., Cao, J., 2019. Personal exposure to PM_{2.5} emitted from typical anthropogenic sources in southern West Africa: chemical characteristics and associated health risks. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 6637–6657. <https://doi.org/10.5194/acp-19-6637-2019>
- Žabkar, R., Honzak, L., Skok, G., Forkel, R., Rakovec, J., Cegljar, A., Žagar, N., 2015. Evaluation of the high resolution WRF-Chem (v3.4.1) air quality forecast and its comparison with statistical ozone predictions. *Geosci. Model Dev.* 8, 2119–2137. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-2119-2015>

- Zakey, A.S., Abdel-Wahab, M.M., Pettersson, J.B.C., Gatari, M.J., Hallquist, M., 2007. Seasonal and spatial variation of atmospheric particulate matter in a developing megacity, the Greater Cairo, Egypt. *Atmosfera* 21, 171–189.
- Zamri, M., Ismail, M., Kim, Y., 2012. Mapping the Spatial Distribution of Criteria Air Pollutants in Peninsular Malaysia Using Geographical Information System (GIS), in: Khare, M. (Ed.), *Air Pollution - Monitoring, Modelling and Health*. InTech. <https://doi.org/10.5772/32902>
- Zhang, B., Jiao, L., Xu, G., Zhao, S., Tang, X., Zhou, Y., Gong, C., 2018. Influences of wind and precipitation on different-sized particulate matter concentrations (PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5-10}). *Meteorol Atmos Phys* 130, 383–392. <https://doi.org/10.1007/s00703-017-0526-9>
- Zhang, D., Iwasaka, Y., 1999. Nitrate and sulfate in individual Asian dust-storm particles in Beijing, China in spring of 1995 and 1996. *Atmospheric Environment* 33, 3213–3223.
- Zhang, X., Zhao, X.-M., Meng, X.-J., Wang, X.-Y., Yang, S., Xu, X.-P., Wang, S.-T., Gu, C., Wang, M.-L., Ren, H., Zhang, Z.-Y., Yan, G.-X., Cao, Z.-G., Wang, Y.-S., 2018. Particle Size Distribution and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Atmospheric Particles from Beijing and Xinxiang During Summer. *Huan Jing Ke Xue* 39, 997–1003. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.201705137>
- Zhou, Y., Wang, Q., Zhang, X., Wang, Y., Liu, S., Wang, M., Tian, J., Zhu, C., Huang, R., Zhang, Q., Zhang, T., Zhou, J., Dai, W., Cao, J., 2019. Exploring the impact of chemical composition on aerosol light extinction during winter in a heavily polluted urban area of China. *Journal of Environmental Management* 247, 766–775. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.100>
- Zuidema, C., Stebounova, L.V., Sousan, S., Thomas, G., Koehler, K., Peters, T.M., 2019. Sources of error and variability in particulate matter sensor network measurements. *J Occup Environ Hyg* 1–11. <https://doi.org/10.1080/15459624.2019.1628965>



Aerosol and Air Quality
Research

ORIGINAL RESEARCH

<https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.05.0201>

Particulate Pollution in Korhogo and Abidjan (Cote d'Ivoire) during the Dry Season

Sylvain Gnamien^{1,2*}, Véronique Yoboué¹, Cathy Liousse², Money Ossohou¹,
Sékou Keita³, Julien Bahino¹, Silué Siélé³, Lamine Diaby¹

¹ Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'énergie Solaire, Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan BPV 34, Côte d'Ivoire

² Laboratoire d'Aérodologie, CNRS, Toulouse, France

³ Université Péléforo Gon Coulibaly, Korhogo, Côte d'Ivoire

ABSTRACT

Particulate pollution in West African cities seriously impacts public human health. Assessing the levels of pollution to which populations are exposed is problematic, as to date very few countries in Africa have an air quality monitoring network in place. However, given the specific anthropogenic sources present in West African countries and the increase in their projected emissions in the coming years if no regulations are put in place, solutions must be found. This study evaluates with a simple existing methodology particulate air pollution in two West African cities (Korhogo and Abidjan in Cote d'Ivoire) which have different population practices and local meteorology.

From two measurement campaigns at about ten sites during the dry season and using the inverse distance-weighted interpolation method, maps of spatial variation in PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations are obtained at the scale of each of these cities, which provide a snapshot of the concentration levels to which populations are actually exposed. The results of this study showed that populations in low- and middle-income areas are exposed to higher concentrations than those in high-income areas. The analysis of the relative contribution of fine particles to coarse particles shows that PM_{2.5} contributes to PM₁₀ at less than 40% in Korhogo but more than 50% in Abidjan. Daily average concentrations of PM_{2.5} are all above WHO standards, and are 2 to 8 times higher in Korhogo, while in Abidjan they are up to 4 times higher. The daily profiles of the mean hourly concentrations of the sites are similar across all sites in Korhogo, while in Abidjan, that of some sites show some differences.

This study, by the methodology used, offers an opportunity for different research teams to assess at lower cost the population's exposure levels to urban particulate pollution.

Keywords: Urban air quality, Aerosols, Africa cities, PASMU project

1 INTRODUCTION

Air pollution is a global public health problem and its extent in the cities of many developing countries is still poorly known (Kirenga *et al.*, 2015). Among all pollutants, particulate pollution is highly harmful to health, especially in low- and middle-income countries (Kalisa *et al.*, 2019). Recent studies have shown alarming levels of particulate pollutants in West African cities (Dieme *et al.*, 2012; Djossou *et al.*, 2018), due to various sources of pollution that are generally uncontrolled and relatively close to living areas Val *et al.* (2013) and Adon (2019) highlighted the inflammatory nature of particles rich in organic carbon (OC) and small in size emitted by urban west African sources. Also, a few studies (Cohen *et al.*, 2005; Liousse *et al.*, 2019) have shown the importance of premature death estimations for cardiovascular, lung cancer and respiratory diseases causes, due to anthropogenic fine particles in West Africa.

Anthropogenic sources are harmful in developing countries because of the absence or

OPEN ACCESS 

Received: May 6, 2020

Revised: August 27, 2020

Accepted: October 14, 2020

* Corresponding Author:
gnkonans@gmail.com

Publisher:
Taiwan Association for Aerosol
Research
ISSN: 1680-8584 print
ISSN: 2071-1409 online

 **Copyright:** The Author(s).
This is an open access article
distributed under the terms of the
Creative Commons Attribution
License (CC BY 4.0), which permits
unrestricted use, distribution, and
reproduction in any medium,
provided the original author and
source are cited.



ineffectiveness of regulations on pollutant emissions. The typical anthropogenic sources in sub-Saharan Africa are domestic fires (biomass and gas for cooking), road traffic (combustion emissions and dust resuspension), waste combustion, industrial activities (petrochemicals, agriculture, construction). More precisely, air quality in Cote d'Ivoire and in West Africa, is impacted by emissions from a very old vehicle fleet, on average 20 years according to the Ministry of Transports, (2017), using poor quality fuel and from the use of traditional stoves with wood and/or charcoal incomplete consumption. Furthermore, open burning of waste in urban areas of Africa is a very common phenomenon due to the ineffectiveness of municipal waste collection and management policies (Keita *et al.*, 2020). In addition to these local sources, there are important imported sources of aerosols: (1) desert dust and natural savannah fire sources from prevailing Harmattan wind (north wind) as well as (2) marine aerosols brought by monsoon flow (southwest wind).

Unlike developed countries, most cities in the developing countries do not have the capacity to monitor urban air concentrations in order to effectively solve the problem of air pollution. In West Africa, Dakar (in Senegal), is the only city with an air quality monitoring network. Considering the anthropogenic source diversity and their strength which is expected to increase if no regulation is taken (Lioussé *et al.*, 2014), it is necessary to expand pollution studies in African cities.

Studies carried out in West Africa have shown high concentrations of PM_{2.5} and PM₁₀ in several cities: Accra in Ghana (Arku *et al.*, 2008; Dionisio *et al.*, 2010); Dakar in Senegal (Dieme *et al.*, 2012; Val *et al.*, 2013) and Bamako in Mali (Val *et al.*, 2013; Antonel and Chowdhury, 2014). In the European program DACCIWA (Dynamic-Aerosol-Chemistry-Cloud Interactions in West Africa), Djossou *et al.* (2018) observed average concentrations (February 2015–March 2016) in Abidjan (Cote d'Ivoire) and Cotonou (Benin), well above WHO standards. Similarly, in the POLCA program (POLLution of African Capitals), Doumbia *et al.* (2012) measured PM_{2.5} concentrations at an urban site in Dakar from June 2008 to May 2009, which were above the WHO standard. These various studies highlight overexposure of populations to atmospheric particles whose economic impacts were assessed by Stern and van Dijk (2017), and mortality by Cohen *et al.* (2005) and in Global Burden of Disease Study 2010 by Murray *et al.* (2012). Also, within the framework of DACCIWA, Keita *et al.* (2020) have calculated emission factors (EF) for particulate pollutants based on sources and considering the specificities of African regions in order to improve emission inventories for these pollutants. These results showed very high EF values, highlighting the importance of particulate pollutant emissions from sources such as domestic fires and traffic, which are very important sources of pollution in West Africa. These different results are a challenge for us and we must act.

The lack of air pollution monitoring networks, even in the most urbanized cities, due to the high cost of acquiring and maintaining air quality measurement equipment can be offset by the installation of low- and medium-cost sensors offering simple and inexpensive alternatives. Although accessible, these sensors cannot be deployed always and everywhere. To overcome this problem, an experimental existing methodology based on the use of low-cost sensors during intensive measurement campaigns and a geostatistical treatment tool is used to assess particulate air pollution in two cities of Cote d'Ivoire. Specifically, this study quantifies the level of PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations and their spatial and temporal distribution in these cities of different geography and morphology (Korhogo and Abidjan). This work is carried out within the framework of the project Air Pollution and Health in Urban Areas, Cote d'Ivoire (PASMU).

2 METHODOLOGY

2.1 Description of the Experimental Sites

In this study, two measurement campaigns were conducted successively in Korhogo (January 3rd–January 16th, 2019) and in Abidjan (January 20th–February 10th, 2019), whose economic activities, transport specificities and types of roads, cooking fuels, population practices and local meteorology differ. As shown in Fig. 1, the population densities of these two cities are also very different, with a population of Abidjan 10 times that of Korhogo. It can also be noticed that population densities from south to center of Cote d'Ivoire are generally higher compared to areas

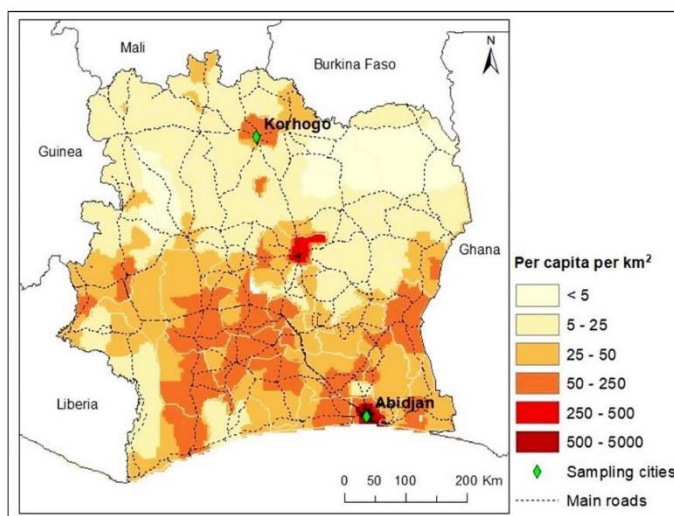


Fig. 1. Map of the population density of Cote d'Ivoire, the position of two application cities in Cote d'Ivoire is shown by green diamond. Green diamond represents each measurement cities. Data from <https://www.diva-gis.org/gdata>

further north. The population density of Korhogo remains high for a northern region due to agricultural industries. In each city, the measurement sites are chosen to allow representative mapping of the variability of pollution including different districts. Generally, measurement sites can be of 3 types: (1) *Local stations*, generally used to control classified establishments, are located in proximity of the polluted source to be monitored and therefore under the direct influence of this pollution source; (2) *Urban background stations*, used to monitor urban pollution, are located in an urban environment but under the indirect influence of pollution sources, and (3) *Background stations*, are located in a peri-urban environment. It is important to note that local stations are therefore not included in this study as they only provide very local information (Jeannée *et al.*, 2006). In our study, urban background stations are mainly influenced by major west-African urban sources, i.e., the domestic fires, the waste burning and the road traffic (from combustion or non-combustion). In addition, dust resuspension of particulate matter is also important because of road conditions and urban developments. In this study, 14 non-permanent sites in Korhogo and 20 in Abidjan were sampled for 3 days (2 working days and 1 weekend day). The 2 cities and their sampling sites are described below.

2.1.1 Korhogo sampling site

Korhogo is the third largest city in Cote d'Ivoire in terms of population. A large part of the city's area is not built. Korhogo is a city still marked by agricultural activities with a few rare agricultural product factories for processing and packaging. The principal sources of anthropogenic emissions in Korhogo are traffic sources with intense activities of heavy vehicles, national bus line but also motorcycle traffic, which is a particularity of Korhogo. Furthermore, in this city, only main roads are paved and represent, 10% of the urban roads (AGEROUTE, 2020). This implies important road resuspension of aerosols which is also a major source of PM emissions. Another important anthropogenic source is the domestic fire with the use of firewood for economic reasons or for convenience as because these resources are still available in the surrounding villages. In addition to the local anthropogenic sources present in Korhogo, the harmattan wind is a major contributor of PM in the dry season with desert dust, biomass burning and aerosol transport. Fig. 2 shows the geographical distribution of the 14 measurement sites as well as the boundaries of the city of Korhogo. Also, the specificities of each sites are summarized in Table S1 (in Supplementary

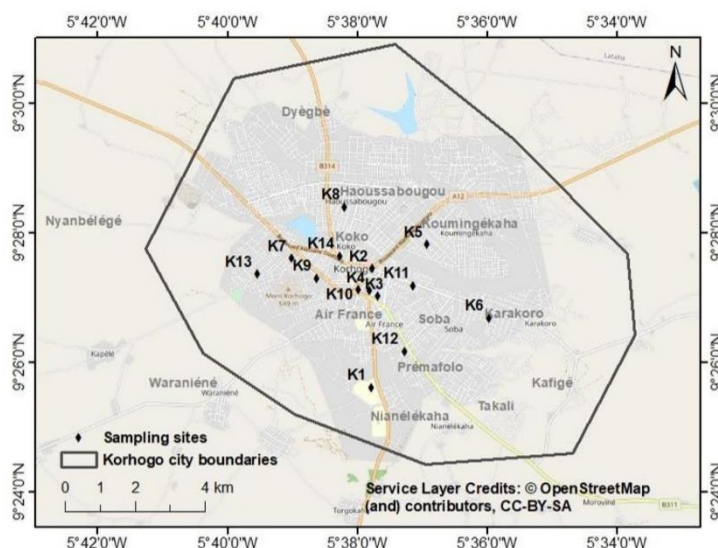


Fig. 2. Localization of measurement sites in Korhogo (Cote d'Ivoire). Green diamond represents each measurement site with its corresponding ID, described in the Tables S1 and S3 and the black lines represent the boundaries of Korhogo city.

files), where are mentioned site localizations as well as roads infrastructure and possible sources of pollution around. Additional information like that geographic positions of Korhogo measurement sites is given in Table S2 (in Supplementary files). Sites K₂, K₁₀, K₁₁ and K₁₄ are surrounded by paved roads (i.e., under the influence of the traffic source) and far from other urban sources. The other sites are located in residential areas where wood is used extensively for cooking, with the exception of K₁ site which is in a peri-urban area but close to a major traffic road.

2.1.2 Abidjan sampling sites

Abidjan is the economic capital regrouping the main industrial activities with a population of 4,707,404 inhabitants for an area of 2,119 km² according to the General Census of Population and Housing (RGPH, 2014).

Abidjan is an Autonomous District with different levels of urbanization and includes populations of different social classes. Its principal anthropic sources are also traffic, domestic fires and waste burning sources with different practices depending on the communes. For instance, wood is intensively used in the commune of Yopougon whereas the use of gas dominates in Cocody. Less road dust particles compared to Korhogo are expected since more than 50% of roads are paved according to MCLAU, (2015), (MCLAU for *Ministère de la Construction, du Logement, de l'Assainissement et de l'Urbanisme*). However, this value also depends on the communes. In Cocody, Le Plateau and Marcory, a higher percentage of paved roads are observed compared to Abobo and Yopougon, where a large part of the city population lives.

Fig. 3 shows the geographical distribution of the measurement sites in Abidjan and boundaries of the sampled communes, which represent the study area of this city. In Supplementary files, Table S5 provides information on the 20 sites sampled in Abidjan. In this study, only the sub-prefecture of Bingerville (Abidjan peripheral municipality) is associated with the 10 municipalities of Abidjan, because Bingerville city is completely integrated into Abidjan. As shown in, in Supplementary files, in Table S5, measurement sites are located in neighborhoods inhabited by high-income populations (A₁, A₂, A₁₁, A₂₀, A₄, A₆, A₈, A₁₄, A₁₅), middle (A₁₈) and low (A₃, A₅, A₇, A₉, A₁₀, A₁₂, A₁₃, A₁₆, A₁₇, A₁₉). The latter sites are generally close to unpaved roads. In addition, Table S6 (in Supplementary files), give latitude and longitude of Abidjan measurement sites.

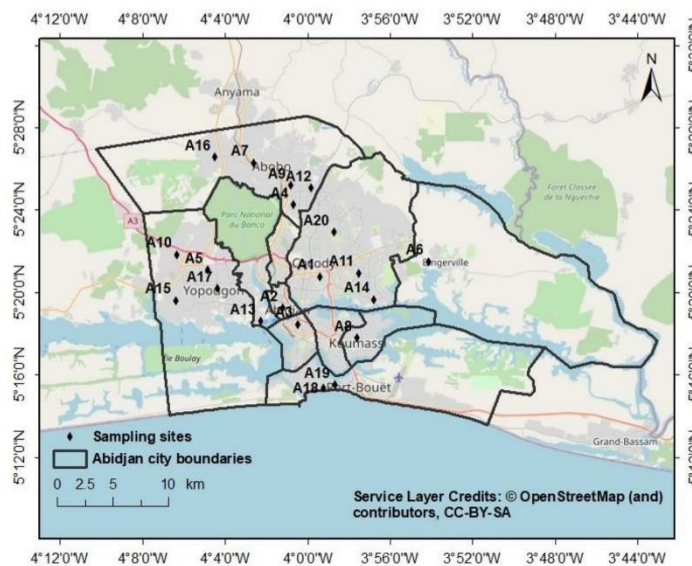


Fig. 3. Localization of measurement sites in Abidjan (Cote d'Ivoire). Green diamond represents each measurement site with its corresponding id site, described in the Tables S2 and S4 and black lines represent the boundaries of communes included in this study.

2.1.3 Meteorological data and surrounding pollution

To assess the impacts of weather parameters on PM concentration levels measured at each site during the 3-day sampling period, temperature, wind intensity and direction are analyzed at local and regional scales. These meteorological parameters are obtained from the data of the synoptic stations managed by the Agency for the Safety of Air Navigation in Africa and Madagascar (ASECNA) at Korhogo Airport (station No. 65536) and at Felix Houphouët-Boigny Airport in Abidjan (station No. 65578).

Average daily temperatures (available on <https://www.accuweather.com/fr/ci/cote-divoire-weather>) show a range of 32 to 36°C in Korhogo and 31 to 35°C in Abidjan. These daily averages do not vary by more than one degree over several consecutive days. This may suggest stability of the atmosphere.

Wind roses presented in Fig. 4 highlight important north (N) and north-east (NE) winds in Korhogo (Fig. 4(a)) and south-west (SW) winds in Abidjan (Fig. 4(b)). The regional climate is defined by the position of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), which regulates the succession of weather seasons (Nouaceur and Murarescu, 2020). During measurement campaign, the ITCZ is located above the latitude of Abidjan, favoring the arrival of air masses from the south to Abidjan and air masses from the north to Korhogo where high temperature and low relative humidity are typical for dry seasonal conditions. Such features are confirmed by the use of HYSPLIT trajectories (https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_traj.php) as shown by Fig. S1 (in Supplementary files). HYSPLIT trajectories represent the movement of air masses arriving at the study areas during the measurement campaigns. Fig. S1 shows 14- and 21-days back-trajectories before the end dates of each measurement campaign respectively for Korhogo and Abidjan respectively. It gives an overview of the dominant air mass origins over the measurement period. As expected, Korhogo is under the influence of northern trajectories whereas Abidjan is under the influence of southern air masses, associated to air masses coming from the Nigerian coast.

In order to identify which aerosols could be advected into Korhogo and Abidjan using these trajectories, emphasis was put on MODIS active fire maps and Aerosol Optical Thickness data (AOD), obtained from <https://neo.sci.gsfc.nasa.gov>. Fig. S2 present actives fires (a and b) and

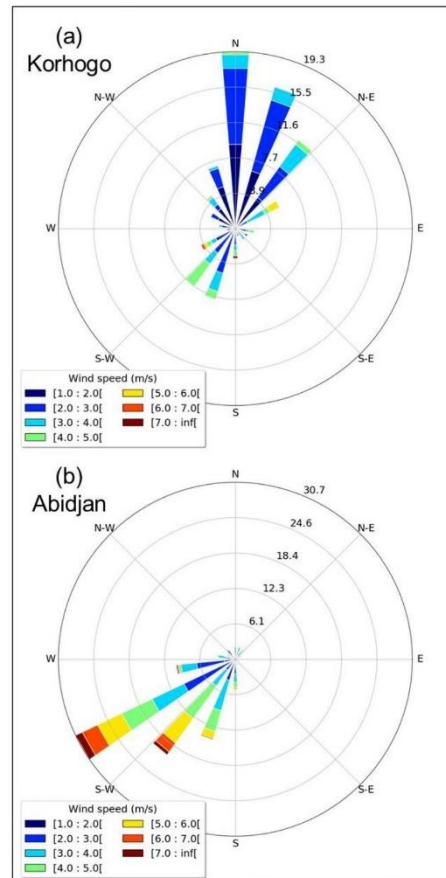


Fig. 4. Wind rose from synoptic station measurements during the study periods in Korhogo (a) and Abidjan (b) in Cote d'Ivoire.

Aerosol Optical Depth (c and d) in January (a and c) and February (b and d) 2019, representative of the study period. Associated with Fig. S1, this shows that Korhogo is under the influence of regional winds that carry desert dust and biomass burning aerosols coming from the north and south of the city. While at Abidjan these regional winds show that only marine aerosols are expected.

2.2 Material and Methods

2.2.1 Measurement campaigns and equipment

The first step of the methodology deals with intensive data collection through measurement campaigns conducted at sites in the two cities, as presented in previously. The measurement campaigns of PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations were carried out with 4 portables PM measuring devices (Aeroqual monitor S500 with $PM_{10}/PM_{2.5}$ sensor). Particulate pollution is measured over 3 days at each site, with 2 consecutive working days and 1 weekend day, because these 2 periods (working and weekends days) present different activities levels in urban areas. Indeed, studies have shown different levels of pollution at these 2 periods of the week (Doumbia *et al.*, 2012; Adame *et al.*, 2014; Adon *et al.*, 2020). During the campaigns, the measurements are not



simultaneous on all sites of each city because rotations are organized. During the campaigns, the measurements are not simultaneous on all sites of each city. Rotations are organized with at maximum 4 sites running in parallel. This is possible due to atmospheric stability detailed in the meteorological paragraph. This technique of measuring on non-permanent sites during short periods allows to maximize measurements on a large number of non-permanent sites with a small number of equipment.

In this study, optical PM₁₀/PM_{2.5} sensor on S500 Aeroqual monitor is used to measure particulate pollution, because it is easy to use and take up very little space. This sensor covers a concentration range from 0 to 1000 µg m⁻³, and simultaneously measures PM₁₀ and PM_{2.5}. These types of sensors are based on light scattering and have an accuracy that can be influenced by the physical and chemical characteristics of aerosols (Wang *et al.*, 2015). The measuring device has been placed in a box to protect it from natural elements. The device is installed at a height of between 2 and 3 m. The time step chosen is 3 minutes, in order to allow fine sampling and to store the data over the entire measurement period. After data retrieval, the data logger of the equipment is formatted before being installed at another site.

Quality Control data: The evaluation of the uncertainties associated with low- and middle-cost sensor measurements is the subject of several studies, as shown by Wang *et al.* (2015) who tested 3 low-cost sensors in combustion chambers with different results. Consequently, it is necessary to evaluate and correct optical sensor concentration measurements against a reference method (Clements *et al.*, 2017). The reference method here proposed, is the gravimetric method. At some of the selected sites, aerosol sampling lines are installed, including a fixed flow pump, a volume meter, a valve, an aerosol size selection system (cane or cut-off head). These lines allow sampling by filtration of aerosols on quartz filters, over the same periods the same sites than the low-cost sensor measurements. The filters are weighed on a submicron balance before and after exposure in order to deduce the collected aerosol masses. This reference method has been used and validated in several research projects and programs such as the International Network to study Deposition and Atmospheric chemistry in Africa (INDAAF) program (ref.) and the DACCIWA program (Djossou, 2018).

Geometrical means of the measurements obtained with low-cost sensors are compared with those obtained by the gravimetric method (reference method). Geometrical means concentrations of optical sensors are consistently lower than the gravimetric concentrations of 2.7 ± 1.1 and 3.5 ± 0.9 for PM₁₀ and PM_{2.5} respectively. The standard deviation of these coefficients is higher for PM₁₀ than for PM_{2.5}, the latter having more points of comparison. It is worth noting that these values agree with those of Zuidema *et al.* (2019) who showed the need for a correction factor of 2.9 for an optical photometric sensor (GP2Y1010AU0F, Sharp Electronics, Osaka, Japan) compared to the gravimetric method. Similarly, Egondi *et al.* (2016) also showed overestimated concentration values given by the DustTrak II 8532 portable samplers compared to a reference method. These factors (2.7 and 3.5) are then applied to PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations at all measurement sites.

2.2.2 Spatial mapping

Geographic Information System (GIS) provide a robust method of spatial analysis through interpolation. The most commonly used methods, kriging (geostatistical method) and reverse weighting of IDW (deterministic method), have already been compared in works. For example, Shukla *et al.* (2020) in the Delhi megacity showed that kriging and IDW methods are associated to errors close to 22% and 24% respectively. In addition, Bahino *et al.* (2018) carried out a spatial distribution of gaseous pollutants (NO₂, SO₂, NH₃, HNO₃ and O₃) in Abidjan (Cote d'Ivoire) and Cotonou (Benin) during the dry season within DACCIWA Program. The latter study included also a comparison between kriging and IDW, and showed that IDW method is associated to lower uncertainty than kriging method. In addition, our measurement network (number of points and geographic locations) is developed on the basis of the network of Bahino *et al.* (2018); therefore, in this study, the IDW method is chosen and applied to the collected data.

ArcGIS version 10.3 software (ESRI Inc.) is used because it combines geostatistical data processing and map edition. The shapefiles for map editing are available for free on OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org>). Briefly, IDW interpolation allows to predict the concentrations around a sampled point from the following formula presented in Eq. (1).



$$Z_{p_j} = \sum_{i=1}^N \lambda_i \times Z_{O_i} \quad (1)$$

where,

Z_{O_i} is the observed value at location i ; form geometrical mean of measured values at each site during the different measurement campaigns. These geometrical means, averages deviation, minimums and maximum are available, for Korhogo in Table S3 (for PM_{10}) and Table S4 (for $PM_{2.5}$) and for Abidjan in Table S7 (for PM_{10}) and Table S8 (for $PM_{2.5}$), in Supplementary files for each site.

Z_{p_j} is the predicted value for location j ;

N is the number of measured sample points surrounding the predicted location that will be used in the prediction;

λ_i are weighting factors applied at each measured value at location O_i . They decrease according to the separation distance.

The geostatistical analysis of the data enables the values to be evaluated in order to develop the spatial variation maps. Thus, the IDW method calculates values from the collected data for each point (unsampled and sampled) and gives average predicted values everywhere (Zamri *et al.*, 2012; Rivera-González *et al.*, 2015; Bahino *et al.*, 2018).

The Root Mean Square Error (RMSE) (McKeen *et al.*, 2005; Savage *et al.*, 2013; Chai and Draxler, 2014) and the Mean Absolute Error (MAE) (Chatterjee *et al.*, 2013; Jerez *et al.*, 2013; Taylor *et al.*, 2013) are the two parameters widely used to evaluate the quality of the predictions of interpolation methods. In order to assess the quality of the prediction in the two cities, both RMSE and MAE values are calculated for each measurement campaign following the formulas present in Eqs. (2) and (3).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Z_{p_i} - Z_{O_i})^2} \quad (2)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Z_{p_i} - Z_{O_i}| \quad (3)$$

where,

Z_{p_i} and Z_{O_i} are respectively the predicted and observed value for a location i ;

N is the number of measured sample point.

Table 1 presents such values for the 2 cities as well as the coefficient of variation of error. In Abidjan, the MAE values are lower than the RMSE values due to the high uncertainties associated with some sites whereas no marked differences appear in Korhogo. Also, both coefficients are higher in Korhogo than in Abidjan: that could be due to the high concentration values found in Korhogo. As shown in Table 1, the coefficients of variation of error in Abidjan are higher than in Korhogo. These low values obtained in Korhogo may be due to a smaller study area than in Abidjan. This analysis highlights the impact of the distance between measurement sites on the uncertainties.

3 RESULTS AND DISCUSSIONS

3.1 Spatial Distribution of PM Concentrations

3.1.1 Korhogo PM concentrations maps

As previously described, the PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations obtained by geographical averages allowed the mapping of spatial variations for the Korhogo study area. These maps are presented in Figs. 5(a) and 5(b), respectively for the PM_{10} and $PM_{2.5}$. Concentrations are very high, between $212.2 \mu\text{g m}^{-3}$ and $534.7 \mu\text{g m}^{-3}$ for PM_{10} and $54.3 \mu\text{g m}^{-3}$ and $218 \mu\text{g m}^{-3}$ for $PM_{2.5}$ and well above the World Health Organization (WHO) standards which stipulate that $PM_{2.5}$ should not exceed $25 \mu\text{g m}^{-3}$ 24-hours mean and that PM_{10} not exceed $50 \mu\text{g m}^{-3}$ 24-hours mean.



Table 1. Interpolation error statistics, where RMSE is root mean absolute error in $\mu\text{g m}^{-3}$; MAE is mean average error in $\mu\text{g m}^{-3}$ and CV is mean of coefficient of variation of error in %.

Pollutants	Korhogo		Abidjan	
	PM ₁₀	PM _{2.5}	PM ₁₀	PM _{2.5}
Root Mean Absolute Error (RMSE)	97.0	43.2	41.5	24.9
Mean Average Error (MAE)	105.6	40.0	31.0	19.98
% Coefficient of Variation of error	33.4 ± 12.6	36.7 ± 31.7	42.5 ± 41.8	39.7 ± 29.2

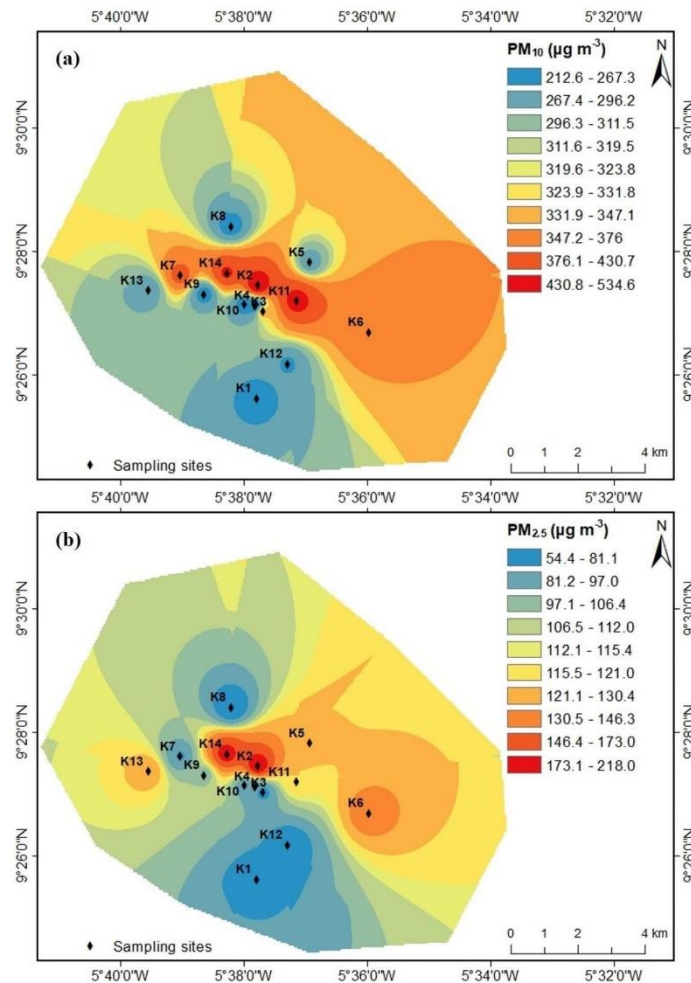


Fig. 5. Spatial variation of PM₁₀ (a) and PM_{2.5} (b) concentrations in Abidjan (Cote d'Ivoire), where black diamonds represent each measurement site.

As shown in Fig. 5(a), the measurement sites in the city downtown have higher PM₁₀ concentrations, namely K₂ with 534.7 $\mu\text{g m}^{-3}$, K₆ with 374.4 $\mu\text{g m}^{-3}$, K₁₁ with 475.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ and K₁₄ with 446.7 $\mu\text{g m}^{-3}$ compared to the sites in the northern and southern outskirts of the city such



as K₁ with 241.4 $\mu\text{g m}^{-3}$, K₈ with 245.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ and K₁₂ with 261.2 $\mu\text{g m}^{-3}$. This can be explained by the economic activities mainly occurring in Korhogo downtown, associated with intense road traffic dominated by 2-wheel vehicles and the presence of the urban bus stations. The highest concentrations observed in K₂, K₁₁ and K₁₄ sites are also due to the proximity of busy highways.

K₁₃ and K₅ sites have also high PM₁₀ concentrations because they are in neighborhoods with unpaved roads. Moreover, even if downtown roads are mostly paved, a high resuspension of dust by intense traffic is also observed. Indeed, as mentioned earlier, dust deposition on roads are also observed at Korhogo due to northerly air masses transporting desert dust aerosols at the period of this study (Fig. S1). Such aerosols significantly contribute to the pollution level of Korhogo.

Finally, Fig. 5(a) shows that in Korhogo, PM_{2.5} and PM₁₀ spatial variation maps roughly present the same pattern of high and low concentrations despite some differences which are detailed in the following section.

3.1.2 Abidjan PM concentrations maps

The spatial variation maps of PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations (obtained from the geographical averages of the measured concentration time series) in Abidjan study area are given respectively in Figs. 6(a) and 6(b). The average concentrations are between 38.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ and 160.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ for PM₁₀ and 23.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ and 113.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ for PM_{2.5}. For PM₁₀, the highest concentrations are found at sites A₇ (160.4 $\mu\text{g m}^{-3}$), A₁₈ (125.3 $\mu\text{g m}^{-3}$) and A₂₀ (120.7 $\mu\text{g m}^{-3}$). The A₇ and A₂₀ sites are located nearby unpaved roads (Table S2) therefore, dust from road resuspension contribute to the increase of concentrations. In A₁₈ site, the high concentrations may be explained by the proximity of important road traffic and industrial activities. In addition, A₁₈ and A₁₉ sites are located on the sea front, and are therefore subject to a high contribution of marine aerosols.

Sites included in areas with better quality infrastructures and with middle- or high-class populations, have generally lower PM₁₀ concentrations (e.g., A₂, A₁₁) compared to sites in neighborhoods with poor quality infrastructures (e.g., A₃, A₅, A₇, A₈, A₁₆, A₁₈ and A₂₀).

Compared to PM₁₀, PM_{2.5} spatial variation (Fig. 6(b)) presents high concentrations over most of the study area, despite some very localized low concentrations in A₁ (32.9 $\mu\text{g m}^{-3}$), A₂ (24.9 $\mu\text{g m}^{-3}$), A₅ (30.8 $\mu\text{g m}^{-3}$), A₁₄ (23.8 $\mu\text{g m}^{-3}$) and A₁₉ (24.5 $\mu\text{g m}^{-3}$). PM_{2.5} concentrations in northern Abidjan are higher than in southern Abidjan. Indeed, the wind rose of Abidjan shows a dominance of south, southwest winds, which could lead to a transport and an accumulation of pollutants in the northern area of the city, as for Bahino *et al.* (2018). Values for these sites (A₇ with 113.4 $\mu\text{g m}^{-3}$, A₉ with 91.7 $\mu\text{g m}^{-3}$, A₁₂ with 73.2 $\mu\text{g m}^{-3}$ and A₂₀ with 91 $\mu\text{g m}^{-3}$) are 2 to 6 times higher than the WHO daily standard (25 $\mu\text{g m}^{-3}$). Moreover, these sites mainly appear in low income neighborhood. Indeed, in such areas, high concentrations result from the combination of the use of wood for cooking, the proximity of public transport (small bus: gbaka, municipal taxis: wôrô-wôrô) with very old and poorly maintained vehicles and the burning of solid domestic waste due to collection failure. In contrary, the less densely populated areas (high-class districts) have lower concentrations (sites A₁, A₂, A₁₄) than the medium and low-class districts. In these areas (sites A₁, A₂, A₁₄), people have higher incomes and are more likely to use gas for cooking than wood and charcoal for cooking activities. Lower concentrations are observed in A₅ and A₁₉ sites, although located in popular districts. That may be due to less intensive combustion activities than usually observed in these districts for the A₅ site and to the proximity of the sea front for A₁₉ site.

3.2 Relative Importance of Fine Particles

In order to highlight the relative contribution of particulate size and aerosol sources, spatial variation maps of the percentage of relative contribution of PM_{2.5} to PM₁₀ are presented in Figs. 7 and 8 for Korhogo and Abidjan respectively. Low values represent a high contribution of PM_{2.5} to PM₁₀, while high percentages represent a low contribution of PM_{2.5} to PM₁₀. It is important to note that these figures show totally different values for the two cities. In Korhogo, more than 50% of PM₁₀ are coarse particles, with the highest values in the north and south of the city and the lowest values in the city center, where most urban activities take place. In Abidjan, the situation is totally different: coarse particles in PM₁₀ represent less than 40%, with the highest values in A₄, A₅, A₁₄, A₁₈ and A₁₉ sites and the lowest values in A₆, A₉, A₁₁, A₁₂, A₁₃ and A₁₅.

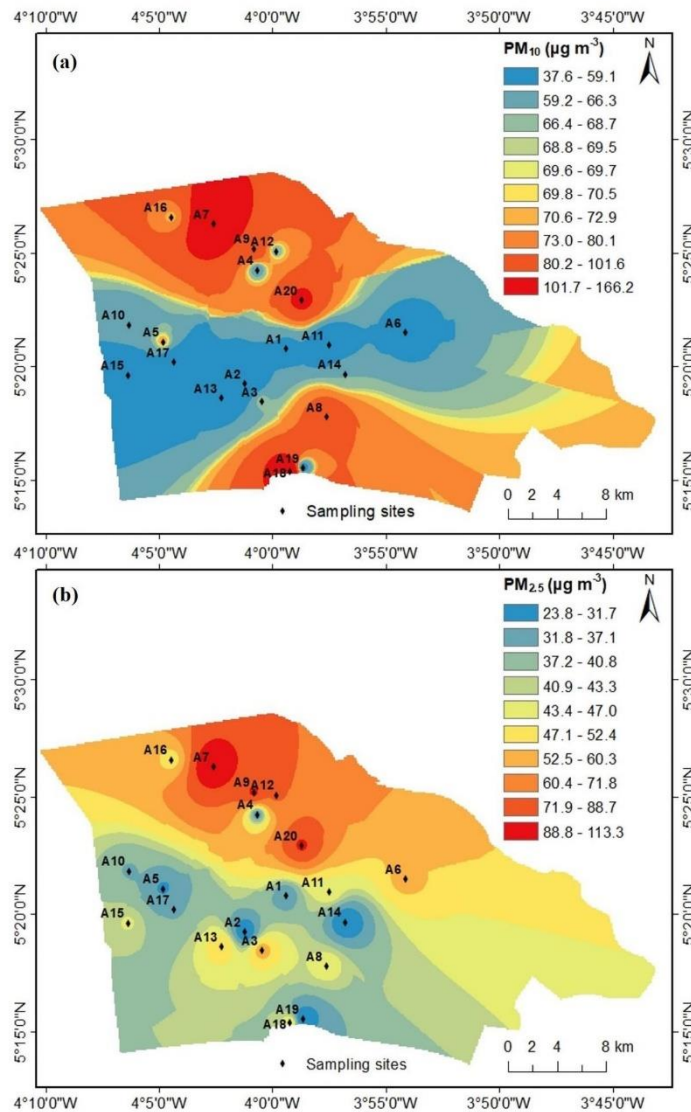


Fig. 6. Spatial variation of PM₁₀ (a) and PM_{2.5} (b) concentrations in Abidjan (Cote d'Ivoire), where black diamonds represent each measurement site.

In both cities, the lowest values associated with high PM_{2.5} are found particularly in densely populated sites or in economically very active neighborhoods with intense combustion sources and fine particle emissions. In addition, the percentages of coarse particles (PM_{2.5-10}) relative to PM₁₀ are high near unpaved roads and sometimes in areas with heavy traffic.

In Abidjan, low contributions of PM_{2.5} to PM₁₀ are also observed in industrial areas (site A₁₈). In these areas, heavy truck traffic damages the roads and causes dust resuspension. In addition, a contribution from marine aerosols is possible due to the south-westerly (SW) wind direction.

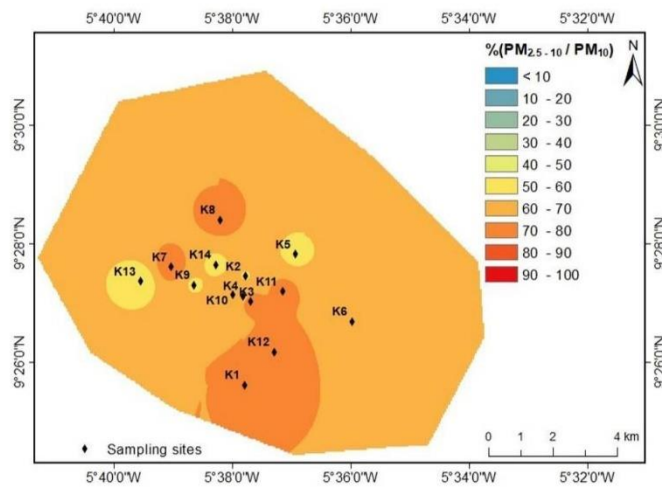


Fig. 7. Spatial variation of relative difference between PM_{10} and $PM_{2.5}$ in percentage in Korhogo (Cote d'Ivoire), where black diamonds represent each measurement site.

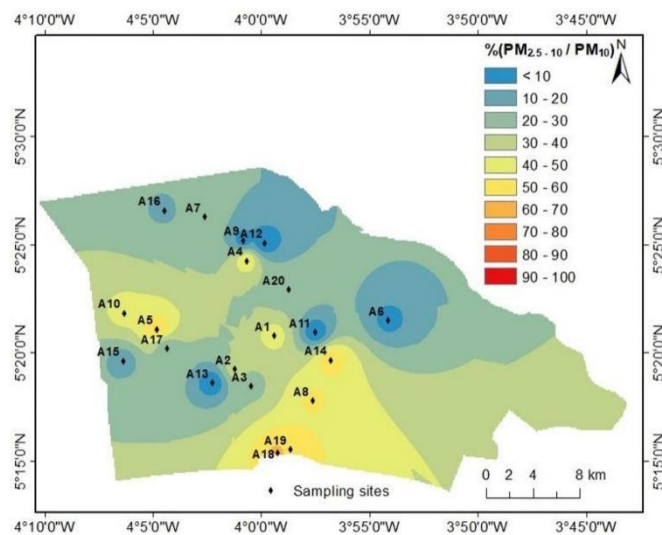


Fig. 8. Spatial variation of relative difference between PM_{10} and $PM_{2.5}$ in percentage in Abidjan (Cote d'Ivoire), where black diamond represents each measurement site.

These values are in line with our expectations and confirm the good representation of the measurement sites and the good performance of the spatial distribution, because they reflect the main sources of pollution that influence each city.

3.3 Daily Distribution of PM Concentrations

Daily profiles of fifteen minutes average concentrations of PM are shown in Fig. 9. The average daily profiles of PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations in Korhogo are presented in Figs. 9(a) and 9(b)

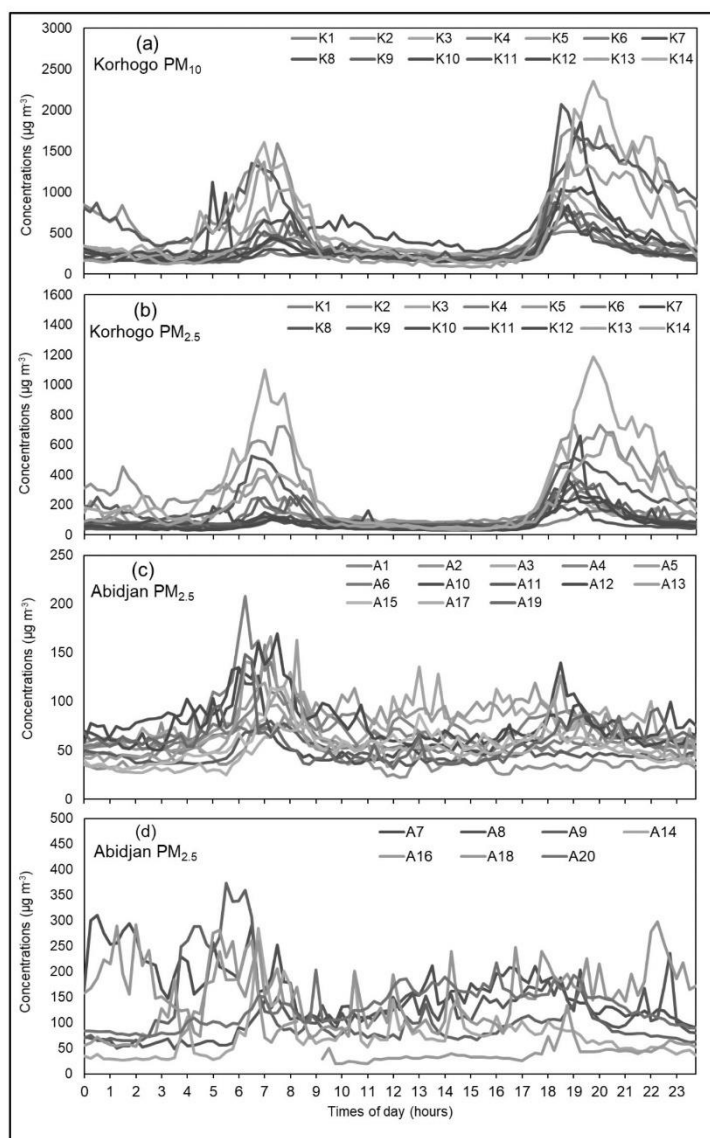


Fig. 9. Daily averages of PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations in Korhogo (a, b) and PM_{2.5} concentrations in Abidjan (c, d).

respectively. For Abidjan, Figs. 9(c) and 9(d) represent the sites with similar patterns of PM_{2.5} concentrations and the other sites respectively. Since PM₁₀ and PM_{2.5} daily profiles are similar in Abidjan, only PM_{2.5} concentrations are presented here. Note that the daily profiles of PM₁₀ concentrations in Abidjan are shown in Figs. S5(a) and S5(b).

In Korhogo, all the sites show the same daily average concentration profiles for PM₁₀ and PM_{2.5} respectively in Figs. 9(a) and 9(b), with two very important daily peaks. One peak in the morning



and one in the evening. These peaks are due to the mix of several local sources: mainly, household sweepings (twice a day), use of firewood (morning and evening), and road traffic (dominated by 2-wheelers). Focusing on these peaks, PM_{2.5} morning and evening peaks are of similar importance whereas PM₁₀ peak is higher in the evening than in the morning. This could be due to favorable conditions for dust resuspension due to the higher dryness of the soil in the evening caused by sunshine during the day. According to Cheng and Li (2010) and Gualtieri *et al.* (2015), meteorological parameters such as temperature and relative humidity influence particulate matter concentrations. Moreover, the low values observed during the day, twenty times lower than in morning could be due to a decrease of urban activities. However, it is interesting to note that such low average concentrations observed in Korhogo are still higher than the WHO daily standard.

In Abidjan, Fig. 9(c) shows morning peaks of concentrations which are more important than those of the evening. Traffic source are mainly responsible of these peaks. The difference between the morning and evening peaks can be explained by the fact that the flow of road traffic in the evening is more spread out in time compared to that of the morning. In Fig. 9(d), some sites show no clear daily variation. For example, A₁₈ and A₂₀ sites show high concentrations throughout the day, characteristic of local economic activities. Indeed, the A₈, A₁₈ and A₂₀ sites are respectively located in a low-income neighborhood (mainly using wood and charcoal for cooking), in a neighborhood under construction and in an industrial area respectively. The daily minimum average concentrations are 19.3 µg m⁻³ for PM₁₀ and 14 µg m⁻³ for PM_{2.5}. These low values are compensated by the high values observed during peaks (beyond 350 µg m⁻³ as well as PM₁₀ and PM_{2.5}), thus providing a daily average concentration well above WHO standards. To conclude, this data collection methodology provides daily profiles of PM concentrations, which are important in the analysis of population exposure levels.

3.4 Comparison with Other Sub-Saharan Africa cities

Concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} in Korhogo and Abidjan are generally above the WHO daily exposure standard. As shown previously the local variability of these concentrations is strongly related to the predominant local sources.

Concentrations vary on average from 212.2 µg m⁻³ to 534.7 µg m⁻³ for PM₁₀ and from 57.4 µg m⁻³ to 230.4 µg m⁻³ for PM_{2.5} in Korhogo and in Abidjan, from 38.1 µg m⁻³ to 160.4 µg m⁻³ for PM₁₀ and from 23.8 µg m⁻³ to 113.4 µg m⁻³ for PM_{2.5}. The mean standard deviations of measured concentrations are of 89 µg m⁻³ and 23.5 µg m⁻³ for PM₁₀ and of 41.5 µg m⁻³ and 17.9 µg m⁻³ for PM_{2.5} respectively in Korhogo and Abidjan. The standard deviation values are lower in Abidjan compared to Korhogo, which shows a greater variability in the latter. The maximum concentrations in Korhogo are respectively more than 3 to 5 times higher than in Abidjan whereas the minimum are 2 to 3 times higher. As already mentioned, this may be explained by additional aerosol sources occurring in Korhogo such as dust aerosol coming from northern African areas and/or from unpaved roads and the 2-wheel emissions.

Table 2 presents the daily concentrations measured in African urban areas by this study, compared to literature results for Sub-Saharan Africa. PM_{2.5} concentrations measured in this study are lower than those measured with the individual exposures of Xu *et al.* (2019) in Abidjan. Personal exposure measurements are generally closer to the emission sources than our sites.

The PM₁₀ measurements performed by Ana *et al.* (2014) from January to March 2008 in Ibadan (Nigeria) are on the same order of magnitude as the concentrations measured at Korhogo in January 2019. These PM₁₀ concentration levels are characteristic of the dry season in West Africa. For the same period of the year, Antonel and Chowdhury (2014) found lower PM₁₀ concentrations (105 µg m⁻³) in Bafossam (Cameroon), which is further south, in a forest area, therefore less exposed to dust. Furthermore, the results obtained by Dionisio *et al.* (2010) showed that concentrations in low-income areas are higher than in high-income areas in Accra, which agrees with the results of this study. Finally, the ranges of concentrations obtained at Korhogo (in Tables S3 and S4) and Abidjan (in Tables S7 and S8) measurement sites are on the same order of magnitude as those obtained in other studies carried out in Sub-Saharan Africa. Values from other studies conducted in Africa are presented in Table S9 and agree very well with the results of this study.



Table 2. Comparison between PM₁₀ and PM_{2.5} daily concentrations obtained in this study and other studies Sub-Saharan Africa.

City, Country	Site characteristic	Samplings period	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Reference
Korhogo, Cote d'Ivoire	14 urban sites	Jan-2019	54.3–218	212.2–534.7	This study
Abidjan, Cote d'Ivoire	20 urban sites	Jan. to Feb-2019	23.8–113.4	38.1–160.4	
Abidjan, Cote d'Ivoire	Urban (WB ^(a))	Jan. and July-2016	494.3	-	Xu <i>et al.</i> (2019)
	Urban (DF ^(b))		358.8	-	
Cotonou, Benin	Traffic		335.1	-	
Accra, Ghana	Traffic-highest SES ^(c)	2007	21	49	Dionisio <i>et al.</i> (2010)
	Traffic-lowest SES		39	96	
Dakar, Senegal	Urban	Jun-2008 to Jun-2009	44.4	-	Doumbia <i>et al.</i> (2012)
Ibadan, Nigeria	Commercial area	Jan. and Mar-2008	-	422.3	Ana <i>et al.</i> (2014)
	Traffic		-	328.1	
	Industrial		-	319.7	
	Residential		-	257.4	
Bamako, Mali	Urban	Sep. to Oct-2012 and Jul-2013	43	210	Garrison <i>et al.</i> (2014)
Ouagadougou, Burkina Faso	Urban	Nov. to Dec-2017	86	-	Boman <i>et al.</i> (2009)
	Suburban		69	-	
Accra, Ghana	Traffic	Jun. to Jul-2006	27.4	71.8	Arku <i>et al.</i> (2008)
Bafoussam, Cameroun	Urban	Jan. to Mar-2012	67	105	Antonel and Chowdhury (2014)
Bamenda, Cameroun			132	141	
Yaoundé, Cameroun			49	65	
Libreville, Gabon	Urban	Jun. to Jul-2015	35.8	-	Ngo <i>et al.</i> (2019)
Port-Gentil, Gabon			60.9	-	

(^a) WB: Waste Burning; (^b) DF: Domestic Fire; (^c) Social Economic Status; "-": not measured.

4 CONCLUSIONS

This study provides an assessment of air quality in the cities of Korhogo and Abidjan in Cote d'Ivoire by proposing for the first time to our knowledge, spatial variation maps of PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations. It is part of the objectives of the PASMU project, which aims to characterize urban air pollution and its impact on health in Cote d'Ivoire.

The use of low-cost sensors at 14 sites in Korhogo and 20 in Abidjan resulted in daily average PM₁₀ concentrations ranging from 212.2 $\mu\text{g m}^{-3}$ to 534.7 $\mu\text{g m}^{-3}$ in Korhogo and from 38.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ to 160.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ in Abidjan. PM_{2.5} concentrations range from 57.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ to 230.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ and from 23.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ to 113.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ in Korhogo and Abidjan respectively.

The spatial variation maps obtained through the application of GIS in Korhogo show that the high activity areas (market and national bus station) have higher PM₁₀ and PM_{2.5} concentration levels than other areas. Our study also highlights that the relative contribution of PM_{2.5} to PM₁₀ is very different in Korhogo and Abidjan, varying from 50 to 100% in Abidjan, while 20 to 50% in Korhogo. In Abidjan, a difference between the concentrations is observed in high- and low-income neighborhoods, with higher concentration levels in low- and middle-income neighborhoods. One likely reason is that, high-income areas have better services (roads, waste collection, ...), and also use less polluting cooking methods (e.g., gas). This result can be also explained by the status of the city: (1) in Korhogo, the higher presence of coarse particles is due to anthropogenic (road dust resuspension) and natural sources (desert dust transport); (2) Abidjan is an economic capital with a higher population density, road traffic and generally a higher activity density than in Korhogo. The concentrations measured in this work are comparable to previous studies conducted in Abidjan and in Africa.

In conclusion, this study indicates that this simple and reproductive method provides a quality assessment of particulate pollution at the city level. Note that this method could be also used for other purposes such as performing a quick assessment of the impact of a new industrial unit or infrastructure on the surrounding air quality. Finally, the original results obtained on urban



particulate pollution in Korhogo and Abidjan, relative contribution of fine particle to coarse and daily variations of PM concentrations will be very useful for urban modelling in West African cities.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project is funded by the Education and Research Ministry of Cote d'Ivoire, as part of the Debt Reduction-Development Contracts (C2Ds) managed by Institut de Recherche pour le Développement (IRD). The authors would like to thank AMRUGE-CI scholarship (Appui à la Modernisation et à la Réforme des Universités et Grandes Ecoles de Côte d'Ivoire).

Special thanks to the populations and some institutions in Abidjan and Korhogo for hosting the measuring equipment.

The authors acknowledge the contribution of all the members of the Aerosols and Pollution team in Abidjan and Korhogo to this study, specially Doctor Alima Dajuma, and more generally the Laboratoire de Physique de l'Atmosphère et de Mécanique des Fluides (LAPA-MF, Côte d'Ivoire), now Laboratoire des Sciences de la Matière, de l'Environnement et de l'énergie Solaire and Laboratoire d'Aérodologie (LA, France).

DISCLAIMER

The authors decline any commercial link with the companies producing equipment or software used in this study.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Supplementary data associated with this article can be found in the online version at <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.05.0201>

REFERENCES

- Adame, J.A., Hernández-Ceballos, M.Á., Sorribas, M., Lozano, A. and Morena, B.A.D.I. (2014). Weekend-Weekday effect assessment for O₃, NO_x, CO and PM₁₀ in Andalusia, Spain (2003–2008). *Aerosol Air Qual. Res.* 14, 1862–1874. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.02.0026>
- Adon, A.J. (2019). Évaluation de l'impact sur la santé de l'aérosol de combustion pour différentes sources urbaines en Afrique de l'Ouest en saison sèche et humide : caractérisation physico-chimique et toxicologique. Université Toulouse III - Paul Sabatier, Toulouse.
- Adon, A.J., Liousse, C., Doumbia, E.T., Baeza-Squiban, A., Cachier, H., Léon, J.F., Yoboue, V., Akpo, A.B., Galy-Lacaux, C., Zoutien, C., Xu, H., Gardrat, E., Keita, S. (2020). Physico-chemical characterization of urban aerosols from specific combustion sources in West Africa at Abidjan in Côte d'Ivoire and Cotonou in Benin in the frame of DACCWA program. *Atmos. Chem. Phys.* 20, 5327–5354. <https://doi.org/10.5194/acp-20-5327-2020>
- AGERROUTE (2020). Etendue du Réseau Routier Ivoirien. <https://ageroute.ci/index.php/gestion-du-reseau/reseau-routier/repartition-cartographie> (accessed: 14 March 2020).
- Ana, G., Odeshi, T., Sridhar, M., Ige, M. (2014). Outdoor respirable particulate matter and the lung function status of residents of selected communities in Ibadan, Nigeria. *Perspect. Public Health* 134, 169–175. <https://doi.org/10.1177/1757913913494152>
- Antonel, J., Chowdhury, Z. (2014). Measuring ambient particulate matter in three cities in Cameroon, Africa. *Atmos. Environ.* 95, 344–354. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.053>
- Arku, R.E., Vallarino, J., Dionisio, K.L., Willis, R., Choi, H., Wilson, J.G., Hemphill, C., Agyei-Mensah, S., Spengler, J.D., Ezzati, M. (2008). Characterizing air pollution in two low-income neighborhoods in Accra, Ghana. *Sci. Total Environ.* 402, 217–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.042>
- Bahino, J., Yoboué, V., Galy-Lacaux, C., Adon, M., Akpo, A., Keita, S., Liousse, C., Gardrat, E., Chiron,



- C., Osohou, M., Gnamien, S., Djossou, J. (2018). A pilot study of gaseous pollutants' measurement (NO₂, SO₂, NH₃, HNO₃ and O₃) in Abidjan, Côte d'Ivoire: contribution to an overview of gaseous pollution in African cities. *Atmos. Chem. Phys.* 18, 5173–5198. <https://doi.org/10.5194/acp-18-5173-2018>
- Boman, J., Lindén, J., Thorsson, S., Holmer, B., Eliasson, I. (2009). A tentative study of urban and suburban fine particles (PM_{2.5}) collected in Ouagadougou, Burkina Faso. *X-Ray Spectrom.* 38, 354–362. <https://doi.org/10.1002/xrs.1173>
- Chai, T., Draxler, R.R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE) – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geosci. Model. Dev.* 7, 1247–1250. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014>
- Chatterjee, A., Engelen, R.J., Kawa, S.R., Sweeney, C., Michalak, A.M. (2013). Background error covariance estimation for atmospheric CO₂ data assimilation. *J. Geophys. Res.* 118, 10140–10154. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50654>
- Cheng, Y.H., Li, Y.S. (2010). Influences of traffic emissions and meteorological conditions on ambient PM₁₀ and PM_{2.5} levels at a highway toll station. *Aerosol Air Qual. Res.* 10, 456–462. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.04.0025>
- Clements, A.L., Griswold, W.G., Rs, A., Johnston, J.E., Herting, M.M., Thorson, J., Collier-Oxandale, A., Hannigan, M. (2017). Low-cost air quality monitoring tools: From research to practice (A workshop summary). *Sensors* 17, 2478. <https://doi.org/10.3390/s17112478>
- Cohen, A.J., Ross Anderson, H., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Gutschmidt, K., Pope, A., Romieu, I., Samet, J.M., Smith, K. (2005). The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 68, 1301–1307. <https://doi.org/10.1080/15287390590936166>
- Dieme, D., Cabral-Ndior, M., Garçon, G., Verdin, A., Billet, S., Cazier, F., Courcot, D., Diouf, A., Shirali, P. (2012). Relationship between physicochemical characterization and toxicity of fine particulate matter (PM_{2.5}) collected in Dakar city (Senegal). *Environ. Res.* 113, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.11.009>
- Dionisio, K.L., Rooney, M.S., Arku, R.E., Friedman, A.B., Hughes, A.F., Vallarino, J., Agyei-Mensah, S., Spengler, J.D., Ezzati, M. (2010). Within-neighborhood patterns and sources of particle pollution: Mobile monitoring and geographic information system analysis in four communities in Accra, Ghana. *Environ. Health Perspect.* 118, 607–613. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901365>
- Djossou, J. (2018). Analyse de la pollution atmosphérique en zones urbaines en Côte d'Ivoire et au Bénin dans le cadre du programme DACCIIWA: Pollution particulaire.
- Djossou, J., Léon, J.F., Akpo, A.B., Lioussé, C., Yoboué, V., Bedou, M., Bodjrenou, M., Chiron, C., Galy-Lacaux, C., Gardrat, E., Abbey, M., Keita, S., Bahino, J., Touré N'Datchoh, E., Osohou, M., Awanou, C.N. (2018). Mass concentration, optical depth and carbon composition of particulate matter in the major southern West African cities of Cotonou (Benin) and Abidjan (Côte d'Ivoire). *Atmospheric Chemistry and Physics* 18, 6275–6291. <https://doi.org/10.5194/acp-18-6275-2018>
- Doumbia, E.H.T., Lioussé, C., Galy-Lacaux, C., Ndiaye, S.A., Diop, B., Ouafou, M., Assamoi, E.M., Gardrat, E., Castera, P., Rosset, R., Akpo, A., Sigha, L. (2012). Real time black carbon measurements in West and Central Africa urban sites. *Atmos. Environ.* 54, 529–537. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.005>
- Egondi, T., Muindi, K., Kyobutungi, C., Gatari, M., Rocklöv, J. (2016). Measuring exposure levels of inhalable airborne particles (PM_{2.5}) in two socially deprived areas of Nairobi, Kenya. *Environ. Res.* 148, 500–506. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.03.018>
- Garrison, V.H., Majewski, M.S., Konde, L., Wolf, R.E., Otto, R.D., Tsuneoka, Y. (2014). Inhalable desert dust, urban emissions, and potentially biotoxic metals in urban Saharan–Sahelian air. *Sci. Total Environ.* 500–501, 383–394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.106>
- Gualtieri, G., Toscano, P., Crisci, A., Di Lonardo, S., Tartaglia, M., Vagnoli, C., Zaldei, A., Gioli, B. (2015). Influence of road traffic, residential heating and meteorological conditions on PM₁₀ concentrations during air pollution critical episodes. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 19027–19038. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5099-x>
- Jeannée, N., Mosqueron, L., Nedellec, V., Elichegaray, C., Bouallala, S., Desqueyroux, H., Guillaume, B., Lioussé, C., Lagache, R. (2006). Évaluation de l'exposition en zones urbaines à la pollution atmosphérique: Méthodes existantes et application aux PM₁₀ en France métropolitaine. *Pollut.*



- Atmos. 190, 197–207. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.1517>
- Jerez, S., Montavez, J.P., Jimenez-Guerrero, P., Gomez-Navarro, J.J., Lorente-Plazas, R., Zorita, E. (2013). A multi-physics ensemble of present-day climate regional simulations over the Iberian Peninsula. *Clim. Dyn.* 40, 3023–3046. <https://doi.org/10.1007/s00382-012-1539-1>
- Kalisa, E., Archer, S., Nagato, E., Bizuru, E., Lee, K., Tang, N., Pointing, S., Hayakawa, K., Lacap-Bugler, D. (2019). Chemical and biological components of urban aerosols in Africa: Current status and knowledge gaps. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 941. <https://doi.org/10.3390/ijerph16060941>
- Keita, S., Lioussé, C., Assamoi, E.M., Doumbia, E.H.T., Toure, N., Elguindi, N., Granier, C., Yoboue, V. (2020). African Anthropogenic Emissions Inventory for gases and particles from 1990 to 2015. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* <https://doi.org/10.5194/essd-2020-328>
- Kirenga, B., Meng, Q., van Gemert, F., Aanyu-Tukamuhebwa, H., Chavannes, N., Katamba, A., Obai, G., Molen, T., Schwander, S., Mohsenin, V. (2015). The state of ambient air quality in two ugandan cities: A pilot cross-sectional spatial assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 8075–8091. <https://doi.org/10.3390/ijerph120708075>
- Lioussé, C., Assamoi, E., Criqui, P., Granier, C., Rosset, R. (2014). Explosive growth in African combustion emissions from 2005 to 2030. *Environ. Res. Lett.* 9, 035003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/035003>
- Lioussé, C., Toure, N., Roblou, L., Baeza-Squiban, A., Annesi-Maesano, I. (2019). Dynamics-aerosol-chemistry-cloud interactions in West Africa - Inflammatory risk regional maps (No. D2.5).
- McKeen, S., Wilczak, J., Grell, G., Djalalova, I., Peckham, S., Hsie, E.Y., Gong, W., Bouchet, V., Menard, S., Moffet, R., McHenry, J., McQueen, J., Tang, Y., Carmichael, G.R., Pagowski, M., Chan, A., Dye, T., Frost, G., Lee, P., Mathur, R. (2005). Assessment of an ensemble of seven real-time ozone forecasts over eastern North America during the summer of 2004. *J. Geophys. Res.* 110, D21307. <https://doi.org/10.1029/2005JD005858>
- MCLAU (2015). Le projet de développement du Schema Directeur des transports urbains du grand Abidjan (Rapport Final No. Volume III). Ministère de la Construction, du Logement, de l'Assainissement et de l'Urbanisme.
- Ministry of Transports (2017). Ministère des Transports. <http://www.transports.gouv.ci/actualites/importation-et-exploitation-des-vehicules-importes-le-gouvernement-adopte-deux-decrets> (accessed: 163 March 2020).
- Murray, C.J.L., Vos, T., Lozano, R., Naghavi, M., Flaxman, A.D., Michaud, C., Ezzati, M., Shibuya, K., Salomon, J.A., Abdalla, S., Aboyans, V., Abraham, J., Ackerman, I., Aggarwal, R., Ahn, S.Y., Ali, M.K., AlMazroa, M.A., Alvarado, M., Anderson, H.R., Anderson, L.M., ... Lopez, A.D. (2012). Disability-adjusted life years (DALYs) for 291 diseases and injuries in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet* 380, 2197–2223. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61689-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61689-4)
- Ngo, N.S., Asseko, S.V.J., Ebanega, M.O., Allo'o Allo'o, S.M., Hystad, P. (2019). The relationship among PM_{2.5}, traffic emissions, and socioeconomic status: Evidence from Gabon using low-cost, portable air quality monitors. *Transp. Res. Part D* 68, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.01.029>
- Nouaceur, Z., Murarescu, O. (2020). Rainfall variability and trend analysis of rainfall in West Africa (Senegal, Mauritania, Burkina Faso). *Water* 12, 1754. <https://doi.org/10.3390/w12061754>
- RGPH (2014). Indicateurs Démographiques. Institut National de la Statistique.
- Rivera-González, L.O., Zhang, Z., Sánchez, B.N., Zhang, K., Brown, D.G., Rojas-Bracho, L., Osornio-Vargas, A., Vadillo-Ortega, F., O'Neill, M.S. (2015). An assessment of air pollutant exposure methods in Mexico City, Mexico. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 65, 581–591. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1020974>
- Savage, N.H., Agnew, P., Davis, L.S., Ordóñez, C., Thorpe, R., Johnson, C.E., O'Connor, F.M., Dalvi, M. (2013). Air quality modelling using the Met Office Unified Model (AQUUM OS24-26): Model description and initial evaluation. *Geosci. Model Dev.* 6, 353–372. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-353-2013>
- Shukla, K., Kumar, P., Mann, G.S., Khare, M. (2020). Mapping spatial distribution of particulate matter using Kriging and Inverse Distance Weighting at supersites of megacity Delhi. *Sustainable Cities Soc* 54, 101997. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101997>
- Stern, D.I., van Dijk, J. (2017). Economic growth and global particulate pollution concentrations. *Clim. Change* 142, 391–406. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1955-7>



- Taylor, M.H., Losch, M., Wenzel, M., Schröter, J. (2013). On the Sensitivity of Field Reconstruction and Prediction Using Empirical Orthogonal Functions Derived from Gappy Data. *J. Clim.* 26, 9194–9205. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-13-00089.1>
- Val, S., Liousse, C., Doumbia, E.H.T., Galy-Lacaux, C., Cachier, H., Marchand, N., Badel, A., Gardrat, E., Sylvestre, A., Baeza-Squiban, A. (2013). Physico-chemical characterization of African urban aerosols (Bamako in Mali and Dakar in Senegal) and their toxic effects in human bronchial epithelial cells: Description of a worrying situation. Part. *Fibre Toxicol.* 10, 10. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-10-10>
- Wang, Y., Li, J., Jing, H., Zhang, Q., Jiang, J., Biswas, P. (2015). Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement. *Aerosol Sci. Technol.* 49, 1063–1077. <https://doi.org/10.1080/02786826.2015.1100710>
- Xu, H., Léon, J.F., Liousse, C., Guinot, B., Yoboué, V., Akpo, A.B., Adon, J., Ho, K.F., Ho, S.S.H., Li, L., Gardrat, E., Shen, Z., Cao, J. (2019). Personal exposure to PM_{2.5} emitted from typical anthropogenic sources in southern West Africa: chemical characteristics and associated health risks. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 6637–6657. <https://doi.org/10.5194/acp-19-6637-2019>
- Zamri, M., Ismail, M., Kim, Y. (2012). Mapping the Spatial Distribution of Criteria Air Pollutants in Peninsular Malaysia Using Geographical Information System (GIS), in: Khare, M. (Ed.), *Air pollution - Monitoring, modelling and health*. InTech. <https://doi.org/10.5772/32902>
- Zuidema, C., Stebounova, L.V., Sousan, S., Thomas, G., Koehler, K., Peters, T.M. (2019). Sources of error and variability in particulate matter sensor network measurements. *J. Occup. Environ. Hyg.* 16, 564–574. <https://doi.org/10.1080/15459624.2019.1628965>

Conférence : American Geophysical Union of 2020, AGU2020

Titre de résumé : Analysis of particulate pollution (PM₁₀ and PM_{2.5}) in the dry season in Abidjan and Korhogo (Cote d'Ivoire)

Titre de la session : Drivers of Extreme Air Pollution in Urban Environments I

Date et heure de la session : Mardi 15 décembre 2020, 01h à 02h30 UTC

Conférence : International Global Atmospheric Chemistry of 2021, IGAC2021

Titre de résumé : Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} in two West African cities (Korhogo and Abidjan in Cote d'Ivoire)

Titre de la session : MAP-AQ Session

Date et heure de la session : Mercredi 15 septembre 2021, 12h à 14 h UTC

Conférence : American Geophysical Union of 2021, AGU2021

Titre de résumé : Modeling particulate pollution at the city scale: Application of the WRF-chem model to the city of Abidjan, Cote d'Ivoire.

Titre de la session : Emissions and Air Quality in Africa I Oral

Date et heure de la session : Mercredi 15 décembre 2021, 08h à 09h15 CST

Conférence : 102nd American Meteorological Society Annual Meeting of 2021, AMS2021

Titre de résumé : Modeling particulate pollution at the urban scale in Cote d'Ivoire with the WRF-Chem model.

Titre de la session : 24th Conference on Atmospheric Chemistry

Date et heure de la session : en attente

Conférence : 3e congrès de la Société Ouest Africaine de Physique, SOAPHYS

Titre de résumé : Contribution du Projet PASMU à l'élaboration de carte de risque sanitaire à la pollution atmosphérique. Partie 1 : Caractérisation physico-chimique des aérosols PM_{2.5} et PM₁₀ à Abidjan et Korhogo.

Titre de la session : 3e congrès SOAPHYS

Date et heure de la session : en attente

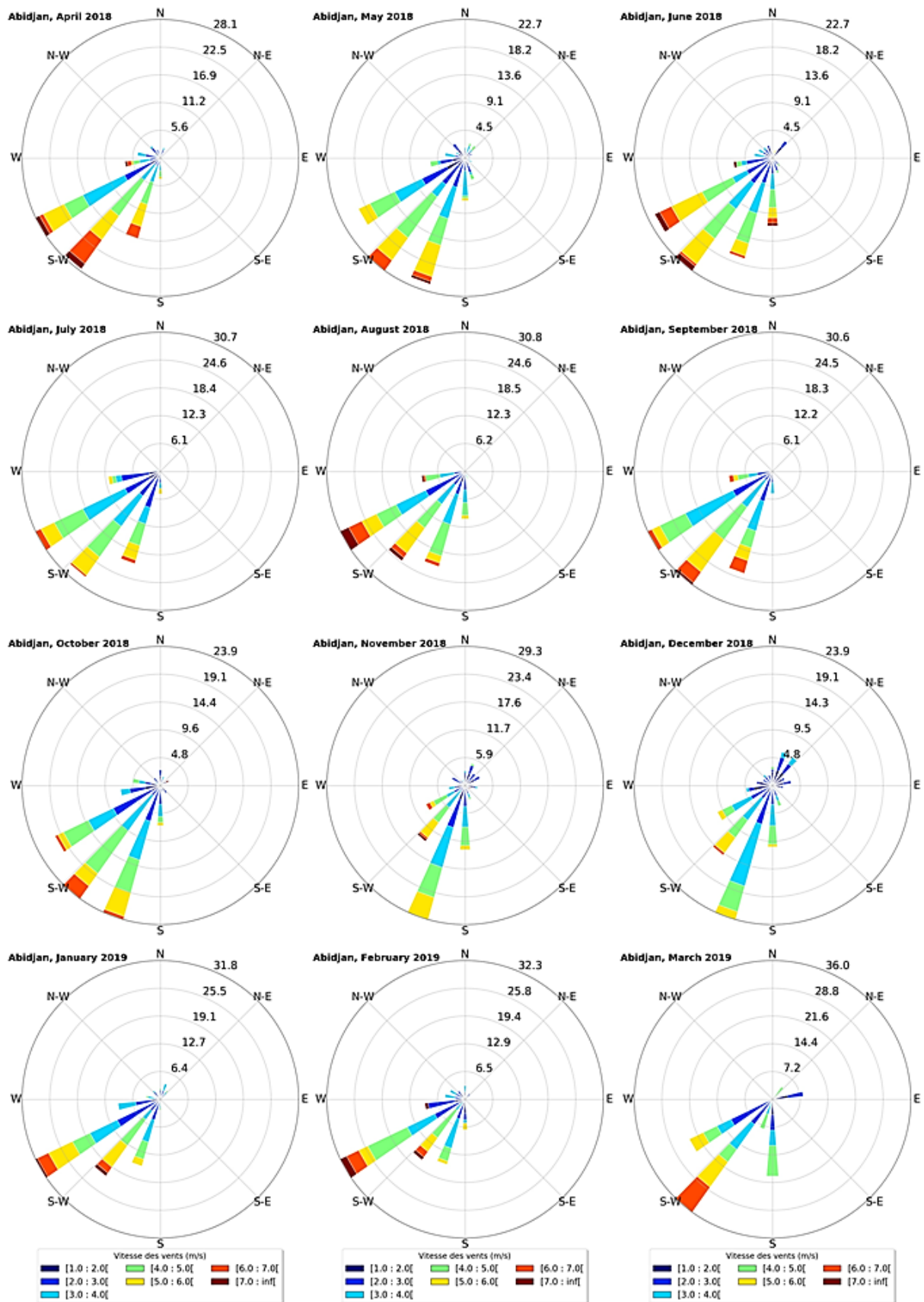
Titre de résumé : Contribution du Projet PASMU à l'élaboration de carte de risque sanitaire à la pollution atmosphérique. Partie 2 : Variation spatiale des concentrations des PM_{2.5} et PM₁₀ à Abidjan et Korhogo.

Titre de la session : 3e congrès SOAPHYS

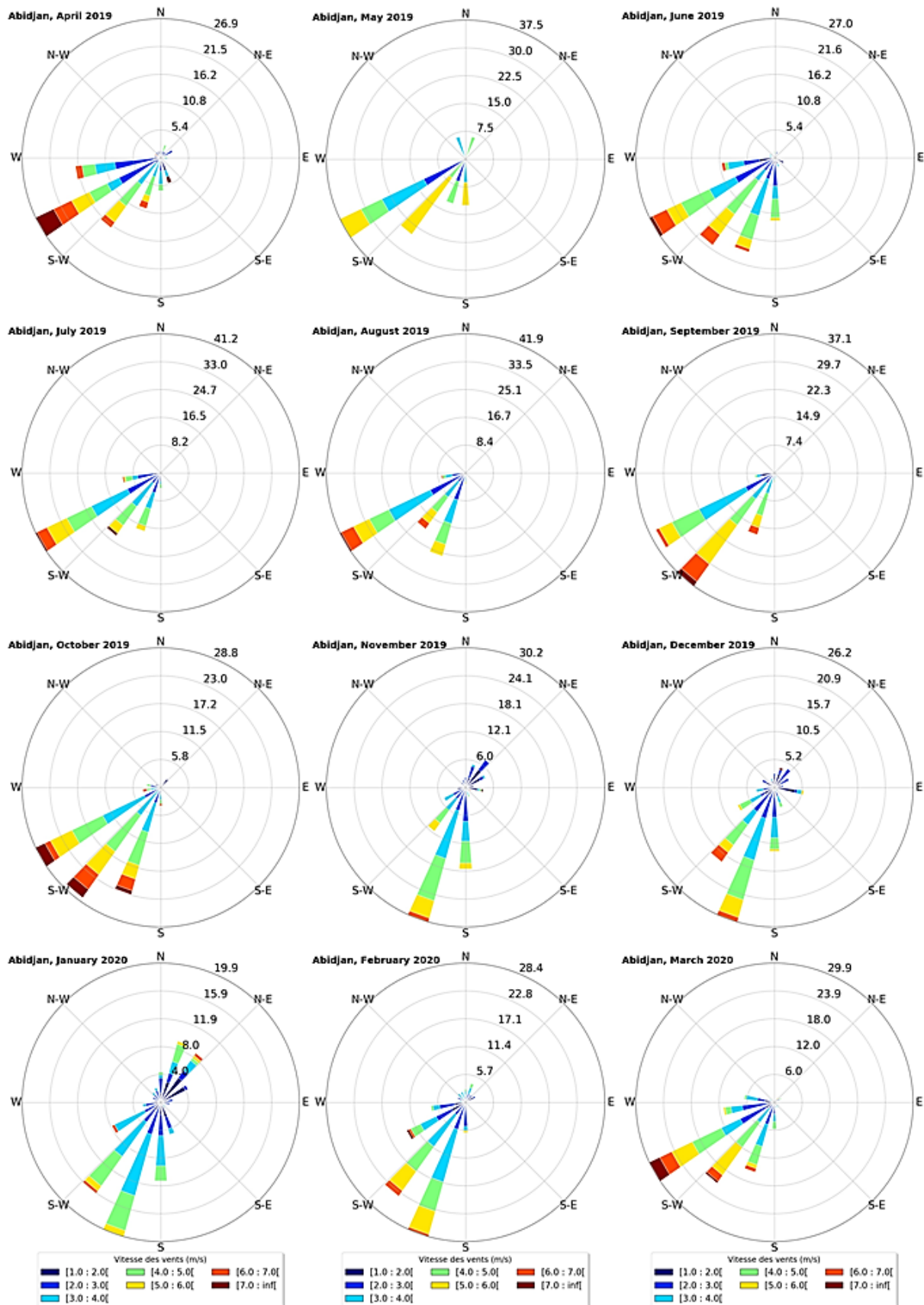
Date et heure de la session : en attente

ANNEXES

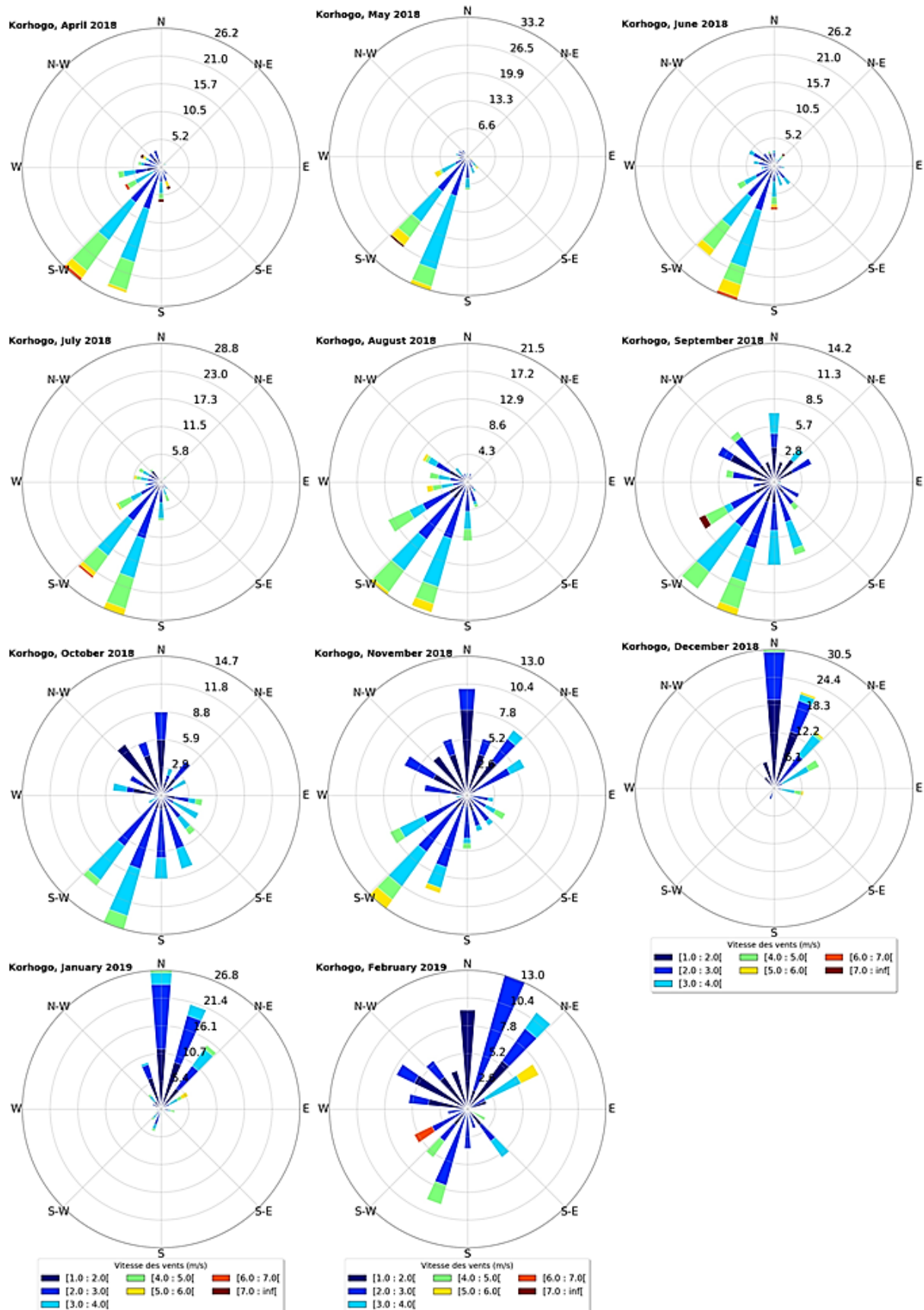
Annexe 1 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2018 à Mars 2019, évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



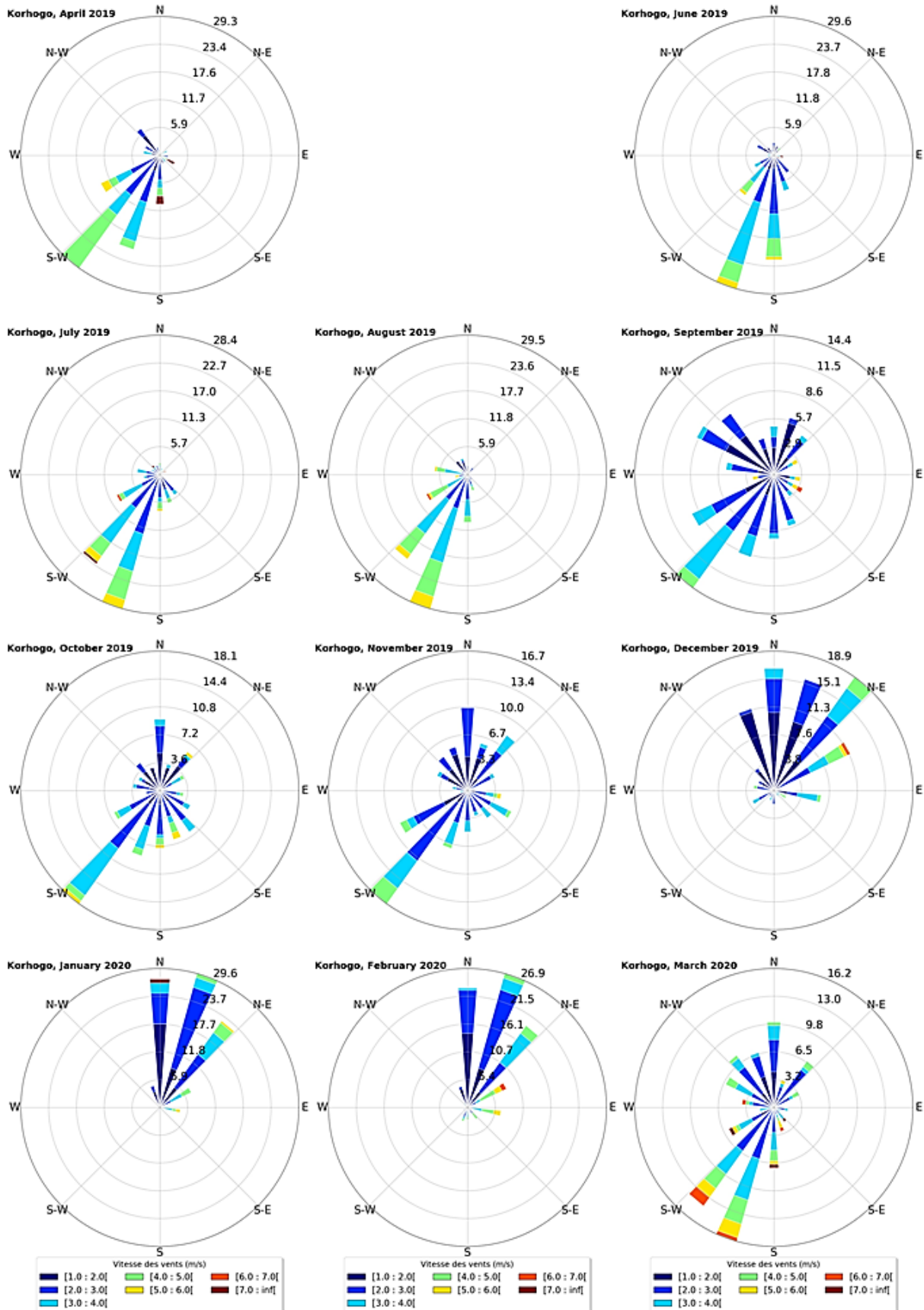
Annexe 2 : Roses des vents mensuelles d’Avril 2019 à Mars 2020, évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



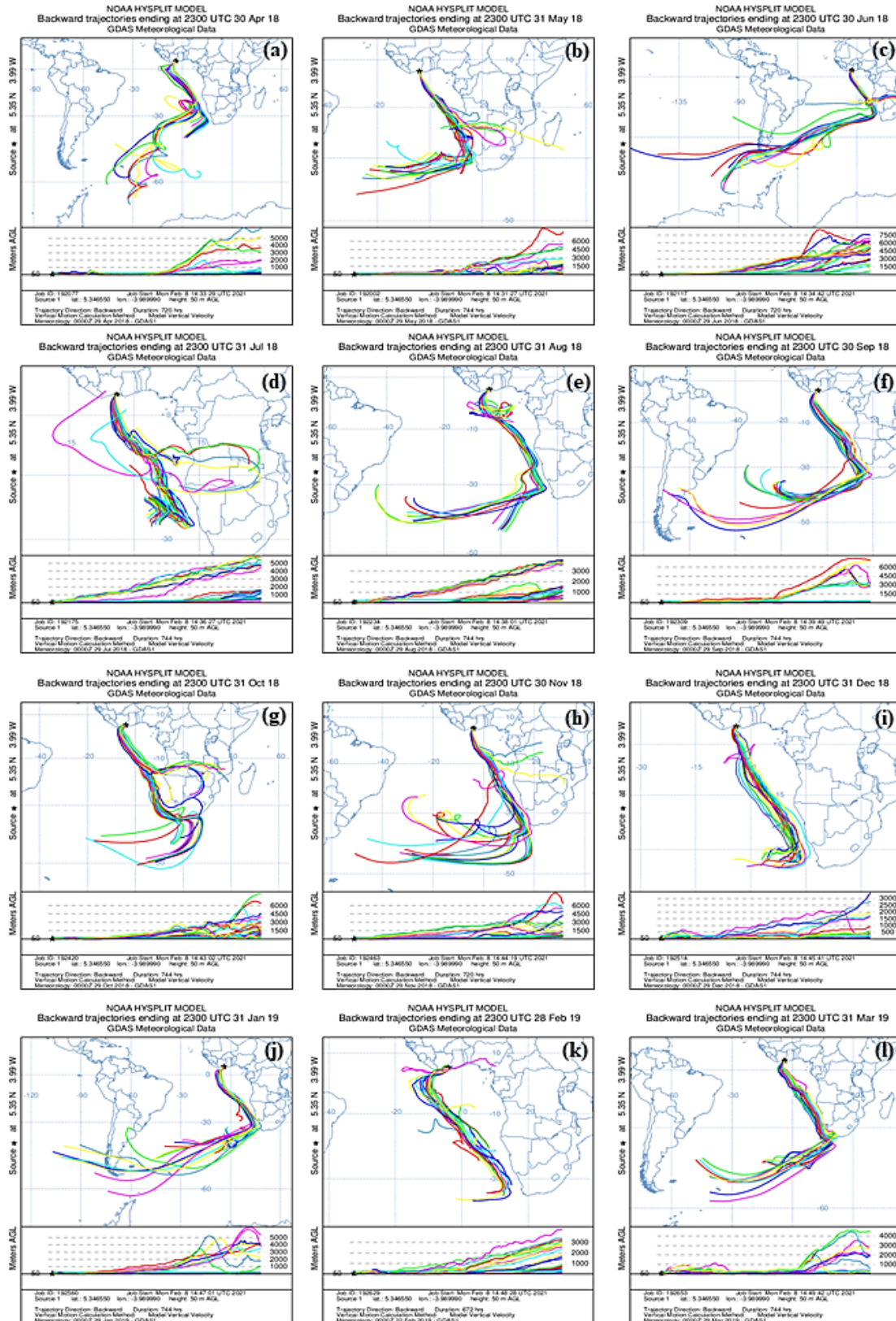
Annexe 3 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2018 à Février 2019, évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



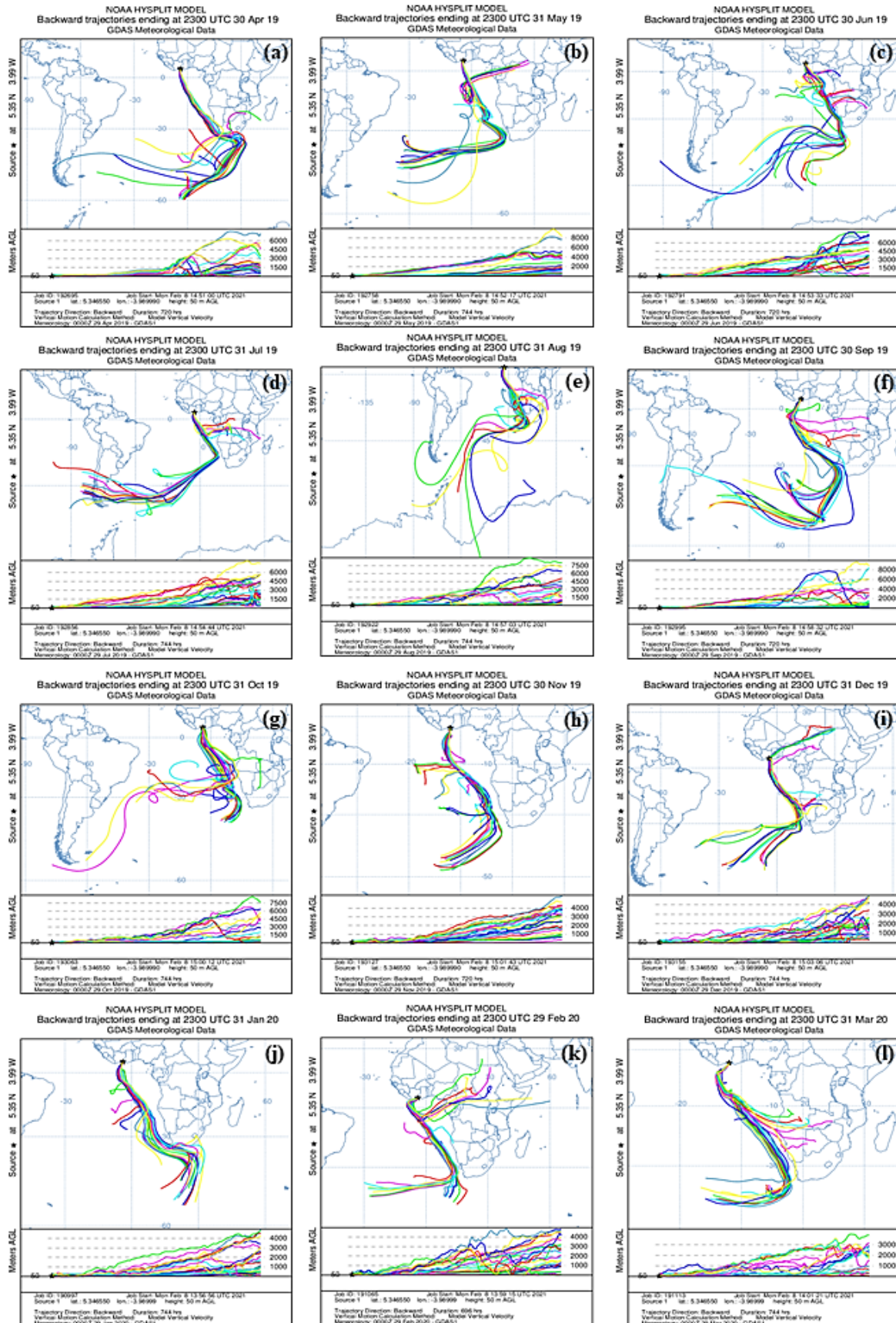
Annexe 4 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2019 à Mars 2020, évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



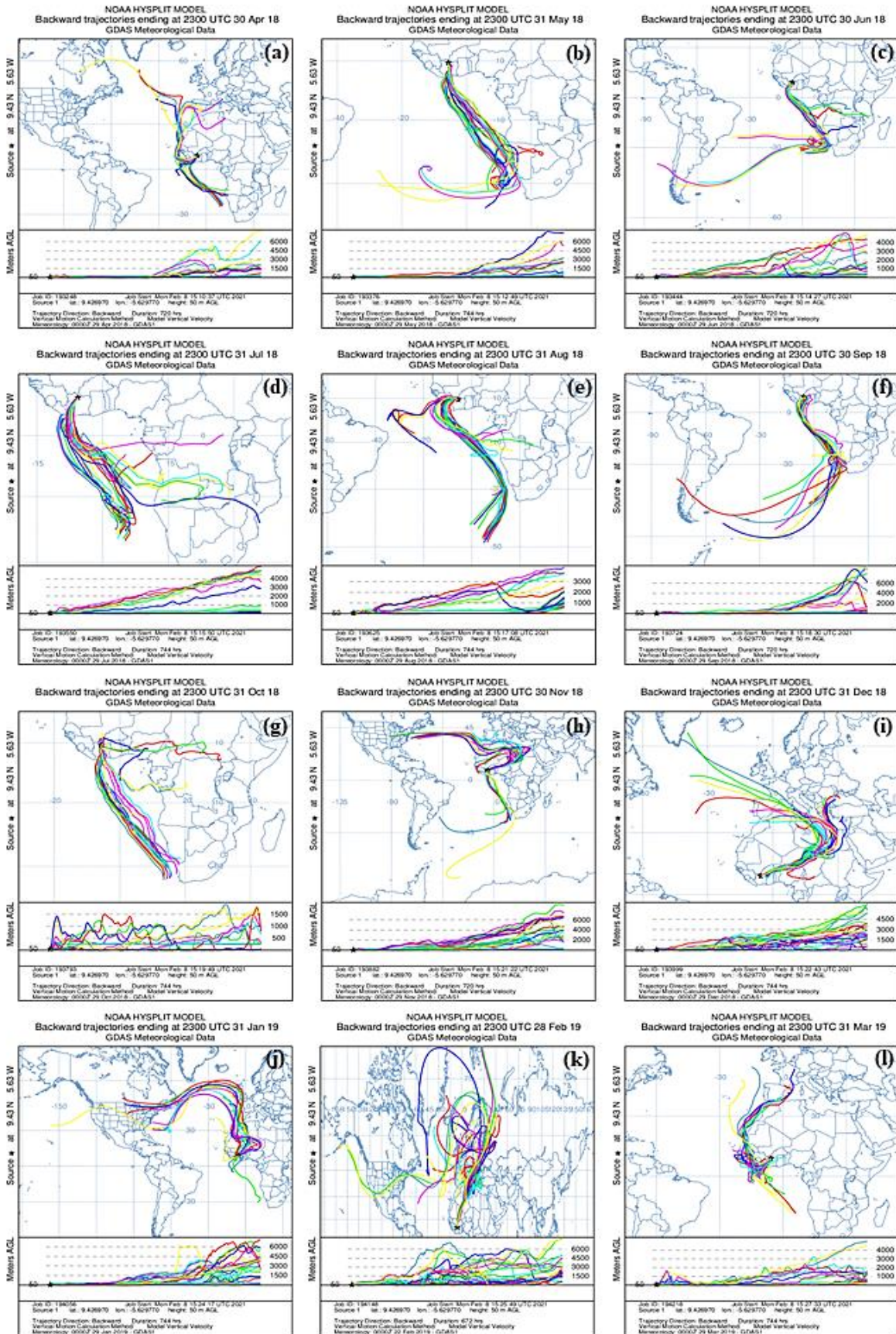
Annexe 5 : Rétro-trajectoires mensuelles d’Avril 2018 (a) à Mars 2019 (l), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol



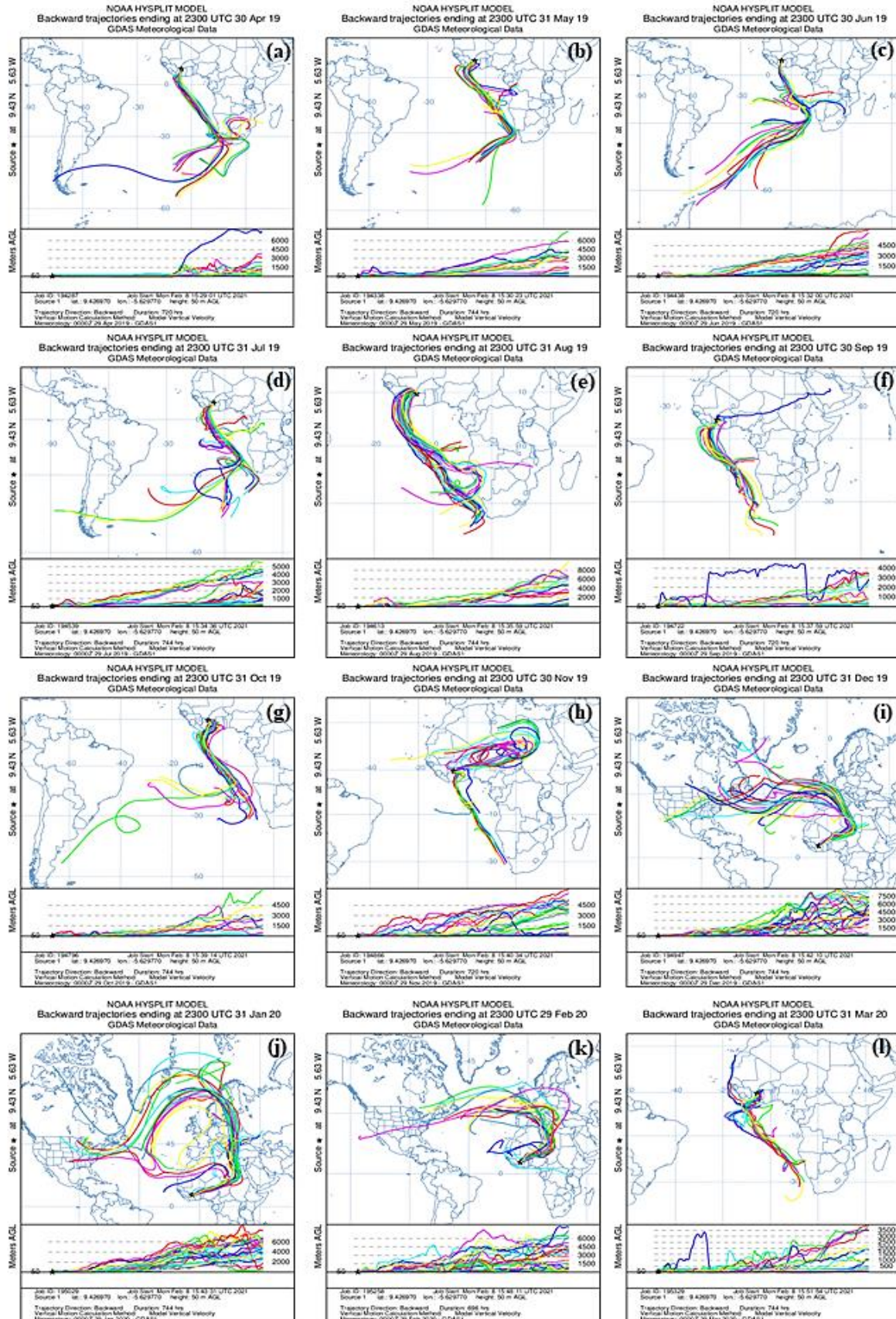
Annexe 6 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2019 (a) à Mars 2020 (l), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol



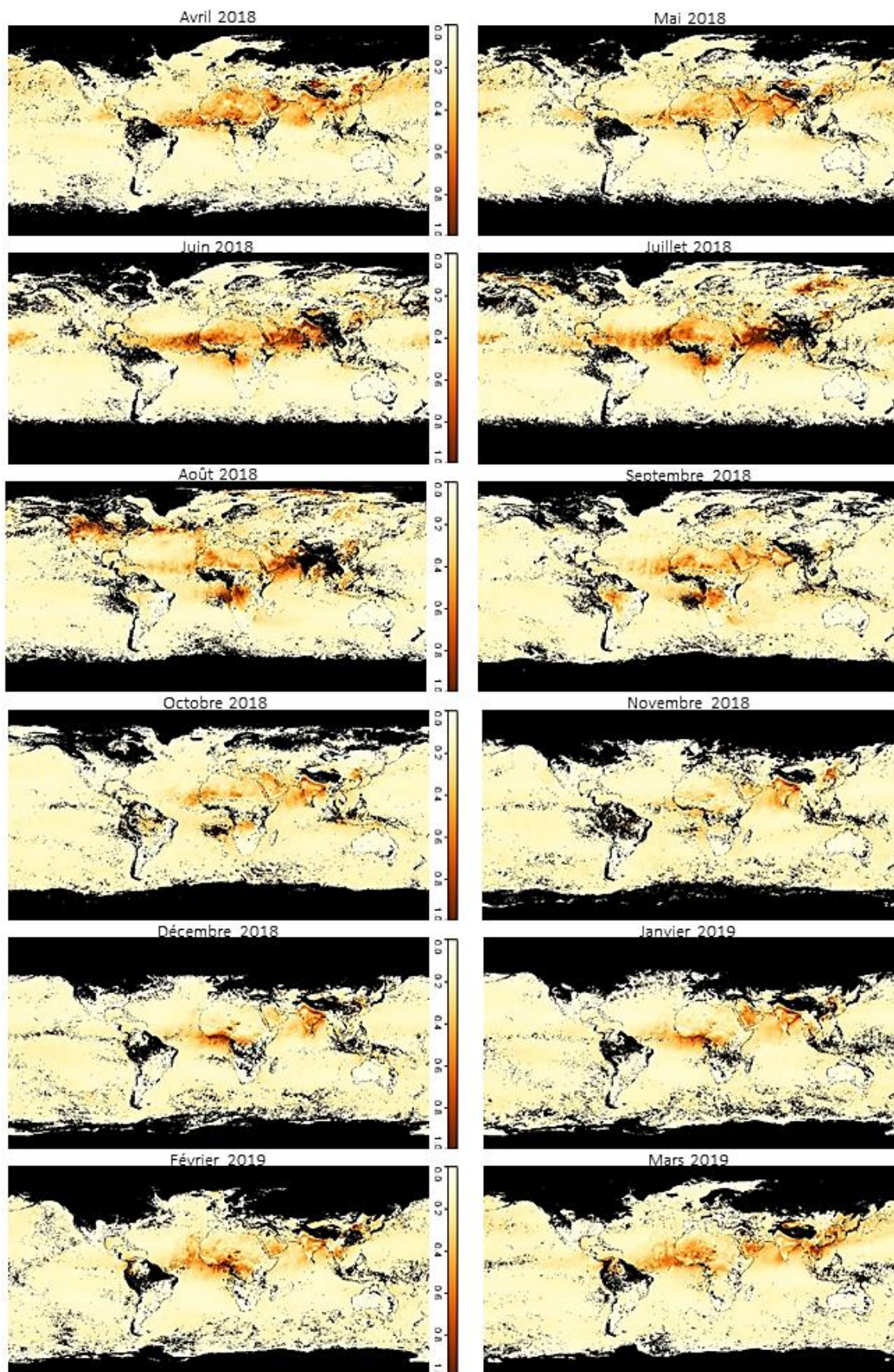
Annexe 7 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2018 (a) à Mars 2019 (l), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol



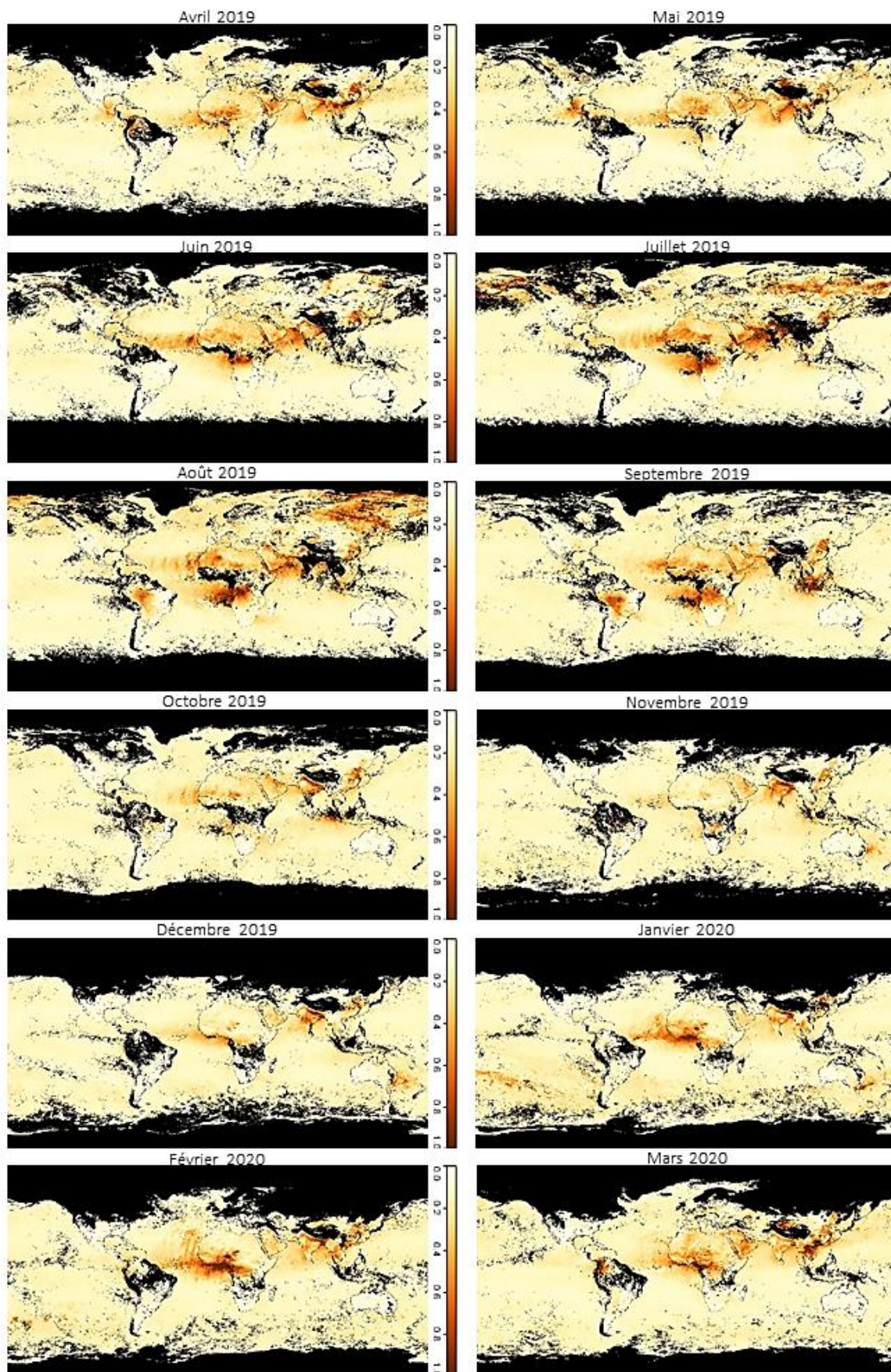
Annexe 8 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2019 (a) à Mars 2020 (l), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol



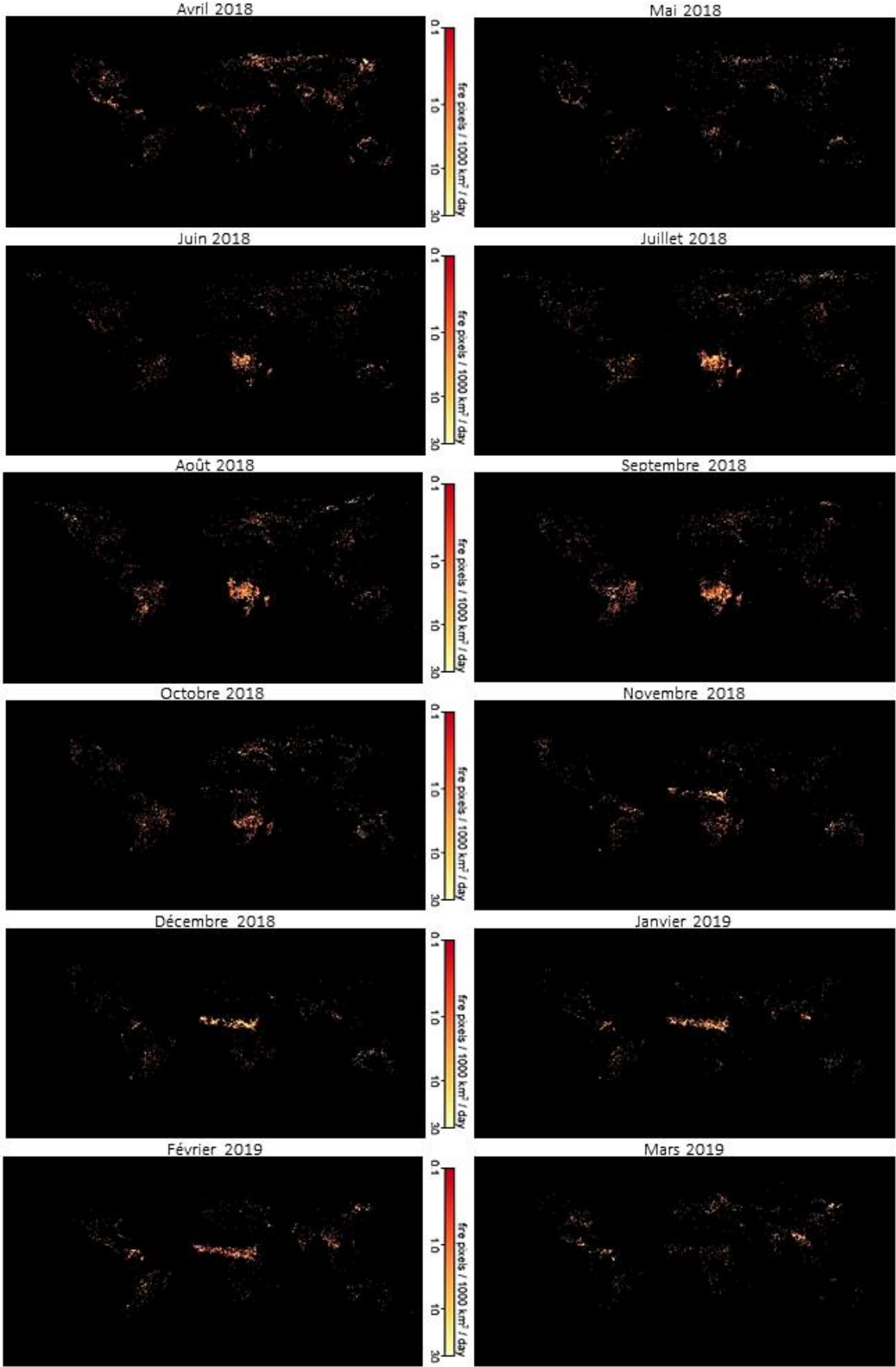
Annexe 9 : Épaisseur optique de l'aérosol mensuelle d'Avril 2018 à Mars 2019 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



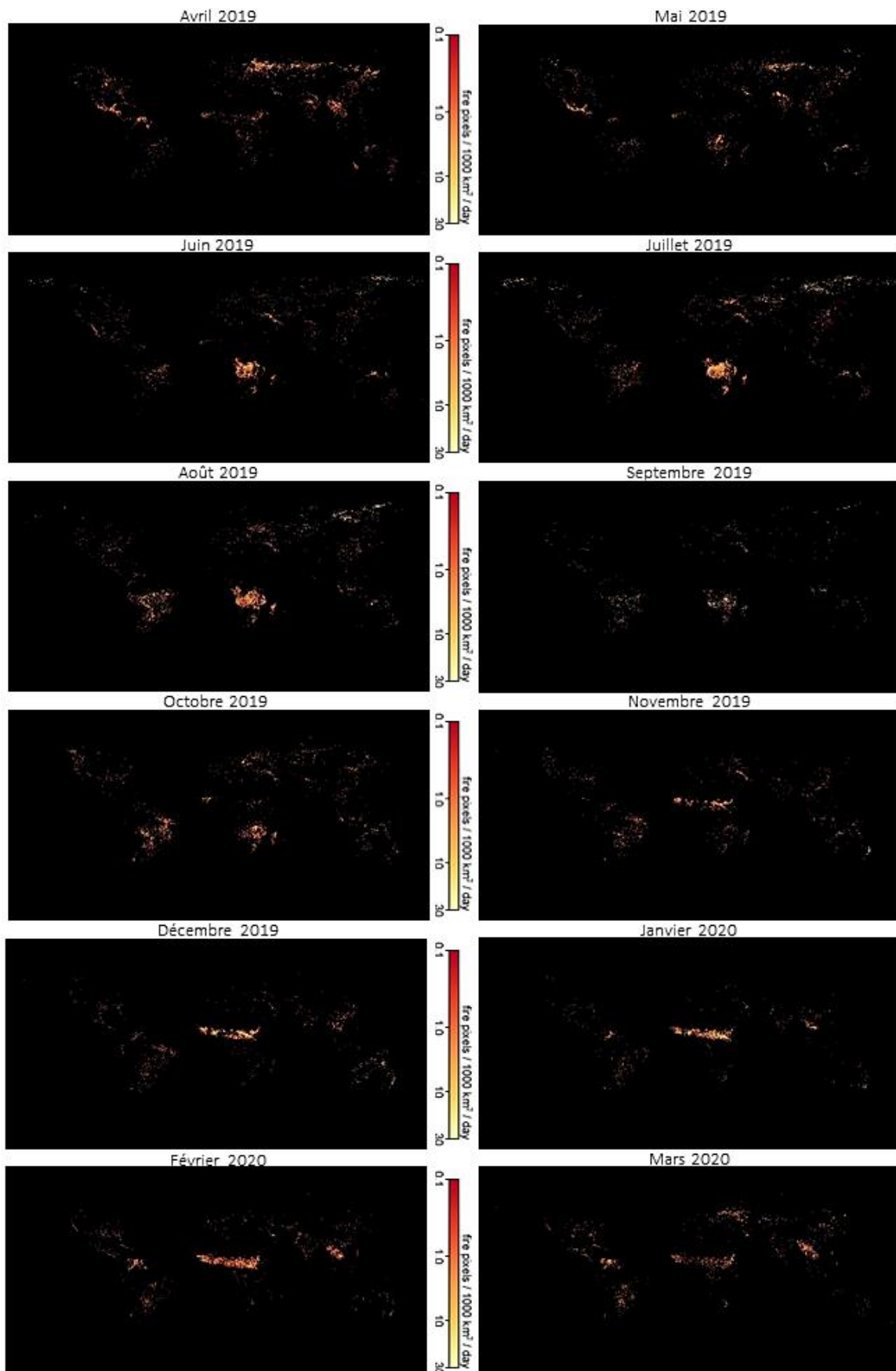
Annexe 10 : Épaisseur optique de l'aérosol mensuelle d'Avril 2019 à Mars 2020 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



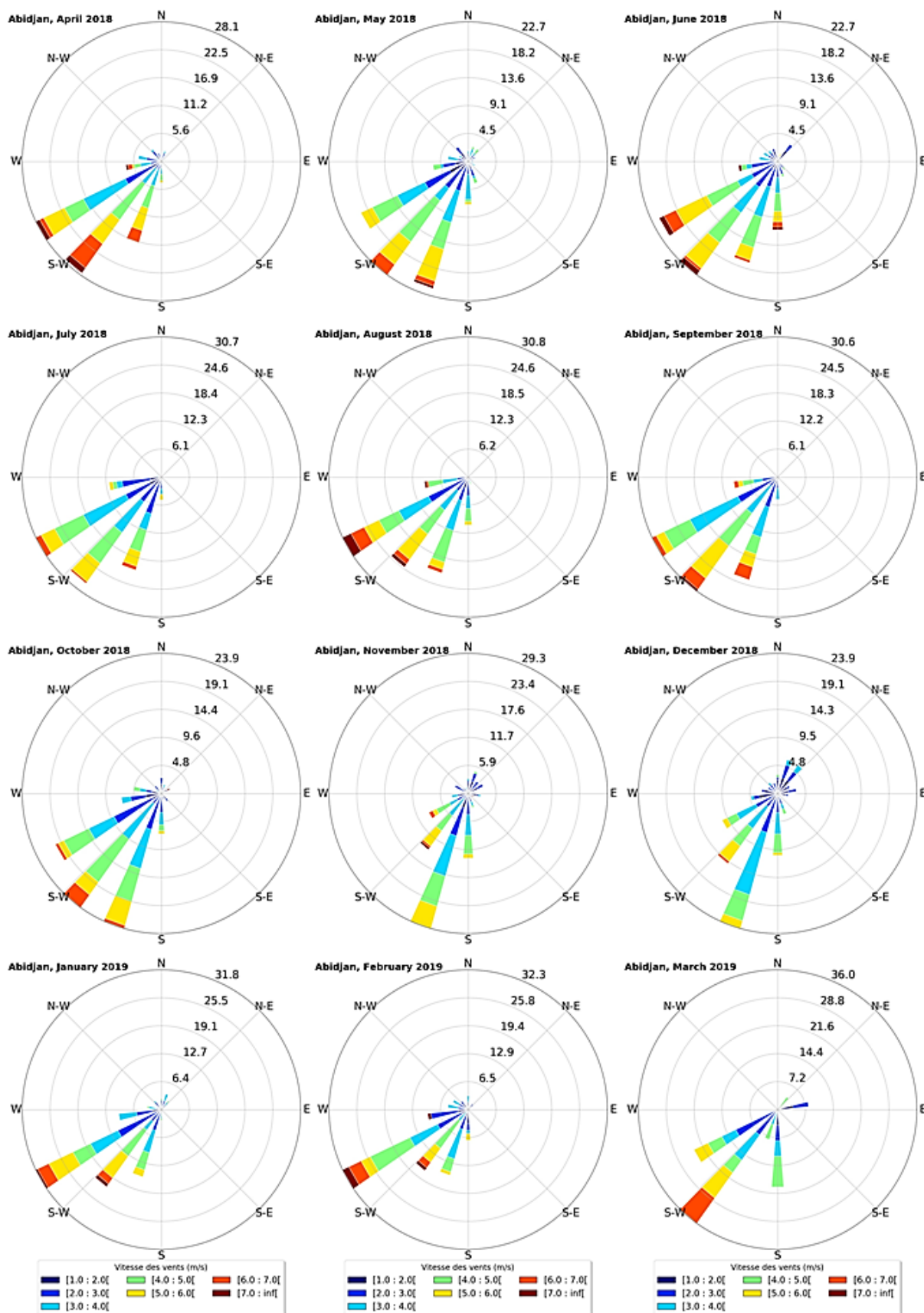
Annexe 11 : Feux actifs mensuelles d'Avril 2018 à Mars 2019 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



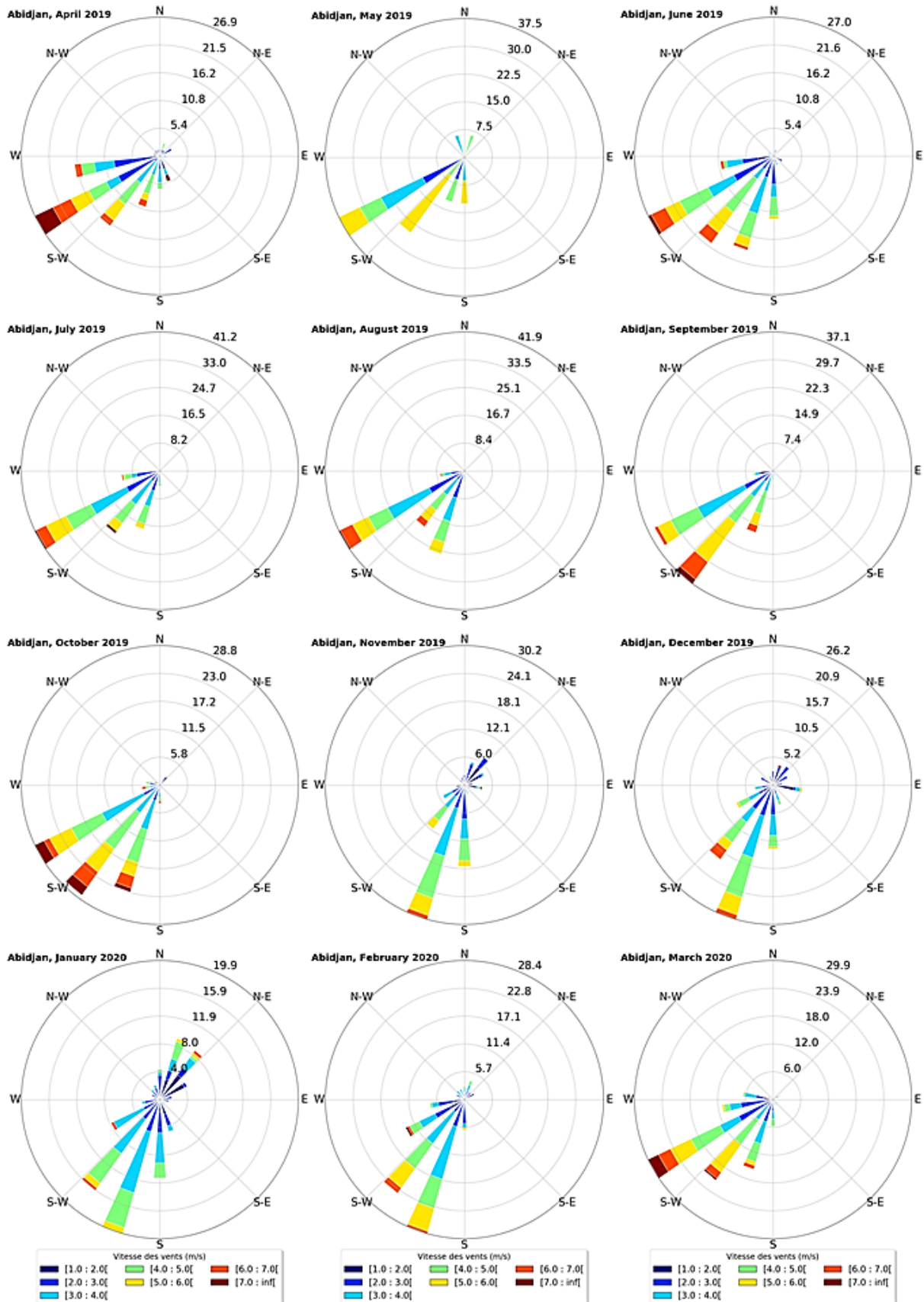
Annexe 12 : Feux actifs mensuelles d'Avril 2019 à Mars 2020 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



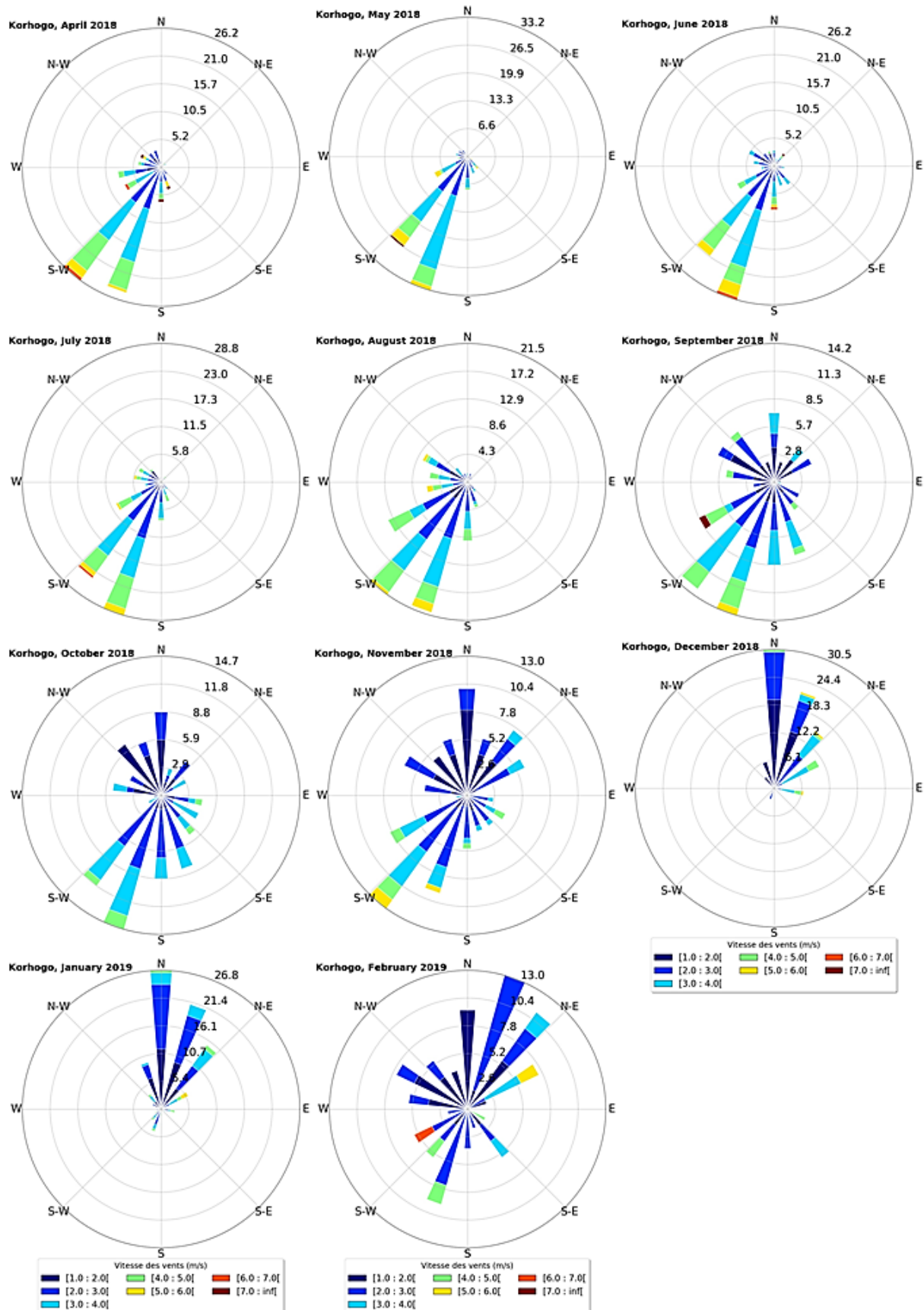
Annexe 13 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2018 à Mars 2019, évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



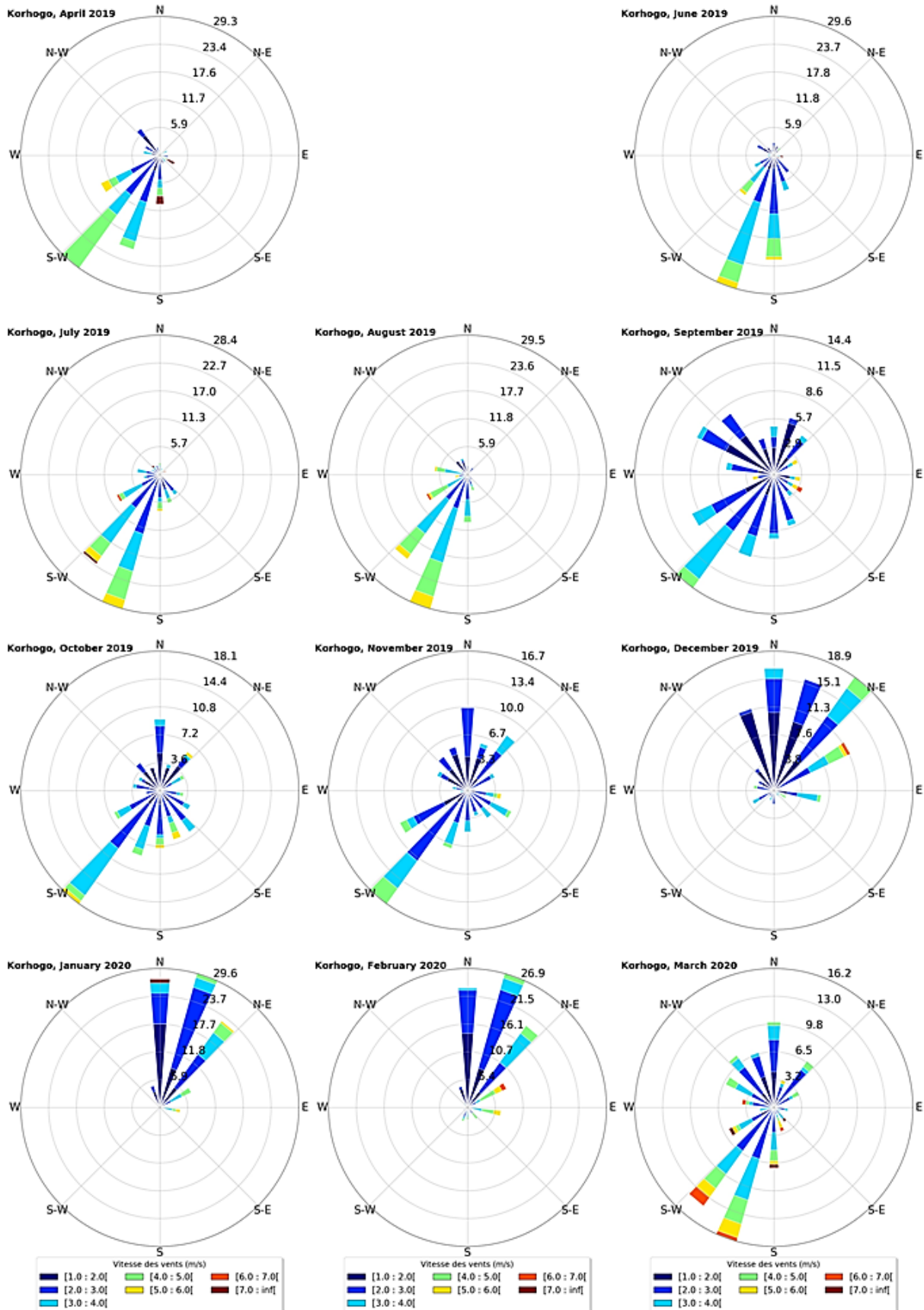
Annexe 14 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2019 à Mars 2020, évaluées sur Abidjan à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



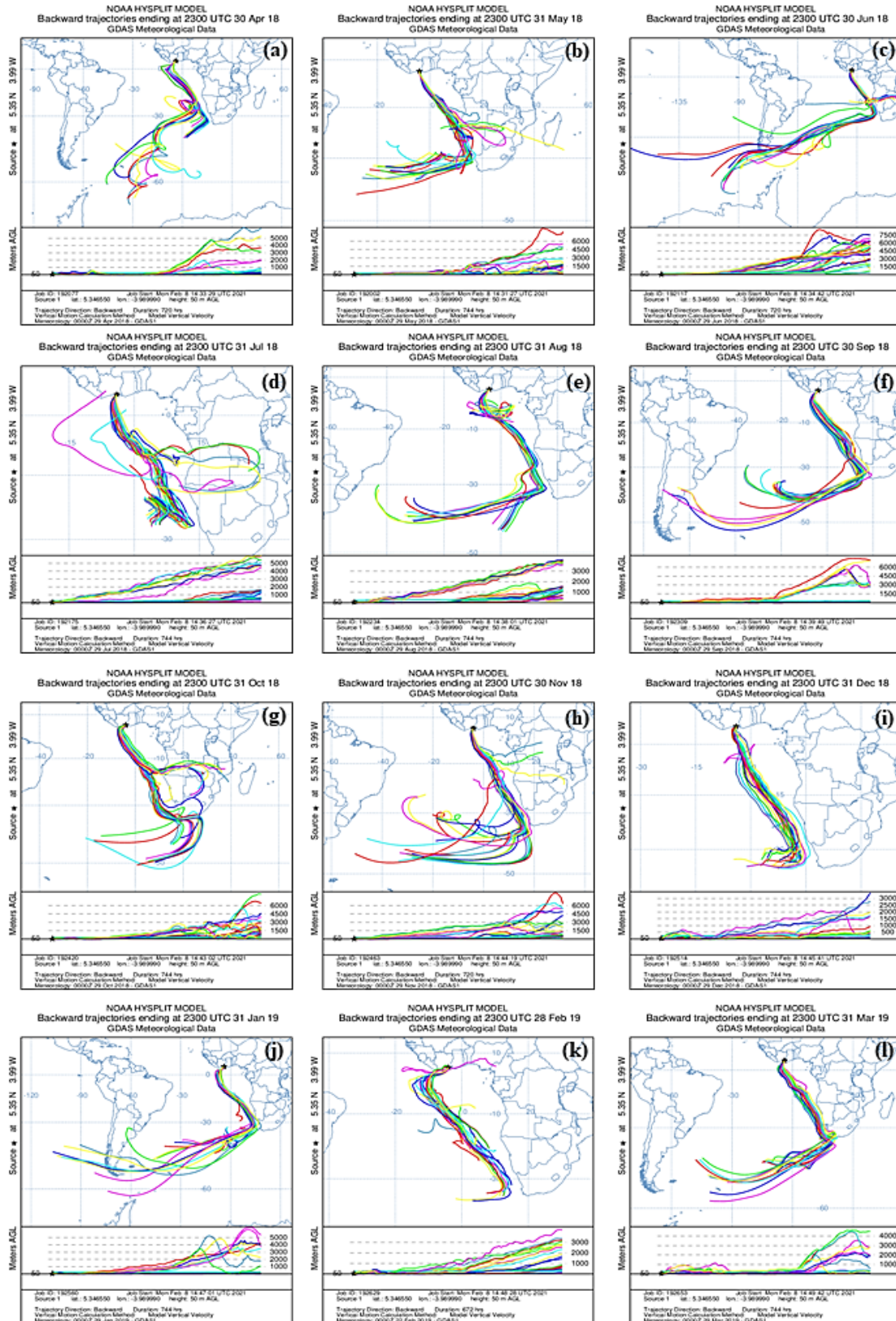
Annexe 15 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2018 à Février 2019, évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



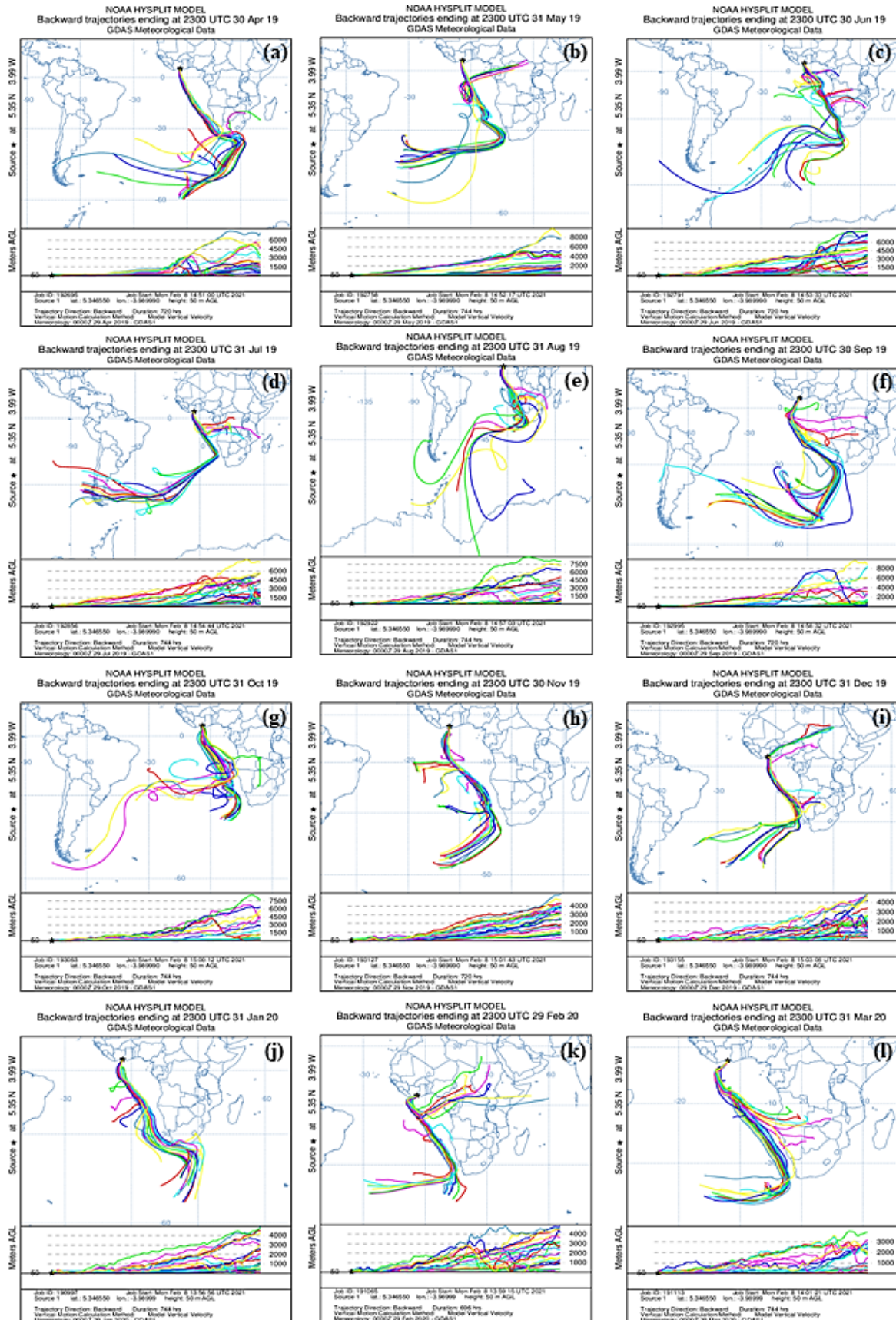
Annexe 16 : Roses des vents mensuelles d'Avril 2019 à Mars 2020, évaluées sur Korhogo à partir des données mesurées sur les stations synoptiques



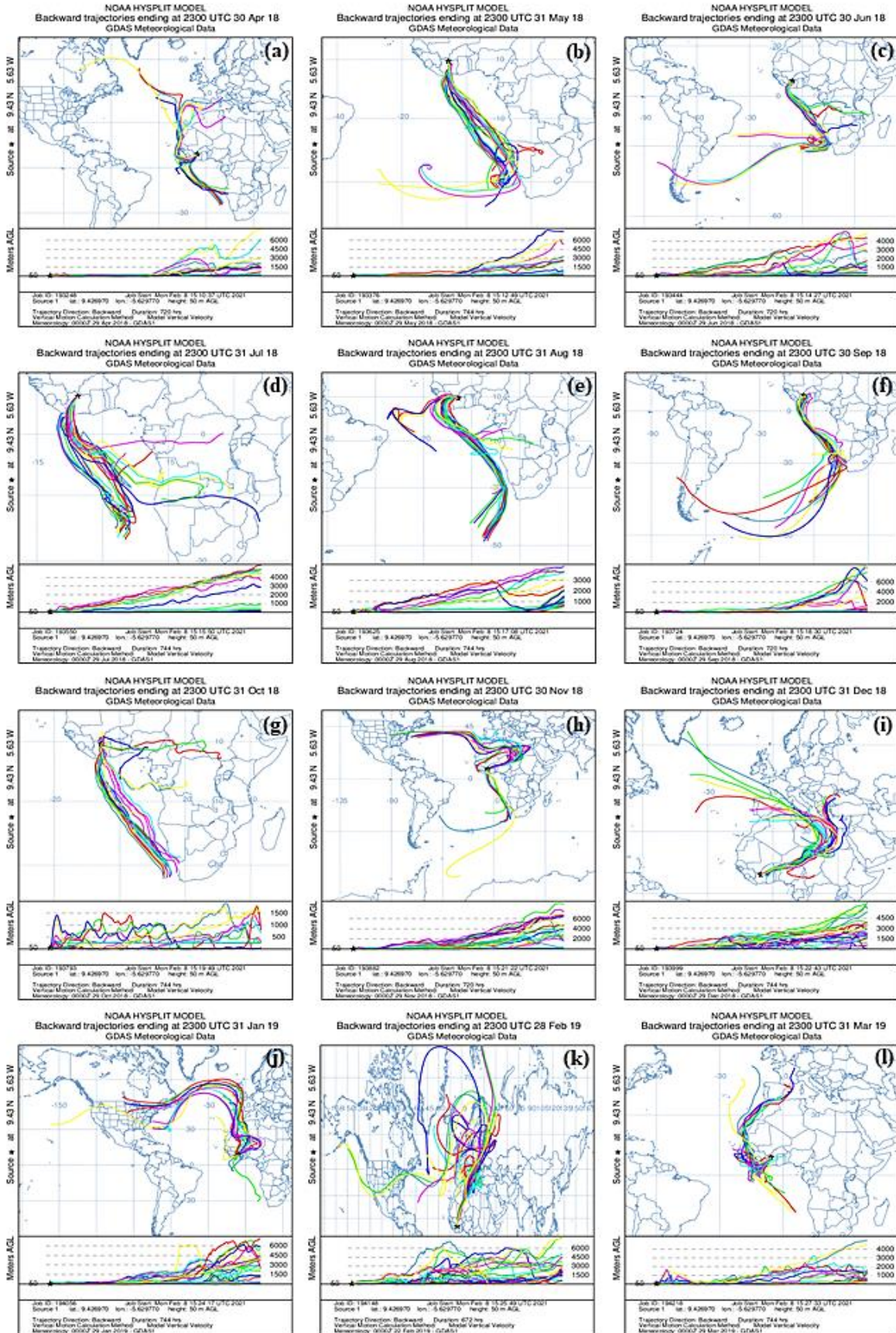
Annexe 17 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2018 (a) à Mars 2019 (l), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol



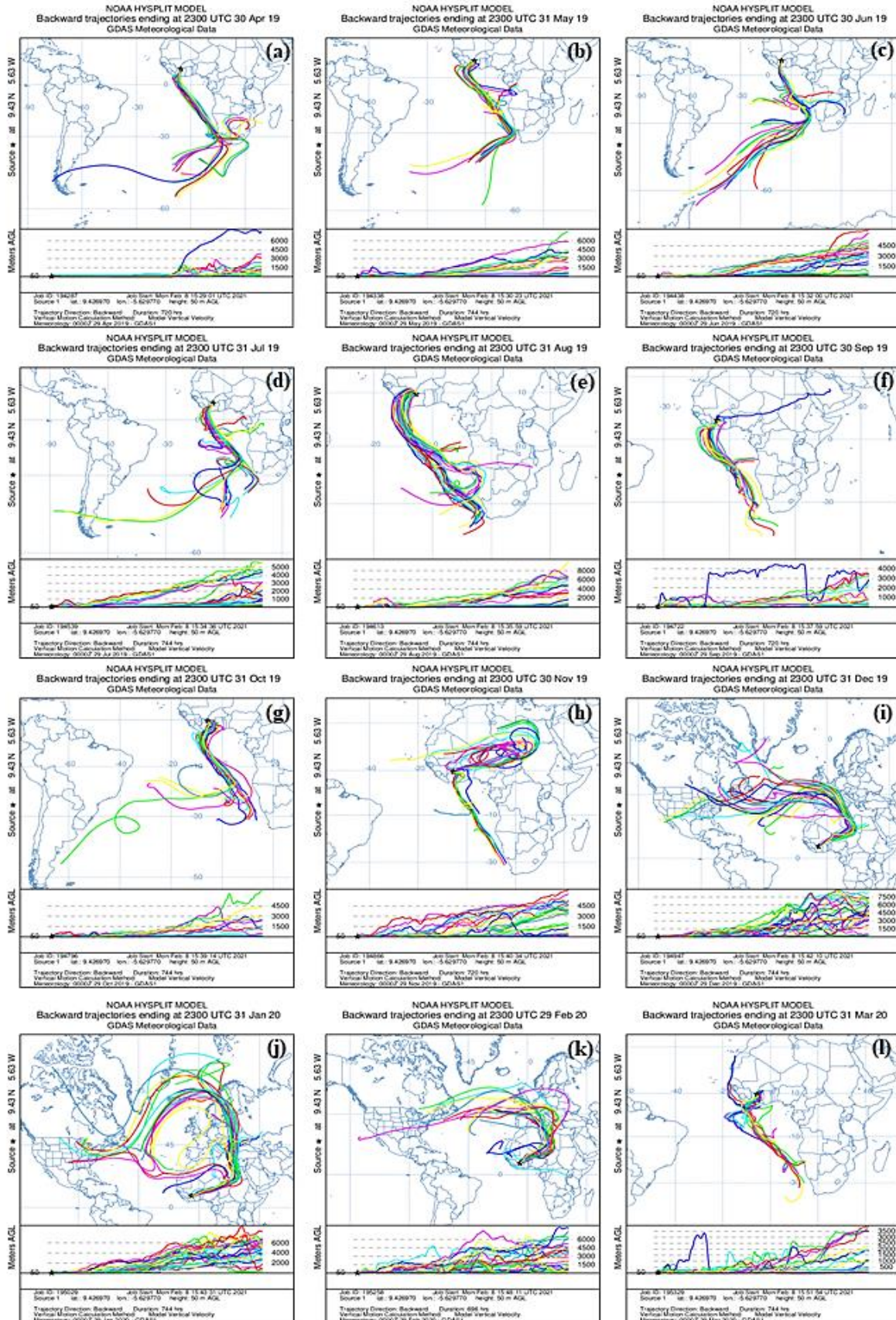
Annexe 18 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2019 (a) à Mars 2020 (l), évaluées sur Abidjan à 50 m au-dessus du sol



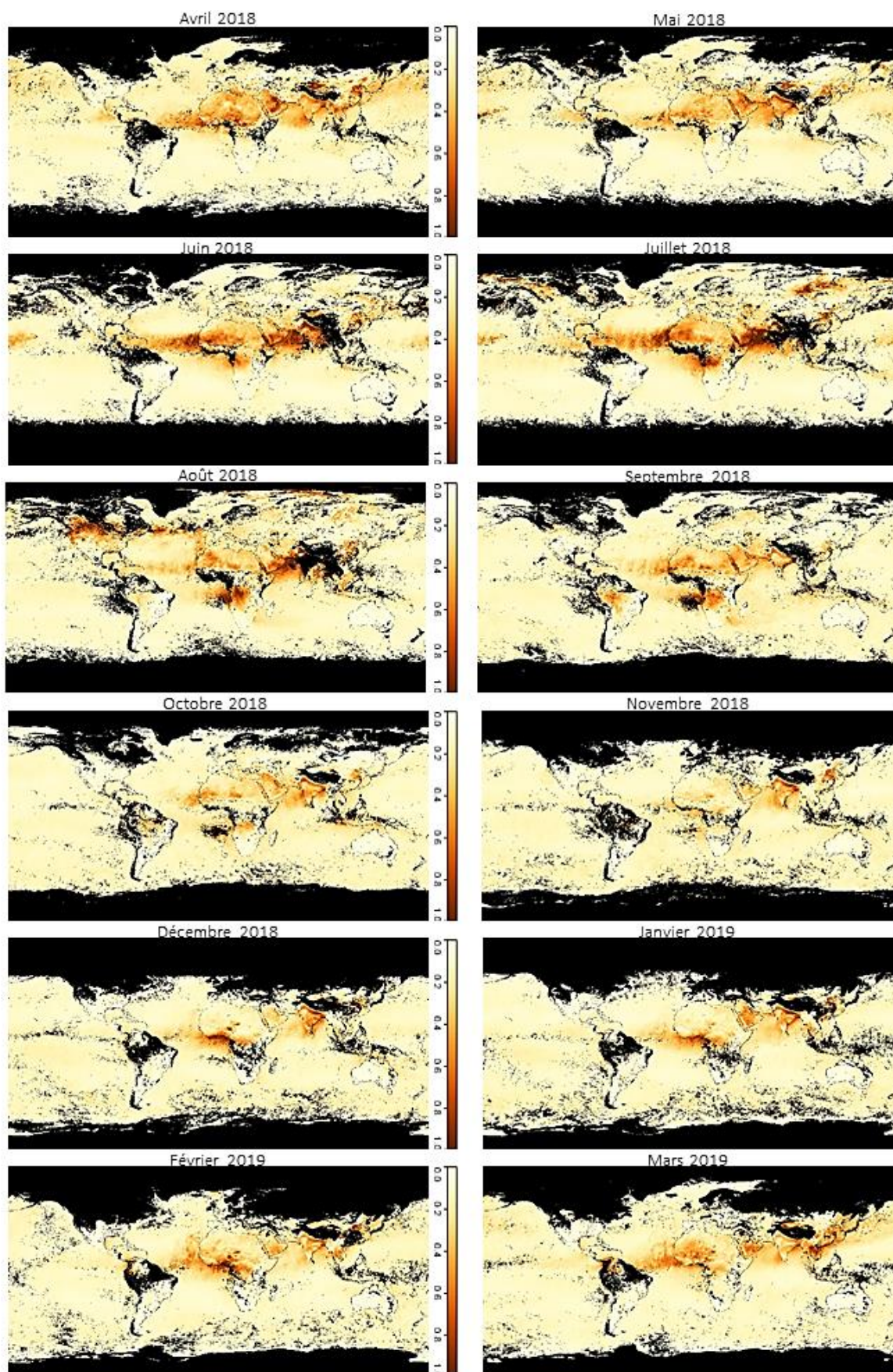
Annexe 19 : Rétro-trajectoires mensuelles d’Avril 2018 (a) à Mars 2019 (l), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol



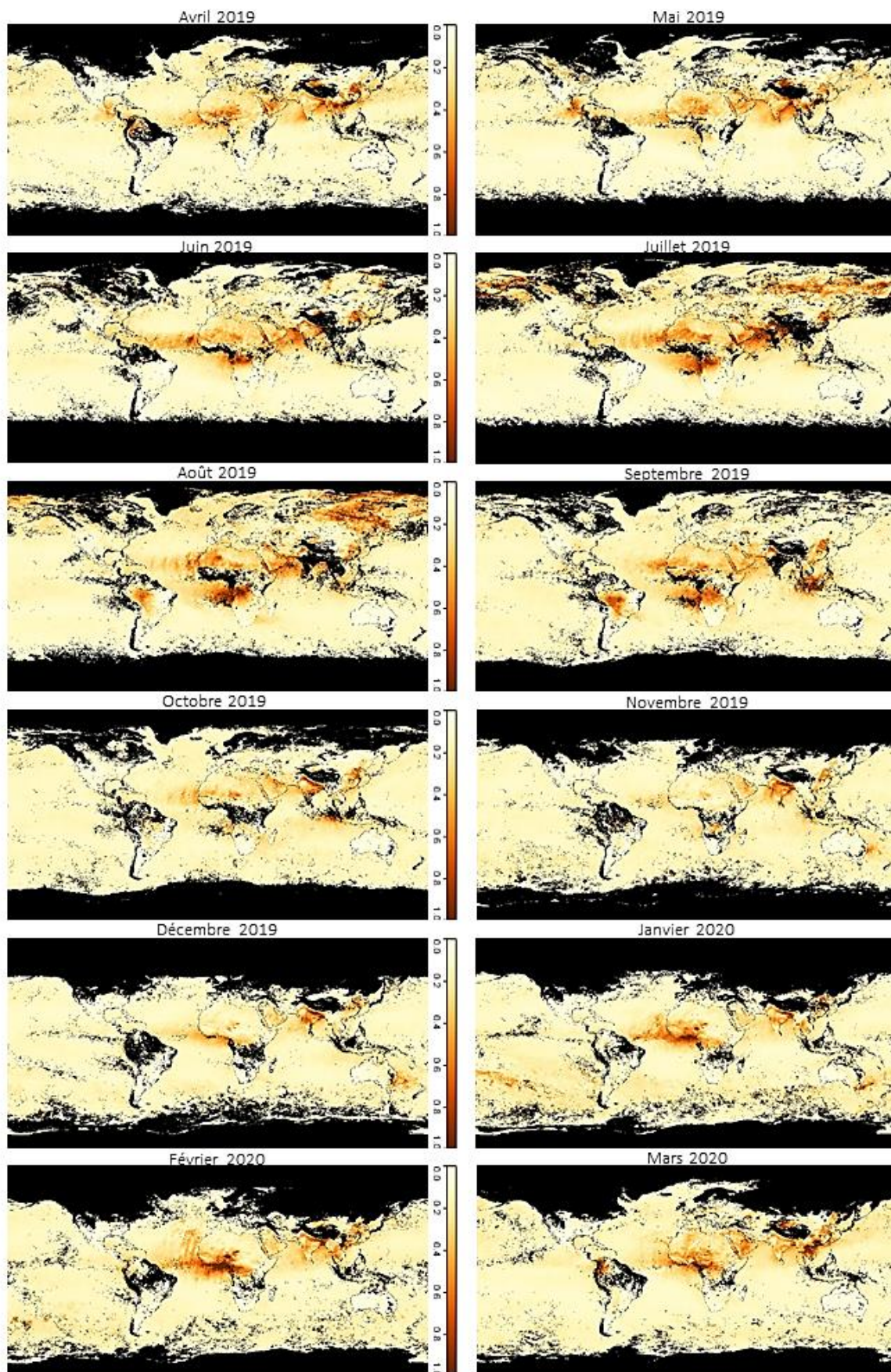
Annexe 20 : Rétro-trajectoires mensuelles d'Avril 2019 (a) à Mars 2020 (l), évaluées sur Korhogo à 50 m au-dessus du sol



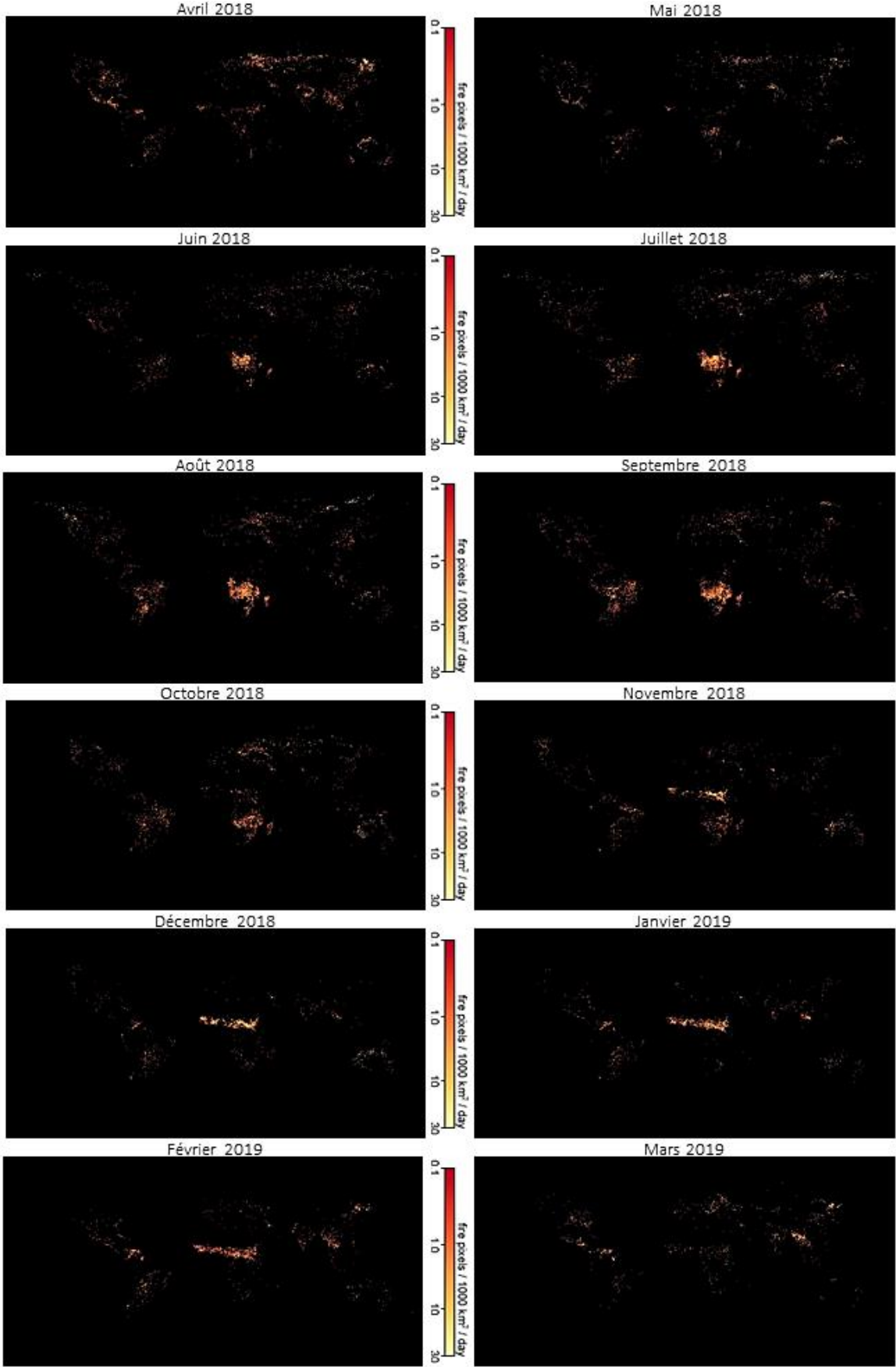
Annexe 21 : Épaisseur optique de l'aérosol mensuelle d'Avril 2018 à Mars 2019 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



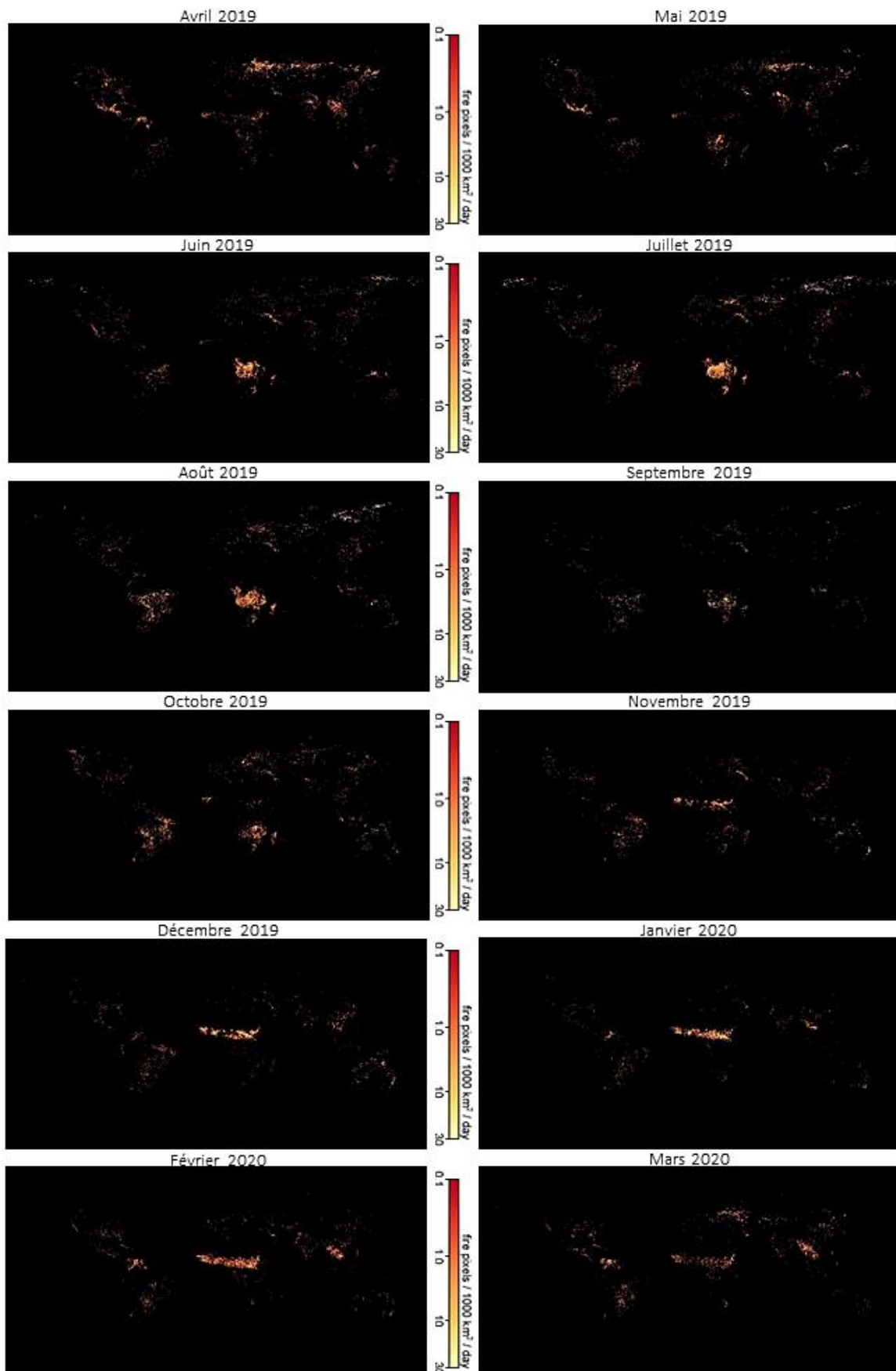
Annexe 22 : Épaisseur optique de l'aérosol mensuelle d'Avril 2019 à Mars 2020 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



Annexe 23 : Feux actifs mensuelles d'Avril 2018 à Mars 2019 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



Annexe 24 : Feux actifs mensuelles d'Avril 2019 à Mars 2020 obtenue à partir du satellite Terra/MODIS



Annexe 25 : Statistiques sur les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} observées sur le site A1, et de leurs compositions en espèces carbonées.

A1	PM ₁₀	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM ₁₀	PM _{2.5}	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM _{2.5}	PM _{2.5} /PM ₁₀
Moyenne	63,4	4,4	5,5	9,9	1,39	0,17	29,6	3,2	4,3	7,3	1,63	0,27	0,53
Ecart-type	40,5	2,8	3,6	5,8	0,96	0,08	22,9	1,9	4,1	5,6	2,07	0,13	0,18
Médiane	45,9	3,8	4,7	8,3	1,13	0,16	20,5	2,4	3,1	5,4	1,11	0,25	0,56
Min	19,9	1,6	0,8	3,0	0,36	0,06	7,5	0,3	0,2	1,5	0,12	0,08	0,13
Max	207,2	18,5	20,5	31,8	6,56	0,48	127,6	9,3	23,9	35,0	14,06	0,90	0,87
SH1	-	-	-	-	-	-	17,5	3,2	2,3	5,5	0,7	0,3	-
Ecart-type SH1	-	-	-	-	-	-	6,8	1,7	1,2	2,6	0,4	0,2	-
SS1	66,5	6,2	7,3	13,5	1,2	0,24	44,9	6,0	7,9	14,3	1,3	0,36	0,72
Ecart-type SS1	48,7	2,8	3,8	6,5	0,30	0,08	26,5	1,2	5,7	7,1	0,66	0,15	0,10
SH2	47,4	3,1	3,9	7,0	1,4	0,2	21,3	2,0	2,8	4,3	1,7	0,2	0,5
Ecart-type SH2	18,7	1,1	1,6	2,1	0,9	0,1	7,3	0,8	1,4	1,6	1,8	0,1	0,2
SS2	107,9	6,8	7,6	14,4	1,2	0,14	61,8	4,0	9,2	13,2	3,5	0,22	0,54
Ecart-type SS2	51,2	4,0	3,5	6,8	0,47	0,05	31,3	1,8	5,5	5,9	3,96	0,06	0,11

Annexe 26 : Statistiques sur les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} observées sur le site A2, et de leurs compositions en espèces carbonées.

A2	PM ₁₀	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM ₁₀	PM _{2.5}	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM _{2.5}	PM _{2.5} /PM ₁₀
Moyenne	110,2	9,6	6,3	15,9	0,65	0,20	47,2	9,3	5,2	14,5	0,56	0,35	0,56
Ecart-type	108,8	3,8	4,0	7,2	0,28	0,09	22,5	3,1	3,7	5,9	0,28	0,14	0,22
Médiane	63,8	8,5	4,9	13,5	0,60	0,20	39,7	8,7	4,2	12,8	0,50	0,31	0,60
Min	34,2	5,0	1,3	7,5	0,16	0,04	11,3	3,2	0,9	4,2	0,14	0,10	0,11
Max	485,9	29,9	22,0	50,7	1,86	0,56	127,4	19,3	22,0	41,3	1,46	0,81	0,95
SH1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ecart-type SH1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SS1	86,3	11,8	9,5	21,3	0,83	0,29	36,1	10,4	7,6	18,1	0,69	0,51	0,44
Ecart-type SS1	64,0	6,7	4,9	11,2	0,27	0,11	18,5	4,1	5,4	9,0	0,30	0,14	0,09
SH2	66,0	7,7	4,1	11,8	0,6	0,2	37,1	7,8	3,8	11,6	0,5	0,3	0,63
Ecart-type SH2	42,8	1,6	1,6	2,4	0,2	0,1	8,1	1,6	1,9	2,5	0,2	0,1	0,18
SS2	221,7	12,5	10,4	23,0	0,85	0,15	80,2	12,5	7,3	19,9	0,63	0,26	0,55
Ecart-type SS2	154,2	1,7	4,1	4,3	0,36	0,09	20,1	3,2	4,1	4,6	0,37	0,07	0,31

Annexe 27 : Statistiques sur les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} observées sur le site A3, et de leurs compositions en espèces carbonées.

A3	PM ₁₀	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM ₁₀	PM _{2.5}	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM _{2.5}	PM _{2.5} /PM ₁₀
Moyenne	80,7	5,3	6,2	11,5	1,21	0,14	46,9	5,3	5,3	10,7	0,97	0,25	0,58
Ecart-type	39,5	3,1	3,9	6,3	0,63	0,04	23,8	2,1	3,1	4,8	0,37	0,12	0,16
Médiane	69,3	4,6	5,8	10,2	1,05	0,14	42,9	5,2	4,4	10,4	0,99	0,23	0,57
Min	40,0	2,3	0,9	3,2	0,29	0,08	22,7	2,0	1,1	4,1	0,20	0,10	0,21
Max	241,4	22,2	19,0	41,2	3,14	0,26	180,9	13,7	15,7	28,7	1,88	0,58	0,94
SH1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ecart-type SH1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SS1	80,7	5,6	7,9	13,4	1,45	0,17	51,4	6,3	9,1	15,6	1,46	0,34	0,64
Ecart-type SS1	15,2	0,8	2,6	2,5	0,58	0,03	21,3	0,8	2,3	2,5	0,35	0,13	0,24
SH2	63,5	4,1	5,1	9,2	1,2	0,1	41,7	4,4	4,3	8,8	0,9	0,2	0,60
Ecart-type SH2	22,2	0,8	3,2	3,6	0,7	0,0	27,8	1,2	2,5	3,5	0,3	0,1	0,12
SS2	132,1	9,0	9,7	18,7	1,21	0,15	55,8	7,0	6,7	13,7	0,98	0,25	0,46
Ecart-type SS2	45,3	4,9	4,0	7,9	0,49	0,05	9,1	3,1	3,6	6,2	0,34	0,11	0,14

Annexe 28 : Statistiques sur les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} observées sur le site K1, et de leurs compositions en espèces carbonées.

K1	PM ₁₀	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM ₁₀	PM _{2.5}	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM _{2.5}	PM _{2.5} /PM ₁₀
Moyenne	132,7	4,4	13,3	17,7	2,01	0,14	46,8	2,6	6,1	8,7	2,30	0,23	0,54
Ecart-type	144,8	3,1	21,9	22,7	0,97	0,08	36,5	1,8	5,3	6,7	1,43	0,14	0,21
Médiane	77,3	3,2	6,7	11,2	1,95	0,13	36,0	1,9	4,2	6,0	2,00	0,21	0,53
Min	21,7	1,0	0,1	1,2	0,10	0,02	6,9	0,5	0,1	0,9	0,18	0,02	0,06
Max	666,2	15,8	125,7	128,9	4,05	0,59	165,3	10,0	25,6	29,2	7,16	0,65	0,91
SH1	-	-	-	-	-	-	27,0	1,8	2,7	4,5	1,5	0,3	-
Ecart-type SH1	-	-	-	-	-	-	22,9	0,5	1,7	1,9	0,0	0,0	-
SS1	324,5	5,4	43,1	48,5	3,31	0,20	71,9	4,1	11,2	15,5	2,8	0,25	0,38
Ecart-type SS1	228,4	2,0	42,7	42,5	0,60	0,17	33,4	1,3	4,3	5,0	1,21	0,13	0,26
SH2	73,1	2,8	4,9	7,7	1,8	0,1	40,7	1,7	4,1	5,8	2,5	0,2	0,59
Ecart-type SH2	84,3	2,4	4,2	5,5	0,9	0,0	35,2	1,0	3,1	3,9	1,4	0,1	0,18
SS2	158,4	8,0	13,7	21,7	1,9	0,15	82,0	4,2	12,6	16,9	3,2	0,23	0,52
Ecart-type SS2	52,6	2,4	3,9	4,2	0,81	0,05	42,0	2,4	7,1	8,0	1,87	0,17	0,24

Annexe 29 : Statistiques sur les concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} observées sur le site K2, et de leurs compositions en espèces carbonées.

K2	PM₁₀	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM₁₀	PM_{2.5}	EC	OC	TC	OC/EC	TC/PM_{2.5}	PM_{2.5}/PM₁₀
Moyenne	152,1	7,4	46,7	53,9	4,82	0,28	52,8	3,8	11,9	14,9	3,44	0,27	0,48
Ecart-type	124,9	6,3	60,1	62,8	4,80	0,17	35,0	3,6	12,7	15,1	3,29	0,14	0,21
Médiane	109,4	5,6	17,1	23,4	3,39	0,26	40,7	2,9	8,2	10,1	2,40	0,25	0,47
Min	21,7	0,8	0,1	0,9	0,13	0,04	10,2	0,7	0,1	0,9	0,09	0,01	0,08
Max	517,8	31,1	244,4	259,5	20,84	0,86	168,6	26,5	66,8	93,3	17,25	0,81	0,94
SH1	-	-	-	-	-	-	25,8	2,6	6,2	8,9	2,3	0,4	-
Ecart-type SH1	-	-	-	-	-	-	10,7	0,8	3,5	4,2	1,0	0,0	-
SS1	305,0	10,2	161,3	171,5	15,72	0,62	86,0	9,0	26,7	35,7	3,21	0,36	0,22
Ecart-type SS1	126,0	3,3	38,7	40,4	4,21	0,15	49,0	6,8	22,0	27,1	2,26	0,14	0,11
SH2	78,7	4,2	20,1	24,3	3,8	0,2	38,8	2,4	6,1	8,5	2,7	0,2	0,6
Ecart-type SH2	47,7	2,5	37,4	39,0	3,8	0,2	18,0	1,3	4,8	5,4	2,3	0,1	0,2
SS2	267,3	15,4	41,8	56,3	3,49	0,23	83,4	4,2	20,6	22,3	6,58	0,28	0,36
Ecart-type SS2	115,6	9,0	12,4	17,3	2,03	0,06	39,1	2,7	11,7	12,4	5,30	0,10	0,21

Annexe 30 :

A1	Ac. Acétique	Ac. Formique	Ac. Oxalique	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	WSI
Moyenne	0,02	0,01	0,14	0,08	0,37	1,16	0,17	0,34	0,41	0,04	0,16	2,90
Ecart-type	0,04	0,02	0,17	0,15	0,52	1,25	0,23	0,23	0,52	0,05	0,25	2,87
Médiane	0,00	0,01	0,08	0,04	0,22	0,80	0,12	0,28	0,27	0,02	0,09	2,02
Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,18
Max	0,18	0,08	1,24	1,07	3,44	9,37	1,60	0,98	3,04	0,24	1,67	18,47
SH1	0,05	0,01	0,05	0,10	0,39	0,47	0,20	0,25	0,16	0,07	0,18	1,93
Ecart-type SH1	0,06	0,01	0,06	0,07	0,29	0,56	0,14	0,18	0,18	0,05	0,17	1,40
SS1	0,01	0,02	0,32	0,23	0,82	2,24	0,41	0,43	1,02	0,06	0,45	6,01
Ecart-type SS1	0,01	0,03	0,35	0,34	1,12	2,40	0,49	0,21	0,98	0,07	0,52	5,69
SH2	0,00	0,01	0,11	0,04	0,25	1,14	0,12	0,37	0,28	0,02	0,07	2,41
Ecart-type SH2	0,00	0,00	0,06	0,03	0,26	0,75	0,06	0,25	0,15	0,01	0,04	1,35
SS2	0,03	0,04	0,23	0,03	0,27	1,80	0,09	0,41	0,78	0,02	0,13	3,82
Ecart-type SS2	0,02	0,02	0,12	0,04	0,30	0,81	0,04	0,19	0,41	0,01	0,11	1,80

Annexe 31 :

A1	Ac. Acétique	Ac. Formique	Ac. Oxalique	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	WSI
Moyenne	0,09%	0,0%	0,4%	0,3%	1,5%	4,1%	0,7%	1,4%	1,3%	0,2%	0,5%	10,6%
Ecart-type	0,21%	0,1%	0,5%	0,4%	1,7%	4,2%	0,8%	1,2%	1,1%	0,3%	0,6%	8,8%
Médiane	0,01%	0,0%	0,4%	0,2%	1,0%	3,4%	0,5%	1,2%	1,0%	0,1%	0,4%	9,3%
Min	0,00%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Max	1,19%	0,4%	3,2%	2,6%	9,9%	24,5%	4,2%	6,2%	7,5%	1,5%	3,4%	48,3%
SH1	0,29%	0,0%	0,3%	0,6%	2,5%	2,5%	1,2%	1,6%	0,9%	0,5%	0,9%	11,2%
Ecart-type SH1	0,34%	0,0%	0,3%	0,5%	2,2%	3,4%	1,0%	1,3%	1,1%	0,4%	0,6%	9,6%
SS1	0,01%	0,1%	0,7%	0,5%	1,7%	5,3%	0,9%	1,1%	2,2%	0,1%	0,9%	13,5%
Ecart-type SS1	0,02%	0,1%	0,8%	0,7%	2,3%	6,1%	1,2%	0,6%	1,8%	0,2%	0,9%	12,6%
SH2	0,01%	0,0%	0,5%	0,2%	1,2%	5,4%	0,6%	1,7%	1,3%	0,1%	0,3%	11,4%
Ecart-type SH2	0,03%	0,0%	0,4%	0,2%	1,2%	4,2%	0,4%	1,4%	0,8%	0,1%	0,3%	7,9%
SS2	0,04%	0,1%	0,4%	0,1%	0,4%	3,1%	0,1%	0,7%	1,2%	0,0%	0,2%	6,3%
Ecart-type SS2	0,03%	0,1%	0,3%	0,1%	0,3%	2,1%	0,1%	0,5%	0,8%	0,0%	0,1%	4,1%

Annexe 32 :

K1	Ac. Acétique	Ac. Formique	Ac. Oxalique	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	WSI
Moyenne	0,01	0,01	0,11	0,09	0,77	0,47	0,09	0,27	0,34	0,04	0,30	2,50
Ecart-type	0,01	0,01	0,09	0,17	1,81	0,37	0,13	0,39	0,33	0,06	0,45	3,08
Médiane	0,00	0,01	0,09	0,02	0,09	0,39	0,05	0,18	0,20	0,01	0,10	1,37
Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	0,07	0,06	0,57	1,01	11,26	2,11	0,66	2,51	1,69	0,29	2,34	16,69
SH1	0,00	0,01	0,10	0,01	0,08	0,35	0,05	0,21	0,17	0,01	0,07	1,07
Ecart-type SH1	0,00	0,01	0,06	0,01	0,09	0,20	0,02	0,09	0,17	0,00	0,04	0,57
SS1	0,01	0,01	0,09	0,12	0,24	0,28	0,08	0,14	0,42	0,03	0,39	1,82
Ecart-type SS1	0,01	0,02	0,06	0,11	0,16	0,19	0,09	0,08	0,25	0,04	0,63	1,34
SH2	0,01	0,01	0,08	0,11	0,71	0,52	0,09	0,23	0,23	0,04	0,28	2,31
Ecart-type SH2	0,01	0,01	0,10	0,23	1,60	0,49	0,16	0,41	0,20	0,07	0,43	2,83
SS2	0,03	0,02	0,23	0,20	3,25	0,68	0,21	0,65	0,97	0,08	0,81	7,13
Ecart-type SS2	0,02	0,01	0,09	0,11	3,15	0,21	0,16	0,69	0,30	0,05	0,49	4,42

Annexe 33 :

K1	Ac. Acétique	Ac. Formique	Ac. Oxalique	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	WSI
Moyenne	0,02%	0,03%	0,32%	0,25%	1,40%	1,49%	0,27%	0,69%	0,78%	0,10%	0,70%	6,0%
Ecart-type	0,03%	0,03%	0,50%	0,73%	3,24%	2,05%	0,50%	0,94%	0,81%	0,24%	1,56%	8,7%
Médiane	0,00%	0,02%	0,17%	0,05%	0,28%	0,69%	0,08%	0,31%	0,48%	0,04%	0,32%	2,7%
Min	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,0%
Max	0,15%	0,12%	3,99%	4,74%	15,34%	12,78%	3,05%	4,01%	4,15%	1,68%	11,52%	56,9%
SH1	0,01%	0,04%	0,55%	0,09%	0,47%	2,36%	0,33%	1,43%	0,96%	0,06%	0,42%	6,7%
Ecart-type SH1	0,01%	0,03%	0,33%	0,09%	0,40%	2,00%	0,24%	1,10%	0,60%	0,03%	0,21%	4,5%
SS1	0,01%	0,02%	0,14%	0,16%	0,41%	0,43%	0,11%	0,23%	0,67%	0,04%	0,42%	2,6%
Ecart-type SS1	0,01%	0,02%	0,10%	0,11%	0,33%	0,32%	0,09%	0,18%	0,50%	0,03%	0,43%	1,7%
SH2	0,02%	0,02%	0,27%	0,43%	2,13%	1,53%	0,32%	0,41%	0,62%	0,16%	1,02%	6,9%
Ecart-type SH2	0,03%	0,02%	0,69%	1,10%	4,31%	2,52%	0,74%	0,71%	0,94%	0,37%	2,36%	12,3%
SS2	0,05%	0,03%	0,31%	0,24%	3,24%	0,96%	0,21%	0,71%	1,32%	0,09%	0,88%	8,0%
Ecart-type SS2	0,04%	0,02%	0,23%	0,25%	4,58%	0,74%	0,16%	1,10%	1,03%	0,07%	0,64%	7,8%

Annexe 34 :

Paramètres	Site A1						Site K1					
	EC	OM	Dust	Sea salt	nss-Ions	n.d.	EC	OM	Dust	Sea salt	nss-Ions	n.d.
Moyenne	13,2%	26,7%	6,1%	1,5%	9,1%	42,8%	7,7%	28,2%	9,4%	0,8%	4,4%	48,5%
Ecart-type	8,4%	13,2%	5,9%	1,6%	7,0%	22,5%	6,1%	18,1%	18,4%	1,6%	6,0%	34,2%
Médiane	10,7%	24,0%	4,0%	1,1%	7,7%	47,3%	6,0%	25,8%	4,0%	0,2%	2,5%	55,7%
Min	1,7%	3,8%	0,6%	0,0%	0,6%	-41,1%	1,2%	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%	-89,7%
Max	54,2%	68,2%	35,9%	7,8%	37,1%	86,7%	31,9%	88,2%	125,0%	8,9%	30,8%	94,9%
SH1	20,3%	25,3%	10,0%	2,7%	8,2%	33,5%	12,3%	30,2%	4,5%	0,5%	4,4%	48,1%
Ecart-type SH1	10,2%	13,0%	5,7%	1,9%	7,6%	24,6%	8,6%	18,4%	2,2%	0,4%	3,4%	28,8%
SS1	16,8%	32,8%	9,8%	1,8%	10,2%	28,6%	6,8%	32,5%	8,2%	0,4%	1,3%	50,7%
Ecart-type SS1	8,6%	14,1%	9,7%	2,1%	9,4%	26,6%	4,2%	17,0%	17,1%	0,6%	1,0%	30,6%
SH2	9,5%	25,9%	3,7%	1,2%	10,8%	48,7%	5,4%	23,2%	13,5%	1,2%	5,8%	48,4%
Ecart-type SH2	3,2%	14,2%	2,8%	0,6%	6,5%	17,6%	3,1%	16,5%	25,9%	2,5%	8,1%	40,6%
SS2	7,5%	27,0%	2,3%	0,3%	6,5%	54,7%	5,2%	36,7%	10,8%	0,6%	5,3%	41,4%
Ecart-type SS2	4,4%	9,9%	1,1%	0,2%	2,9%	12,1%	2,8%	26,3%	6,4%	0,4%	6,1%	37,7%

Annexe 35 : Concentrations des PM₁₀ et PM_{2.5} issues d'études menées en Afrique, avec h : hebdomadaire ; j : journalier ; di : diurnal.

Ville, Pays	Type de site	Périodes d'échantillonnage	PM _{2.5} (µg,m ⁻³)	PM ₁₀ (µg,m ⁻³)	Reference
Abidjan, Côte d'Ivoire	Trafic	Fév. 2015 à Mars 2016	32 (h)	-	Djossou (2018)
	Déchet		28 (h)	-	
	Feux Domestiques		145 (h)	-	
Cotonou, Benin	Trafic		32 (h)	-	
Abidjan, Côte d'Ivoire	Déchet	Jan. et Juil. 2016	494,3 (j)	-	Xu et al. (2019)
	Feux Domestiques		358,8 (j)	-	
Cotonou, Benin	Traffic		335,1 (j)	-	
Accra, Ghana	Trafic avec Statut socio-économique haut	2007	21 (j)	49 (j)	Dionisio et al. (2010)
	Trafic avec Statut socio-économique bas		39 (j)	96 (j)	
Dakar, Sénégal	Urbain	Jun 2008 à Jun 2009	44,4 (j)	-	Doumbia et al. (2012)
Dakar, Sénégal	Urbain (à Fann)	Juil. à Sep. 2009	75,1 (2h)	-	Dieme et al. (2012)
	Urbain (à Faïdherbe)		105,4 (2h)	-	
	Commercial area		-	422,3 (j)	
Ibadan, Nigeria	Trafic	Jan. à Mars 2008	-	328,1 (j)	Ana et al. (2014)
	Industriel		-	319,7 (j)	
	Résidentiel		-	257,4 (j)	
Bamako, Mali	Urbain	Sep. à Oct. 2012 et Juil. 2013	43 (j)	210 (j)	Garrison et al. (2014)
Ouagadougou, Burkina Faso	Urbain	Nov. à Déc. 2017	86 (j)	-	Boman et al. (2009)
	Urbain		69 (j)	-	
Accra, Ghana	Trafic	Jun. à Juil. 2006	27,4 (j)	71,8 (j)	Arku et al. (2008)
Bafoussam,	Urbain	Jan. à Mars 2012	67(j)	105 (j)	Antonel and Chowdhury (2014)

Cameroun						
Bamenda, Cameroun	Urbain		132 (j)	141 (j)		
Yaoundé, Cameroun	Urbain		49(j)	65 (j)		
Libreville, Gabon	Urbain	Juin à Juil. 2015	35,8 (j)	-		Ngo et al. (2019)
Port-Gentil, Gabon	Urbain		60,9 (j)	-		
Kigali, Rwanda	Trafic Urbain	Avr. à Juin 2017	185 (j)	214 (j)		Kalisa et al. (2019)
			81,4 (j)	98,7 (j)		
Nairobi, Kenya	Trafic Urbain	Fév. à Mars 2017	36,6 (j)	93,7 (j)		Pope et al. (2018)
			24,8 (j)	53 (j)		
Nairobi, Kenya	Autoroute Urban (Background)	Février 2016	414 (j)	-		Van Vliet and Kinney, '2007)
			20 (j)	-		
Nairobi, Kenya	Trafic	Juillet 2009	98,1 (di)	-		Kinney et al. (2011)
Nairobi, Kenya	Urbain	Fév. à Avr. 2003	-	239 (di)		Odhiambo et al. (2010)
Nairobi, Kenya	Urbain (à Korogocho)	Fév. à Oct. 2013	166	-		Egondi et al. (2016)
	Urbain (à Viwandani)		67	-		
Kampala, Uganda	Zone Commercial		129,4 (j)	-		
	Zone Industriel		156 (j)	-		
	Résidentiel Route non-bitumée	Juin à Juil. 2014	152,6 (j)	-		Kirenga et al. (2015)
	Résidentiel Route bitumée		88,33 (j)	-		
Sfax, Tunisie	Industriel	Nov. à Déc. 2013	-	4,07 – 88,51 (j)		Bahloul et al. (2015)
Cairo, Egypte	Urbain	2001 à 2002	85 (j)	170 (j)		Zakey et al. (2007)

Shobra, Egypte	Industriel	Mai à Oct. 2010	61 – 216 (j)	154 – 360 (j)	Lowenthal et al. (2014)
Tiaret, Algeria	Traffic	Mai à Aout 2016	20,87 (j)	37,11 (j)	Safa and Bouacha (2018)
Constantine, Algeria	Trafic	Mars à Nov. 2011	57,83 (j)	122,63 (j)	Terrouche et al. (2016)
Kenitra, Maroc	Urbain	Fév. 2007 à Fév. 2008	50,73 (j)	110,42 (j)	Tahri et al. (2013)
Bethlehem, Afrique du sud	Urbain	Juillet 2001	65 (j)	-	Worobiec et al. (2011)
Addis Abeba, Ethiopie	Urbain	Fév. à Juil. 2008	80 (j)	-	Gebre et al. (2010)
Dar es Salaam, Tanzanie	Traffic (Saison sèche)	Avr. à Mai 2005	26 (di)	76 (di)	Mkoma et al. (2010)
	Trafic (Saison humide)	Avr. à Mai 2005	19 (di)	52 (di)	

Annexe 36 : Valeurs moyennes des concentrations des PM_{2.5}, EC et OC et des activités oxydantes DTTm et DTTv obtenues à partir des échantillons de la CSS sur le site A1.

A1 CSS	PM _{2.5}	EC	OC	DTTm	DTTv	EC/PM _{2.5}	OC/PM _{2.5}
Moyenne	93,5	6,1	7,9	0,017	1,3	0,085	0,108
Médiane	86,3	5,6	5,9	0,015	1,4	0,060	0,090
Écart-type	50,0	2,5	6,4	0,008	0,4	0,053	0,082
Minimum	30,2	2,0	0,3	0,008	0,6	0,019	0,003
Maximum	229,0	15,1	34,9	0,042	3,1	0,224	0,333
Nombre d'échantillons	88	88	88	88	88	88	88

Annexe 37 : Valeurs moyennes des concentrations des PM_{2.5}, EC et OC et des activités oxydantes DTTm et DTTv obtenues à partir des échantillons de la CSS sur le site K1.

K1 CSS	PM _{2.5}	EC	OC	DTTm	DTTv	EC/PM _{2.5}	OC/PM _{2.5}
Moyenne	110,7	4,6	13,2	0,031	1,9	0,07	0,16
Médiane	81,1	4,3	11,8	0,019	1,8	0,05	0,14
Écart-type	78,0	1,4	8,0	0,034	0,7	0,06	0,10
Minimum	12,1	1,9	0,4	0,004	0,0	0,01	0,01
Maximum	408,9	10,4	57,1	0,206	4,1	0,39	0,61
Nbre d'échantillons	88	88	88	88	88	88	88

Annexe 38 : Valeurs moyennes des concentrations des PM_{2.5}, EC et OC et des activités oxydantes DTTm et DTTv obtenues à partir des échantillons de la CSH sur le site A1.

A1 CSH	PM _{2.5}	EC	OC	DTTm	DTTv	EC/PM _{2.5}	OC/PM _{2.5}
Moyenne	29,8	1,7	1,8	0,025	0,7	0,1	0,1
Médiane	25,7	1,7	1,8	0,022	0,7	0,1	0,1
Écart-type	12,1	0,4	0,6	0,009	0,3	0,0	0,0
Minimum	11,7	0,8	0,4	0,001	0,0	0,0	0,0
Maximum	61,6	2,8	3,7	0,062	2,4	0,1	0,2
Nbre d'échantillons	87	87	87	87	87	87	87

Annexe 39 : Valeurs moyennes des concentrations des PM_{2.5}, EC et OC et des activités oxydantes DTTm et DTTv obtenues à partir des échantillons de la CSH sur le site K1.

K1 CSH	PM _{2.5}	EC	OC	DTTm	DTTv	EC/PM _{2.5}	OC/PM _{2.5}
Moyenne	43,6	1,7	3,0	0,029	0,9	0,1	0,1
Médiane	38,1	1,5	2,2	0,023	0,8	0,0	0,1
Écart-type	37,9	1,0	2,6	0,024	0,8	0,1	0,1
Minimum	3,3	1,0	0,4	0,004	0,2	0,0	0,0
Maximum	229,5	9,1	13,7	0,203	5,8	0,4	0,6
Nbre d'échantillons	78	78	78	78	78	78	78

Annexe 40 : Valeurs moyennes des activités oxydantes massique (DTTm) et volumique (DTTv) obtenues à partir des échantillons hebdomadaires.

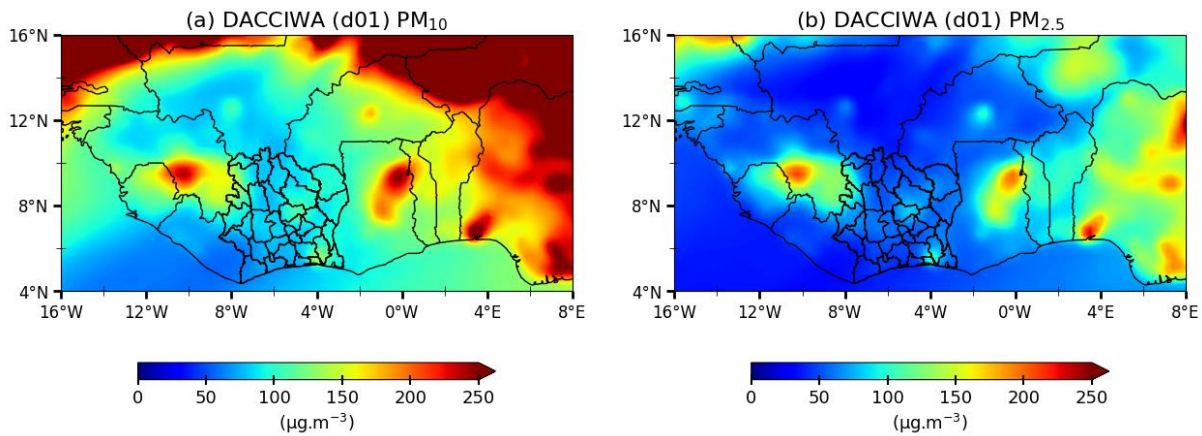
Paramètres	DTTm					DTTv				
	A1	A2	A3	K1	K2	A1	A2	A3	K1	K2
Moyenne	0,03	0,03	0,03	0,04	0,02	0,56	1,30	1,16	0,91	0,84
Ecart-type	0,03	0,02	0,02	0,05	0,03	0,35	0,74	0,69	0,82	0,99
Médiane	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	0,49	1,27	0,99	0,73	0,56
Min	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,20	0,00	0,24	0,07	0,06
Max	0,20	0,16	0,10	0,28	0,19	2,23	6,45	3,13	4,18	4,80
SH1	0,1	-	-	0,08	0,04	0,7	-	-	1,24	0,70
Ecart-type SH1	0,0	-	-	0,09	0,05	0,3	-	-	0,01	0,17
SS1	0,02	0,03	0,06	0,03	0,04	0,88	1,03	2,54	1,92	3,06
Ecart-type SS1	0,01	0,02	0,03	0,02	0,03	0,52	0,34	0,40	0,63	1,21
SH2	0,0	0,04	0,02	0,01	0,01	0,4	1,35	0,97	0,46	0,47
Ecart-type SH2	0,0	0,02	0,01	0,01	0,01	0,1	0,93	0,52	0,42	0,27
SS2	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,55	1,47	0,96	0,65	0,61
Ecart-type SS2	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,17	0,32	0,21	0,24	0,17

Annexe 41 : Revues de valeurs de l'activité oxydante volumique (DTTv) obtenues dans le monde pour différentes classes d'aérosol.

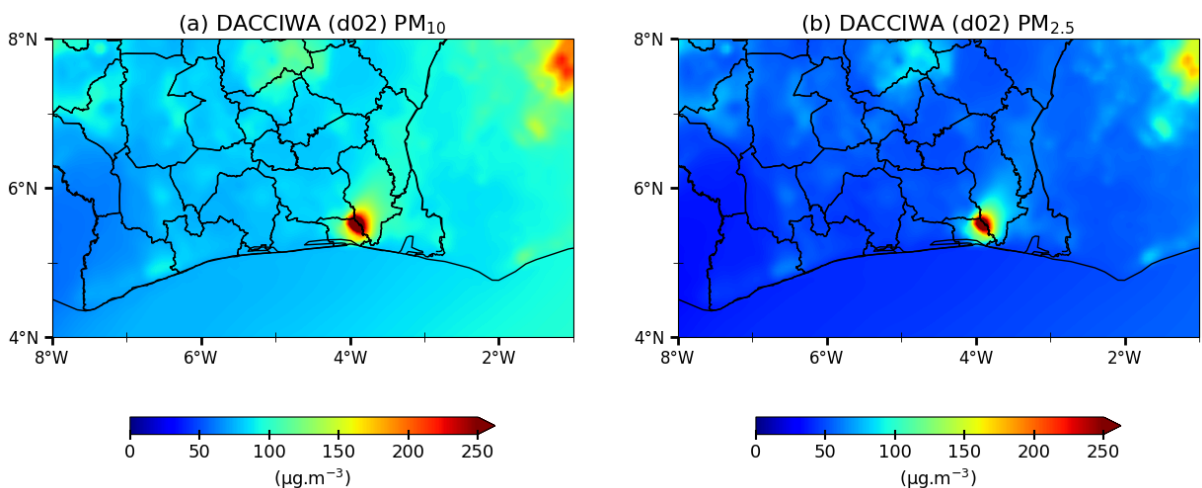
Ville, Pays / Sites / Référence Type aérosol	DTTv (nmol.min ⁻¹ .m ⁻³)
Abidjan, Côte d'Ivoire / Urbain de fond - site A1 / Gnamien, 2021 PM2.5	0,56
Abidjan, Côte d'Ivoire / Trafic - site A2 / Gnamien, 2021 PM2.5	1,33
Abidjan, Côte d'Ivoire / Urbain - site A3 / Gnamien, 2021 PM2.5	0,98
Abidjan, Côte d'Ivoire / Urbain de fond - site K1 / Gnamien, 2021 PM2.5	0,91
Abidjan, Côte d'Ivoire / Trafic - site K2 / Gnamien, 2021 PM2.5	0,84
Pays-Bas / Rural / Steenhof et al. (2011) PM0.18	0,10
Pays-Bas / Urbain de fond / Steenhof et al. (2011) PM0.18	0,02
Pays-Bas / Trafic - poids lourds / Steenhof et al. (2011) PM0.18	0,29
Pays-Bas / Trafic - stop & go / Steenhof et al. (2011) PM0.18	2,22
Pays-Bas / Trafic - Tunnel / Steenhof et al. (2011) PM0.18	55,28
Los Angeles, USA / Urbain / Verma et al. (2009) PM0.18	1,80
Los Angeles, USA / Trafic - routes résidentielles / Hu et al. (2008) PM0.25	0,04
Los Angeles, USA / Trafic - routes principales / Hu et al. (2008) PM0.25	0,12
Los Angeles, USA / Zone semi-industrielle / Hu et al. (2008) PM0.25	0,17
Los Angeles, USA / Traffic - parking / Hu et al. (2008) PM0.25	0,15
Los Angeles, USA / Site de fond / Hu et al. (2008) PM0.25	0,06
Los Angeles, USA / Urbain / Hu et al. (2008) PM0.25	0,10
Los Angeles, USA / Trafic - routes résidentielles / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,14
Los Angeles, USA / Trafic - routes principales / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,14
Los Angeles, USA / Zone semi-industrielle / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,15
Los Angeles, USA / Trafic - parking / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,12
Los Angeles, USA / Site de fond / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,10
Los Angeles, USA / Urbain / Hu et al. (2008) PM0.25-2.5	0,15
Lecce, Italie / Urbain de fond / Chirizzi et al. (2017) PM2.5	0,48
Pays-Bas / Urbain de fond / Janssen et al. (2014) PM2.5	1,40
Pays-Bas / Rural / Janssen et al. (2014) PM2.5	2,70
Pays-Bas / Trafic - stop & go / Janssen et al. (2014) PM2.5	1,70
Pays-Bas / Trafic - routes résidentielles / Janssen et al. (2014) PM2.5	3,30
Pays-Bas / Trafic - Tunnel / Janssen et al. (2014) PM2.5	21,20
Los Angeles, USA / Urbain - Downey / Ntziachristos et al. (2007) PM2.5	0,99
Los Angeles, USA / Urbain - Riverside / Ntziachristos et al. (2007) PM2.5	0,87
Pays-Bas / Rural / Steenhof et al. (2011) PM2.5	0,20
Pays-Bas / Urbain de fond / Steenhof et al. (2011) PM2.5	0,56
Pays-Bas / Zone industrielle / Steenhof et al. (2011) PM2.5	0,63
Pays-Bas / Zone portuaire / Steenhof et al. (2011) PM2.5	1,33
Pays-Bas / Trafic - routes résidentielles / Steenhof et al. (2011) PM2.5	3,42
Pays-Bas / Trafic - poids lourds / Steenhof et al. (2011) PM2.5	2,53
Pays-Bas / Trafic - stop & go / Steenhof et al. (2011) PM2.5	1,21
Pays-Bas / Trafic - Tunnel / Steenhof et al. (2011) PM2.5	23,86
Atlanta, USA / Urbain / Verma et al. (2014) PM2.5	0,80
Los Angeles, USA / Trafic - routes résidentielles / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,19
Los Angeles, USA / Trafic - routes principales / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,20
Los Angeles, USA / Zone semi-industrielle / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,24
Los Angeles, USA / Trafic - parking / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,28
Los Angeles, USA / Urbain de fond / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,14
Los Angeles, USA / Urbain / Hu et al. (2008) PM2.5-10	0,17
Pays-Bas / Rural / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	0,09
Pays-Bas / Urban de fond / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	0,10
Pays-Bas / Zone industrielle / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	0,19
Pays-Bas / Trafic - urbain / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	1,29
Pays-Bas / Trafic - poids lourds / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	0,29
Pays-Bas / Trafic - stop & go / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	1,85

Pays-Bas / Trafic - Tunnel / Steenhof et al. (2011) PM2.5-10	28,07
Thessaloniki, Greece / Trafic / Velali et al. (2016) PM7.2	25,92
Thessaloniki, Greece / Trafic / Velali et al. (2016) PM7.2	12,05
Thessaloniki, Greece / Site de fond / Velali et al. (2016) PM7.2	16,53
Thessaloniki, Greece / Site de fond / Velali et al. (2016) PM7.2	10,55
Pays-Bas / Urban de fond / Janssen et al. (2014) PM10	1,70
Pays-Bas / Rural / Janssen et al. (2014) PM10	2,30
Pays-Bas / Trafic - stop & go / Janssen et al. (2014) PM10	2,60
Pays-Bas / Trafic - urbain / Janssen et al. (2014) PM10	3,70
Pays-Bas / Souterrain / Janssen et al. (2014) PM10	18,00
Milan, Italie / Trafic / Perrone et al. (2016) TSP	40,00
Milan, Italie / Trafic / Perrone et al. (2016) TSP	100,00
Milan, Italie / Trafic / Perrone et al. (2016) TSP	150,00
Milan, Italie / Zone de faible émissions (LEZ) / Perrone et al. (2016) TSP	150,00

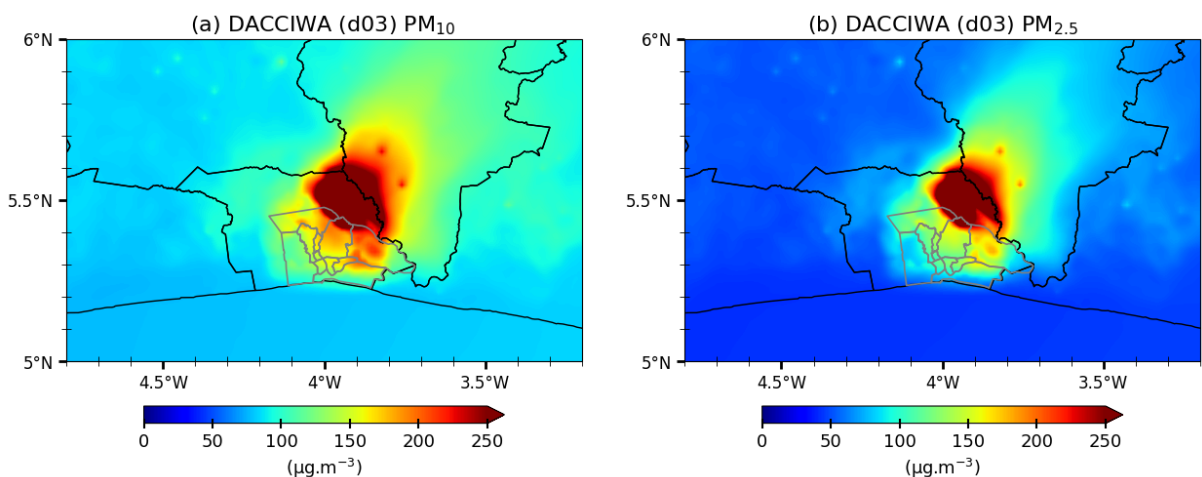
Annexe 42 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) simulées à partir de l'inventaire DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d01 du 20 Janvier au 10 Février 2019.



Annexe 43 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) simulées à partir de l'inventaire DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d02 du 20 Janvier au 10 Février 2019.



Annexe 44 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) simulées à partir de l'inventaire DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d03 du 20 Janvier au 10 Février 2019.



Annexe 45 : Cartes de variation spatiale des concentrations en surface des aérosols PM₁₀ (à gauche) et PM_{2.5} (à droite) simulées à partir de l'inventaire DACCIWA par le modèle WRF-Chem, sur le domaine d03 du 20 Janvier au 10 Février 2019, avec sur zoom sur le domaine d'étude d'Abidjan.

