



Activité T.2.3.

Simulations résultant de modélisation mise en œuvre au sein du projet

Produit T2.3.1

Rapport sur les résultats des simulations du modèle

Partenaire Responsable :

Qualitair Corse
Lieu dit Lergie RT50
20250 Corte, France

Auteur :

Gabrielle Pochet

Date :

Mars 2023

Table des matières

Liste des figures.....	5
Liste des tableaux.....	10
Introduction.....	12
1. Outils de modélisation	13
1.1. Présentation des modèles.....	13
1.1.1. PMSS : Atmosud et Qualitair Corse	13
1.1.2. CALPUFF : ARPAL –UNIGE.....	14
1.1.3. FARM : ARPAT - ADSP MTS.....	15
1.2. Données d'entrée.....	19
1.2.1. Atmosud	19
1.2.2. Qualitair Corse.....	27
1.2.3. ARPAL –UNIGE	35
1.2.4. ARPAT – ADPS MTS.....	37
1.3. Calibration et évaluation du modèle.....	46
1.3.1. Atmosud	46
1.3.2. Qualitair Corse.....	57
1.3.3. ARPAL-UNIGE.....	58
1.3.4. ARPAT – ADSP MTS.....	59
2. Résultats modélisation	63
2.1. Comparaison aux valeurs réglementaires.....	63
2.1.1. Atmosud	63
2.1.2. Qualitair Corse.....	77
2.1.3. ARPAL-UNIGE.....	87
2.1.4. ARPAT – ADSP MTS.....	99
2.2. Journées caractéristiques.....	110
2.2.1. Atmosud	110
2.2.2. Qualitair Corse.....	112
2.2.3. ARPAL-UNIGE.....	115
2.2.4. ARPAT – ADSP MTS.....	119
Conclusion	121
Annexes	122
Annexe 1 : Echelle de couleur	122
Annexe 2 : Masse annuelle de SO ₂ , PM _{2.5} et NO _x émis dans les ports de Toulon, la Seyne-Brégaillon et Nice. Années 2007, 2010 et 2013 à 2020 – Inventaire des émissions d'AtmoSud	123

Annexe 3 : Visualisation des panaches utilisés pour l'évaluation du modèle (concentrations mesurées au niveau de la cabine ToulonTCA) – Comparaison entre les concentrations en NO _x et SO ₂ mesurées et simulées.....	124
Annexe 4 : Modélisation PMSS d'un navire arrivant dans la rade Toulon avec le module "source mobile"	134
Annexe 5 : Comparaison mesures/modèle à Toulon, Brégaillon et Nice – Simulations mensuelles hiver/été.....	135
Annexe 6 : Cartes des concentrations moyennes des simulations mensuelles en échelle OMS à Toulon, Brégaillon et Nice	137
Annexe 7 : Comparaison mesures/modèle à Ajaccio et à Bastia – Simulations mensuelles été/hiver	141
Annexe 8 : Cartes des concentrations moyennes des simulations mensuelles en échelle OMS à Ajaccio et Bastia	144

Liste des figures

Figure 1 : Chaîne PMSS pour aboutir aux cartographies de la qualité de l'air	14
Figure 2 : Domaines utilisés pour les simulations FARM	17
Figure 3 : Schéma modèle régional ARIA.....	18
Figure 4: Roses des vents calculées à l'aide des données mesurées par les cabines installées à Toulon (a-d) et Brégaillon (e-f) en 2021, en distinguant les données mesurées avant 12:00 UTC (colonne de gauche) de celles mesurées après 12:00 UTC (colonne de droite).	21
Figure 5 : Roses des vents calculées à l'aide des données mesurées en 2019 par la cabine installée sur le port de Nice, en distinguant les données mesurées avant 12:00 UTC (colonne de gauche) de celles mesurées après 12:00 UTC (colonne de droite).	22
Figure 6 : Domaine de simulation PMSS à Nice (2.5 km x 3.5 km)	23
Figure 7 : Domaines de simulation PMSS à Toulon (3.3 km x 2.7 km) et Brégaillon (3.5 km x 2.5 km)	23
Figure 8 : Nombre de stationnements journaliers à quai du 01/01/2021 au 31/12/2021 dans les ports de Toulon et la Seyne-Brégaillon	25
Figure 9 : Masse totale de NO _x , SO _x , PM _{2.5} et PM ₁₀ émis en kg dans les ports de Toulon-la Seyne-Brégaillon en 2021 et Nice en 2019, par type de navire, en distinguant les émissions de la phase à quai (orange) des émissions des manœuvres (bleu).....	25
Figure 10 : Schéma explicatif des pas de temps de SPRAY (extrait du manuel utilisateur Aria Technologies).....	27
Figure 11 : Domaine de simulation PMSS à Ajaccio (1.9 km x 2.3 km).....	28
Figure 12 : Domaine de Simulation PMSS à Bastia (1 km x 1.1 km).....	28
Figure 13 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur la station fixe Fango à Bastia	30
Figure 14 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur le site Météo Pylône Nord à Ajaccio...	31
Figure 15 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur le site Météo Pylône Sud à Ajaccio.....	32
Figure 16 : Quantification des escales considérées dans le calcul des émissions (escales dont les caractéristiques des navires sont connues) pour l'année 2021	33
Figure 17 : Emissions des polluants NO _x , SO _x , PM _{2.5} et PM ₁₀ sur le port d'Ajaccio pour l'année 2021 ..	34
Figure 18 : Emissions des polluants NO _x , SO _x , PM _{2.5} et PM ₁₀ sur le port de Bastia pour l'année 2021 ..	34
Figure 19 : Image satellite de la zone portuaire de Gênes	36
Figure 20 : Image satellite de la zone portuaire de Gênes	37
Figure 21 : Contributions aux émissions des différents macro-secteurs	41
Figure 22 : Arbre décisionnel pour l'estimation des émissions des navires	42
Figure 23 : Tests de sensibilité des paramètres T _F (température des fumées à l'émission), u _z (vitesse d'émission des fumées), h _{Chem} (hauteur de la cheminée), d _{Chem} (diamètre de la cheminée), dx (pas en espace) et TOTPAR (nombre de particules)	48
Figure 24 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre dx, avec dx = 1m, 5m et 20m.....	49
Figure 25 : Temps de calcul de SPRAY pour les tests de sensibilité. Les calculs sont effectués avec 16 CPU.	50
Figure 26 : Histogrammes des concentrations par maille, pour différentes valeurs de TOTPAR, pour h _{Chem} = 30 m (gauche) et h _{Chem} = 55 m (droite).....	51
Figure 27 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre TOTPAR. A gauche TOTPAR = 20000, à droite TOTPAR = 1000. La première et la deuxième ligne comparent les cartes obtenues avec une hauteur de cheminée de 30 m et 55 m.....	51
Figure 28 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre DTSYNC/DTMIN. A gauche DTSYNC = 1 s, à droite DTSYNC = 10 s.....	52

Figure 29 : Histogrammes des concentrations par maille, pour différentes valeurs de DTSYNC, pour $h_{\text{Chem}} = 30$ m (gauche) et $h_{\text{Chem}} = 55$ m (droite).....	53
Figure 30 : Crossplots comparant les moyennes des concentrations mesurées et simulées pour NOx (gauche) et SO ₂ (droite).....	56
Figure 31 : Crossplots comparant les moyennes des concentrations mesurées et simulées pour NOx (gauche) et SO ₂ (droite). La concentration moyenne est calculée pour chacune des trois phases, la manœuvre d'arrivée à quai (a,b), le stationnement à quai (c,d) et la manœuvre de départ (e,f).	56
Figure 32 : Comparaison entre profils de concentration en NOx et SO ₂ mesurés et simulés.....	57
Figure 33 : Carte des stations de surveillance sélectionnées comme points récepteurs	58
Figure 34 : Stations météorologiques de Pise et de Livourne	59
Figure 35 : Comparaison des valeurs de température WRF pour la période annuelle 03/2017 et 02/2018. Comparaison des distributions en boîte à moustaches (à gauche) et des cycles quotidiens moyens (à droite).....	60
Figure 36 : Comparaison entre les distributions des valeurs de température calculées par WRF (période annuelle 03(2017 – 02/2018). Valeurs statistiques relatives aux distributions observées	61
Figure 37 : Comparaison entre les valeurs d'intensité de vent calculées par WRF (période annuelle 03/2017-02/2018) - Comparaison des distributions sous forme de box plot (à gauche) et des cycles journaliers moyens (à droite)	62
Figure 38 : Comparaison entre les distributions des valeurs de vitesse du vent calculées par WRF (période annuelle 03/2017-02/2018).....	62
Figure 39 : Comparaison entre les roses des vents observées dans la station de l'aéroport LIRP de Pise (à gauche) et calculées par WRF (à droite) pour la période annuelle 03/2017-02/2018	63
Figure 40 : Comparaison entre concentrations simulées, corrigées ou non du fond, et concentrations mesurées, à Toulon en période estivale (1ère ligne), à Toulon en période hivernale (2ème ligne) et à Brégaillon en période estivale (3ème ligne).....	66
Figure 41 : Comparaison entre concentrations simulées, corrigées ou non du fond, et concentrations mesurées, à Nice en période estivale (1ère ligne) et en période hivernale (2ème ligne).	67
Figure 42 : Profils moyens journaliers des concentrations mesurées par la cabine (courbes rouges), des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine (courbes bleues) et des ces mêmes concentrations, corrigées du fond (courbes vertes)	70
Figure 43 : Port de Toulon, concentrations simulées du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (e) en SO ₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO ₂ (f).	72
Figure 44 : Port de Toulon, concentrations simulées du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (e) en SO ₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO ₂ (f).	73
Figure 45 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud; (e) en SO ₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO ₂ (f).	74
Figure 46 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud; (e) en SO ₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO ₂ (f).	75

Figure 47 : Port de Nice, concentrations simulées du 01/12/19 au 31/12/19 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées; (b) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à la Nice Arson; (e) en SO ₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO ₂ (f).	76
Figure 48 : Comparaison entre concentration simulées corrigées et concentrations mesurées à Ajaccio en période estivale et hivernale.	78
Figure 49 : Comparaison entre concentration simulées corrigées et concentrations mesurées à Bastia en période estivale et hivernale.	79
Figure 50 : Profils moyens journaliers des concentrations mesurées par la cabine (courbes rouges), des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine (courbes bleues) et des ces mêmes concentrations, corrigées du fond (courbes vertes)	81
Figure 51 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO ₂ simulées, (b) en NO ₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM _{2.5} simulées, (d) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM ₁₀ simulées, (f) en PM ₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO ₂ simulées, (h) en SO ₂ simulées corrigées du fond	83
Figure 52 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO ₂ simulées, (b) en NO ₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM _{2.5} simulées, (d) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM ₁₀ simulées, (f) en PM ₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO ₂ simulées, (h) en SO ₂ simulées corrigées du fond	84
Figure 53 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO ₂ simulées, (b) en NO ₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM _{2.5} simulées, (d) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM ₁₀ simulées, (f) en PM ₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO ₂ simulées, (h) en SO ₂ simulées corrigées du fond	85
Figure 54 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO ₂ simulées, (b) en NO ₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM _{2.5} simulées, (d) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM ₁₀ simulées, (f) en PM ₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO ₂ simulées, (h) en SO ₂ simulées corrigées du fond	86
Figure 55 : Comparaison des roses des vents simulées (à gauche) et observées (à droite)	87
Figure 56 : Comparaison entre température simulée et observée	88
Figure 57 : Comparaison à l'échelle horaire entre les simulations de NO ₂ et les observations de la première campagne de mesures	89
Figure 58 : Comparaison à l'échelle horaire entre les simulations de NO ₂ et les observations de la deuxième campagne de mesure	90
Figure 59 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations de NO ₂ et les observations de la première campagne de mesure	91
Figure 60 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations de NO ₂ et les observations de la deuxième campagne de mesure	92
Figure 61 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations et les observations de PM ₁₀ et PM _{2.5} pour la première campagne de mesure	94
Figure 62 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations et les observations de PM ₁₀ et PM _{2.5} pour la deuxième campagne de mesures	95
Figure 63 : Observations du diagramme de dispersion par rapport aux simulations de NO ₂	96
Figure 64 : Observations du nuage de points vs simulations de PM ₁₀ et PM _{2.5}	97
Figure 65 : Port de Livourne, cartes des moyennes des concentrations (a) en NO ₂ simulées ; (b) en PM _{2.5} simulées ; (c) en PM ₁₀ simulées ; (d) en O ₃ ; (e) en SO ₂ simulées	100
Figure 66 : Emplacement des stations de surveillance ARPA à Livourne et Pise	102

Figure 67 : Moyenne des concertations (période 03/2017 - 02/2018) comparaison entre données station ARPAT et données calculées	103
Figure 68 : Contributions des différentes sources d'émissions aux concentrations de NO _x et de PM ₁₀ primaires aux stations fixes de l'ARPAT, en moyenne annuelle et pour les mois de janvier et juillet	105
Figure 69 : Moyennes mensuelles en µg/m ³ de la station LI-CAPPIELLO en comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPAT (a) en NO ₂ , (b) en PM _{2.5} et (c) en PM ₁₀	106
Figure 70 : Moyennes mensuelles en µg/m ³ de la station LI-CARDUCCI, comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPAT (a) en NO ₂ , (b) en CO et (c) en PM _{2.5}	107
Figure 71 : Moyennes mensuelles en µg/m ³ de la station LI-LAPIRA, comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPA, (a) en NO ₂ , (b) en SO ₂ et (c) en PM ₁₀	108
Figure 72 : Somme de la concentration en NO ₂ simulée avec AZUR heure (contribution du trafic) et de la concentration en NO ₂ simulée avec PMSS (contribution des navires) à Toulon, pour l'escale 884, le 22/08/21 entre 16h et 17h	111
Figure 73 : Somme de la concentration en NO ₂ simulée avec AZUR heure (contribution du trafic) et de la concentration en NO ₂ simulée avec PMSS (contribution des navires) à Toulon, pour l'escale 763, le 04/08/21 entre 19h et 20h	111
Figure 74 : Port d'Ajaccio, concentrations journalières en NO ₂ en µg/m ³ simulées sur des journées d'intérêts, (a) 24/08/2021, (b) 01/09/2021, (c) 15/09/2021	112
Figure 75 : Port d'Ajaccio, concentrations journalières simulées en µg/m ³ du 28/08/2021, journée dite « standard ». Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées, (b) en NO ₂ simulées, (c) en PM ₁₀ simulées, (d) SO ₂ simulées	113
Figure 76 : Port de Bastia, concentrations journalières en NO ₂ en µg/m ³ simulées sur des journées d'intérêts, (a) 27/08/2021, (b) 27/09/2021	114
Figure 77 : Port de Bastia, concentrations journalières en µg/m ³ simulées du 11/08/2021, journée dite « standard ». Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées, (b) en NO ₂ simulées, (c) en PM ₁₀ simulées, (d) SO ₂ simulées	115
Figure 78 : Comparaison entre les journées types simulées et observées pour le NO ₂	116
Figure 79 : Comparaison entre les journées types simulées et observées pour les PM ₁₀ et PM _{2.5}	117
Figure 80 : Diagrammes polaires pour le NO ₂	118
Figure 81 : Tracés polaires pour PM ₁₀ et PM _{2.5}	119
Figure 82 : Port de Toulon, concentrations simulées en µg/m ³ du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées; (b) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.	137
Figure 83 : Port de Toulon, concentrations simulées en µg/m ³ du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées ; (b) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.	138
Figure 84 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées en µg/m ³ du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées; (b) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.	139
Figure 85 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées en µg/m ³ du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM _{2.5} simulées; (b) en PM _{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO ₂ simulées; (d) NO ₂ simulées corrigées du	

fond estimé à la Seyne Genoud. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.	139
Figure 86 : Port de Nice, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 01/12/19 au 31/12/19 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.	140
Figure 87 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période estivale à Bastia	141
Figure 88 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période hivernale à Bastia	142
Figure 89 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période estivale à Ajaccio	143
Figure 90 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période hivernale à Ajaccio.....	143
Figure 91 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées	144
Figure 92 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées.....	145
Figure 93 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées	146
Figure 94 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées	147

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Paramètres par défaut</i>	35
<i>Tableau 2 : Paramètres utilisés pour la définition des sources ponctuelles, selon la catégorie EMEP associée à chaque quai lors de la phase de stationnement</i>	36
<i>Tableau 3 : Configuration de la simulation WRF</i>	39
<i>Tableau 4 : Référence du guide EMEP pour le type de moteur, carburant et puissance</i>	43
Tableau 5 : Liste des paramètres par défaut	46
Tableau 6 : Tests de sensibilité. Valeurs minimales et maximales des paramètres testés, écart entre les valeurs extrêmes de concentration $<[NO_x]>$, écart rapporté à la moyenne des concentrations $<[NO_x]>$ du paramètre testé	47
Tableau 7 : Liste des séquences modélisées pour l'évaluation du modèle	54
Tableau 8 : Stations de surveillance et caractéristiques	59
Tableau 9 : Typologie des navires présents dans simulations mensuelles des ports de Toulon, Brégaillon et Nice et hauteurs estimées des cheminées des navires pour chaque type.	64
Tableau 10 : Disponibilité des concentrations en $PM_{2.5}$, SO_2 et NO_x et rapport des concentrations moyennes en NO_2 et NO_x aux cabines de mesure et aux stations choisies pour l'estimation du fond dans chacun des trois domaines.	65
Tableau 11 : Moyennes en $\mu g.m^{-3}$ des concentrations mesurées par la cabine et des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine, aux temps tels que $C_{i}^{sim} \neq 0$	68
Tableau 12 : Concentrations de fond en $\mu g.m^{-3}$ estimée en moyennant les concentrations mesurées par les stations Toulon Claret, la Seyne Genoud et Nice Arson, sur les périodes de simulation hivernales et estivales.	71
Tableau 13 : Disponibilité des concentrations en $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 et NO_x et rapport des concentrations moyennes en NO_2 et NO_x pour Ajaccio et Bastia pour l'estimation du fond	77
Tableau 14 : Moyenne en $\mu g/m^3$ des concentrations mesurées à la cabine et des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine, aux temps tels que $C_i^{sim} \neq 0$	80
Tableau 15 : Concentrations de fond en $\mu g.m^{-3}$ estimée en moyennant les concentrations mesurées par les stations Ajaccio Canetto et Bastia Giraud sur les périodes de simulation estivale et hivernale	82
Tableau 16 : Moyennes annuelles mesurées pour l'année 2021 sur le site de Largo S.Francesco Da Paola et simulées pour les deux périodes de campagne de surveillance (août-septembre 2021 et avril-mai 2022)	96
Tableau 17 : Moyenne horaire du NO_2 (en $\mu g/m^3$) des concentrations mesurées par les cabines et stations de mesure et des concentrations simulées extraites aux emplacements.	98
Tableau 18 : Moyenne horaire des PM_{10} (en $\mu g/m^3$) des concentrations mesurées par les cabines et stations de mesure et des concentrations simulées extraites aux emplacements	98
Tableau 19 : Type et polluants surveillés pour chaque station	101
Tableau 20 : Différence moyenne (en $\mu g/m^3$) entre les stations ARPAT et les résultats du modèle ..	109
Tableau 21 : Valeurs moyennes mensuelles (en $\mu g/m^3$) réparties par polluant et station enquêtées par l'ARPAT	109
Tableau 22 : Valeurs moyennes mensuelles (en $\mu g/m^3$) divisées par polluant et station traitées par le modèle ARIANET	109
Tableau 23 : Dépassement des niveaux réglementaires (en $\mu g/m^3$) par les stations ARPAT	110
Tableau 24 : Mouvements navals relatifs aux jours indiqués	120

Introduction

Ce rapport présente les différents résultats des modélisations réalisées par plusieurs partenaires appartenant au programme AER NOSTRUM : AtmoSud, Qualitair Corse, ARPAL – UNIGE et ARPAT – ADSP MTS.

6 ports sont concernés par cette étude : Toulon, Nice, Ajaccio, Bastia, Gênes et Livourne.

La réalisation des simulations a été possible suite à la constitution au préalable d'une base de données des émissions maritimes de plusieurs polluants : PM2.5, PM10, NOX, SOX, etc. Ces calculs des émissions ont été effectués selon une méthodologie commune présentée dans le livrable T2.2.

En revanche, le choix du modèle pour réaliser les simulations était libre pour l'ensemble des partenaires, afin que ces derniers puissent choisir l'outil qui correspond le mieux à leur besoin et aux spécificités de leur territoire. Il ressort que deux « types de modèles » ont été sélectionnés, l'un eulérien (CHIMERE, FARM), l'autre lagrangien (CALMET-CALPUFF, PMSS). Malgré les spécificités de chacun d'entre eux, les types de données à saisir en entrée de modèle sont, en grandes parties, similaires et sont présentées lors du Chapitre 1.

Pour l'obtention de simulations qualitatives, il a été demandé à ce que l'ensemble des partenaires réalisent des tests de sensibilité et de calibration de leur modèle. En conséquence, les partenaires présentent dans ce rapport les simulations dites de « référence », en ayant connaissance de la fiabilité de leur modèle. L'évaluation des performances des modèles a été possible grâce aux campagnes de mesures réalisées auparavant (T1.3).

Ainsi cette étude fait état d'une estimation de la contribution des émissions actuelles du secteur maritime sur les niveaux de pollution des différents ports, partie développée au Chapitre 2. Ces résultats ont été analysés au regard de la réglementation européenne et des lignes directrices données par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

1. Outils de modélisation

1.1. Présentation des modèles

1.1.1. PMSS : Atmosud et Qualitair Corse

PMSS (Parallel Micro-SWIFT-SPRAY) est un modèle lagrangien développé par ARIA Technologies, permettant de simuler, à micro-échelle (échelle métrique), le transport tridimensionnel de polluants émis par des sources ponctuelles, linéiques ou surfaciques. Il constitue notamment le cœur de calcul du logiciel SIMPAC utilisé par AtmoSud pour la simulation de rejets accidentels de polluants. Il est également utilisé dans le système AIRCITY par Airparif (Observatoire de la qualité de l'air de Paris) sur les usines de traitement des eaux du Groupe SUEZ. Il est particulièrement adapté à des environnements complexes tels que les milieux urbains, car permet de prendre en compte l'effet de la topographie et des obstacles ¹².

Le modèle PMSS est constitué de deux parties : la première, dénommée SWIFT, permet de calculer le champ de vent, de température et de turbulence, la seconde, dénommée SPRAY, permet de calculer le champ de concentration résultant du champ de vent et de l'émission.

SWIFT s'exécute via le modèle PSWIFT (Parallel SWIFT) développé par ARIA Technologies. Pour éviter de résoudre l'équation de Navier-Stokes complète, PSWIFT impose la conservation de la masse (divergence du vent nulle). Les données d'entrée de PSWIFT sont des données de relief, d'occupation des sols, de bâtiments ainsi que des données météo. Le relief est donné par un modèle numérique de terrain (MNT). L'occupation des sols est donnée par la base de données Corine Land Cover (CLC), et renseigne sur la rugosité des surfaces. Les données des bâtiments sont fournies via leur emprise au sol et leur hauteur, pour être converties en un format compréhensible par PSWIFT. Les données météo peuvent être des données simulées via le modèle WRF (Weather Research Forecasting), ou être issues de mesures réelles. En raison de l'incertitude sur les données modélisées, il est recommandé de privilégier les données mesurées lorsqu'elles sont disponibles.

Dans un premier temps, SWIFT interpole les données météo sur les points de la grille de calcul. Des zones vides sont créées aux endroits où se situent les obstacles, puis le champ de vent est ajusté de manière à tenir compte de ces obstacles. L'effet des obstacles est obtenu par le calcul de zones d'écoulement spécifiques, qui dépendent des dimensions des bâtiments et de l'incidence du vent. On en distingue trois types, les zones de contournement, les zones de recirculation et les zones de sillage.

SPRAY s'exécute via le modèle PSPRAY (Parallel Spray) développé par ARIA Technologies et ARIANET. Il s'agit d'un modèle lagrangien qui résout la dispersion des polluants dans l'atmosphère (advection et diffusion), et permet de calculer les trajectoires des panaches à partir des champs de vent modélisés par PSWIFT. PSPRAY peut calculer des champs de concentration en gaz, en particules, mais aussi de doses radioactives. En outre, il permet de prendre en compte les pertes de masse dues aux dépôts secs et humides.

Le calcul de SPRAY s'effectue au moyen de particules virtuelles, transportées par l'écoulement. Le temps de calcul dépend du nombre de particules émises à chaque pas de temps d'émission, ainsi que

¹ Trini Castelli S., Armand P., Tinarelli G., Duchenne C., Nibart M. [2019]. Validation of a Lagrangian Particle Dispersion Model with Wind Tunnel and Field Experiments in Urban Environment. Journal of Boundary-Layer Meteorology – 2019

² Nibart M., Ribstein B., Ricolleau L., Tinarelli G., Barbero D., Albergel A., Moussafir J. [2021]. Optimization of HPC Use for 3D High Resolution Urban Air Quality Assessment and Downstream Services. Atmosphere 2021, 12, 1410

du champ de vent calculé par SWIFT, qui va déterminer le temps de résidence des particules dans le domaine. Plus le vent est fort, moins les particules restent dans le domaine et plus le calcul est rapide. Chaque particule transporte une certaine quantité de polluant. Les paramètres renseignés par l'utilisateur sont les flux d'émission, le pas de temps des émissions ainsi que le nombre de particules émises à chaque pas de temps. SPRAY calcule la quantité de polluant représentée par une particule. L'utilisateur doit ajuster les pas de temps des émissions et la quantité de particules émises, pour trouver un compromis entre le temps de calcul et la résolution du calcul.

La version de PMSS utilisée pour ce travail n'est pas le logiciel SIMPAC. Il s'agit d'une version de PMSS « brute » (en ligne de commande) pour Atmosud. Cette version, plus complexe à utiliser qu'une version avec interface graphique, donne à l'utilisateur plus de pouvoir dans la gestion des données d'entrée et le paramétrage du modèle. Qualitair Corse a utilisé la version de PMSS avec l'interface graphique.

La Figure 1 présente la chaîne de calcul avec les différentes données d'entrée nécessaires.

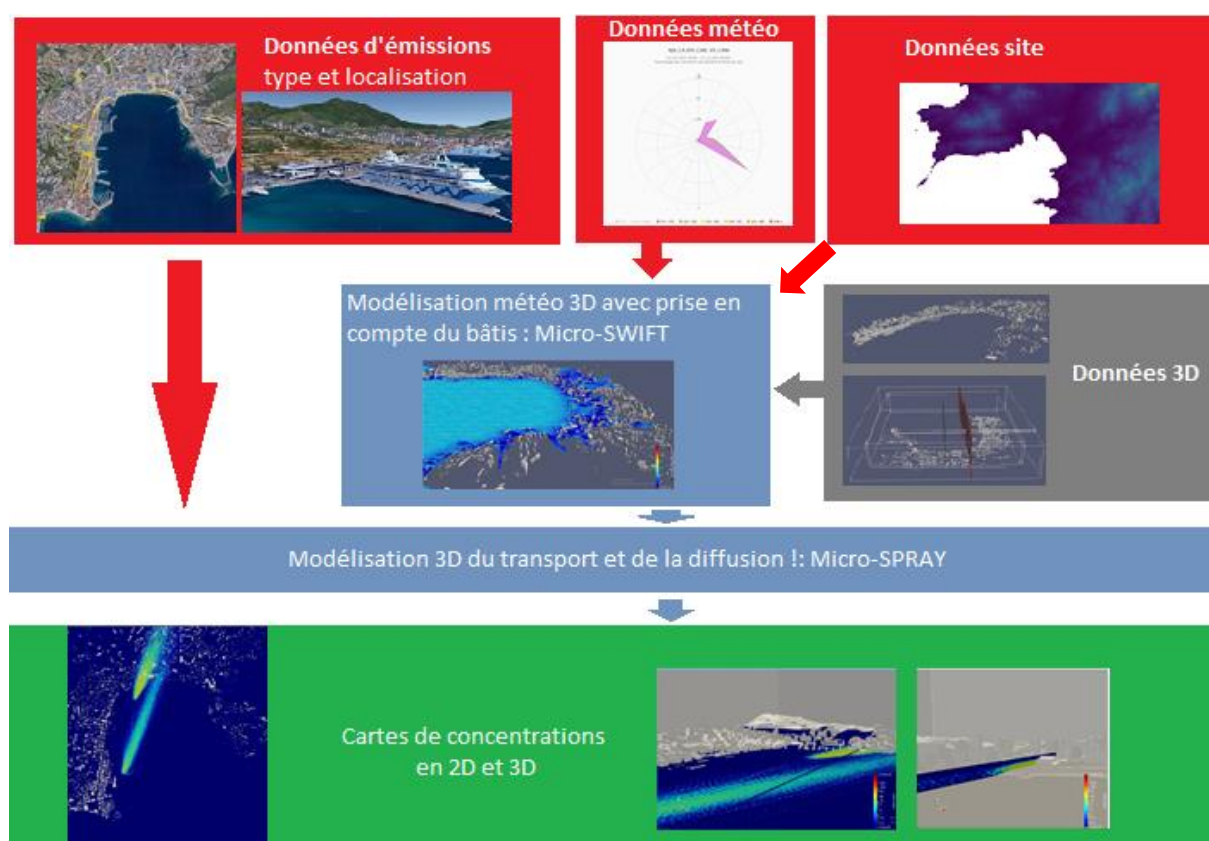


Figure 1 : Chaîne PMSS pour aboutir aux cartographies de la qualité de l'air

1.1.2. CALPUFF : ARPAL –UNIGE

Le modèle de dispersion utilisé par ARPAL –UNIGE est le modèle appelé CALPUFF. Il s'agit d'un modèle de dispersion atmosphérique semi-lagrangien, non stationnaire et multi-espèces qui simule les effets d'une météorologie spatialement et temporellement variable sur le transport ainsi que la transformation et l'élimination des polluants. L'utilisation de CALPUFF se justifie pour l'étude des phénomènes dispersifs à des échelles allant de la centaine de mètres à la centaine de kilomètres des sources, échelles compatibles avec l'objet de cette étude. Le modèle comprend à la fois des algorithmes qui décrivent des phénomènes physiques importants à de petites échelles spatiales

(ruissellement de pointe de cheminée, ruissellement de bâtiment, montée progressive du panache, pénétration partielle du panache de polluant au-delà de la couche de mélange, effets d'interaction avec les littoraux et impact sur le sol), et algorithmes liés à d'importants mécanismes physiques à grande échelle spatiale (élimination des polluants due aux dépôts humides et secs, transformation chimique, cisaillement vertical du vent, transport de l'eau, fumigation et effets sur la visibilité).

CALPUFF peut décrire des sources ponctuelles, volumétriques, surfaciques et linéaires. Les données d'entrée météorologiques 3D spatialement et temporellement variables sont fournies dans cette étude par le modèle CALMET qui, à son tour, acquiert des informations du modèle météorologique de pointe appelé WRF (Weather Research and Forecasting) exploité au DICCA (Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica e Ambientale – Université de Gênes) sur une base quotidienne. Un système de prévision de la qualité de l'air basé sur la chaîne décrite ci-dessus reproduit correctement des phénomènes tels que la stagnation des polluants (vents calmes), la recirculation des vents et la variation temporelle et spatiale des conditions météorologiques. Ces aspects sont certainement importants dans les domaines d'intérêt de cette étude et justifient l'utilisation de cette approche.

1.1.3. FARM : ARPAT - ADSP MTS

Le modèle créé pour l'Autorité du Système Portuaire, qui prend le nom d'ARIA Régional, est un modèle de type eulérien et a été acquis par l'établissement pour satisfaire aux obligations liées aux prescriptions de la procédure d'Evaluation Environnementale Stratégique (EES) du nouveau Plan de réglementation portuaire, mis en œuvre par l'AdSP MTS limité aux émissions atmosphériques et à la qualité de l'air, et contenu dans l'avis du noyau régional unifié d'évaluation et de vérification des obligations publiques (NURV) de la région Toscane (06.03.2014), qui prévoyait :

- le développement et la mise en œuvre d'un système de modélisation intégré visant à évaluer les impacts sur la qualité de l'air, pour la gestion des interventions prévues dans le port de Livourne
- l'intégration des effets de l'intervention unique, mais aussi de l'effet combiné des actions précédemment mises en œuvre, concernant à la fois le périmètre de mise en œuvre du PRP, et d'autres stratégies de planification et de mise en œuvre (Plan général d'urbanisme, plans sectoriels tels que la mobilité, l'énergie, atmosphérique, acoustique, etc.)

Le modèle créé a donc été développé et configuré pour la zone de Livourne et comprend un système de modélisation intégré (conformément aux exigences liées aux exigences SEA du nouveau Plan de Régulation Portuaire (PRP) limité aux émissions dans l'atmosphère et à la qualité de l'air).

Cette activité est possible grâce aux composants qui forment l'ensemble du modèle : différents modules de modélisation météorologique et d'émissions de qualité de l'air, alimentés par des bases de données qui décrivent de manière conforme le territoire, les émissions liées aux activités présentes sur celui-ci, ainsi que les contributions aux niveaux de fond des concentrations données par les sources les plus éloignées.

Le modèle mis à la disposition de l'établissement comprend :

- un système de modélisation qui évalue l'état de l'art
- un client 3D évolutif pour les polluants primaires et secondaires

- l'évaluation du port à laquelle s'ajoutent les émissions de la ville de Livourne et de ses environs significatifs
- les sources d'émission à partir de l'inventaire régional

Les bases de données au sein du projet, après la définition d'une zone d'évaluation, sont relatives à tous les types d'émissions présentes et qui dérivent de : conditions aux limites, données météorologiques, trafic routier, trafic maritime, sources ponctuelles d'émission et sources naturelles.

La première étape consiste à définir la zone d'étude, en particulier le port de Livourne et ses environs significatifs, y compris la ville de Livourne et ses environs. Le domaine pris en considération est représenté sur la Figure 2 : il a une première zone de 40 km de large qui comprend le port de Livourne, le reste du territoire communal, la bande côtière (qui s'étend de Rosignano Solvay jusqu'au-delà de Marina di Pisa) et un arrière-pays qui atteint la partie nord jusqu'à Pise. Le choix du domaine reflète à la fois la possibilité de considérer les zones potentiellement affectées par des impacts significatifs des activités portuaires sur la qualité de l'air, et la nécessité d'inclure les éventuelles contributions des sources situées dans les zones environnantes dans les simulations de modélisation. Le modèle de qualité de l'air choisi pour être mis en œuvre sur ce domaine est de type tridimensionnel réactif : par une description appropriée des conditions aux limites (concentrations évolutives de polluants aux bords du domaine) il est également capable de prendre en compte l'influence possible de sources plus éloignées (hors domaine) sur la formation de polluants secondaires (ozone, particules secondaires, etc.).

Un deuxième domaine plus interne, de 20 km de large, a été pris en considération, employé avec une résolution plus élevée et en mode non réactif, afin de décrire plus en détail la répartition territoriale des impacts des variations des configurations des sources d'émission sur les concentrations primaires des composants dans les zones environnantes.

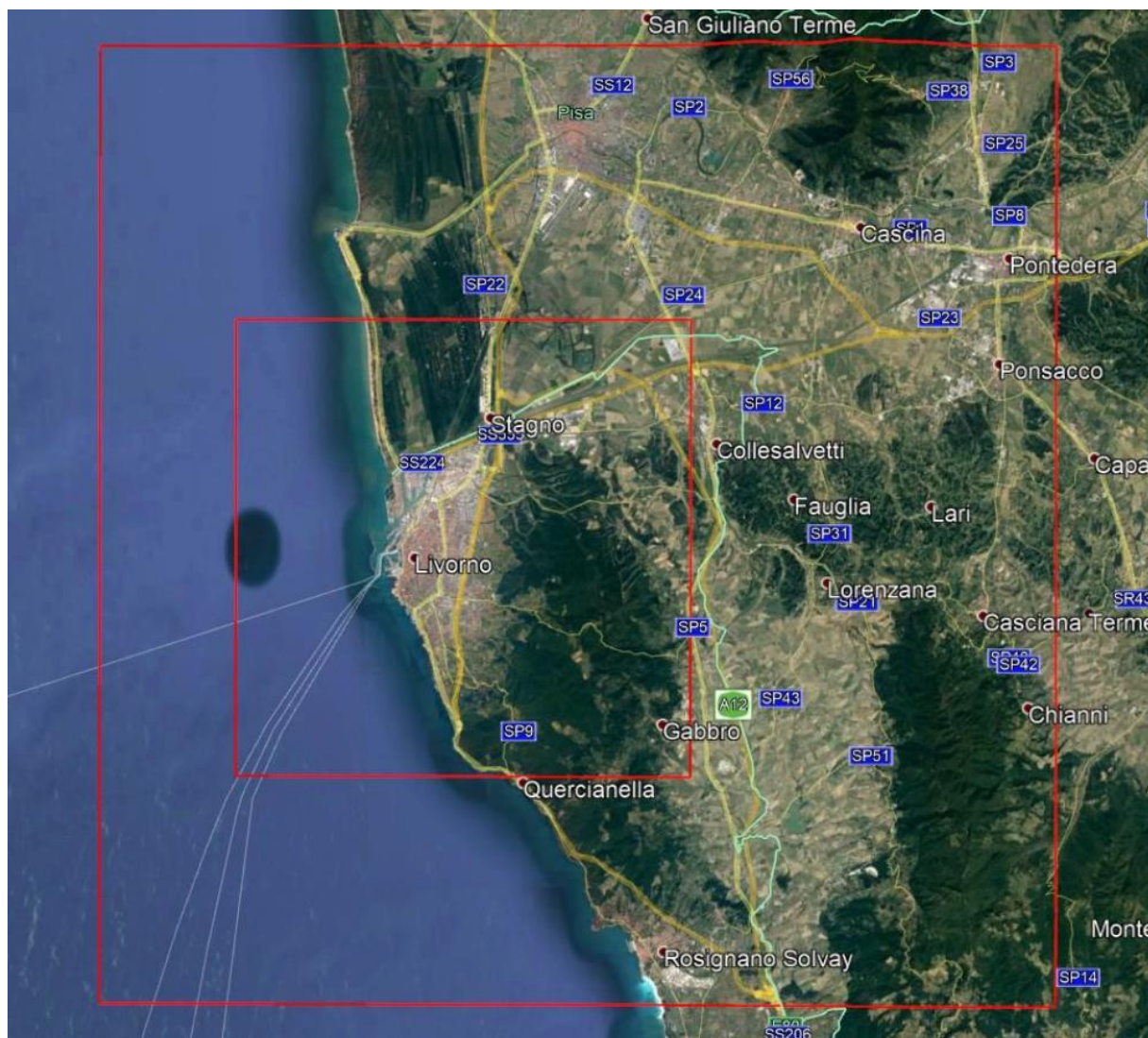


Figure 2 : Domaines utilisés pour les simulations FARM

Le modèle eulérien photochimique FARM a été utilisé pour simuler les concentrations de polluants primaires et secondaires provenant des sources liées aux activités portuaires, ainsi que de toutes les sources présentes aux alentours.

FARM est un modèle eulérien réactif capable de simuler le transport et la diffusion, les transformations chimiques dans les phases gazeuses et aérosol, ainsi que les éliminations sèches et humides des polluants rejetés par toutes les sources présentes dans les domaines de calcul considérés, d'origine anthropique ou naturelle. A travers les « conditions aux limites » des différents polluants aux bords du domaine de calcul, il permet également de prendre en compte les contributions des sources les plus éloignées aux niveaux de fond des polluants secondaires. Le modèle, correctement configuré et alimenté, est donc capable d'estimer les niveaux de qualité de l'air à comparer aux normes légales.

FARM est le modèle national de référence utilisé au sein du projet MINNI (www.minni.org), dans les activités institutionnelles de diverses ARPA (Lombardie, Piémont, Vallée d'Aoste, Frioul-Vénétie Julienne, Latium, Molise, Pouilles, Calabre), y compris des évaluations régionales annuelles de la qualité de l'air, des systèmes de prévisions quotidiennes et des études de scénarios, ainsi que des évaluations d'impact sur l'environnement à différentes échelles.

FARM fait partie d'ARIA Régional, pour la simulation multi-échelle de la qualité de l'air. Le système de modélisation utilisé dans la configuration retenue pour cette étude est illustré schématiquement dans la Figure 3 et comprend :

- des modules de traitement des données territoriales (orographie, occupation du sol, cartographie) ;
- un ensemble de modules pour préparer une entrée d'émission complexe (Emission Manager) à partir des données d'inventaire ;
- des modèles pour affiner l'apport météorologique aux simulations de la qualité de l'air (WRF et SURFpro) ;
- des préprocesseurs pour le traitement des conditions aux limites chimiques ;
- le modèle FARM de dispersion et de transformations chimiques des polluants.

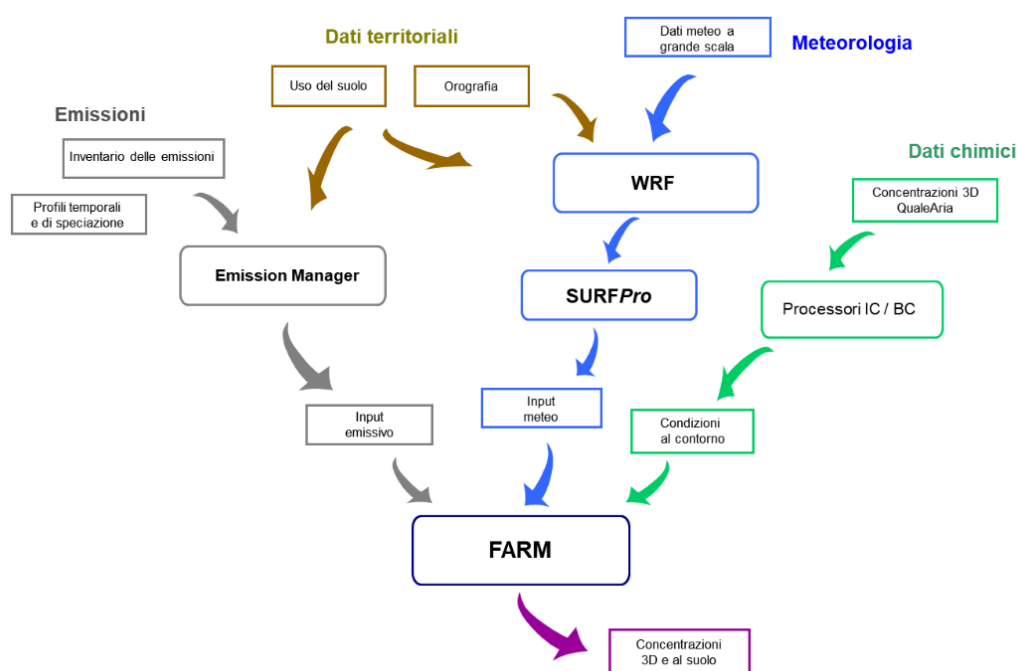


Figure 3 : Schéma modèle régional ARIA

Le modèle FARM en mode réactif a été configuré sur le domaine latéral de 40 km indiqué sur la figure 2, en utilisant une grille horizontale avec un pas de 1 km et 16 niveaux verticaux, progressivement espacés à partir du sol, placés à 10, 31, 55, 84, 121, 171, 242, 347, 505, 743, 1100, 1635 2440, 3650, 5470, 8200 m au-dessus de l'orographie.

À l'aide du préprocesseur SURFPro, l'entrée météorologique a été complétée avec les informations nécessaires à FARM. Après l'estimation des paramètres "d'échelle" utilisés pour décrire la turbulence atmosphérique, réalisée à partir des champs des variables météorologiques de base fournies par le modèle WRF et des informations d'occupation du sol, les champs 3D de l'horizontale et de la verticale et les taux de dépôt pour les différentes espèces chimiques. Ces derniers permettent de décrire les échanges avec la surface en l'absence de précipitations, et sont estimés par des paramétrisations prenant en compte à la fois la nature du polluant, l'occupation du sol et les conditions météorologiques actuelles en chaque point.

1.2. Données d'entrée

1.2.1. Atmosud

- Données de relief et d'occupation du sol

Les données d'occupation du sol sont celles du CRIGE PACA³ en 2006. Ce sont les données du Corine Land Cover sur la région PACA. Le MNT est celui fourni par le CRIGE PACA en 2010. Les données d'occupation du sol tout comme le MNT sont rasterisés à 25 m de résolution. Les données de hauteur et d'emprise au sol des bâtiments sont issues de la BD TOPO de l'IGN⁴. Aucun de ces éléments n'a été modifié au cours de ce travail, les données d'entrée modifiées par l'utilisateur pour cette étude étant essentiellement les données d'émission et les données météo.

- Données météo

○ Résolution temporelle

Les données météo fournies au modèle sont des données de vitesse et direction des vents. Le pas de temps des données météo détermine le pas de temps des sorties de SWIFT, qui ne peut pas être réglé directement par l'utilisateur. Ainsi, pour des sorties horaires, les données météo fournies à SWIFT doivent être des données horaires. Pour des pas de temps courts, on veillera toutefois à ne pas trop diminuer la résolution temporelle des données météo, pour éviter que les effets de turbulence prennent trop d'importance par rapport à l'écoulement principal. Le pas de temps des sorties de SPRAY pouvant être différent de celui de SWIFT, pour des sorties de SPRAY avec un pas de une minute, on utilisera des données météo décrites avec un pas de dix minutes.

○ Simulations mensuelles

L'objectif des simulations mensuelles est de comparer un mois complet de simulation en période hivernale et estivale, pour chacun des trois domaines. A Toulon et Brégaillon, l'année 2021, année de la campagne de mesures réalisée dans le cadre du projet Aer Nostrum, est retenue. Pour Nice, l'année 2021 étant encore impactée par la réduction d'activité due à l'épidémie de COVID-19, arrivée en France en 2020, les périodes retenues couvrent l'année 2019.

A Nice, une cabine de mesures a été installée sur le Quai Entrecasteaux en juillet 2017, avant d'être déplacée en mai 2021 quai du Commerce. Pour l'année 2019, cette cabine a mesuré des données d'août à décembre. Les mois modélisés sont donc août et décembre.

A Toulon, une cabine a été installée en 2020 sur le toit de la DDTM83 (Direction Départementale des Territoires et de la Mer du Var), puis a été déplacée en juin 2021 à l'entrée du terminal ferry TCA, de façon à mieux intercepter les vents en provenance de la rade. A Brégaillon, une cabine mobile a été installée dans le cadre de la campagne de mesures Aer Nostrum, du 28/07/2021 au 06/10/2021. Le mois d'été simulé à Toulon et Brégaillon est donc le mois d'août 2021. On choisit pour le mois d'hiver une période allant de mi-février à mi-mars 2021 qui montre une dynamique de trafic maritime opposée à celle du mois d'août. Le port de Brégaillon n'ayant pas accueilli de station en période hivernale, les données météo utilisées pour l'hiver 2021 à Brégaillon sont des données calculées, issues du modèle de simulation météorologique WRF, pour la même période que Toulon.

³ <https://www.crig-paca.org/>

⁴ <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/vecteur/bdtopo>

- Analyse des données météo et choix des domaines

Les données de vent utilisées dans cette étude pour les ports de Toulon, Brégaillon et Nice sont présentées en Figure 4 et Figure 5, sous forme de roses des vents. Ces roses des vents sont calculées à l'aide des données quart-horaires, en différenciant les données du matin (avant 12:00 UTC) de celles de l'après-midi (après 12:00 UTC). La première ligne de la Figure 4, montre les roses des vents mesurées par la cabine de Toulon sur une période hivernale, la seconde sur une période estivale. Dans le premier cas la cabine était positionnée sur le toit de la DDTM83, dans le second cas elle était placée à l'entrée du terminal ferry TCA. A Brégaillon, les données météo ne sont disponibles que pour l'été 2021, la cabine de Brégaillon n'ayant été installée que pour la durée de la campagne de mesures du projet Aer Nostrum. A la Figure 5, la première ligne montre les roses des vents mesurées par la cabine sur une période hivernale, la seconde sur une période estivale

A Toulon, on observe principalement deux régimes de vent, un vent de secteur Nord-Est qui amène les polluants depuis la ville (brise de terre) et un vent de secteur Sud-Ouest, plus puissant, amenant les polluants émis par les navires. La brise de terre s'observe plus particulièrement le matin. L'hiver, les vents en provenance de la mer se lèvent généralement en seconde partie de journée. L'été, la brise de mer s'observe le matin et l'après-midi, avec une fréquence plus marquée l'après-midi⁵.

Au port de Brégaillon, pour lequel seules des données estivales sont disponibles, on observe là encore deux régimes de vent, l'un de secteur Ouest, qui souffle depuis la ville, l'autre de secteur Est, qui amène la pollution maritime. Les vents de secteur Ouest sont les plus fréquents. Des vitesses de vent élevées peuvent néanmoins être enregistrées en provenance de l'Est, plus particulièrement le matin.

A Nice, deux régimes de vent se distinguent encore nettement, l'un de secteur Nord, en provenance de la ville, l'autre de secteur Sud, en provenance du large. L'été, les vents de secteur Sud sont un peu plus fréquents l'après-midi, tandis que les vents de secteur Nord sont majoritaires le matin. L'hiver, les vents de secteur Nord sont prédominants, matin comme après-midi.

⁵ Les différences de régime de vent entre matin et après-midi observées à Toulon ont également été commentées dans le livrable T1.3.1 (rapport sur les campagnes de surveillance), dans la section consacrée à l'analyse des données des microcapteurs.

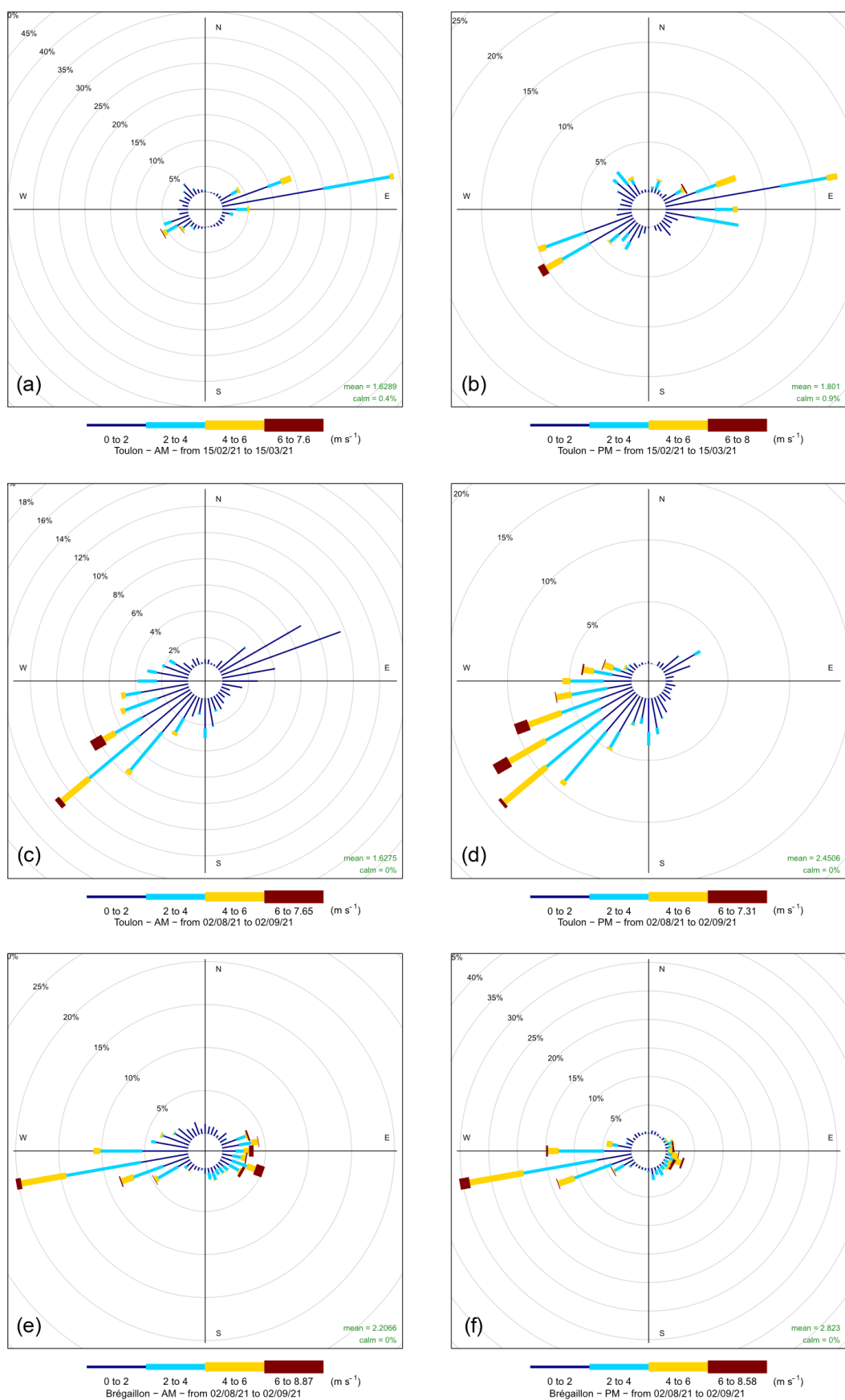


Figure 4: Roses des vents calculées à l'aide des données mesurées par les cabines installées à Toulon (a-d) et Brégaillon (e-f) en 2021, en distinguant les données mesurées avant 12:00 UTC (colonne de gauche) de celles mesurées après 12:00 UTC (colonne de droite).

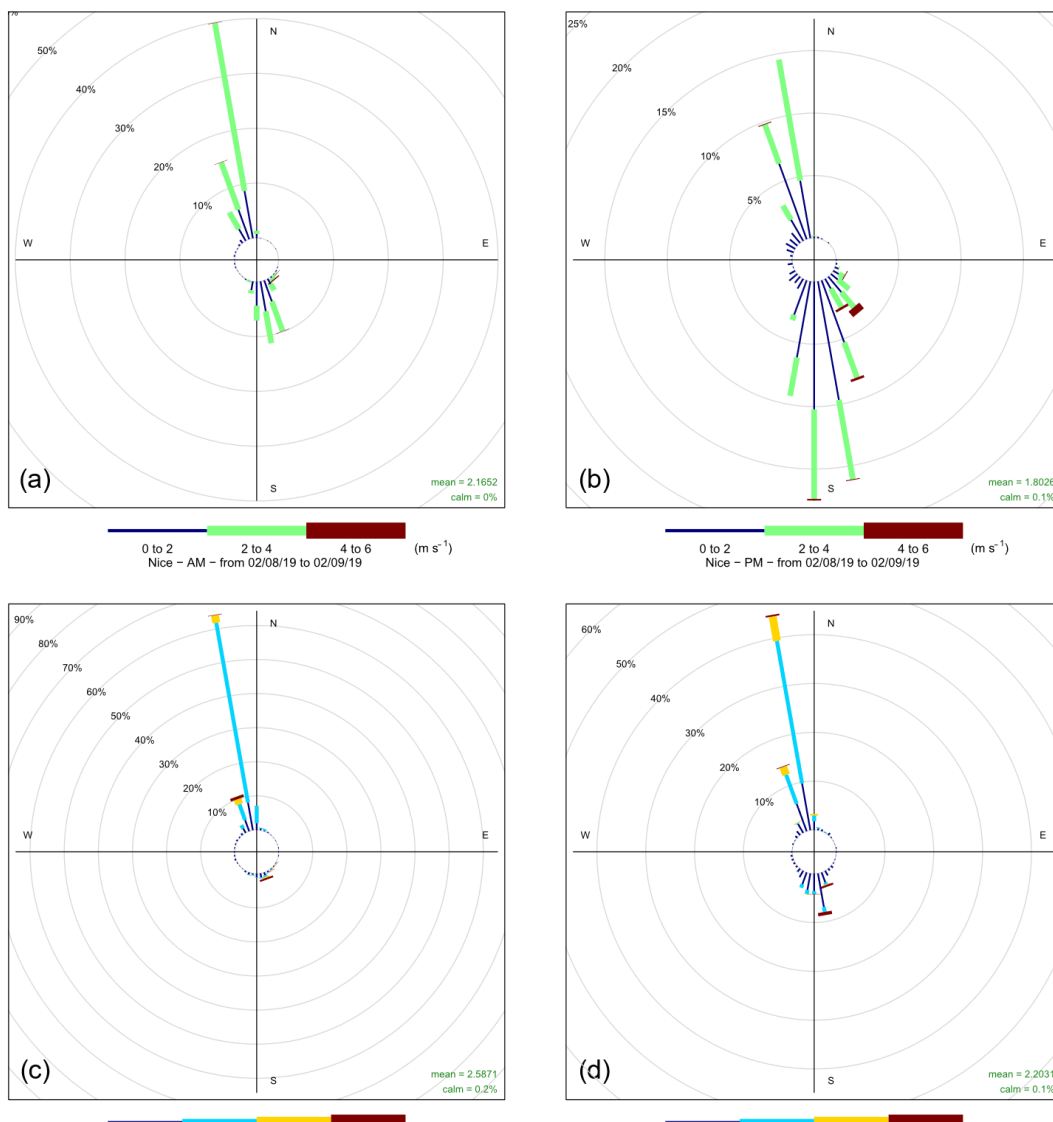


Figure 5 : Roses des vents calculées à l'aide des données mesurées en 2019 par la cabine installée sur le port de Nice, en distinguant les données mesurées avant 12:00 UTC (colonne de gauche) de celles mesurées après 12:00 UTC (colonne de droite).

L'analyse des régimes de vent permet de définir les domaines de simulation de manière adaptée. Ces domaines, ainsi que les points de mesure et les emplacements des quais, sont représentés en Figure 6 et en Figure 7. A Toulon, les vents ramenant les polluants des navires vers la ville étant principalement de secteur Sud-Ouest, le domaine est positionné de façon à ce que les quais occupent la partie Sud-Ouest. A Brégaillon, les vents ramenant les panaches des navires vers la ville étant de secteur Est, le domaine est étiré vers l'Ouest. A Nice, le domaine est étiré dans la direction Nord-Sud, de façon à ce que les quais occupent la partie Sud. Il faut veiller à ce qu'une station de mesure fixe soit présente dans chacun des domaines, de façon à pouvoir estimer le « fond » de concentration.

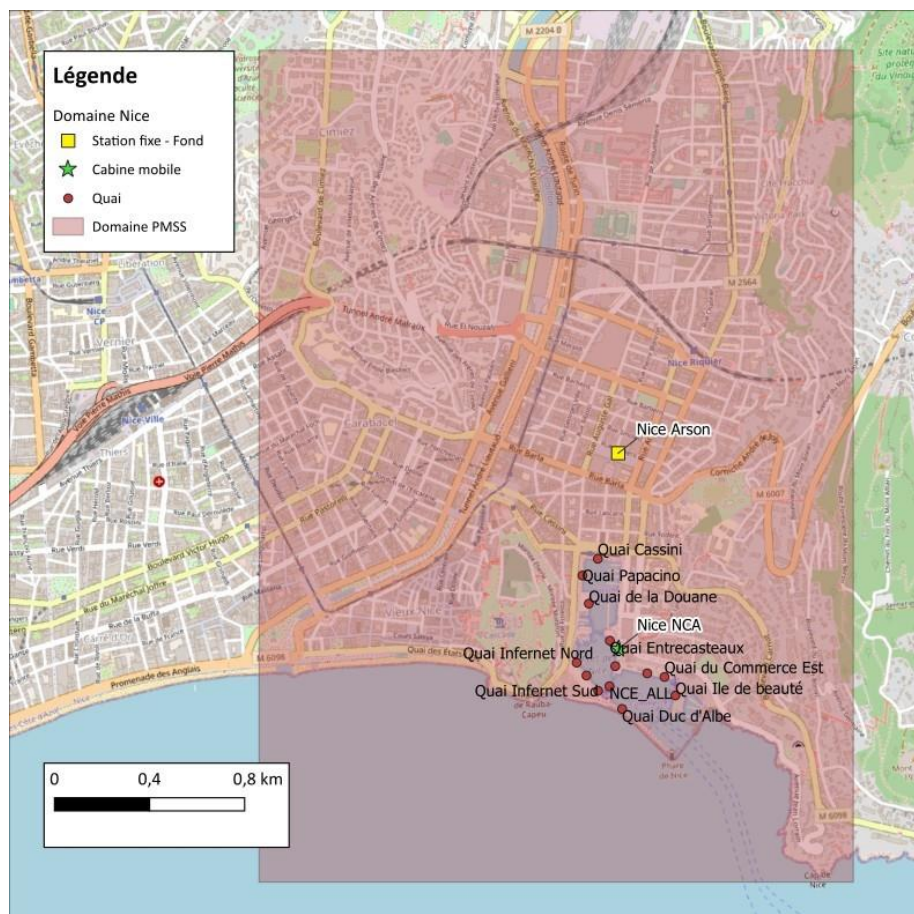


Figure 6 : Domaine de simulation PMSS à Nice (2.5 km x 3.5 km)



Figure 7 : Domaines de simulation PMSS à Toulon (3.3 km x 2.7 km) et Brégailhon (3.5 km x 2.5 km)

- Données d'émissions

Pour son fonctionnement, AtmoSud a constitué une base de données d'émissions pour la région Provence Alpes Côte d'Azur, mise à jour chaque année. La constitution de la base de données des émissions maritimes a été présentée dans le livrable T2.2 - *Préparation des données d'émission pour les modèles de simulation*. Les émissions sont calculées pour plusieurs polluants et pour les différentes phases de circulation des navires, à savoir la phase « trajet » (navire loin du port), la phase « manœuvre » (navire dans le port) et la phase à quai (navire en stationnement).

Les émissions des navires dépendent de leur consommation énergétique, selon la formule :

$$E_p = C \times F_p$$

où E_p est l'émission [kg/an] du polluant p , C la consommation de carburant [J/an] et F_p le facteur d'émission propre au polluant p [kg/J].

La consommation de carburant des navires est calculée selon les préconisations du guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires du LCSQA⁶ (guide PCIT2⁷). Elle dépend des spécificités techniques des navires, telles que la jauge brute ou le carburant utilisé. Les caractéristiques des navires peuvent être récupérées grâce à un identifiant IMO qui est propre à chaque navire. Les navires sont également classés dans une catégorie (e.g., Ferry, Paquebot, Tanker, Remorqueur) de façon à pouvoir leur attribuer des caractéristiques génériques lorsqu'ils n'ont pas d'IMO.

Les quantités émises de SO_x, NO_x et PM_{2.5} en phase à quai et en phase de manœuvre dans les ports de Toulon, la Seyne-Brégaillon et Nice entre 2007 et 2020 calculées par AtmoSud sont consultables dans l'Annexe 2. Dans cette étude, les émissions des navires sont calculées à partir de leurs temps de présence dans les ports, estimés grâce aux données d'escales.

○ Ports de Toulon et la Seyne-Brégaillon

A Toulon et la Seyne-Brégaillon, les données d'escale des navires sont fournies par la Capitainerie, qui établit au long cours un relevé d'arrivées et départs des navires commun aux deux ports. Certains navires peuvent changer de quai, voire se déplacer d'un port à l'autre. La durée de stationnement des navires étant bien supérieure à leur durée de circulation dans la rade, la phase à quai est la plus émissive rapportée à l'année, c'est pourquoi les émissions dues aux déplacements à l'intérieur des ports sont habituellement considérées comme négligeables dans l'inventaire des émissions. En 2021, les escales concernées par un ou plusieurs changements de quai représentent 6% des escales listées par la capitainerie. Dans ce travail, les performances du modèle PMSS sont évaluées au cours de la phase à quai, mais également des phases de manœuvre, c'est pourquoi les scripts de calcul ont été adaptés pour tenir compte de tous les déplacements des navires, y compris les changements de quai au sein du même port, ou entre les ports de Toulon et Brégaillon. In fine, le calcul montre que les déplacements entre les quais représentent 0.5% du total des émissions en phase de manœuvre.

⁶ Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

⁷ Guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques (polluants de l'air et gaz à effet de serre), Ministère de la Transition écologique et solidaire, Direction générale de l'Energie et du climat, Bureau de la Qualité de l'air, version n°2, juin 2018

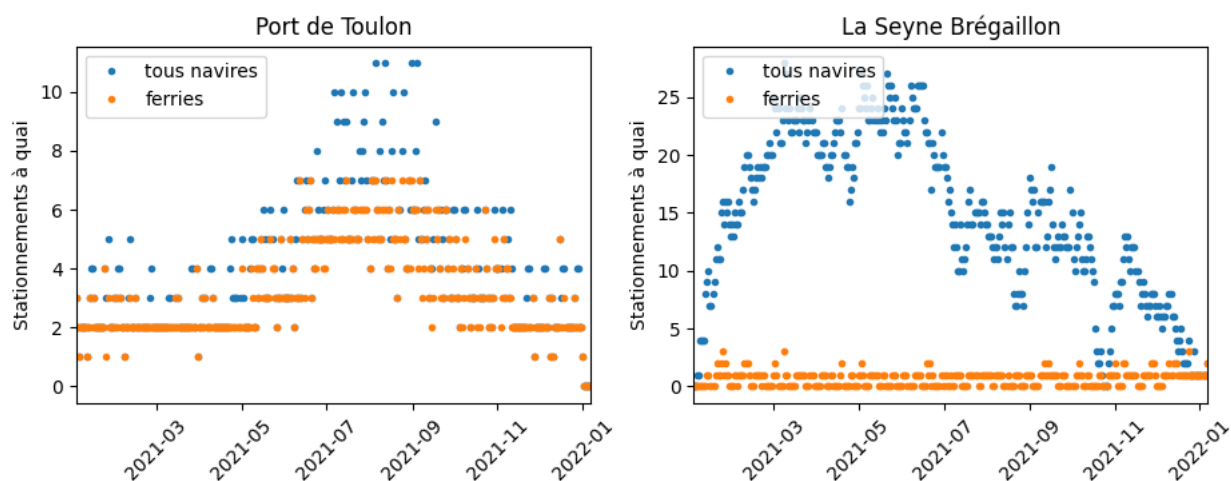


Figure 8 : Nombre de stationnements journaliers à quai du 01/01/2021 au 31/12/2021 dans les ports de Toulon et la Seyne-Brégaillon

La Figure 8 présente le nombre journalier de stationnements à quai dans chacun des deux ports, du 01/01/2021 au 31/12/2021, en distinguant les ferries du nombre total de navires. Chaque amarrage étant compté comme un stationnement, un navire qui change de quai le même jour est compté autant de fois qu'il change de quai. C'est essentiellement le cas des navires citernes. On constate sur la Figure 8 que les ferries stationnent essentiellement à Toulon, avec une augmentation de l'activité de juin à septembre. Le port de Brégaillon accueille occasionnellement des ferries, avec un nombre total de navires à quai plus important l'hiver, en particulier entre février et juin. Avec un nombre réduit de navires à Toulon et une grande quantité de navires en station à Brégaillon, le trafic maritime sur la période février-mars présente une dynamique opposée à celle du mois d'août. Ceci justifie le choix de ces deux périodes pour les simulations mensuelles.

La répartition des émissions des navires en kg, par type de navire, sur l'année 2021 est présentée en Figure 9. L'activité de la rade de Toulon-la Seyne est dominée par les ferries et les paquebots.

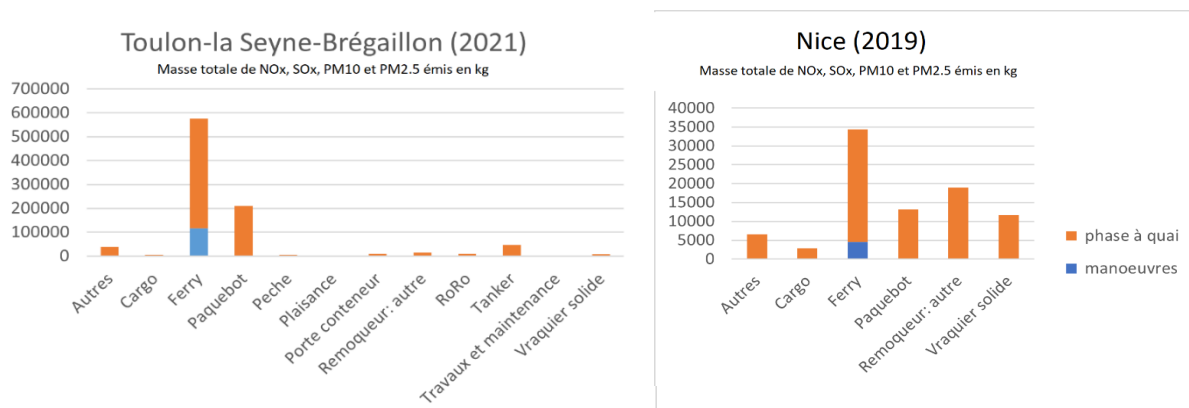


Figure 9 : Masse totale de NO_x , SO_x , $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10} émis en kg dans les ports de Toulon-la Seyne-Brégaillon en 2021 et Nice en 2019, par type de navire, en distinguant les émissions de la phase à quai (orange) des émissions des manoeuvres (bleu)

- Port de Nice

Comme pour les ports de Toulon et la Seyne-Brégaillon, le calcul des émissions du port de Nice en 2019 est effectué à l'aide de données d'escales, fournies par les autorités portuaires. La répartition des émissions par type de navire présentée en Figure 9 montre que les ferries sont les navires qui génèrent le plus d'émissions, mais que ces émissions sont inférieures de près de moitié à celles du port de

Toulon. Les émissions des paquebots sont du même ordre dans les deux ports. Les émissions estimées des vraquiers et remorqueurs sont quant à elles plus importantes dans le port de Nice que dans le port de Toulon-la Seyne.

- **Paramètres**

- Paramètres physiques

Outre les flux d'émission et la force convective de l'écoulement, le calcul de SPRAY est très impacté par la hauteur du point d'émission. Cette hauteur dépend de la hauteur de la cheminée, notée h_{Chem} , mais également de la surhauteur du panache, en lien avec le contraste de température entre celui-ci et le milieu ambiant. Plus la surhauteur est importante, plus les concentrations ressenties au niveau du sol sont faibles. Cette surhauteur dépend notamment de la température à l'émission, noté TF [°C], de la vitesse d'émission des fumées, notée uz [m.s-1] et du diamètre de la cheminée noté d_{Chem} [m]. Ces grandeurs ne pouvant pas être fixées de manière précise en l'état actuel des données disponibles, elles sont traitées ici comme des paramètres ajustables.

- Paramètres numériques

Le modèle PMSS contient de nombreux paramètres qu'il est possible de faire varier. Les trois paramètres essentiels retenus pour ces tests sont le pas en espace dx , les pas de temps de SPRAY et le nombre de particules émises par pas d'émission.

- Nombre de particules émises

Le nombre de particules émises est réglé avec le paramètre TOTPAR, qui correspond au nombre total de particules émises toutes les DTMIN secondes. Lorsque plusieurs sources sont présentes, chaque source active émet une quantité de particules égale à $TOTPAR/ns$, où ns est le nombre de sources actives à l'instant de l'émission. Le paramètre TOTPAR est un paramètre réglable.

- Pas en temps SPRAY

Le modèle PSPRAY fait intervenir plusieurs pas de temps. Les particules sont émises avec le pas de temps DTMIN, et sont synchronisées suivant le pas de temps DTSYNC, qui doit être un multiple de DTMIN. Pour le calcul et l'export des concentrations, PSPRAY procède par échantillonnage et moyennage des concentrations à l'aide de quatre paramètres, dont l'agencement temporel est schématisé dans la Figure 10. Ces paramètres peuvent être décrits de la manière suivante :

- La contribution en masse de chaque particule à une maille donnée est estimée avec un pas de temps noté SCAMP_CALCON, qui correspond à la fréquence d'échantillonnage des concentrations. SCAMP_CALCON doit être un multiple de DTSYNC.
- Le modèle PSPRAY calcule un champ de concentration moyen sur une période SMED_CALCON, qui doit être supérieur ou égal à l'intervalle d'échantillonnage SCAMP_CALCON.
- L'opération est répétée avec un pas de temps noté SFREQ_CALCON, qui est l'intervalle d'export des concentrations. SFREQ_CALCON doit être supérieur ou égal au pas de moyennage SMED_CALCON, et être un multiple du pas d'échantillonnage SCAMP_CALCON.
- Le paramètre SIN_CALCON correspond au temps séparant le début de la simulation du début de l'échantillonnage des concentrations.
- Les paramètres SIN_CALCON, SCAMP_CALCON, SMED_CALCON et SFREQ_CALCON doivent être des multiples de DTSYNC.

Le respect des critères de choix des quatre paramètres SIN_CALCON, SCAMP_CALCON, SMED_CALCON et SFREQ_CALCON, permet d'obtenir une chaîne de calcul des concentrations sans chevauchement temporel.

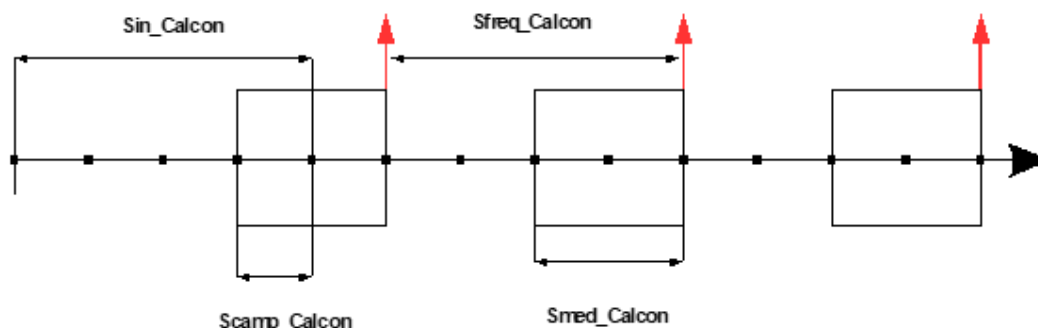


Figure 10 : Schéma explicatif des pas de temps de SPRAY (extrait du manuel utilisateur Aria Technologies)

L'ensemble des pas de temps sus-cités s'exprime en secondes et doit être distingué du pas de temps calcul proprement dit, noté dt . Celui-ci est géré par l'algorithme. Il s'adapte en fonction des conditions qui influencent le trajet des particules, de manière à respecter un certain nombre de règles physiques et numériques. En particulier, le pas dt est borné par le temps de synchronisation des particules DTSYNC.

Dans cette étude, on choisit de fixer $SMED_CALCON = SFREQ_CALCON$ de façon à ce que tous les temps de synchronisation des particules soient pris en compte par les exports. Le pas d'export $SFREQ_CALCON$ est fixé selon l'utilisation recherchée. Les autres paramètres sont fixés de sorte que $SCAMP_CALCON = SIN_CALCON = DTSYNC = DTMIN$. La valeur commune attribuée à ces pas de temps est un paramètre réglable.

1.2.2. Qualitair Corse

- Données de relief et d'occupation du sol

Les données d'occupation du sol sont celles du Corine Land Cover, résolution 25 m. Le Modèle Numérique de Terrain (MNT), résolution 5 m, a été récupéré sur le site de l'open data du gouvernement⁸. Les données de hauteur et d'emprise au sol des bâtiments sont issues de la BD TOPO de l'IGN⁹. Ces données une fois saisies dans le modèle n'ont plus été modifiées, seules les données d'émission et les données météo étaient réajustées en fonction des besoins de simulations.

- Données météo

- Résolution temporelle

Les données météo fournies au modèle (Figure 11 et Figure 12) sont des données de vitesse, direction des vents, précipitations, température et nébulosité. Les données météo fournies à SWIFT sont des données horaires et sont au même pas de temps que les sorties de SPRAY, horaires.

⁸ <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/rge-alti/>

⁹ <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/vecteur/bdtopo>



Figure 11 : Domaine de simulation PMSS à Ajaccio (1.9 km x 2.3 km)



Figure 12 : Domaine de Simulation PMSS à Bastia (1 km x 1.1 km)

- Simulations mensuelles et choix des domaines

Les simulations choisies pour Ajaccio et Bastia sont des simulations mensuelles, l'une estivale l'autre hivernale afin de pouvoir comparer les tendances entre ces deux saisons au trafic maritime différent. A Ajaccio et Bastia, l'année 2021 est prise en compte pour le calcul des émissions maritimes et les simulations. La période estivale pour les simulations s'étend du 15/08/2021 au 15/09/2021 et la période hivernale du 15/11/2021 au 15/12/2021.

A Ajaccio, une cabine mobile a été installée dans l'enceinte de la capitainerie, nommée Sampiero et à Bastia, nommée Pylône 3 (voir Figure 11 et Figure 12). Dans le cadre du programme les cabines étaient présentes du 01/07/2021 au 30/09/2022.

Les dimensions choisies pour les simulations mensuelles sont les suivantes :

- 1.9 km x 2.3 km (Ajaccio, résolution 5 m)
- 1 km x 1.1 km (Bastia, résolution 4 m)

- Analyse des données météo

De la Figure 13 à Figure 15, sont présentées les roses des vents mensuelles des périodes modélisées au sein du port d'Ajaccio et de Bastia. Pour chacune des figures se trouvent en première ligne, la période estivale, puis à la seconde ligne la période hivernale. Ces roses des vents ont ensuite été divisées en deux parties l'une de 00h à 15h UTC (colonne gauche) puis l'autre de 15h à 24h UTC (colonne droite). Ce choix de représentation s'explique par l'impact notable des vents thermiques (brise de mer et brise de terre) dans la dispersion des polluants issus des cheminées des bateaux, notamment en été.

A Bastia, la station de mesure choisie pour les simulations est celle du Fango comme illustrée en Figure 12 et à Ajaccio, deux stations ont été insérées dans le modèle, la station au pylône nord et pylône sud du port d'Ajaccio, voir Figure 11 :

- Pour le port de Bastia, la direction du vent est essentiellement sur axe Est-Ouest avec pour l'hiver une vitesse de vent en moyenne assez forte et surtout un sens de vent qui pousse en grande majorité les panaches vers la mer. En été, on observe de manière plus claire l'effet des brises thermiques avec les matins des vents plutôt faibles mais orientés vers l'Ouest donc vers le centre-ville et pour l'après-midi une bascule en cours de journée, avec un changement de sens qui oriente les panaches vers l'Est.
- Pour Ajaccio, deux stations de référence météo ont été utilisées. Une au milieu du port et une autre au Sud à l'entrée du port. Cette dernière est moins influencée par la topographie de la ville et on observe essentiellement que ce soit en été comme en hiver, les directions de vents dominantes (Nord-Est/Sud-Est) présentes sur le golfe d'Ajaccio et définies par l'axe de la vallée de la Gravona qui dessert la ville. L'autre station est plus impactée par les bâtiments du centre-ville et on observe, surtout en été, une orientation des brises sur l'axe Nord-sud, c'est-à-dire parallèle aux quais. Contrairement à Bastia, la force des vents est moins élevée en moyenne sur Ajaccio à l'exception de la brise de mer estivale plutôt marquée.



Figure 13 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur la station fixe Fango à Bastia



Figure 14 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur le site Météo Pylône Nord à Ajaccio



Figure 15 : Roses des vents obtenues à partir des mesures sur le site Météo Pylône Sud à Ajaccio

- Données d'émissions

Qualitair Corse a constitué une base de données d'émissions pour la région Corse. Les émissions sont calculées puis spatialisées, pour un ensemble de polluants, lors des différentes phases de circulation des navires : « manœuvre » et « à quai ».

Le calcul respecte les préconisations du guide méthodologique de référence nationale pour l'élaboration des inventaires du LCSQA (guide PCITv2). Le guide propose deux méthodologies pour le calcul des émissions portuaires : le calcul « par ports » et le calcul « par escale ». Dans le cadre du projet, il a été choisi de suivre la méthodologie « par escale », nécessitant des informations plus fines, mais permettant d'obtenir des résultats plus détaillés.

Les émissions des navires sont calculées à partir de leur temps de présence dans les ports, estimés grâce aux données d'escales fournies par les capitaineries et les Chambres de Commerce et d'Industrie

(CCI) de Corse du Sud et de Haute Corse, et des caractéristiques des navires fournies par les compagnies maritimes.

La première étape consiste à estimer la consommation énergétique des navires : elle dépend essentiellement des caractéristiques techniques des navires et du carburant utilisé.

Une fois la consommation estimée, l'émission est calculée selon la formule suivante :

$$E_p = C \times F_p$$

où E_p est l'émission [kg/an] du polluant p , C la consommation de carburant [J/an] et F_p le facteur d'émission propre au polluant p [kg/J].

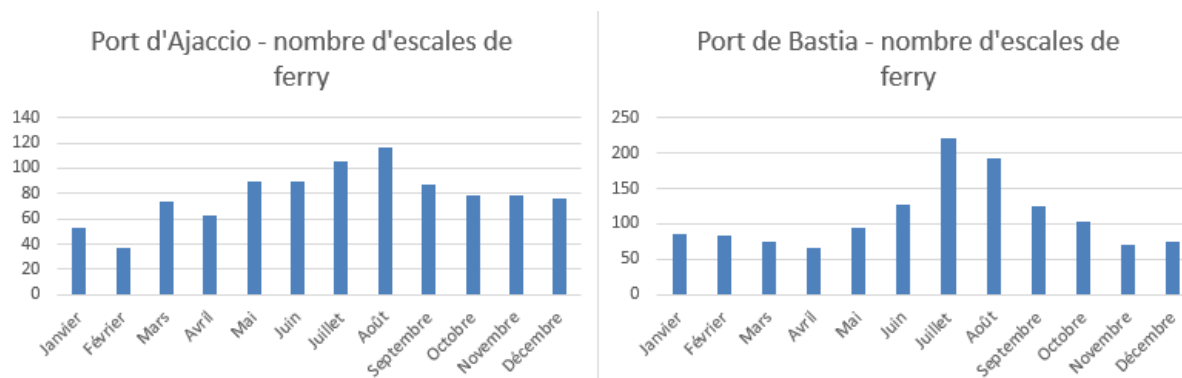


Figure 16 : Quantification des escales considérées dans le calcul des émissions (escales dont les caractéristiques des navires sont connues) pour l'année 2021

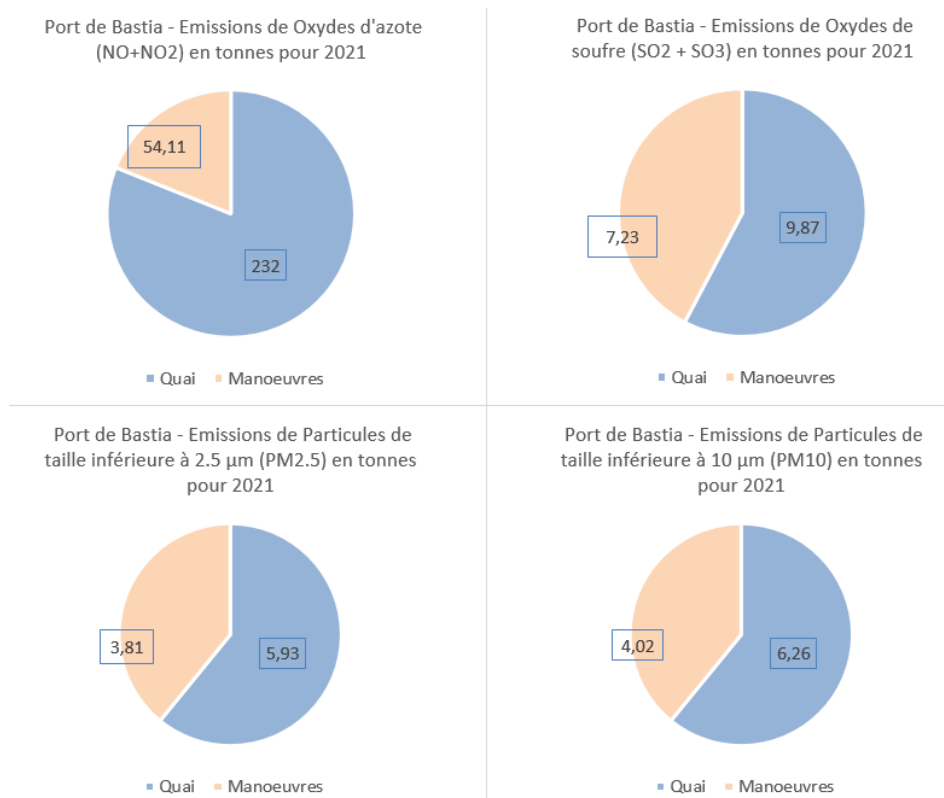


Figure 17 : Emissions des polluants NO_x , SO_x , $PM_{2.5}$ et PM_{10} sur le port d'Ajaccio pour l'année 2021

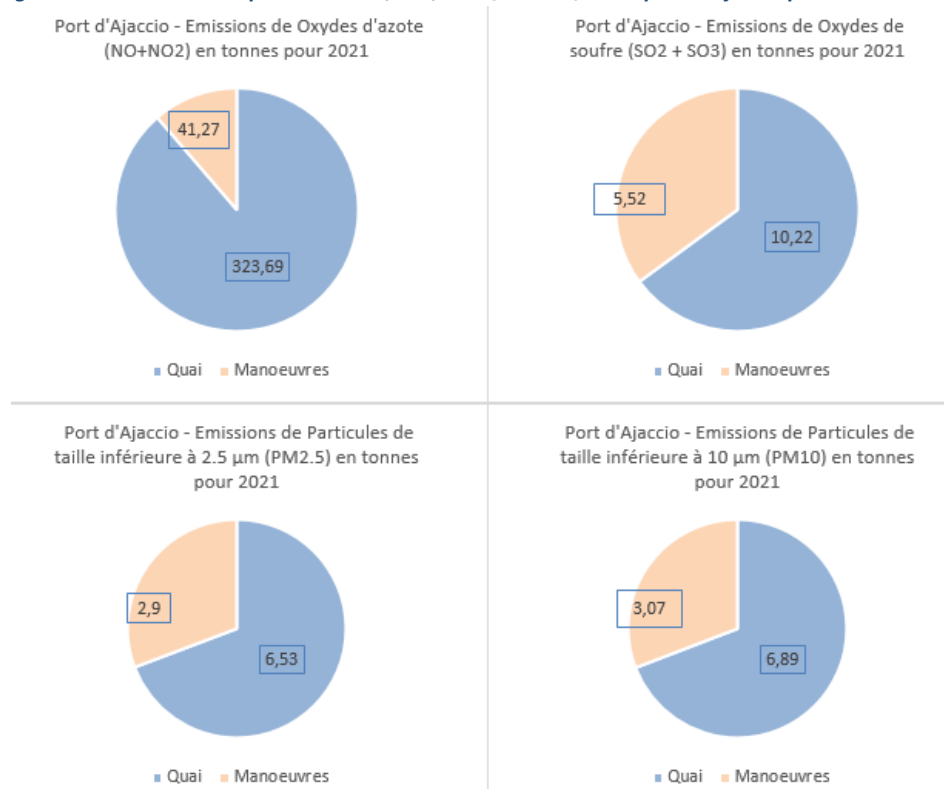


Figure 18 : Emissions des polluants NO_x , SO_x , $PM_{2.5}$ et PM_{10} sur le port de Bastia pour l'année 2021

- Paramètres physiques et numériques

La hauteur de cheminée, la température à l'émission, la vitesse d'émission des fumées et le diamètre de la cheminée sont des paramètres ajustables en fonction des simulations souhaitées. Dans le cadre des simulations mensuelles, les paramètres par défaut sont listés dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Paramètres par défaut

Paramètres	Température (K)	Vitesse des sorties des cheminées (m/s)	Hauteur de cheminée (m)	Diamètre de la cheminée (m)	Dx (le pas en espace)m	Totpar (nbre particule emise)	Dtmin/dtsynch (s)
Valeurs	603.15	1	35	0.5	5	1000	2

1.2.3. ARPAL –UNIGE

Les émissions du trafic maritime ont été calculées selon la méthodologie de référence EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), rapportée dans le guide EIG 2013 (Emission Inventory Guidebook 2013 - 1.A.3.d.i, 1.A.3.d.ii , 1 .A.4.c.iii - Navigation internationale, navigation nationale, pêche nationale). Les valeurs d'émissions attribuables au trafic maritime ont été calculées pour les différentes catégories de navires suivant la classification EMEP. Dans le domaine de simulation considéré, les catégories suivantes ont notamment été identifiées : Container, Passenger et Ro_Ro_cargo). Les données ainsi obtenues ont ensuite été traitées pour construire les fichiers d'entrée de la simulation avec le logiciel CALPUFF. En particulier, deux types d'entrées différentes ont été identifiés et décrits, l'une relatif à la phase d'accostage des navires et l'autre relatif à la phase de manœuvre avant ou après l'accostage. Dans le premier cas (phase de séjour) l'émission a été considérée comme comparable à celle d'une source ponctuelle, dans le second cas (phase de manœuvre) on a supposé que l'émission se développerait de manière homogène le long de la route suivie par les navires entre l'entrée du port et le point d'amarrage dans les différents terminaux.

Dans la Figure 19, nous rapportons la géolocalisation des sources émissives ponctuelles saisies dans la base de données en entrée du modèle de dispersion, dont la position a été identifiée selon les indications de l'Unige-CIELI.

Le Tableau 2 présente les paramètres utilisés pour définir les sources ponctuelles, selon la catégorie EMEP associée à chaque quai pendant la phase stationnaire.

Les paramètres des sources associées à la catégorie EMEP Ro_Ro_cargo ont été calculés en traitant les informations fournies via l'Université de Gênes (Unige-CIELI) par la société GNV. En l'absence d'informations plus détaillées, les paramètres à associer aux deux autres catégories ont été calculés en introduisant des facteurs d'échelle appropriés, estimés sur la base d'appréciations globales relatives à la taille et à l'utilisation des navires pour reproduire un scénario le plus proche possible à une description réaliste.



Figure 19 : Image satellite de la zone portuaire de Gênes

Les espaces réservés indiquent les quais et les points de stationnement pris en compte dans la préparation de l'apport émissif des sources ponctuelles.

Tableau 2 : Paramètres utilisés pour la définition des sources ponctuelles, selon la catégorie EMEP associée à chaque quai lors de la phase de stationnement

Quai	Catégorie EMEP	Code source ponctuel	Température de sortie des fumées (K)	Vitesse de sortie des fumées (m/s)	Hauteur source (m)	Diamètre de la source (m)
Sech	Container	01	400	40	25	0.8
T1	Ro_Ro_cargo	02	629	20	35.5	0.5
T2	Ro_Ro_cargo	03	629	20	35.5	0.5
T3	Ro_Ro_cargo	04	629	20	35.5	0.5
T5	Ro_Ro_cargo	05	629	20	35.5	0.5
T6	Ro_Ro_cargo	06	629	20	35.5	0.5
T7	Ro_Ro_cargo	07	629	20	35.5	0.5
T9	Ro_Ro_cargo	08	629	20	35.5	0.5
T10	Ro_Ro_cargo	09	629	20	35.5	0.5
T11	Ro_Ro_cargo	10	629	20	35.5	0.5
DL	Ro_Ro_cargo	11	629	20	35.5	0.5
1003	Passenger	12	700	20	70	0.8
1012	Passenger	13	700	70	70	0.8

Nous reportons sur la Figure 20 la géolocalisation des sources surfaciques considérées dans l'étude. Pour la construction de l'entrée d'émission à associer à la phase de manœuvre, on a supposé un itinéraire type suivi par chaque navire pour transiter entre l'entrée du port et les quais considérés au point précédent. Les émissions globales associées à l'ensemble de la phase de manœuvre ont ensuite été redistribuées de manière homogène sur toute l'étendue de la source surfacique, en appliquant des facteurs de pondération appropriés calculés sur la base de considérations purement géométriques.

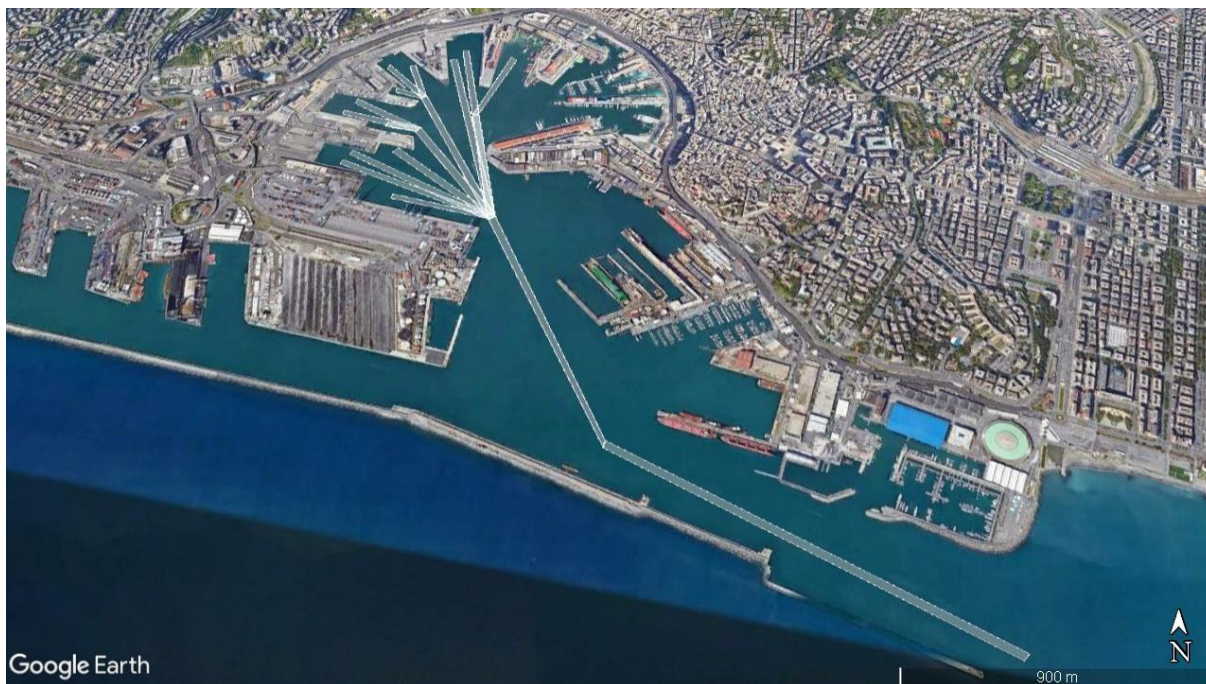


Figure 20 : Image satellite de la zone portuaire de Gênes

Les sources de zone introduites dans l'entrée pour décrire les phases de manœuvre des navires entrant et sortant du port sont affichées en blanc.

1.2.4. ARPAT – ADPS MTS

- Conditions aux limites

Les conditions aux limites évolutives pour la grille de calcul de 1 km, c'est-à-dire les concentrations horaires sur les faces latérales et supérieures du domaine pour toutes les espèces polluantes considérées par le schéma chimique FARM, ont été préparées à partir des données de QualiAria. Opérationnel depuis 2007 et constamment mis à jour, le système QualiAria produit quotidiennement des prévisions météorologiques et de pollution sur deux domaines, un plus interne qui couvre l'ensemble du territoire national à une résolution horizontale de 12 km, et un plus externe à l'échelle européenne, avec une résolution horizontale de 48 km. Les conditions aux limites pour le domaine européen sont assignées à partir des champs de concentration de polluants produits par la simulation globale du modèle C-IFS du service européen de prévision de la qualité de l'air CAMS/Copernicus. La composante météorologique de QualiAria utilise le modèle pronostique RAMS, tandis que la dispersion et la transformation des polluants sont modélisées à l'aide du code FARM.

Les conditions aux limites sur une base horaire pour le domaine de Livourne ont été préparées à partir des champs de concentration 3D à 12 km de résolution produits par QualiAria, après interpolation sur la grille de calcul, mais sans qu'il soit nécessaire d'adapter les espèces chimiques, en utilisant sur les deux systèmes le même modèle qualité de l'air (FARM).

- Données météorologiques

Les conditions météorologiques et de diffusion sur la zone d'intérêt ont été reconstituées grâce à l'application du modèle météorologique pronostique WRF-ARW dont l'application en tant que système

de production de données d'entrée pour les modèles de qualité de l'air peut être considérée comme consolidée et pour laquelle il existe une grande littérature scientifique sur les activités de développement, d'application et de validation dans le monde. Le choix de WRF est également cohérent avec les activités de modélisation météorologique de prévision menées par le consortium LAMMA pour la Région Toscane. Dans le contexte italien, WRF est utilisé pour des activités de recherche par de nombreuses universités et divers instituts du CNR (IBIMET, IIA, ISAC, ISAFOM et autres) et pour des activités de soutien à la prévision de la qualité de l'air par certaines agences régionales de protection de l'air et de l'environnement (ARPA Lombardie, ARPA Friuli Venezia Giulia, ARPA Lazio, ARPA Molise, ARPA Pouilles, ARPA Calabre).

Le modèle WRF, comme tous les modèles météorologiques à échelle limitée, nécessite des conditions aux limites d'entrée qui décrivent l'évolution des champs météorologiques à une échelle synoptique. Ces informations peuvent être extraites d'analyses ou de prévisions météorologiques produites par des modèles globaux, tels que ceux utilisés par les principaux services météorologiques nationaux et internationaux. Pour la reconstitution des événements météorologiques passés, on privilégie normalement l'utilisation d'analyses météorologiques dont le processus de production repose sur l'intégration d'observations expérimentales dans les calculs produits par les modèles pronostiques. Les réanalyses ERA-Interim produites par le Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (ECMWF) et disponibles pour la période allant de 1979 à nos jours ont été sélectionnées parmi les bases de données librement disponibles et librement accessibles au niveau international.

L'application du modèle météorologique WRF nécessite la disponibilité d'informations statiques capables de décrire les caractéristiques de la surface terrestre dans la zone concernée par les simulations. Ces données comprennent : le Modèle Numérique du Terrain, la description de l'occupation du sol, et une série d'informations annexes concernant les caractéristiques du sous-sol, la surface terrestre et sa couverture naturelle ou artificielle. Les bases de données de référence pour toutes les variables requises sont mises à disposition, avec le code WRF, par le National Center for Atmospheric Research. L'ensemble des informations disponibles est considéré comme suffisant pour la caractérisation du sol dans la zone d'intérêt. En particulier, le modèle numérique de terrain (MNT) se caractérise par une résolution spatiale de 30 secondes en latitude et longitude et peut donc être considéré comme adéquat pour la description de la zone d'intérêt avec une résolution spatiale de 1 km.

La base de données européenne de référence de CORINE Land Cover a ensuite été ajoutée aux jeux de données disponibles pour WRF afin d'obtenir la meilleure description possible de l'occupation du sol. Le CORINE Land Cover est produit par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) en intégrant des bases de données nationales et est distribué via le Land Monitoring Service du système Copernicus (<http://land.copernicus.eu>). Les données CORINE au format raster à 250 m de résolution spatiale ont été utilisées.

La configuration du modèle WRF était basée sur 3 domaines de calcul imbriqués ayant des mailles de résolution horizontale égales à 25,5 et 1 km, respectivement pour l'Europe continentale et le centre-ouest de la Méditerranée, le centre-nord de l'Italie et la région de Livourne. 35 niveaux verticaux ont été utilisés avec un espacement croissant avec la hauteur, jusqu'à la hauteur correspondant à une pression atmosphérique de 50 hPa, le niveau le plus proche du sol étant situé à une hauteur d'environ 29 m au-dessus du sol.

Les paramètres de contrôle du modèle ont été optimisés afin d'obtenir la meilleure définition possible des paramètres météorologiques et dispersifs nécessaires aux simulations de la qualité de l'air. Les

paramètres physiques utilisés dans la configuration de la simulation WRF sont indiqués dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Configuration de la simulation WRF

Schéma physique WRF de WRF ARW 3.8.1	Description
Microphysique	Schéma WRF Single-Moment à 6 classes (processus glace, neige et graupel)
Rayonnement à ondes longues	RRTMG (modèle de transfert radiatif rapide pour GCM)
Rayonnement à ondes courtes	RRTMG
Paramétrage de la convection des nuages	Schéma de Kain-Fritsch (convection profonde et peu profonde). Uniquement sur le gril le plus à l'extérieur.
phénomènes superficiels	Modèle de surface terrestre de Noé
Couches superficielles	Simulation ETA (basée sur la théorie de Monin-Obukhov).
Couche limite atmosphérique	Schéma opérationnel Mellor-Yamada-Janjic Eta

Le calcul a été effectué en mode d'imbrication bidirectionnelle. De plus, la méthode de calcul "spectral nudging" a été utilisée sur les deux grilles les plus externes, afin d'éviter d'éventuels effets de dérive de la simulation par rapport aux champs d'analyse sur l'échelle. Les résultats de la simulation ont été archivés avec une fréquence horaire et répartis dans des fichiers durant un jour. Ainsi, une base de données météorologique d'un an a été construite.

- Inventaire des émissions

Le plus récent Inventaire Régional des Sources d'Emissions atmosphériques (IRSE, Région Toscane) a été utilisé comme point de départ pour l'intégration d'une base de données d'émissions pour l'analyse de scénarios dans la zone portuaire de Livourne l'évaluation des plans, programmes et interventions qui ont un effet sur qualité de l'air dans la région.

Pour les sources ou secteurs particulièrement significatifs en relation avec le port de Livourne et ses environs, des intégrations ont donc été faites aux données de l'IRSE, modélisant les émissions sur la base des données locales détaillées disponibles.

La base de données des émissions est structurée de manière à fournir des informations spécifiques sur le type de source, l'emplacement, l'entité et le type d'émissions ; ce résultat est obtenu grâce à la classification des données qui suit la méthodologie standard européenne EMEP-CORINAIR, qui définit les activités sur la base des catégories SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution), divisées en "macro-secteurs", "secteurs" et "activités".

Il existe 11 macro-secteurs et ils sont définis comme suit :

- macro-secteur 1 : « production d'énergie », regroupe les émissions dues aux procédés de transformation de l'énergie ;
- macro-secteur 2 : « combustion non industrielle », c'est-à-dire les émissions des systèmes de chauffage fixes commerciaux et institutionnels, résidentiels et agricoles ;
- macro-secteur 3 : « la combustion dans l'industrie », c'est-à-dire le chauffage des entrepôts et des usines et tous les procédés nécessitant la présence de fours de fusion ou de cuisson des matériaux ;

- macro-secteur 4 : « procédés de production », est le macro-secteur qui regroupe les émissions liées à la production d'un bien ou d'un matériau donné ;
- macro-secteur 5 : « extraction, distribution de combustibles fossiles/géothermiques », comprend les émissions dues aux procédés de production, de distribution et de stockage de combustibles solides, liquides et gazeux et concerne à la fois les activités sur site et off-shore.
- macro-secteur 6 : "utilisation de solvants", regroupe les activités imputables à l'utilisation de peintures, dégraissage, transformation et synthèse de produits chimiques, etc...
- macro-secteur 7 : « transports routiers », ce sont les émissions produites par les voitures, les véhicules légers et lourds, les motos, dans les différents cycles de conduite ;
- macro-secteur 8 : « autres sources mobiles », c'est-à-dire transport ferroviaire, véhicules militaires, trafic maritime, trafic aérien, véhicules agricoles et forestiers et véhicules industriels ;
- le macro-secteur 9 : « traitement et élimination des déchets », regroupe les activités d'incinération, d'épandage, d'enfouissement des déchets, et les aspects connexes tels que le traitement des eaux usées, le compostage, la production de biogaz, l'épandage des boues, etc. ;
- macro-secteur 10 : « agriculture », macro-secteur dans lequel sont regroupées les émissions liées aux exploitations, aux activités agricoles (avec et sans engrais et/ou pesticides, pesticides, herbicides) et à l'incinération des résidus réalisée sur site ;
- macro-secteur 11 : « autres sources d'émissions et d'absorptions », comprend toutes les activités non humaines qui génèrent des émissions (activité phytologique des plantes, arbustes et herbes, foudre, émissions spontanées de gaz, émissions du sol, volcans, combustion naturelle, etc..).

En plus de la subdivision des émissions en fonction des activités sous-jacentes, il existe au sein de l'IRSE une autre distinction, faite sur la base des caractéristiques géométriques des sources :

- de type ponctuel : il s'agit des émissions de sources localisées géographiquement avec précision qui émettent des quantités de polluants supérieures à certains seuils ; les informations relatives à ces types de sources sont généralement collectées à partir de formulaires spécifiques établis par les responsables d'usines ;
- linéaire : il s'agit des émissions provenant de sources similaires aux lignes telles que, par exemple, les routes et les voies ferrées ;
- de type diffus : elles regroupent toutes les sources non localisables, mais réparties sur l'ensemble du territoire (c'est pourquoi elles sont souvent aussi appelées émissions surfaciques) ; dans l'inventaire IRSE ces sources renvoient aux communes.

Dans le domaine considéré, l'inventaire enregistre 22 sources ponctuelles, dont 5 usines de production d'énergie (y compris celles des raffineries) situées dans les communes de Rosignano Marittimo, Collesalveti et Livourne, qui, globalement, émettent environ 70 % de NOx, plus de 80 % d'oxydes d'azote et environ la moitié des particules fines émises uniquement par des sources ponctuelles présentes dans la zone.

En analysant notamment les émissions rapportées dans l'inventaire IRSE pour la seule commune de Livourne, on peut observer que les secteurs qui contribuent le plus aux émissions globales sont essentiellement le chauffage résidentiel en ce qui concerne les émissions de particules, le trafic routier et autres transports, dont le secteur maritime représente 62% dans le cas des oxydes d'azote et plus de 70% dans le cas des oxydes de soufre.

La Figure 21 montre les pourcentages d'émission des différents secteurs qui prennent une importance différente selon le polluant considéré.

Les émissions d'oxydes d'azote semblent être dominées par le macro-secteur 8 - "Autres sources mobiles" (63%), qui est composé, outre le trafic naval, par le trafic ferroviaire, par les activités liées aux véhicules agricoles et par les véhicules présents dans les industries, et du transport routier (27%). Les particules fines sont produites, avec des contributions comparables, par le trafic routier et la combustion non industrielle (chauffage des bâtiments) et environ 20 % par d'autres sources mobiles.

Le monoxyde de carbone est essentiellement produit par le transport routier, pour plus de 80 % du total, par la combustion résidentielle (10 %) et, dans une moindre mesure, par la combustion résidentielle et les autres transports. D'autre part, environ la moitié des composés organiques volatils est représenté par des activités liées à l'utilisation de solvants et, d'autre part, par le trafic routier et les processus de production.

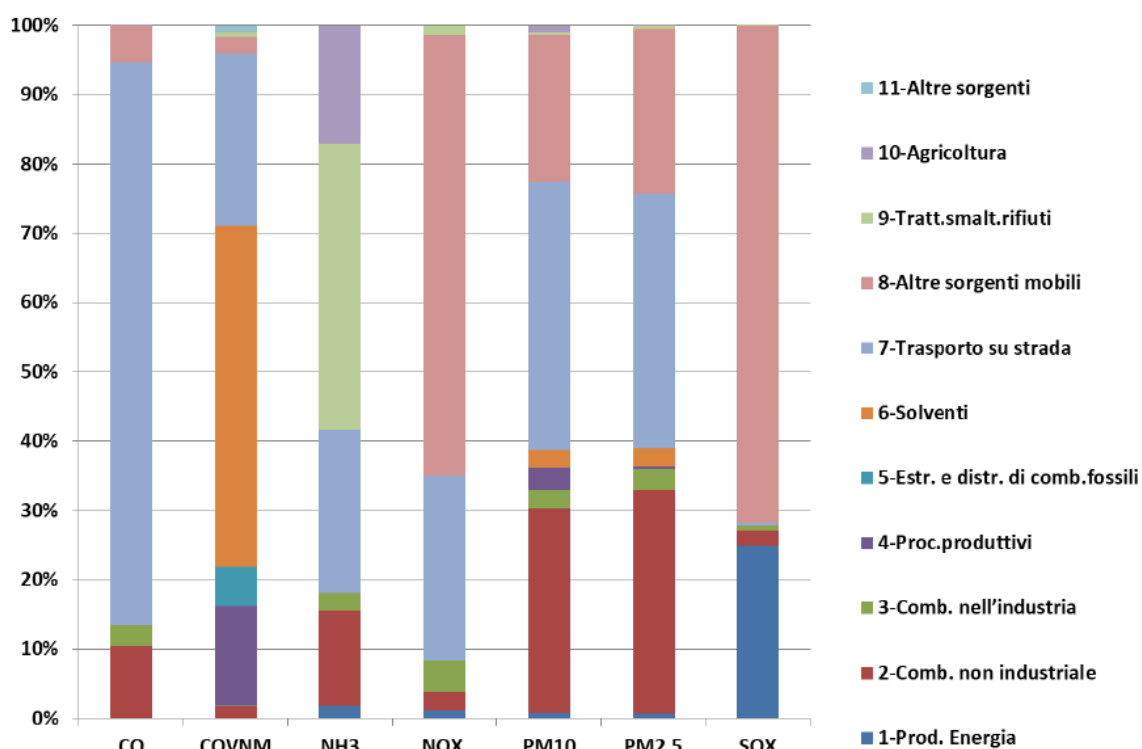


Figure 21 : Contributions aux émissions des différents macro-secteurs

- Trafic maritime

La méthodologie nécessaire pour réaliser une estimation bottom-up des émissions navales, capable de capter la différence entre les différentes zones du port, tant en termes de quantités émises que de leur articulation dans le temps, s'appuie sur les approches décrites dans les guides européens du *Emission Inventory Guidebook* (EMEP/EEA, 2016), où différentes méthodes de calcul sont définies sur la base des données réellement disponibles.

L'approche doit être adoptée dans le choix du calcul des émissions ; si des données sur les mouvements de navires stratifiées par type de moteur sont disponibles, l'approche de niveau 3 sera utilisée ; si ces données ne sont pas disponibles, mais qu'il n'y a que celles relatives au type de moteur, la méthode

Tier 2 sera utilisée ; dans le cas contraire, et donc en l'absence de données sur les mouvements et les moteurs, la méthode Tier 1 sera utilisée, voir Figure 22.

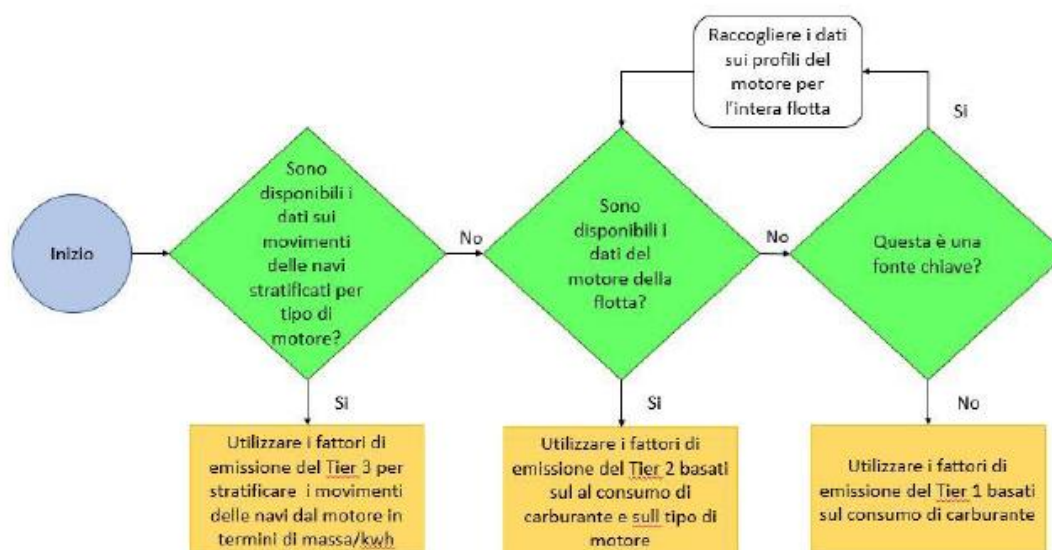


Figure 22 : Arbre décisionnel pour l'estimation des émissions des navires

Au vu des données disponibles au Port Autonome et de l'articulation des méthodologies d'estimation des émissions navales sur la base des informations demandées, l'approche retenue au sein du modèle a conduit à un mix entre Tier 2 et Tier 3.

L'Autorité portuaire dispose d'une riche base de données de tous les mouvements navals impliquant le port de Livourne, grâce aux informations provenant des navires eux-mêmes via le signal AIS, qui comprennent les informations suivantes pour chaque navire en transit depuis le port : nom de bateau, type de navire, jauge brute, tonnage, date d'entrée, heure d'entrée, date d'amarrage, temps de mouillage, date de désamarrage, temps de désamarrage, date de départ, heure de départ, quai et heures de quai.

A ces informations, il a fallu ajouter les remorqueurs dont le nombre a été estimé en fonction de la longueur et du type de navires présents, selon les informations fournies par la Capitainerie et résumées comme suit :

- **CONTENEURS** : selon la taille, ils sont flanqués à l'entrée et à la sortie de 1 ou 2 remorqueurs s'ils mesurent entre 120 et 250 m, de 2 s'ils font entre 250 et 300 m et de 3 s'ils font plus de 300 m ; les conteneurs de moins de 120 m ne sont pas tenus de remorquer, sauf en cas de mauvais temps ;
- **TRANSPORTEURS DE VRAC SECS et CARGAISONS GÉNÉRALES** : pour cette typologie, il n'y a pas de règle précise, mais on peut supposer que jusqu'à 100 m de longueur du navire, aucun remorqueur n'est utilisé, entre 100 et 120 m, 1 remorqueur est utilisé (uniquement à l'arrivée), entre 120 et 180 m, 2 remorqueurs et entre 180 et 220 m, 2 ou 3 remorqueurs ;
- **VRAC LIQUIDES** : compte tenu de la grande variabilité liée aux caractéristiques du navire, aux conditions météorologiques et à la destination finale, il est supposé que tous les pétroliers d'une longueur inférieure à 90 m n'utilisent pas de remorqueurs, entre 120 et 200 m, 2 remorqueurs sont utilisés, entre 200 et 230m, 3 remorqueurs (2 sortants), et entre 230 et 275m, 4 remorqueurs (3 sortants).

- **PASSAGER** : seuls les navires de croisière de plus de 330 m de long utilisent 2 remorqueurs obligatoires à l'arrivée et 1 à la sortie, tandis que dans tous les autres cas ils ne sont pas obligés d'être accompagnés de remorqueurs, sauf si les conditions météorologiques sont défavorables ;
- **RORO CARGO** : les cargos dédiés au transport de voitures utilisent généralement 2 remorqueurs entrants et 2 sortants ; pour les autres catégories de fret roulier, elles ne sont pas utilisées.

Actuellement, l'AdSP MTS dispose de la base de données navale fournie par IHS Markit, la seule certifiée au monde par l'OMI qui contient toutes les informations physiques, dimensionnelles, motrices et typologiques des navires transitant dans le port de Livourne. Cela permet à l'AdSP MTS d'obtenir des données précises et certifiées de tous les navires arrivant dans le port, afin de réaliser des évaluations précises également en ce qui concerne les émissions et l'empreinte carbone navale.

Une fois le nombre de remorqueurs présents également défini, il a donc été possible de procéder à l'utilisation de l'approche détaillée, capable de prendre en compte le type de navire, la jauge brute et les intervalles de temps impliqués dans les différentes phases de manœuvre à l'intérieur du port.

Pour remédier à un éventuel manque d'informations sur le navire individuel concernant le carburant, le type de moteur et sa puissance, il a été fait référence aux données de la littérature rapportées dans le *Emission Inventory Guidebook* (Tableau 4).

Tableau 4 : Référence du guide EMEP pour le type de moteur, carburant et puissance

Categoria nave	Flotta mondiale 2010 [kw]
Liquid bulk ship	$14.755 \cdot GT^{0.6082}$
Dry bulk carriers	$35.912 \cdot GT^{0.5276}$
Container	$2.9165 \cdot GT^{0.8719}$
General Cargo	$5.56482 \cdot GT^{0.7425}$
Ro Ro Cargo	$164.578 \cdot GT^{0.4350}$
Passenger	$9.55078 \cdot GT^{0.7570}$
Fishing	$9.75891 \cdot GT^{0.7527}$
Other	$59.049 \cdot GT^{0.5485}$
Tugs	$54.2171 \cdot GT^{0.6420}$

Categoria nave	SSD MDO /MGO	SSD BFO	MSD MDO /MGO	MSD BFO	HSD MDO /MGO	HSD BFO	GT MDO /MGO	GT BFO	ST MDO /MGO	ST BFO
Liquid bulk ship	0.87	74.08	3.17	20.47	0.52	0.75	0	0.14	0	0
Dry bulk carriers	0.37	91.63	0.63	7.29	0.06	0.02	0	0	0	0
Container	1.23	92.98	0.11	5.56	0.03	0.09	0	0	0	0
General Cargo	0.36	44.59	8.48	41.71	4.3	0.45	0	0.1	0	0
Ro Ro Cargo	0.17	20.09	9.86	59.82	5.57	2.23	2.27	0	0	0
Passenger	0	3.81	5.68	76.98	3.68	1.76	4.79	3.29	0	0.02
Fishing	0	0	84.42	3.82	11.76	0	0	0	0	0
Other	0.48	30.14	29.54	19.63	16.67	2.96	0.38	0.2	0	0
Tugs	0	0	39.99	6.14	52.8	0.78	0.28	0	0	0

- Trafic routier

La disponibilité de différentes sources de données concernant le trafic routier, particulièrement détaillées autour de la zone portuaire de Livourne, a suggéré l'utilisation de la méthodologie intégrée suivante pour le traitement des différentes composantes au cours de la période de simulation considérée :

1) les émissions fournies par l'Inventaire au niveau municipal ont été traitées selon deux approches différentes :

a) pour le graphique routier principal, les données d'émission linéaire et le réseau géométrique connexe fourni ont été combinés ;

b) pour le trafic urbain et extra-urbain, les données ont été spatialisées en utilisant respectivement les types d'occupation du sol et un graphe de trafic secondaire reconstruit à partir du jeu de données Open Street Map.

2) les émissions, relatives à une portion du réseau d'accès portuaire sélectionnée par l'Université de Pise pour réaliser une étude de trafic, ont été calculées à l'aide du code TREFIC en combinant des données sur les flux de trafic et les vitesses relatives reconstituées avec des modèles d'allocation et une estimation de la composition des véhicules dérivée des statistiques de l'ACI ;

3) les émissions relatives au trafic portuaire privé et commercial enregistrées à la Gare Maritime sur une base mensuelle ont été calculées au niveau agrégé dans la zone portuaire, toujours avec le code TREFIC, en utilisant la flotte de véhicules ACI susmentionnée et en supposant des vitesses moyennes et des distances internes.

Le calcul des émissions du trafic, pour la partie relative à la zone de stationnement Maritime et au graphique local fourni par l'Université de Pise, a été effectué à l'aide du code TREFIC v5.1 développé par Arianet srl, qui implémente la méthodologie européenne COPERT 5.1 pour l'estimation des facteurs d'émission des véhicules routiers (Ntziachristos, 2017). Pour le polluant PM₁₀, TREFIC intègre les émissions d'échappement COPERT avec les abrasions des pneus, des freins et de la surface de la route calculées à l'aide des facteurs d'émission officiels les plus récents de l'EEE (EMEP/EEA, 2016).

Les données d'entrée du programme TREFIC sont constituées des flux de trafic et des vitesses moyennes de déplacement sur les routes considérées, précisés pour quatre macro-catégories de véhicules (motos, voitures, véhicules utilitaires légers et lourds). Par ailleurs, il convient de préciser la répartition des véhicules circulant au sein de chaque macro-catégorie, en termes de classes COPERT, distinguées par la puissance, la cylindrée (dans le cas des véhicules utilitaires) et la directive européenne de référence en matière de respect des émissions.

En ce qui concerne la caractérisation qualitative du parc circulant dans le domaine d'étude, en termes de répartition dans les 409 catégories COPERT, les données ACI sur les véhicules immatriculés dans la PRA ont été utilisées, actualisées au 31/12/2016, relatives au Nord et aux Zones centrales Italie. Ce choix concernant la zone géographique a été supposé représentatif des utilisateurs du port, venant précisément aussi des régions du nord de l'Italie sans infrastructure similaire en l'absence d'accès direct à la mer, bien que la répartition entre les classes ne change pas de manière significative également en se concentrant uniquement sur les données régionales de la Toscane.

Les informations véhiculaires pour la partie du réseau adjacente au port ont été fournies par l'Université de Pise dans le cadre d'une étude de trafic basée sur des campagnes de mesure menées

en 2017, à la fois en termes géométriques (graphique routier géoréférencé) et en affectation de modélisation obtenue à partir de le logiciel Aimsun. Ce dernier renvoie pour chaque arc :

- flux horaire de véhicules légers (dont voitures et camionnettes) ;
- flux horaire de véhicules lourds ;
- vitesse de déplacement moyenne ;

Les simulations réalisées ont comme base de temps de référence l'heure de pointe du matin (7h45 - 8h45), par rapport à laquelle les émissions ont été calculées puis la quantité annuelle par la suite à l'aide de profils horaires.

La répartition horaire des trajets a été calculée en traitant les données de comptage effectuées toutes les 15 minutes aux 20 stations d'enquête unidirectionnelles réparties sur le réseau, en distinguant les informations relatives aux catégories de motos légères et lourdes.

Pour l'évolution mensuelle du trafic, en l'absence d'information précise sur l'évolution des flux, compte tenu de la proximité de la zone portuaire à laquelle le trafic décrit est principalement lié, les modulations moyennes obtenues à partir des statistiques sur les mouvements des navires à passagers ont été appliquées (pour trafic privé) ou fret (pour le trafic commercial).

- **Sources ponctuelles**

L'analyse détaillée des plans présents dans l'inventaire de l'IRSE a conduit à un examen attentif des principales sources industrielles présentes dans le domaine ; en particulier, les informations disponibles les plus à jour ont été recherchées afin de représenter de la manière la plus réaliste possible les contributions des principales sources pouvant interagir avec la zone portuaire et les zones environnantes

- **Sources naturelles**

Les émissions de deux types importants de sources naturelles, les aérosols marins émis par l'action du vent et les composés organiques volatils émis par la végétation (émissions biogéniques) ont été estimées sur le domaine de calcul sur une base horaire via le préprocesseur météorologique SURFPro, en utilisant les informations sur l'utilisation des terres et les champs météorologiques CORINE Land Cover développés via le modèle météorologique WRF.

Pour les aérosols marins, un algorithme a été utilisé qui estime leurs émissions en fonction de l'humidité relative et de l'intensité du vent.

Les émissions biogéniques ont été estimées à l'aide du modèle MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature ; Guenther et al., 2006 ; Guenther et al., 2000) ; développé au sein du groupe de recherche sur les interactions biosphère-atmosphère de la division de chimie atmosphérique du Centre National de Recherche Atmosphérique (NCAR), il a été conçu pour être mis en œuvre dans des systèmes de modélisation régionaux et mondiaux (par exemple, WRF-Chem, GEOS-Chem) et représente l'état de l'art en matière d'estimation dynamique des émissions biogéniques. Il estime les taux d'émission dans l'atmosphère d'un écosystème terrestre présent en un lieu précis et à un instant donné, en tenant compte de la présence de différents types fonctionnels de végétaux (feuillus, aciculaires, arbustifs et herbacés), de l'évolution du couvert foliaire au cours de l'année et des conditions environnementales actuelles (rayonnement solaire, température, humidité du sol) ; les émissions horaires par la végétation de 20 composés / classes de composés sont ainsi calculées, qui peuvent ensuite être regroupées selon les espèces (explicites ou agrégées) de divers mécanismes

chimiques gazeux. En utilisant des facteurs d'émission et des conditions environnementales horaires actualisés, il permet de faire des estimations d'émissions potentiellement plus réalistes que celles obtenues par l'utilisation de méthodologies simplifiées basées sur des synthèses annuelles des conditions météorologiques et climatiques d'une zone donnée.

Les champs d'émission horaires obtenus sur une base horaire tout au long de l'année de référence considérée ont été fournis en entrée du modèle de qualité de l'air, en complément des champs analogues développés pour les émissions anthropiques.

1.3. Calibration et évaluation du modèle

1.3.1. Atmosud

Les tests de sensibilité et les simulations d'évaluation du modèle sont réalisés sur un domaine localisé à Toulon. Les performances du modèle sont évaluées par comparaison aux données acquises lors de la campagne de mesures de l'été 2021. Le domaine de simulation utilisé pour ces tests peut être plus restreint que le domaine utilisé pour les simulations mensuelles, où l'on cherche à estimer l'étendue du panache. Pour les tests de sensibilité, il suffit que le domaine contienne une portion de panache représentative ; pour l'évaluation du modèle, le domaine doit être assez grand pour contenir les différents points de mesures de la campagne, à savoir la cabine et les microcapteurs. Considérant ces critères, le domaine choisi est un domaine de 1km de côté. Comme pour les simulations mensuelles, il est placé de façon à ce que les navires occupent le quart sud-ouest du domaine, les vents amenant les polluants des navires vers les points de mesure étant les vents de secteur Sud-Ouest.

- Tests de sensibilité

La sensibilité des paramètres est évaluée en observant l'impact de la modification d'un paramètre sur la concentration simulée en NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) à 3m du sol, hauteur de la cabine de mesures. C'est également cette hauteur qui sera considérée pour les tests d'évaluation. Le modèle PMSS ne tenant pas compte de la réactivité chimique, le choix des NO_x n'a pas d'influence particulière sur ces tests : les espèces modélisées suivent la même dynamique spatiale déterminée par la dispersion, et ne diffèrent que par un facteur multiplicatif déterminé par les flux d'émission.

Les tests sont effectués en simulant 10 minutes de temps sur la journée du 26 août 2021, à partir des données de vent mesurées par la cabine. L'émission démarre au début de la simulation. Le champ de concentration est exporté avec un pas de 1 minute. Chaque paramètre est modifié individuellement, les autres paramètres étant fixés à des valeurs par défaut, résumées dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Liste des paramètres par défaut

Paramètre	T_F [°C]	u_z [m.s ⁻¹]	h_{Chem} [m]	d_{Chem} [m]	dx [m]	TOTPAR	DTMIN / DTSYNC [s]
Valeur	200	1	30	0.5	5	20000	1

○ Paramètres physiques

L'influence des paramètres physiques est évaluée en quantifiant l'impact de ceux-ci sur la concentration en NO_x moyennée sur tout le domaine et sur les cinq derniers champs de concentration exportés, les cinq premières minutes correspondant au temps nécessaire pour que le panache se propage jusqu'aux frontières du domaine. On note $\langle [\text{NO}_x] \rangle$ cette concentration moyenne.

Les valeurs de $\langle [\text{NOx}] \rangle$ calculées pour chaque test sont présentées en Figure 23. Plus les valeurs de T_F , u_z , h_{Chem} et d_{Chem} sont faibles, plus les concentrations simulées au niveau du sol sont importantes. Pour quantifier la sensibilité des paramètres, on note $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}$ la différence entre les valeurs extrêmes de $\langle [\text{NOx}] \rangle$ présentées en Figure 23. Cette différence est rapportée à la moyenne des valeurs de $\langle [\text{NOx}] \rangle$ du paramètre testé. On définit ainsi $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}^{\text{rel}}$ tel que :

$$\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}^{\text{rel}} = \frac{\langle [\text{NOx}] \rangle_{\text{max}} - \langle [\text{NOx}] \rangle_{\text{min}}}{\langle [\text{NOx}] \rangle_{\text{moy}}} \cdot 100 = \frac{\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}}{\langle [\text{NOx}] \rangle_{\text{moy}}} \cdot 100$$

Les valeurs minimales et maximales des paramètres testés, notées p_{min} et p_{max} , ainsi que les grandeurs $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}$ et $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}^{\text{rel}}$ qui en résultent sont regroupées dans le Tableau 66.

Tableau 6 : Tests de sensibilité. Valeurs minimales et maximales des paramètres testés, écart entre les valeurs extrêmes de concentration $\langle [\text{NOx}] \rangle$, écart rapporté à la moyenne des concentrations $\langle [\text{NOx}] \rangle$ du paramètre testé

Paramètre	p_{min}	p_{max}	$\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle} [\mu\text{g.m}^{-3}]$	$\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}^{\text{rel}} [\%]$
$T_F [^{\circ}\text{C}]$	100	450	0.61	1.10
$u_z [\text{m.s}^{-1}]$	1	30	2.93	10.99
$h_{\text{Chem}} [\text{m}]$	25	55	3.60	10.02
$d_{\text{Chem}} [\text{m}]$	0.2	5	5.14	18.14
$dx [\text{m}]$	1	20	1.85	4.32

- Température des fumées émises (TF)

Les valeurs de TF testées sont comprises entre 100°C et 450°C et génèrent une différence $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}$ de 0.6 $\mu\text{g.m}^{-3}$, qui représente seulement 1% de la moyenne des valeurs de $\langle [\text{NOx}] \rangle$ calculées. Ce faible écart indique que pour le jeu de paramètre considéré, la valeur du paramètre TF aura un impact peu significatif par rapport à d'autres sources d'incertitude. Pour la suite de ce travail, on lui attribue une valeur réaliste de 200°C.

- Vitesse d'émission des fumées

Les vitesses u_z testées sont comprises entre 1 et 30 m.s^{-1} . L'écart $\Delta_{\langle [\text{NOx}] \rangle}$ s'élève à 2.9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et représente 11% de la moyenne des valeurs de $\langle [\text{NOx}] \rangle$. Considérant que cette étude vise à modéliser essentiellement des phases de stationnant à quai où la vitesse de propulsion des fumées est réduite, on attribue à ce paramètre la valeur minimale de 1 m.s^{-1} .

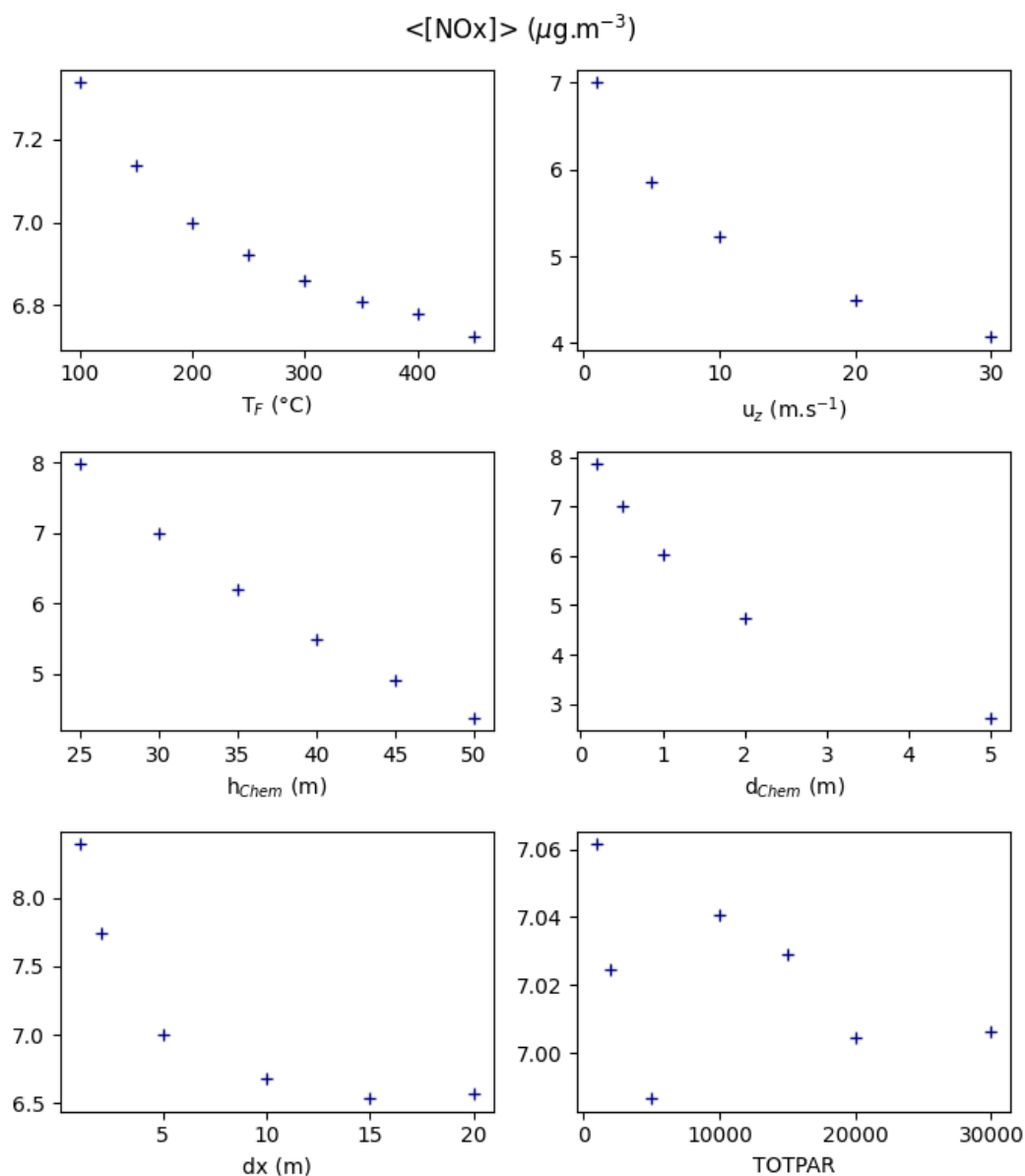


Figure 23 : Tests de sensibilité des paramètres T_F (température des fumées à l'émission), u_z (vitesse d'émission des fumées), h_{Chem} (hauteur de la cheminée), d_{Chem} (diamètre de la cheminée), dx (pas en espace) et TOTPAR (nombre de particules)

L'influence de chaque paramètre est estimée par rapport à la concentration en NO_x moyennée sur tout le domaine, sur les cinq dernières minutes de simulation.

▪ Hauteur de la cheminée

Les hauteurs h_{Chem} des cheminées testées varient de 25 m à 55 m. Il en résulte un écart relatif $\Delta^{rel}_{\langle [NOx] \rangle}$ de 10%. Contrairement aux données de température et vitesse des fumées, des valeurs de hauteurs de cheminées sont disponibles dans la base de données de l'inventaire des émissions, ce qui permet de mieux contraindre ce paramètre. Les navires desservant le port de Toulon étant essentiellement des navires de la compagnie Corsica Ferries, on peut attribuer au paramètre h_{Chem} une valeur proche de la moyenne des hauteurs de ferries de cette compagnie. Pour la suite de cette étude, on fixera pour h_{Chem} une valeur par défaut de 30 m.

- Diamètre de la cheminée

Les diamètres de cheminées d_{Chem} testés vont de 0.2 m à 5 m, 5 m étant un diamètre de cheminée industrielle. L'écart relatif $\Delta^{\text{rel}}_{<[\text{NOx}]>}$ associés à ces tests s'élève à 18%. Pour une cheminée de navire, on considèrera une valeur par défaut de 0.5 m.

- Paramètres numériques

- Pas en espace

Comme pour les paramètres physiques l'influence du pas en espace dx est estimée en mesurant l'impact de sa variation sur la concentration moyenne $<[\text{NOx}]>$. Une visualisation des cartes obtenues pour différentes valeurs de dx est également proposée en Figure 24. Le choix de dx résulte d'un compromis entre la précision nécessaire et le temps de calcul. En effet, alors que le temps d'exécution de SWIFT est généralement court, celui de SPRAY peut s'avérer être un obstacle. Les temps de calcul de SPRAY correspondant aux tests sur dx présentés en Figure 23 sont donnés dans la Figure 25. Pour 10 minutes de temps réel simulée, le temps de calcul semble atteindre une valeur plancher de 1230 s pour $dx \geq 15$ m. La résolution $dx = 20$ m, dont le résultat est visible en Figure 24 n'est pas satisfaisante. Avec $dx = 1$ m, la résolution est bien meilleure, mais le temps de calcul augmente à plus de 2000 s. L'évaluation du modèle nécessitant de simuler des périodes allant de une à plusieurs heures, un réglage $dx = 5$ m permet de trouver un juste milieu entre une résolution adaptée au problème et des temps de calcul acceptables.

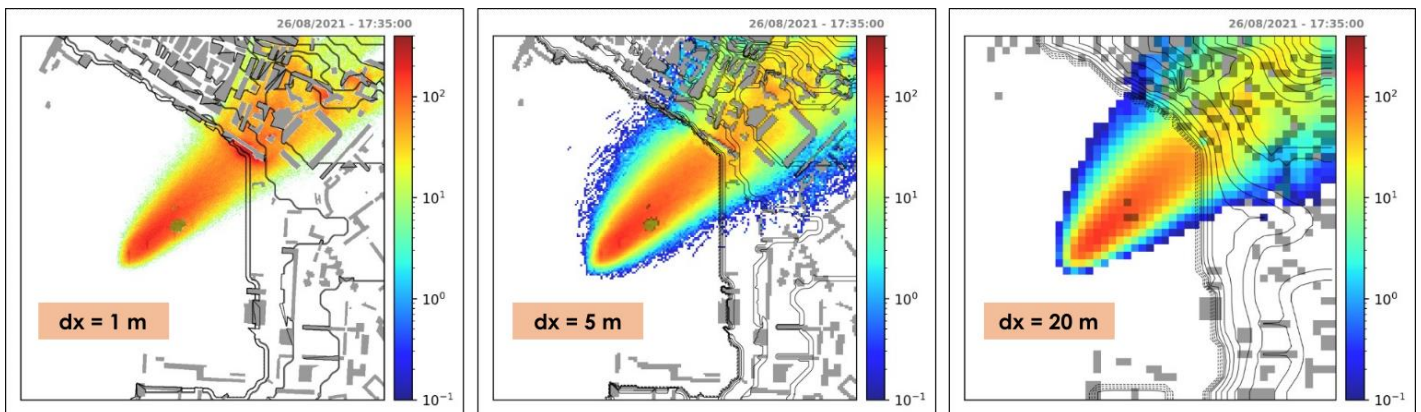


Figure 24 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre dx , avec $dx = 1\text{m}$, 5m et 20m

- TOTPAR

Le paramètre TOTPAR détermine le nombre de particules émises par pas de temps d'émission. SPRAY détermine la quantité de polluant transportée par une particule. Lorsqu'il n'y a pas assez de particules, le panache présente un aspect irrégulier, comme on peut le voir sur la Figure 27, où sont comparés les panaches obtenus avec TOTPAR = 20000 et TOTPAR = 1000. La ligne du haut présente les panaches simulés avec $h_{\text{Chem}} = 30$ m, celle du bas les panaches obtenus avec $h_{\text{Chem}} = 55$ m. Plus le point d'émission est haut, plus le sol est en bordure de panache, et plus il faut de particules.

D'après la Figure 2326, la concentration moyenne $<[\text{NOx}]>$ ne permet pas d'estimer l'impact du paramètre TOTPAR, qui joue sur la définition du panache. On peut en revanche l'estimer en calculant l'histogramme des concentrations par maille. Les histogrammes des concentrations simulées dans chaque maille du domaine sont présentés en Figure 27 et montrent qu'une valeur de TOTPAR faible induit une sous-représentation des concentrations faibles et une sur-représentation des concentrations moyennes (entre 40 et 70 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Lorsque les particules sont en déficit, les

concentrations tendent à s'homogénéiser. La distribution des concentrations converge à mesure que TOTPAR augmente. Toutefois, plus TOTPAR est important, plus le temps de calcul s'allonge (Figure 2527).

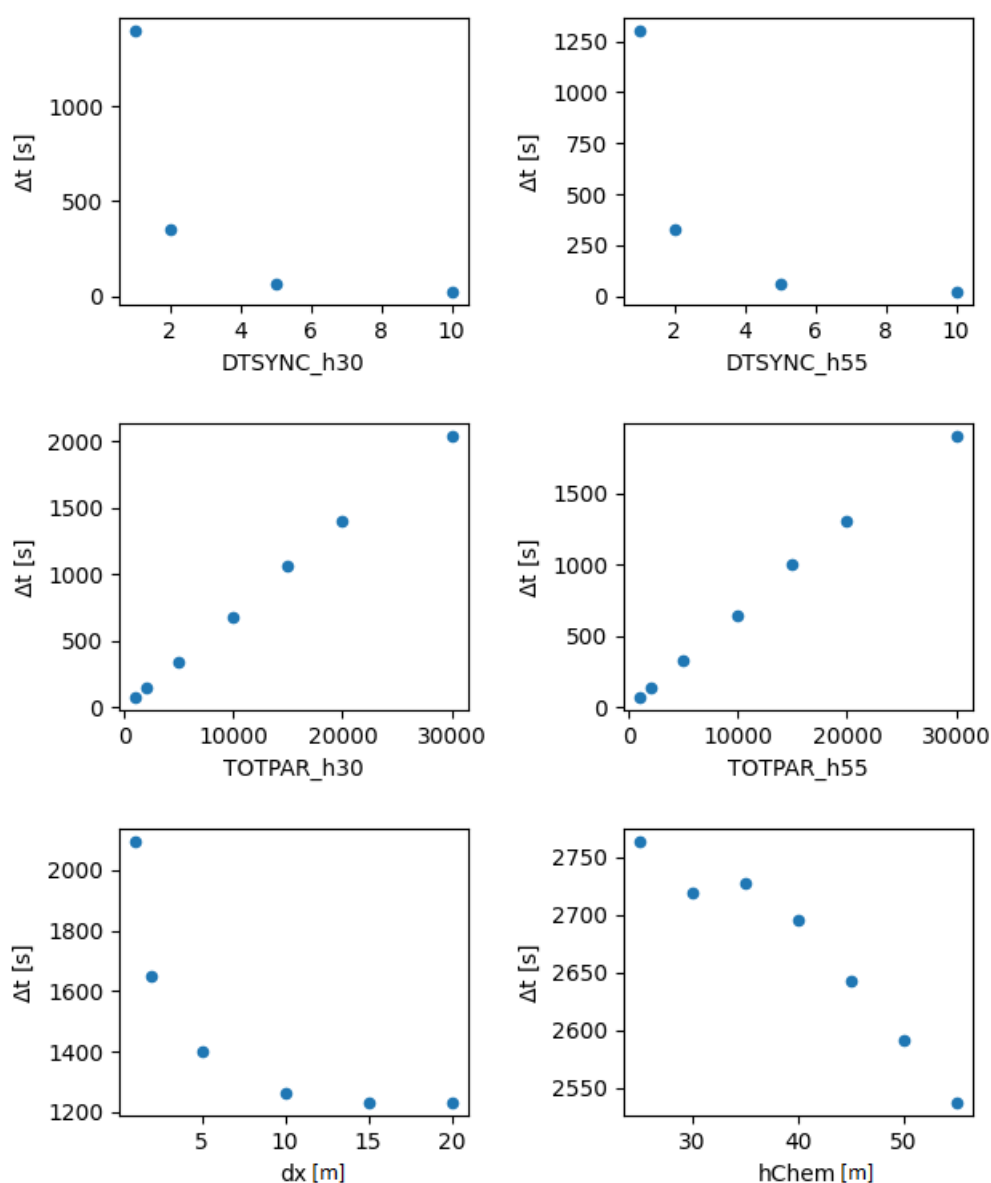


Figure 25 : Temps de calcul de SPRAY pour les tests de sensibilité. Les calculs sont effectués avec 16 CPU.

Les paramètres DTSYNC, TOTPAR et dx influencent fortement le temps de calcul Δt .

Les paramètres TF, uz, dChem et hChem ont un impact faible sur le temps de calcul (voir ci-dessous l'exemple pour hChem).

- DTSYNC/DTMIN

Dans cette étude, les calculs sont effectués en fixant DTSYNC = DTMIN. Deux valeurs différentes de DTSYNC sont comparées en Figure 28. Lorsque ce temps est trop long, comme c'est le cas avec DTSYNC = 10 s, le panache présente un aspect irrégulier, voire lacunaire. Ce phénomène est accentué lorsque la source est placée en hauteur.

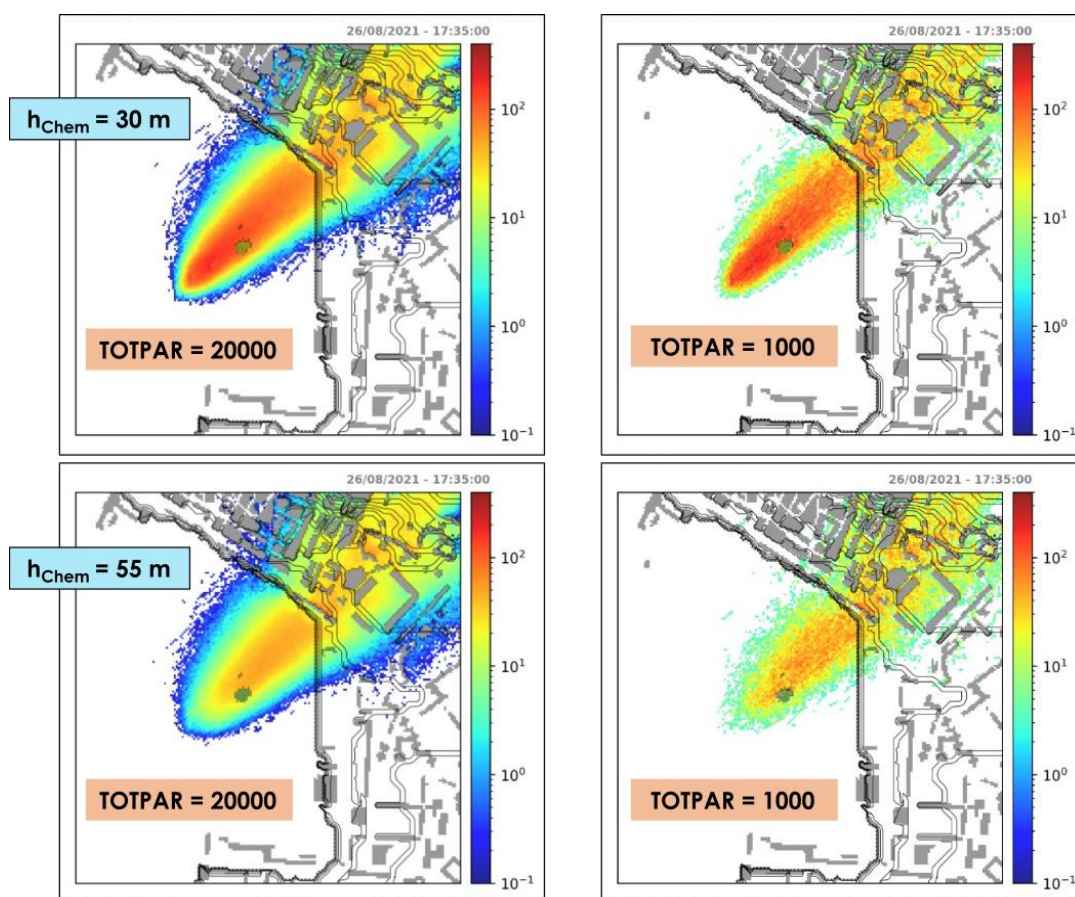


Figure 27 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre TOTPAR. A gauche TOTPAR = 20000, à droite TOTPAR = 1000. La première et la deuxième ligne comparent les cartes obtenues avec une hauteur de cheminée de 30 m et 55 m

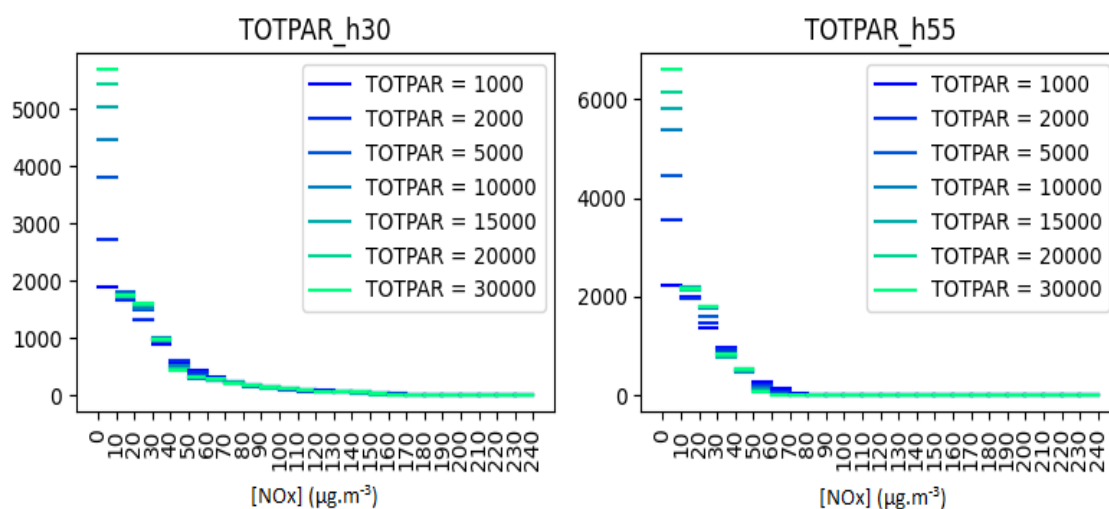


Figure 26 : Histogrammes des concentrations par maille, pour différentes valeurs de TOTPAR, pour $h_{Chem} = 30$ m (gauche) et $h_{Chem} = 55$ m (droite)

Comme pour le paramètre TOTPAR, l'impact du pas de temps DTSYNC/DTMIN, peut se mesurer à l'aide de l'histogramme des concentrations par maille. D'après la Figure 28, plus ce temps est long, moins il y a de particules. Lorsqu'il n'y a pas assez de particules, les faibles concentrations tombent en déficit. Ce déficit est alors compensé par une augmentation des concentrations supérieures. La diminution de DTMIN/DTSYNC permet de retrouver un panache bien défini. Cette diminution entraîne une augmentation du nombre de particules et donc une augmentation du temps de calcul (Figure 27). L'augmentation du nombre de particules peut être canalisée en diminuant TOTPAR.

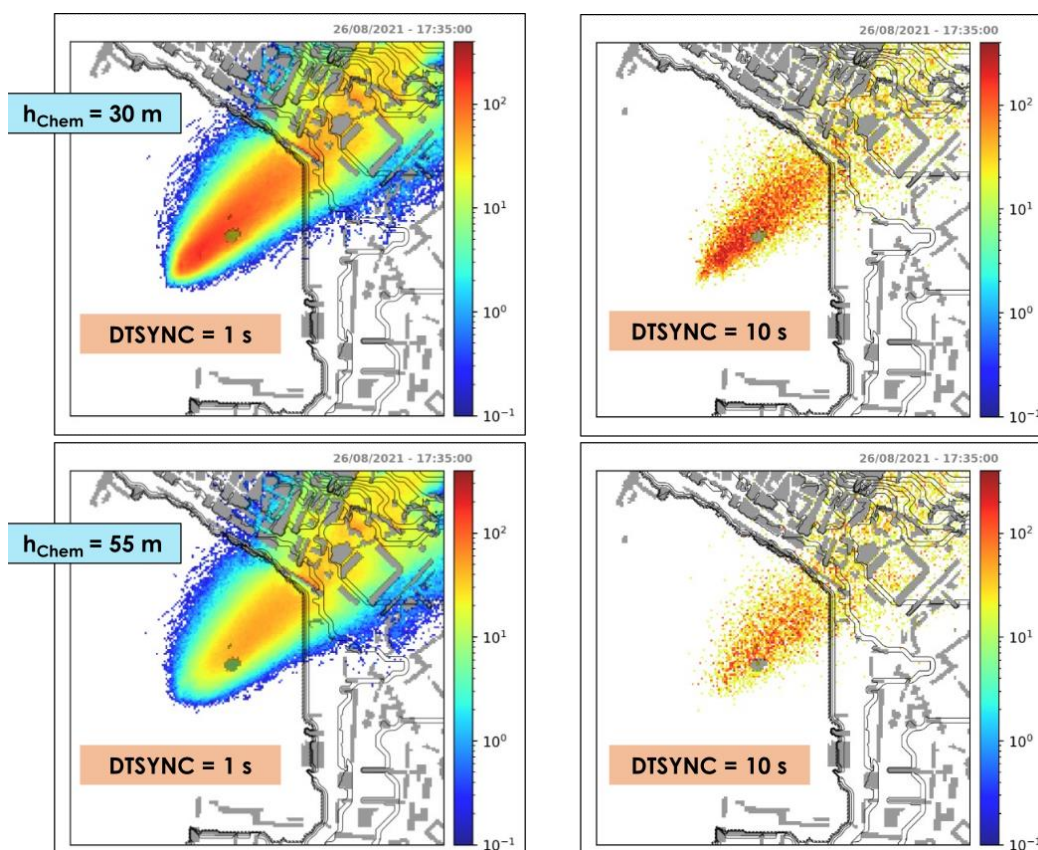


Figure 28 : Cartes des panaches simulés des tests de sensibilité effectués pour le paramètre DTSYNC/DTMIN. A gauche DTSYNC = 1 s, à droite DTSYNC = 10 s

La première et la deuxième ligne comparent les cartes obtenues avec une hauteur de cheminée de 30 m et 55 m.

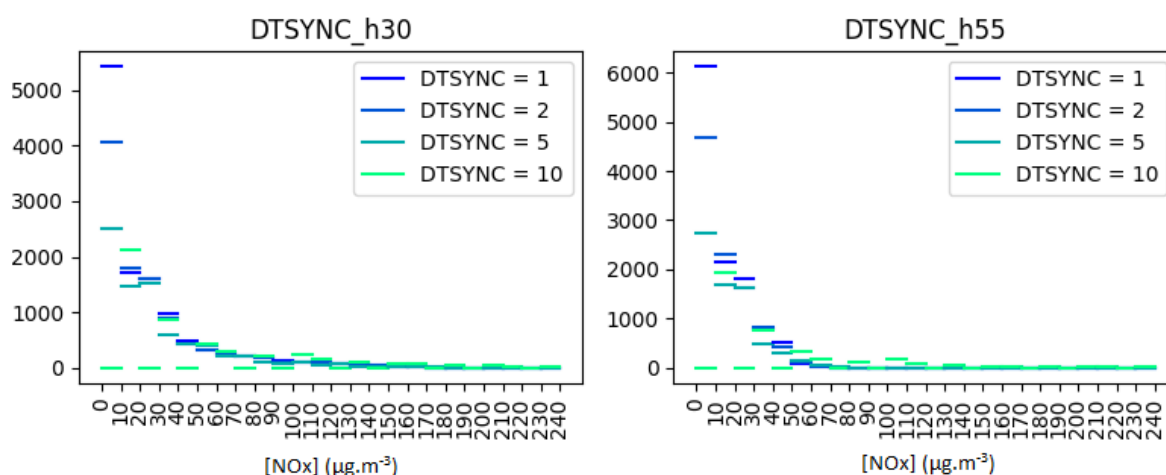


Figure 29 : Histogrammes des concentrations par maille, pour différentes valeurs de DTSYNC, pour $h_{chem} = 30$ m (gauche) et $h_{chem} = 55$ m (droite)

- Evaluation du modèle

Dans cette section, les performances du modèle sont évaluées à la fois sur les phases de manœuvre et de stationnement des navires. Pour cela, des épisodes de panaches ont été identifiés dans les données de la campagne de mesures, l'objectif étant d'évaluer la capacité du modèle à les reproduire. Les panaches ont été repérés en recherchant les hausses rapides de concentrations en NOx, SO₂, black carbon et nombre de particules, concordantes avec la présence d'un ou plusieurs navires, par vent de secteur Sud-Ouest. Par cette méthode, il a été possible d'identifier, de manière non exhaustive, une liste d'environ 80 panaches de navires nettement visibles sur la période allant du 02/08/21 au 02/10/21¹⁰.

Parmi les panaches identifiés, les plus nets ont été sélectionnés comme candidats à la modélisation. La liste des épisodes modélisés est présentée dans le Tableau 77. On note n_{Nav} le nombre de navires modélisés dans chaque épisode. Dans chaque séquence modélisée on trouve une phase de manœuvre d'entrée ainsi qu'une phase de manœuvre de sortie, les deux n'étant pas forcément celles d'un même navire. Un épisode complet est défini comme le mouvement d'un navire lorsqu'il est modélisé depuis sa manœuvre d'arrivée jusqu'à sa manœuvre de départ. Le numéro correspond au numéro de l'escale ayant donné lieu au panache retenu dans la liste des panaches sélectionnés pour la modélisation. Les variables Δt_{sim}^{MI} et Δt_{sim}^{ME} désignent les temps de manœuvre d'entrée et de sortie sur le domaine de simulation, la variable Δt_{sim}^{Quai} désigne le temps de stationnement à quai. La phase à quai est modélisée à l'aide d'une source ponctuelle immobile, les phases de manœuvre sont modélisées à l'aide d'un module spécifique permettant de représenter une source ponctuelle qui se déplace. Le temps Δt_{SPRAY} désigne le temps de calcul de SPRAY nécessaire pour la durée totale de simulation. Les temps de calcul marqués par un astérisque désignent les tests qui ont été effectués en découpant le domaine en « tuiles », sans que cela ait impacté les résultats.

¹⁰ Voir livrable T1.3.1, partie AtmoSud, section *Détection des panaches*, Figure 25.

Tableau 7 : Liste des séquences modélisées pour l'évaluation du modèle

N°	Date	Δt_{sim}^{MI}	Δt_{sim}^{Quai}	Δt_{sim}^{ME}	Δt_{SPRAY}	n _{Nav}	Mouvements des navires
747	02/08/2021	15 min	55 min	10 min	19428 s *	1	1 épisode complet
749	02/08/2021	20 min	15 min	10 min	13514 s	2	1 navire à quai + 1 arrivée navire
763	04/08/2021	10 min	1 h 40	10 min	27888 s	2	1 départ navire + 1 épisode complet
789	08/08/2021	15 min	1 h 05	15 min	56688 s	3	2 navires à quai + 1 épisode complet
884	22/08/2021	15 min	2 h 05	15 min	40226 s *	1	1 épisode complet
887	23/08/2021	15 min	55 min	15 min	21668 s *	1	1 épisode complet
915	26/08/2021	10 min	1 h 05	15 min	16002 s *	1	1 épisode complet
917	27/08/2021	10 min	1 h 20	15 min	30378 s *	1	1 épisode complet
937	30/08/2021	10 min	2 h 20	10 min	43805 s	2	2 arrivées navire + 1 départ navire

Les tests sont effectués en utilisant les valeurs de paramètre listées dans le Tableau 55. Les hauteurs des cheminées de ferries sont fixées à 30m, à une exception près, le navire MARIELLA, qui culmine à 54 m et fait partie des navires immobiles autour de l'escale 789. La cheminée du navire-citerne, qui accompagne l'escale 937, mesure 24.5m. Les émissions en NO_x et SO_x (SO₂ + SO₃) sont calculées suivant la méthodologie de l'inventaire. On suppose classiquement que le ratio SO₃/SO₂ est suffisamment faible pour faire l'approximation SO₂ ≈ SO_x. A cela s'ajoute une spécificité propre au port de Toulon : une charte impose aux ferries d'utiliser un carburant dont la teneur en soufre n'excède pas 0.1%, dès leur entrée dans la rade et quelle que soit leur durée d'escale.

Pour permettre la comparaison entre mesures et simulation, il peut être nécessaire d'estimer la concentration de fond à laquelle vient s'ajouter la concentration du panache simulé. Aucune activité industrielle n'étant présente sur ce secteur, on estime que l'activité maritime est la seule source de SO₂. On considère la concentration de fond en SO₂ comme nulle, ce qui revient à négliger les éventuelles émissions maritimes produites hors du domaine modélisé. La concentration de fond en NO_x est estimée grâce à la station Toulon Claret.

Les profils de concentrations en NO_x et SO₂ simulés sont présentés dans l'Annexe 3. Ces concentrations sont comparées aux concentrations mesurées avec une résolution de 10s, rééchantillonnées à la minute. Ces résultats sont accompagnés des données expérimentales ayant permis l'identification des panaches.

Pour modéliser la phase de manœuvre, un module spécifique a été utilisé, permettant de simuler l'émission d'une source ponctuelle se déplaçant au cours du temps. Pour cela, les émissions doivent être décrites avec un certain pas de temps Δt_{emiss} , et le trajet du navire doit être découpé de manière à indiquer la position du navire tous les Δt_{emiss} . Le module se charge de calculer la position de la source entre le point de départ et le point d'arrivée de chaque intervalle de temps Δt_{emiss} , le point de départ d'un intervalle numéro n étant le point d'arrivée de l'intervalle numéro $n-1$. Dans cette étude, le pas Δt_{emiss} est fixé à 5min. Un exemple de panache mobile entrant dans la rade de Toulon (concentration d'un traceur fictif) est visualisable dans l'Annexe 4.

Il est important de préciser que chacun de ces tests a dû être réalisé plusieurs fois, de façon à trouver le bon placement du navire, aussi bien à quai qu'en phase de manœuvre. En effet, l'emplacement de la source a un impact direct sur les résultats. Le relevé fourni par la capitainerie indique les quais

auxquels les navires viennent s'amarrer, mais plus que cela, pour chaque escale, c'est l'emplacement de la cheminée par rapport au quai et pendant les phases de manœuvre qu'il faudrait connaître pour maîtriser cette source d'incertitude.

Les performances du modèle sont quantifiées en comparant les valeurs moyennes des concentrations simulées et mesurées, pour chaque escale. Cette comparaison est effectuée en Figure 3130, en distinguant les trois phases modélisées, à savoir la manœuvre d'entrée, le stationnement à quai et la manœuvre de sortie. En moyenne, les concentrations simulées en NO_x sont en accord avec les concentrations mesurées, en particulier pour la phase de sortie. En phase d'entrée et de stationnement à quai, on note une tendance à la sous-estimation. Cette sous-estimation du modèle s'accroît largement pour les concentrations en SO_2 , qui sont également plus dispersées. En phase de sortie, alors qu'une régression linéaire sur les concentrations en NO_x donne une pente de 0.98 avec un coefficient R^2 de 0.79, le même travail sur les concentrations en soufre donne une pente de 0.37 seulement, avec un R^2 nul. Cette différence se retrouve sur les graphes de concentration en fonction du temps présentés dans l'Annexe 3 : les profils modélisés pour les deux espèces suivent une variabilité commune, déterminée par la dispersion, mais les profils mesurés montrent des différences de dynamique. Le modèle parvient à reproduire certaines variations des concentrations en NO_x avec une grande efficacité, mais peine à reproduire les variations des concentrations en SO_2 . Cette différence doit être mise en perspective avec l'incertitude des mesures elles-mêmes. En effet, les concentrations mesurées pour SO_2 sont parfois proches de la limite de détection de l'analyseur, qui est de 0.4 ppb soit $1.068 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Pour réduire la sous-estimation observée en Figure 31, une première piste consisterait à diminuer la résolution spatiale. En effet, on observe sur la Figure 2320 qu'une diminution de Δx est associée à une augmentation de $\langle [\text{NO}_x] \rangle$. Un Δx de l'ordre du mètre pourrait permettre de réduire l'écart entre mesures et simulations, au prix néanmoins d'une augmentation significative du temps de calcul. L'estimation de la concentration de fond pourrait également être améliorée : l'hypothèse d'une concentration de fond nulle en SO_2 serait peut-être à remettre en question, et surtout, l'estimation de la concentration de fond en NO_x faite avec la station Toulon Claret ne tient pas compte des sources de NO_x à proximité de la cabine. Chaque ferry qui débarque représente environ 500 voitures qui longent le linéaire de quai pour sortir au niveau de l'infanterie de marine, ce qui peut expliquer certaines hausses ponctuelles de NO_x , non répliquées par les simulations. De manière générale, des données complémentaires permettant de mieux contraindre les paramètres d'entrée diminueraient l'incertitude du modèle. Une information détaillée sur le déplacement de la cheminée proprement dite serait une aide majeure pour ce type de modélisation. Enfin, une nécessité d'affinage de la méthode de calcul des émissions n'est pas à écarter. En illustration, on constate pour l'escale 937 (30 août 2021, dernière figure de l'Annexe 3) que le départ du navire citerne ne génère aucune augmentation des concentrations modélisées. La Figure 3232 présente le résultat obtenu en multipliant par un facteur 10 les émissions du navire-citerne lors de sa manœuvre de départ, et en ajoutant une phase de transition entre l'émission à quai et les émissions de la manœuvre sur les cinq minutes précédant le départ. On trouve alors une concordance excellente avec les données mesurées. Les pics des concentrations en NO_x simulées et observées montrent la même dynamique au départ du navire, ce qui valide le placement de la cheminée. Dans cet exemple, ce sont bien les données d'émissions, plus que la localisation de la source, qui génèrent l'incertitude.

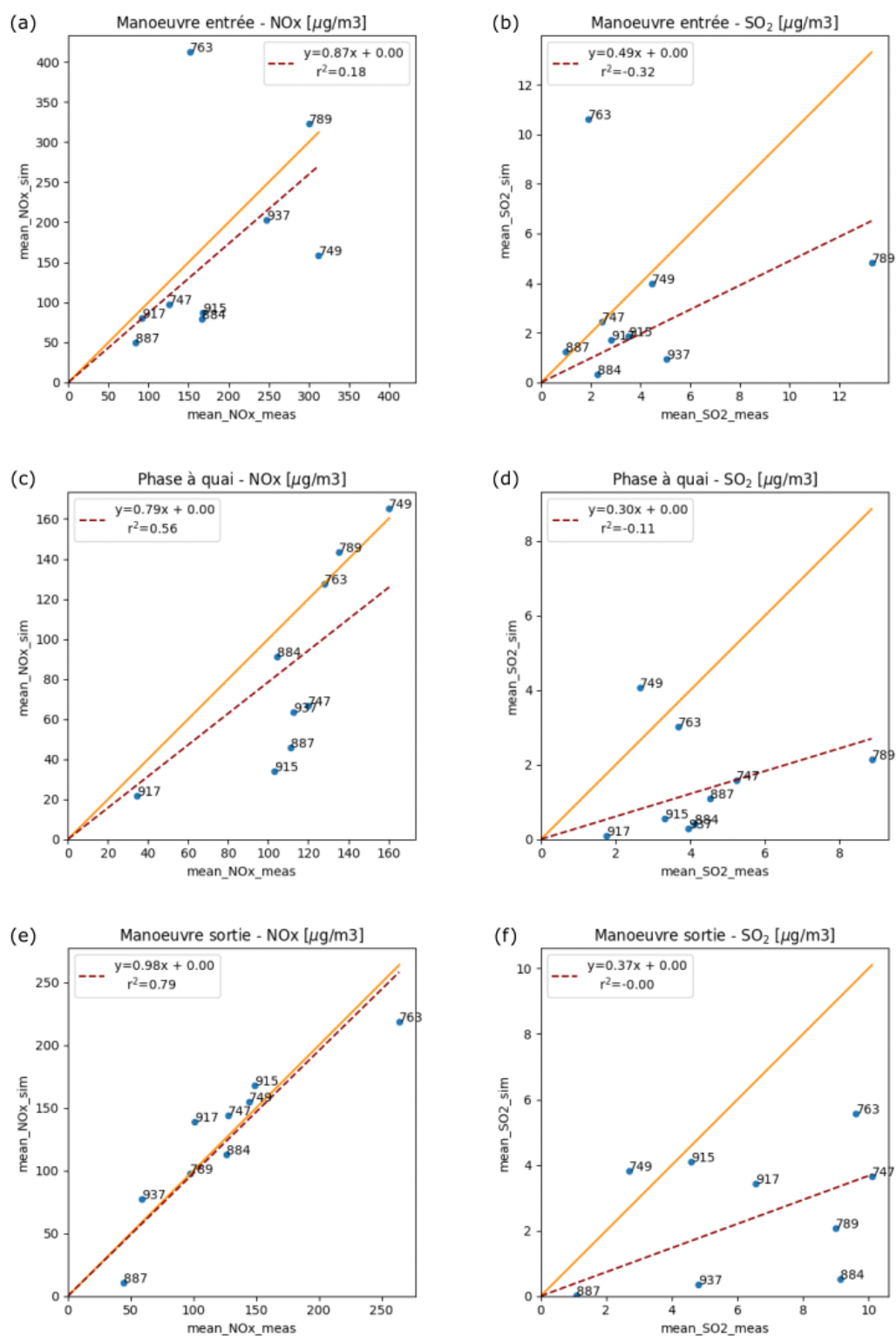


Figure 30 : Crossplots comparant les moyennes des concentrations mesurées et simulées pour NOx (gauche) et SO₂ (droite)

La concentration moyenne est calculée pour chacune des trois phases, la manœuvre d'arrivée à quai (a,b), le stationnement à quai (c,d) et la manœuvre de départ (e,f).

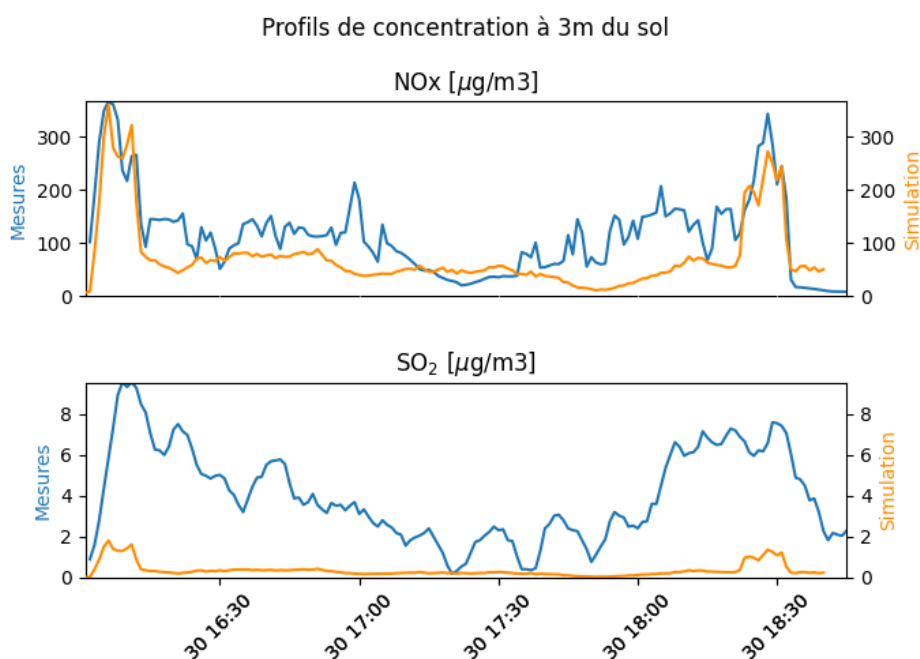


Figure 32 : Comparaison entre profils de concentration en NOx et SO₂ mesurés et simulés

Dans cet exemple, les données d'émission de la manœuvre de départ sont modifiées de façon à faire apparaître un panache au départ du navire citerne. La concordance obtenue entre mesures et simulation illustre la nécessité d'affiner le calcul des émissions fournies en entrée.

1.3.2. Qualitair Corse

L'évaluation du modèle et les tests de sensibilité du modèle ont été réalisés sur le même domaine que pour les simulations mensuelles. Chacun des domaines d'Ajaccio et de Bastia comprend au minimum une cabine mobile, une station fixe de fond, une station météo.

Les performances du modèle ont été évaluées depuis les résultats des simulations mensuelles face aux mesures relevées des stations fixes durant les campagnes de l'étude.

Les tests de sensibilité observés ont été les suivants : le positionnement de la cheminée, le nombre de particules (TOTPAR) et le pas de synchronisation des particules (DTSYNC). Les méthodologies de tests de sensibilités sont similaires à ceux présentés au chapitre précédent par AtmoSud.

Il ressort de ces tests que plus le TOTPAR est élevé plus les faibles concentrations peuvent être visibles. De même que plus le DTSYNC est court plus les concentrations se dispersent.

Un choix a donc été réalisé pour avoir le meilleur compromis entre la paramétrisation du modèle et la puissance du moteur de calcul utilisé, voir Tableau 1.

1.3.3. ARPAL-UNIGE

Trois stations de surveillance ont été sélectionnées comme récepteurs sensibles des émissions navales, nommées selon la position indiquée sur la Figure 33 : Largo S. Francesco da Paola (véhicule mobile), Corso Firenze et Via Buoizzi. Ils seront utilisés pour la validation des sorties du modèle. De plus, il existe une station météorologique représentative de la zone portuaire, appelée Porto Antico, situé sur le toit de la capitainerie. La seule station météorologique disponible dans les trois sites de comparaison est celle installée sur le véhicule mobile de Largo S. Francesco da Paola, mais en raison de la faible hauteur du sol, elle est considérée comme non représentative du vent.

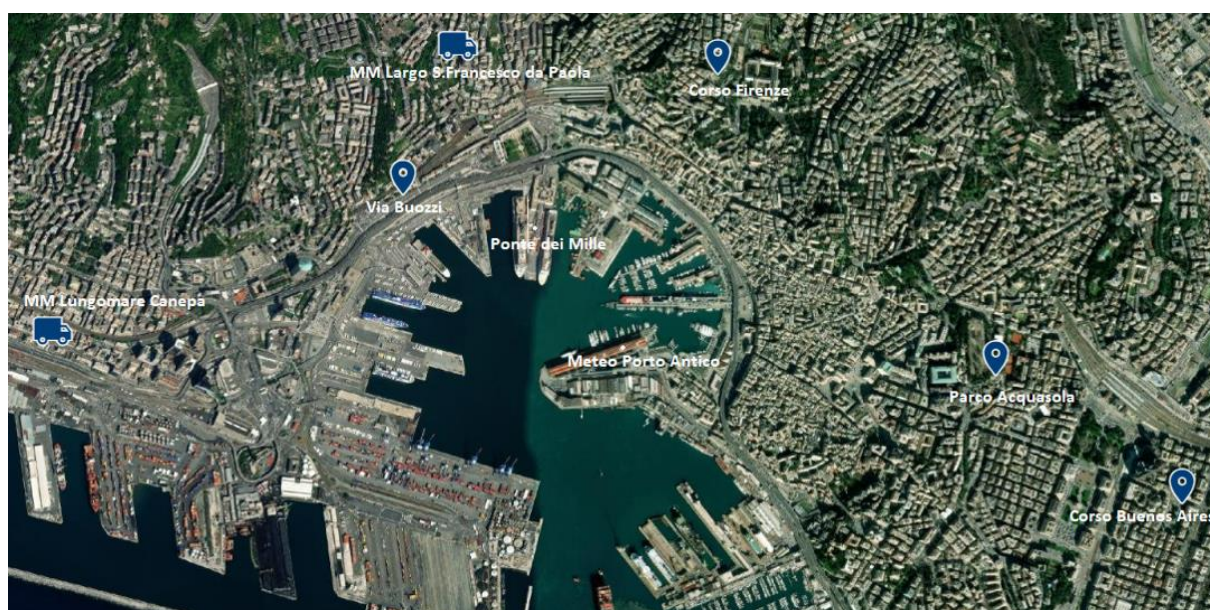


Figure 33 : Carte des stations de surveillance sélectionnées comme points récepteurs

Deux périodes de simulation bimestrielles sont envisagées, août-septembre 2021 et avril-mai 2022, correspondant aux campagnes expérimentales réalisées. Les simulations réalisées sont alimentées uniquement par les émissions navales et il faut ajouter les niveaux de concentration dus aux autres sources pour la comparaison avec les stations de surveillance de référence. Dans ce contexte, la concentration de fond est donc le niveau de concentration qui n'est pas directement affecté par les émissions navales. Par conséquent, les stations de fond ont été choisies pour avoir des caractéristiques similaires (typologie, flux de trafic, etc.) aux récepteurs relatifs, mais sans être affectées par les émissions navales. Dans un premier temps, les concentrations de fond ont été évaluées avec le modèle de transport photochimique CHIMERE, alimenté par les émissions européennes CAMS, hors émissions navales. Cependant, une sous-estimation du fond de dioxyde d'azote a été enregistrée et pour cette raison, il a été préféré d'utiliser des mesures expérimentales afin de ne pas introduire d'autres sources d'erreur. Les trois stations de surveillance sélectionnées comme mesure de fond pour chaque polluant, ainsi que les caractéristiques des stations de référence (telles que la distance du Ponte dei Mille, considéré comme le centre représentatif de la zone portuaire), sont indiquées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Stations de surveillance et caractéristiques

Station de comparaison	Polluant	Distance depuis Ponte dei Mille	Station de fond
MM Largo S.Francesco da Paola	NO ₂	558 m	Corso Buenos Aires
	PM ₁₀		Corso Buenos Aires
	PM _{2.5}		Quarto
Via Buoizzi	NO ₂	824 m	MM Lungomare Canepa
Corso Firenze	NO ₂	537 m	Parco Acquisola
	PM ₁₀		Corso Buenos Aires

Les polluants retenus pour les simulations sont le NO₂, les PM₁₀ et les PM_{2.5}. Le SO₂ n'a pas été pris en compte car les niveaux de concentration mesurées à Gênes sont très faibles, proches de la sensibilité des instruments : par exemple, la moyenne journalière mesurée à Corso Firenze pour l'année 2021 est inférieure à 3 µg.m⁻³, alors que le maximum est égal à 14 µg.m⁻³; ces valeurs sont très inférieures à la limite réglementaire (soit 125 µg.m³ à ne pas dépasser plus de 3 jours/an) et également à la limite OMS (40 µg.m³ à ne pas dépasser plus de 3-4 jours/an).

1.3.4. ARPAT – ADSP MTS

En ce qui concerne les données météorologiques, les résultats des simulations WRF ont été comparés aux observations de la station METAR de l'aéroport de Pise (code OACI LIRP) et de la station de Livourne du Réseau Maréographique National (<http://www.mareografico.it/>) situé dans la zone portuaire. A partir des champs météorologiques tridimensionnels produits par les simulations de modélisation, les séries temporelles des variables météorologiques ont été extraites qui peuvent être comparées aux observations disponibles aux points de mesure (Figure 34).



Figure 34 : Stations météorologiques de Pise et de Livourne

La comparaison portait sur les valeurs de température, d'humidité relative, d'intensité et de direction du vent au niveau horaire. Les variables pour lesquelles des valeurs expérimentales étaient disponibles

avec une fréquence temporelle inférieure à l'heure ont été moyennées afin d'obtenir des valeurs horaires comparables aux estimations de modélisation obtenues à partir de la simulation WRF. Les paragraphes suivants présentent à la fois les comparaisons statistiques sur les résultats globaux au niveau annuel, et une sélection des comparaisons effectuées au niveau mensuel, qui permettent de mettre en évidence l'importante variabilité saisonnière qui caractérise la circulation atmosphérique locale. Par souci de brièveté, la comparaison entre les valeurs d'humidité relative a été omise du contrôle annuel.

La comparaison entre les distributions des valeurs de température à la gare de l'aéroport de Pise montre une reconstitution satisfaisante de la variabilité des valeurs observées (Figure 35)).

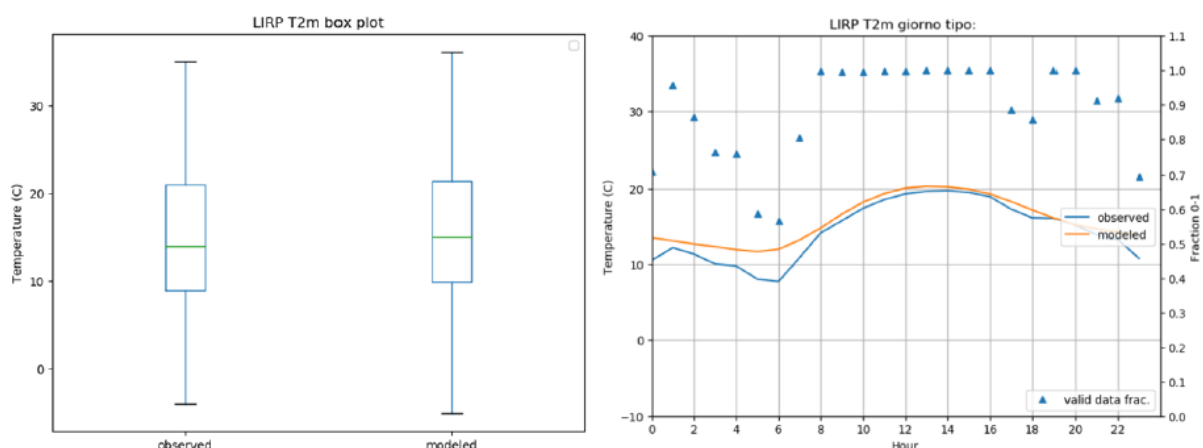


Figure 35 : Comparaison des valeurs de température WRF pour la période annuelle 03/2017 et 02/2018. Comparaison des distributions en boîte à moustaches (à gauche) et des cycles quotidiens moyens (à droite)

Les box-plots représentent la distribution des valeurs à travers : médiane, premier et troisième quartile, première donnée au-dessus du premier quartile moins 1,5 fois l'intervalle interquartile, dernière donnée en dessous du troisième quartile plus 1,5 fois la distance interquartile ; toutes les données en dehors de cette plage de valeurs sont considérées comme des valeurs aberrantes et représentées individuellement.

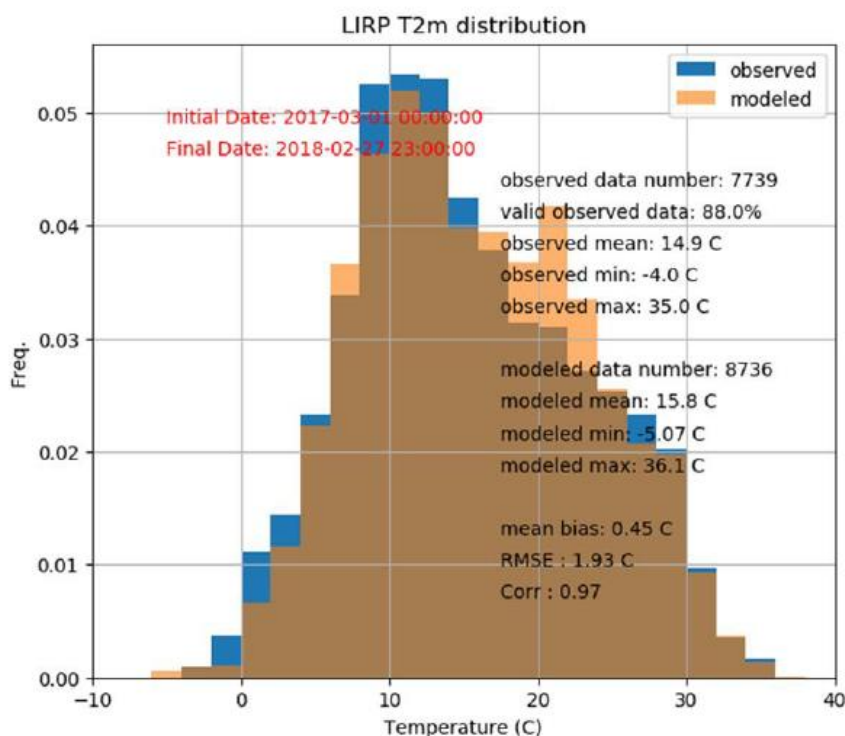


Figure 36 : Comparaison entre les distributions des valeurs de température calculées par WRF (période annuelle 03(2017 – 02/2018). Valeurs statistiques relatives aux distributions observées

La Figure 35 et la Figure 36 montrent un chevauchement substantiel des distributions de température calculées et mesurées, avec une corrélation de 0,97, un BIAS de 0,45 C et un RAMS de 1,9 C. La seule différence significative entre les deux distributions est identifiée dans la structure bimodale de la distribution calculée, qui n'est pas présente dans celle relative aux valeurs mesurées (Figure 31). Il faut cependant rappeler que les valeurs valides mesurées sont égales à 88% du total et que les données manquantes ne sont pas uniformément réparties dans le temps, mais sont plus nombreuses pendant la nuit (Figure 35). Le cycle diurne des températures est bien reproduit par le modèle.

La distribution des vitesses de vent calculées montre une bonne représentation des valeurs observées, même si elle montre une tendance à surestimer à la fois les valeurs moyennes et les valeurs extrêmes (Figure 37), ce qui correspond à une sous-estimation de la fréquence des vents d'intensité comprise entre 1 et 3 m/s et une surestimation de la fréquence des vents de plus forte intensité (Figure 38). La surestimation moyenne correspond à un BIAS assez faible, de l'ordre de 0,7 m/s (Figure 38), et est presque uniformément répartie sur les heures de la journée (Figure 37).

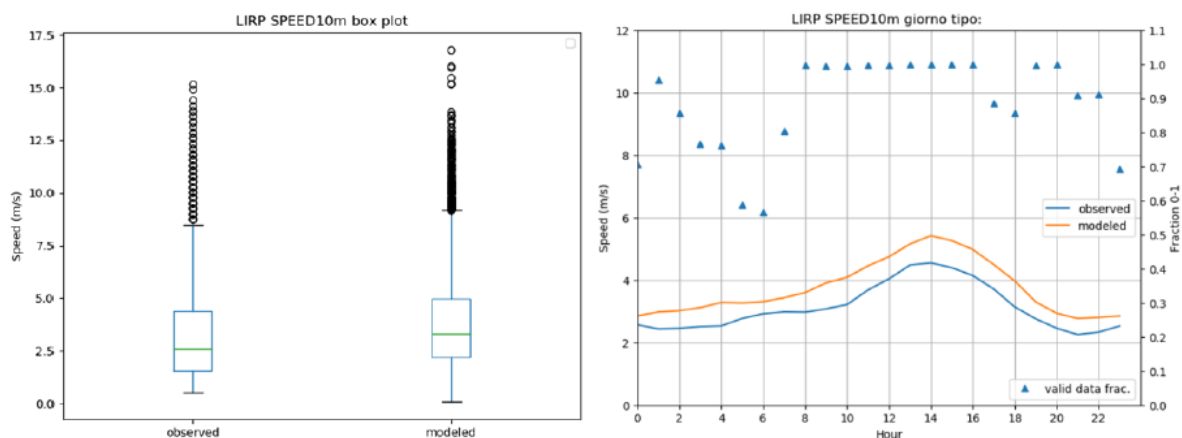


Figure 37 : Comparaison entre les valeurs d'intensité de vent calculées par WRF (période annuelle 03/2017-02/2018) - Comparaison des distributions sous forme de box plot (à gauche) et des cycles journaliers moyens (à droite)

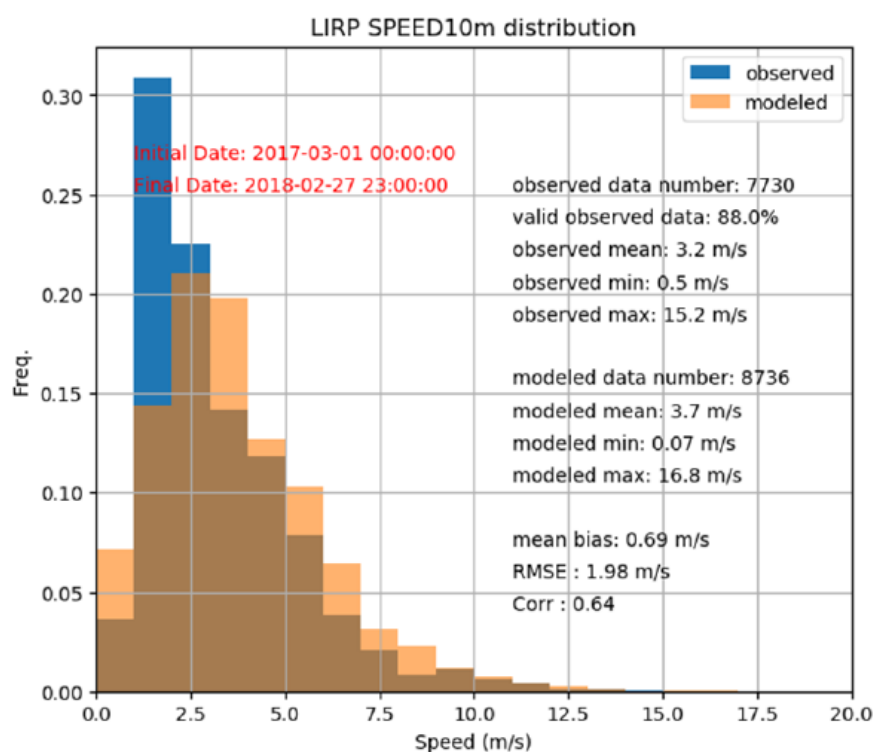


Figure 38 : Comparaison entre les distributions des valeurs de vitesse du vent calculées par WRF (période annuelle 03/2017-02/2018)

La valeur de l'indice de corrélation, égale à 0,64, est inférieure à celle obtenue pour la température mais conforme aux valeurs habituellement obtenues à partir de modèles météorologiques pour des comparaisons avec des observations réalisées au sein de la couche limite atmosphérique. L'erreur quadratique moyenne est d'environ 1,9 m/s.

La comparaison des roses des vents (Figure 39) montre une bonne reproduction des caractéristiques de la circulation locale, avec une tendance à sous-estimer la fréquence des vents faibles nés autour du sud-est. A cet endroit, on note une forte polarisation des roses des vents autour des directions ouest

et est-sud-est, avec une absence totale de vents entre nord et nord-est et très peu de fréquence de vents autour du sud.

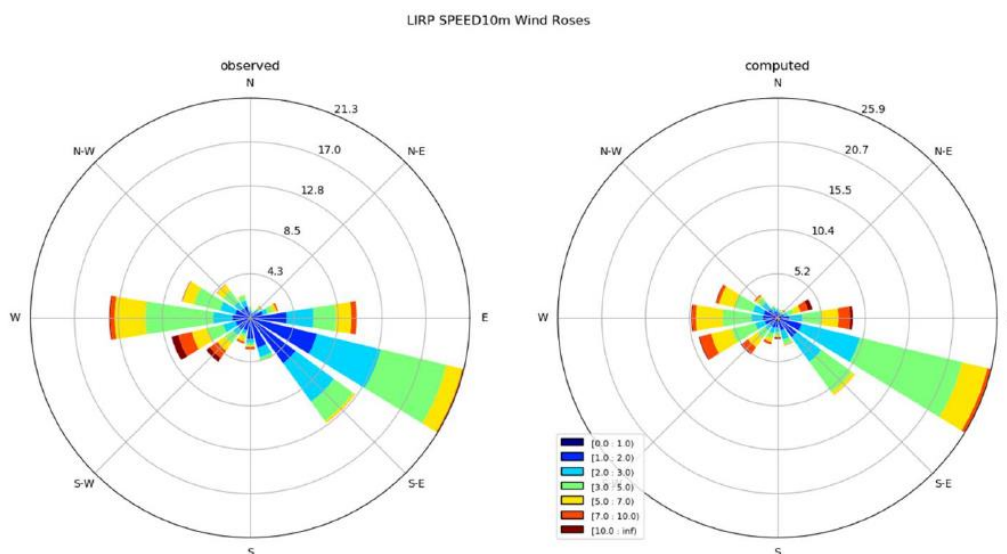


Figure 39 : Comparaison entre les roses des vents observées dans la station de l'aéroport LIRP de Pise (à gauche) et calculées par WRF (à droite) pour la période annuelle 03/2017-02/2018

2. Résultats modélisation

2.1. Comparaison aux valeurs réglementaires

2.1.1. Atmosud

Les performances du modèle ont été évaluées sur des séries temporelles courtes. Le modèle est maintenant utilisé pour des simulations mensuelles. A partir d'ici, le terme « concentration simulée » indique implicitement qu'il s'agit des concentrations simulées extraites à 3m du sol.

- Paramétrisation des simulations mensuelles

Dans cette partie, les sorties du modèle sont exportées avec un pas de temps horaire. Les espèces modélisées sont les NO_x et les SO_x, ainsi que les PM_{2.5}. Les données météo fournies à SWIFT sont des données météo mesurées, à l'exception de la simulation hivernale de Brégaillon, pour laquelle sont utilisées des données météo issues du modèle WRF. Les émissions données à SPRAY sont calculées à partir des émissions de la phase à quai uniquement, les émissions des phases de manœuvre étant négligeables à l'échelle du mois.

Les simulations mensuelles étant effectuées sur des domaines plus grands et sur une durée plus longue que les simulations présentées en Chapitre 1, il est nécessaire de modifier le réglage des paramètres numériques, qui ont un impact direct sur le temps de calcul. Pour que les simulations s'exécutent dans un délai raisonnable, le pas en espace est augmenté à 10 m. De même, les sorties étant exportées avec un pas horaire, les critères de choix de certains paramètres sont moins stricts que dans le cas des simulations réalisées avec un pas de sortie d'une minute. Avec les paramètres TOTPAR = 20000 et DTSYNC/DTMIN = 1 s (Tableau 55), le nombre total de particules émises sur une heure s'élève à 1.2 10⁶. En moyennant les concentrations sur une heure, on peut émettre 60 fois moins de particules – soit 20000 particules – sans changer la résolution sur l'estimation de la concentration. En choisissant

TOTPAR = 2000 et DTSYNC/DTMIN = 2 s, le nombre total de particules émises sur une heure s'élève à 60000. Ce chiffre assure une résolution comparable à la résolution déterminée grâce aux tests de sensibilité, tout en tenant compte du fait que plusieurs navires peuvent émettre de façon simultanée, et que cette quantité de particules peut être partagée par les navires émettant aux mêmes temps. Avec ce réglage, le temps de calcul de SPRAY pour une simulation mensuelle effectuée avec 16 CPU est de l'ordre d'une semaine.

Du côté des paramètres physiques, les valeurs présentées dans le Tableau 55 sont conservées, à l'exception de la hauteur de la cheminée, qui varie selon le type de navire. Pour faire varier la hauteur de la cheminée en fonction du type de navire, les émissions sont paramétrées en considérant des paires {quai, type_navire}, auxquelles sont attribuées des hauteurs de cheminée moyennes. Les hauteurs estimées pour les différents types de navires sont regroupées dans le Tableau 99. Ainsi, lorsqu'un navire d'un certain type vient stationner à un quai donné, son émission est modélisée en considérant la hauteur de cheminée associée à la paire {quai, type_navire}. Lorsque plusieurs navires sont modélisés par l'intermédiaire de la même paire {quai, type_navire} et que leurs hauteurs de cheminée sont disponibles, on associe à la paire {quai, type_navire} la moyenne de ces hauteurs. Si aucune donnée de cheminée n'est disponible, on associe à la paire {quai, type_navire} une hauteur moyenne calculée à partir des données de la base IHS Markit, pour le type de navire considérée, ou un sous-groupe plus précis d'une des catégories listées dans le Tableau 99 (e.g., 'Tug', 'Cement Carrier', 'Fishing Vessel') lorsque cela est possible.

Tableau 9 : Typologie des navires présents dans simulations mensuelles des ports de Toulon, Brégaillon et Nice et hauteurs estimées des cheminées des navires pour chaque type.

	Toulon		Brégaillon		Nice	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Tanker	24,5m	24,5m	24,5m	24,5m	-	-
Vraquier solide	-	-	-	28 m	30 m	30 m
Porte conteneur	-	-	-	53 m	-	-
Cargo	-	-	-	30 m	32,5 m	32,5m
Ferry	32,7m	32,7m	32,6m	30 m	30 m	30 m
Paquebot	-	-	58,9m	60 m	60 m	60 m
Pêche	-	-	21,7m	22 m	-	-
Autres	-	-	24,6m	18 m	-	20 m
RoRo	-	-	-	46 m	-	-
Remorqueur	-	-	22,7m	20 m	25 m	25 m
Plaisance	-	-	-	19 m	19 m	19 m

- Comparaison mesures/modèle

Les concentrations simulées sont comparées aux concentrations mesurées par les cabines de mesure, lorsque ces mesures sont disponibles. Comme dans la section précédente, on fait l'hypothèse $SO_2 \approx SO_x$ pour la comparaison entre valeurs simulées en SO_x et valeurs mesurées en SO_2 , et on suppose que la concentration de fond en SO_2 est nulle. Pour les NO_x et les $PM_{2,5}$, il est nécessaire d'ajouter aux concentrations simulées, une concentration de fond C_i^{fond} , estimée grâce à la station de mesures urbaine la plus proche. Elle est ici définie comme :

$$C_i^{fond}(t) = C_i^{station}(t) - C_i^{sim}(t)$$

où t est le temps de l'export, où C_i^{station} est la concentration de l'espèce i mesurée par la station choisie pour l'estimation du fond, et où C_i^{sim} est la concentration du panache simulé de l'espèce i extraite à l'emplacement de la station. Lorsque la modélisation donne $C_i^{\text{sim}} > C_i^{\text{station}}$, on fixe $C_i^{\text{fond}} = 0$.

La disponibilité des données pour l'estimation du fond (données des stations) et pour la comparaison mesures/modèle (données des cabines) est indiquée dans le Tableau 10, pour chaque port et pour chaque espèce. La station située à Brégaillon ne mesurant que les NO_x , on utilise pour la Seyne-Brégaillon la même concentration de fond en $\text{PM}_{2.5}$ que celle estimée à la station Toulon Claret, considérant que les concentrations en particules sont suffisamment homogènes à l'échelle de la ville.

Tableau 10 : Disponibilité des concentrations en $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 et NO_x et rapport des concentrations moyennes en NO_2 et NO_x aux cabines de mesure et aux stations choisies pour l'estimation du fond dans chacun des trois domaines.

	Toulon		La Seyne-Brégaillon		Nice	
	Station Toulon Claret	Cabine Toulon TCA	Station la Seyne Genoud	Cabine Brégaillon	Station Nice Arson	Cabine Port Nice
$\text{PM}_{2.5}$	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Non
SO_2	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui
NO_x	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
NO_2/NO_x	0.83	0.7	0.81	-	0.78	0.68

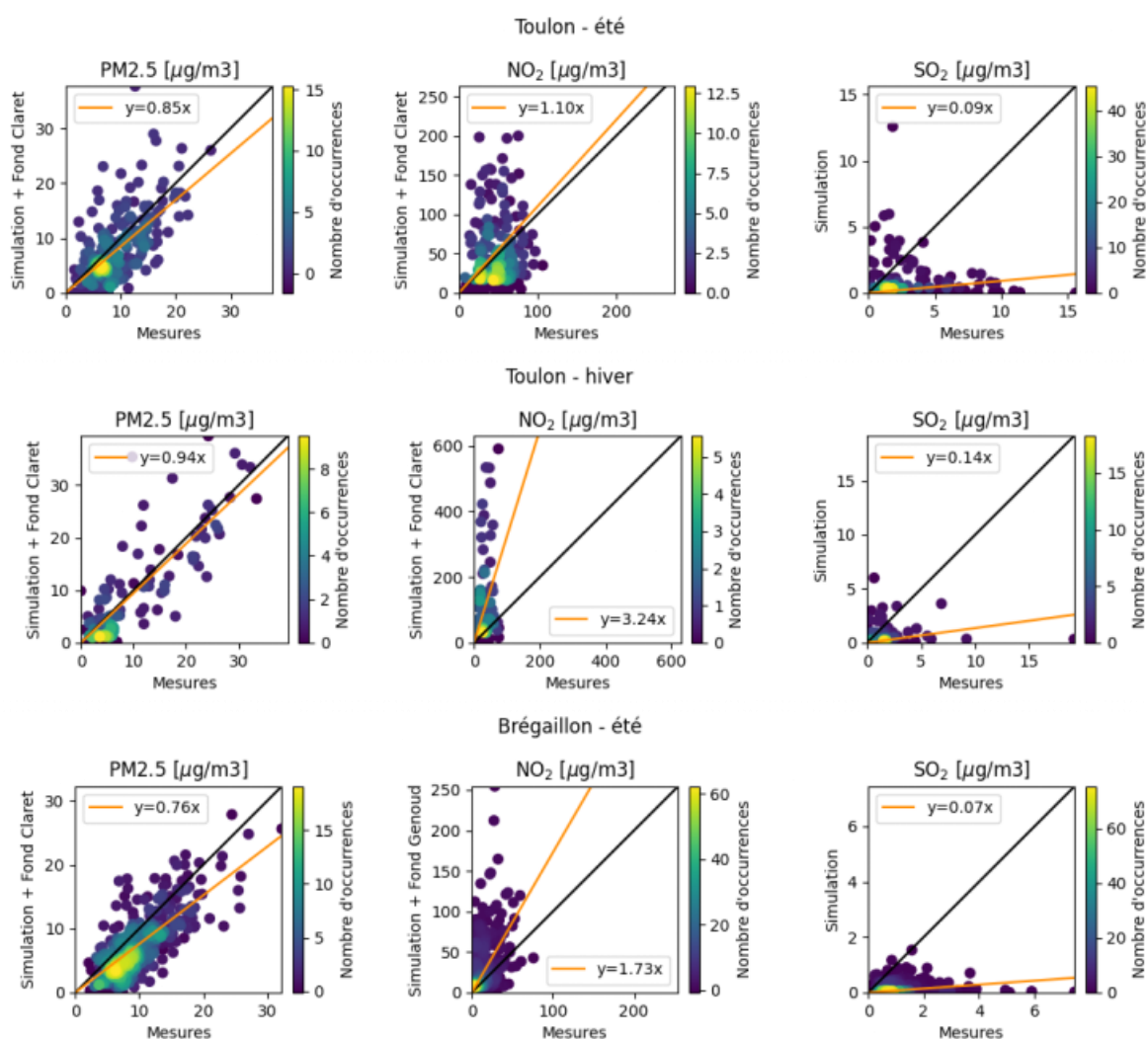


Figure 40 : Comparaison entre concentrations simulées, corrigées ou non du fond, et concentrations mesurées, à Toulon en période estivale (1ère ligne), à Toulon en période hivernale (2ème ligne) et à Brégaillon en période estivale (3ème ligne).

Le nombre d'occurrences de chaque valeur est indiqué par le code couleur. La droite noire est la droite $y = x$, la droite orange est la régression linéaire effectuée sur les données en forçant une origine nulle.

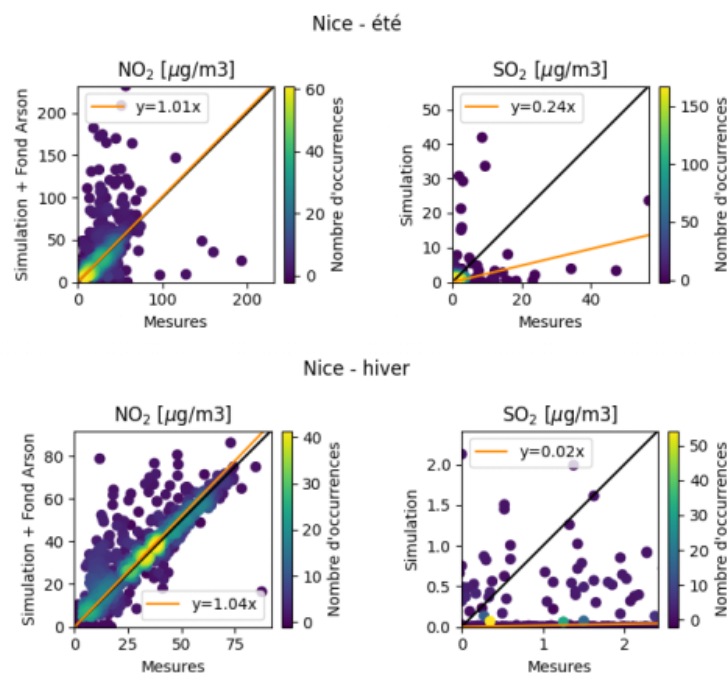


Figure 41 : Comparaison entre concentrations simulées, corrigées ou non du fond, et concentrations mesurées, à Nice en période estivale (1ère ligne) et en période hivernale (2ème ligne).

Le nombre d’occurrences de chaque valeur est indiquée par le code couleur. La droite noire est la droite $y = x$, la droite orange est la régression linéaire effectuée sur les données en forçant une origine nulle.

Les sorties du modèle sont comparées dans le Chapitre 2 face aux valeurs règlementaires françaises et aux lignes directrices données par l’OMS, pour NO_2 , SO_2 et $\text{PM}_{2.5}$. Pour obtenir les concentrations en NO_2 à partir des concentrations simulées en NO_x , il est nécessaire d’appliquer un facteur correctif. Un tel facteur est difficile à estimer, en raison de la variabilité du rapport NO/NO_2 . En effet, la répartition NO/NO_2 évolue dans l’espace et dans le temps. Plus on s’éloigne de l’émission, en l’occurrence la combustion des cheminées des navires, plus le rapport NO/NO_2 diminue.

Les ratios NO_2/NO_x estimés à chaque station et chaque cabine sont regroupés dans le Tableau 11. Il s’agit des moyennes des ratios des concentrations en NO_2 et NO_x mesurées entre le 01/02/2021 et le 31/08/2021 pour Toulon et Brégaillon ; entre le 01/08/2019 et le 31/12/2019 pour Nice. Ce ratio n’est pas calculé pour la cabine de Brégaillon, celle-ci n’étant restée en place que deux mois. La moyenne des ratios aux stations présentés dans le Tableau 11 s’élève à 0.8. On choisit d’utiliser cette valeur pour convertir les concentrations simulées en NO_x sur tout le domaine. Ceci revient à faire une hypothèse qui minimise la concentration en NO_2 dans les zones plus éloignées des sources ; réciproquement, les concentrations en NO_2 sont maximisées dans les endroits proches des sources, telles que les emplacements des cabines de Toulon et Nice, où le ratio NO_2/NO_x tombe à 0.7.

- Estimation de la contribution des navires

Les profils temporels des concentrations simulées, extraites à l’emplacement de la cabine, corrigées ou non du fond, sont comparées aux concentrations mesurées disponibles en Annexe 5, à l’exception de la simulation hivernale à Brégaillon, pour laquelle il n’y a pas d’observations. Pour la simulation estivale du port de Nice, les valeurs comprises entre le 5 et le 7 août puis entre le 20 et le 28 août ont

été extraites, en raison de hausses de concentration non représentatives dues au dysfonctionnement d'un yacht non raccordé¹¹.

La Figure 40 et la Figure 41 présentent d'une autre façon les données présentées en Annexe 4, en les filtrant de manière à ne garder que les temps où $C_i^{sim} \neq 0$. Suivant le même principe que la Figure 28, ces figures représentent les concentrations simulées en fonction des concentrations mesurées, avec cette fois autant de points que de temps où la concentration simulée est non nulle. Le code couleur indique la fréquence d'occurrence de chaque valeur. La courbe noire représente la droite $y = x$, la courbe orange la régression linéaire effectuée en imposant une origine nulle. Les moyennes des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine, ainsi que les moyennes des concentrations mesurées par la cabine, filtrées en ne gardant que les temps où $C_i^{sim} \neq 0$ sont indiquées dans le Tableau 11. Le rapport des deux concentrations donne la contribution du maritime. On choisit d'interpréter les rapports de contribution uniquement lorsque les performances du modèle sont satisfaisantes, i.e. lorsque le graphe de corrélation (Figure 40 ou Figure 41) présente une pente comprise entre 0.75 et 1/0.75 soit 1.33.

En Figure 40, les concentrations simulées en PM_{2.5} corrigées du fond présentent une bonne corrélation avec les observations, en particulier à Toulon en hiver, où la contribution des navires est de l'ordre de 19%.

Pour NO₂, les concentrations des simulations de Nice et de la simulation estivale de Toulon s'accordent en moyenne aux valeurs mesurées. Les simulations du port de Nice sont toutefois à interpréter avec précaution, en raison de l'incertitude sur les émissions des yachts. A Toulon en été, la contribution des navires est de 77%, mais la dispersion des valeurs est assez marquée. Dans les autres cas, la tendance observée est une surestimation des concentrations en NO₂, à Toulon en hiver et à Brégaillon l'été.

Les pentes de corrélation des concentrations en SO₂ sont moyennes à très faibles, et ne permettent pas une interprétation des résultats.

Dans le Tableau 11, les ratios des deux moyennes données en pourcentages donnent la contribution des navires. Les ratios surlignés sont ceux pour lesquels la corrélation mesure/modèle est satisfaisante (pente comprise entre 0.75 et 1.33 en Figure 41 et Figure 42).

Tableau 11 : Moyennes en $\mu\text{g.m-3}$ des concentrations mesurées par la cabine et des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine, aux temps tels que $C_{sim} \neq 0$

	Toulon		Brégaillon		Nice	
PM2.5	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Mesures	9.44	10.18	9.65	-	-	-
Simulation	1.66	1.95	0.43	0.25	1.71	0.08
% Sim/Mes	17.6 %	19.1 %	4.4 %	-	-	-
NO ₂	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Mesures	45.29	32.19	13.98	-	28.99	31.65
Simulation	35.37	95.95	19.67	11.49	16.04	3.09
% Sim/Mes	78.1 %	298.1 %	140.7 %	-	55.3 %	9.8 %
SO ₂	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Mesures	2.84	1.78	1.13	-	1.21	0.05
Simulation	0.57	0.61	0.13	0.37	1.14	0.10
% Sim/Mes	20.1 %	34.3 %	11.2 %	-	94.2 %	195.6 %

¹¹ Pour plus de détails, se référer au rapport AtmoSud « [Qualité de l'air sur le Port de Nice - 2019 : bilan et analyse des épisodes de pollution NO₂ Été 2019](#) ».

Une autre manière d'analyser les résultats est de calculer le profil journalier moyen des concentrations. En Figure 42, sont tracés les profils journaliers moyens des concentrations observées (courbes rouges), des concentrations simulées (courbes bleues) et des concentrations simulées corrigées du fond (courbes vertes). La zone colorée entourant chaque courbe représente l'intervalle entre la moyenne augmentée de l'écart-type et la moyenne diminuée de l'écart-type. Cette représentation permet une visualisation directe de la contribution des navires (bleu) à la concentration totale mesurée (rouge). On voit qu'elle est faible pour les $PM_{2.5}$, dont la concentration simulée corrigée du fond découle donc essentiellement de l'estimation du fond. Pour SO_2 , on voit que les concentrations observées à Nice en été dépassent les $5 \mu g.m^3$ en milieu de journée. Dans les autres cas, les concentrations mesurées en SO_2 sont très proches de la limite de détection de l'instrument et sont donc sujettes à une forte incertitude. Enfin, concernant NO_2 , on constate que la contribution des navires représente une part modérée des concentrations mesurées à Toulon en été et à Nice en hiver, mais qu'elle peut excéder les valeurs mesurées dans les autres cas, en particulier à Toulon et Brégaillon lors des pics du matin et de l'après-midi, en lien avec les arrivées et départs des navires, ainsi qu'à Nice en milieu de journée. A Toulon en période estivale, les pics observés le matin et l'après-midi sont du même ordre de grandeur. La concentration simulée corrigée du fond surestime le pic du matin et sous-estime celui de l'après-midi. L'hiver, les pics sont surestimés matin comme après-midi. A Brégaillon en été, les vents d'ouest soufflent essentiellement le matin, d'où un pic de concentration plus marqué le matin, qui est encore une fois surestimé par le modèle. Le profil simulé des concentrations à Nice présente des valeurs non nulles entre 11:00 et 19:00 (GMT) puis des valeurs quasi-nulles le reste de la journée, en cohérence avec les roses des vents analysées en Figure 4, où l'on observe des vents de secteur Nord le matin, puis des vents de secteur Sud en seconde partie de journée, qui ramènent les polluants des navires vers la ville, en particulier l'été, avec une surestimation des valeurs observées.

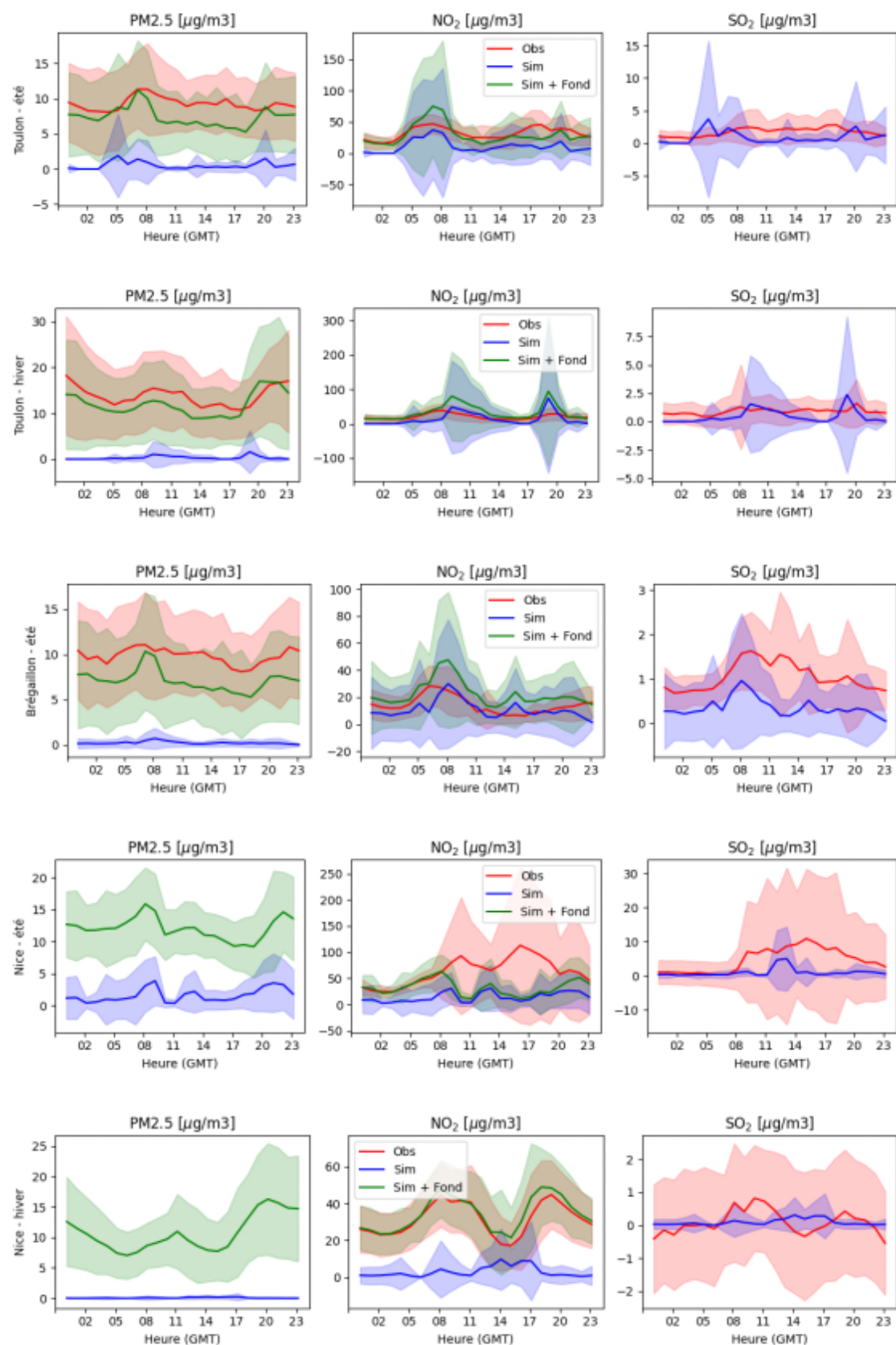


Figure 42 : Profils moyens journaliers des concentrations mesurées par la cabine (courbes rouges), des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine (courbes bleues) et des ces mêmes concentrations, corrigées du fond (courbes vertes)

- Cartographies réglementaires

A partir des simulations mensuelles, il est possible de tracer les cartes des moyennes mensuelles des concentrations, corrigées ou non du fond. Ces cartes sont présentées de la Figure 43 à la Figure 47, et sont représentées avec une échelle de couleur dont le maximum équivaut au double de la limite annuelle à ne pas dépasser dans la réglementation française. La carte de la simulation estivale de Nice n'est pas présentée, en raison des fortes concentrations générées par les émissions des yachts, sur lesquelles pèse une incertitude significative. Le calcul des émissions des yachts sera affiné dans le livrable T3.3.1.

Les concentrations de fond moyennes pour chaque période sont présentées dans le Tableau 1212. A l'exception de la concentration en PM_{2.5} à Nice, les concentrations sont plus importantes en hiver qu'en été. Aux côtés de ces cartes de concentrations moyennes, sont également présentées les cartes de nombres de dépassements du seuil réglementaire horaire, dont la valeur, fixée à 200 µg/m³, est également celle de la ligne directrice (LD) définie par l'OMS. En complément, se trouvent en Annexe les cartes de concentrations moyennes tracées avec une échelle de couleur dont le maximum représente le double de LD OMS annuelle pour NO₂ et PM_{2.5}; il n'y a pas de carte pour SO₂, l'OMS n'ayant pas donné de recommandation annuelle pour cette espèce.

Tableau 12 : Concentrations de fond en µg.m⁻³ estimée en moyennant les concentrations mesurées par les stations Toulon Claret, la Seyne Genoud et Nice Arson, sur les périodes de simulation hivernales et estivales.

	Toulon		Brégaillon		Nice	
PM _{2.5}	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	6.9	11.6	-	-	11.0	10.6
NO ₂	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	18.6	18.9	11.5	15.3	17.7	31.4
Max nombre de dépassements	42	124	18	15	325	11

Les concentrations en SO₂ modélisées sont faibles et ne laissent pas apparaître de zones de hausses. La contribution des navires à la concentration en PM_{2.5} est faible à négligeable. Selon les cas, la contribution des navires aux concentrations en NO₂ est faible à importante.

A Toulon, les hausses de concentration en NO₂ sont localisées sur la surface de l'eau et au niveau du quartier situé au Nord-Est des quais. L'hiver, la concentration y est du même ordre que la limite annuelle, mais on rappelle que d'après la Figure 40, le modèle surestime la concentration en NO₂ dans cette simulation. Toujours sur ces zones, on observe des dépassements de la limite réglementaire horaire de NO₂, avec un nombre de dépassements maximal trois fois plus important l'hiver (voir Tableau 1212).

Du côté de la Seyne-Brégaillon, les dépassements ne sont pas localisés aux mêmes endroits en hiver et en été. L'été, on les retrouve plutôt au-dessus de la surface de l'eau, tandis que l'hiver on observe un maximum localisé au niveau de la darse des Câblers. Ce maximum local peut être lié à l'estimation faite de la hauteur de la cheminée pour les types de navires venant s'amarrer à cet emplacement (navires de type 'Cable Layer'/Vraquier solide et 'Patrol Vessel'/Autres). Une sous-estimation de ces hauteurs peut entraîner une surestimation des concentrations au niveau du sol. Par ailleurs, alors qu'à Toulon la concentration de fond en NO₂ est du même ordre en hiver et en été, elle est plus importante en hiver à Brégaillon.

A Nice, la concentration de fond en NO₂ est plus importante l'hiver. La contribution des navires se répartit suivant l'axe Nord-Sud que l'on observe sur la rose des vents. L'été, les maxima de

concentrations sont essentiellement localisés au nord du quai du Commerce. L'hiver, ces maxima se décalent vers le sud, au-dessus de la surface de l'eau, c'est-à-dire hors des zones exposées.

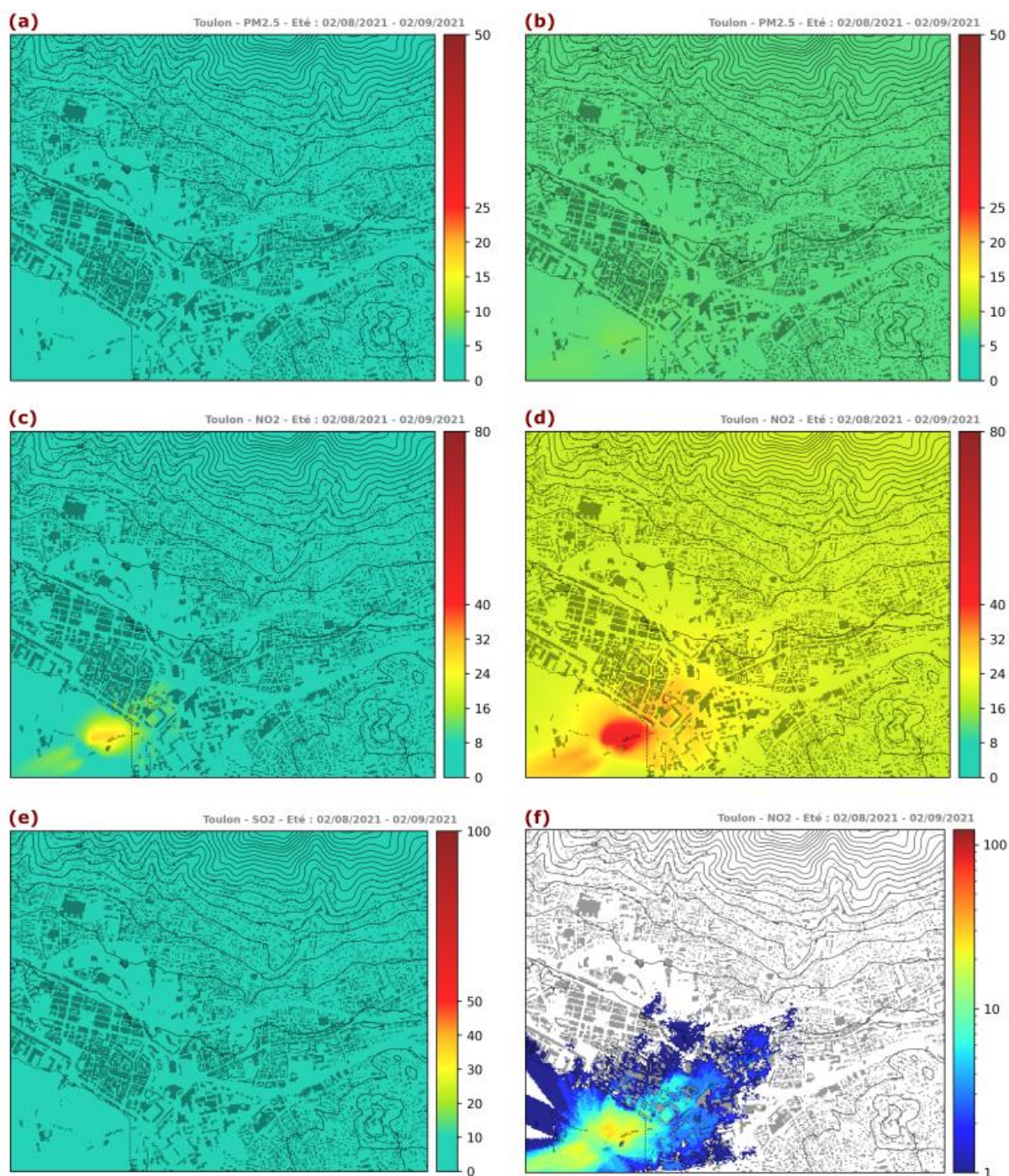


Figure 43 : Port de Toulon, concentrations simulées du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO₂ simulées; (d) NO₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (e) en SO₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO₂ (f).

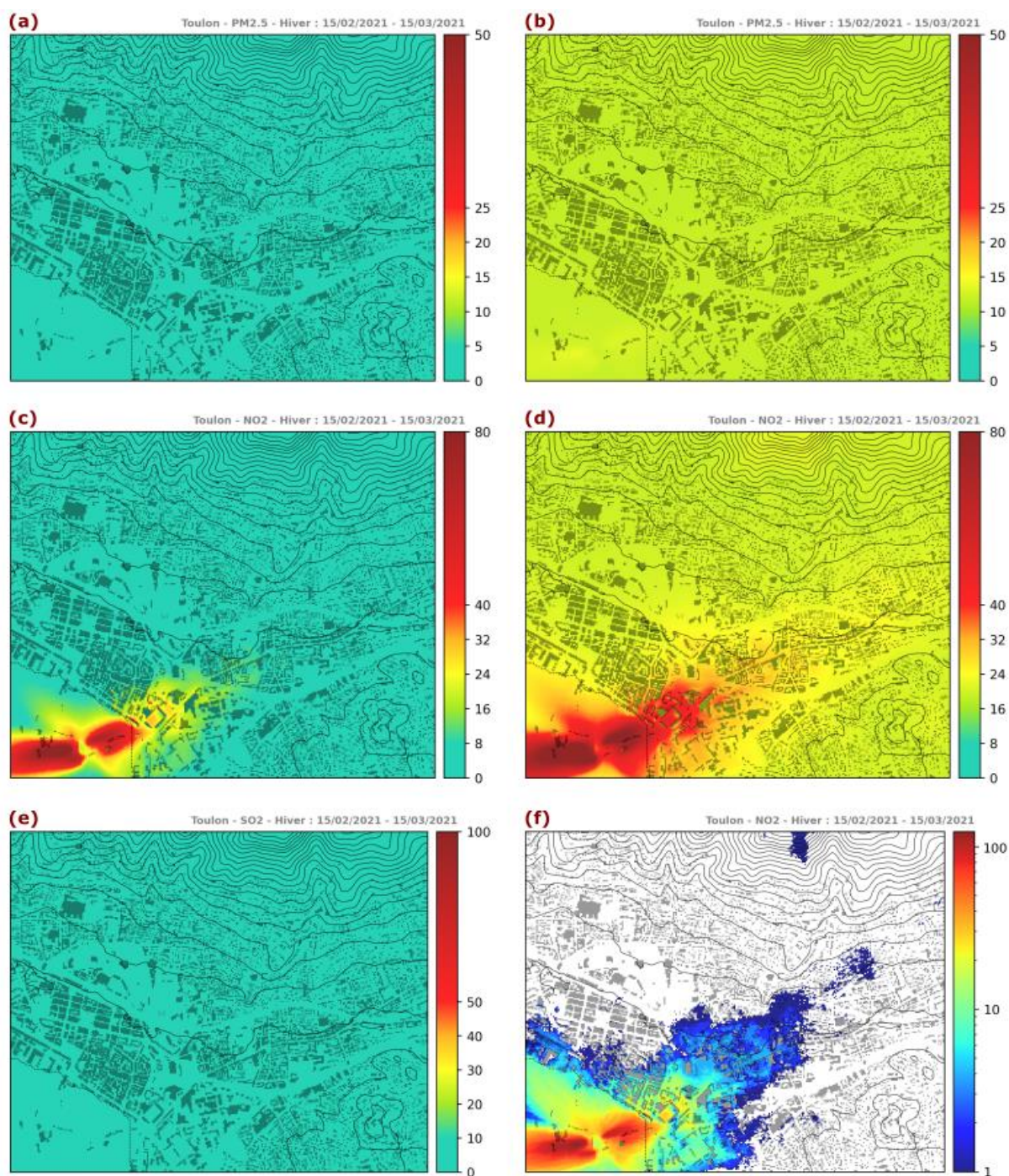


Figure 44 : Port de Toulon, concentrations simulées du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO₂ simulées; (d) NO₂ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (e) en SO₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO₂ (f).

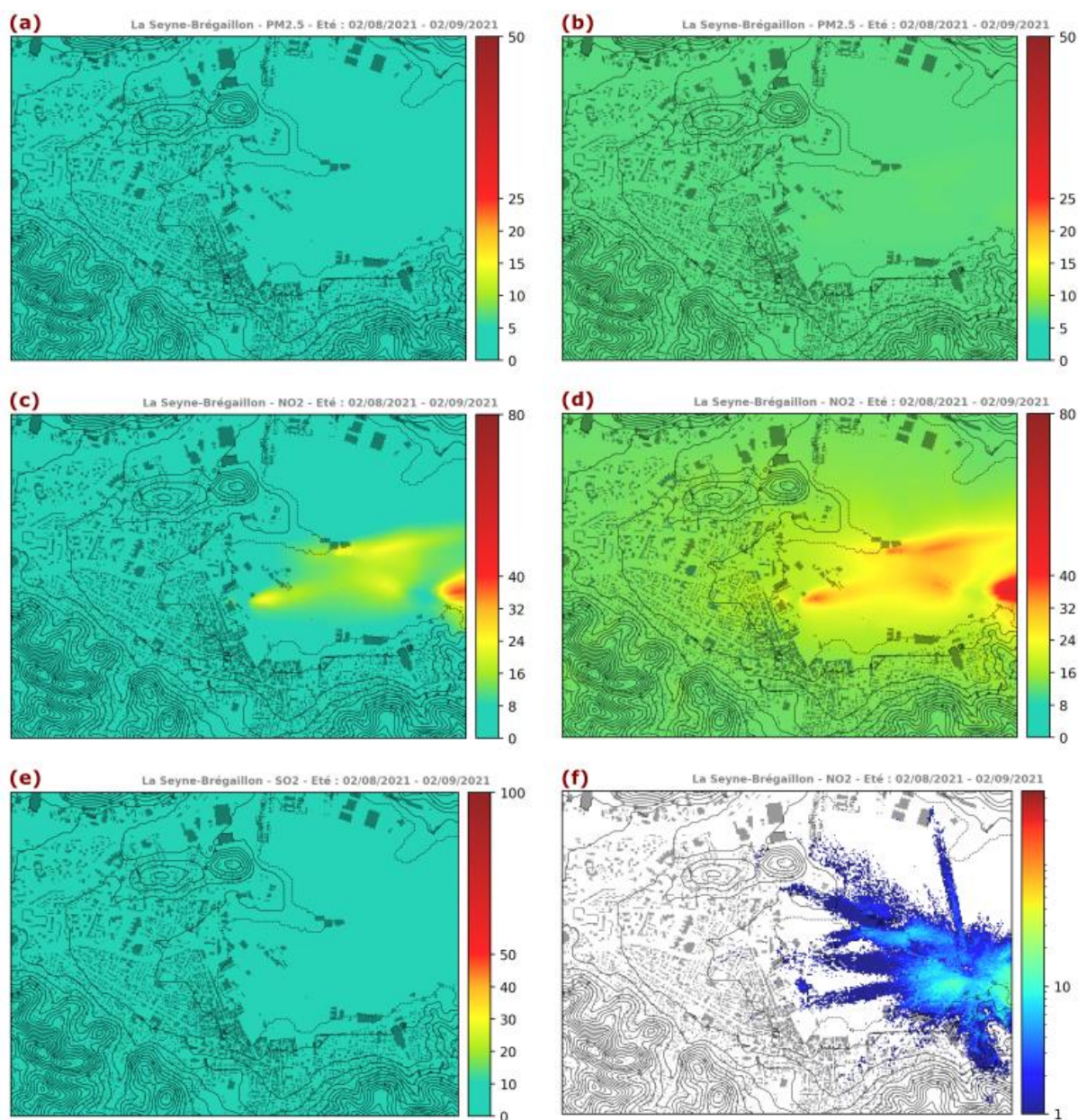


Figure 45 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM_{2.5} simulées; (b) en PM_{2.5} simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO₂ simulées; (d) NO₂ simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud; (e) en SO₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO₂ (f).

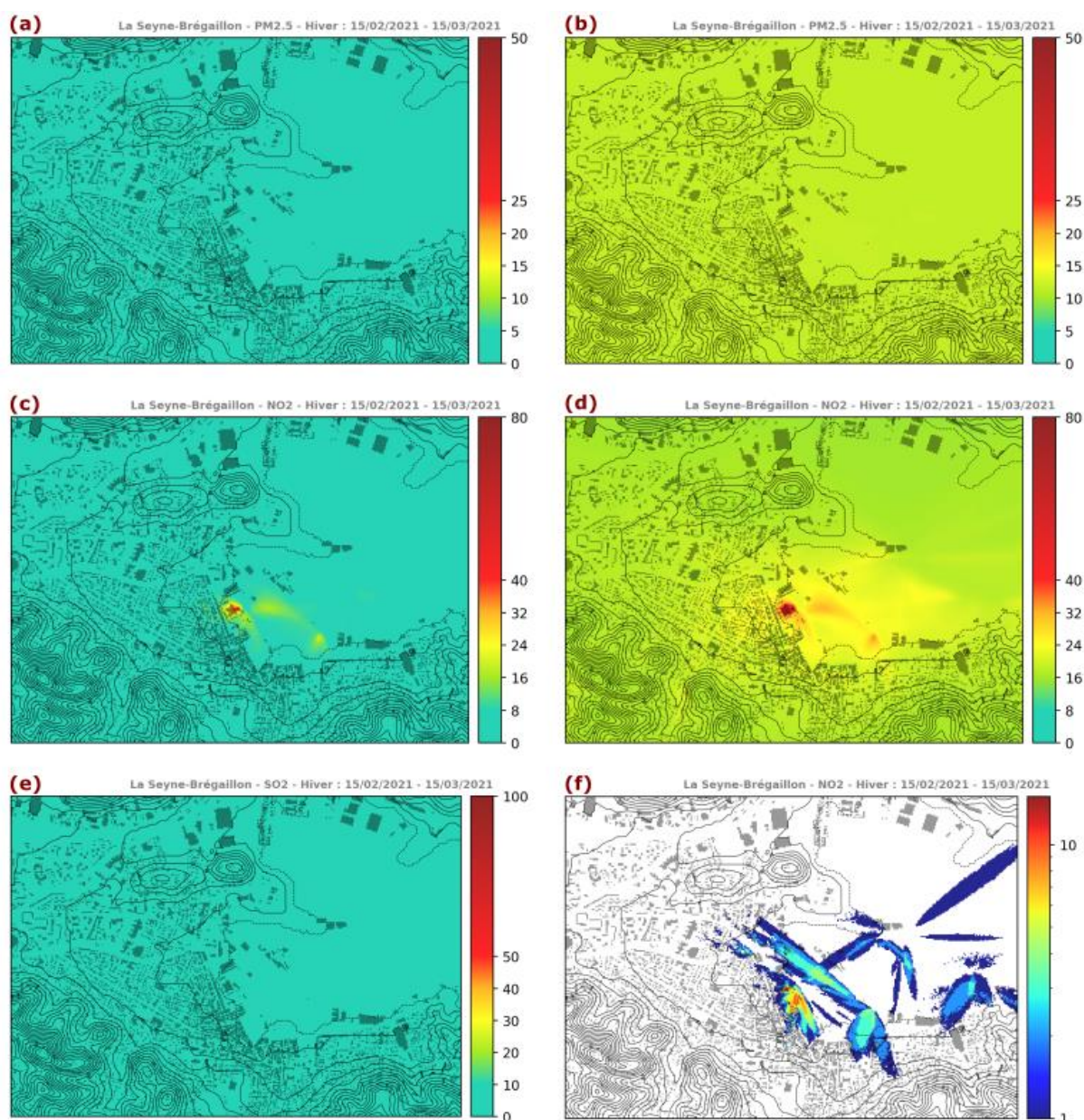


Figure 46 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO₂ simulées; (d) NO₂ simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud; (e) en SO₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO₂ (f).

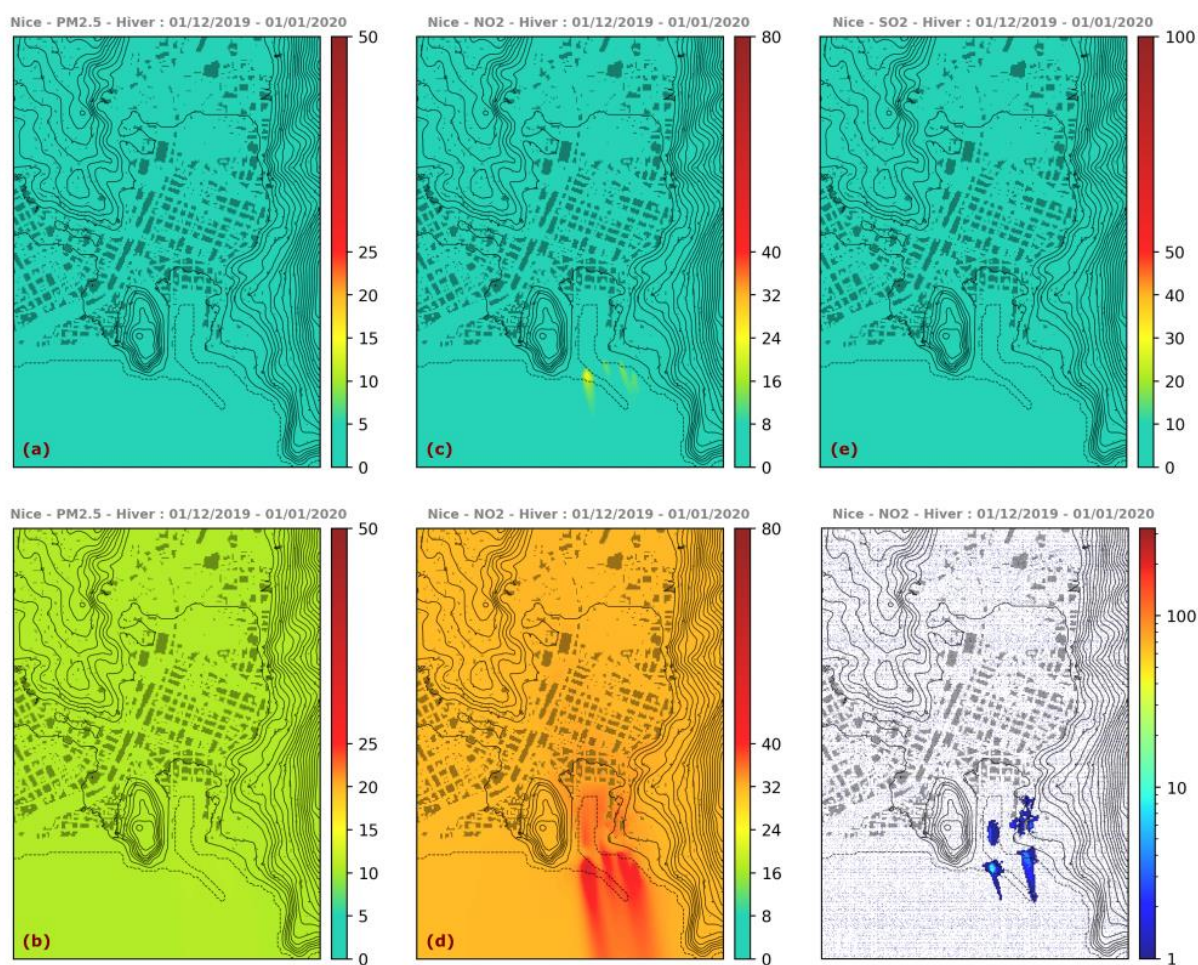


Figure 47 : Port de Nice, concentrations simulées du 01/12/19 au 31/12/19 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en PM2.5 simulées; (b) en PM2.5 simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson; (c) NO₂ simulées; (d) NO₂ simulées corrigées du fond estimé à la Nice Arson; (e) en SO₂ simulées. Carte du nombre de dépassements de la limite horaire de NO₂ (f).

2.1.2. Qualitair Corse

La comparaison mesures/modèle est réalisée depuis les cabines de mesures lorsque ces mesures sont disponibles. L'hypothèse $SO_2 \approx SO_x$ pour la comparaison entre les valeurs simulées SO_x et mesurées SO_2 est retenue.

Une concentration de fond C_i^{fond} a été ajoutée aux concentrations simulées pour les NO_x , PM_{10} , $PM_{2.5}$ et SO_2 . Ce fond a été estimé grâce à la station de mesure urbaine la plus proche (voir Tableau 13). L'équation utilisée est la suivante :

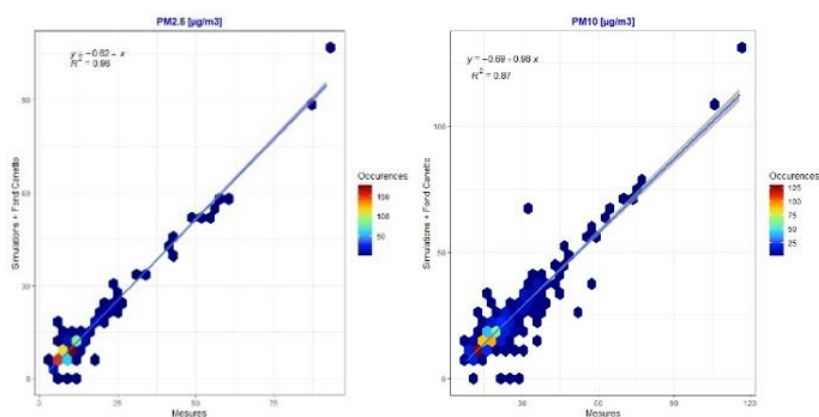
$$C_i^{fond}(t) = C_i^{station}(t) - C_i^{sim}(t)$$

La méthodologie est identique à AtmoSud. Lorsque la modélisation donne $C_i^{sim} > C_i^{station}$, on fixe $C_i^{fond} = 0$.

Tableau 13 : Disponibilité des concentrations en $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 et NO_x et rapport des concentrations moyennes en NO_2 et NO_x pour Ajaccio et Bastia pour l'estimation du fond

	Ajaccio		Bastia	
	Station Canetto	Cabine Sampiero	Station Giraud	Cabine Pylône 3
$PM_{2.5}$	Oui	Oui	Oui	Oui
PM_{10}	Oui	Oui	Oui	Oui
SO_2	Oui	Non*	Oui	Non*
NO_x	Oui	Non	Oui	Non
Rapport NO_2/NO_x	0.78		0.77	

Ajaccio – été



Ajaccio – hiver

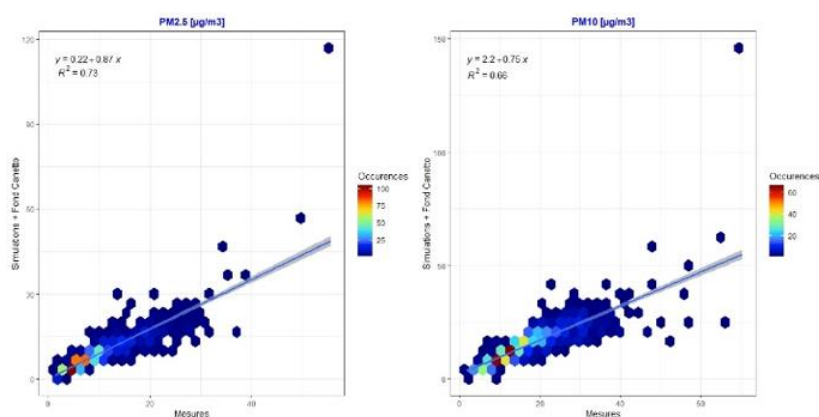
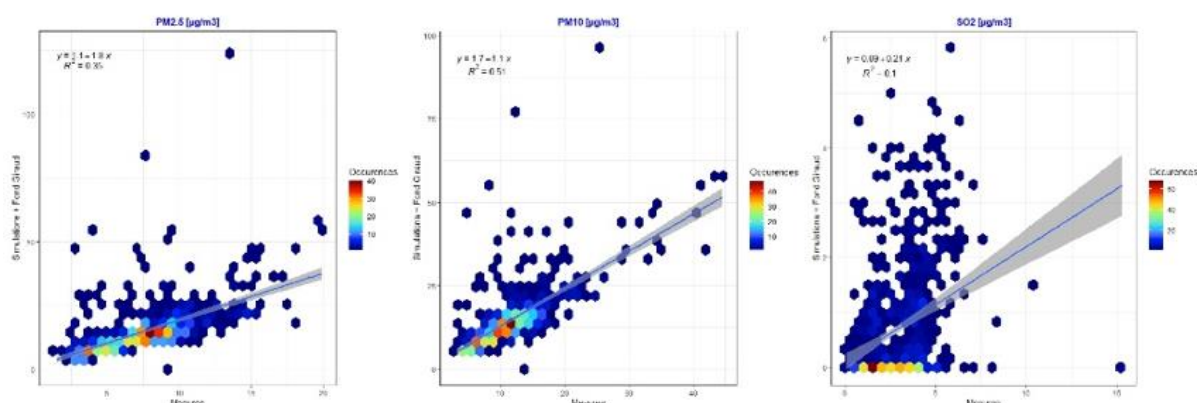


Figure 48 : Comparaison entre concentration simulées corrigées et concentrations mesurées à Ajaccio en période estivale et hivernale.

Le nombre d'occurrences de chaque valeur est indiqué par le code couleur. La droite bleue est la régression linéaire, la bande grise représente l'intervalle de confiance.

Bastia – été



Bastia – hiver

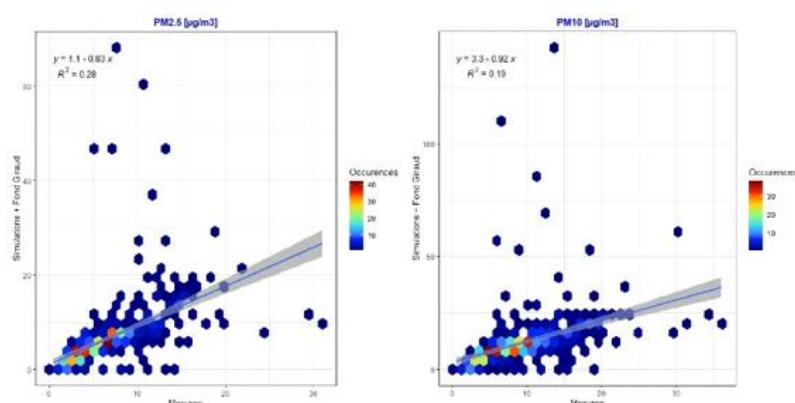


Figure 49 : Comparaison entre concentration simulées corrigées et concentrations mesurées à Bastia en période estivale et hivernale.

Le nombre d'occurrences de chaque valeur est indiqué par le code couleur. La droite bleue est la régression linéaire, la bande grise représente l'intervalle de confiance.

La Figure 48 et Figure 49 représentent les concentrations simulées en fonction des concentrations mesurées ainsi que la fréquence d'occurrence de chaque valeur avec un code couleur.

Les graphiques indiquent de meilleures corrélations sur le site d'Ajaccio en comparaison avec Bastia, en effet les mesures sont plus homogènes durant les périodes observées.

Les sorties de modèle sont comparées aux valeurs réglementaires et aux lignes directrices données par l'OMS pour le NO₂, PM_{2.5}, PM₁₀ et SO₂. Les profils temporels des concentrations simulées à l'emplacement des cabines, pour le port d'Ajaccio et de Bastia, sont comparés aux concentrations mesurées disponibles en Annexe 7. Les deux périodes sont présentées : la période estivale du 15/08/2021 au 15/09/2021 et la période hivernale du 15/11/2021 au 15/12/2021.

Les concentrations en NO₂ ont été obtenues à partir des concentrations simulées en NO_x grâce à un facteur correctif. Les ratios NO₂/NO_x estimés sont regroupés dans le Tableau 14. Il s'agit des moyennes des ratios de concentrations NO₂ et NO_x mesurées entre le 01/01/2021 et le 31/12/2021 pour Ajaccio et Bastia. Ces ratios ont été utilisés pour convertir les concentrations simulées en NO_x sur tout le domaine. L'estimation de la contribution des navires est présentée au Tableau 15. Pour les particules (PM₁₀ et PM_{2.5}) à Ajaccio, la contribution des navires est de 5% à 10 %, en revanche à Bastia elle est de 21% à 41%. La contribution en NO₂ et SO₂ à Ajaccio n'a pas pu être estimée par manque de mesures. La

contribution estivale des navires en SO₂ sur le port de Bastia a été estimée à 37%. La période hivernale n'a pas pu être estimée par manque de mesures.

Tableau 14 : Moyenne en µg/m³ des concentrations mesurées à la cabine et des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine, aux temps tels que $C_f^{sim} \neq 0$

Ajaccio			Bastia	
PM _{2.5}	Été	Hiver	Été	Hiver
Mesures	10.37	9.79	7.53	6.78
Simulations	1.08	0.74	3.12	1.72
% sim/mes	10.4%	7.6%	41.4%	25.4%
PM ₁₀	Été	Hiver	Été	Hiver
Mesures	18.47	17.08	11.6	9.22
Simulations	1.27	0.85	3.39	2.02
% sim/mes	6.9%	5%	29.2%	21.9%
NO ₂	Été	Hiver	Été	Hiver
Mesures	-	-	-	-
Simulations	39.34	34.64	63.32	74.48
% sim/mes	-	-	-	-
SO ₂	Été	Hiver	Été	Hiver
Mesures	-	-	2.95	-
Simulations	1.78	1.11	1.10	0.91
% sim/mes	-	-	37.3%	-

Les ratios des deux moyennes en pourcentage donnent la contribution des navires.

A partir des mesures et concentrations simulées extraites à l'emplacement des cabines, des profils journaliers moyens des concentrations ont été calculés. En Figure 50, sont illustrés les profils journaliers moyens des mesures (courbes rouges), des concentrations simulées (courbes bleues) et des concentrations simulées corrigées du fond (courbes vertes). La zone colorée entourant chaque courbe représente l'intervalle entre la moyenne augmentée de l'écart-type et la moyenne diminuée de l'écart-type. De cette manière, la contribution des navires (bleue) à la concentration totale mesurée (rouge) est illustrée. Cette figure conforte que la contribution des PM_{2.5} et PM₁₀ est moindre par rapport à Bastia. La contribution des navires pour le SO₂ en période estivale semble plus importante durant la première partie de la journée. A Ajaccio, les ordres de grandeur sont similaires entre la période estivale et hivernale, ce n'est pas le cas pour Bastia, où les valeurs sont plus élevées durant la période hivernale.

La correction des concentrations simulées avec l'estimation du fond correspond aux mesures relevées à Ajaccio. A Bastia, la concentration simulée corrigée du fond surestime les PM_{2.5} et les PM₁₀ durant la période estivale et de manière moindre durant la période hivernale, excepté aux alentours de 15h principalement.

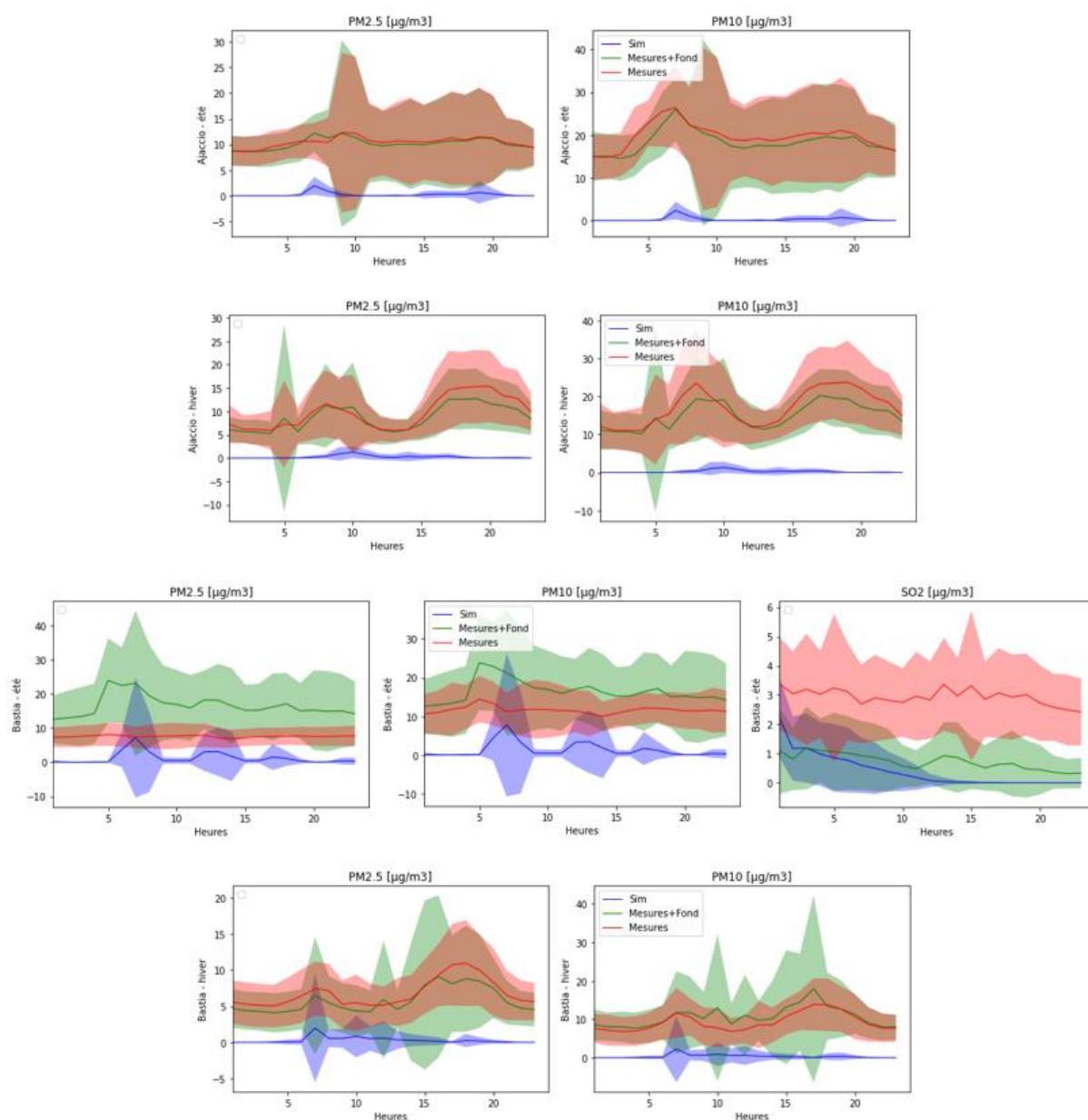


Figure 50 : Profils moyens journaliers des concentrations mesurées par la cabine (courbes rouges), des concentrations simulées extraites à l'emplacement de la cabine (courbes bleues) et des ces mêmes concentrations, corrigées du fond (courbes vertes)

Ces concentrations mensuelles simulées corrigées ou non du fond, ont amené la création de cartes. L'échelle de couleur choisie a été définie en Annexe 1, où le maximum équivaut au double de la limite annuelle à ne pas dépasser dans la réglementation française. Ces cartes sont présentées de la Figure 51 à la Figure 54. En complément, se trouve en Annexe 7, les cartes de concentrations moyennes avec

l'échelle de couleur définie en Annexe 1 pour les lignes directrices définies par l'OMS. Le maximum représente le double de la ligne directrice OMS annuelle.

Les concentrations de fond moyennes pour chaque période sont regroupées dans le Tableau 15. A l'exception du NO₂ à Ajaccio et du SO₂ à Bastia, les concentrations sont plus importantes l'été que l'hiver.

Tableau 15 : Concentrations de fond en $\mu\text{g.m}^{-3}$ estimée en moyennant les concentrations mesurées par les stations Ajaccio Canetto et Bastia Giraud sur les périodes de simulation estivale et hivernale

	Ajaccio		Bastia	
PM _{2.5}	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	10.0	8.5	8.9	6.4
PM ₁₀	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	18.6	14.8	15.3	10.9
NO ₂	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	11.3	16.9	9.3	8.2
SO ₂	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Concentration de fond	1.9	1.1	0.3	1.9

A Bastia, les concentrations simulées en NO₂, PM_{2.5}, PM₁₀ et SO₂ sont plus élevées en période estivale. A Ajaccio, la tendance est inversée pour le NO₂ et cela s'explique notamment par une concentration de fond en NO₂ plus élevée comme l'illustre le Tableau 15.

En observant, tous polluants confondus, les maxima obtenus concernent le NO₂ à Bastia, comme pour Ajaccio. Cependant en fonction de la période de l'année, les zones impactées par le secteur maritime fluctue à Ajaccio. En effet, en période estivale, le quartier situé au Nord Est de la ville semble plus impactée et en période hivernale, la zone impactée est le Sud-Ouest du domaine de simulation.

Cette variation est moins marquée pour Bastia, où les concentrations simulées restent au pourtour du port principalement. En revanche, le maximum localisé se trouve au niveau de la place Saint Nicolas dans la mesure où la disposition des bâtiments agglomère les polluants en laissant peu de place à la ventilation ; s'ajoute à cela les brises de mer observées.

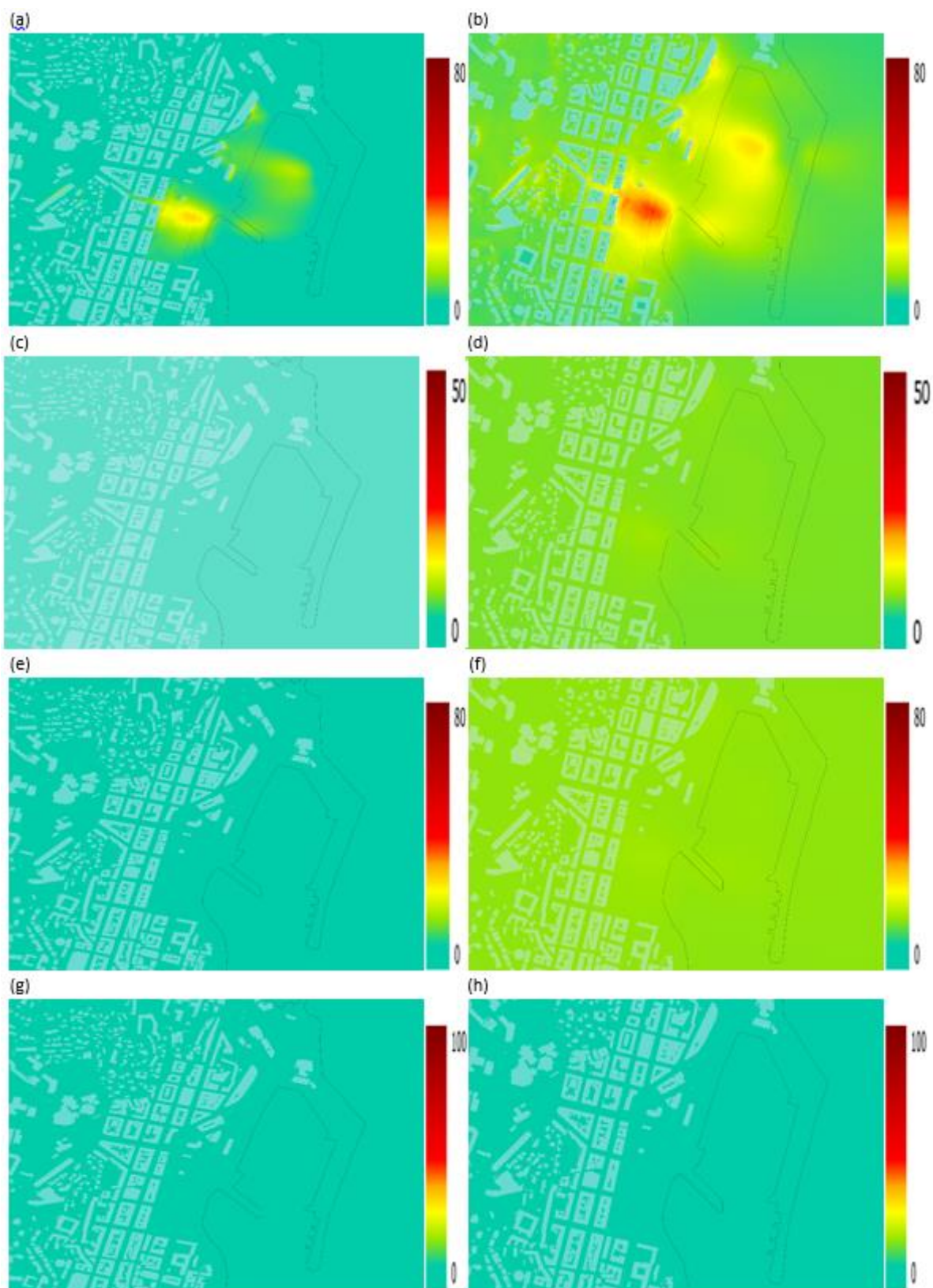


Figure 51 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en

PM_{2.5} simulées, (d) en PM_{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM₁₀ simulées, (f) en PM₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO₂ simulées, (h) en SO₂ simulées corrigées du fond

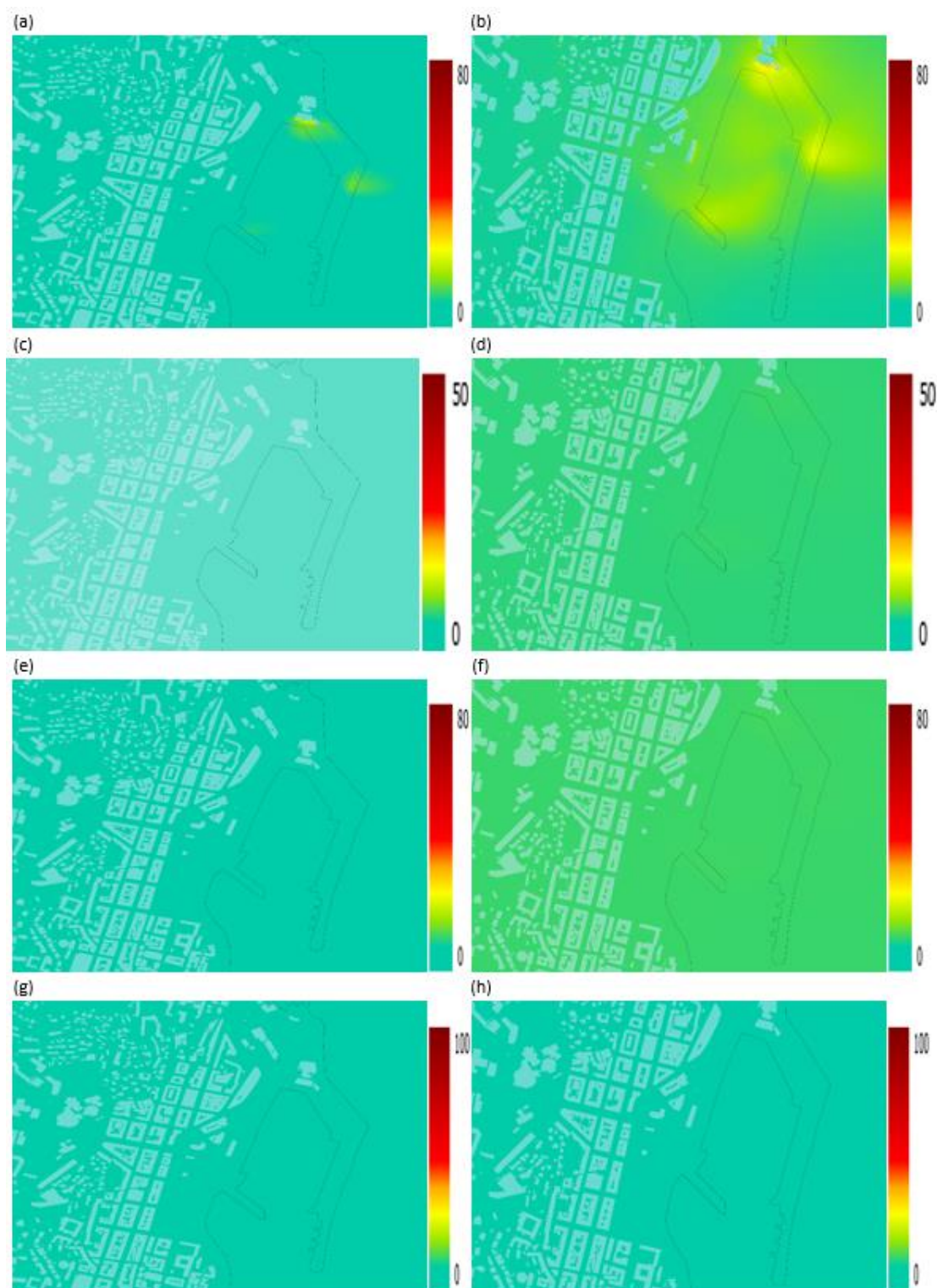


Figure 52 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO₂ simulées, (b) en NO₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM_{2.5} simulées, (d) en PM_{2.5} simulées corrigées du fond, (e) en PM₁₀ simulées, (f) en PM₁₀ simulées corrigées du fond, (g) en SO₂ simulées, (h) en SO₂ simulées corrigées du fond

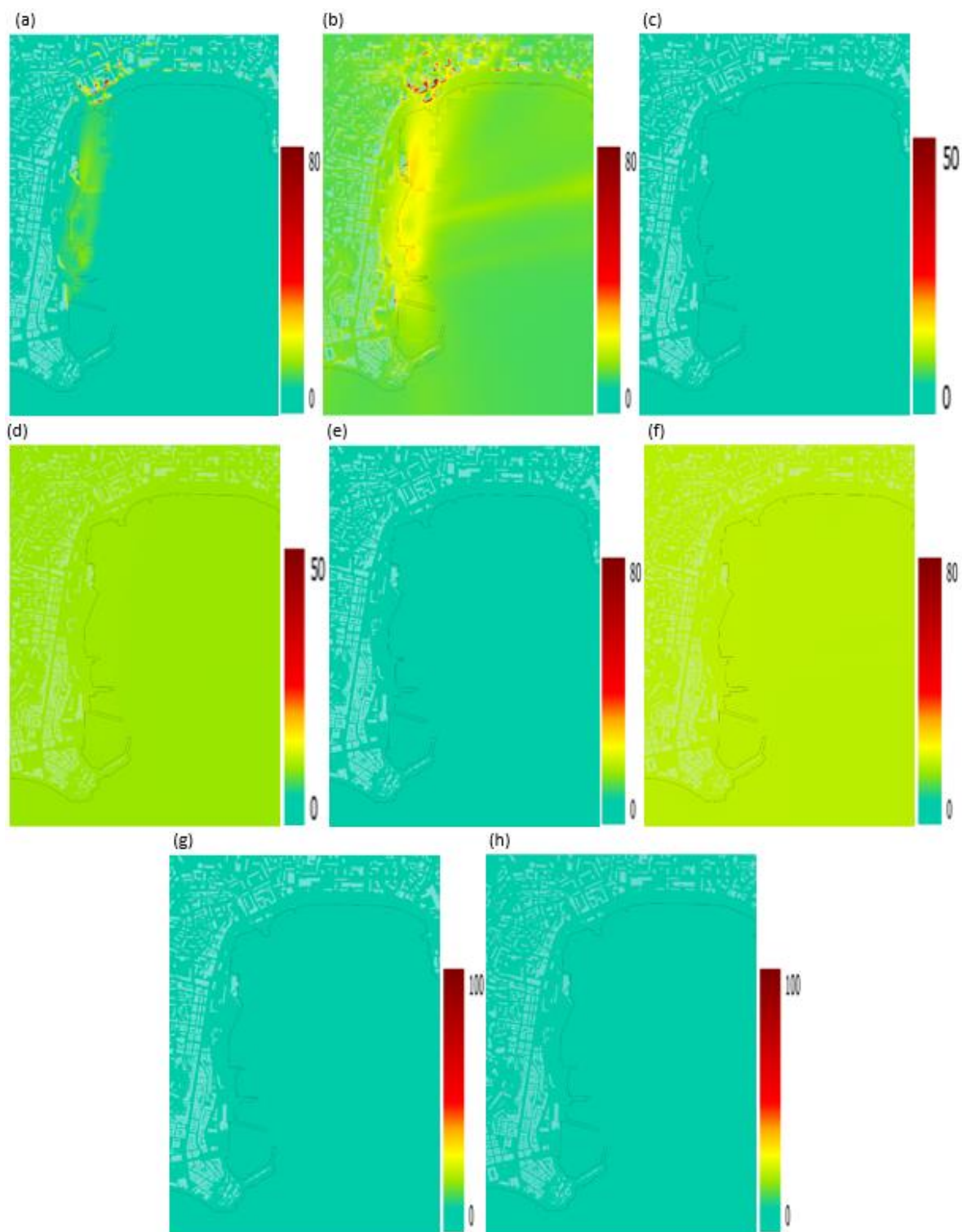


Figure 53 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées du fond, (g) en SO_2 simulées, (h) en SO_2 simulées corrigées du fond

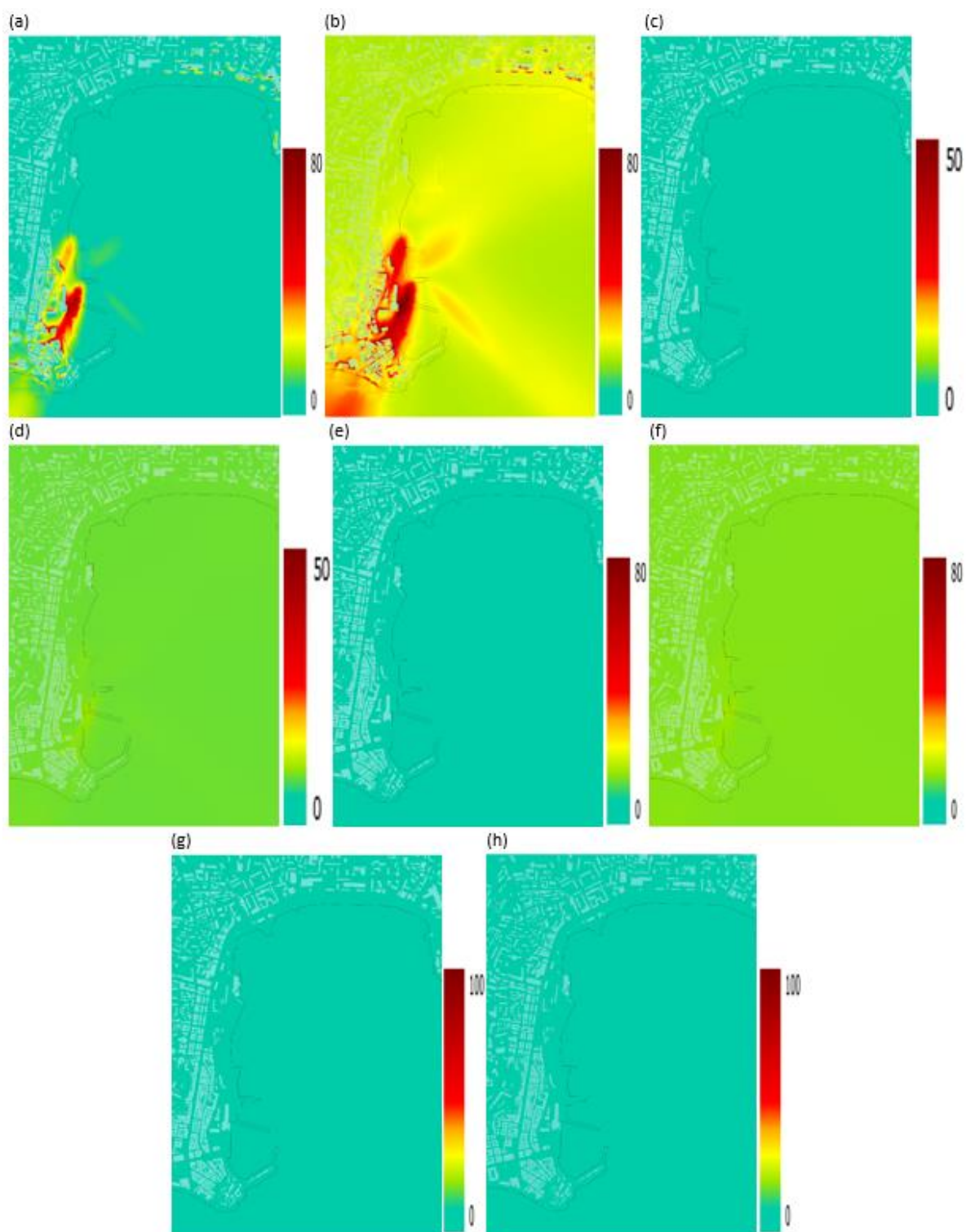


Figure 54 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g.m}^{-3}$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées du fond, (g) en SO_2 simulées, (h) en SO_2 simulées corrigées du fond

2.1.3. ARPAL-UNIGE

Avant de passer à l'analyse des champs de concentration simulés, il est utile de vérifier les forces météorologiques pilotant le modèle de dispersion, en comparant les variables météorologiques obtenues avec le modèle WRF et prétraitées avec CALMET et celles observées ; La Figure 55 montre les roses des vents simulées à Largo S. Francesco da Paola et celles mesurées à la station de Porto Antico. La figure montre comment le système WRF-CALMET reproduit avec une bonne précision les roses des vents caractéristiques des trois sites récepteurs, capturant le système de brise marine typique de la ville (vent dominant du nord pendant la nuit et du sud pendant la journée). La moyenne de l'intensité du vent simulée est en accord avec les mesures pendant la journée, tandis que pendant la nuit, il y a une surestimation.

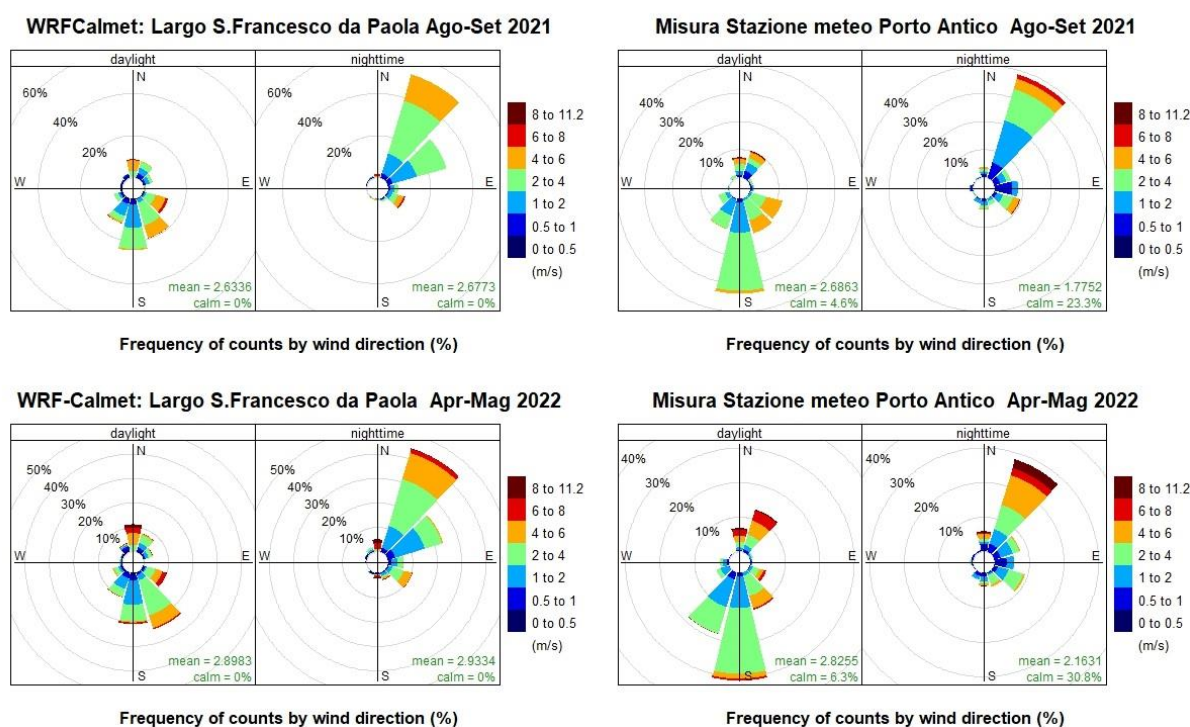


Figure 55 : Comparaison des roses des vents simulées (à gauche) et observées (à droite)

La Figure 56 montre au contraire que le modèle simule correctement les variations cycliques de la température mesurée, mais avec une sous-estimation moyenne de 1,7°C lors de la première campagne et de 1,1°C lors de la seconde.

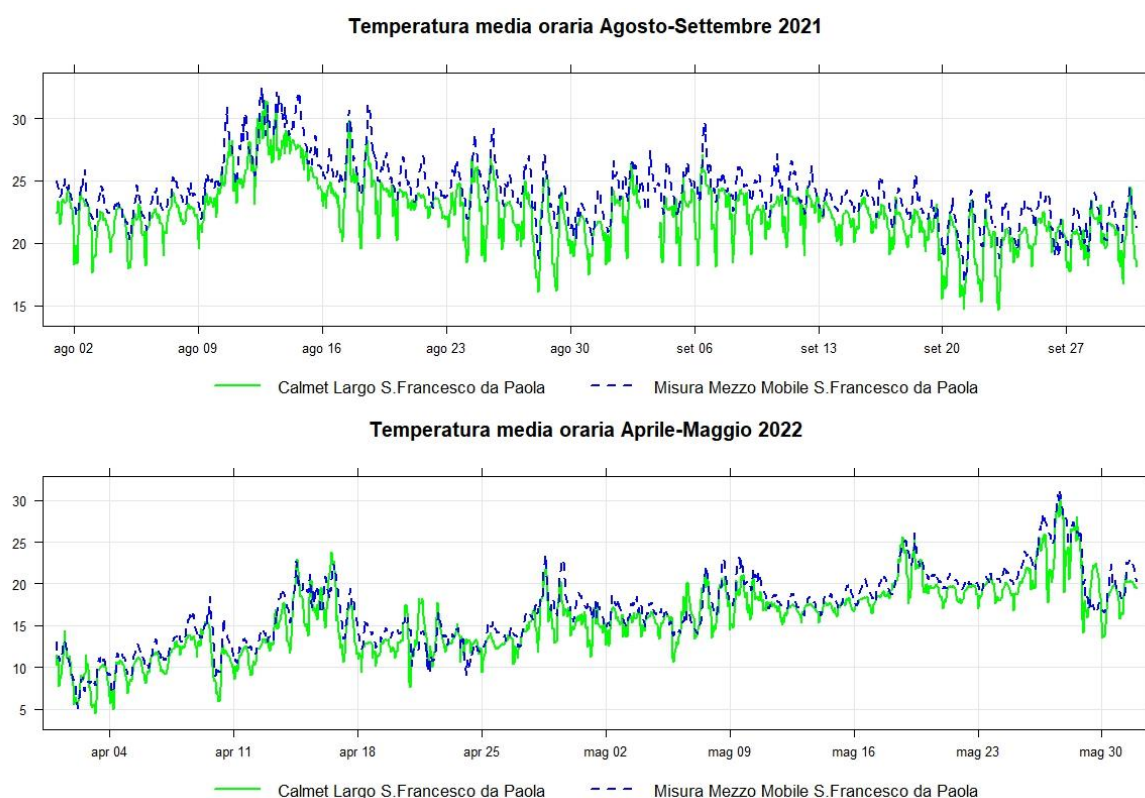


Figure 56 : Comparaison entre température simulée et observée

Les séries chronologiques modélisées et mesurées sont présentées ci-dessous, par rapport aux limites de l'OMS et réglementaires. Il est précisé que les valeurs limites sont représentées par les lignes horizontales rouges, tandis que les autres lignes horizontales colorées renvoient à des fractions de la valeur seuil (notamment orange 80%, jaune 60%, vert 40% et cyan 20%). La Figure 57 et Figure 58 présentent les séries horaires des valeurs de NO_2 simulées et mesurées dans les trois sites récepteurs, respectivement pour la première et la deuxième campagne. En général, les tendances horaires simulées concordent avec celles observées, avec une légère sous-estimation de la tendance globale et une surestimation des pics ; à Largo S. Francesco da Paola et Corso Firenze, pour les deux campagnes, la limite réglementaire horaire ($200 \mu\text{g m}^{-3}$, 99,8 percentile, c'est-à-dire à ne pas dépasser plus de 18 heures/an) n'est dépassée sporadiquement que par les valeurs modélisées, alors que les pics observés sont toujours inférieurs à ce seuil. En revanche, sur le site de Corso Buenos, les pointes horaires simulées et mesurées dépassent fréquemment la limite réglementaire ; en effet, le site, en plus d'être impacté par le port, est soumis à de fortes pressions d'émissions dues au trafic routier.

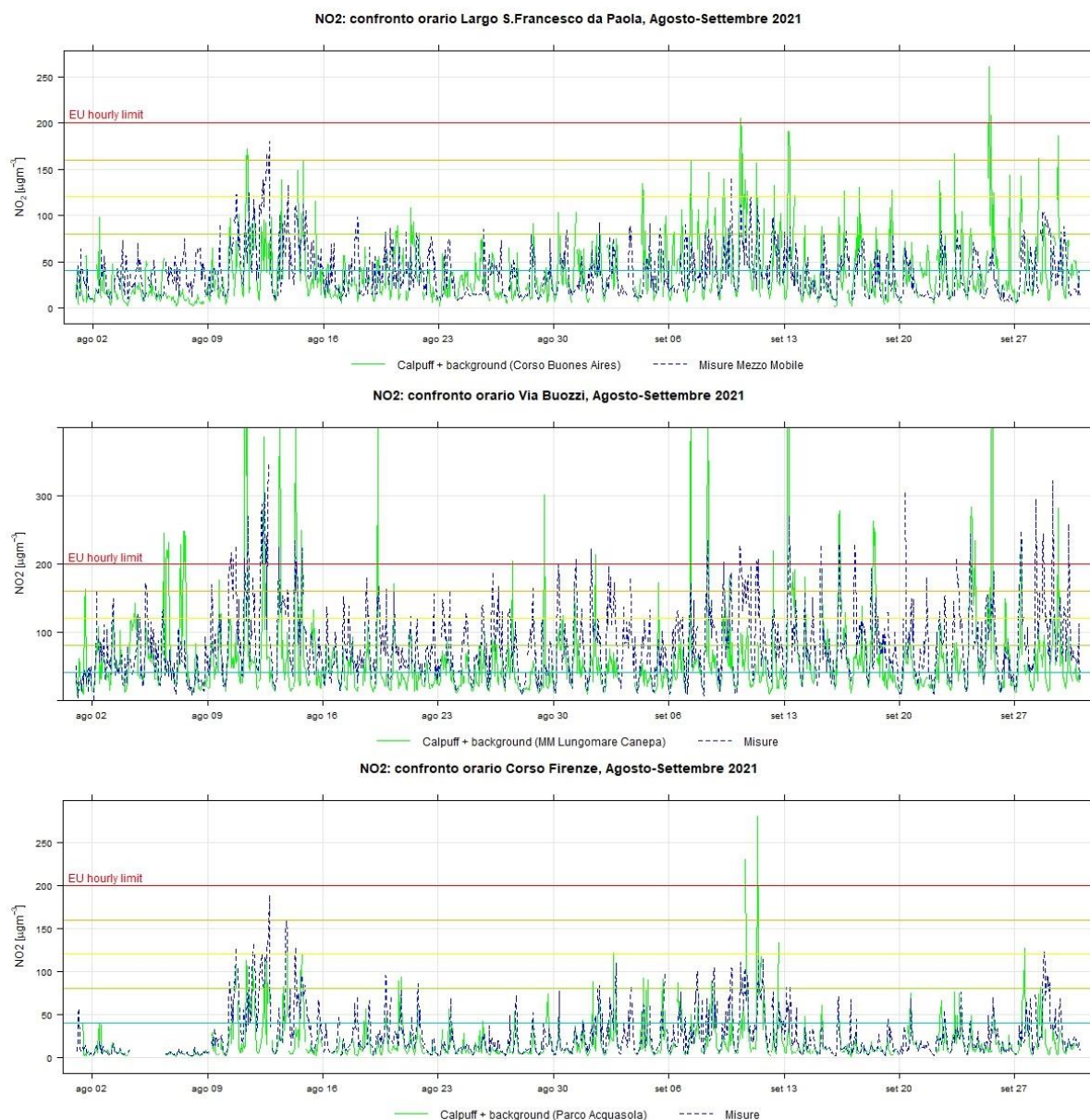


Figure 57 : Comparaison à l'échelle horaire entre les simulations de NO₂ et les observations de la première campagne de mesures

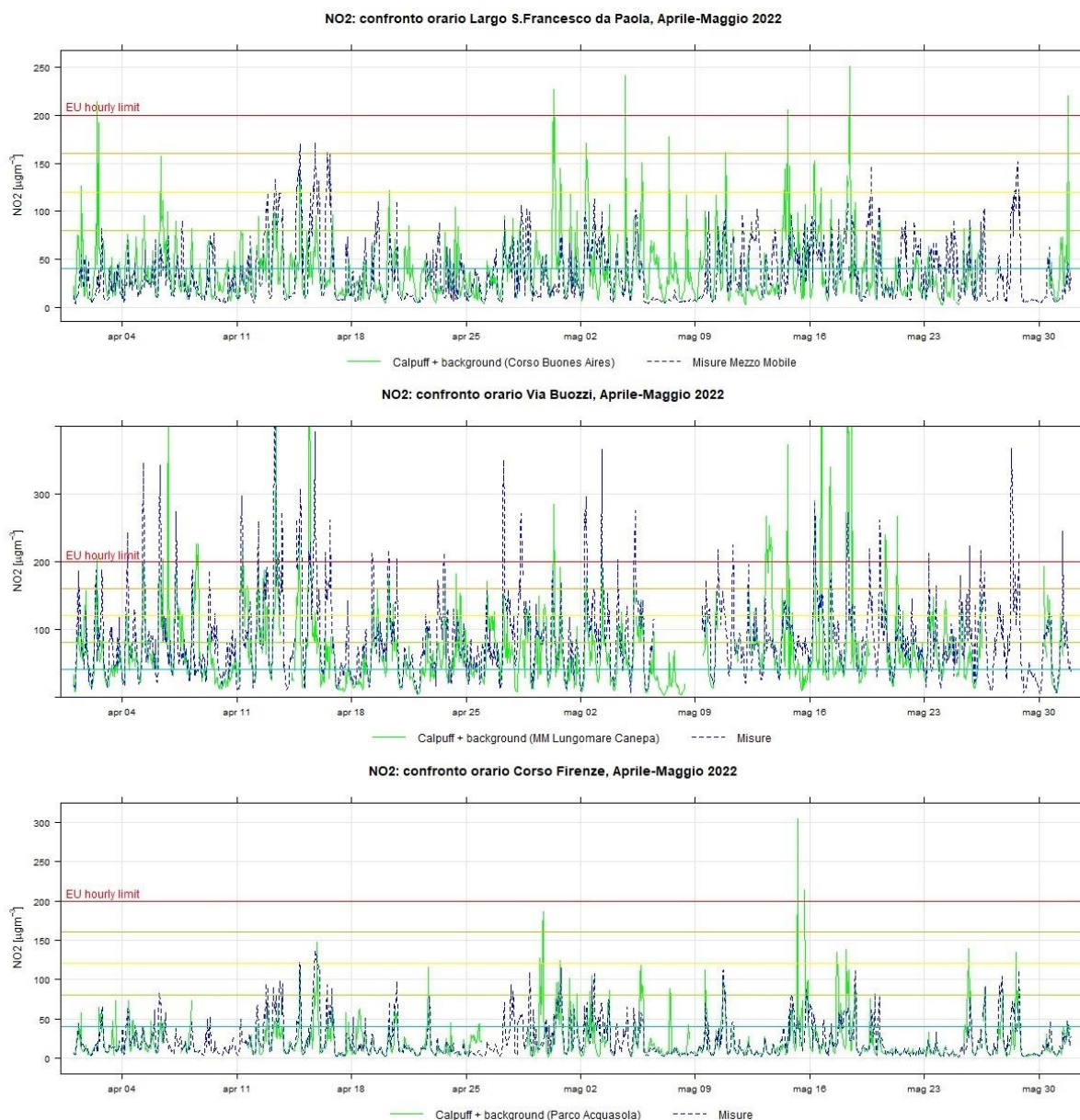


Figure 58 : Comparaison à l'échelle horaire entre les simulations de NO₂ et les observations de la deuxième campagne de mesure

La Figure 59 et Figure 60 montrent la même série, mais à l'échelle du jour. Ici, en plus du champ complet, la tendance due à CALPUFF seul (sans fond) est également montrée comme ayant une première estimation de l'impact des émissions navales seules sur la concentration totale. La limite journalière est celle proposée par l'OMS et égale à $25 \mu\text{g m}^{-3}$ (99e centile, c'est-à-dire à ne pas dépasser plus de 3-4 jours/an). Tout d'abord, on voit comment les tendances journalières observées sont correctement reproduites par le modèle, aussi bien pour la première que pour la deuxième campagne, à l'exception d'une sous-estimation généralisée à via Buoizzi, surtout pour la première campagne (et probablement due à une sous-estimation de la concentration de fond). En outre, il est mis en évidence comment le modèle de dispersion est capable de capturer les pics quotidiens de concentrations dus aux émissions d'origine portuaire. Les moyennes quotidiennes, tant mesurées que modélisées, sont systématiquement supérieures à la limite de l'OMS à Largo S. Francesco da Paola et Via Buoizzi, tandis que sur le Corso Firenze, il n'y a que quelques périodes de pointe avec dépassement du seuil qui, dans la plupart des cas, sont probablement en raison de la composante du trafic maritime.



Figure 59 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations de NO₂ et les observations de la première campagne de mesure



Figure 60 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations de NO₂ et les observations de la deuxième campagne de mesure

La Figure 61 et Figure 62 montrent les tendances horaires de la concentration de PM₁₀ et PM_{2.5} à Largo S. Francesco da Paola et de PM₁₀ à Corso Firenze, respectivement pour la première et la deuxième campagne expérimentale. A Via Buozzi, les mesures de particules ne sont pas disponibles.

Concernant les PM₁₀, deux seuils journaliers sont indiqués, celui relatif à la législation européenne de référence, représenté par des lignes horizontales continues (50 µg·m⁻³ à ne pas dépasser plus de 35 jours/an) et celui proposé par l'OMS représenté par des pointillés lignes horizontales (45 µg·m⁻³, 99e centile soit à ne pas dépasser plus de 3-4 jours/an). Pour les PM_{2.5}, en revanche, seule la valeur cible de l'OMS est disponible, égale à 25 µg·m⁻³ (99e centile, c'est-à-dire à ne pas dépasser plus de 3-4 jours/an). Les séries journalières simulées sont conformes aux tendances observées ; cependant, il est clair que les tendances simulées sont largement dues aux concentrations de fond, étant donné que la contribution des seules émissions navales (courbes rouges en pointillés) est limitée. L'estimation de la contribution des émissions du transport maritime sera systématiquement présentée prochainement.

Aucun dépassement des valeurs seuils pour les PM_{10} n'a été enregistré, à l'exception d'un pic enregistré le 16 août, vraisemblablement attribuable à un événement documenté de transport de sable saharien vers l'Europe occidentale. Pour les $PM_{2.5}$, il y a trois dépassements de la valeur seuil quotidienne de l'OMS, à la fois lors de la première et de la deuxième campagne.

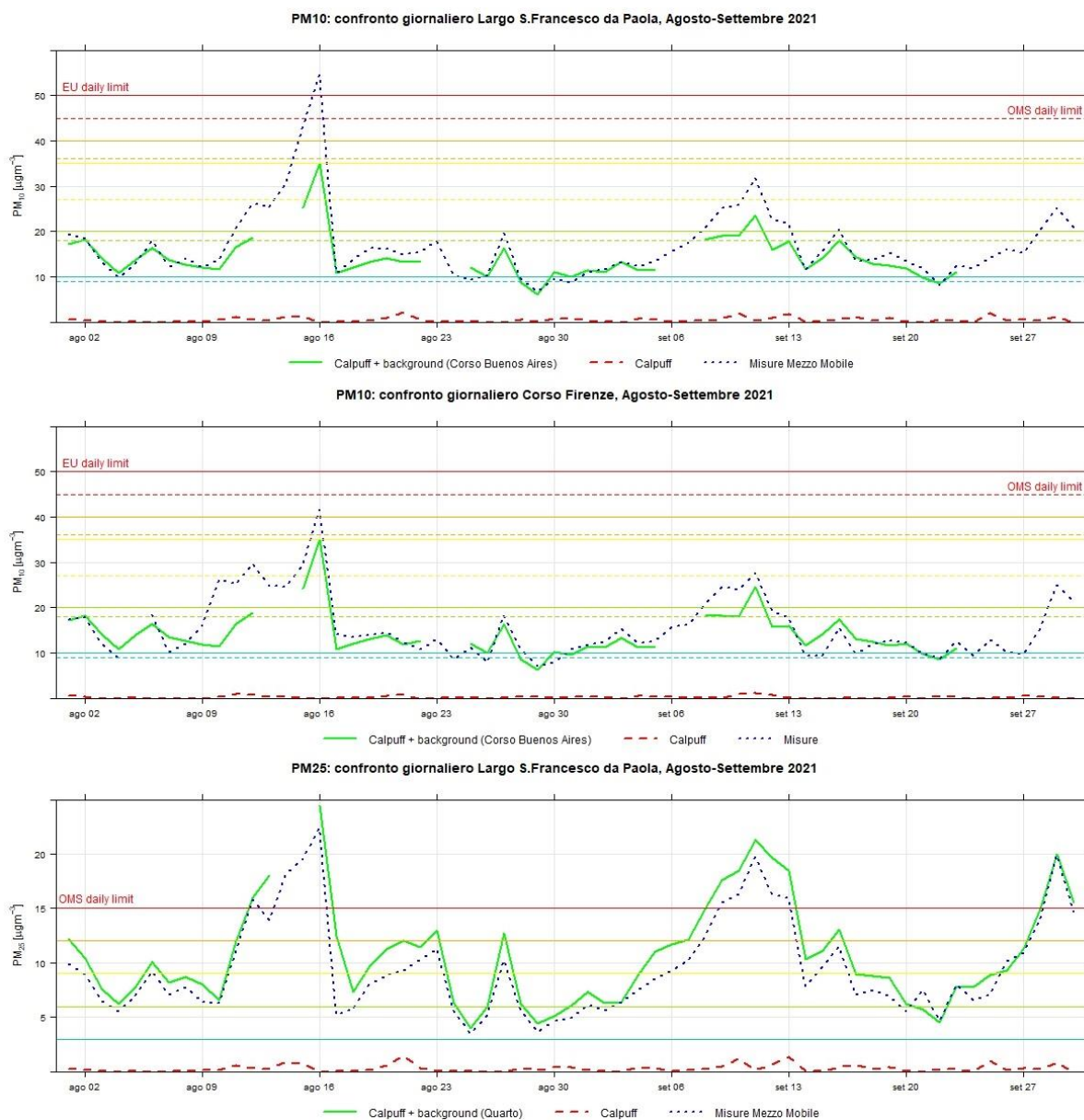


Figure 61 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations et les observations de PM_{10} et $PM_{2.5}$ pour la première campagne de mesure



Figure 62 : Comparaison à l'échelle journalière entre les simulations et les observations de PM_{10} et $PM_{2.5}$ pour la deuxième campagne de mesures

Une autre comparaison qui peut être faite avec les limites réglementaires et l'OMS est liée à la moyenne annuelle. Le Tableau 16 fait référence au site de Largo S. Francesco da Paola, le seul pour lequel les trois polluants considérés sont disponibles et estimés comme étant les plus représentatifs de la zone portuaire.

Tableau 16 : Moyennes annuelles mesurées pour l'année 2021 sur le site de Largo S.Francesco Da Paola et simulées pour les deux périodes de campagne de surveillance (août-septembre 2021 et avril-mai 2022)

μgm^{-3}	Moyenne annuelle mesurée 2021	Moyenne simulée de la première campagne	Moyenne simulée de la deuxième campagne	Limite réglementaire	Limite OMS
NO ₂	31.2	36.9	36.6	40	10
PM ₁₀	16.5	14.3	17.8	40	15
PM _{2.5}	10.4	10.7	10.5	20	5

Les moyennes annuelles de NO₂ et PM_{2.5} sont toujours inférieures aux limites réglementaires européennes et supérieures à celles de l'OMS ; en ce qui concerne les PM₁₀, les limites sont bien inférieures à la législation européenne, et légèrement supérieures au seuil de l'OMS, à l'exception de la valeur simulée lors de la première campagne, qui est légèrement inférieure ; cependant, cette valeur se réfère à une période estivale de deux mois, peu représentative d'une moyenne annuelle (par exemple en raison des inversions de température hivernales).

Les performances globales du modèle sont représentées dans la Figure 63 et Figure 64 qui montrent les diagrammes de dispersion des valeurs observées par rapport aux valeurs modélisées pour le NO₂ et les particules, respectivement (panneaux supérieurs pour la première campagne et panneaux inférieurs pour la seconde). Pour une meilleure visualisation, les points de comparaison sont regroupés dans des zones hexagonales, colorées en fonction du nombre de données contenues.

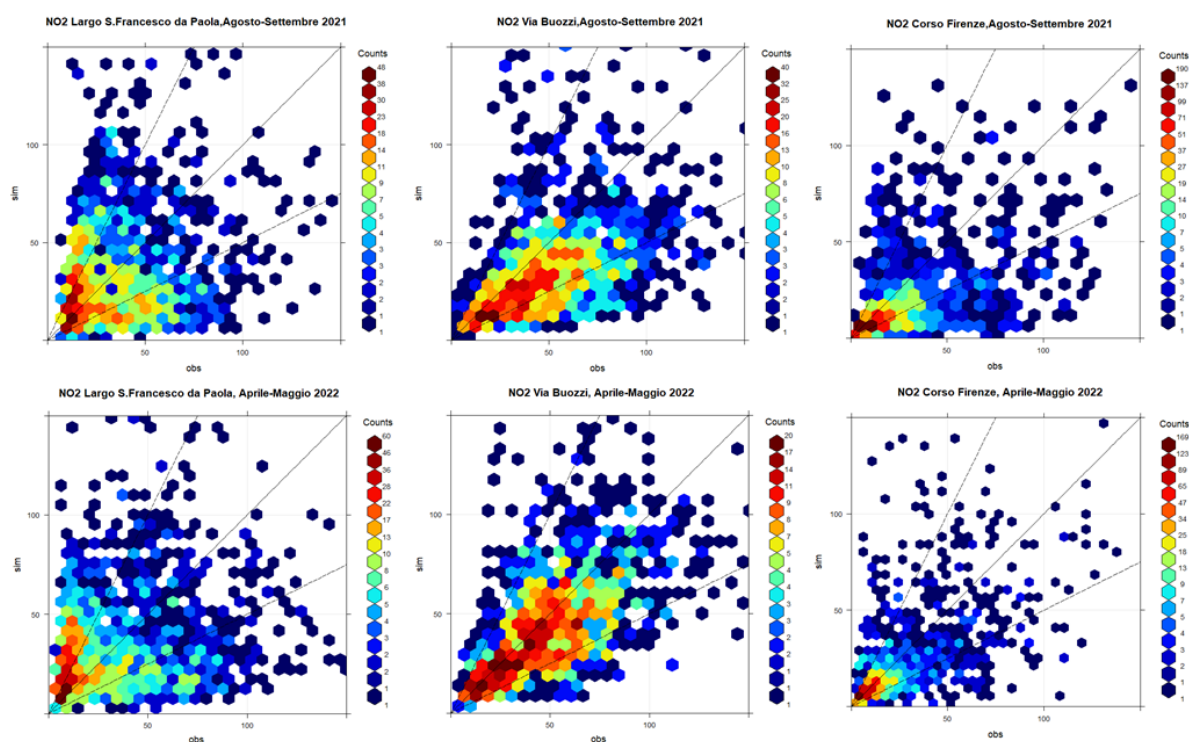


Figure 63 : Observations du diagramme de dispersion par rapport aux simulations de NO₂

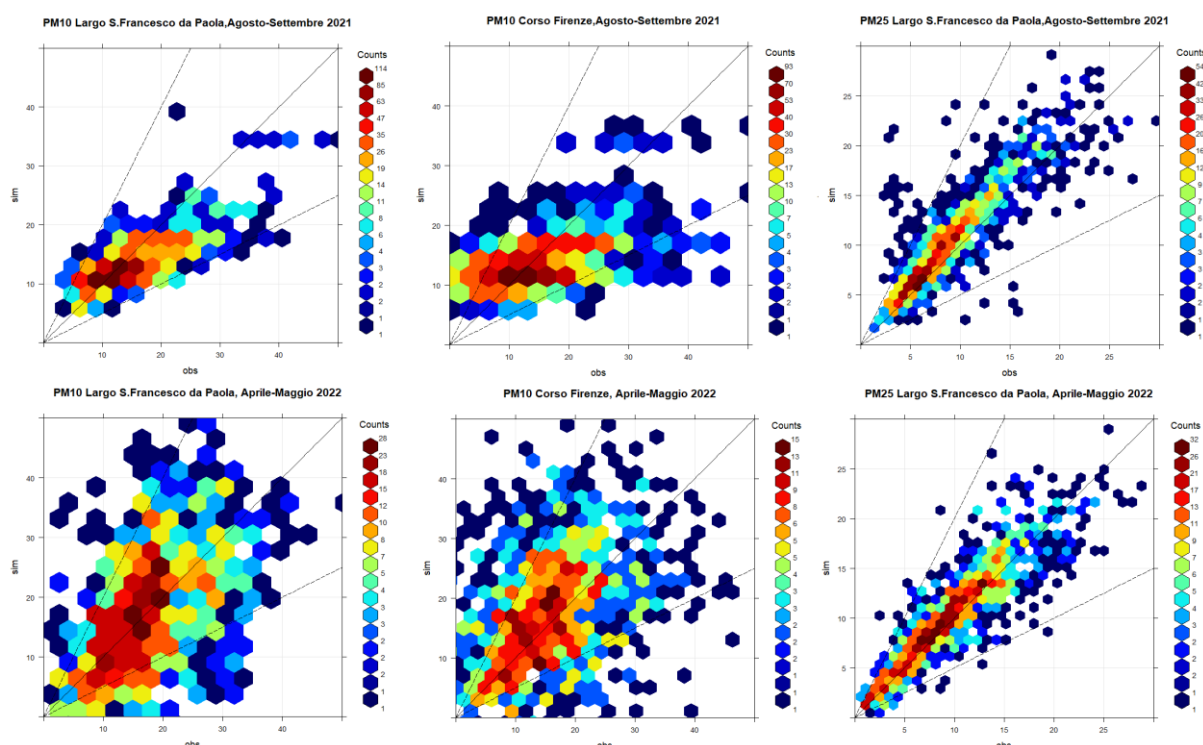


Figure 64 : Observations du nuage de points vs simulations de PM_{10} et $PM_{2.5}$

Dans l'ensemble, les diagrammes de dispersion pour le NO_2 montrent un accord acceptable entre le modèle et les observations, comme le montre l'emplacement des hexagones de couleur chaude (contenant le plus grand nombre de comptages) dans les lignes de facteur deux. Sur le site de Largo S. Francesco da Paola la fraction des prédictions à un facteur deux des observations (indice statistique FAC2) est d'environ 0,6 et le biais moyen (MB) est de $-0,4 \mu g.m^{-3}$ pour la première campagne (le moins signifie que le modèle sous-estime) et $1,2 \mu g.m^{-3}$ pour le second. A via Buozzi, le FAC2 monte à environ 0,7 pour la première campagne, mais on note une tendance plus nette à la sous-estimation, MB vaut environ $-10 \mu g.m^{-3}$; pour la deuxième campagne cette tendance est moins marquée, en effet $FAC2=0,8$ et $MB=-1,5 \mu g.m^{-3}$; à Corso Firenze, l'indice FAC2 est de 0,7 pour la première campagne et de 0,8 pour la seconde ; ici, le modèle tend à sous-estimer davantage lors de la première campagne ($MB=-7,6 \mu g.m^{-3}$) que lors de la seconde ($MB=-1,8 \mu g.m^{-3}$).

Les diagrammes de dispersion et les indices statistiques indiquent une plus grande précision dans le cas des particules ($FAC2 > 0,8$ et $|MB| < 2 \mu g.m^{-3}$ pour tous les cas).

Pour les besoins du projet, il est utile d'estimer la contribution des émissions navales à la concentration totale, les résultats pour le NO_2 sont présentés dans le Tableau 17, pour les PM_{10} dans le Tableau 18.

Tableau 17 : Moyenne horaire du NO₂ (en µg/m³) des concentrations mesurées par les cabines et stations de mesure et des concentrations simulées extraites aux emplacements.

NO ₂ Moyenne horaire µg.m ⁻³	Mesure	Concentration de fond	Calpuff (émissions navales)	Contribution (%) émissions navales
Largo S.Francesco da Paola prima campagna	37.6	28.3	8.7	23%
Largo S.Francesco da Paola seconda campagna	35.2	29.1	7.4	21%
Via Buoizzi prima campagna	50.7	30.6	10.1	19.9%
Via Buoizzi Seconda campagna	52.5	40.5	9.0	17.1%
Corso Firenze prima campagna	25.8	13.1	5.1	19.8%
Corso Firenze Seconda campagna	22.6	16.2	4.7	20.7%

Le ratio des mesures et des simulations donnent la contribution des navires en pourcentage
Le pourcentage de contribution des émissions navales aux niveaux de NO₂ mesurés est estimé à environ 20 % pour les trois sites de surveillance, avec un maximum de 23 % pour la première campagne à Largo S. Francesco da Paola et un minimum de 17,1 % lors de la deuxième campagne à Via Buoizzi.

Tableau 18 : Moyenne horaire des PM₁₀ (en µg/m³) des concentrations mesurées par les cabines et stations de mesure et des concentrations simulées extraites aux emplacements

PM ₁₀ Moyenne horaire µg.m ⁻³	Mesure	Concentration de fond	Calpuff (émissions navales)	Contribution (%) émissions navales
Largo S.Francesco da Paola prima campagna PM ₁₀	17.0	13.7	0.50	2.9%
Largo S.Francesco da Paola seconda campagna PM ₁₀	17.3	17.4	0.42	2.4%
Largo S.Francesco da Paola prima campagna PM ₂₅	9.6	10.3	0.29	3.0%
Largo S.Francesco da Paola seconda campagna PM ₂₅	9.9	10.2	0.23	2.3%
Corso Firenze prima campagna PM ₁₀	14.0	13.7	0.26	1.8%
Corso Firenze Seconda campagna PM ₁₀	17.6	17.4	0.25	1.4%

Le ratio des mesures et des simulations donnent la contribution des navires en pourcentage

Ici, la contribution en pourcentage estimée des émissions du transport maritime se situe entre 1,4 et 2,9 % pour les PM₁₀ et entre 2,3 et 3 % pour les PM_{2.5}. Par conséquent, on peut affirmer que les navires ne sont pas une source prédominante de niveaux de particules. Ceci est compatible avec le fait qu'il n'y a pas de différences significatives entre les sites de surveillance proches et éloignés du port, mais que les mesures sont plutôt homogènes sur l'ensemble de la zone urbaine.

2.1.4. ARPAT – ADSP MTS

Le système ARIA Régional/FARM, configuré sur la grille de résolution de 1 km, a été appliqué pour reconstruire les concentrations globales de polluants pour l'ensemble de l'année de référence choisie. Les statistiques d'intérêt ont ensuite été calculées à partir des champs horaires des concentrations simulées.

La Figure 65 montre les cartes des concentrations moyennes annuelles au sol des principaux polluants d'intérêt résultant sur le domaine en correspondance avec le scénario d'émission de référence.

L'influence conjuguée de la conformation du territoire (présence de collines et de la mer) et de la répartition des sources d'émission est évidente sur les cartes.

Les émissions d'oxydes d'azote se produisent généralement en grande partie sous la forme de NO et, dans une moindre mesure, de NO₂ ; cependant, les réactions qui régissent la formation de NO₂ dans l'atmosphère sont relativement rapides, donnant lieu à des concentrations élevées à proximité des sources ; la répartition spatiale du NO₂ reflète donc la répartition des sources, avec des gradients spatiaux importants. Cela se produit également pour la composante primaire de la matière particulaire,

tandis que plus on s'éloigne des sources, plus la composante secondaire augmente, avec des gradients spatiaux plus faibles que dans le cas du NO_2 .

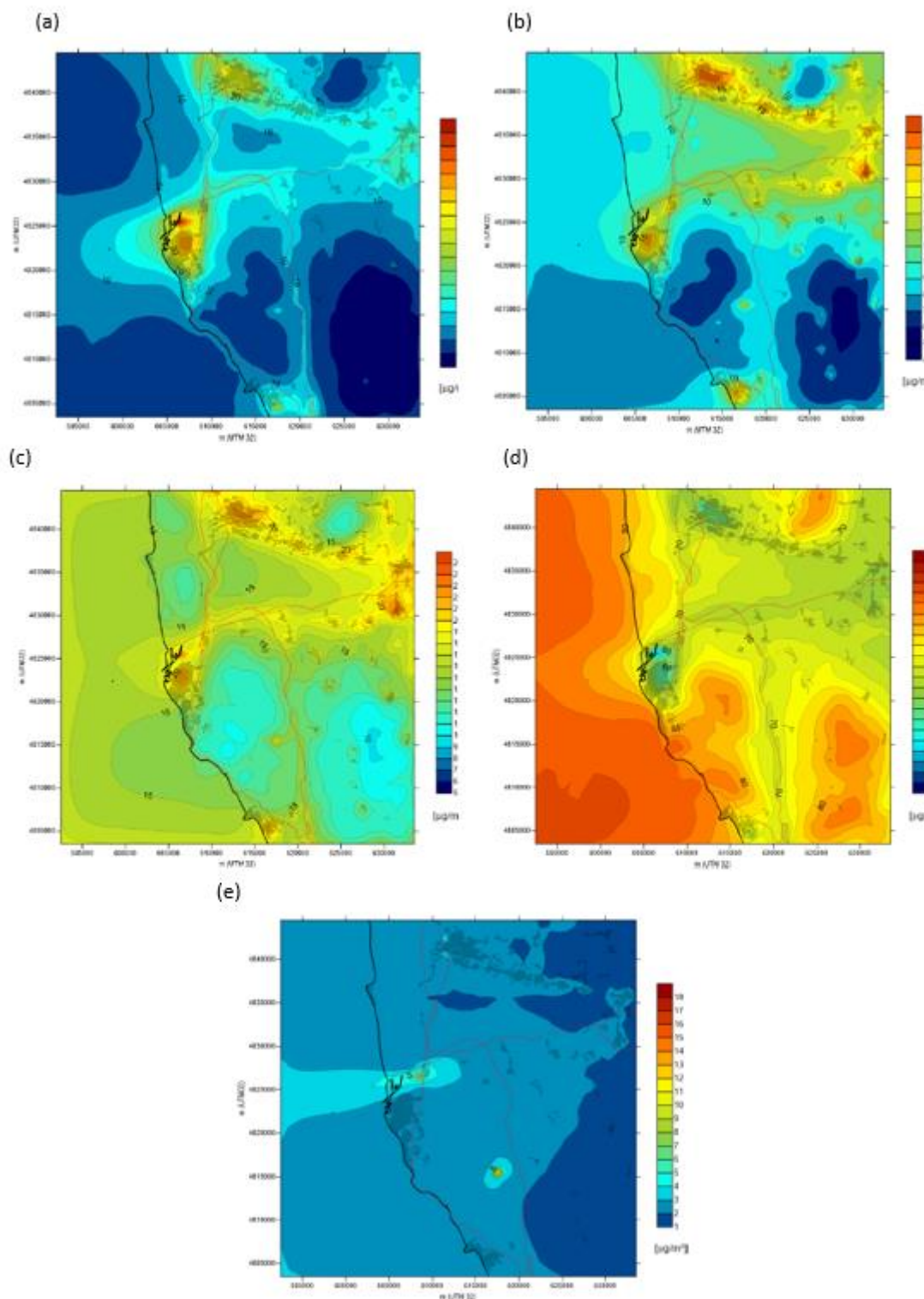


Figure 65 : Port de Livourne, cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées ; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées ; (c) en PM_{10} simulées ; (d) en O_3 ; (e) en SO_2 simulées

Dans le domaine de la concentration de ces polluants, on distingue bien les principales zones urbaines (influence du trafic urbain et de l'échauffement des bâtiments, notamment pour les particules fines) et des principaux axes routiers (notamment dans le cas du dioxyde d'azote), ainsi que comme dans le tronçon de mer devant Livourne, l'influence des émissions de la zone urbaine et du trafic maritime est visible.

De par son caractère purement secondaire, la répartition des concentrations moyennes d'ozone est généralement "duale" par rapport à celles que l'on vient de voir, avec des valeurs plus contenues en correspondance avec les grands centres habités et axes routiers (du fait des émissions locales d'oxydes d'azote), et des valeurs plus élevées sur les reliefs (en raison de l'altitude elle-même et de la distance des principales sources d'émission) ou sur la mer, s'éloignant progressivement de la côte et de la bande de mer en face de Livourne (principalement affectée par trafic maritime).

La distribution des concentrations moyennes de SO₂ dans la zone est plutôt étroitement liée à la présence de sources industrielles, principalement la raffinerie au nord de Livourne et dans une moindre mesure la production de briques dans la partie nord de la commune de Rosignano.

Un système de modélisation basé sur un code eulérien réactif, correctement alimenté en données météorologiques, émissives et aux limites, est potentiellement capable de reproduire les niveaux de concentration globale des polluants primaires et secondaires présents dans l'air ambiant, ainsi que les principales caractéristiques de leurs distributions dans le temps et de l'espace, conformément à la résolution adoptée. Pour le vérifier dans le cas examiné, les concentrations simulées à l'aide d'ARIA Regional / FARM tout au long de l'année considérée ont été comparées aux valeurs mesurées aux stations du réseau régional de surveillance de la qualité de l'air Arpa Toscana au cours de la même période. Les stations de surveillance fixes qui effectuent des mesures continues présentes dans le domaine considéré sont situées à Livourne et à Pise. Leur position dans la zone est indiquée sur la Figure 66, tandis que le Tableau 19 indique leur type et les polluants surveillés.

Tableau 19 : Type et polluants surveillés pour chaque station

Comune	Stazione	Tipo stazione	Tipo zona	NO ₂	PM _{2,5}	PM ₁₀	O ₃	SO ₂
Livorno	La Pira	Fondo	Urbana	✓		✓		✓
Livorno	Carducci	Traffico	Urbana	✓	✓	✓		
Livorno	Cappiello	Fondo	Urbana	✓	✓	✓		
Pisa	Passi	Fondo	Urbana	✓	✓	✓	✓	
Pisa	Borghetto	Traffico	Urbana	✓	✓	✓		



Figure 66 : Emplacement des stations de surveillance ARPA à Livourne et Pise

Dans la comparaison, il est important de garder à l'esprit comment tout modèle de grille peut viser à décrire la qualité de l'air en termes de conditions moyennes sur chacune des cellules de calcul (1 km de large dans le cas étudié). Ainsi, des situations à caractère fortement « local » sont difficilement

reproductibles, qu'elles soient dues à la conformation du territoire, à des conditions météorologiques particulières ou à la présence de sources d'émissions importantes et concentrées.

La Figure 67 montre la comparaison entre les moyennes annuelles observées aux stations du réseau régional et les valeurs simulées correspondantes.

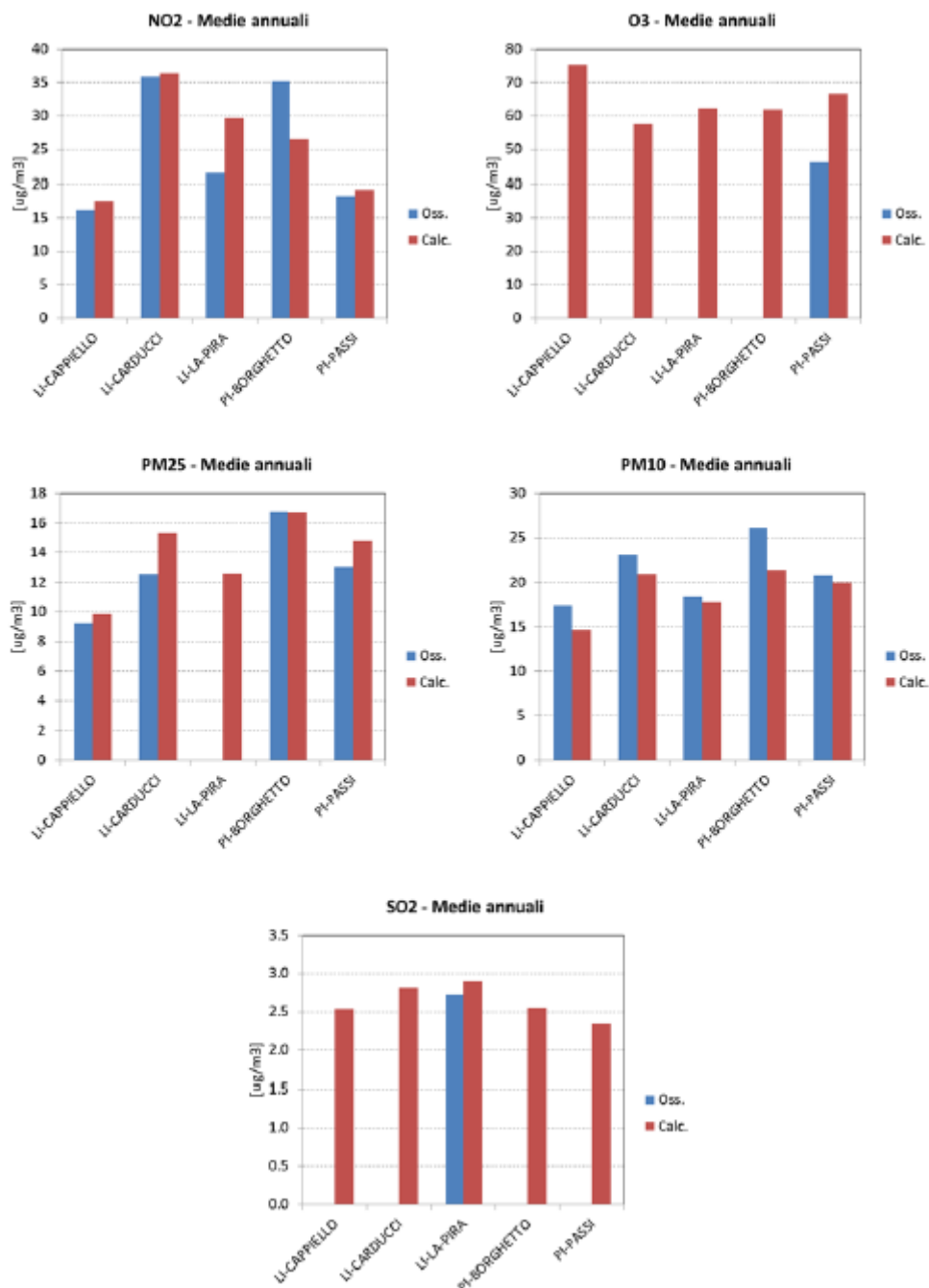


Figure 67 : Moyenne des concertations (période 03/2017 - 02/2018) comparaison entre données station ARPAT et données calculées

En ce qui concerne le NO₂, il y a généralement un bon accord. À Livourne, le système de modélisation est capable de reproduire la différence entre les niveaux les plus élevés trouvés dans la gare routière de Carducci et celui du fond urbain de Capiello, situé dans une zone résidentielle du sud de la ville. En revanche, le niveau moyen mesuré à la station de fond urbain de La Pira, située à proximité des

zones portuaires et industrielles du nord de la ville, est surestimé. À Pise, de même, le système de modélisation met en évidence la différence entre les valeurs de la station de fond urbain (Passi, située à la périphérie nord) et la station de trafic (Borghetto, près du centre-ville), bien que le niveau moyen à cette dernière, comparable à celle de la gare routière de Livourne, soit légèrement sous-estimée.

Dans le cas des $PM_{2.5}$, l'accord entre les valeurs observées et simulées est excellent, avec une tendance du système de modélisation à surestimer les niveaux observés. De manière plausible en raison de la composante secondaire, la différence entre les niveaux détectés aux stations est moins marquée que dans le cas du dioxyde d'azote, mais également pour les $PM_{2.5}$, le système met en évidence dans chaque zone urbaine la différence entre ce qui est détecté par la station de trafic et celui de fond urbain.

Les écarts entre les valeurs relevées aux différentes stations sont encore plus contenus dans le cas des PM_{10} . Dans ce cas également, le système de modélisation montre une différence entre les valeurs aux différents types de stations, mais avec une tendance générale à sous-estimer les niveaux observés. Compte tenu de l'excellent accord trouvé pour les $PM_{2.5}$, la raison de la sous-estimation est principalement attribuable à la contribution de la fraction grossière de la matière particulaire. Cela peut être dû à divers facteurs, tels qu'une sous-estimation ou l'absence de comptage des sources anthropiques présentes dans la zone (par exemple, remise en suspension des poussières causées par la circulation automobile) ou une sous-estimation de la contribution des sources naturelles (sels marins et remise en suspension éolienne des composants).

L'ozone est mesuré à la station de fond urbain de Pisa-Passi et est en moyenne surestimé par le système de modélisation.

Dans le cas des oxydes de soufre, les données disponibles se réfèrent uniquement à la station La Pira. Les principales émissions de SO_2 proviennent des installations industrielles (dans ce cas précis, celles présentes dans la zone au nord de Livourne) et du trafic naval. La valeur moyenne observée est sensiblement contenue et est correctement reproduite par le système de modélisation.

Afin d'apporter des éléments complémentaires d'aide à l'interprétation des valeurs de concentration observées et calculées aux stations, un run du modèle de qualité de l'air a été réalisé en mode non réactif, retraçant la contribution des principaux ensembles de sources d'intérêt :

- le trafic naval, divisé selon les phases stationnaires (en distinguant les parties nord et sud du port), de manœuvre et de croisière ;
- le trafic routier dans les zones liées au port et le reste du trafic routier ;
- la combustion artisanale (chauffage des bâtiments) ;
- les activités industrielles, à la fois représentées individuellement comme sources « ponctuelles » dans l'inventaire, et comme sources « diffuses » ;
- les autres sources présentes dans l'inventaire.

Pour chaque ensemble de sources, un traceur des émissions correspondantes de NO_x et de PM_{10} a été défini, et leur dispersion a été simulée au cours de l'année considérée. La Figure 68 présente les contributions aux concentrations résultantes aux stations fixes de l'ARPAT, en moyenne annuelle et pour les mois de janvier et juillet. Après avoir inhibé les réactions chimiques dans le modèle, les concentrations de PM_{10} obtenues ne représentent que le composant primaire, tandis que celles de NO_x représentent les oxydes d'azote totaux. Les valeurs reflètent la cohérence absolue des sources d'émission (telles qu'actuellement présentes dans l'inventaire), leur articulation dans le temps et

l'influence qu'elles exercent sur chaque site en vertu de leur localisation dans la zone et des conditions météorologiques dispersives qui prévalent.

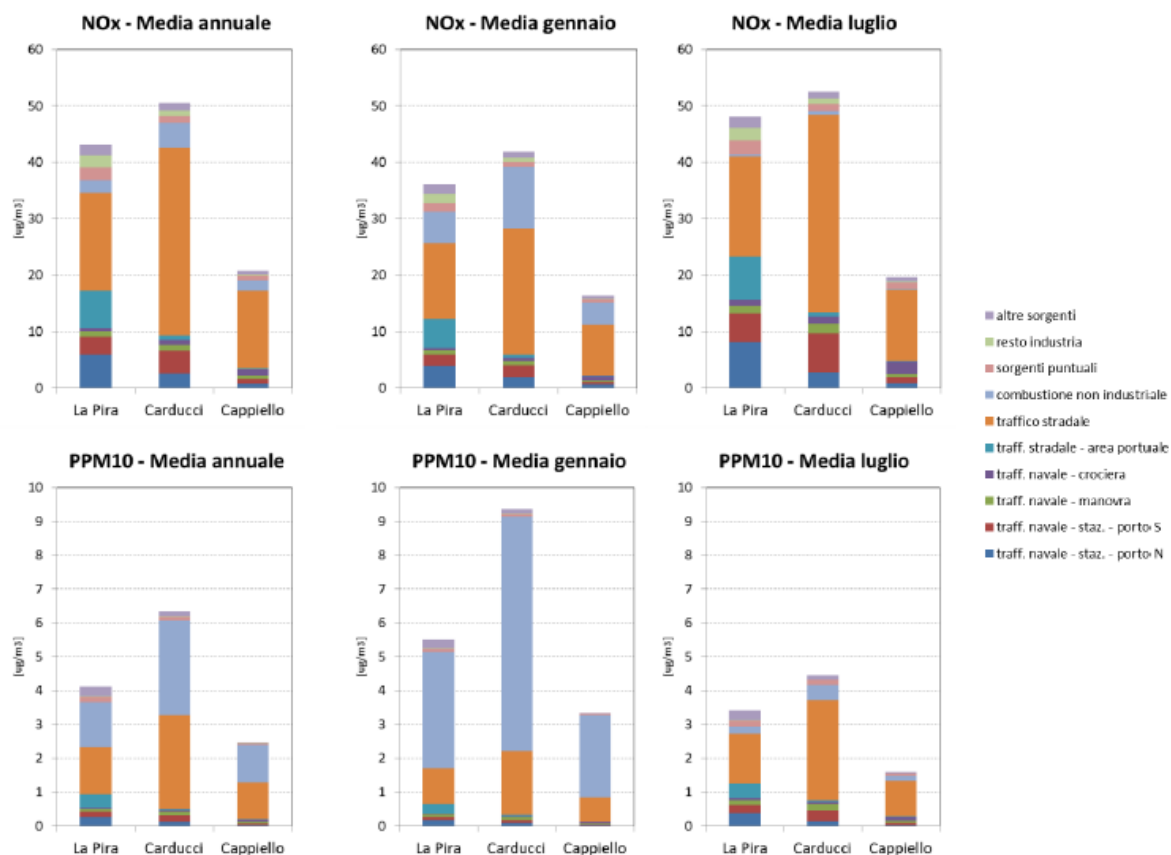


Figure 68 : Contributions des différentes sources d'émissions aux concentrations de NO_x et de PM_{10} primaires aux stations fixes de l'ARPAT, en moyenne annuelle et pour les mois de janvier et juillet

Le cadre réglementaire au niveau italien est défini par le décret législatif n° 155 du 13 août 2010, en application de la directive 2008/50/CE relative à la qualité de l'air ambiant et à un air pur en Europe, qui indique dans les annexes les seuils limites.

Les Figures de 69 à 71 présentent la comparaison des mesures d'ARPAT et des simulations du modèle ARIANET moyennée mensuellement, pour les polluants suivants : NO_2 , SO_2 , CO, $\text{PM}_{2.5}$ et PM_{10} .

La modélisation a généré les résultats suivants.

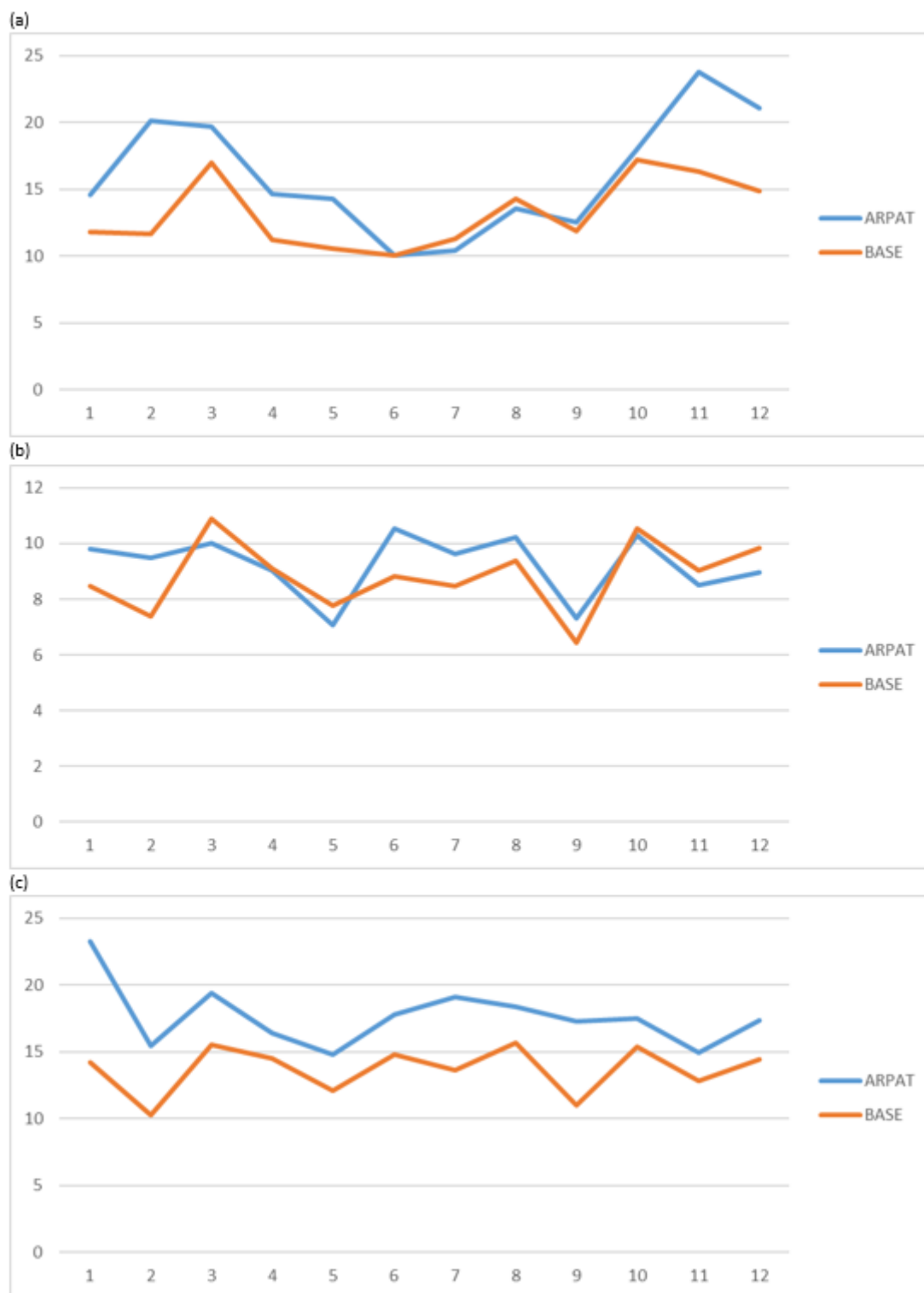


Figure 69 : Moyennes mensuelles en µg/m³ de la station LI-CAPPIELLO en comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPAT (a) en NO₂, (b) en PM_{2.5} et (c) en PM₁₀

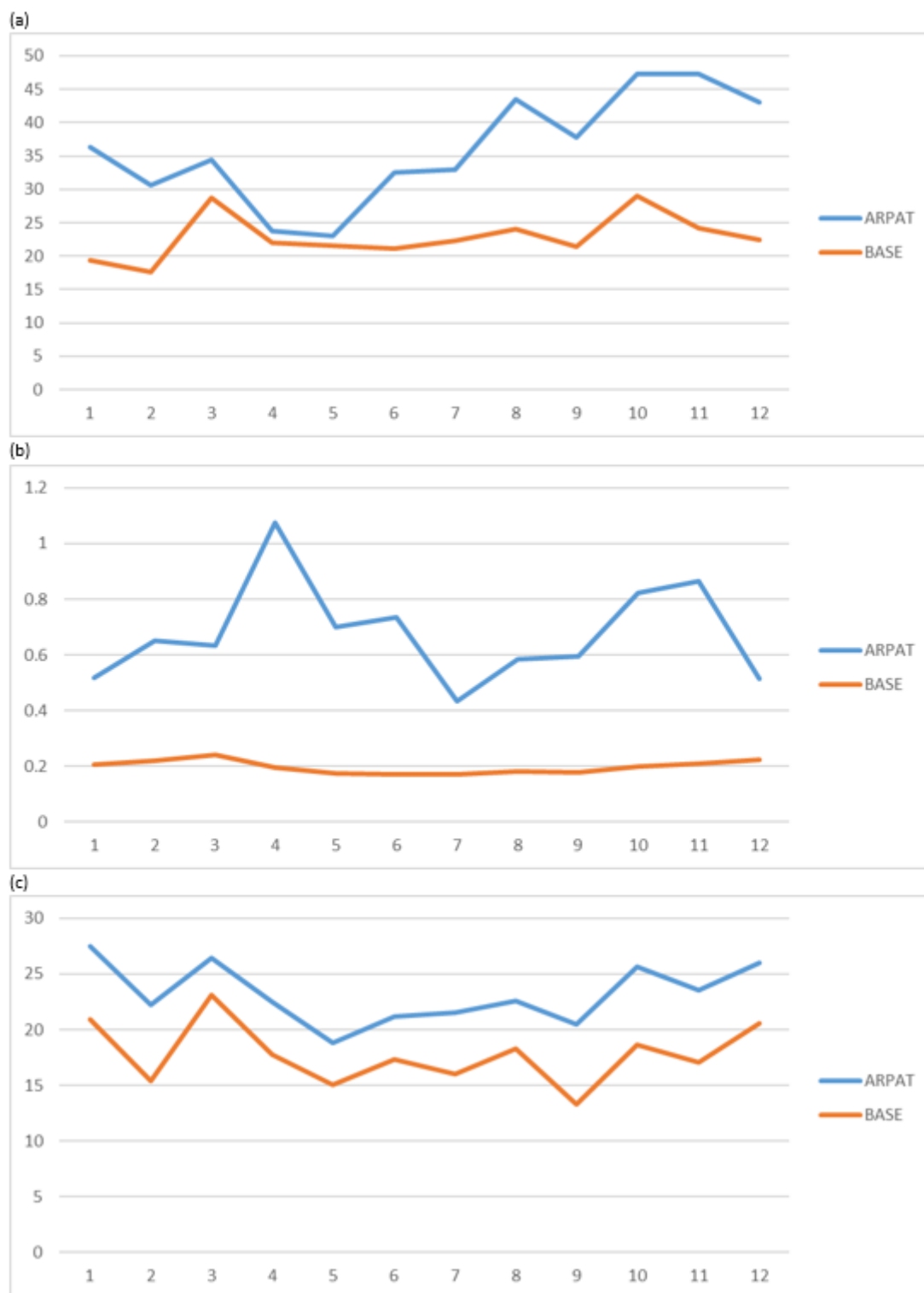


Figure 70 : Moyennes mensuelles en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la station LI-CARDUCCI, comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPAT (a) en NO_2 , (b) en CO et (c) en $\text{PM}_{2.5}$

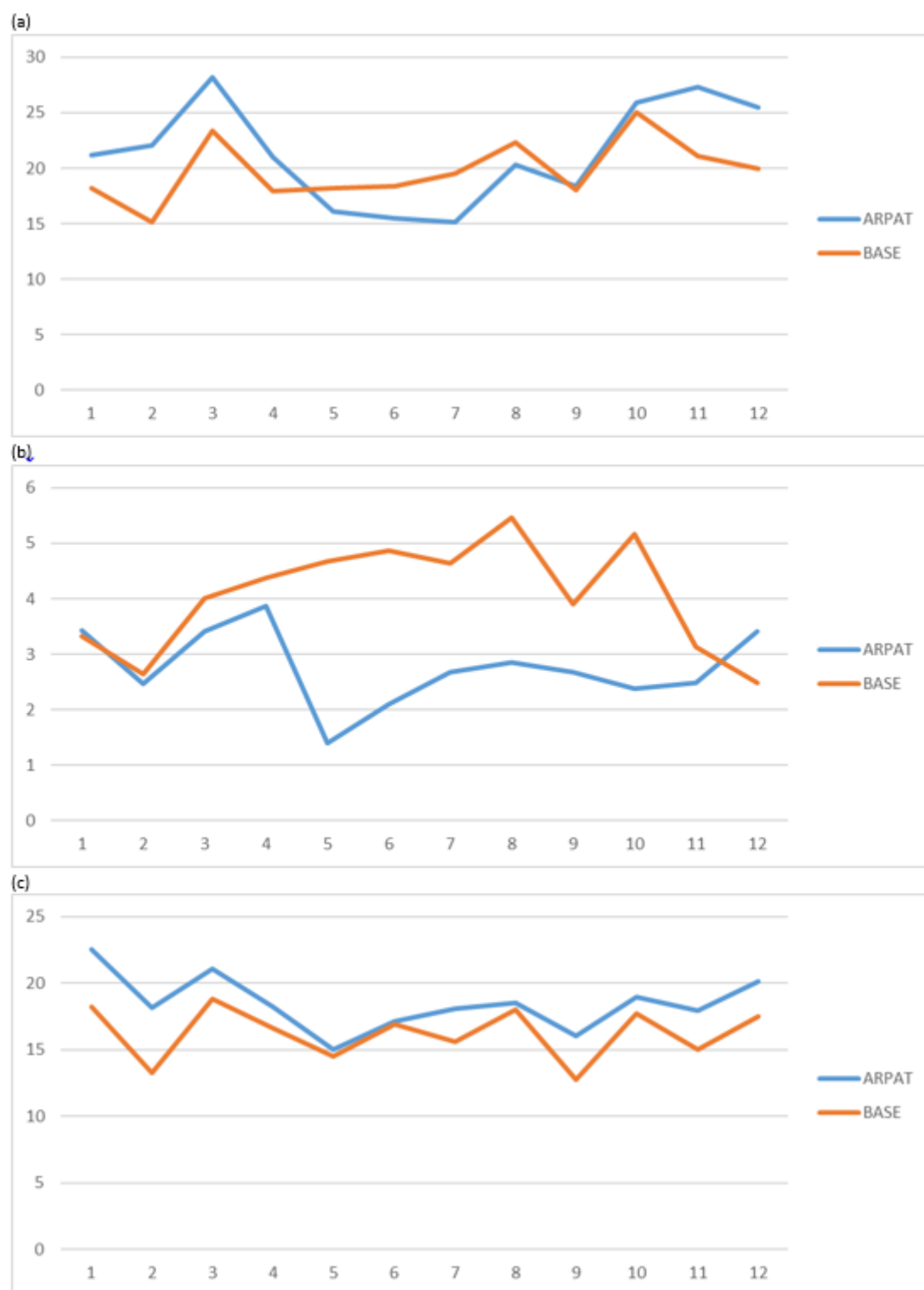


Figure 71 : Moyennes mensuelles en µg/m³ de la station LI-LAPIRA, comparaison entre le modèle ARIANET et les mesures ARPA, (a) en NO₂, (b) en SO₂ et (c) en PM₁₀

Ci-dessous les valeurs moyennes d'écart sur l'année entre les stations ARPAT et les résultats du modèle pour chaque station et pour chaque polluant détecté.

Tableau 20 : Différence moyenne (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre les stations ARPAT et les résultats du modèle

Stazione	NO ₂	SO ₂	CO	PM _{2.5}	PM ₁₀
LI-CAPPIELLO	2.89	-	-	0.39	3.96
LI-CARDUCCI	13.26	-	0.48	0.26	5.42
LI-LAPIRA	1.59	-1.29	-	-	2.23

Comparaison avec les valeurs normatives

En analysant les valeurs des polluants détectés par les stations ARPAT, on peut identifier des pics mensuels pour chaque polluant pour les différentes stations à comparer avec la législation de référence.

Tableau 21 : Valeurs moyennes mensuelles (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) réparties par polluant et station enquêtées par l'ARPAT

Stations	LI-CAPPIELLO				LI-CARDUCCI			LI-LAPIRA		
Polluants	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	CO	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	PM ₁₀	SO ₂
Janvier	14.545	23.300	9.808	0.516	36.394	27.484	12.878	21.165	22.534	3.426
Février	20.164	15.456	9.483	0.649	30.644	22.261	13.228	22.086	18.169	2.458
Mars	19.682	19.417	10.010	0.633	34.422	26.451	13.601	28.228	21.093	3.405
Avril	14.623	16.443	9.016	1.075	23.798	22.487	12.749	21.018	18.259	3.862
Mai	14.271	14.826	7.053	0.701	23.092	18.768	9.804	16.083	15.030	1.393
Juin	10.076	17.824	10.524	0.734	32.591	21.144	12.163	15.446	17.143	2.089
Juillet	10.399	19.124	9.636	0.432	33.023	21.489	11.277	15.100	18.106	2.675
Aout	13.587	18.367	10.234	0.583	43.472	22.547	12.267	20.280	18.557	2.849
Septembre	12.518	17.295	7.329	0.595	37.720	20.476	9.628	18.337	16.049	2.678
Octobre	18.001	17.523	10.311	0.823	47.342	25.690	14.771	25.899	18.957	2.379
Novembre	23.791	14.960	8.507	0.866	47.307	23.556	13.882	27.347	17.949	2.481
Décembre	21.115	17.350	8.971	0.513	43.017	26.002	14.094	25.440	20.120	3.405

En analysant les pics des mêmes polluants issus du modèle, on obtient des résultats, indiqués au Tableau 22, très éloignés des mesures.

Tableau 22 : Valeurs moyennes mensuelles (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) divisées par polluant et station traitées par le modèle ARIANET

Stations	LI-CAPPIELLO				LI-CARDUCCI			LI-LAPIRA		
Polluants	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	CO	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO ₂	PM ₁₀	SO ₂
Janvier	11.795	14.186	8.463	0.206	19.358	20.902	15.078	18.228	18.254	3.327
Février	11.627	10.300	7.389	0.218	17.542	15.348	11.763	15.139	13.249	2.631
Mars	16.978	15.558	10.877	0.242	28.658	23.091	17.452	23.398	18.854	4.007
Avril	11.203	14.543	9.093	0.196	22.067	17.718	11.757	17.932	16.649	4.379
Mai	10.549	12.093	7.780	0.173	21.529	15.000	9.882	18.236	14.476	4.681
Juin	10.027	14.807	8.814	0.169	21.052	17.292	10.764	18.346	16.950	4.859
Juillet	11.315	13.597	8.463	0.169	22.286	16.024	10.306	19.506	15.633	4.631
Aout	14.263	15.656	9.377	0.182	24.079	18.273	11.161	22.322	18.037	5.467
Septembre	11.887	10.984	6.429	0.178	21.360	13.301	8.261	17.985	12.735	3.909
Octobre	17.226	15.354	10.535	0.198	29.083	18.612	12.795	25.065	17.732	5.164
Novembre	16.351	12.846	9.046	0.207	24.173	17.091	12.393	21.110	15.034	3.123
Décembre	14.872	14.418	9.849	0.222	22.466	20.543	15.520	19.976	17.484	2.478

En analysant uniquement les valeurs obtenues à partir de l'ARPAT, nous obtenons le Tableau 23.

Tableau 23 : Dépassement des niveaux réglementaires (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) par les stations ARPAT

Inquinante	Tipologia	Soglia ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Numero superamenti		
			LI-CAPPIELLO	LI-CARDUCCI	LI-LAPIRA
SO ₂	Ora	350	n.p.	n.p.	0
	Giorno	125	n.p.	n.p.	0
NO ₂	Ora	200	0	0	0
	Anno	40	(2021) 15.81	(2021) 36.62	(2021) 21.35
			(2022) 18.54	(2022) 32.30	(2022) 21.83
Benzene	Giorno	10	n.p.	n.p.	0
CO	Giorno	10	n.p.	0	n.p.
Piombo	Anno	0,5	n.p.	n.p.	n.p.
PM ₁₀	Giorno	50	0	1	n.p.
	Anno	40	(2021) 17.32	(2021) 22.88	(2021) 18.14
			(2022) 17.71	(2022) 23.76	(2022) 19.35
PM _{2.5}	Anno	25	(2021) 9.16	(2021) 12.42	n.p.
			(2022) 9.57	(2022) 13.13	n.p.

2.2. Journées caractéristiques

2.2.1. Atmosud

Les Figures 72 et 73 présentent les cartes de concentrations horaires en NO₂ obtenues pour les escales 763 (22/08/21, 20h) et 884 (04/08/21, 17h) respectivement. Ces cartes sont obtenues en additionnant les cartes AZUR-heure développées par AtmoSud, et les cartes de concentration simulées avec PMSS, correspondant aux simulations présentées en section « évaluation du modèle ». La carte AZUR-heure permet de visualiser la contribution du trafic, tandis que la carte PMSS permet de visualiser la contribution des navires. On observe sur ces cartes que la contribution des navires est plus importante que celle du trafic, et que cette contribution peut rester localisée au niveau du quai (escale 884), ou s'étendre aux zones habitées jouxtant le port (escale 763). Ces cartes illustrent la problématique de la pollution maritime, qui est une pollution sporadique, mais d'intensité potentiellement supérieure à celle du trafic automobile.

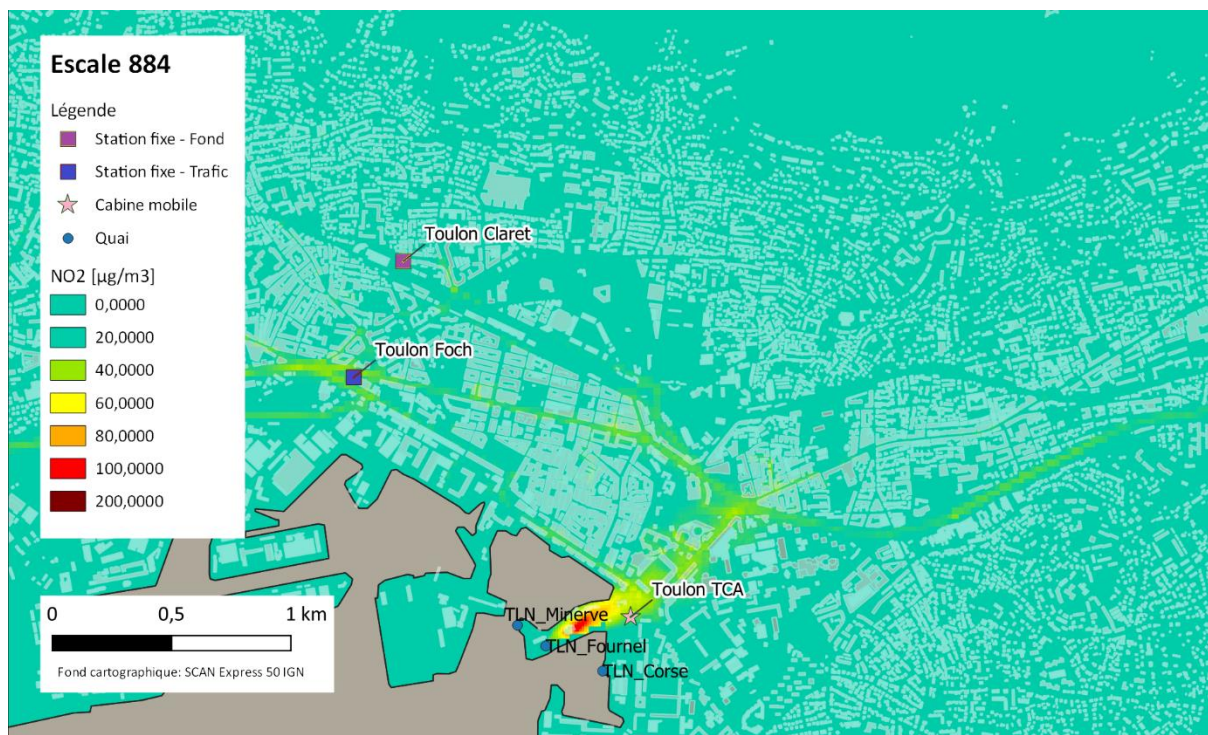


Figure 72 : Somme de la concentration en NO₂ simulée avec AZUR heure (contribution du trafic) et de la concentration en NO₂ simulée avec PMSS (contribution des navires) à Toulon, pour l'escale 884, le 22/08/21 entre 16h et 17h.

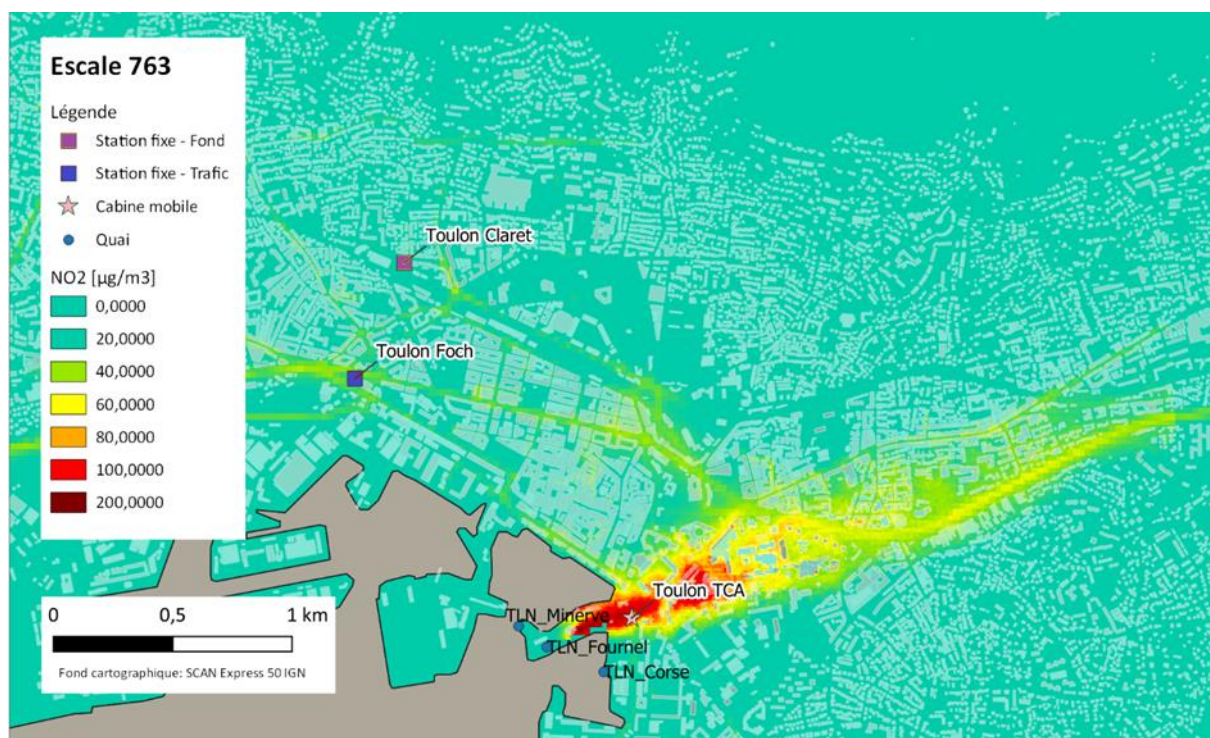


Figure 73 : Somme de la concentration en NO₂ simulée avec AZUR heure (contribution du trafic) et de la concentration en NO₂ simulée avec PMSS (contribution des navires) à Toulon, pour l'escale 763, le 04/08/21 entre 19h et 20h.

2.2.2. Qualitair Corse

Lors des analyses sur les mesures effectuées au cours des campagnes, des journées sont ressorties comme intéressantes pour l'observation des panaches par rapport aux mesures relevées correspondant à un pic SO_2/NO_2 , la présence de nombreux navires à quai et un vent favorable pour une dispersion des polluants vers la ville.

A Ajaccio, les journées qui ressortent sont celles du 24/08/2021 (pic Max SO_2 Canetto et Abbattu, 5 escales, vent favorable à 12%), du 01/09/2021 (pic SO_2 Abbattu, 4 escales, vent favorable à 16%) et du 15/09/2021 (pic SO_2 Canetto et Abbattu, 3 escales, vent favorable à 10%), voir Figure 74.

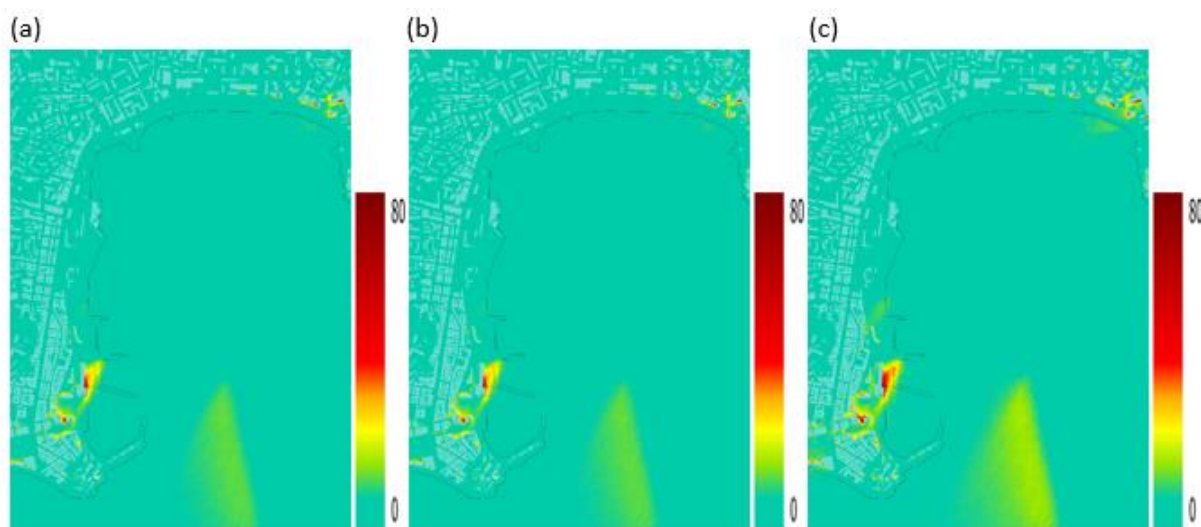


Figure 74 : Port d'Ajaccio, concentrations journalières en NO_2 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simulées sur des journées d'intérêts, (a) 24/08/2021, (b) 01/09/2021, (c) 15/09/2021

A des fins de comparaison avec une journée chargée en escales mais sans trop d'impact apparent, la journée du 28/08/2021 (aucun pic important, 5 escales, très peu de vent d'est) est prise en compte, voir Figure 75.

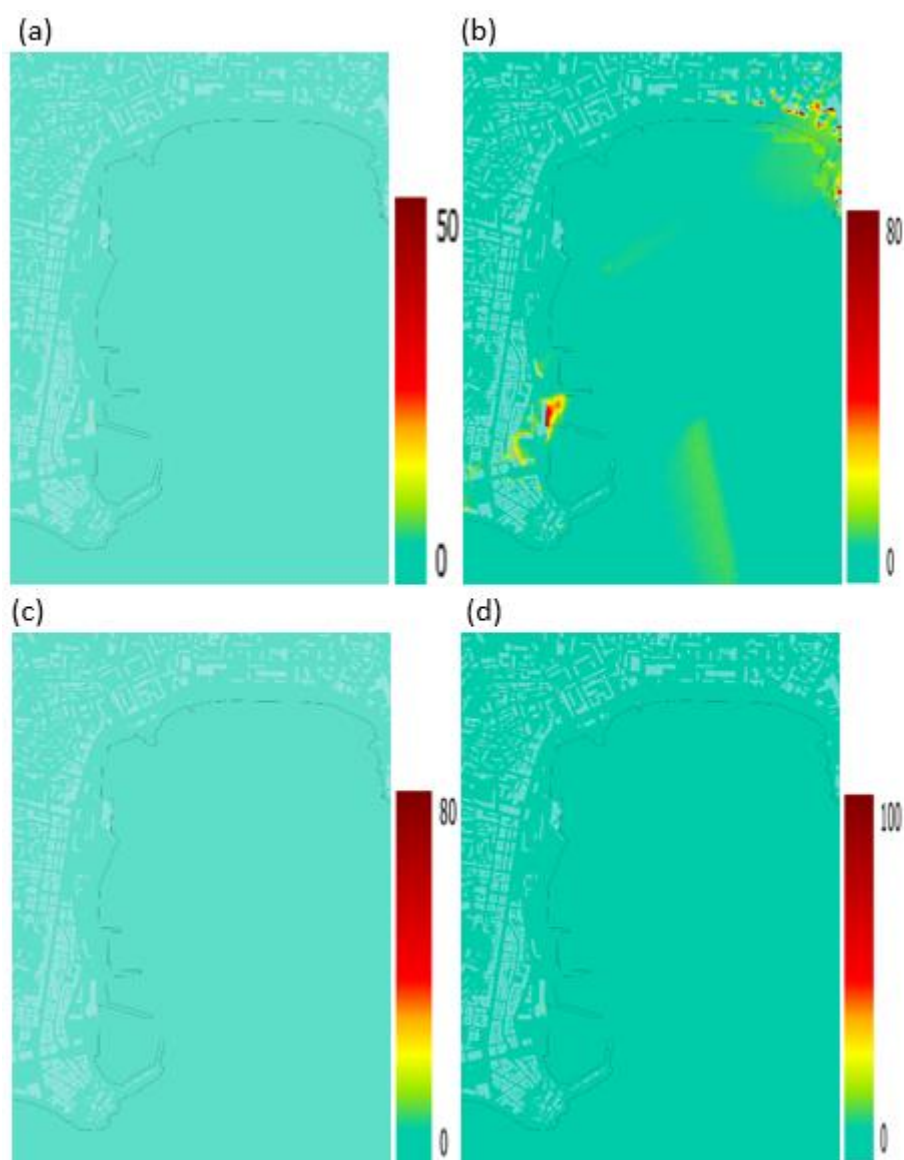


Figure 75 : Port d'Ajaccio, concentrations journalières simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 28/08/2021, journée dite « standard ». Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (b) en NO_2 simulées, (c) en PM_{10} simulées, (d) SO_2 simulées

Bastia :

En appliquant un filtre sur les données SO_2 , on peut identifier plus facilement les journées particulières intéressantes. Les journées qui ressortent sont celles du 27/08/2021 (pic Max SO_2 Pylône 3 et Fango, 5 escales, vent favorable à 50%), du 21/09/2021 (pic SO_2 important Pylône 3, fortes valeurs NO_2 au niveau des stations/micro-capteurs dans une zone précise, 3 escales, vent favorable à 40%), du 24/09/2021 (moyennes importantes sur des endroits localisés, 5 escales, et un vent à 20%), et du 27/09/2021 (pic SO_2 en moyenne, épisode de pollution éruption Canaries, 4 escales, vent favorable à 40%), voir Figure 76. Celle du 27/08/2021 est intéressante avec des moyennes relativement faibles en SO_2 et NO_2 pour 5 escales et un vent favorable à 40%.

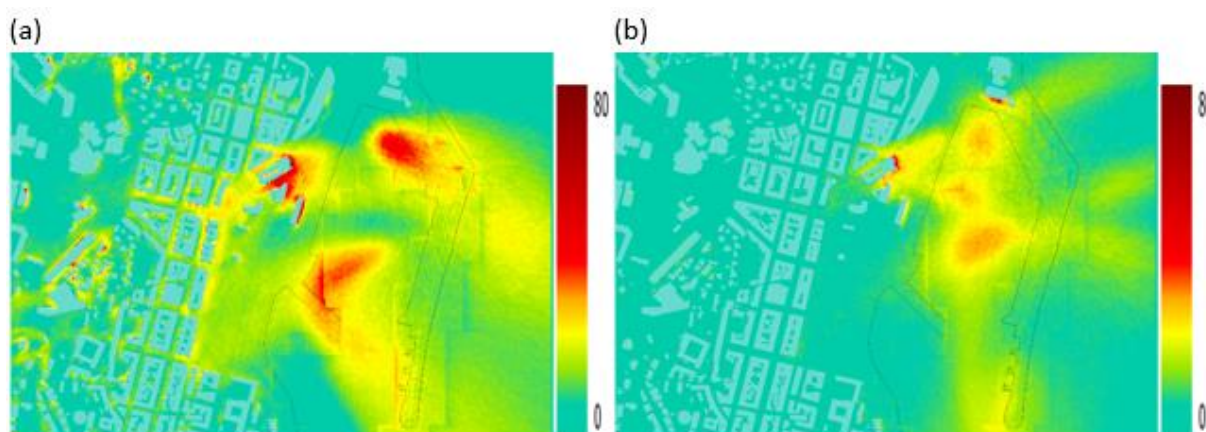


Figure 76 : Port de Bastia, concentrations journalières en NO_2 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simulées sur des journées d'intérêts, (a) 27/08/2021, (b) 27/09/2021

A des fins de comparaison avec une journée chargée en escales mais sans trop d'impact apparent, la journée du 11/08/2021 (aucun pic de SO_2 important, une forte activité en NO_2 , 5 escales, très peu de vent d'est) est prise en compte, voir Figure 77. Toutefois, il s'agit d'un début d'épisode de pollution aux particules sahariennes.

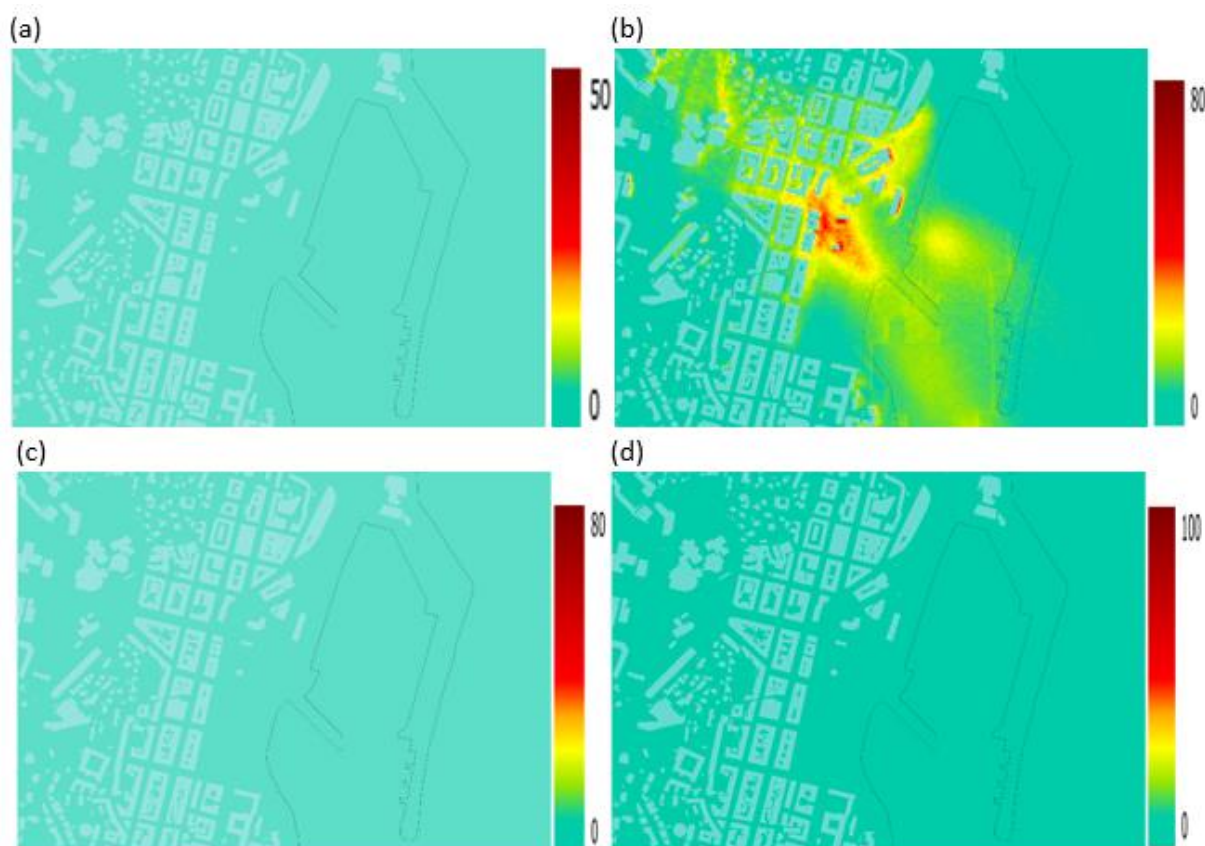


Figure 77 : Port de Bastia, concentrations journalières en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ simulées du 11/08/2021, journée dite « standard ». Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (b) en NO_2 simulées, (c) en PM_{10} simulées, (d) SO_2 simulées

2.2.3. ARPAL-UNIGE

La Figure 78 et Figure 79 montrent les jours types pour les deux campagnes, respectivement pour le dioxyde d'azote et les particules. Les tendances des conditions météorologiques et des émissions à l'échelle journalière sont assez homogènes dans les périodes des campagnes et, par conséquent, la journée moyenne est représentative d'une grande partie des évolutions quotidiennes individuelles.

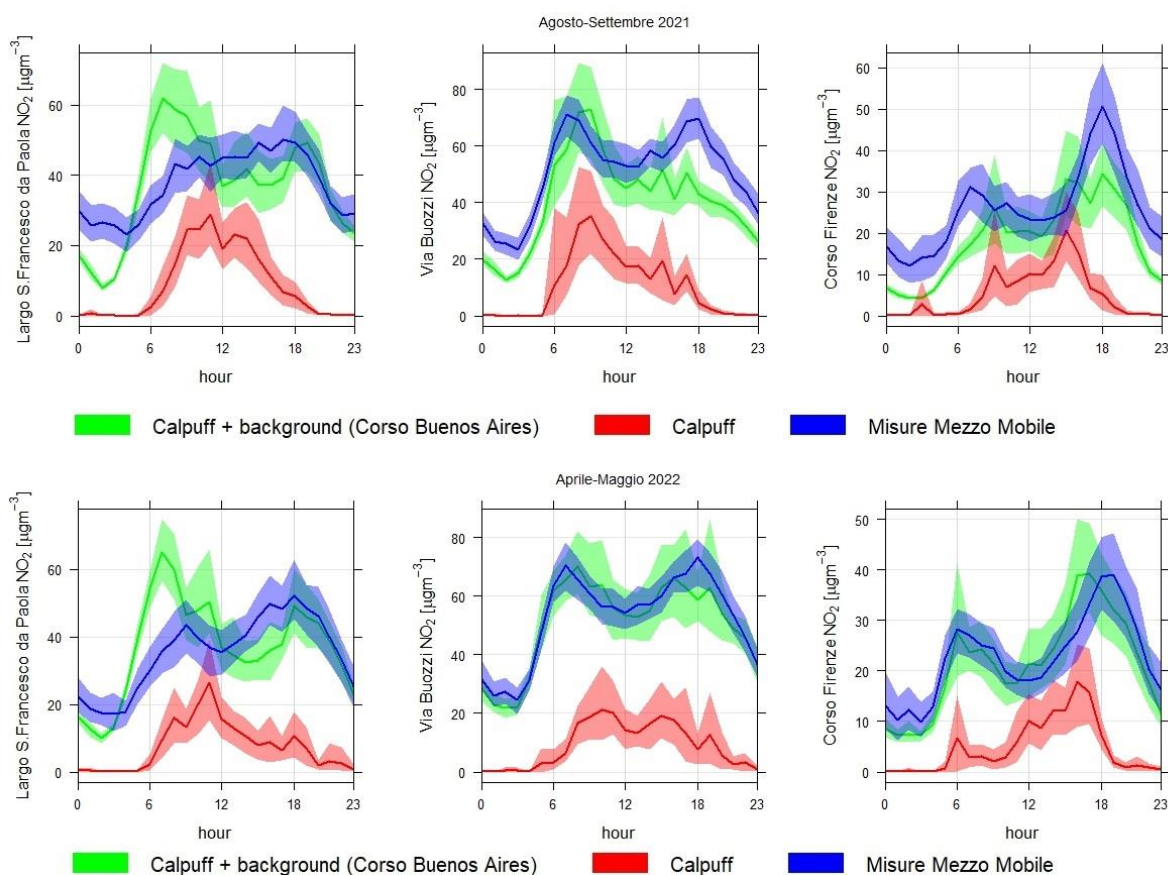


Figure 78 : Comparaison entre les journées types simulées et observées pour le NO₂

En ce qui concerne le NO₂, à Largo S. Francesco da Paola, les simulations surestiment le pic du matin, sous-estiment légèrement les concentrations entre 12 et 18, alors qu'elles concordent dans l'intervalle 18-23. La différence la plus significative entre les deux campagnes concerne l'intervalle nocturne 0-3, pour lequel une sous-estimation plus marquée est enregistrée dans la première campagne que dans la seconde. À Via Buoizzi et Corso Firenze, le système de modélisation reproduit fidèlement la journée moyenne mesurée lors de la deuxième campagne, tandis que lors de la première campagne, il y a une sous-estimation du pic de l'après-midi.

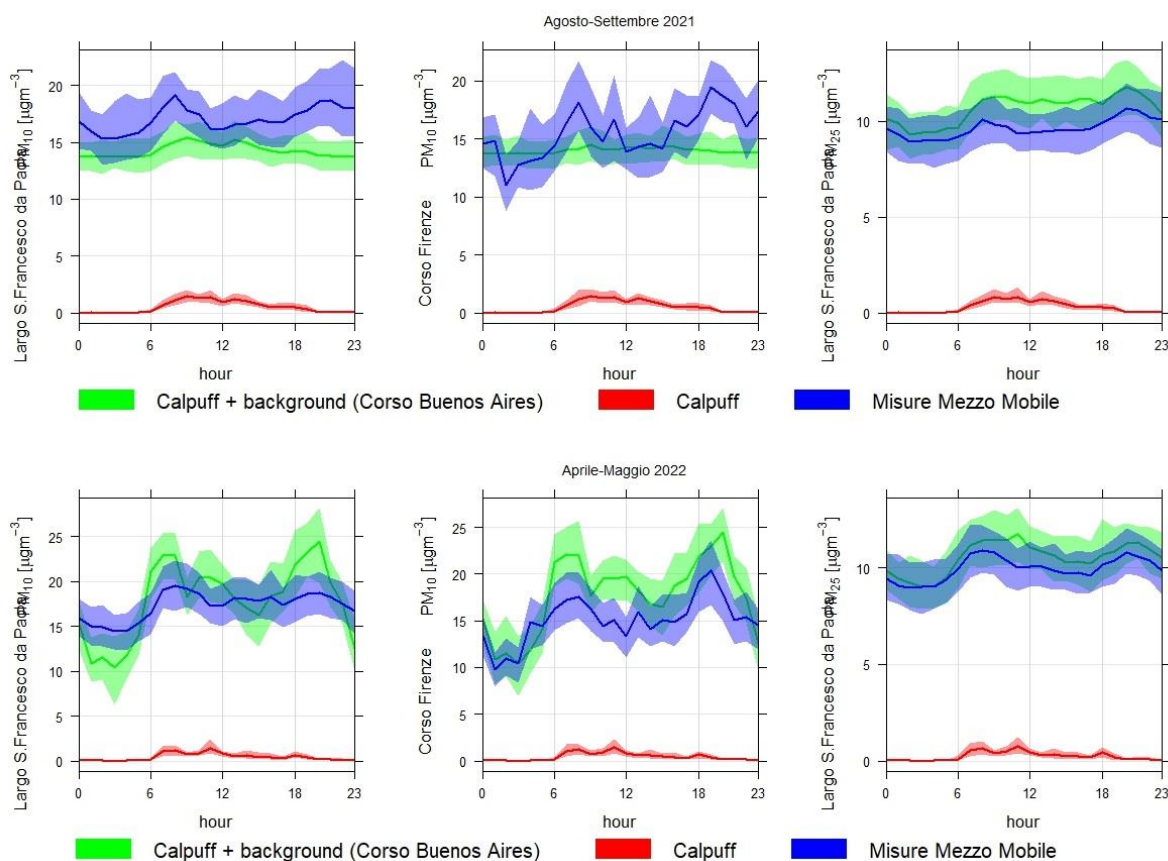


Figure 79 : Comparaison entre les journées types simulées et observées pour les PM_{10} et $PM_{2.5}$

La journée type pour les particules fines montre une tendance simulée assez constante sur les 24 heures, en bon accord avec les mesures.

La Figure 80 et Figure 81 montrent les diagrammes polaires pour les concentrations de NO_2 et de particules, respectivement. Ce type de graphique bivarié représente les concentrations d'un polluant dans une échelle de couleurs en fonction de l'intensité du vent (distance radiale au centre) et de sa direction d'origine (angle) ; il représente un outil utile pour avoir une estimation des sources potentielles de polluants. Les graphiques sont construits en utilisant uniquement les résultats des modèles, à la fois météorologiques et de qualité de l'air.

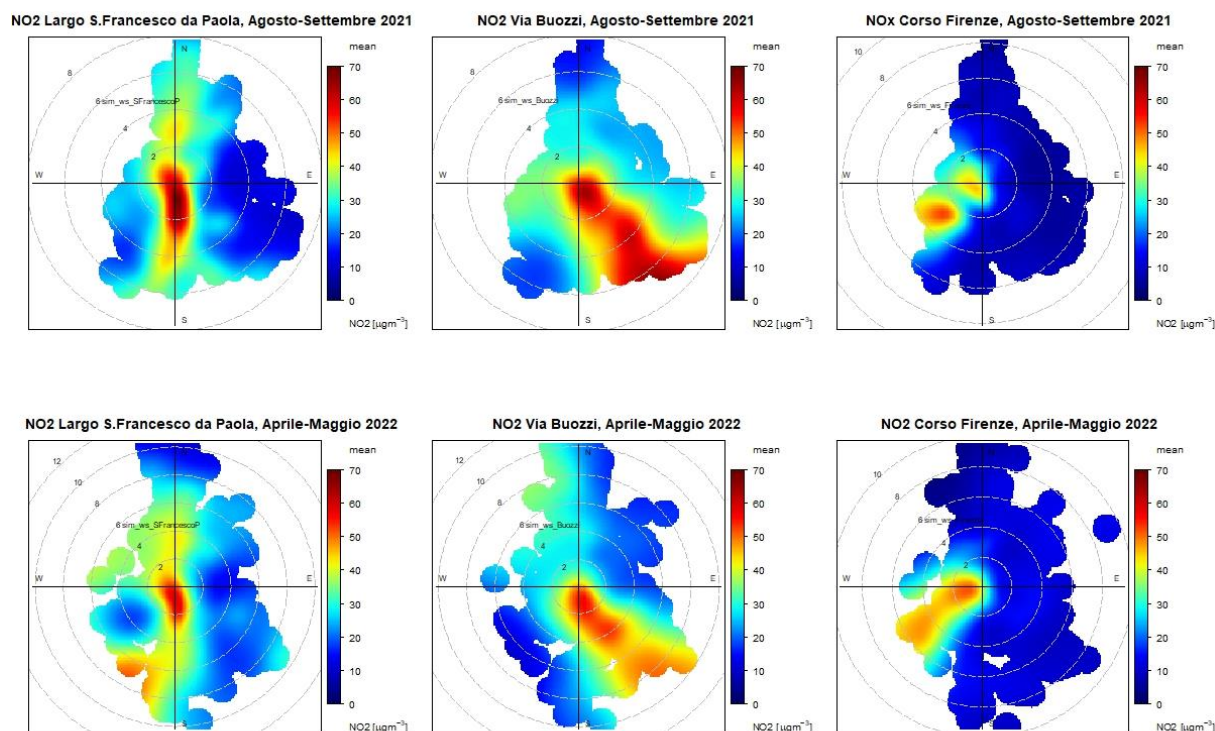


Figure 80 : Diagrammes polaires pour le NO₂

Les graphiques pour le NO₂ mettent clairement en évidence le port comme source de pollution. Les sites de surveillance de Largo S. Francesco da Paola, Via Buoizzi et Corso Firenze, en fait, sont situés respectivement au nord, nord-ouest et nord-est des quais principaux du port et les parcelles polaires indiquent la direction principale d'origine du Sud, du Sud-Est et du Sud-Ouest pollués.

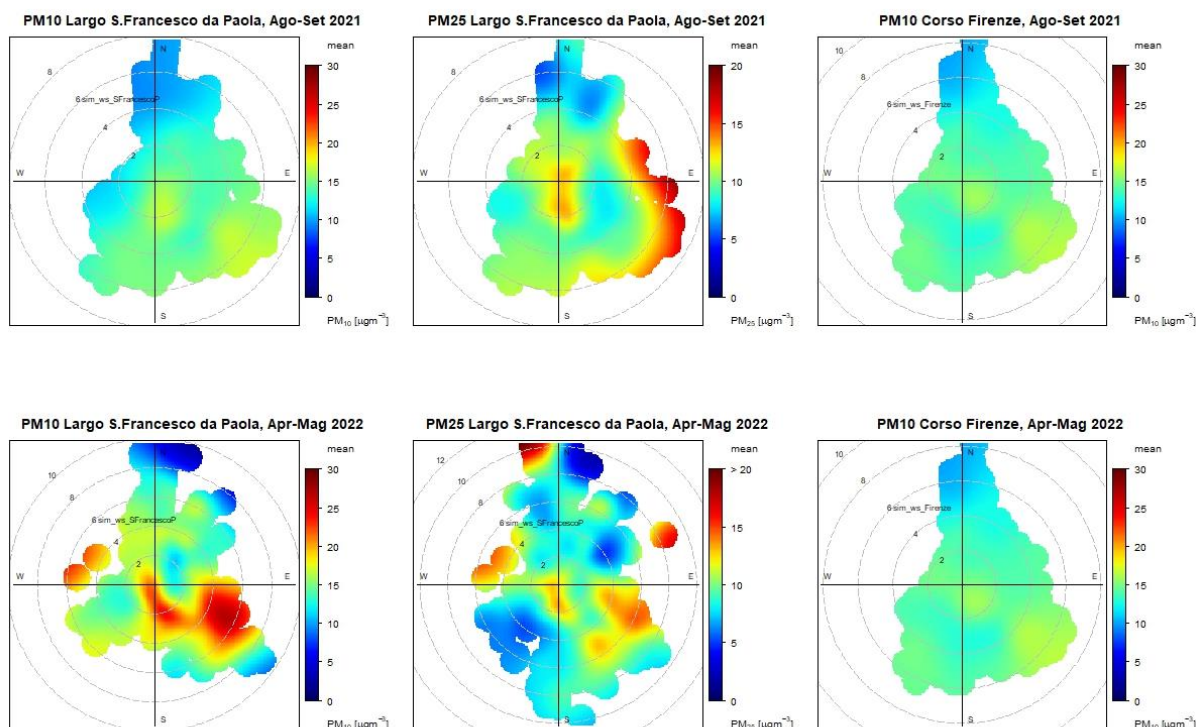


Figure 81 : Tracés polaires pour PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$

Les graphiques polaires des particules fines ne montrent pas de direction d'origine principale, soulignant qu'il s'agit d'un polluant diffusé de manière plus homogène que le dioxyde d'azote dans les zones urbaines. En fait, ayant une forte composante secondaire, les particules sont moins étroitement liées aux sources locales que le NO_2 .

2.2.4. ARPAT – ADSP MTS

Le Tableau 24 montre que toutes les valeurs réglementaires sont respectées dans la ville de Livourne et que le seul endroit qui met en évidence des problèmes liés aux émissions de polluants dans l'air est celui de Viale Carducci. En fait, cette station a détecté 4 dépassements du seuil quotidien de PM_{10} , qui, comme indiqué dans le décret législatif 155 de 2010, est égal à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, à ne pas dépasser à nouveau 35 fois par année civile.

Les dépassements sont les suivants :

- 27.02.2021, $69,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Tableau 24 : Mouvements navals relatifs aux jours indiqués

Data	Ora d'arrivo	GT	Tipologia	Manovra (min)	Sosta
27/02/2021	02:02	32632	Ro_Ro_cargo	33	653
27/02/2021	06:14	44408	General_cargo	29	1480
27/02/2021	06:03	13005	Passenger	11	67
27/02/2021	07:11	9068	General_cargo	31	663
27/02/2021	06:51	32936	Ro_Ro_cargo	27	778
27/02/2021	07:02	36093	Passenger	11	907
27/02/2021	14:09	29303	Ro_Ro_cargo	28	304
27/02/2021	10:48	54310	Passenger	26	659
27/02/2021	11:08	59615	General_cargo	33	1526
27/02/2021	11:44	17907	Passenger	24	375
27/02/2021	19:00	29968	Passenger	101	154
27/02/2021	21:42	29968	Passenger	159	39
27/02/2021	22:32	29968	Passenger	132	92
27/02/2021	19:31	1640	Passenger	10	1094
			media	47	627

Conclusion

Etablir un premier état des lieux des concentrations simulées à partir de modèles, dans les ports suivants : Toulon, Nice, Ajaccio, Bastia, Gênes et Livourne, était une première étape nécessaire pour la poursuite du programme européen. En effet, c'est grâce à cela que des scénarii des réductions des émissions maritimes vont être réalisés dans le prochain livrable T3.3.1.

La réalisation de cette étude a permis d'échanger sur les méthodes et approches de chacun dans le domaine du secteur maritime où plusieurs modèles ont été utilisés : eulériens et lagrangiens, afin de modéliser plusieurs polluants communs à l'ensemble des partenaires : NO₂, PM₁₀, PM_{2.5} et SO₂.

Le partie T2 du programme AER NOSTRUM a permis une montée en compétence et en précision sur la modélisation du secteur maritime avec entre autres une amélioration de la connaissance du trafic maritime, des approches 3D ou la réalisation de simulations avec des sources mobiles.

La comparaison des modèles avec les mesures réalisées lors du T1 ont révélé que parfois le modèle surestimé ou sous-estimé en fonction des sensibilités (positionnement des sources ...), de la précision des données d'entrée (caractéristiques précises du navire, calcul des émissions durant les différentes phases, ...), des conditions météorologiques.... Ce travail mériterait d'être poursuivi à l'avenir pour gagner en précision.

Les résultats des modélisations obtenues par l'ensemble des partenaires indiquent une estimation de la contribution maritime très variable en fonction du port, du polluant et de la période simulée. Il n'en reste pas moins qu'elle est tout de même présente et relativement importante en fonction des simulations obtenues par les partenaires. La difficulté de l'exercice résulte à avoir une modélisation représentative de la situation maritime malgré la fugacité des émissions des navires en général au regard des normes réglementaires représentées sur un pas de temps annuel. Les simulations mensuelles réalisées par les partenaires répondent en partie à cette problématique en essayant de déterminer les zones les plus impactées par les navires en lien avec les seuils sanitaires européens et des lignes directrices de l'OMS. L'autre partie consiste à descendre en résolution temporelle pour être au plus près de la réalité, ceci a été développé lors du « Chapitre 2.2. Journées caractéristiques » et a pu montrer des dépassements de seuils.

L'objectif du prochain livrable sera donc de proposer des solutions via la mise en place de scénarii afin de réduire les effets du secteur maritime sur la qualité de l'air.

Annexes

Annexe 1 : Echelle de couleur

T2.3.1. Echelles de couleur / scale di colore

Valeurs réglementaires /valori normativi																			
		NO2		PM10		PM2.5		SO2											
		Héxadécimal /Esadecimale		couleur/calore		B		V		R		%							
		MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA
0%VL		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20%VL		#00CCAA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40%VL		#99E600	120	16	32	20	16	32	20	16	32	20	16	32	20	16	32	20	16
60%VL		#FFFF00	180	42	24	48	30	24	36	21	15	180	75	30					
80%VL		#FFAA00	240	56	32	64	40	32	48	28	20	240	100	40					
100%VL		#FF0000	300	70	40	80	50	40	60	35	25	300	125	50					
200%VL		#800000	500	100	80	125	80	80	60	35	25	500	200	100					
Organisation Mondiale de la Santé (OMS 2021) /Organizzazione mondiale della sanità																			
		Héxadécimal /Esadecimale		couleur/calore		B		V		R		%							
		MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA	MH	MJ	MA
échelle OMS à prioriser pour les sorties de modèles/scala OMS a cui assegnare la priorità per gli output del modello		#00CCAA		bleu vert/Blu verde		170		204		0		0%SR							
		#00CCAA		bleu vert/Blu verde		170		204		0		20%SR							
		#99E600		vert/verde		0		230		153		40%SR							
		#FFFF00		jaune/giallo		0		255		255		60%SR							
		#FFAA00		orange/arancia		0		170		255		80%SR							
		#FF0000		rouge/rosso		0		0		255		100%SR							
		#800000		carmin/carminio		0		0		128		200%SR							

Légende /legenda :
VL valeur limite/valore limite
SR seuil de référence/soglia di riferimento
MH moyenne horaire/media oraria
MJ moyenne journalière/media giornaliera
MA moyenne annuelle/media annuale

Annexe 2 : Masse annuelle de SO₂, PM_{2.5} et NO_x émis dans les ports de Toulon, la Seyne-Brégaillon et Nice. Années 2007, 2010 et 2013 à 2020 – Inventaire des émissions d'AtmoSud

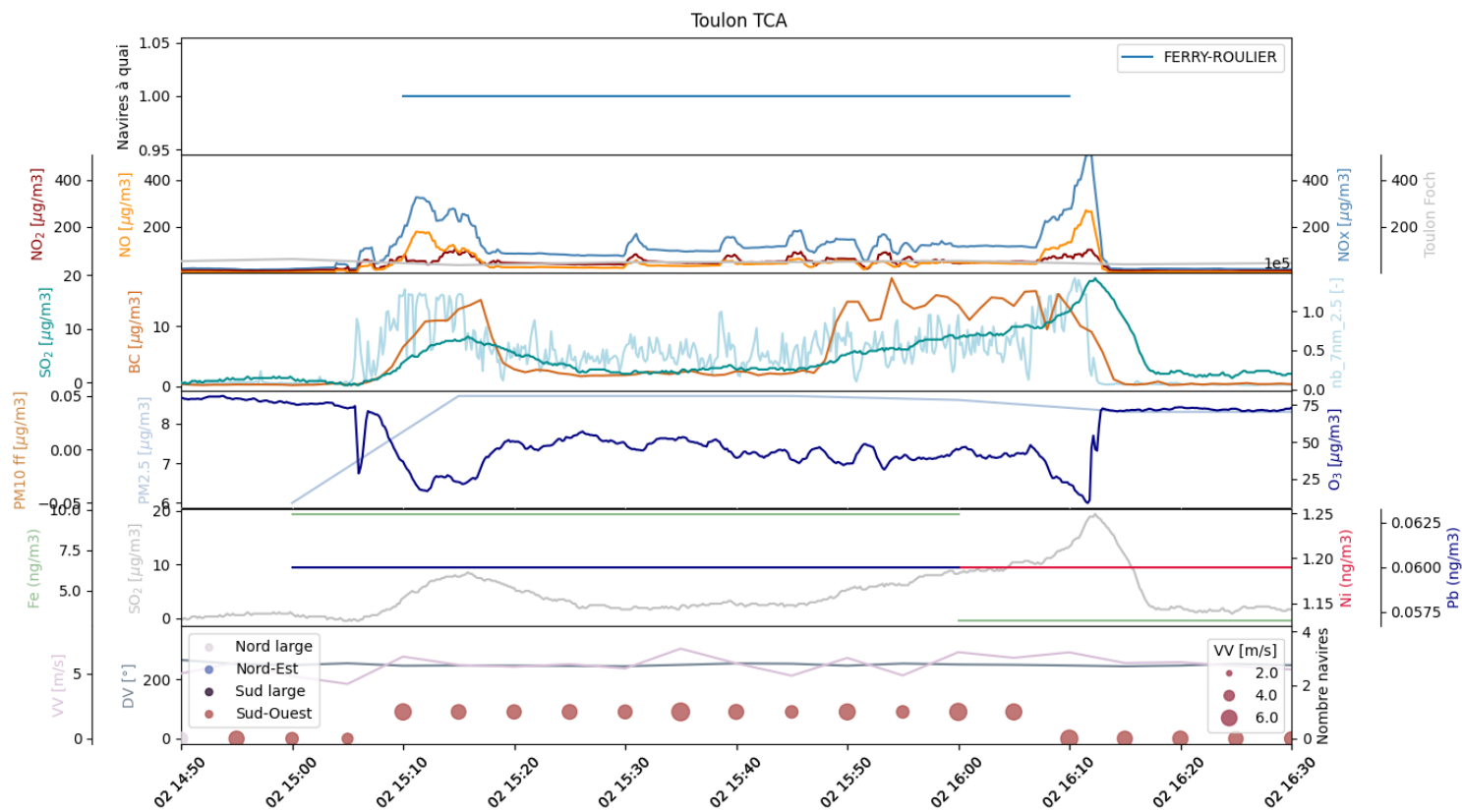


Annexe 3: Visualisation des panaches utilisés pour l'évaluation du modèle (concentrations mesurées au niveau de la cabine ToulonTCA) – Comparaison entre les concentrations en NO_x et SO₂ mesurées et simulées

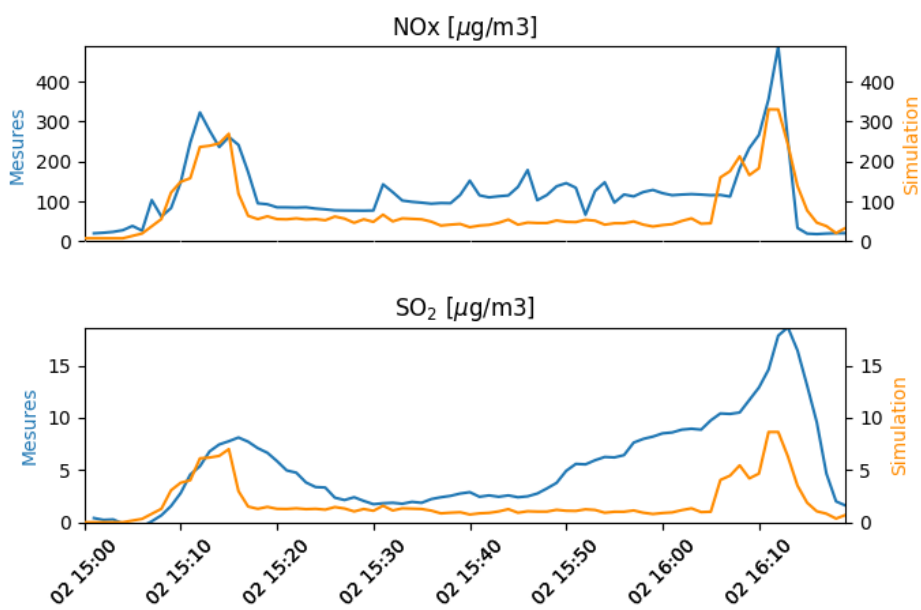
Sur les figures présentant les données expérimentales de la cabine Toulon TCA qui a permis l'identification des panaches, les concentrations représentées ont une résolution temporelle de 5s pour les gaz à effet de serre CO, CO₂ et CH₄, 10s pour NO, NO₂, NO_x, O₃, SO₂, nombre de particules, vitesse et direction du vent, 1 min pour le black carbon, 1h pour les PM2.5 et fraction « fossile fuel » reconstituée des PM10. Le cadran du haut représente les navires présents à quai. Dans le second cadran, les concentrations de la station Toulon Foch, en résolution quart-horaire, renseignent sur la contribution du trafic automobile. Dans le cadran du bas, le nombre total de navires à quai est figuré par un indicateur qui renseigne également sur les caractéristiques du vent, de manière à recouper les deux types de données : la taille du symbole indique la vitesse du vent, la couleur du symbole indique la direction du vent. Les régimes de vent « Nord-Est », « Sud large », « Sud-Ouest » et « Nord large » représentent respectivement les directions 40°-90°, 90°-200°, 200°-260° et 260°-40°. Ainsi, la probabilité que la cabine Toulon TCA soit sur le trajet d'un panache est forte lorsque ce symbole est rouge et de grande taille.

Sur les figures comparant les concentrations mesurées et simulées, les concentrations mesurées en NO_x et SO₂ sont rééchantillonnées à la minute, pour comparaison aux données simulées qui ont une résolution d'une minute. Pour les NO_x, le fond est la concentration moyenne mesurée à la station Toulon Claret sur la totalité de la séquence.

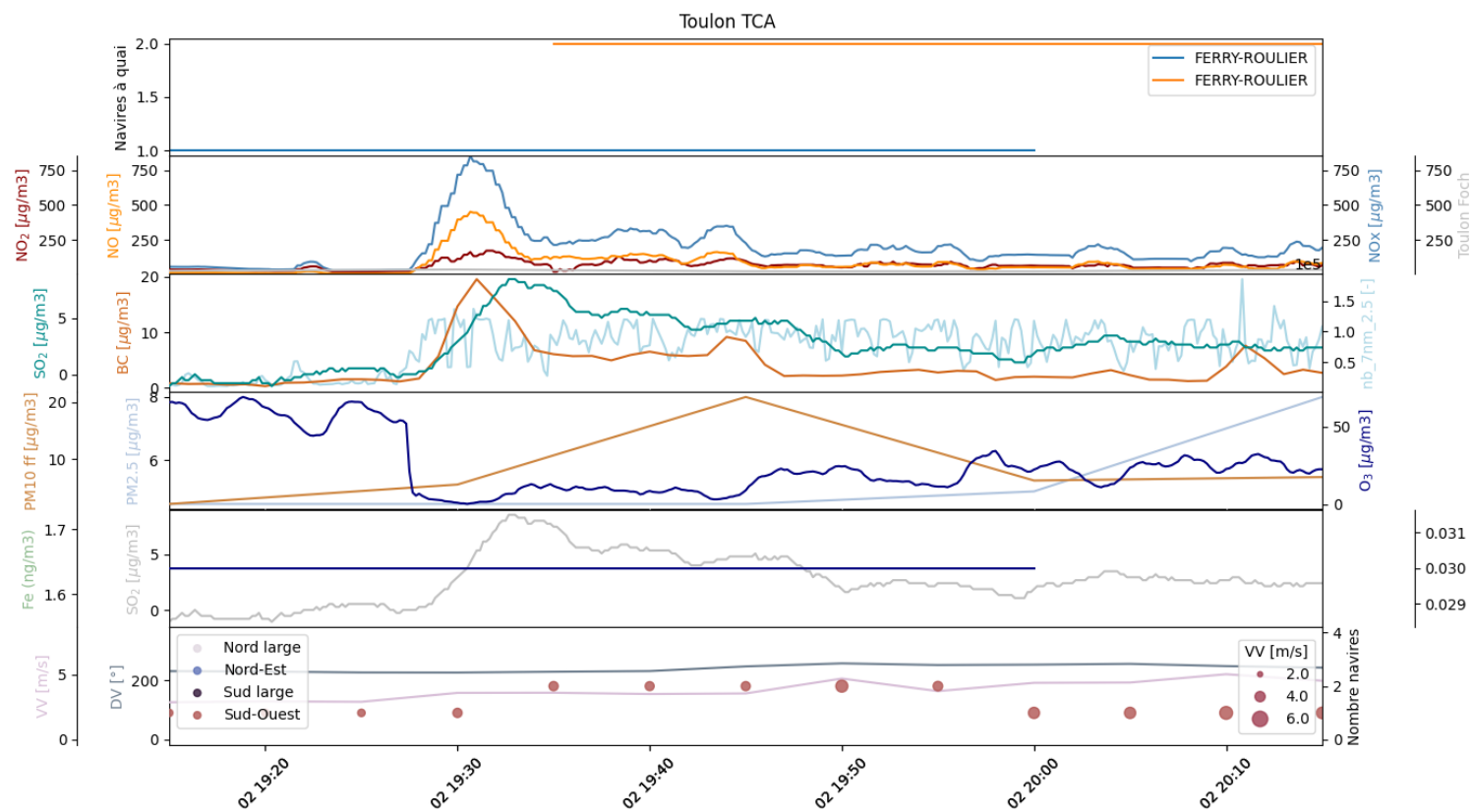
- Escale 747 – 02 août 2021



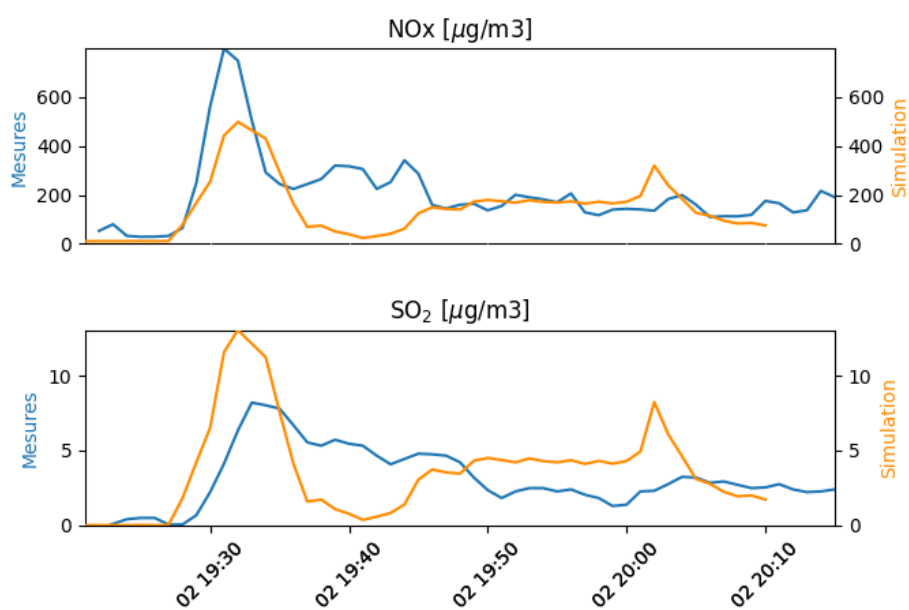
Profils de concentration à 3m du sol



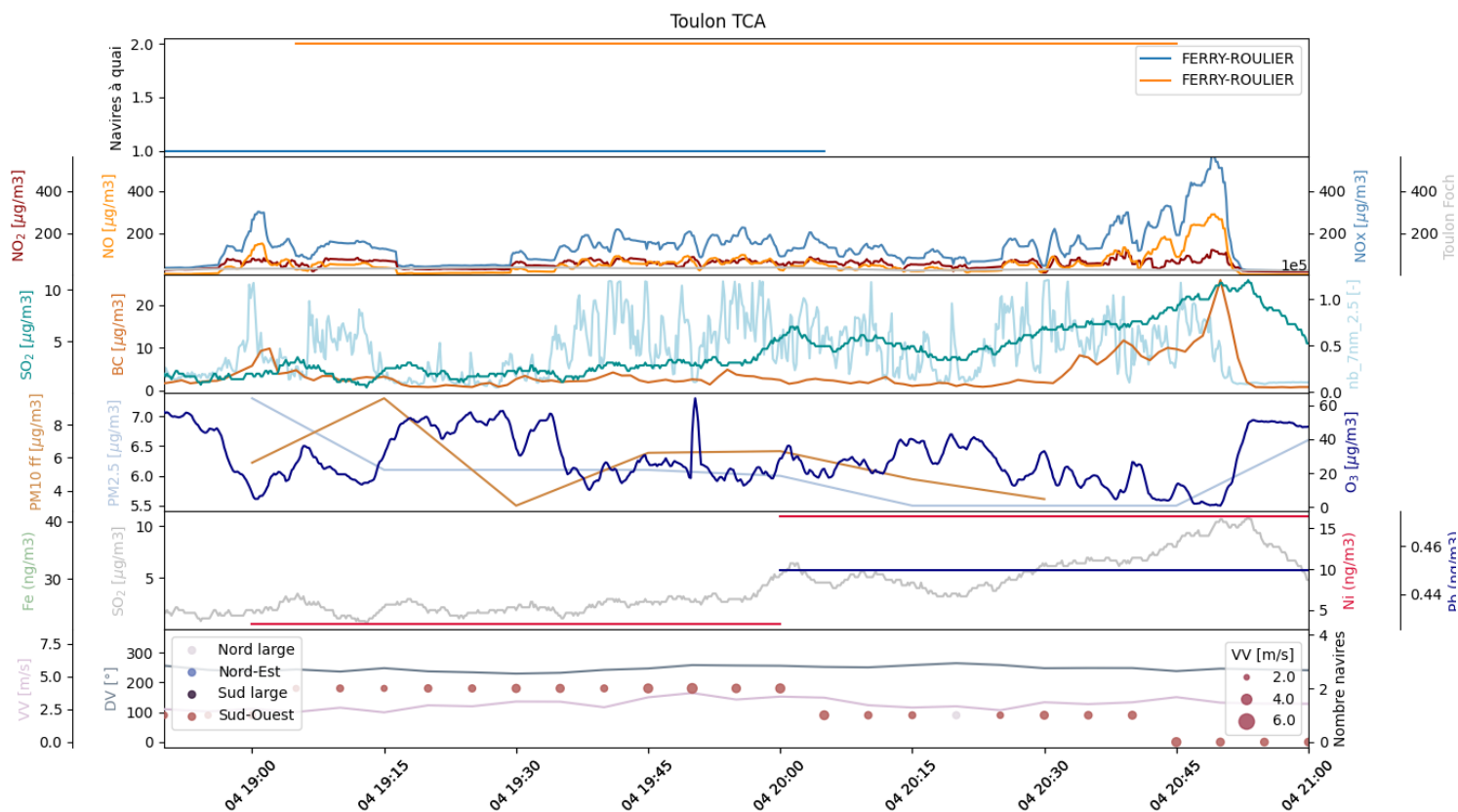
- Escale 749 – 02 août 2021



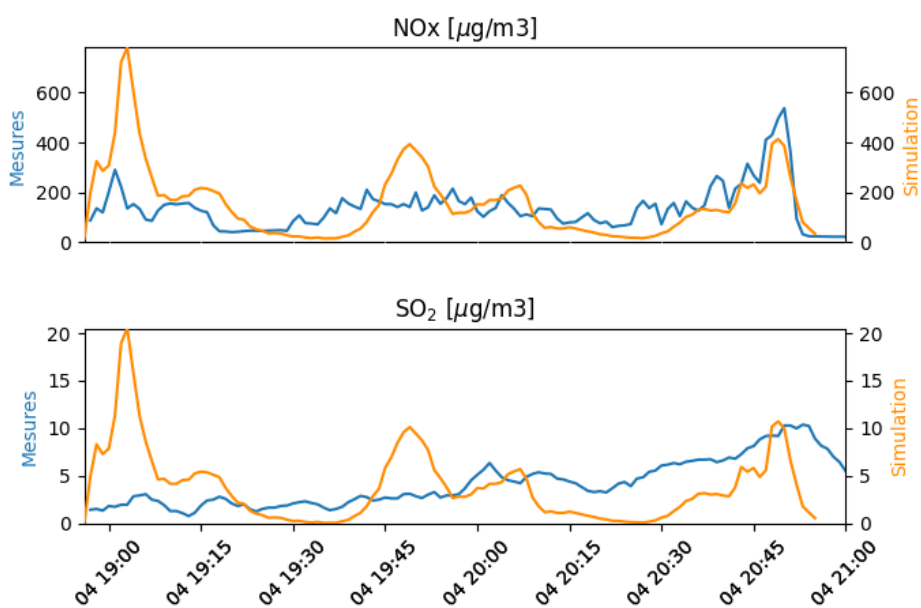
Profils de concentration à 3m du sol



- Escale 763 – 04 août 2021



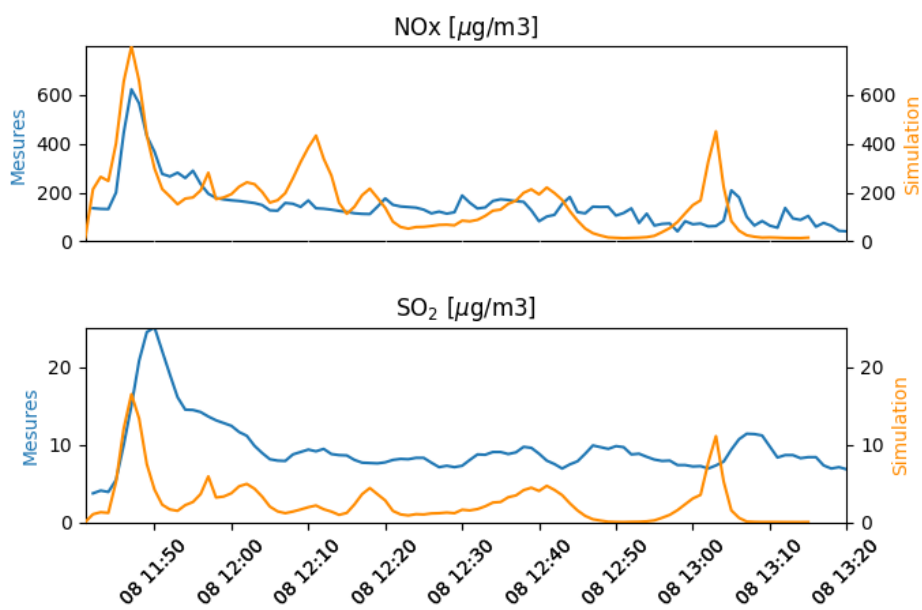
Profils de concentration à 3m du sol



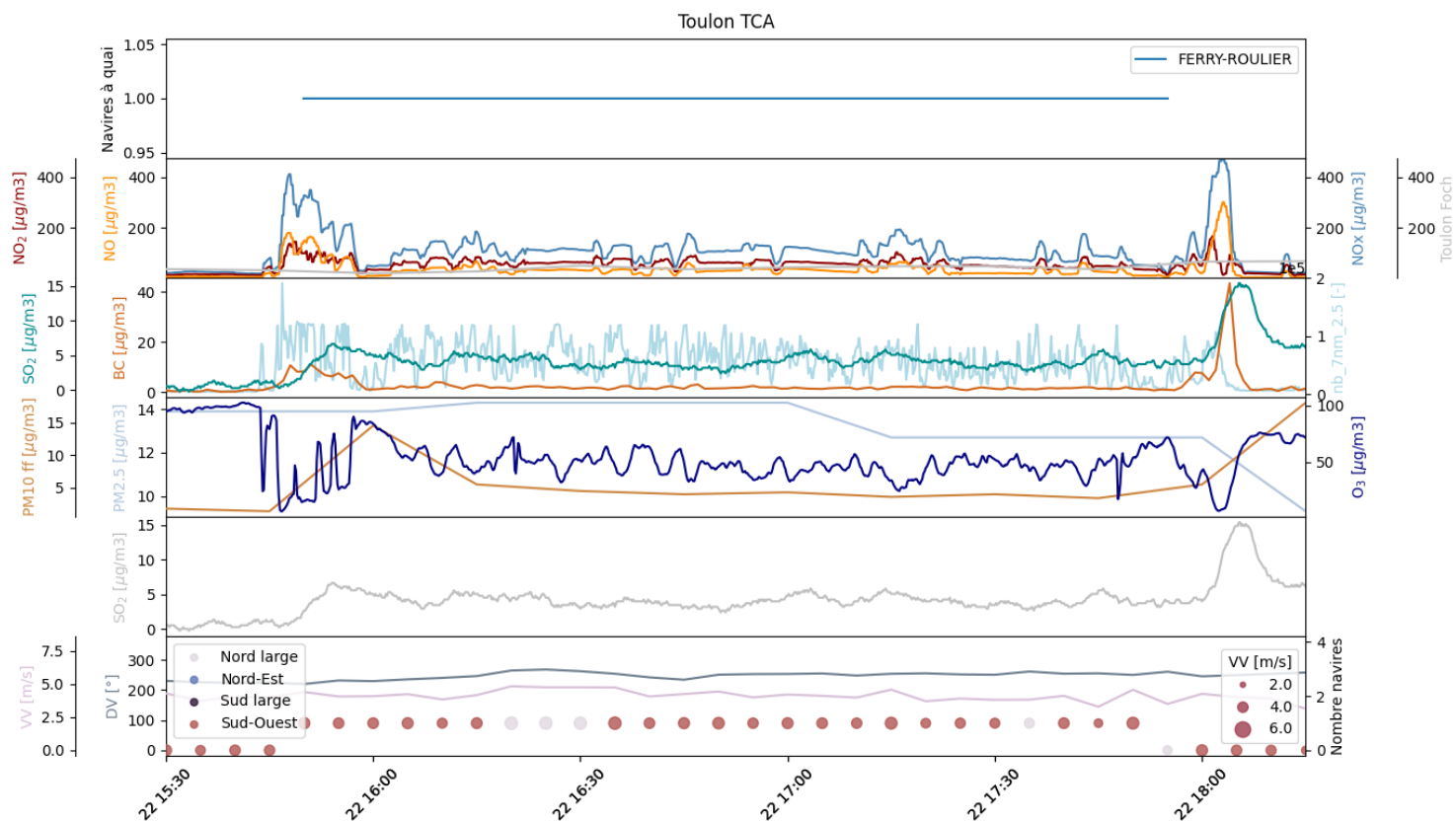
- Escale 789 – 08 août 2021



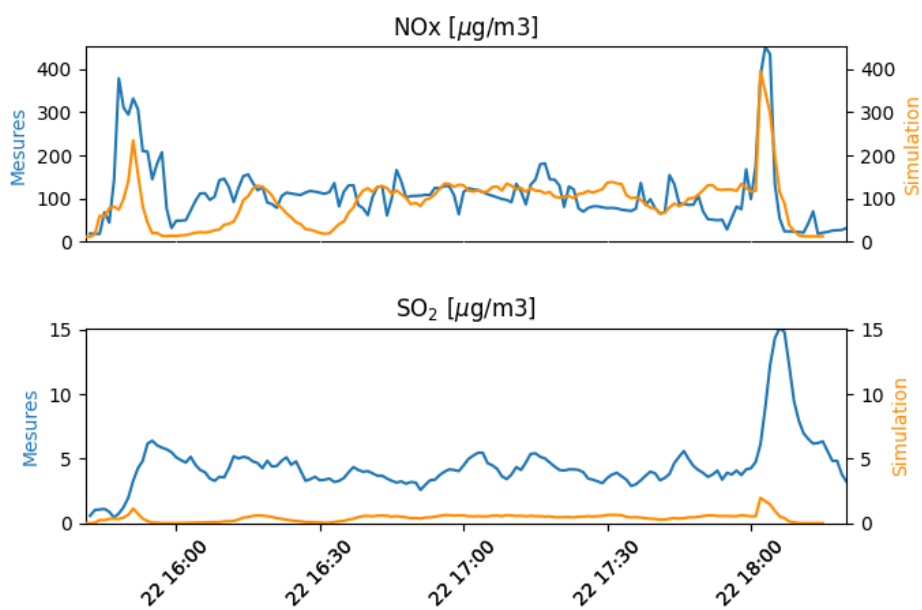
Profils de concentration à 3m du sol



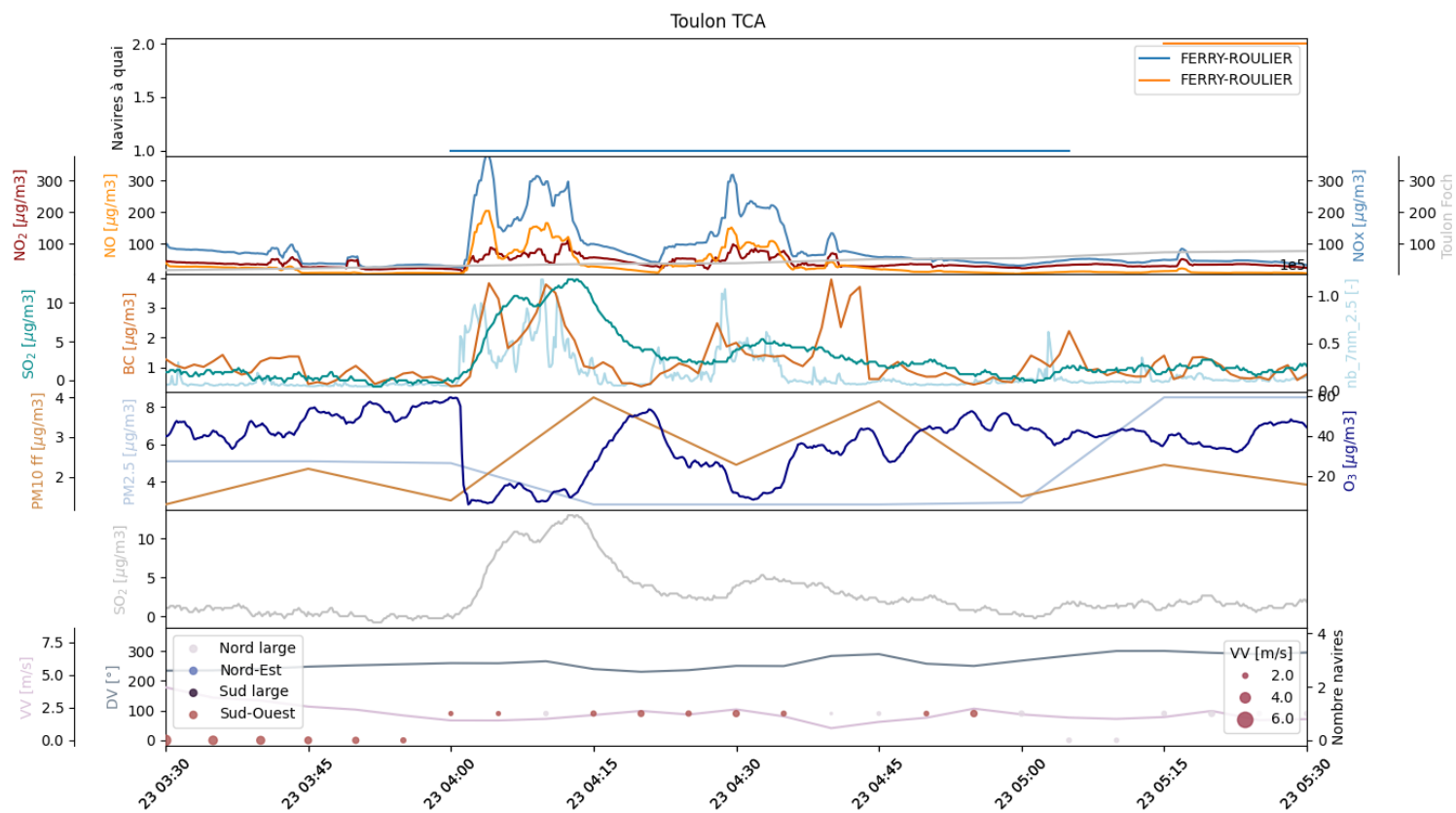
- Escale 884 – 22 août 2021



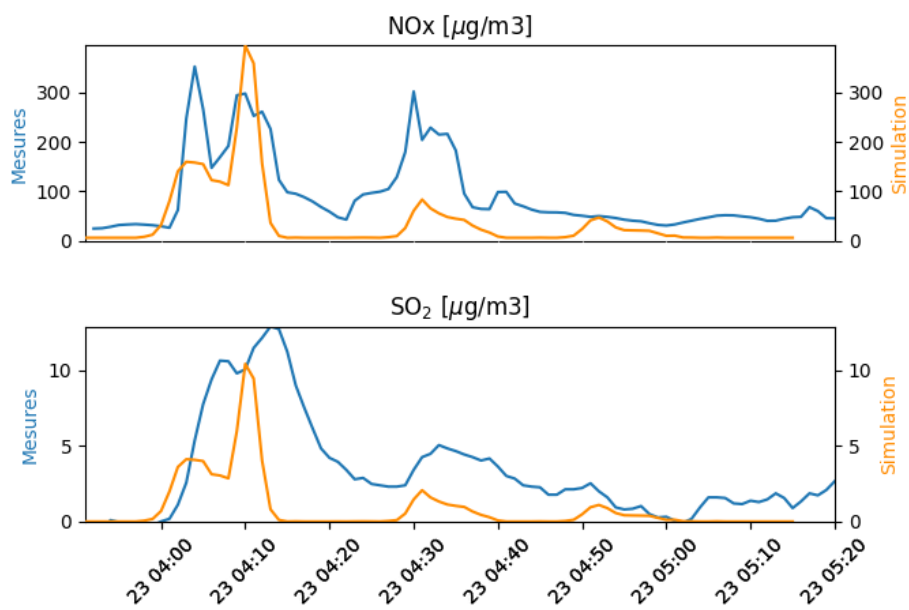
Profils de concentration à 3m du sol



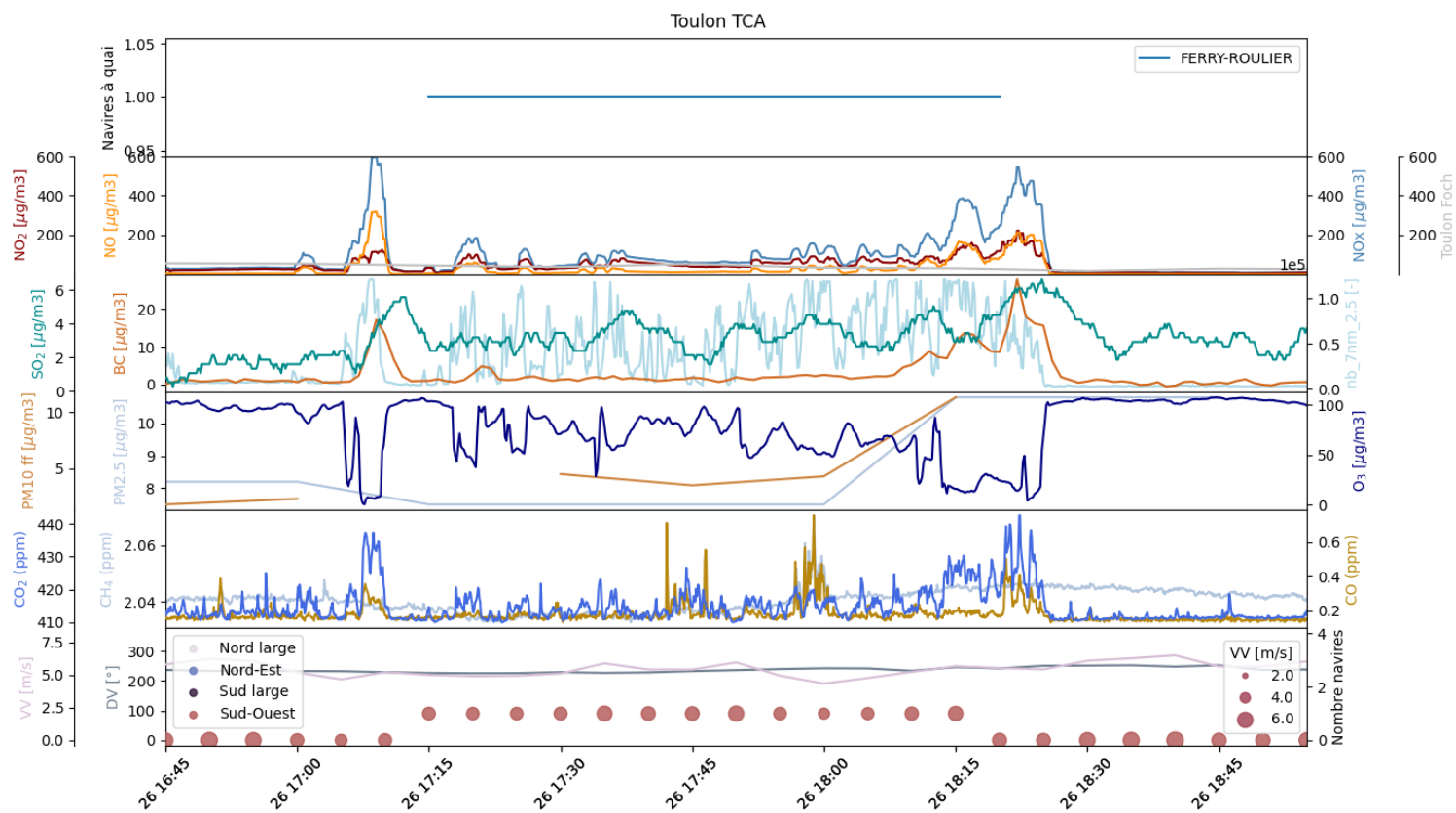
- Escale 887 – 23 août 2021



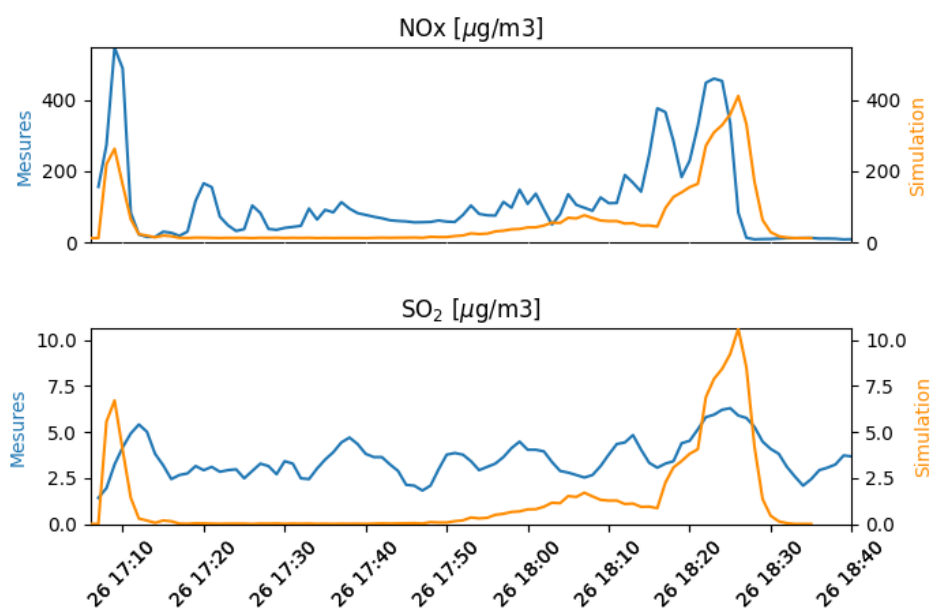
Profils de concentration à 3m du sol



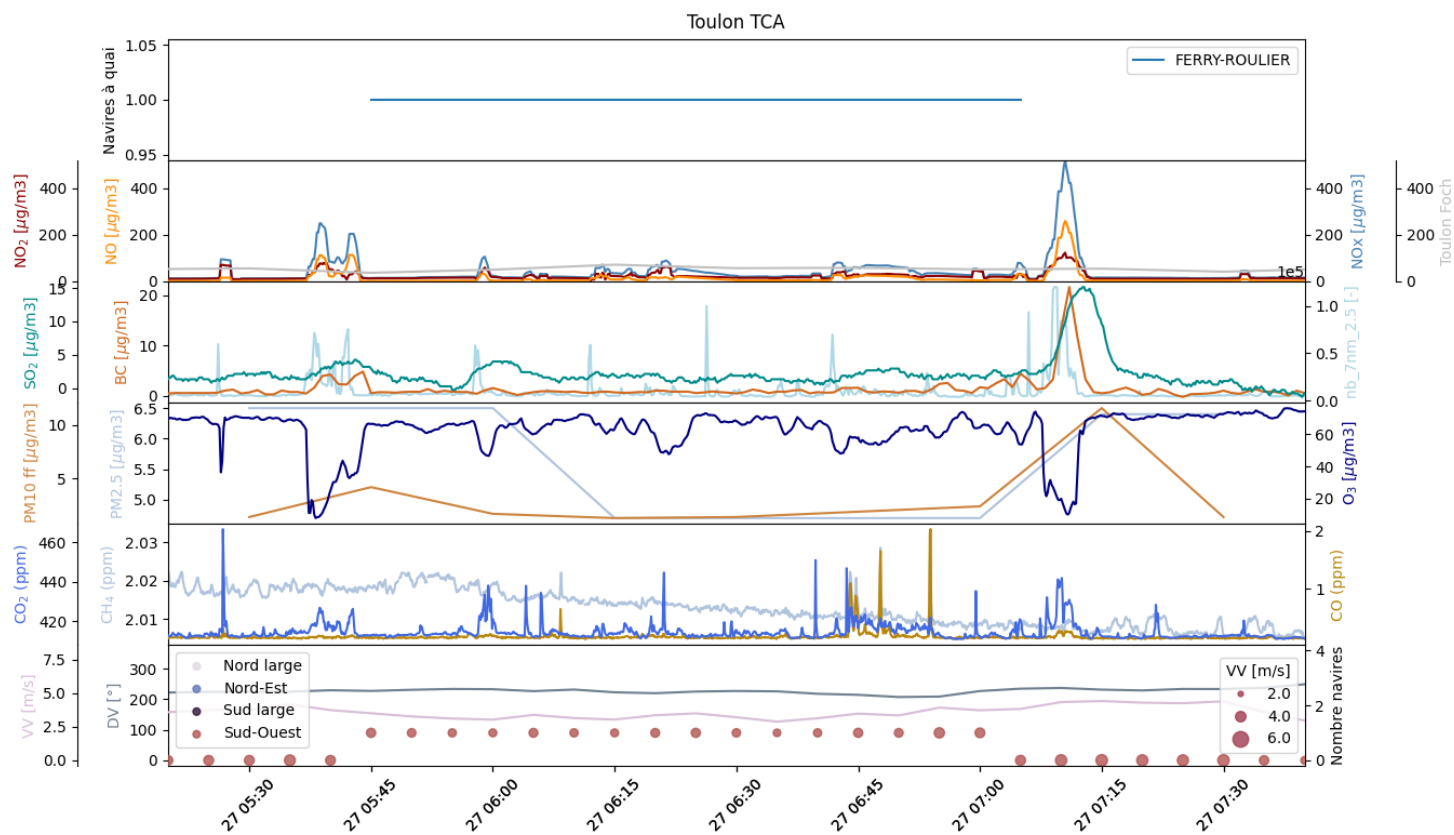
- Escale 915 – 26 août 2021



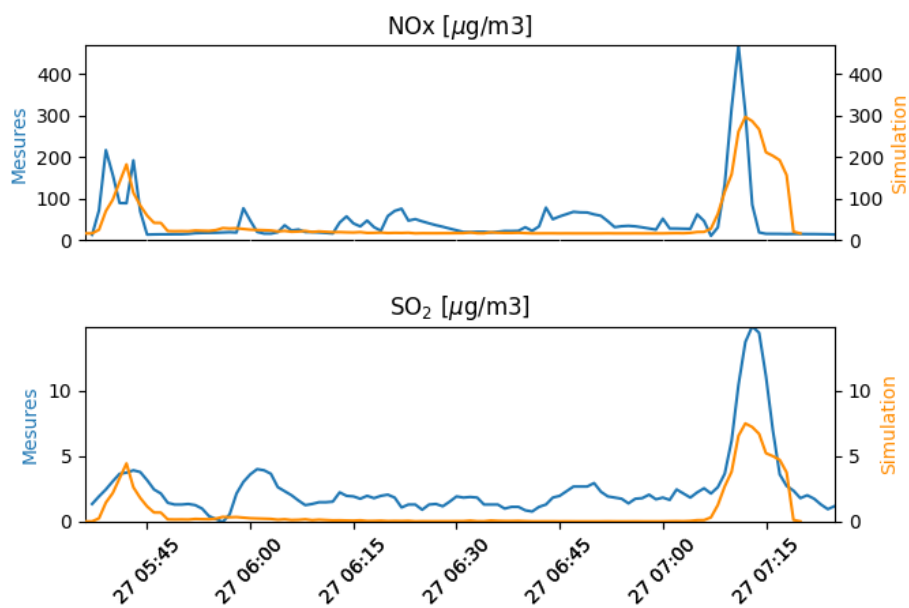
Profils de concentration à 3m du sol



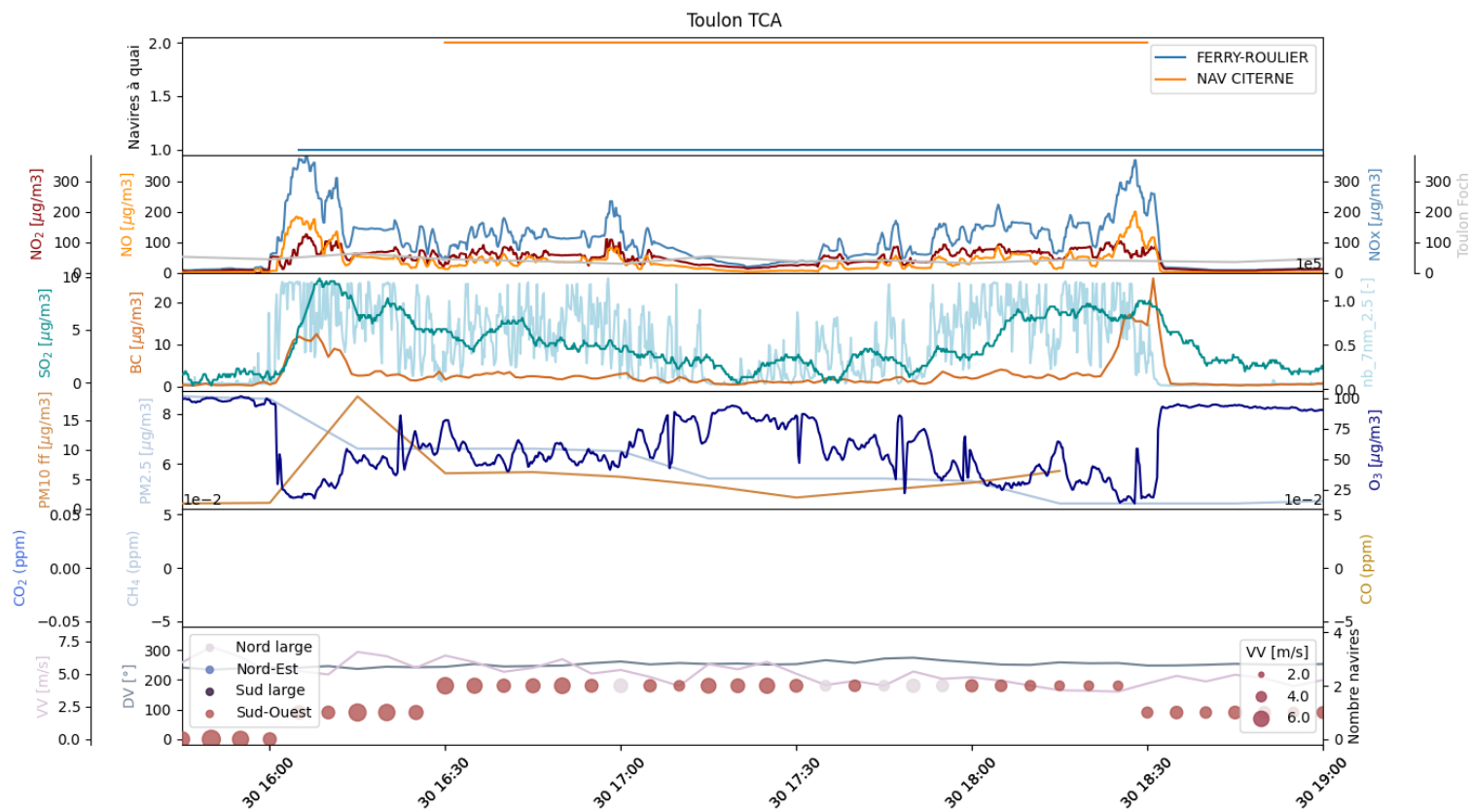
- Escale 917 – 27 août 2021



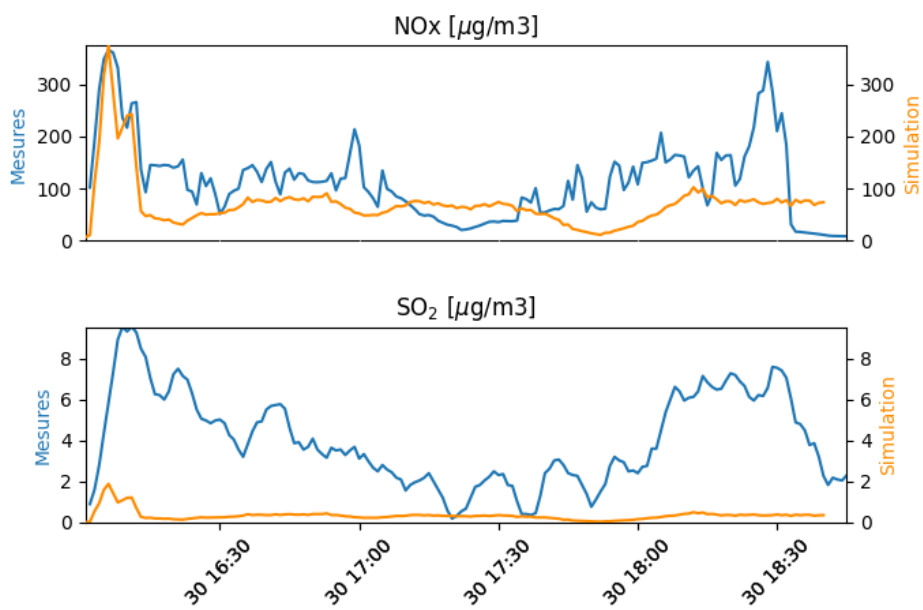
Profils de concentration à 3m du sol



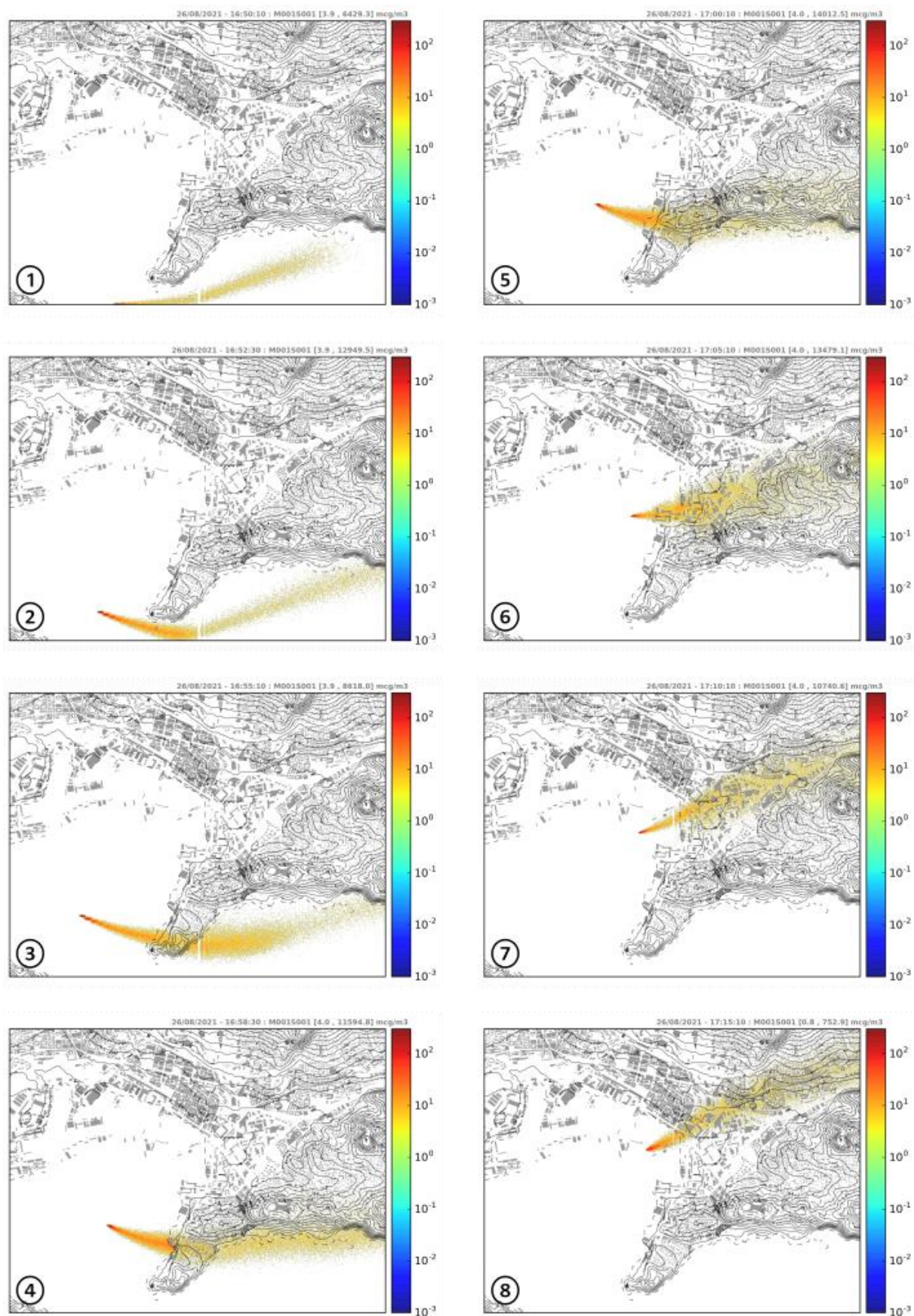
- Escale 937 – 30 août 2021



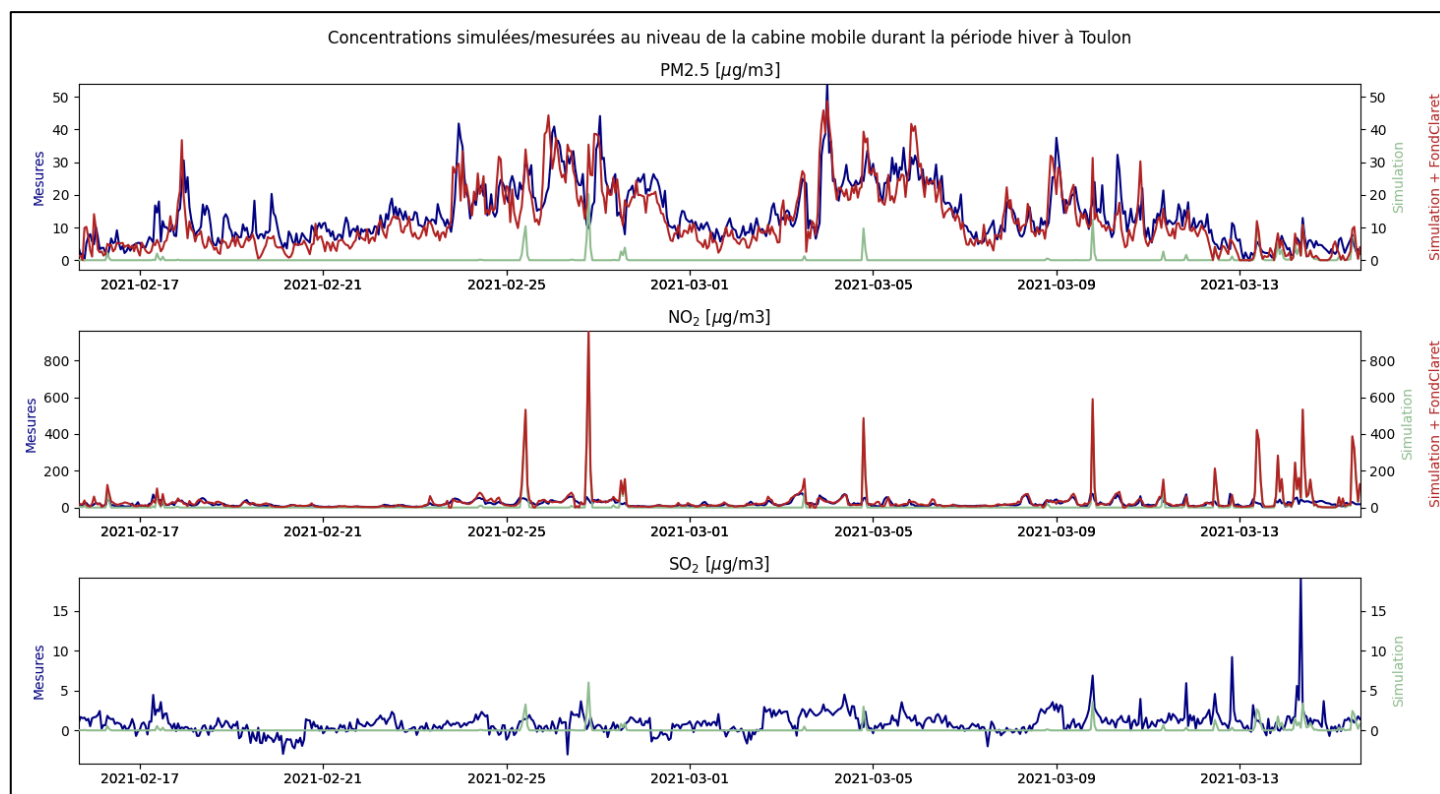
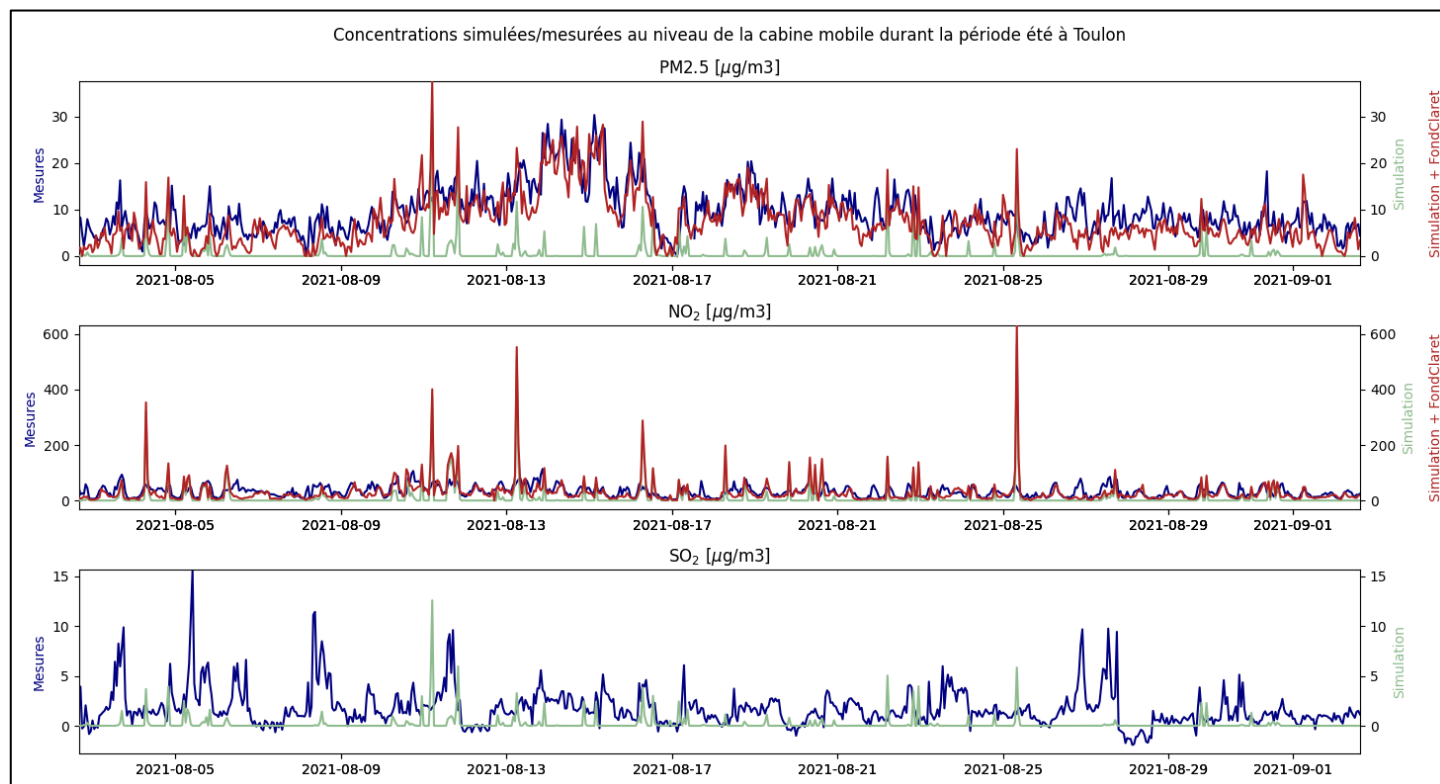
Profils de concentration à 3m du sol

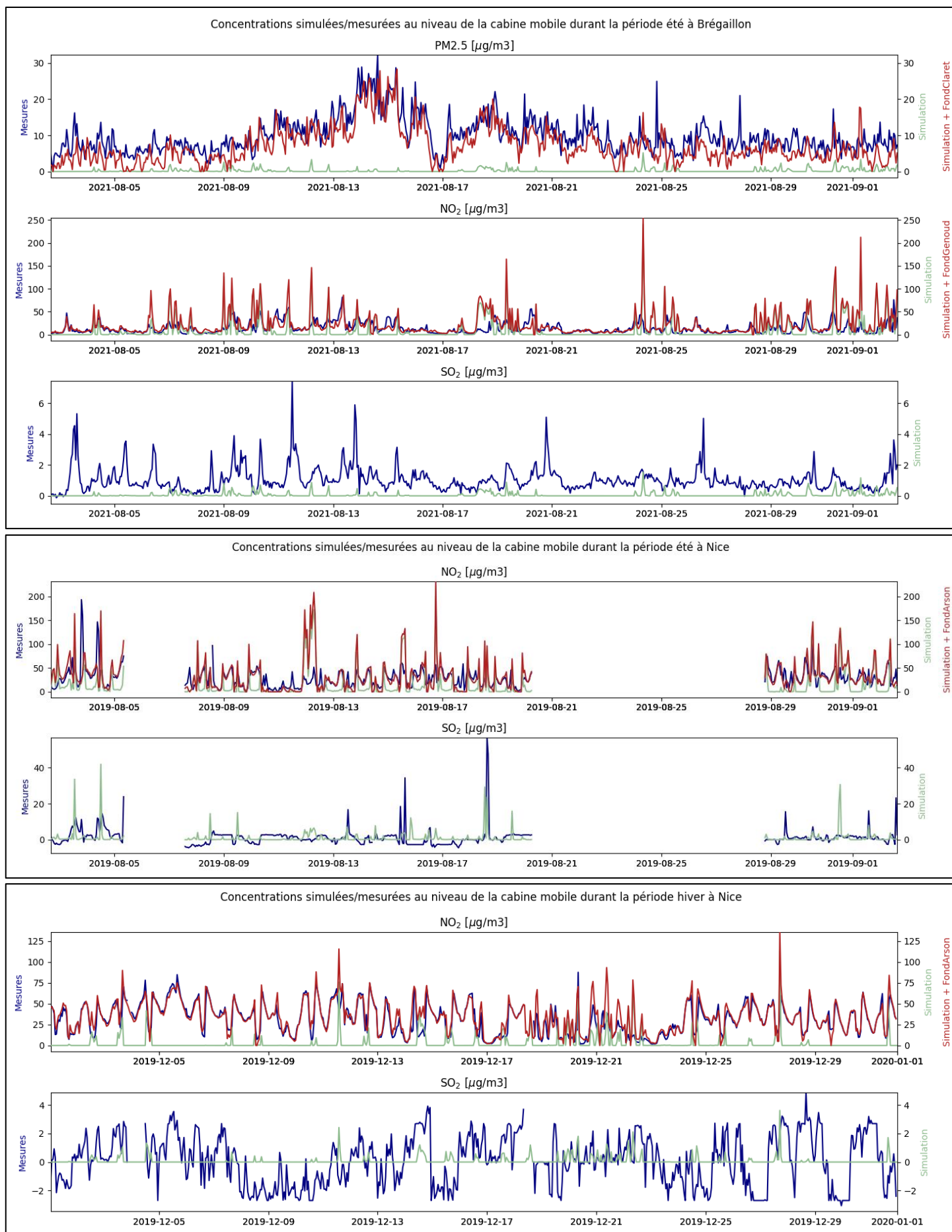


Annexe 4 : Modélisation PMSS d'un navire arrivant dans la rade Toulon avec le module "source mobile"



Annexe 5 : Comparaison mesures/modèle à Toulon, Brégaillon et Nice – Simulations mensuelles hiver/été





Annexe 6 : Cartes des concentrations moyennes des simulations mensuelles en échelle OMS à Toulon, Brégaillon et Nice

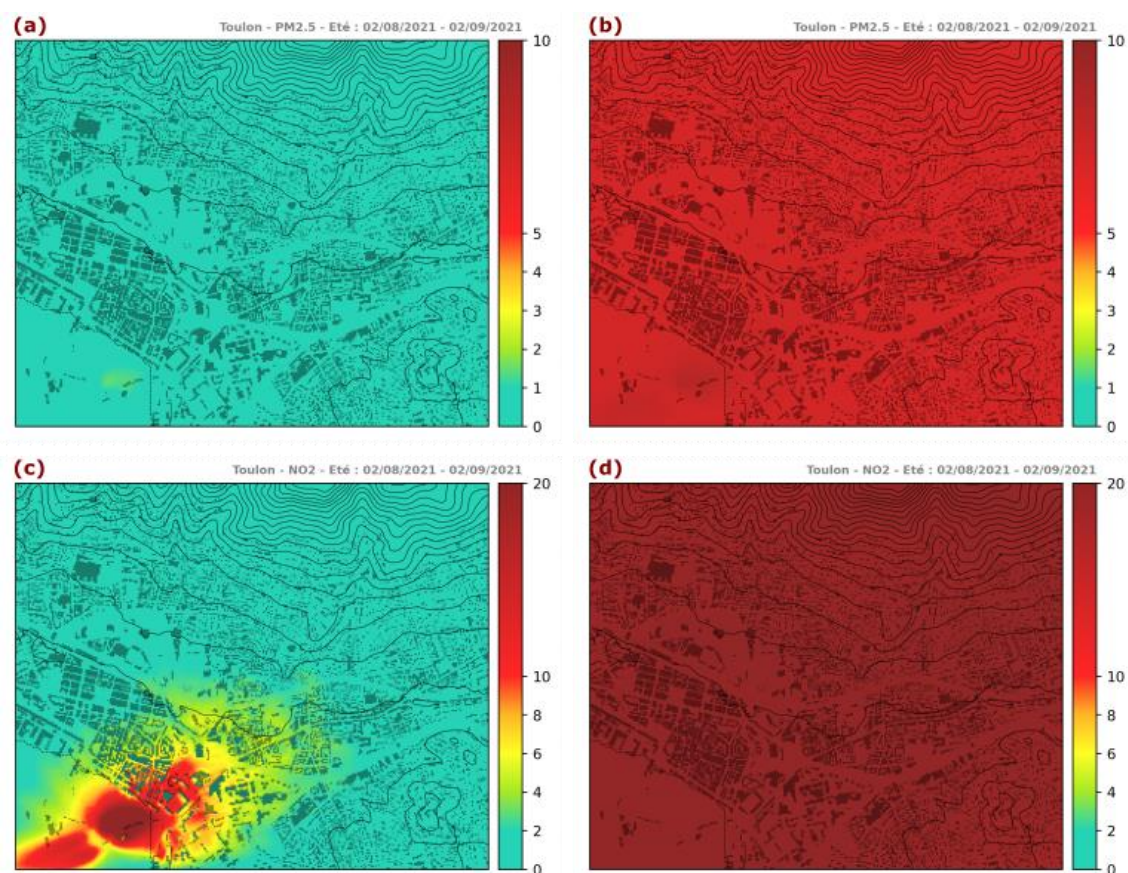


Figure 82 : Port de Toulon, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.

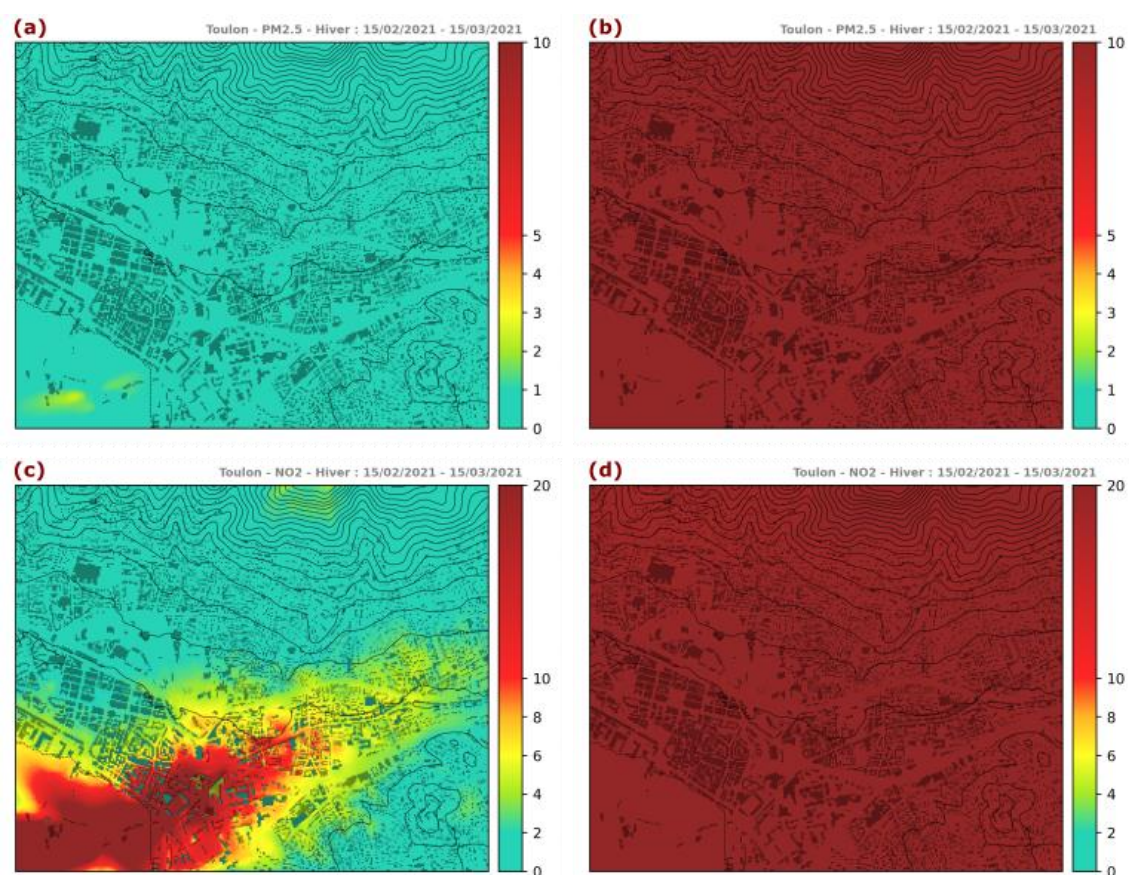


Figure 83 : Port de Toulon, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées ; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.

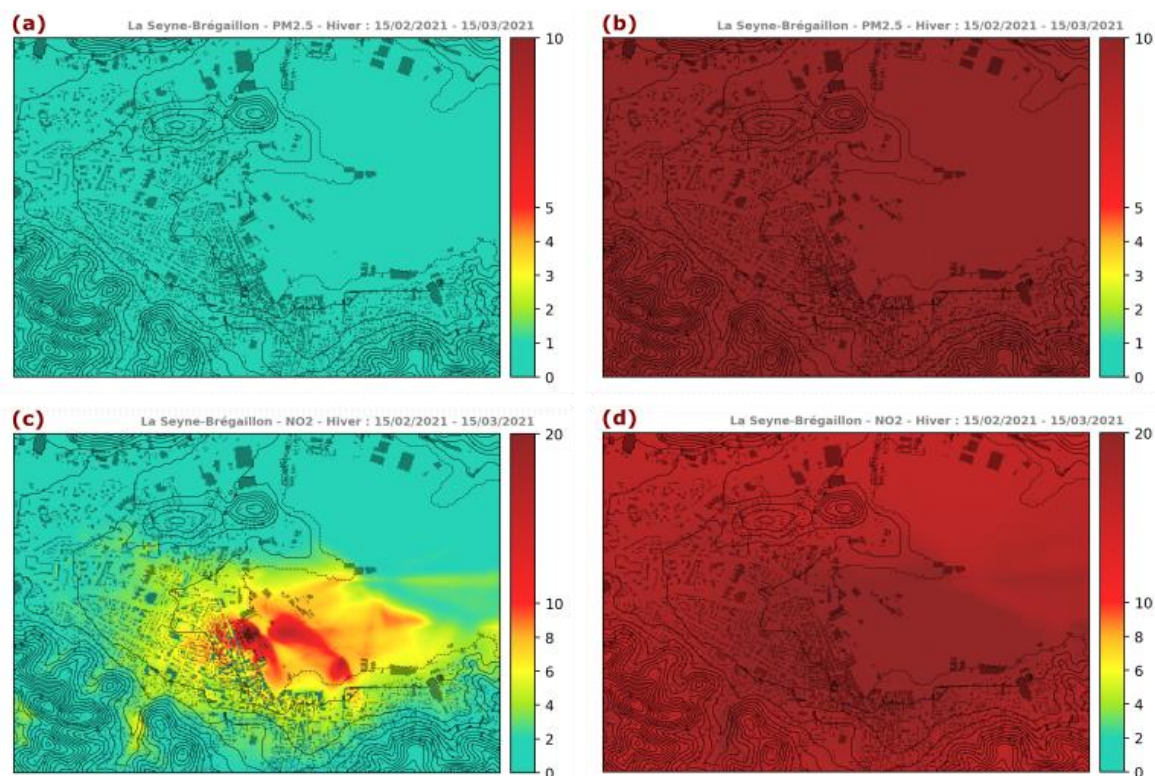


Figure 84 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/02/21 au 15/03/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.

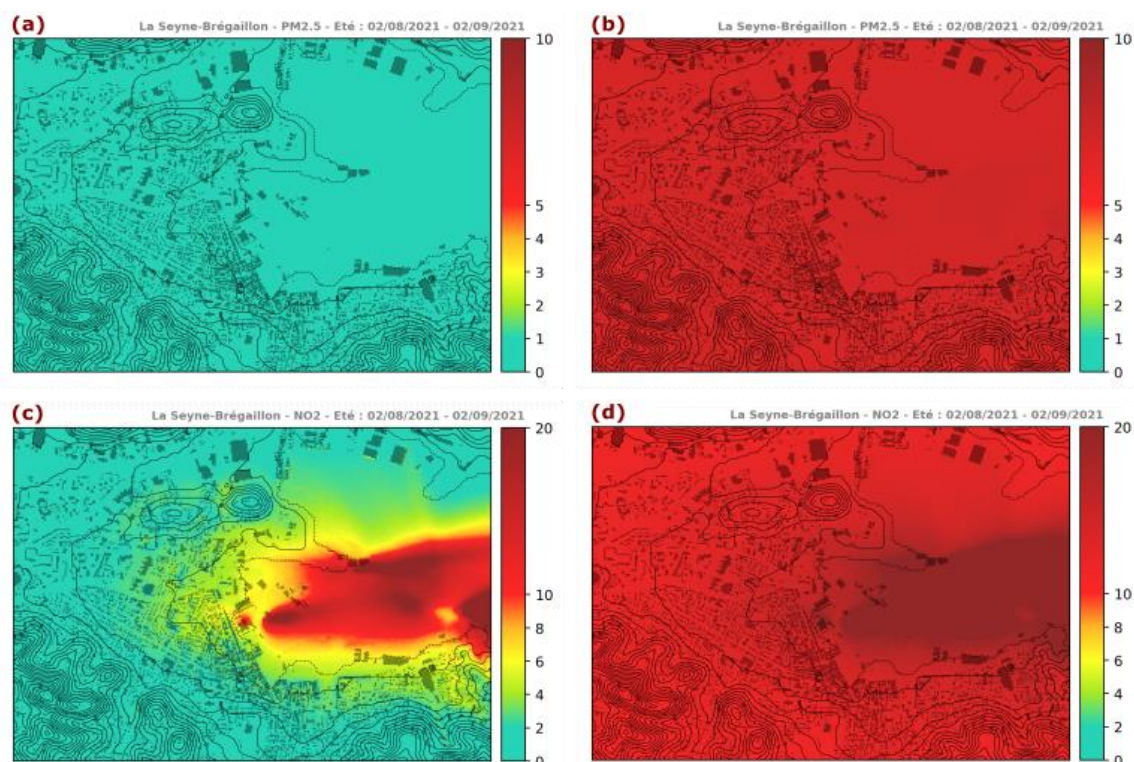


Figure 85 : Port de la Seyne-Brégaillon, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 02/08/21 au 02/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Toulon Claret; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à la Seyne Genoud. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.

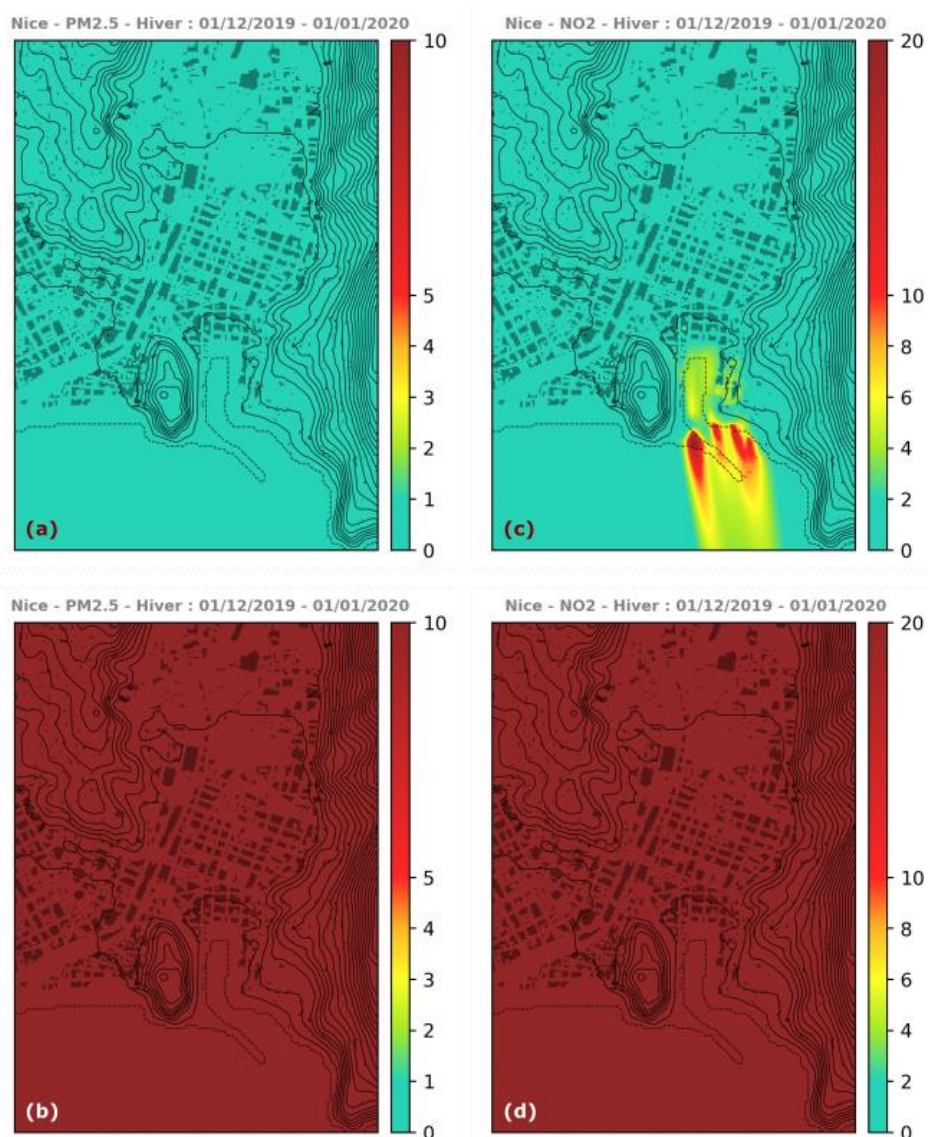


Figure 86 : Port de Nice, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 01/12/19 au 31/12/19 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées; (b) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson; (c) NO_2 simulées; (d) NO_2 simulées corrigées du fond estimé à Nice Arson. Le maximum de l'échelle de couleur correspond au double de la LD OMS annuelle.

Annexe 7 : Comparaison mesures/modèle à Ajaccio et à Bastia – Simulations mensuelles été/hiver

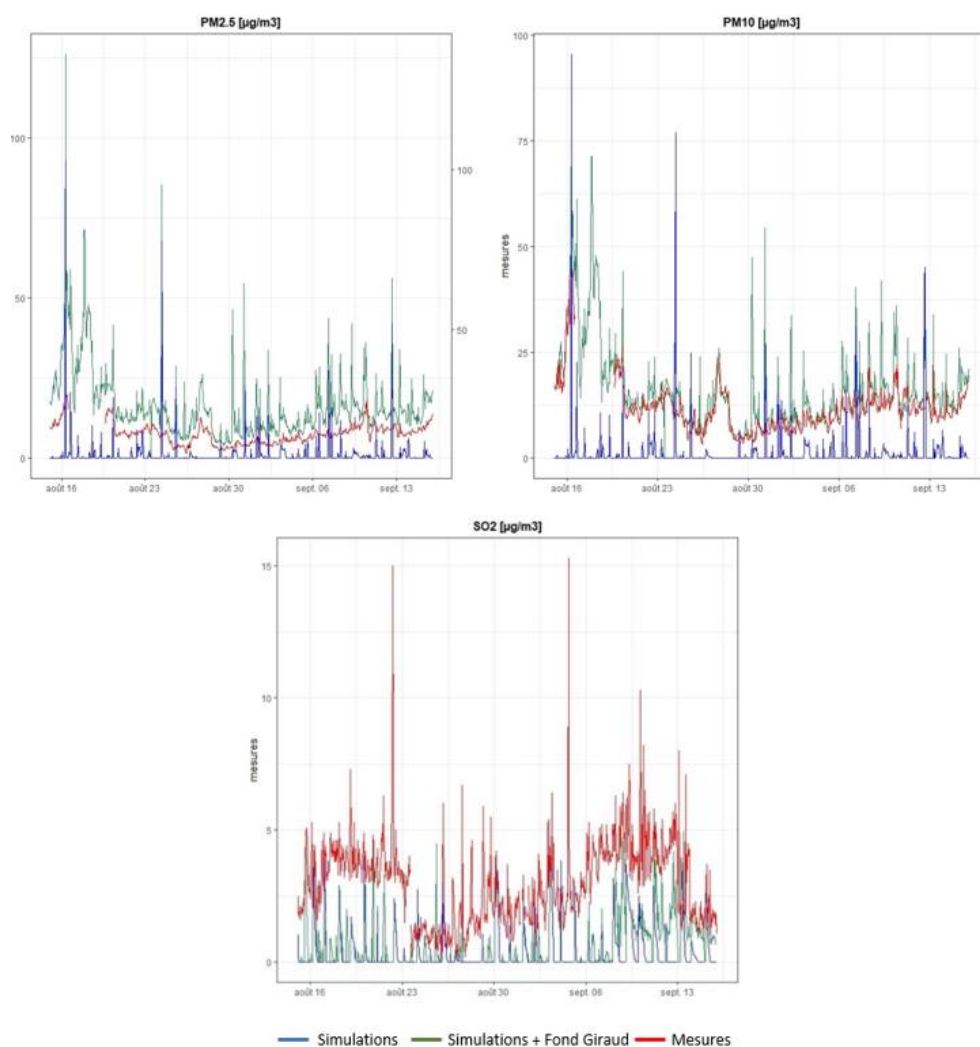


Figure 87 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période estivale à Bastia

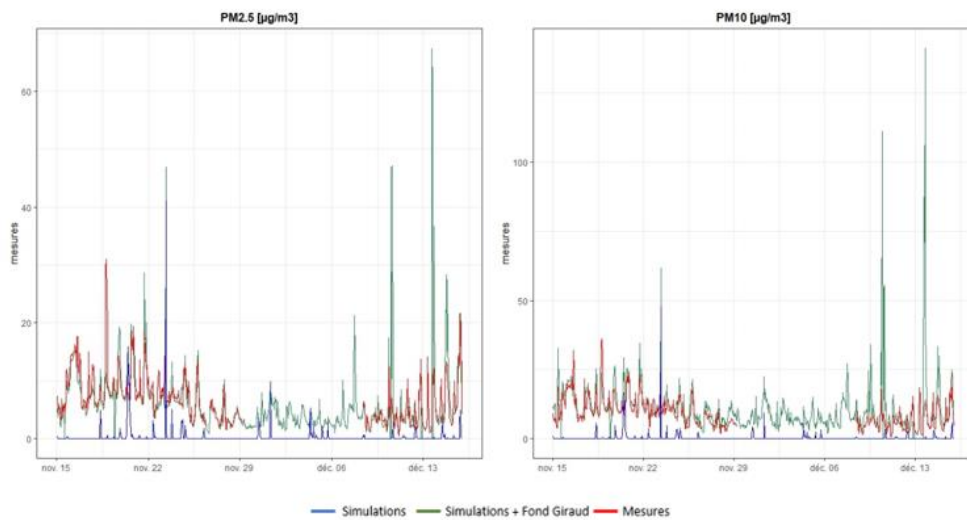


Figure 88 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période hivernale à Bastia

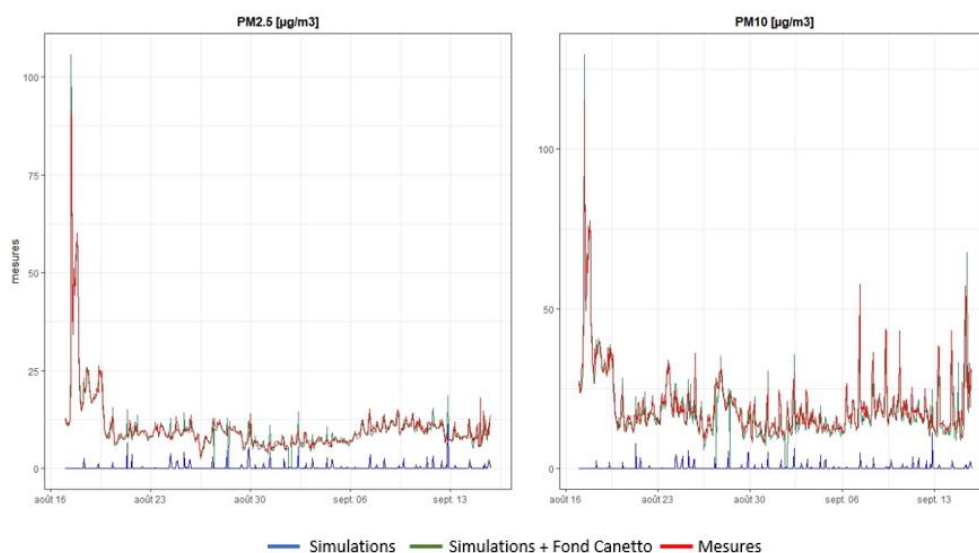


Figure 89 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période estivale à Ajaccio

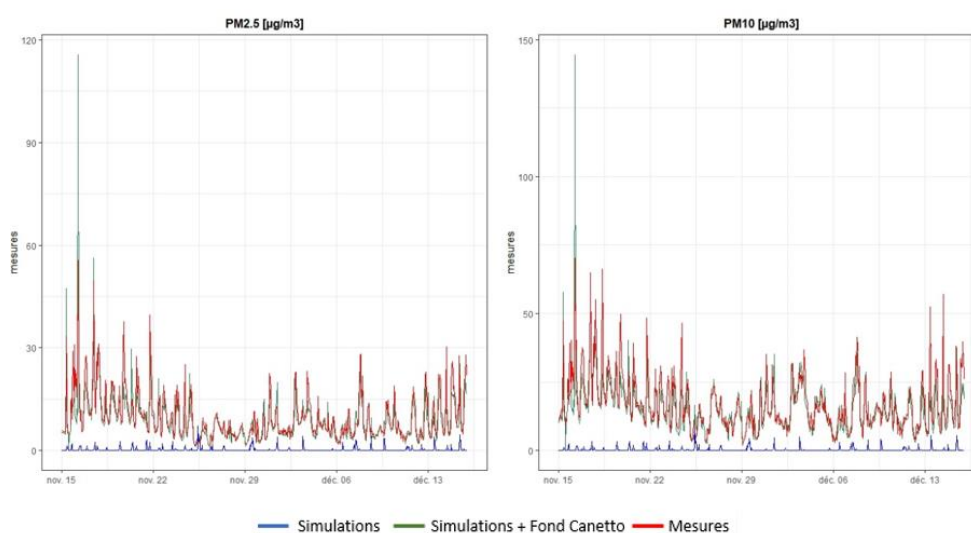


Figure 90 : Concentrations simulées/mesurées au niveau de la cabine mobile durant la période hivernale à Ajaccio

Annexe 8 : Cartes des concentrations moyennes des simulations mensuelles en échelle OMS à Ajaccio et Bastia

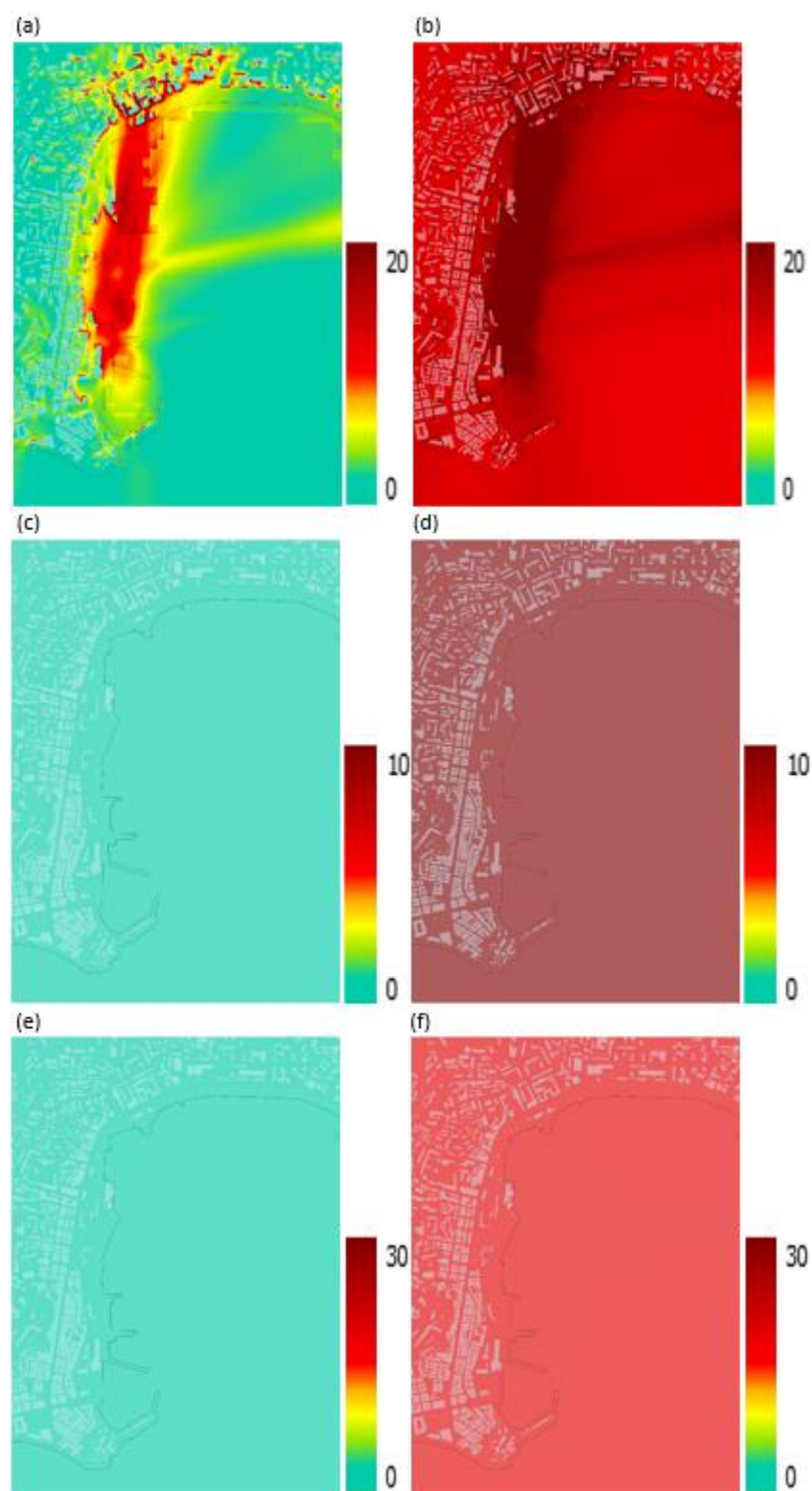


Figure 91 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO₂ simulées, (b) en NO₂ simulées corrigées du fond, (c) en PM_{2.5} simulées, (d) en PM_{2.5} simulées corrigées, (e) en PM₁₀ simulées, (f) en PM₁₀ simulées corrigées

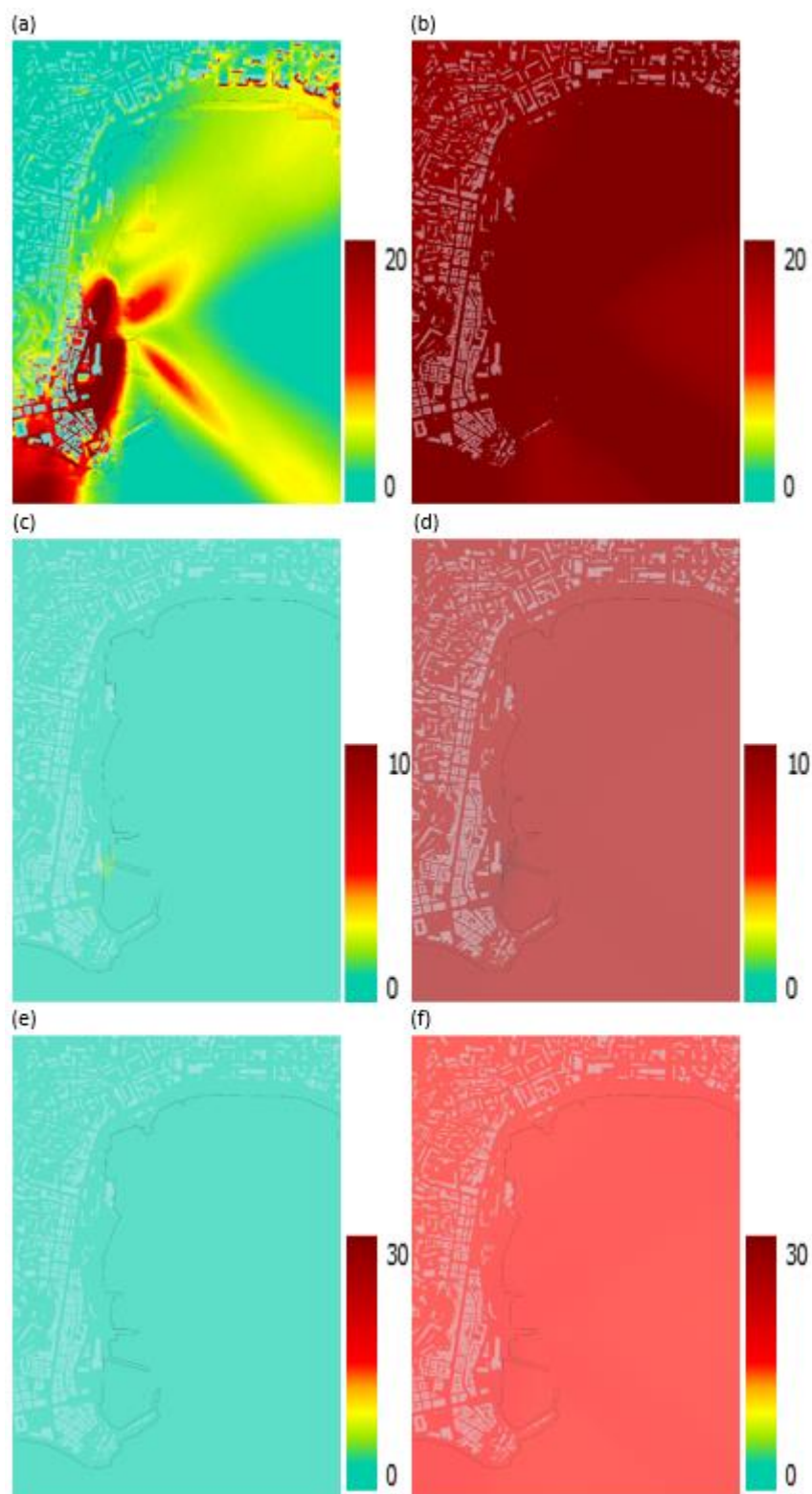


Figure 92 : Port d'Ajaccio, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/11/21 au 15/12/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées

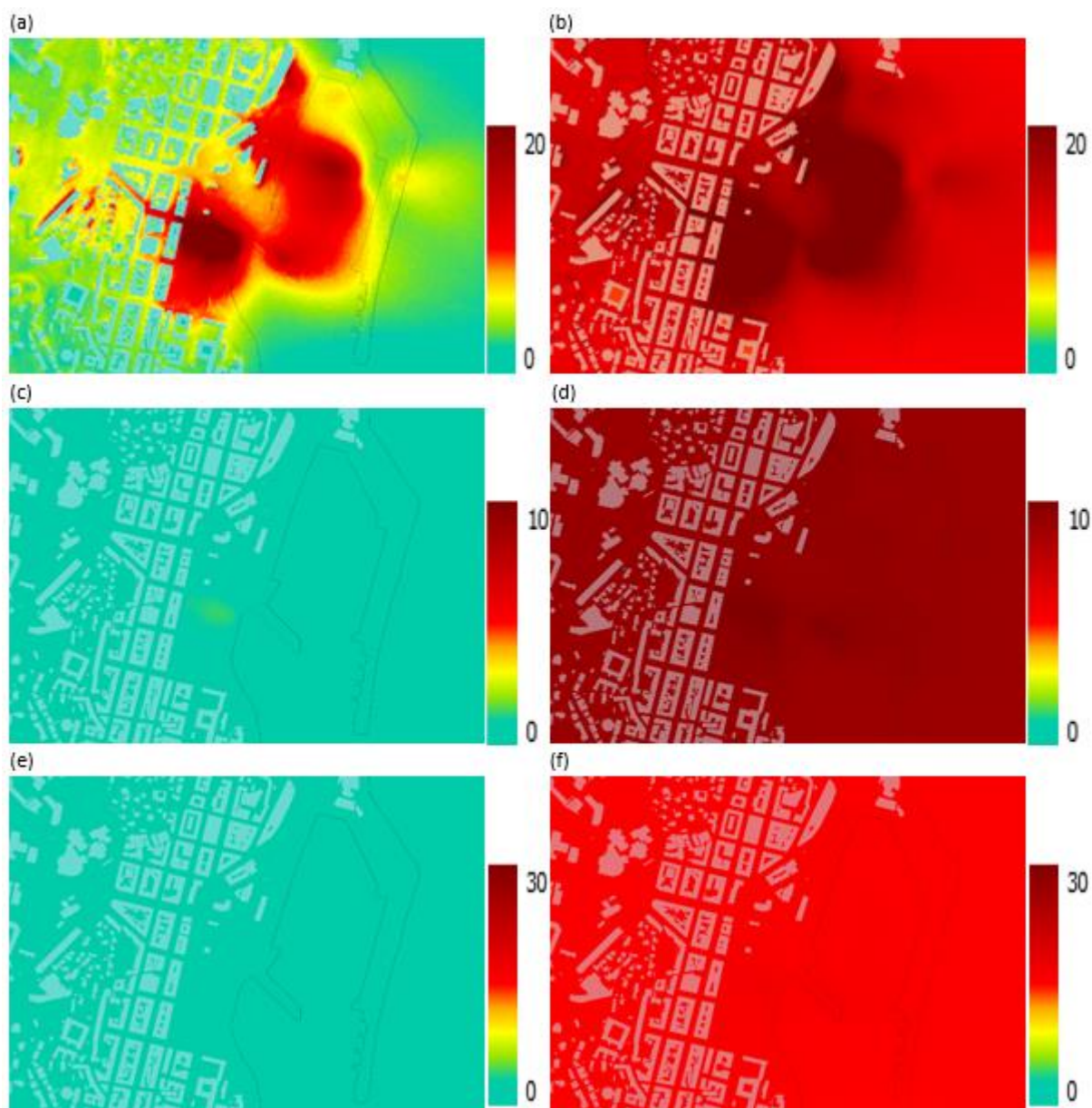


Figure 93 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période estivale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées

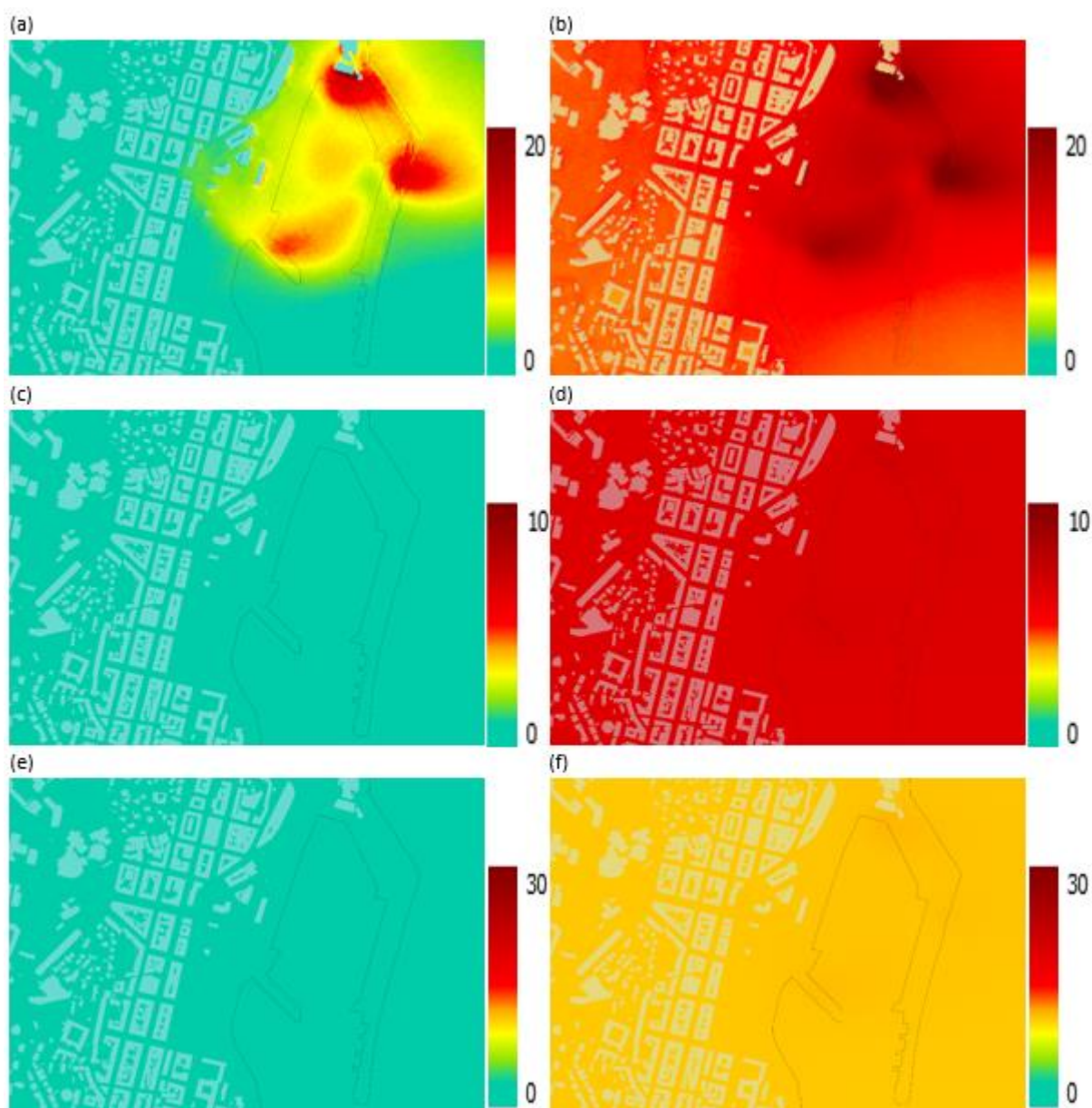


Figure 94 : Port de Bastia, concentrations simulées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ du 15/08/21 au 15/09/21 (période hivernale). Cartes des moyennes des concentrations (a) en NO_2 simulées, (b) en NO_2 simulées corrigées du fond, (c) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées, (d) en $\text{PM}_{2.5}$ simulées corrigées, (e) en PM_{10} simulées, (f) en PM_{10} simulées corrigées