

MISE EN OEUVRE D'UN OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'AIR BOUCLAGE DE L'A86 À L'OUEST

Système de cartographie de la qualité de l'air

Mai 2010





AIRPARIF
Surveillance de la Qualité de l'Air
En Ile-de-France

MISE EN ŒUVRE D'UN OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR BOUCLAGE DE L'A86 A L'OUEST

SYSTEME DE CARTOGRAPHIE DE LA QUALITE DE L'AIR

Mai 2010

« Le bon geste environnemental : N'imprimez ce document que si nécessaire et pensez au recto-verso ! »

Etude réalisée par :

AIRPARIF Surveillance de la Qualité de l'Air en Ile-de-France

7, rue Crillon 75004 PARIS – Tél. : 01.44.59.47.64 - Fax : 01.44.59.47.67 - www.airparif.asso.fr

Pour :

COFIROUTE

6-10 rue Troyon 92316 Sèvres cedex – Tél : 01.41.14.70.00 – fax : 01.46.23.07.30

RESUME

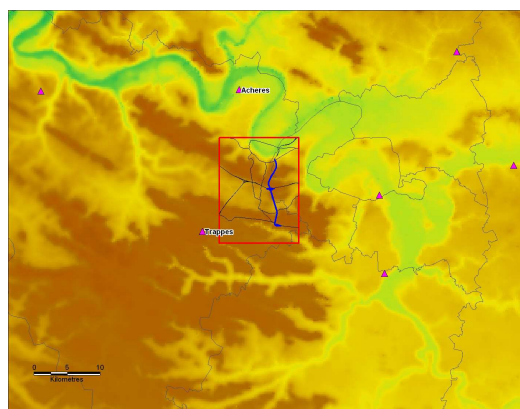
Suite aux engagements de l'Etat d'assurer une surveillance de la qualité de l'air autour du bouclage souterrain de l'A86 à l'ouest de l'agglomération parisienne, AIRPARIF, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France a développé et mis en place un observatoire de la qualité de l'air autour de l'ouvrage. L'ObsAirvatoire A86 Ouest dispose d'une plate-forme Internet de consultation <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr> permettant de suivre heure par heure en temps quasi-réel l'évolution des concentrations de polluants et l'impact du tunnel sur un large domaine de l'ouest parisien. Les polluants surveillés par l'ObsAirvatoire sont le dioxyde d'azote (NO₂), les particules PM10, les particules fines PM2.5, le benzène, le monoxyde de carbone (CO) et dans une moindre mesure l'ozone (O₃). L'objectif de ce document est de décrire le système de cartographie et de présenter les résultats obtenus sur la base des deux campagnes de mesure de 6 semaines mises en place pour évaluer l'état initial de la qualité de l'air autour du Duplex A86 avant ouverture.

Un système de cartographie novateur

L'ObsAirvatoire est également constitué des campagnes de mesure de caractérisation de la qualité de l'air sur le domaine d'étude et d'un système de cartographie novateur et unique en son genre dont les sorties alimentent le site Internet. Intégré au sein du dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'AIRPARIF, il s'appuie sur les outils et les données les plus à jour pour fournir l'information la plus précise possible en tout point du domaine d'étude à une résolution moyenne de 50 m.

Le modèle MM5 développé par le NCAR¹ est mis en œuvre à haute résolution pour caractériser finement la météorologie de la zone d'étude en prenant en compte ses spécificités, à savoir, sa proximité avec l'agglomération parisienne, son occupation des sols hétérogène et sa topographie complexe.

Des méthodes de couplage entre les outils de modélisation et les mesures ont également été développées et mises en place. La pollution de fond entrant sur le domaine d'étude, est estimée sur la base des résultats issus du système de prévision à l'échelle régionale ESMERALDA et des mesures du réseau permanent qui servent à corriger localement les sorties de la modélisation régionale. Les mesures du réseau permanent sont exploitées également pour évaluer les transferts de polluants entre les NO_x et ses constituants NO et NO₂. Enfin, le module d'évaluation des émissions



Topographie du domaine d'étude

au niveau des entrées/sorties de tunnel et au niveau des cheminées des unités de ventilation est basé sur l'exploitation des mesures effectuées par COFIROUTE au sein du tunnel par les centrales de contrôle de l'atmosphère.

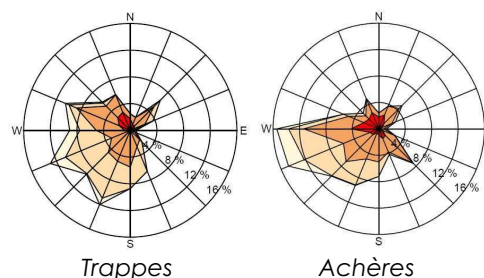
Dans le cadre du développement de l'ObsAirvatoire, deux types d'outils de modélisation haute résolution ont été mis en place et évalués sur la base des 2 campagnes de mesure de 2007 et 2009, avant mise en service. Dans le cadre de cette évaluation, les modules d'évaluation des émissions liées au tunnel, au niveau des unités de ventilation et des entrées/sorties de tunnel n'étaient pas activés, puisque le Duplex A86 était fermé.

¹ National Center for Atmospheric Research

Un système de cartographie prenant en compte les spécificités du domaine d'étude

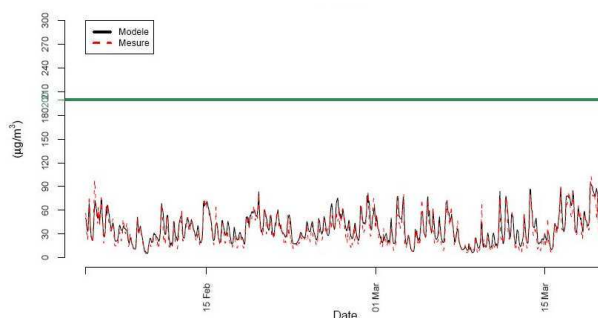
L'analyse des performances de la modélisation météorologique a été réalisée sur la base des stations de mesure au sol du réseau RADOME de Météo-France. Les comparaisons effectuées au niveau des stations d'Achères et de Trappes ont permis de mettre en évidence la capacité du modèle météo haute résolution à reproduire des effets locaux liés à l'influence du relief et de la Seine sur les conditions météorologiques en particulier dans la partie nord-est du domaine. Plus généralement, le modèle MM5 parvient à représenter les évolutions temporelles des directions et des vitesses de vent ainsi que celles de la température : les indicateurs statistiques calculés sont dans les bons ordres de grandeurs affichés dans la bibliographie. A Trappes, seule station du réseau RADOME à appartenir au domaine d'étude, le biais absolu sur les directions de vent est inférieur à 30°, l'erreur quadratique sur les vitesses de vent inférieure de 1.5 m/s. Par rapport à la littérature, ces performances sont plutôt satisfaisantes, compte-tenu du fonctionnement en mode prévision du modèle MM5 [16]. Néanmoins, ces statistiques mettent également en évidence certaines incertitudes inhérentes à la modélisation/prévision météorologique qui peuvent être liées au mode prévision lui-même, à des processus turbulents aléatoires ou à des variations locales des caractéristiques du terrain... Les effets de ces incertitudes météorologiques sur les concentrations en sortie du système de cartographie sont difficilement quantifiables, cependant, ils sont certainement fortement réduits par l'utilisation du couplage entre les mesures et les sorties de modèle de qualité de l'air.

Roses des vent – campagne 2007



Par sa position périphérique par rapport au cœur dense de l'agglomération parisienne et par les contrastes importants d'occupation des sols le caractérisant, le domaine d'étude est soumis à des gradients de concentration importants pour les polluants suivis entre le nord-est urbanisé du domaine et la zone rurale au sud et à l'ouest. Afin de prendre en compte ces effets particuliers, une méthodologie de couplage entre les sorties des systèmes de modélisation régional ESMERALDA et national PREV'AIR² et les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF a été développée et mise en place afin de fournir au modèle haute résolution, pour chaque polluant suivi les concentrations de fond en provenance de l'extérieur du domaine d'étude les plus précises possibles. Les performances de l'évaluation de la pollution de fond ont été calculées sur la base des stations du réseau permanent d'AIRPARIF et en particulier des deux stations de fond présentes sur le domaine d'étude, à savoir les stations de Garches et de Versailles.

Les analyses effectuées mettent en évidence une amélioration très nette de l'évaluation de la pollution de fond par la méthode de couplage entre les mesures et les sorties du système de modélisation régionale par rapport à l'exploitation des sorties brutes du système de modélisation. Cette méthodologie permet de réduire pour chacun des polluants de manière importante les biais du modèle et la variabilité de l'erreur. Ainsi, l'écart-type d'erreur sur le monoxyde carbone est ramené à des valeurs proches de la sensibilité des appareils. Pour les particules, il est ramené en moyenne de 8 µg/m³ à 3 µg/m³, pour le dioxyde d'azote, de 13 µg/m³ à 7 µg/m³ au niveau de la station de Garches et de 15 µg/m³ à 8 µg/m³ au niveau de la station de Versailles, en 2009.



Evolution temporelle du NO₂ de fond mesuré et estimé à la station de Garches – campagne 2007

2 ESMERALDA est le système de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle régionale, PREV'AIR, le système national.

Concernant les biais, la correction apportée pour le dioxyde d'azote est particulièrement importante dans la zone périphérique de l'ouest de l'agglomération parisienne. En zone rurale, cette méthode peut occasionner des biais positifs pour les particules PM10 et PM2.5 ainsi que pour le dioxyde d'azote.

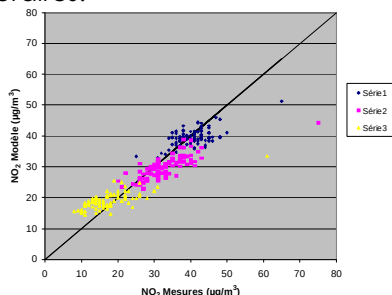
Un suivi de la pollution atmosphérique en tout point du domaine d'étude

Le système de cartographie a été évalué sur la base des deux moyens de mesure déployés pendant les deux campagnes de mesure de 2007 et 2009 : les laboratoires mobiles décrivant heure par heure l'évolution temporelle des niveaux de pollution et les échantillonneurs passifs permettant de documenter précisément la répartition spatiale des concentrations.

L'évaluation de l'ObsAirvatoire a mis en évidence les capacités du système à reproduire à la fois l'évolution temporelle des concentrations de polluants mais également la distribution spatiale des polluants ; en particulier pour le dioxyde d'azote et le benzène au travers de la comparaison avec les mesures par échantillonneurs passifs. Les résultats obtenus ne sont pas homogènes pour tous les polluants et dépendent de la qualité des données d'entrée et du modèle de dispersion haute résolution.

Globalement, il a été noté un accroissement des incertitudes entre les campagnes de 2007 et 2009 en raison des conditions météorologiques moins dispersives enregistrées en 2009, qui se sont traduites en particulier par des vents faibles majoritaires, plus délicats à modéliser (et mesurer).

Pour le dioxyde d'azote, le biais varie généralement entre -5 et +5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une légère tendance à la surestimation au niveau de Rueil-Malmaison et à la sous-estimation au niveau de l'échangeur de Vaucresson. La variabilité d'erreur associée est très faible, inférieure à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les concentrations horaires.

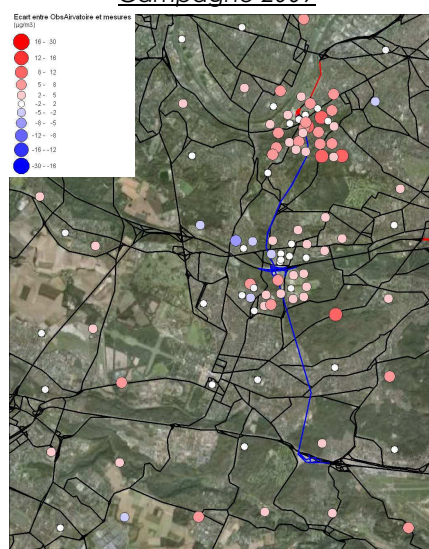


Diagrammes de dispersion des concentrations de NO₂
Campagne 2007

Au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs, les écarts observés au niveau des sites passifs sont réduits traduisant la capacité du système de cartographie à représenter les niveaux mesurés de dioxyde d'azote en tout point du domaine. Les analyses par série de mesure ont permis de

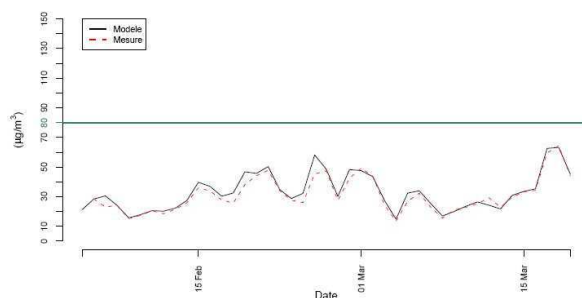
confirmer la bonne représentation des distributions spatiales des NO₂, sur l'ensemble des deux campagnes.

Cartographie des écarts en NO₂
Campagne 2009



Pour les particules PM10 et les particules fines PM2.5, les valeurs de corrélation mesure-ObsAirvatoire voisines de 0.95 traduisent la cohérence temporelle entre les mesures automatiques et les sorties du système tandis que les écarts-types d'erreur compris entre 2 et 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mettent en évidence une très faible variabilité de l'erreur.

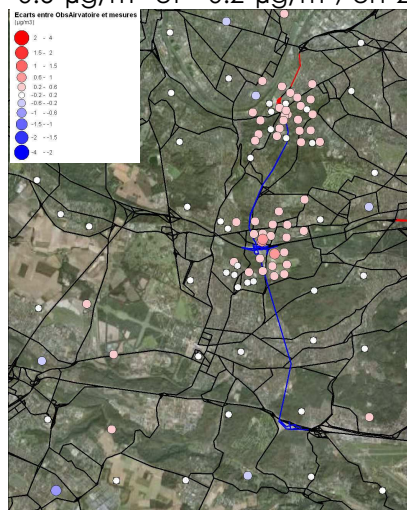
En ce qui concerne les biais, ils sont de signe opposé entre les particules PM10 et les particules fines PM2.5 : ils sont faibles et positifs pour les particules PM10 (inférieurs à 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et négatifs pour les PM2.5 en 2009 (-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Néanmoins, l'analyse des séries temporelles a permis de montrer que ces écarts étaient homogènes sur l'ensemble de la campagne et que les résultats issus de l'ObsAirvatoire étaient tout à fait satisfaisants.



Evolution temporelle des particules PM10
mesurées et estimées au stade de la Marche –
campagne 2009

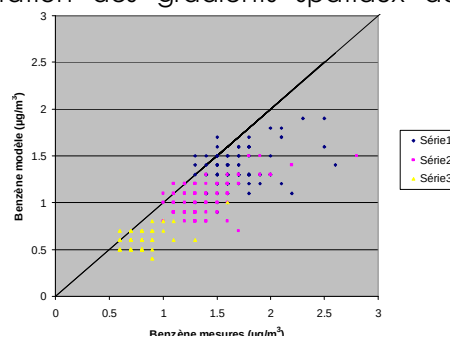
Le benzène est le polluant pour lequel les incertitudes sont les plus fortes compte-tenu des faibles niveaux rencontrés habituellement et de l'absence de mesures disponibles en opérationnel pour corriger les sorties de modélisation régionale. Les performances du système de cartographie ont été établies en exploitant les résultats au niveau de l'ensemble des 106 échantillonneurs passifs exposés lors des deux campagnes de mesure.

Malgré les incertitudes associées, les écarts observés entre les résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures restent relativement faibles. Selon les campagnes, ils sont plutôt négatifs et compris entre $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en 2007 et plutôt positifs et compris entre $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en



Cartographie des écarts
en benzène - Campagne 2009

2009. L'analyse des diagrammes de dispersion mesure-modèle par série de mesure a permis d'affiner l'évaluation du système opérationnel : en 2007, la faible dispersion du nuage de points traduit une bonne représentation des gradients spatiaux de concentration sur les 3 séries de mesure. En 2009, si en moyenne les écarts sont plus proches de zéro, il ressort néanmoins que le nuage de points est plus dispersé, avec des contrastes entre les séries plus marqués. Ce comportement est sans doute dû aux conditions météorologiques de 2009.



Diagrammes de dispersion des
concentrations en benzène
Campagne 2007

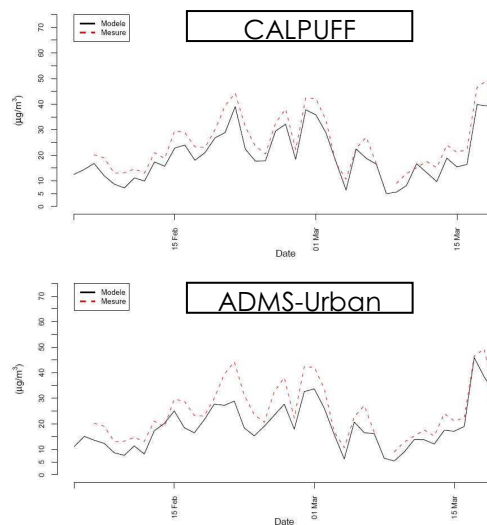
Concernant le monoxyde de carbone, les teneurs mesurées pendant les deux campagnes de mesure ont été faibles et proches des seuils d'évaluation ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$), comme c'est généralement le cas en situation de fond en Ile-de-France.

Néanmoins, sur les deux campagnes, le système a eu tendance à légèrement sous-estimer les niveaux d'environ $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit la sensibilité de l'appareil. Les comparaisons des séries temporelles ont révélé que quelques pics isolés de faible amplitude enregistrés au niveau des sites Avenue Marmontel et Stade de la Marche ne sont pas reproduits. Compte tenu des situations géographiques de ces deux sites, il semble que cela soit des conditions très locales de dispersion ou d'émission qui soient à l'origine de ces phénomènes.

Deux modèles de dispersion haute résolution évalués

Les performances de deux versions du système opérationnel mis en œuvre autour de l'A86Ouest ont été comparées : les deux versions se distinguent à la fois au niveau des modèles de dispersion mis en œuvre, à savoir CALPUFF et ADMS-Urban mais également au niveau du traitement appliqué sur la pollution de fond.

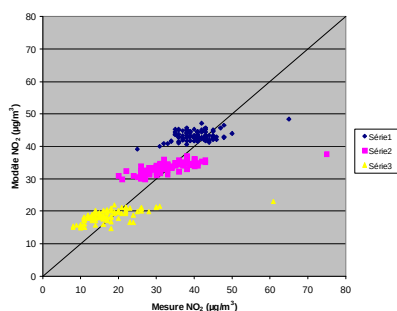
Il ressort des analyses réalisées que les deux versions utilisées présentent des performances proches. Elles reproduisent toutes deux, de manière satisfaisante l'évolution temporelle des niveaux de monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote et de particules PM10 et particules fines PM2.5. Néanmoins, pour tous ces polluants, il ressort que c'est la version CALPUFF qui présente généralement les meilleures performances, cette tendance étant systématique sur les paramètres d'écarts-types d'erreur et de percentile 90 d'erreur. Cette tendance



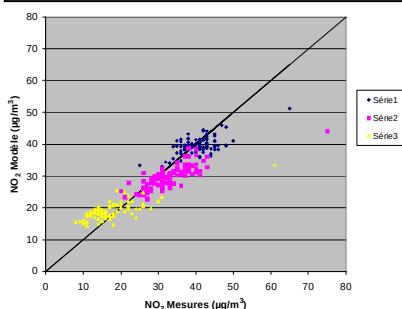
Evolution temporelle des particules PM2.5
mesuré et estimé au stade du Vert-Bois –
campagne 2009

est sans doute en grande partie due à la contrainte sensiblement plus forte appliquée dans cette version du système sur les mesures du réseau permanent.

ADMS-Urban



CALPUFF



Diagrammes de dispersion des en
NO₂ - Campagne 2007

La confrontation des deux chaînes de calculs aux concentrations en dioxyde d'azote et en benzène mesurées via les échantillonneurs passifs répartis sur l'ensemble du domaine d'étude a permis de confirmer leur capacité à décrire spatialement les niveaux de ces deux polluants. Néanmoins, l'analyse des écarts sur le dioxyde d'azote a permis de mettre en évidence une meilleure représentation spatiale des niveaux par la version CALPUFF du système. Les écarts observés entre les deux versions ne sont pas tant liés aux modèles de dispersion eux-mêmes qu'à la méthodologie de traitement de la pollution de fond. En effet, dans la version CALPUFF du système, les concentrations de fond sur l'ensemble du domaine d'étude sont exploitées permettant de prendre en compte à la fois les gradients sur le domaine, les phénomènes d'accumulation et le double-comptage. Dans la version ADMS-Urban, la pollution de fond est appliquée de manière homogène sur le domaine en fonction de la provenance du vent. Pour le benzène, aucune tendance claire ne se dégage entre les deux versions, la version CALPUFF étant a priori meilleure en 2007 et moins bonne en 2009. Les comparaisons entre les deux versions de la plate-forme de cartographie ont abouti à la sélection du système exploitant le modèle de dispersion CALPUFF comme version opérationnelle de l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

L'ensemble des analyses qui ont été effectuées ont permis de valider le système opérationnel de suivi de la pollution atmosphérique autour de l'A86 Ouest. Ce système novateur et unique a été conçu et développé de façon modulaire de manière à ce qu'il puisse évoluer et être mis à jour de façon régulière en fonction des mises à jour de données ou de modèle disponibles. La prochaine version de l'ObsAirvatoire A86 Ouest est prévue pour la fin du premier semestre 2010. Elle intégrera la version 2005 de l'inventaire régional permettant ainsi une mise à jour importante des données d'entrée et en particulier des sources de particules. Cette actualisation constituera, à ce titre une évolution majeure du système.

SOMMAIRE

I	INTRODUCTION.....	11
II	CONTEXTE DE L'ETUDE.....	12
II.1	LE PROJET A86 OUEST.....	12
II.1.1	TRACE.....	12
II.1.2	VENTILATION HYGIENIQUE	13
II.2	L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR.....	13
III	DESCRIPTION DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE DE L'OBSERVATOIRE A86 OUEST	15
III.1	DEFINITION DU DOMAINE D'ETUDE	15
III.2	CONCEPTION DE LA CHAINE DE MODELISATION	17
III.3	METEOROLOGIE DE LA ZONE D'ETUDE.....	18
III.3.1	PRINCIPE DU CALCUL METEOROLOGIQUE	18
III.3.2	ORGANISATION DU CALCUL METEOROLOGIQUE.....	21
III.4	EMISSIONS SUR LE DOMAINE D'ETUDE	21
III.4.1	CADASTRE DES EMISSIONS.....	22
III.4.2	MODELISATION DES EMISSIONS LIEES AU TRAFIC ROUTIER	22
III.4.3	MODELISATION DES EMISSIONS LIEES AU DUPLEX A86 OUEST	25
III.4.3.1	Spécification des mesures effectuées au sein du Duplex A86 Ouest.....	26
III.4.3.2	Spécification de la ventilation du Duplex A86 Ouest.....	26
III.4.3.3	Evaluation des émissions liées au Duplex A86 Ouest	27
III.4.4	ORGANISATION DU CALCUL D'EMISSIONS	30
III.5	MODELISATION DE LA DISPERSION SUR LE DOMAINE D'ETUDE	31
III.5.1	EVALUATION DE LA POLLUTION DE FOND SUR LE DOMAINE D'ETUDE	33
III.5.2	CHAINE CALPUFF	35
III.5.2.1	Météorologie de la zone d'étude.....	35
III.5.2.2	Modélisation des sources sur le domaine d'étude.....	36
III.5.2.3	Cartographie de la pollution.....	36
III.5.2.4	Modélisation des polluants	38
III.5.2.5	Prise en compte de la pollution de fond.....	43
III.5.2.6	Organisation des calculs de dispersion	43
III.5.3	CHAINE ADMS-URBAN	44
III.5.3.1	Météorologie de la zone d'étude.....	45
III.5.3.2	Modélisation des sources sur le domaine d'étude.....	45
III.5.3.3	Cartographie de la pollution.....	45
III.5.3.4	Modélisation des polluants	46
III.5.3.5	Prise en compte de la pollution de fond.....	46
IV	ANALYSE DES EMISSIONS SUR LE DOMAINE D'ETUDE	48
IV.1	BILAN DES EMISSIONS	48
IV.2	CONTRIBUTIONS PAR SECTEURS D'ACTIVITE	48
IV.2.1	OXYDES D'AZOTE	50
IV.2.2	PARTICULES PM10	51
IV.2.3	PARTICULES FINES PM2.5.....	52
IV.2.4	COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS NON METHANQUES	53

IV.2.5	MONOXYDE DE CARBONE	54
IV.2.6	DIOXYDE DE SOUFRE	55

V VALIDATION DE L'OBSAIRVATOIRE A86 OUEST..... 57

V.1	MISE EN ŒUVRE DES CAMPAGNES DE MESURE.....	57
V.1.1	LES LABORATOIRES MOBILES	57
V.1.2	LES ECHANTILLONNEURS PASSIFS	58
V.1.3	QUALITE DE LA MESURE	58
V.1.4	LOCALISATION DES SITES DE MESURE	58
V.1.5	PERIODES DE MESURE	60
V.2	PRINCIPAUX RESULTATS ENREGISTRES LORS DES 2 ETATS INITIAUX DE 2007 ET 2009.....	60
V.2.1	QUELQUES NOTIONS METEOROLOGIQUES.....	61
V.2.2	CAMPAGNE DE L'HIVER 2007.....	61
V.2.3	CAMPAGNE DE L'HIVER 2009.....	67
V.3	EVALUATION DES PERFORMANCES DE L'OBSAIRVATOIRE A86OUEST.....	70
V.3.1	CRITERES STATISTIQUES D'EVALUATION DES PERFORMANCES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE	72
V.3.2	EVALUATION DE LA MODELISATION DES CHAMPS METEOROLOGIQUES	72
V.3.3	EVALUATION DE LA PRISE EN COMPTE DES CONCENTRATIONS DE FOND	85
V.3.3.1	Dioxyde d'azote	86
V.3.3.2	Particules PM10.....	91
V.3.3.3	Particules fines PM2.5	96
V.3.3.4	Monoxyde de carbone.....	100
V.3.3.5	Synthèse	103
V.3.4	EVALUATION DES SORTIES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE	104
V.3.4.1	Dioxyde d'azote	105
V.3.4.2	Particules PM10.....	114
V.3.4.3	Particules fines PM2.5	118
V.3.4.4	Benzène.....	121
V.3.4.5	Monoxyde de carbone.....	124
V.3.4.6	Synthèse	128

VI COMPARAISONS ENTRE LES VERSIONS TESTEES DE L'OBSAIRVATOIRE A86 OUEST **130**

VI.1	DIOXYDE D'AZOTE	130
VI.2	PARTICULES PM10	137
VI.3	PARTICULES FINES PM2.5.....	140
VI.4	BENZENE.....	142
VI.5	MONOXYDE DE CARBONE	145
VI.6	SYNTHESE	147

VII PERSPECTIVES **148**

VII.1	OUVERTURE DE LA SECTION EST 2	148
VII.2	EVALUATIONS FUTURES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE.....	148
VII.3	MISE A JOUR DU MODULE METEOROLOGIQUE	148
VII.4	MISE A JOUR DES MODULES D'EVALUATION DES EMISSIONS	149
VII.5	MISE A JOUR DE LA PRISE EN COMPTE DE LA POLLUTION DE FOND	149
VII.6	MISE A JOUR DE LA MODELISATION HAUTE RESOLUTION DE LA DISPERSION	150

VIII CONCLUSION..... **151**

GLOSSAIRE

ACB : Biais Circulaire Absolu (Absolute Circular Bias). Métrique concernant les directions de vent. Ce paramètre statistique est positif. Les performances du modèle sont d'autant meilleures que le biais circulaire absolu est proche de zéro.

Canton de ventilation : tronçon de tunnel ventilé transversalement dans lequel on peut régler indépendamment des autres tronçons les régimes d'insufflation et d'extraction d'air [8].

Centrales de contrôle de l'atmosphère : Elles assurent la mise en fonctionnement automatique de la ventilation sanitaire : une régulation par seuils est mise en œuvre, de sorte que les seuils réglementaires ne soient jamais franchis. Cet asservissement est assuré sur la base des données issues des capteurs de pollution installés dans le tunnel. Ils mesurent opacité, monoxyde de carbone et oxydes d'azote. Au sein du Duplex A86, chaque canton est équipé de deux centrales.

CO : monoxyde de carbone.

COV : Composés Organiques Volatils. Ils désignent tout composé contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques.

COVNM : Composés Organiques Volatils non méthaniques.

FDMS : Filter Dynamics Measurement System : méthode de mesure des particules.

FOEX : Facteur d'excès. Ce paramètre statistique caractérise la fréquence de surestimation ou de sous-estimation d'un modèle. Une valeur de ce coefficient à -100 % indique que le modèle a systématiquement sous-estimé les observations ; au contraire, une valeur à +100 % indique que le modèle a systématiquement sur-estimé les observations. La valeur optimale est zéro.

GC-FID : Gas Chromatography-Flame Ionization detector. Analyseur automatique de composés organiques volatils basé sur la séparation des composés par chromatographie gazeuse et détectés par ionisation au niveau de 2 FID.

GRS : Generic Reaction Scheme. Mécanisme chimique simplifié de modélisation des réactions photochimiques.

NO_x : oxydes d'azote. Les oxydes d'azote comprennent le monoxyde et le dioxyde d'azote (NO + NO₂).

NO₂ : dioxyde d'azote.

Objectif de qualité : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée.

PERROR90 : percentile 90 des erreurs absolues. Ce paramètre statistique indique que 90 % des erreurs absolues se situent en-dessous de cette valeur. Plus il est faible et meilleures sont les performances du système de modélisation.

Pistonement (effet piston) : il correspond au courant d'air créé par le mouvement des véhicules. Cet effet conduit à une dilution naturelle des polluants.

PM10 : particules en suspension dans l'air d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm.

PM2.5 : particules en suspension dans l'air d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm.

RADOME : Réseau de mesure au sol de Météo-France.

Registres : Pièces fonctionnant en tout ou rien permettant de réguler la vitesse d'éjection d'air constante en sortie de cheminée en fonction des régimes de fonctionnement des ventilateurs.

Reprise ponctuelle : Une unité de reprise ponctuelle est chargée d'extraire à l'aide de ventilateurs une partie de l'air vicié, afin de limiter les niveaux de pollution aux têtes du tunnel. Les rejets sont effectués par des cheminées d'extraction avec une vitesse verticale de l'air de 10 m/s dans le cas du Duplex A86.

RMSE : Erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error). Ce paramètre donne une information sur les déviations entre observations et prévisions. Elevées au carré, les erreurs importantes ont un poids important dans la valeur du RMSE.

SD : Ecart-type (Standard deviation). Ce paramètre donne une information sur la variabilité de l'erreur.

SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) : Code d'identification des sources émettrices.

SO₂ : Dioxyde de soufre.

Spéciation chimique : la distribution d'une famille chimique (par exemple les COV) selon différentes catégories d'espèces chimiques qui la compose.

Synoptique : terme s'appliquant à des conditions météorologiques grande-échelle.

TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance : méthode de mesure des particules.

Unité de ventilation (ou station de ventilation) : On désigne par unité de ventilation la partie interne à la station de ventilation. Elle abrite la prise d'air, les cheminées d'extraction, les dispositifs d'insonorisation, les pièces de raccordement du ventilateur, le ventilateur, les registres d'isolement éventuel et les pièces de raccordement aux gaines du tunnel.

Valeur limite : correspond à un niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement. En termes législatifs, la valeur limite est à valeur contraignante.

Ventilation dans les tunnels : afin de limiter les concentrations de polluants au sein des tunnels, des systèmes de ventilation sont mis en place et consistent à mélanger à l'air pollué de l'air « propre ». 2 principes sont utilisés pour introduire l'air frais :

- En ventilation longitudinale, un courant d'air longitudinal est créé à partir de l'une des têtes du tunnel.
- En ventilation transversale, l'air frais est insufflé au moyen de bouches d'insufflation réparties le long du tunnel. Dans le cas du Duplex A86, les bouches d'insufflation sont implantées tous les 8 m. L'extraction en gaine est assurée par des trappes implantées tous les 400 m.

I Introduction

Dans le cadre du bouclage souterrain de l'A86 à l'ouest de l'agglomération parisienne, un observatoire de la qualité de l'air a été mis en place conformément aux engagements de l'Etat.

Selon les préconisations de l'état, trois objectifs distincts étaient assignés à cet observatoire :

- évaluer l'impact des ouvrages sur la qualité de l'air ;
- assurer une surveillance permanente de la qualité de l'air dans le secteur des ouvrages à partir de leur mise en service,
- générer une information régulière et accessible au public sur la qualité de l'air dans l'environnement des nouvelles infrastructures.

COFIROUTE en tant que concessionnaire et exploitant des tunnels de l'A86 « Ouest » a donc sollicité AIRPARIF, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France, pour la conception et la mise en œuvre de cet observatoire, baptisé « *ObsAirvatoire A86 Ouest* ». Le cahier des charges de l'observatoire³ a été validé le 29 avril 2005 par le Préfet des Hauts-de-Seine. La première section du Duplex A86 reliant Rueil-Malmaison à Vaucresson a été ouverte le 26 juin 2009. Le site internet de l'observatoire⁴ a été mis en ligne le jour même. Ce dernier présente en temps réel les cartes de qualité de l'air au voisinage du Duplex A86 établies sur la base d'un système de cartographie temps-réel combinant outils de modélisation et mesures.

Cette surveillance de la pollution s'appuie sur l'utilisation de modèles de dispersion de polluants et sur la mise en place de campagnes de mesure intensives autour de l'ouvrage permettant de caractériser son impact local mais également de valider les outils de modélisation. Les modèles mis en œuvre dans le cadre de l'ObsAirvatoire A86 Ouest correspondent à l'état de l'art et ont été sélectionnés sur la base des caractéristiques du domaine d'étude qui couvre une zone de 192 km² à l'Ouest de l'agglomération parisienne.

L'objectif de ce rapport est de décrire le système opérationnel mis en place et la validation qui a été opérée sur la base des deux campagnes de mesure de 6 semaines menées en hiver, en 2007 et 2009, avant l'ouverture du Duplex A86. Dans son exploitation pour les besoins de l'exercice de validation, le système de cartographie ne prenait pas en compte les émissions liées au tunnel, les campagnes ayant eu lieu avant sa mise en service. Après un bref rappel du contexte, la première partie du rapport décrit la chaîne de traitement aboutissant à la production des cartes de pollution sur le domaine d'étude, la seconde ses performances sur la base des campagnes de mesure de 2007 et 2009. Dans la troisième partie, sont présentées les comparaisons entre deux versions du système opérationnel ; ces deux versions se différenciant en termes de modèle de dispersion haute résolution mis en œuvre. Dans la quatrième et dernière partie, sont exposées les perspectives d'évolution du système à court et moyen terme. A la fin des différentes parties concernant la validation du système, des synthèses reprenant les enseignements majeurs de l'analyse ont été rajoutées afin de faciliter la lecture.

3 Bouclage de l'A86 à l'Ouest : cahier des charges relatif à la mise en œuvre d'un observatoire de la qualité de l'air –février 2005

4 <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr>

II Contexte de l'étude

II.1 Le projet A86 Ouest

II.1.1 Tracé

L'A86 est la seconde rocade d'Ile-de-France, située à environ 6 km du Boulevard Périphérique. Elle s'interrompt à l'ouest de l'agglomération parisienne entre Rueil-Malmaison (92) et Versailles (78). Le projet A86 Ouest, déclaré d'utilité publique en 1995, consiste à relier ces deux communes et ainsi boucler l'A86.

Afin de préserver les massifs forestiers, les monuments historiques et les zones habitées, l'Etat a opté pour un tracé souterrain. A la suite d'un appel d'offre européen organisé en 1999, l'Etat a retenu la solution proposée par la société Cofiroute, faisant de Cofiroute le concessionnaire et l'exploitant des tunnels de l'A86 Ouest.

Le bouclage consiste à construire deux tunnels à partir de Rueil-Malmaison :

- Le tunnel Est ou Duplex A86, long de 10 km et exclusivement réservé aux véhicules légers comporte deux voies de circulation superposées et permet de relier l'A86 et l'A86 au sud de Versailles. Il permettra un échange avec l'autoroute A13 par un échangeur intermédiaire situé au niveau des communes du Chesnay et de Vaucresson (cf. figure 1).
- Le tunnel Ouest, long de 7,5 km, permettra de rejoindre l'autoroute A12 (commune de Bailly).

La figure 1 présente les tracés des deux tunnels ainsi que la position des échangeurs et des unités de ventilation.

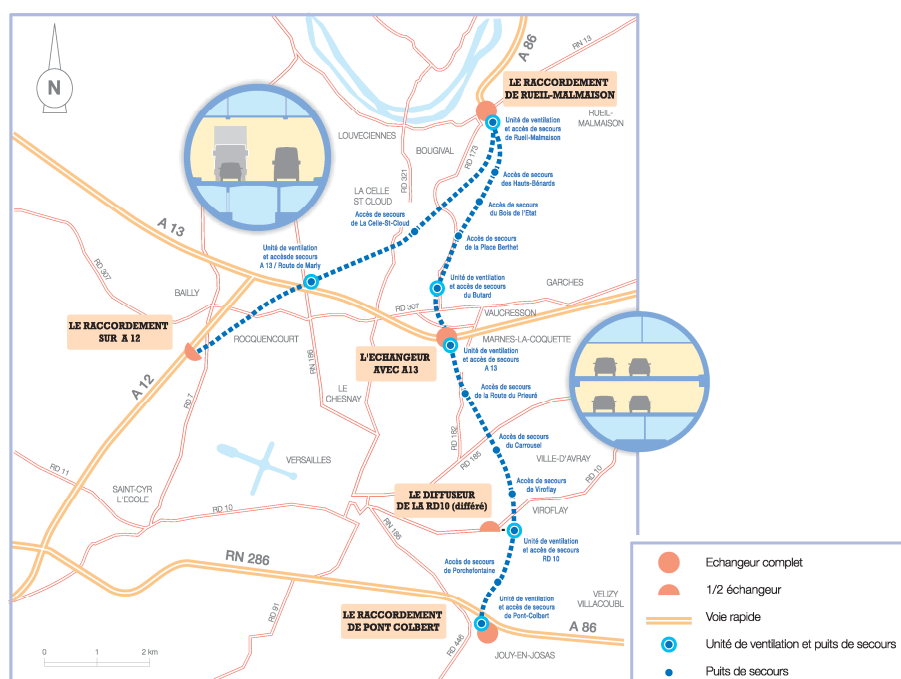


Figure 1 : Tracés des deux tunnels de l'A86 Ouest.

La première section du Duplex A86 a été mise en service en juin 2009. Elle relie Rueil-Malmaison à l'autoroute A13 (communes de Vaucresson et de Chesnay). Cette section est désignée sous l'appellation « EST 1 ».

La section « EST 2 » reliant l'échangeur de l'A13 à Pont Colbert (au sud de Versailles) sera mise en service deux ans après celle « d'Est 1 »⁵. Enfin, le projet du tunnel Ouest entre Rueil-Malmaison et l'A12 est prévu ultérieurement.

II.1.2 Ventilation hygiénique

Le Duplex A86 est équipé de plusieurs unités de ventilation implantées à Rueil-Malmaison, à A13 Nord sur la commune de Vaucresson, au niveau de la RD10 à Viroflay et au Pont Colbert, à Versailles. Par ailleurs, deux reprises ponctuelles sont implantées à Rueil-Malmaison et au Pont Colbert afin d'extraire en partie la pollution arrivant au niveau des portails.

Le système de ventilation doit permettre d'assurer le respect des normes dans les espaces trafics et le respect des seuils de pollution en dehors de l'ouvrage, par dilution. La réglementation fixant ces seuils en situation d'exploitation est la circulaire 99.329 du 8 juin 1999 (ministère de la santé) qui demande de suivre les recommandations du conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) rendues le 14 décembre 1998. Ces seuils sont explicités au paragraphe III.4.3.1.

Le tunnel principal (Est 1 et Est 2) est divisé par espace trafic en 5 cantons de ventilation, chacun équipé de deux centrales de contrôle de l'atmosphère, pilotant la mise en marche de la ventilation si nécessaire.

La ventilation sanitaire du tunnel est de type « transversal pur », c'est-à-dire qu'au niveau de chaque canton, le débit extrait est égal au débit soufflé.

A l'ouverture de la première section du tunnel, les seules unités de ventilation de Rueil-Malmaison et A13 Nord sont susceptibles de fonctionner ainsi que la reprise ponctuelle de Rueil-Malmaison.

II.2 L'observatoire de la qualité de l'air

Cofiroute est tenue, par les engagements pris par l'Etat lors de la définition du projet, de mettre en œuvre un observatoire de la qualité de l'air au voisinage des nouvelles infrastructures. Il s'agit comme évoqué précédemment d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air, d'assurer une surveillance permanente dans le secteur des ouvrages dès leur mise en service et de générer une information régulière et accessible au public. Ainsi, pour la première fois en France, une infrastructure autoroutière fera l'objet d'une surveillance permanente de la qualité de l'air et cela en temps quasi-réel.

L'observatoire s'appuie sur la complémentarité entre mesure et modélisation, permettant de réaliser des cartographies de la qualité de l'air actualisées toutes les heures. Les campagnes de mesure apportent une description précise et détaillée de la qualité de l'air mais ponctuelle. Les outils de modélisation fournissent une évaluation exhaustive de la qualité de l'air à proximité des ouvrages, mais aussi sur plusieurs kilomètres alentours, en permanence et pratiquement en temps réel.

Les polluants suivis sont réglementés et reconnus comme des indicateurs de la pollution atmosphérique engendrée par le trafic routier. Ce sont le dioxyde d'azote (NO₂), le monoxyde de carbone (CO), les particules PM10 et le benzène. A ces polluants s'ajoutent depuis 2008, les particules fines PM2.5 suite à la demande de Cofiroute. En effet, ces dernières sont maintenant réglementées au niveau européen par la directive intégrée 2008/50/CE du 21 mai 2008.

Les oxydes d'azote sont émis majoritairement par le trafic routier en Ile-de-France (53 %) ⁶. Sur le réseau fixe d'Airparif, les niveaux annuels de NOx à proximité du trafic routier sont près de 3 fois supérieurs à ceux observés en situation de fond parisien.

Pour le monoxyde de carbone, le trafic routier est responsable d'environ 57 % des émissions régionales ⁶.

⁵ Les dates de mise en service sont celles du site COFIROUTE <http://www.cofiroute.fr/cofiroute.nsf/web/duplex-a86-ouvrage.htm>, consulté en juin 2009.

⁶ Source inventaire Airparif Année 2005 – version 2008

La contribution du trafic est à hauteur de 28 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM10), et de 32 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 2.5 µm (PM 2.5)⁶. Sur le réseau de mesure permanent d'AIRPARIF, les sites en situation de proximité du trafic routier (exemple du boulevard périphérique – Auteuil) relèvent pour ces polluants des niveaux annuels plus de 75 % supérieurs à ceux enregistrés en situation de fond parisien.

Enfin, le benzène est l'un des traceurs reconnus de la pollution atmosphérique liée aux carburants routiers. De plus, en proximité immédiate du trafic routier, les niveaux de benzène sont 3 fois plus importants que ceux rencontrés en situation de fond.

L'ozone n'est pas spécifiquement suivi compte-tenu de son caractère régional et interrégional : en effet, ce polluant n'est pas émis directement dans l'atmosphère et est issu de transformations chimiques entre les oxydes d'azote et les composés organiques volatils favorisées par le rayonnement solaire et la température. En proximité automobile, ses niveaux sont très faibles en raison de réactions chimiques, en particulier avec le monoxyde d'azote. Ses niveaux sont généralement plus élevés en zone rurale. En conséquence, au sein de l'observatoire, les informations sur ce polluant proviennent de la plate-forme régionale de modélisation ESMERALDA⁷, exploitée par AIRPARIF.

⁷ <http://www.esmeralda-web.fr>

La zone centrale et est du domaine d'étude est caractérisée par un tissu urbain sensiblement moins dense que la zone nord-est : l'occupation des sols y est beaucoup plus variée, avec une alternance de zones urbaines, de zones boisées étendues comme les forêts de Fausses Reposes ou de Meudon et d'espaces verts urbains comme les parcs de Saint-Cloud et le parc du château de Versailles. Cette partie du domaine d'étude se situe en périphérie de l'agglomération parisienne et contient en particulier les communes de Versailles, Vaucresson, Garches. Elle est également traversée par des infrastructures routières importantes comme l'A13 et l'A86 au sud.

La zone qui borde le domaine d'étude au sud et à l'ouest est dominée par les forêts de Versailles et Marly-le-Roi et par des zones agricoles. Le tissu urbain est très éclaté à l'exception du coin sud-ouest qui est couvert par la ville nouvelle de Saint-Quentin-en-Yvelines. Par rapport au centre de l'agglomération parisienne, c'est la zone la plus excentrée.

Les 3 zones sont explicitées en figure 40.

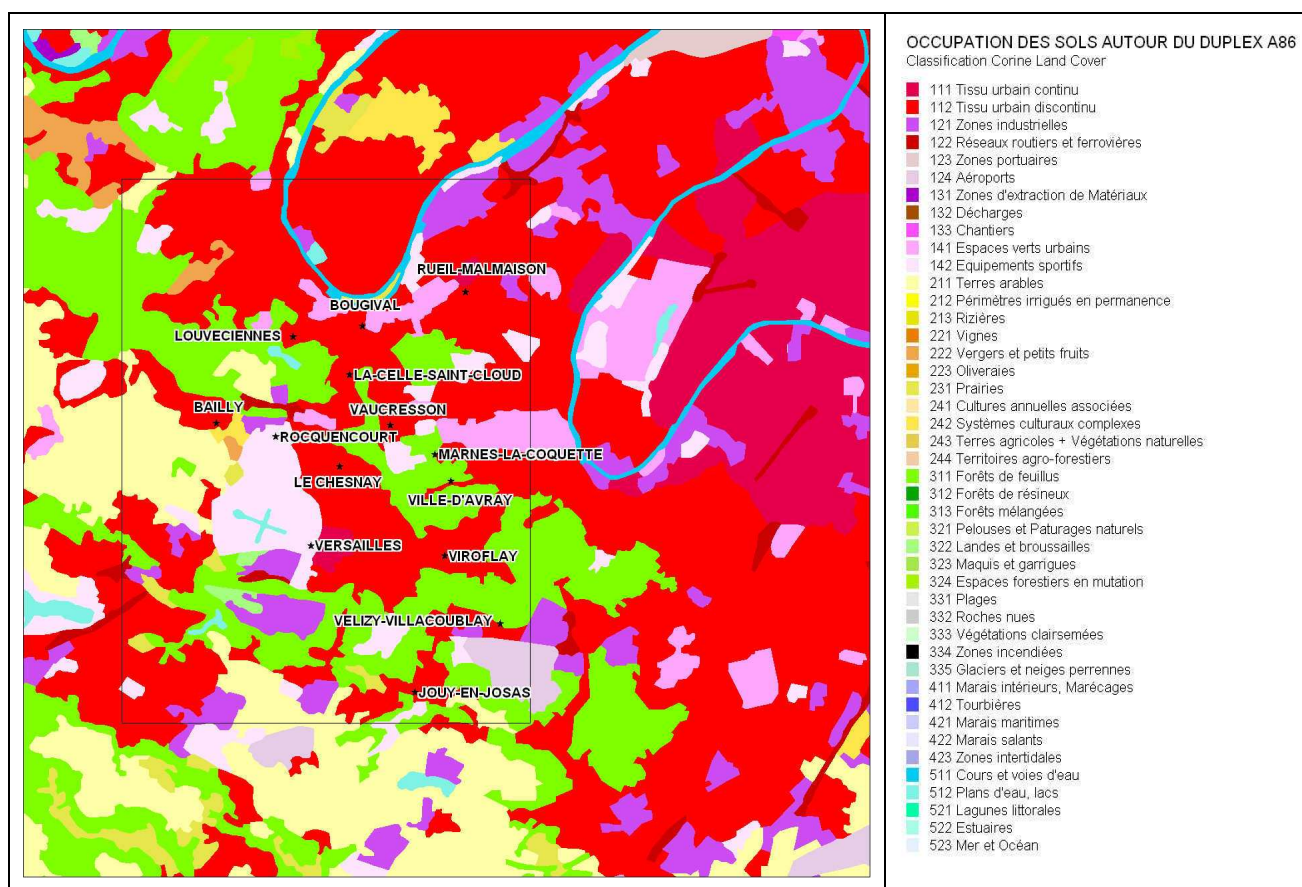


Figure 3 : Occupation des sols autour du Duplex A86 (Source IFEN)

Le domaine d'étude se situe donc en limite du cœur dense de l'agglomération parisienne et se caractérise par une occupation des sols très hétérogène. Ces spécificités auront une influence sur la dispersion des polluants dans l'air (par exemple par l'intermédiaire de la rugosité des sols) mais également sur leur dépôt.

Sur la figure 4, la topographie du domaine d'étude est présentée.

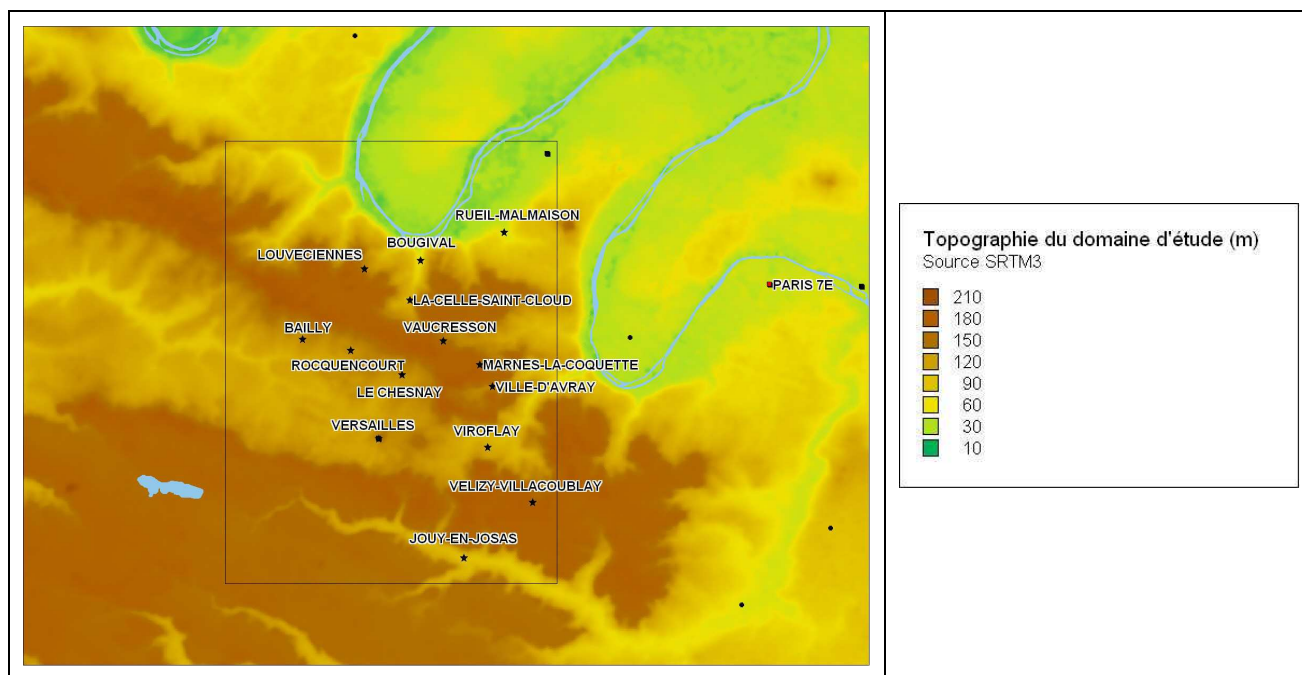


Figure 4 : Topographie du domaine d'étude

La zone située au nord-est du domaine, dans les méandres de la Seine est caractérisée par des altitudes inférieures à 30 m. Le reste du domaine est constitué d'un plateau qui culmine à 200 m environ et qui est entaillé au sud par la vallée de la Bièvre. A l'interface entre ces 2 zones, on retrouve des pentes relativement fortes que la côte de la Jonchère permettant de relier Rueil-Malmaison à Vaucresson illustre. Ces singularités topographiques qui ont une influence sur la dynamique des écoulements de l'air et donc sur la dispersion des polluants doivent être prises en compte dans l'ObsAirvatoire d'autant plus que le Duplex A86 débouche à Rueil-Malmaison au pied de ce plateau.

III.2 Conception de la chaîne de modélisation

Comme toute chaîne de modélisation, l'observatoire de la qualité de l'air mis en place s'appuie sur des modèles numériques permettant de caractériser la météorologie du domaine d'étude, les émissions, le transport et les transformations chimiques des polluants dans l'air.

Le principe général de la chaîne de modélisation développée dans le cadre de l'observatoire est exposé en figure 5. Ce schéma explicite que les différents modèles intervenant dans la chaîne au niveau de la météorologie, des émissions et de la dispersion des polluants reposent sur la connaissance des caractéristiques de la zone d'étude, en termes de situation géographique (topographie, occupation des sols, démographie, position par rapport aux métropoles...) et de sources de pollution. Les champs météorologiques et les émissions sur le domaine d'étude alimentent le modèle de dispersion des polluants pour obtenir les concentrations liées aux sources locales. Les champs de concentrations finaux sont obtenus en ajoutant les concentrations issues du calcul aux concentrations de fond en provenance de l'extérieur du domaine.

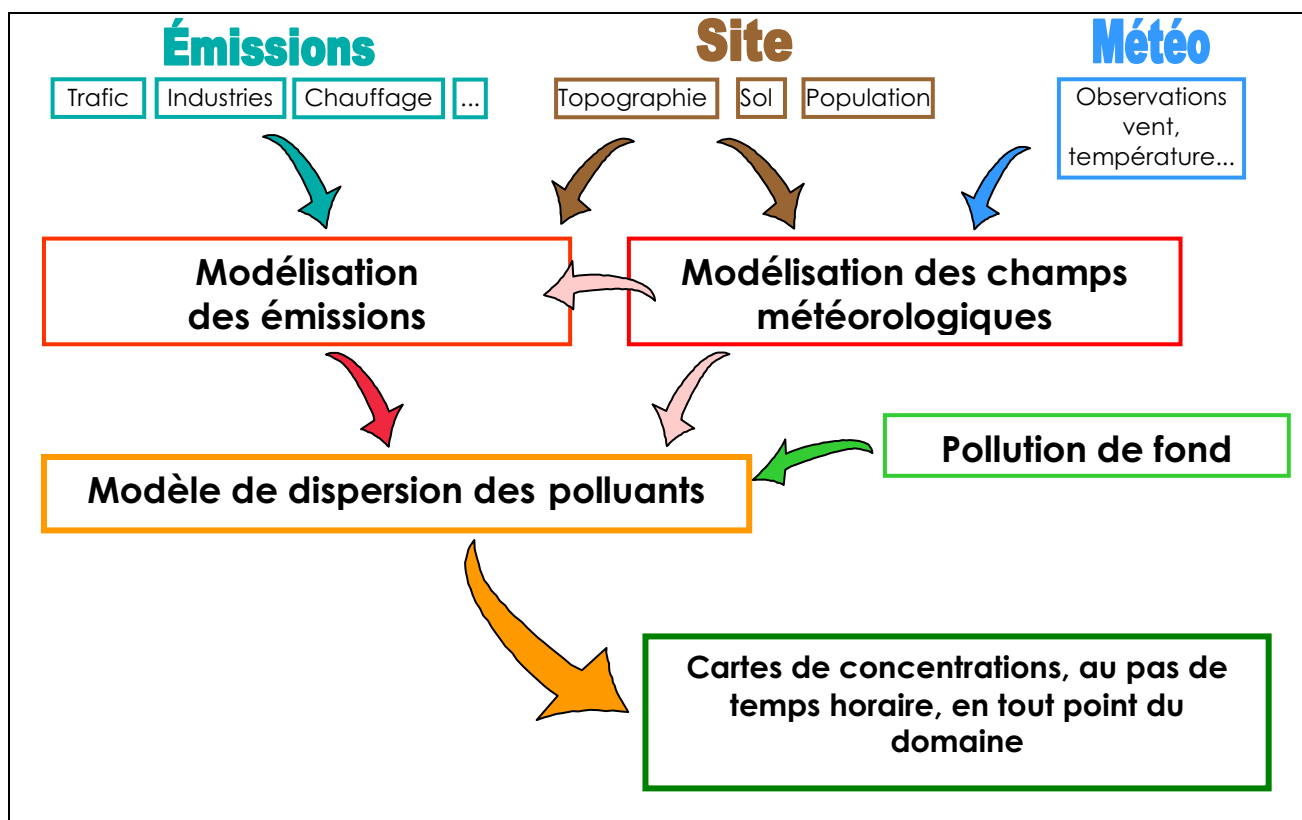


Figure 5 : Principe général de la chaîne de modélisation

Les choix des modèles mis en œuvre ont donc été effectués sur la base des caractéristiques de la zone d'étude et des contraintes liées à la diffusion de l'information par l'observatoire qui doit en être temps-réel.

III.3 Météorologie de la zone d'étude

III.3.1 Principe du calcul météorologique

En ce qui concerne la météorologie de la zone d'étude, AIRPARIF a choisi de mettre en œuvre les logiciels **MM5** [13] développé par le **NCAR** (National Center for Atmospheric Research) et **CALMET** [17] développé par le groupe d'études atmosphériques (Atmospheric Studies Group) de TRC companies, Inc. afin d'obtenir des champs de vent cohérents sur la zone de calcul. MM5 permet de prendre en compte la topographie complexe du domaine d'étude en particulier au niveau de la sortie du duplex A86 à Rueil-Malmaison, l'occupation des sols hétérogène et surtout la proximité de l'agglomération parisienne qui modifie sensiblement les conditions de dispersion des polluants en raison du phénomène d'îlot de chaleur urbain. Ce phénomène est lié à l'urbanisation et à la différence de propriétés thermiques entre le milieu urbain et rural (stockage de chaleur, de flux et d'assèchement du sol). Il se traduit par un gradient thermique entre la ville et la campagne et par un accroissement de la hauteur de couche limite (qui correspond au volume dans lequel les polluants se mélangent), phénomène plutôt favorable à la dispersion des polluants. Le modèle CALMET est quant à lui mis en œuvre afin d'interpoler les champs météorologiques sur le domaine de calcul de la dispersion des émissions locales.

Le modèle MM5 est un modèle dit « pronostic » dans le sens où il permet de modéliser explicitement les écoulements par résolution des équations physiques des phénomènes. Exploité en prévision, il permet d'assurer la fourniture d'une information en temps-réel. A l'opposé, CALMET est un modèle diagnostique, c'est-à-dire qu'il permet de reconstruire un champ météorologique 3D à partir de quelques points (correspondant dans le système aux sorties du modèle MM5) par interpolation.

Une description plus complète des modèles MM5 et CALMET est fournie en ANNEXE I.

Afin de modéliser la météorologie de la zone d'étude, un nouveau domaine de calcul météorologique haute résolution a été défini au sein du système de modélisation de la qualité de l'air ESMERALDA. Ce système, développé et exploité par AIRPARIF fournit quotidiennement les prévisions de qualité de l'air à l'échelle interrégionale en situation de fond, hors influence directe des sources de pollution. Le domaine s'étend de la région Centre à la région Nord-Pas de Calais du sud au nord et de la région Haute-Normandie à la région Champagne-Ardenne d'ouest en est.

Dans ce cadre, 4 domaines imbriqués sont opérés permettant de caractériser la météorologie sur la zone d'étude. Le dernier domaine, à haute résolution, couvre l'ensemble de l'agglomération parisienne de manière à prendre en compte l'ensemble des spécificités qui y sont liées et c'est celui qui est exploité pour les besoins de l'ObsAirvatoire.

En figure 6 et figure 7 sont présentés les 4 domaines de calcul météorologique utilisés dans le système de modélisation ESMERALDA.

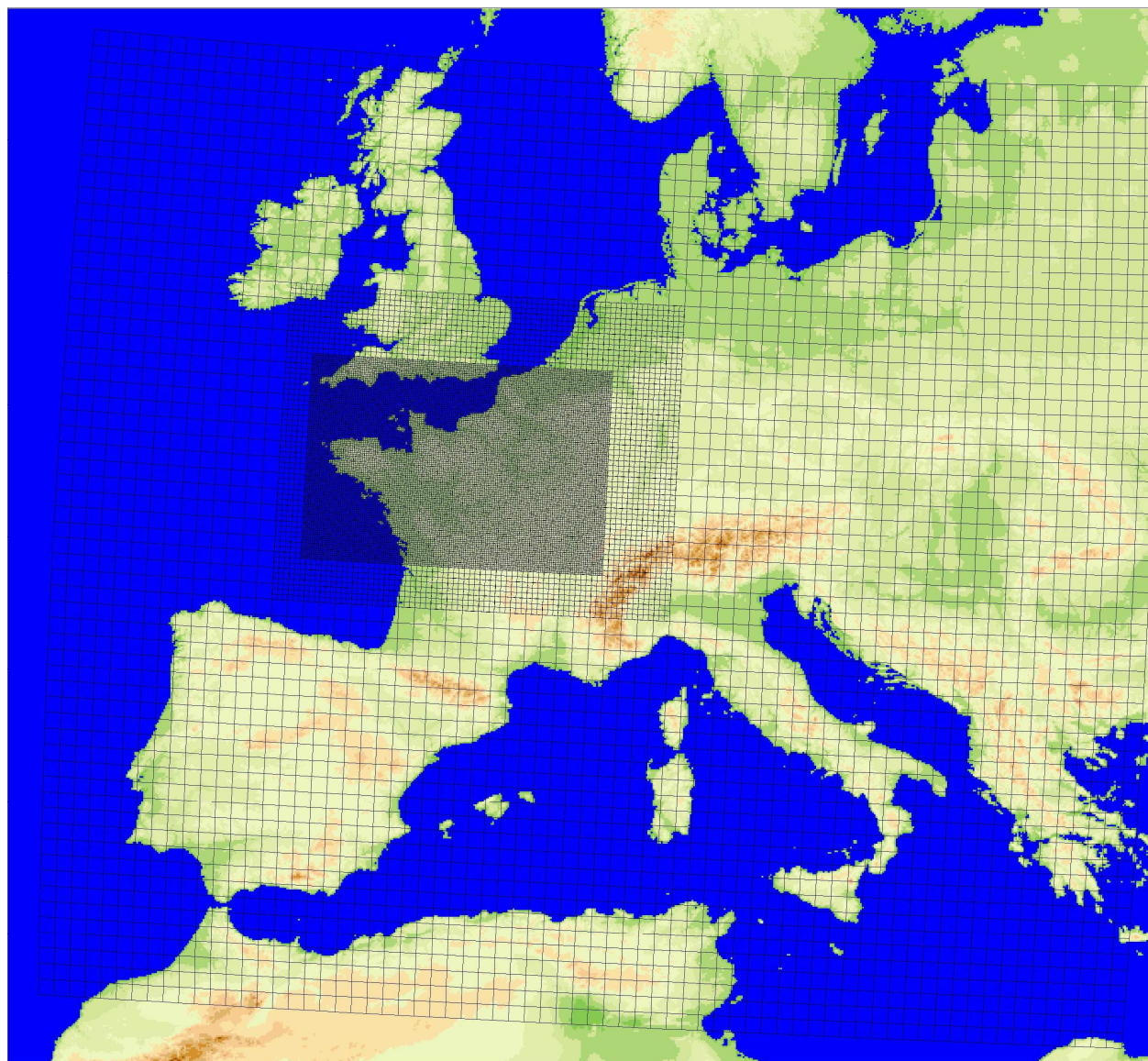


**Figure 6 : Domaines de calcul MM5 à 45, 15 et 5 km de résolution
(fond de carte : relief – source SRTM3)**

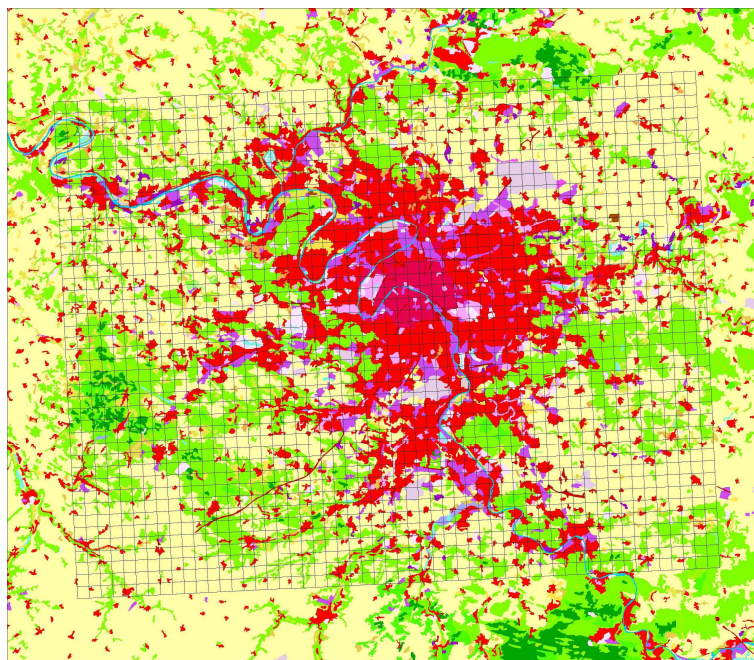


Figure 7 : Domaine météorologique MM5 haute résolution (1.67 km) couvrant l'agglomération parisienne (fond de carte : occupation des sols – source CORINE LAND COVER)

Les sorties météorologiques MM5 à haute résolution sont enfin interpolées à la résolution 1 km sur un domaine de calcul qui s'étend sur 16 km d'ouest en est et sur 19 km du sud au nord, permettant de couvrir l'ensemble du domaine d'étude. Ce domaine de calcul CALMET qui correspond également au domaine de calcul de la dispersion est légèrement étendu par rapport au domaine d'étude décrit au paragraphe III.1 afin de limiter les « effets de bord » qui peuvent intervenir lors du calcul de dispersion. La figure 8 synthétise les différents domaines utilisés au sein de l'observatoire, le domaine d'étude coïncidant avec le domaine de rendu.

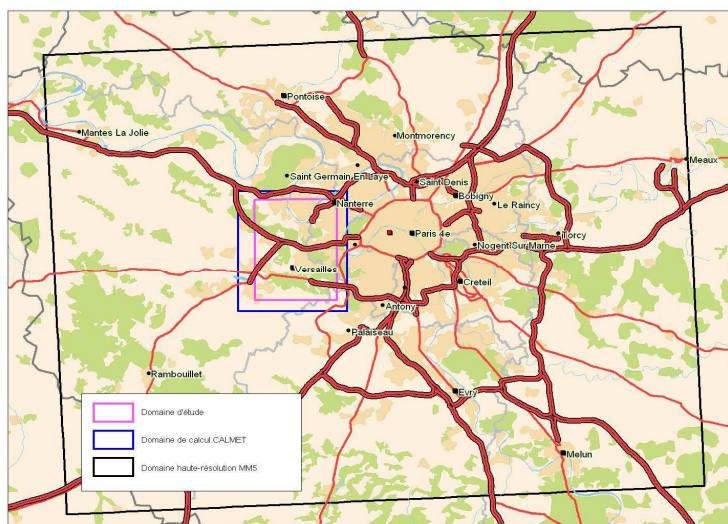


Figure 8 : Domaines utilisés dans le cadre de l'ObsAirvatoire A86 Ouest

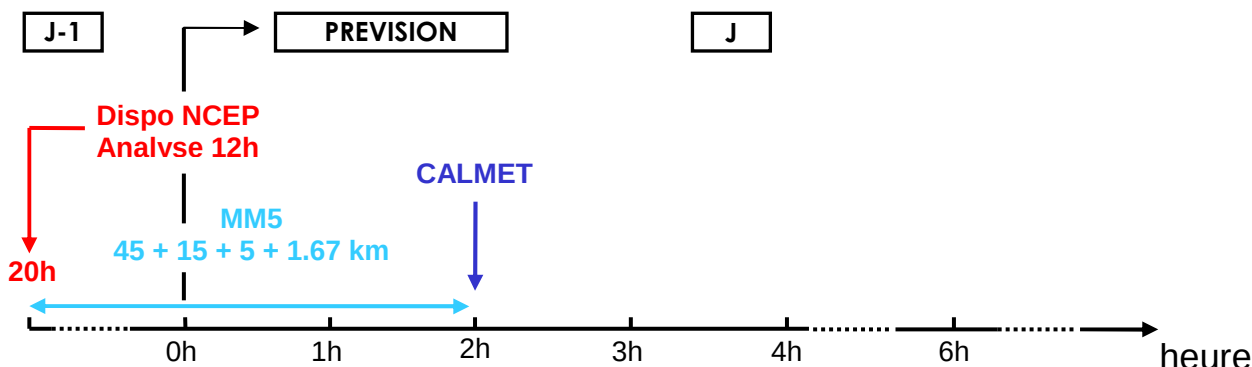
Les données de topographie utilisées pour alimenter le modèle CALMET sont extraites de la base de données SRTM3 (Shuttle Radar Topography Mission) distribuée par la NASA⁸ à 90 m de

⁸ Les données topographiques SRTM3 sont accessibles sur le site <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>

résolution. Les données d'occupation des sols sont extraites des données CORINE LAND COVER à 250 m de résolution fournies sur le site de l'EEA⁹.

III.3.2 Organisation du calcul météorologique

Les calculs météorologiques sont exécutés selon le schéma suivant :



Comme indiqué dans le paragraphe précédent, le modèle MM5 permet d'alimenter en données météorologiques à la fois le système de prévision à l'échelle régionale ESMERALDA et l'ObsAirvatoire A86 Ouest : il est donc opéré sur la période J-2 à J+2, soit 5 jours de simulation. CALMET est de son côté exécuté sur le jour J courant et le lendemain J+1 afin d'assurer la continuité météorologique sur les premières heures du lendemain.

III.4 Emissions sur le domaine d'étude

Afin d'avoir la description la plus fine possible de la qualité de l'air sur le domaine d'étude, l'ensemble des sources du domaine est modélisé au sein du système de cartographie. Deux types d'émissions sont ainsi considérés et traités selon deux « chaînes » de calcul distinctes :

- Les émissions liées au trafic estimées en temps quasi-réel à partir des sorties du système HEAVEN (Cf paragraphe III.4.2) et du système d'acquisition temps-réel des concentrations et débits au sein du tunnel.
- Les autres émissions anthropiques construites sur la base du cadastre annuel des émissions de la région Ile-de-France ainsi que celles d'origine naturelle (sources d'origine biotique).

Les émissions liées au trafic sont traitées en temps quasi-réel sur une base horaire. Les autres émissions sont traitées de façon journalière et « calculées » pour le jour J courant et le lendemain J+1.

Dans le cadre de ce premier travail d'évaluation des performances de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, les émissions au niveau des entrées/sorties de tunnel et au niveau des unités de ventilation n'ont pas été prises en compte, les campagnes de mesures servant à la validation ayant été réalisées avant mise en service du Duplex A86. Ce travail de validation sera donc poursuivi sur la base des campagnes de mesure menées après ouverture des sections « EST 1 » et « EST 2 » du tunnel permettant de valider la prise en compte des émissions liées au tunnel développée au sein de la plate-forme de cartographie.

Dans les paragraphes suivants sont présentés les deux outils susmentionnés permettant d'alimenter le système de cartographie en émissions, ainsi que les traitements numériques permettant d'estimer les émissions liées à la présence du tunnel lui-même et présentés au paragraphe III.4.3.

⁹ Les données d'occupations des sols sont accessibles sur le site <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-250-m-version-12-2009>

III.4.1 Cadastre des émissions

L'inventaire des émissions de la région Ile-de-France correspond au recensement sur l'ensemble de la région des émissions de polluants atmosphériques pour une période donnée. Ce recensement nécessite l'identification de toutes les sources de polluants atmosphériques aux échelles spatio-temporelles considérées. Pour les applications mettant en œuvre des outils de modélisation, il est nécessaire de connaître précisément la localisation des émissions polluantes (et donc de leurs sources), ainsi que leur temporalisation, c'est-à-dire la manière dont leurs émissions varient au cours du temps. La version spatialisée et temporalisée de l'inventaire des émissions est appelée « cadastre des émissions ».

Le cadastre utilisé par la plate-forme de cartographie porte sur l'année 2000 et a été élaboré par AIRPARIF en collaboration avec la DRIRE dans le cadre de l'élaboration du Plan de Protection de l'Atmosphère francilien (PPA). Il concerne en particulier les principaux polluants soumis à la réglementation relative à la qualité de l'air ambiant. On peut citer pour les besoins de l'ObsAirvatoire :

- Les oxydes d'azote ;
- Le monoxyde de carbone ;
- Les composés organiques volatils (COV) qui correspondent à « tout composé contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques »¹⁰ ;
- Les particules PM10 et PM2.5.

Les sources associées au cadastre des émissions sont les sources canalisées considérées comme ponctuelles et les sources surfaciques ou volumiques correspondant aux émissions de type diffus (exemple : chauffage résidentiel) d'origine anthropique. Les émissions d'origine biotique dépendent de paramètres météorologiques (température, radiation solaire) fournis par les prévisions du modèle MM5.

Pour les besoins de la plate-forme, une extraction du cadastre sur le domaine de calcul de 16 km par 19 km à 1 km de résolution a été réalisée : les mois de l'année sont distribués sur la base de 5 mois-type. La temporalisation horaire est disponible sur chacun des mois-types pour les 3 jours-types considérés, à savoir jour ouvrable, samedi et dimanche.

Dans le cadre des travaux relatifs au Plan Régional de la Qualité de l'Air (PRQA) piloté par la région Ile-de-France et la DRIRE, l'inventaire 2005 des émissions sur la région Ile-de-France a été élaboré en parallèle des travaux menés sur l'ObsAirvatoire A86 Ouest. Son intégration au sein du système de cartographie en constituera une mise à jour notable. Elle sera effective dans le courant de l'année 2010 après une phase de validation.

III.4.2 Modélisation des émissions liées au trafic routier

Dans le cadre d'un projet européen HEAVEN (for a Healthier Environment through the Abatement of Vehicle Emissions and Noise¹¹), une chaîne complète de calcul a été mise en place afin d'estimer en temps quasi-réel (avec un délai de l'ordre de 2 heures) la situation du trafic sur l'ensemble de la région Ile-de-France (HEAVEN-traffic) et d'en déduire les émissions associées (HEAVEN-émissions).

Les éléments de trafic sont issus d'un modèle de trafic. Ce modèle de trafic estime sur la base de matrices origine-destination en Ile-de-France (issues de l'Enquête Globale des Transports) et d'un certain nombre de postes de comptages, les conditions de trafic sur un réseau comprenant

¹⁰ Directive 1999/13/CE du Conseil européen du 11 mars 1999

¹¹ Vers un environnement plus sain grâce à la réduction du bruit et des émissions des véhicules.

environ 40 000 brins. Ces conditions de trafic regroupent des informations de flux de véhicules, de vitesses des véhicules et de pourcentage de véhicules roulant avec un moteur froid.

Pour les besoins de la mise en place de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, plusieurs évolutions ont été apportées au système HEAVEN-traffic :

- Le réseau initial dont l'année de référence était l'année 2000 a été mis à jour de manière à intégrer le Duplex A86. Ce nouveau réseau trafic a été fourni par la DREIF et est basé sur l'année de référence 2007. Ce nouveau réseau a été modifié pour intégrer le Duplex A86 dont la mise en service était prévue.
- Les matrices origine-destination ont été mises à jour sur la base de l'Etude Globale des Transports 2001, enquête la plus récente disponible sur la région.
- Le modèle de trafic initial a été remplacé par un modèle plus rapide en termes de temps de calcul et plus souple en termes de données d'entrée. Dans sa conception, il permet également de mieux prendre en compte les phénomènes de congestion.

Le schéma de fonctionnement de la chaîne de calcul trafic est présenté en figure 9.

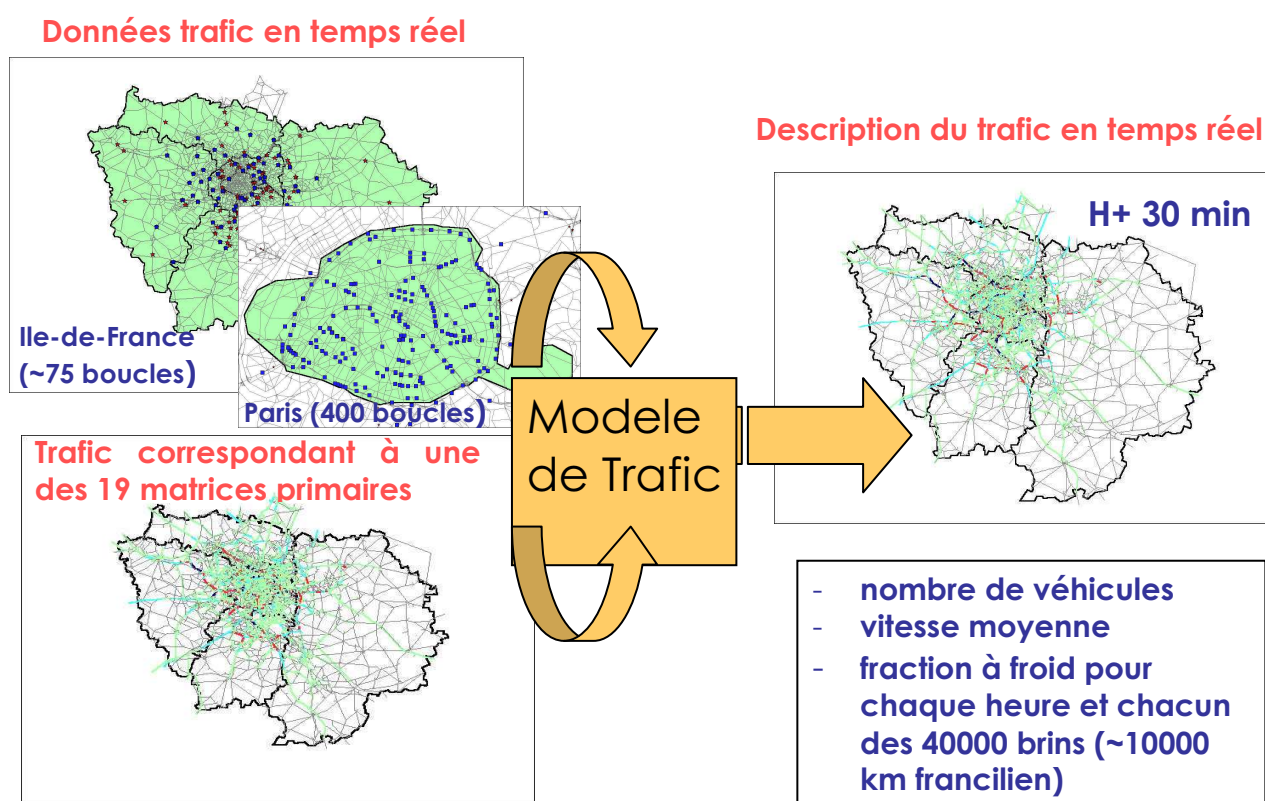


Figure 9 : Schéma de fonctionnement de la chaîne de calcul trafic

A titre d'exemple, la figure 10 présente la cartographie des flux de véhicules sur le domaine d'étude estimés pour une journée d'octobre 2009 à l'heure de pointe du matin.

Le calcul des émissions est réalisé en croisant les informations suivantes :

- Les sorties du modèle de trafic ;
- Les facteurs d'émissions issus de la base de données COPERT4. La mise en place de cette base de données à AIRPARIF en 2008 constitue une évolution majeure du système. Ces facteurs d'émissions dépendent du parc roulant et technologique, de la vitesse des véhicules, de la part des véhicules circulant avec un moteur froid, de la température ambiante ;

- Le parc roulant et technologique. Ces informations permettent de répartir le kilométrage parcouru entre les grandes catégories de véhicule (véhicules particuliers, véhicules utilitaires légers, poids lourds, bus et cars et deux-roues) et au sein de chacune des grandes catégories de véhicules, sur les normes technologiques (EURO1, EURO2...).

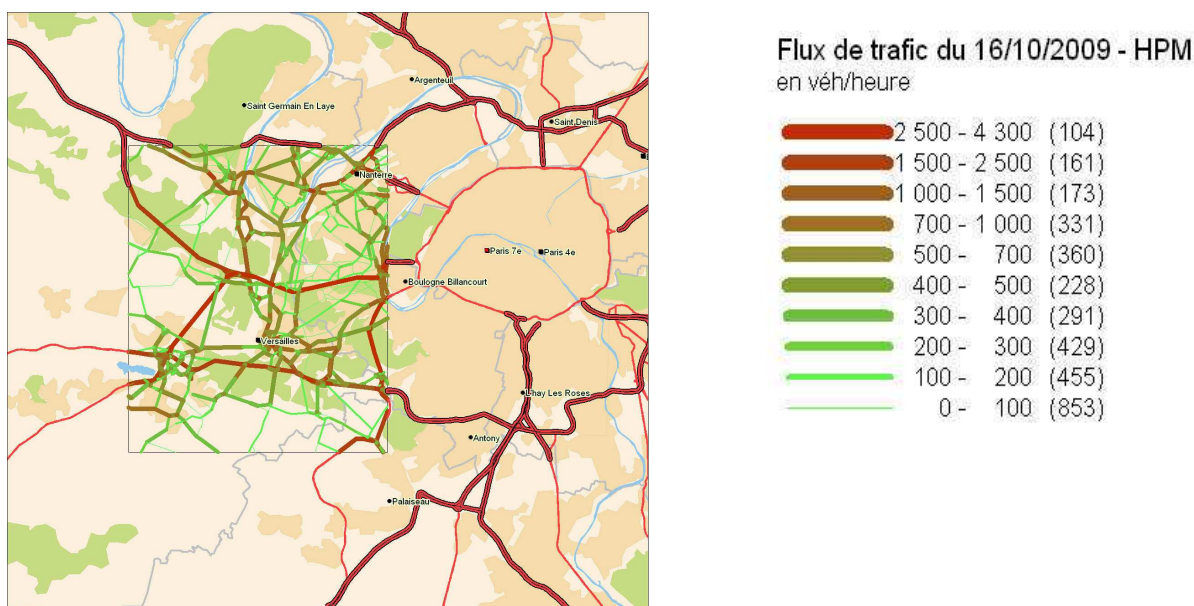


Figure 10 : Exemple de cartographie des flux de trafic sur le domaine d'étude

La figure 11 illustre le schéma d'évaluation des émissions routières.

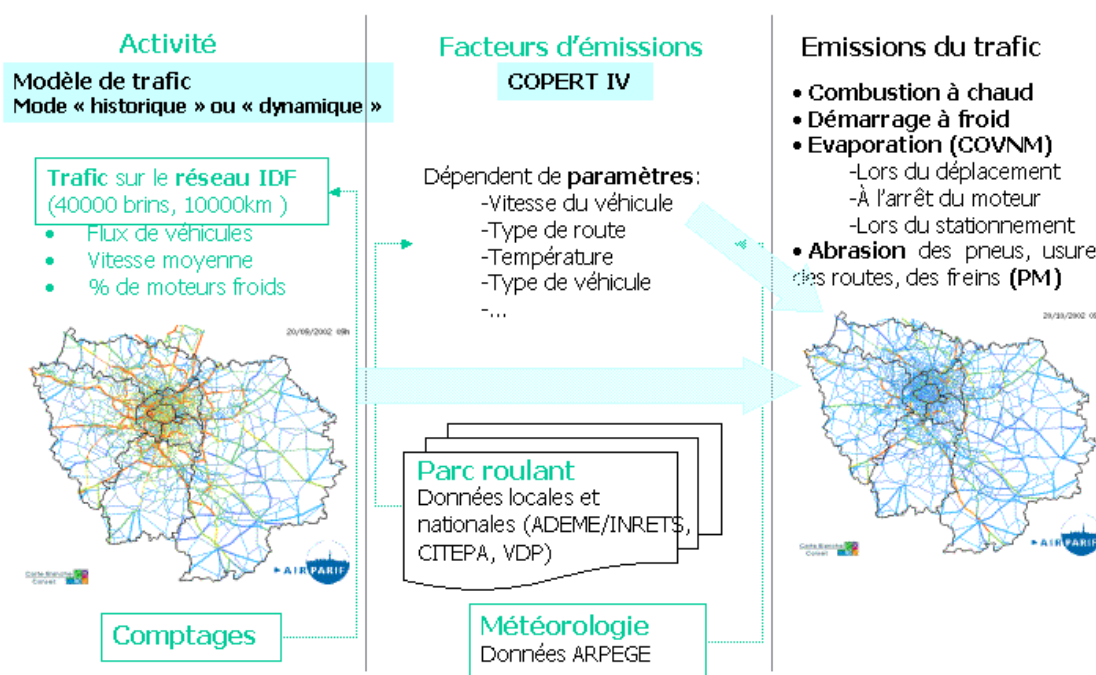


Figure 11 : Schéma de fonctionnement de la chaîne de calcul émissions

En sortie du module de calcul des émissions, on dispose de l'évaluation des émissions sur l'ensemble du réseau routier considéré et en particulier sur les brins correspondant au tunnel.

La figure ci-dessous présente la cartographie des émissions de NO_x engendrées par le trafic routier sur le domaine d'étude estimées pour une journée d'octobre 2009 à l'heure de pointe du soir.



Figure 12 : Exemple de cartographie des émissions de NO_x sur le domaine d'étude

Le calcul des émissions liées au tunnel nécessite une prise en compte spécifique. Ainsi, 2 tunnels ont été pris en compte en plus du Duplex A86 au sein de la plate-forme de cartographie. Ces deux tunnels correspondent au tunnel de Saint-Cloud qui relie le boulevard périphérique à l'autoroute A13 et au tunnel A86 reliant la D913 au pont de Chatou. Leur prise en compte est simplifiée par rapport au traitement des émissions liées au Duplex A86 et consiste à répartir les émissions sur la longueur de ces 2 tunnels au niveau des entrées/sorties.

III.4.3 Modélisation des émissions liées au Duplex A86 Ouest

L'estimation des émissions aux entrées/sorties de tunnel ainsi qu'au niveau des unités de ventilation nécessite de connaître en temps-réel les régimes de fonctionnement de la ventilation sanitaire. A cet effet, un système de transfert de données a été mis en place entre l'A86 et AIRPARIF permettant une fourniture heure par heure de données mesurées par COFIROUTE au sein du tunnel. Ces données proviennent des centrales de contrôle de l'atmosphère disposées au niveau des cantons de ventilation. Dans sa phase VL1, le tunnel est divisé en 2 cantons de ventilation par espace trafic, chacun équipé de 2 centrales de contrôle de l'atmosphère.

Le schéma ci-dessous explicite l'organisation du tunnel en cantons :

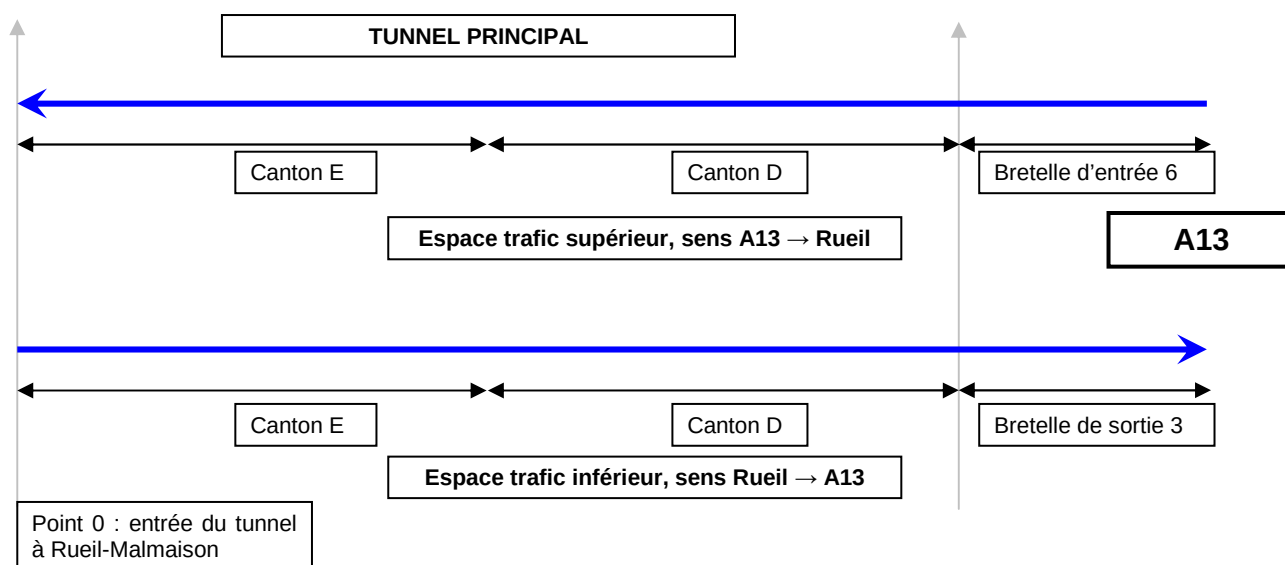


Figure 13 : Schéma d'organisation du tunnel en cantons

III.4.3.1 Spécification des mesures effectuées au sein du Duplex A86 Ouest

Les centrales de contrôle de l'atmosphère mesurant la pollution à l'aide de capteurs de monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote et d'opacité au sein du tunnel ont pour rôle d'assurer la mise en marche de la ventilation et de veiller à ce que les niveaux de concentrations au sein du tunnel ne dépassent pas les seuils réglementaires. Les données mesurées au sein du Duplex A86 ne sont pas mesurées par AIRPARIF mais par le concessionnaire COFIROUTE. Le tableau 1 rappelle les seuils réglementaires dans les tunnels¹².

Polluants	Seuils
CO	50 ppm sur toute période de 30min (57 mg/m ³) 90 ppm sur toute période de 15min (103 mg/m ³)
NO ₂	0.4 ppm sur toute période de 30 min (752 µg/m ³)

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des normes de qualité de l'air en tunnel¹²

En cas d'accident en tunnel, le taux maximal de CO doit être limité à 150 ppm et l'opacité à 9.10^{-3} m^{-1} , en tout point du tunnel et à tout instant [11].

Afin d'assurer un respect de ces valeurs limites, le CETU¹³ **recommande** pour dimensionner les tunnels les valeurs dites de dimensionnement suivantes (cf. tableau 2), pour une situation de trafic établi en valeur horaire et en situation non exceptionnelle [11] :

Polluants	Seuils de dimensionnement en tout point du tunnel
CO	50 ppm
NO ₂	0.4 ppm (752 µg/m ³) à respecter en 2010
Opacité	5.10^{-3} m^{-1}

Tableau 2 : Tableau des seuils de dimensionnement recommandés par le CETU

Concernant la relation entre opacité et particules PM10, le CETU indique qu'elle est complexe car dépendant de la distribution en taille des particules. Néanmoins, des mesures menées par le CETU dans deux tunnels alpins ont montré un facteur de conversion de l'ordre de 1 m^{-1} pour 0.1 g/m^3 soit 1.10^{-3} m^{-1} pour 100 µg/m^3 [11]. C'est ce facteur de conversion qui est retenu dans le programme de traitement des mesures en tunnel au sein du système de cartographie.

Des anémomètres ont également été disposés au niveau des cantons de ventilation afin de contrôler les vitesses maximales de l'air dans le tunnel¹⁴ et le sens de l'écoulement en cas de désenfumage¹⁵. Ces mesures sont opérées par COFIROUTE.

En annexe II.1, sont explicités les capteurs et types de mesures associés.

III.4.3.2 Spécification de la ventilation du Duplex A86 Ouest

Un certain nombre de termes relatifs à la ventilation des tunnels sont explicités dans le glossaire.

La ventilation du tunnel est assurée en partie par l'air apporté par le pistonnement des véhicules. En effet, le courant d'air créé par le mouvement des véhicules permet d'assurer une ventilation naturelle du tunnel par dilution des polluants.

Les centrales de contrôle de l'atmosphère (au nombre de 2 par canton de ventilation) pilotent la mise en fonctionnement de la ventilation par $\frac{1}{2}$ espace trafic. La ventilation hygiénique du tunnel est de type transversale pure, à savoir que le débit d'air extrait est égal au débit d'air insufflé¹⁵, permettant de conserver une vitesse de l'air constante dans le tunnel (au niveau de chaque

12 Circulaire 99.329 du 8 juin 1999 (ministère de la santé)

13 CETU : Centre d'Etudes des Tunnels

14 La reprise ponctuelle ne peut être mise en marche pour un débit pistonné inférieur à $75 \text{ m}^3/\text{s}$

15 Note de synthèse sur la ventilation hygiénique, COFIROUTE, SOCATOP, CSMC06T538A, 22/12/2005

canton). L'air frais est insufflé dans les espaces trafics de manière uniformément répartie tous les 8 m ; de son côté, l'extraction est opérée par des trappes tous les 400 m.

Les unités d'extraction en gaine sont au nombre de 2 par espace trafic pour chacun des cantons, soit 4 pour le Duplex A86 dans sa phase VL1. Par ailleurs, une reprise ponctuelle positionnée au niveau de la sortie de tunnel de Rueil-Malmaison permet d'extraire une partie de l'air pistonné par les véhicules et de limiter la quantité de rejet sortant par la sortie de tunnel. L'air extrait est ensuite rejeté par des cheminées avec une vitesse verticale voisine de 10 m/s.

Dans sa phase VL2, deux unités de ventilation pourront également être utilisées, à savoir celle située au niveau de la RD10 à Viroflay et une seconde au niveau de Pont Colbert à Jouy en Josas. Une reprise ponctuelle assurée par 2 ventilateurs sera également mis en œuvre au niveau du raccordement de Pont Colbert.

Les vitesses de rejet d'air par les cheminées des différentes unités de ventilation sont estimées en exploitant les paramètres suivants : le débit extrait au niveau des ventilateurs du canton et le nombre de registres ouverts.

L'objectif de ces dispositifs est de maintenir une vitesse d'éjection de 10 m/s avec une tolérance de +/- 2 m/s conformément à la condition retenue à la suite des études d'impact des rejets sur l'environnement, à savoir « une vitesse verticale de l'air en sortie des cheminées d'extraction (en ventilation hygiénique) avec une valeur de consigne minimum de 10m/s, quel que soit le régime de fonctionnement des ventilateurs »¹⁵. Pour les unités de Rueil-Malmaison, l'utilisation des registres fonctionnant en tout ou en rien permet d'assurer une vitesse d'éjection de 10 m/s avec une tolérance de 2 m/s. Concernant les unités situées au niveau de l'échangeur de l'A13, les dispositifs permettent d'obtenir une vitesse verticale de 8 m/s pour le régime minimal des ventilateurs, à savoir 30 % du débit nominal d'extraction, cette vitesse pouvant varier entre 8 et 20 m/s sur l'ensemble de leur plage de fonctionnement.

L'ensemble des grandeurs relatives à la ventilation du tunnel proprement dite est fournie en annexe II.2.

III.4.3.3 Evaluation des émissions liées au Duplex A86 Ouest

Le module d'évaluation des émissions au niveau des entrées/sorties de tunnel et au niveau des cheminées des unités de ventilation est basé sur l'exploitation des mesures effectuées au niveau des centrales de contrôle de l'atmosphère.

Au niveau des unités d'extraction en gaine

Compte-tenu de l'espacement régulier de l'extraction au niveau des cantons, on peut considérer que la concentration au niveau des unités d'extraction en gaine correspond à la concentration moyenne sur la longueur du canton¹⁵. Dans le schéma ci-dessous, sont explicitées les différentes longueurs à prendre en considération dans le canton.

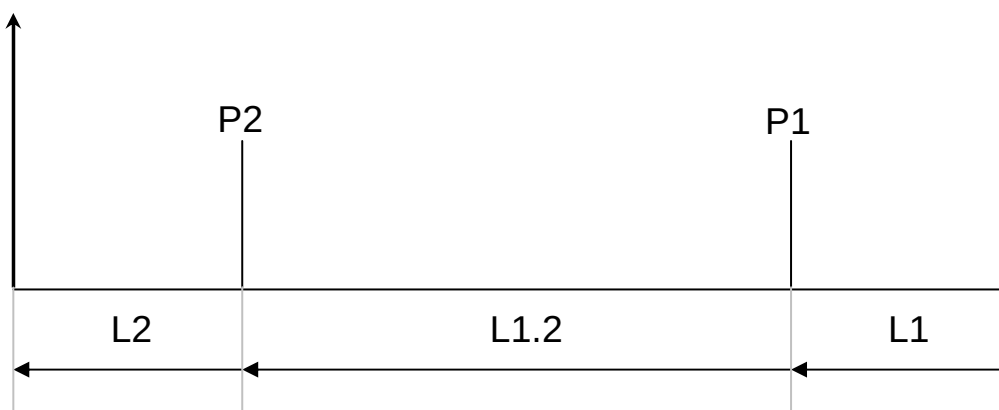


Figure 14 : Schéma du canton

P1 et P2 correspondent aux mesures effectuées au niveau des 2 centrales de contrôle de l'atmosphère au sein du canton.

L1, désigne la longueur entre le point origine du canton et le premier capteur.

L1.2, désigne la longueur entre les 2 capteurs.

L2, désigne la distance entre le second capteur et l'extrémité du canton.

Sur cette base, la concentration moyenne extraite en gaine peut être établie selon l'équation 1¹⁵ :

$$P_{EX} = \frac{1}{2} (P_2 + P_1 + (P_2 - P_1) / L_{1.2} \times (L_2 - L_1))$$

Équation 1

P_{EX} désigne la concentration moyenne extraite en gaine

Au niveau des unités de reprise ponctuelle

Les niveaux de pollution au niveau de la reprise ponctuelle correspondent aux niveaux observés à l'extrémité du dernier canton. Ils peuvent être estimés sur la base de l'équation ci-dessous :

$$P_{rp} = P_2 + (P_2 - P_1) / L_{1.2} \times L_2$$

Équation 2

P_{RP} désigne la concentration extraite au niveau de la reprise ponctuelle

La vitesse d'éjection est déterminée à partir du débit extrait et de la section de rejet.

Les équations précédentes sont applicables lorsque les mesures au niveau de l'ensemble des cantons sont disponibles.

Néanmoins, le système opérationnel nécessite de gérer l'absence éventuelle de données. Une part importante du travail d'AIRPARIF pour évaluer les émissions liées au tunnel a donc été de gérer ces exceptions. Afin de pouvoir continuer à fournir des informations sur la qualité de l'air, un certain nombre de principes ont été définis.

En cas d'absence de fourniture d'informations concernant la ventilation (débits et registres), le système utilise une spécification de la ventilation par défaut. En considérant les prévisions de trafic à l'ouverture et un fonctionnement initial du tunnel durant l'été 2009, il a été supposé par défaut, une absence de mise en fonctionnement de la ventilation sur l'ensemble du tracé du Duplex A86. Ceci a pour conséquence de considérer que l'ensemble de la pollution produite au sein du tunnel est émise au niveau des entrées/sorties.

Considérant des conditions de ventilation connues, l'objectif du module de gestion des exceptions est de pouvoir estimer au niveau des différentes centrales de contrôle de l'atmosphère les concentrations en polluants associées au débit d'air correspondant afin de pouvoir appliquer les équations ci-dessus. Pour ce faire, ce sont les données complémentaires utilisées issues du système HEAVEN qui sont utilisées, à savoir émissions et flux de véhicules. Les émissions permettent de calculer les quantités de polluants produites au sein du tunnel. Le flux de véhicules permet de son côté d'avoir une estimation du débit d'air dû au pistonnement des véhicules et donc, une estimation de la dilution de la pollution émise au sein du tunnel. La loi reliant le flux de véhicules au débit d'air dans le tunnel principal a été établie sur la base des études théoriques de fonctionnement de la ventilation¹⁵. Les conditions de circulation et le pistonnement associé théorique dans les deux sens de circulation ont été exploités pour les heures creuses, heures de pointe du matin et du soir et heures normales. Compte-tenu des sections équivalentes entre les sens de trafic, la loi a été supposée identique sur les 2 espaces trafic. Les deux graphes suivants présentent les résultats des régressions appliquées sur les données théoriques.

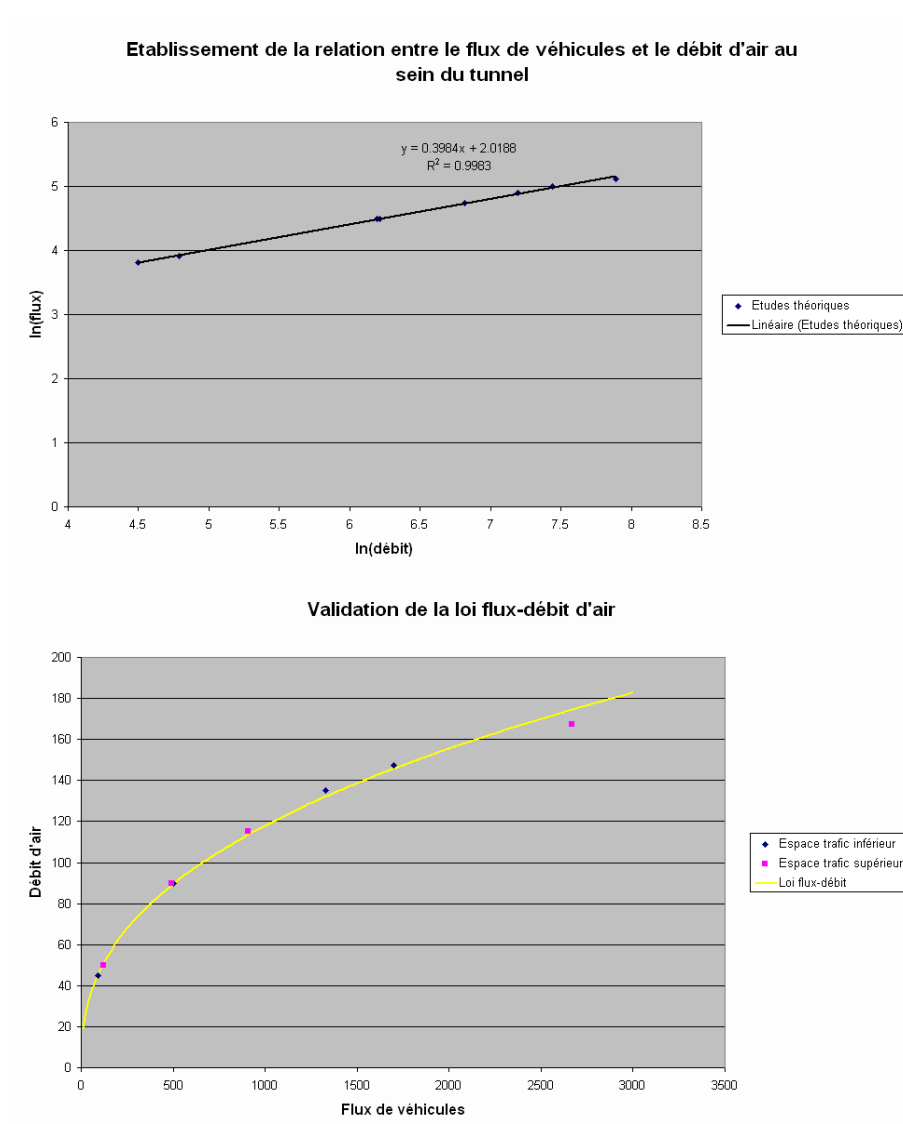


Figure 15 : Etablissement de la loi théorique flux de véhicules – débit d'air

Cette loi s'établit donc selon le modèle suivant :

$$D_{pist} = 7.53 \times F^{0.398}$$

Équation 3

En l'absence de ventilation, le profil d'évolution des concentrations le long du tunnel est linéaire. Cette variation correspond en effet, à l'accumulation de la pollution au sein du tunnel qui est le siège d'un courant d'air longitudinal constant créé par le pistonnage des véhicules. Cette variation doit théoriquement suivre la loi simple suivante :

$$C(x) = C_0 + \frac{N\bar{e}}{Su}x$$

Équation 4

Où, C_0 désigne la concentration en entrée de tunnel, $\bar{e}$, l'émission moyenne de polluant par unité de temps et par véhicule, S et u la section et vitesse de l'air au sein du tunnel, respectivement, N le nombre de véhicule circulant dans le tunnel, x la distance à l'entrée du tunnel.

En revanche, en régime de ventilation transversale pure, la loi d'évolution des concentrations diffère et s'établit comme suit :

$$C(x) = C_0 + \frac{N\bar{e}}{q} \left(1 - e^{-qx/(Su)}\right)$$

Équation 5

Où, C_0 désigne la concentration de l'air frais insufflé, $\bar{e}$, l'émission moyenne de polluant par unité de temps et par véhicule, S et u la section et vitesse de l'air au sein du tunnel, respectivement, N le nombre de véhicules circulant dans le tunnel, q , le débit d'air frais insufflé et x la distance à l'entrée.

La ventilation en gaine étant effectuée par canton de ventilation, l'estimation des concentrations manquantes au niveau d'un canton est réalisée sur la base de cette équation spécifique au canton considéré.

III.4.4 Organisation du calcul d'émissions

Comme indiqué dans les paragraphes précédents, deux calculs distincts sont opérés pour le traitement des émissions.

Le premier calcul quotidien des émissions traite les sources diffuses et ponctuelles du domaine d'étude. Il permet :

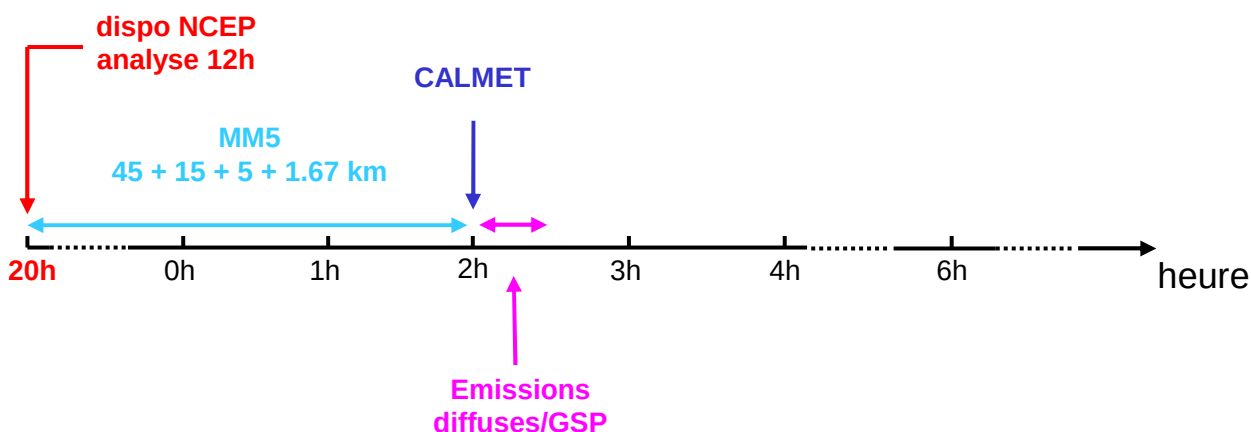
- D'extraire des bases de données les informations sur la période simulée et sur le domaine étudié.
- De réaliser la spéciation¹⁶ des COV (Composés Organiques Volatils) pour l'estimation des émissions de benzène.
- De réaliser la répartition des poussières par classes granulométriques. Six classes de taille associées à un diamètre aérodynamique sont distinguées permettant de caractériser leur sédimentation : 4 classes sont définies sur l'intervalle de taille 0 à 2.5 μm , 1 classe sur la

¹⁶ La spéciation indique la manière dont se répartit une famille de composés chimiques entre les espèces prises séparément.

fraction grossière (2.5 µm à 10 µm) et 1 classe pour les particules très grossières (> 10 µm). La spéciation utilisée pour répartir les émissions de particules primaires entre les différentes classes granulométriques est celle utilisée dans le modèle CHIMERE¹⁷ développé par l'IPSL, le LISA et l'INERIS.

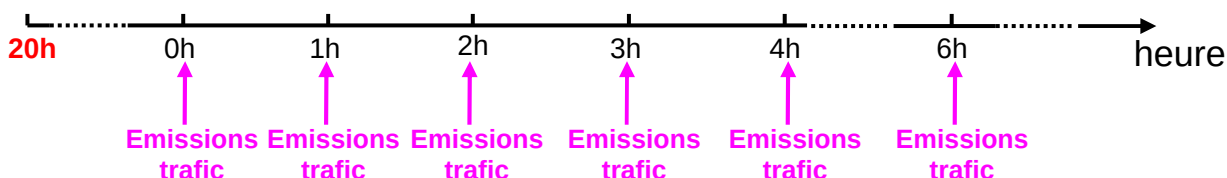
- D'appliquer des paramètres thermodynamiques par défaut pour certaines grandes sources ponctuelles dont les caractéristiques pourraient être incomplètes.

L'organisation des calculs pour ces émissions est la suivante :



Le calcul des émissions liées au trafic routier est réalisé heure par heure. En raison du délai de l'ordre d'1h30 pour la récupération et le traitement des données de comptages trafic, elles sont évaluées sur 3 heures glissantes correspondant pour l'heure courante H, à H-2, pour laquelle on dispose des conditions de trafics observées, H-1 et H, heures pour lesquelles les émissions types sont utilisées. Au niveau de la plate-forme internet de consultation, les cartes pour H-1 et H-2 sont remplacées par les cartes les plus récentes et donc les plus précises. Le calcul des émissions liées au trafic intègre l'évaluation des émissions liées au Duplex A86 Ouest.

L'organisation des calculs de ces émissions est la suivante :



III.5 Modélisation de la dispersion sur le domaine d'étude

Le calcul de dispersion des émissions est opéré sur la base des résultats issus des chaînes de calcul météorologique et de traitement des émissions présentées dans les paragraphes précédents. Pour la mise en place de l'observatoire, il a été décidé d'évaluer les performances de deux types de modèle pour la dispersion à l'échelle locale, un modèle gaussien, ADMS urban [10] développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Consultants Ltd) et distribué en France par la société NUMTECH¹⁸ et le modèle lagrangien CALPUFF [18], développé par l'Atmospheric Study Group du TRC companies¹⁹. Ce choix d'évaluer deux approches différentes est dicté par les caractéristiques

¹⁷ Documentation of the chemistry – transport model CHIMERE [version chimere2008], IPSL, INERIS, LISA - <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere>

¹⁸ www.numtech.fr

¹⁹ www.src.com

et spécificités de ces deux types de modèle. Dans le tableau suivant, sont résumées les caractéristiques des deux modèles.

En résumé de ce tableau, le modèle CALPUFF étant instationnaire, il permet de mieux modéliser des phénomènes variant dans le temps et l'espace, comme les effets d'accumulation par vents faibles ou des effets liés à la présence de singularités topographiques ; ADMS urban, quant à lui est mieux adapté au milieu urbain et à la prise en compte des processus chimiques.

CALMET-CALPUFF	ADMS-Urban
Système recommandé par l'EPA (<u>U.S. Environmental Protection Agency</u>) pour le transport grande échelle de polluants et pour certaines applications de champ proche au cas par cas lorsque les conditions météorologiques sont complexes.	ADMS-Urban est un modèle utilisé très largement en Europe et dans le monde. Il est adapté pour la modélisation de la dispersion en milieu urbain.
CALMET : – Modèle diagnostic – permet de construire un champ météorologique 3D – Interfacé avec MM5 : exploitation des sorties MM5 2 km et interpolation sur une grille à 1km – Prend en compte une topographie complexe – Prend en compte une cartographie d'occupation des sols – Modélisation fine des processus turbulents – Modélisation fine de la dispersion – Modélisation précise des dépôts – Peut prendre en considération mesures Météo-France et sorties MM5 (interpolation)	Prise en compte de la météorologie : – Météorologie homogène sur les domaines considérés – Découpage en domaines de calcul homogènes en terme météo – Prise en compte du relief via le module FLOWSTAR [9] (recalcule des champs de vents et la turbulence) sur la base du vecteur vitesse de vent fourni sur le domaine considéré – Possibilité d'utiliser des rugosités de surface variables
Emissions : Sources ponctuelles pour portails et extracteurs Sources surfaciques pour émissions par le trafic Sources diffuses maillées pour cadastre au km ²	Emissions : Sources ponctuelles pour cheminées Sources linéiques pour émissions par le trafic Prise en compte d'un cadastre d'émission complet (ponctuelle, linéique, surfacique)
Dispersion : – Instationnaire : prise en compte de l'historique d'émission et donc des effets d'accumulation – Dépôt sec et humide pris en compte – Possibilité de spéciation des poussières par classes granulométriques – Prise en compte des bâtiments industriels (prise en compte des sillages derrière les bâtiments)	Dispersion : – Stationnaire : les pas de temps sont considérés indépendamment les uns des autres. Cette approche est limitante sur un grand domaine – Dépôt sec et humide pris en compte – Possibilité de spéciation des poussières par classes granulométriques – Prise en compte des bâtiments industriels
Informatique : Flexibilité parce que les sources sont modifiables : redimensionnement ... Réactivité des développeurs très importante	Informatique : Sources non disponibles : le dimensionnement des domaines devra intégrer les dimensionnements max des tableaux Disponibilité importante de la société NUMTECH

Limites : Temps de calcul : Non fixe car dépendant du nombre de bouffées présentes dans le domaine d'étude. Séparation des runs trafic/diffus : permet de fonctionner sur plusieurs processeurs indépendamment. Possibilité d'élimination de bouffées dans le domaine	Limites : Temps de calcul : Ex : domaine de 5 par 5 km ² , 1800 sources, 10 000 récepteurs + maillage intelligent : 5 heures de calcul pour 3 jours modélisés Possibilités de réduire le temps de calcul
Prise en compte des rues canyon Pas de prise en compte de rues canyon A priori, pas de prise de cet effet sur la zone de calcul	Prise en compte des rues canyon Module de calcul en rue canyon (OSPM)
Chimie Modules chimiques (NO _x , O ₃) non adaptés en champ proche Usuellement, utilisation de régressions statistiques sur la base du réseau de mesures.	Chimie Module chimique (NO, NO ₂ , COV, O ₃) + modèle Boîte Chimie des sulfates

Au niveau de la conception du système de cartographie, il a été convenu d'assurer un développement informatique cohérent entre les deux modèles de dispersion sélectionnés :

- Des développements ont ainsi été réalisés afin que les sorties du modèle CALMET puissent alimenter le module FLOWSTAR qui alimente ADMS-Urban.
- En sortie du module « émissions », des programmes ont été développés afin que les émissions puissent alimenter chacun des 2 modèles de dispersion.
- L'évaluation de la pollution extérieure au domaine d'étude et entrant sur le domaine a été homogénéisée entre les deux chaînes de calcul de la dispersion.

A l'issue de la phase de comparaison, une des deux versions de la plate-forme (CALPUFF vs ADMS-Urban) a été sélectionnée et est actuellement exploitée en mode opérationnel.

Dans la suite du document, sont décrits le traitement appliqué pour l'évaluation de la pollution de fond importée sur le domaine d'étude et les chaînes relatives à chacun des 2 modèles évalués.

III.5.1 Evaluation de la pollution de fond sur le domaine d'étude

Compte-tenu de sa position géographique à l'ouest de l'agglomération parisienne, le domaine d'étude est potentiellement soumis à une pollution importante en provenance du cœur dense de celle-ci. Une attention particulière a été portée afin d'évaluer de la manière la plus précise possible la pollution de fond en provenance d'émissions extérieures au domaine d'étude susceptible de stagner ou de pénétrer au sein du domaine d'étude.

De par cette position périphérique par rapport à l'agglomération, le domaine d'étude est également soumis à des gradients de concentration importants pour les polluants suivis dans le cadre de l'observatoire, en particulier pour le dioxyde d'azote et les particules PM₁₀. Les gradients concernant le benzène, le monoxyde de carbone, l'ozone et les particules PM_{2.5} sont en général moins importants. Afin de prendre en compte ces gradients et de répondre à l'exigence de fourniture de cartographies en temps quasi-réel, ce sont les plates-formes de modélisation de la qualité de l'air ESMERALDA sur l'Île-de-France et PREV'AIR à l'échelle nationale qui sont exploitées pour alimenter l'ObsAirvatoire.

Le système de modélisation régional ESMERALDA est exploité à la résolution 3 km pour fournir les concentrations des polluants gazeux suivants : NO₂, CO, benzène et ozone. Le système national PREV'AIR à la résolution de 50 km permet quant à lui de fournir pour le moment les niveaux de particules PM₁₀ et PM_{2.5}. Lors de la mise en place de l'ObsAirvatoire, la plate-forme de modélisation des aérosols mise en place à AIRPARIF à la résolution de 5 km en avril 2008 n'avait

pas été jugée suffisamment éprouvée pour être exploitée. La plate-forme de modélisation régionale qui sera mise à jour dans les mois à venir permettra d'homogénéiser le traitement des polluants gazeux et particulaires à la résolution 3 km, résolution beaucoup mieux adaptée à l'échelle urbaine et locale.

Les deux systèmes alimentant l'ObsAirvatoire en pollution de fond (c'est-à-dire éloignée de toute influence directe de sources de pollution) étant exploités en prévision, un ajustement des concentrations prévues est opéré sur la base des mesures du réseau permanent d'AIRPARIF. Les mesures exploitées concernent l'ensemble des polluants suivis dans le cadre de l'obsAirvatoire à l'exception du benzène pour lequel nous ne disposons pas de mesures en temps réel. Le couplage entre mesures et sorties de modèle est réalisé en appliquant une méthode d'adaptation statistique simple sur les sorties de modèle, sur 4 heures glissantes. Les stations de mesures utilisées pour corriger les concentrations prévues sont illustrées dans les figures ci-dessous :



Figure 16 : Cartographie des stations de mesure utilisées pour adapter statistiquement les sorties des plates-formes de modélisation de la pollution de fond pour les espèces gazeuses

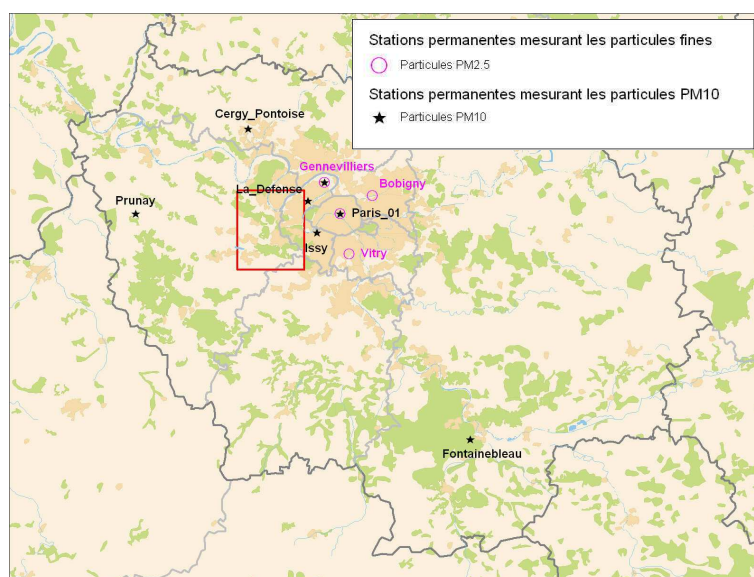


Figure 17 : Cartographie des stations de mesure utilisées pour adapter statistiquement les sorties des plates-formes de modélisation de la pollution de fond pour les espèces particulaires

L'adaptation statistique pratiquée sur les différents polluants pris en compte dans l'observatoire dépend fortement du nombre de stations de mesure du réseau permanent et des typologies associées.

Pour les polluants mesurés par un nombre suffisamment important de stations AIRPARIF permanentes, l'adaptation statistique est opérée sur des stations situées plutôt dans l'ouest de l'Île-de-France et dont les typologies permettent de couvrir l'ensemble des typologies de fond, à savoir urbaine, péri-urbaine et rurale.

Pour le NO₂, 8 stations de mesure sont exploitées, 5 stations de type urbain, 2 stations de type péri-urbain, et une station rurale.

Pour les particules PM₁₀, 7 stations de mesure sont exploitées, 5 stations de type urbain et 2 de type rural.

Pour l'ozone, les 10 stations exploitées se répartissent en 4 stations de type urbain, 3 stations de type péri-urbain et 3 stations de type rural.

Pour les autres polluants, ce sont toutes les stations de fond du réseau permanent qui sont utilisées : 4 stations de type urbain pour les particules fines PM_{2.5} et 3 stations, 2 de type urbain et 1 de type péri-urbain pour le CO.

Le benzène est le polluant pour lequel aucune mesure automatique horaire n'est disponible, compte-tenu de la méthode de mesure utilisée qui fait appel à des mesures en laboratoire.

Concernant l'ozone, s'il n'est pas modélisé explicitement au sein de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, il est en revanche cartographié sur le domaine d'étude. Cette cartographie est obtenue en corrigeant les sorties de modélisation grande échelle à l'aide des mesures du réseau permanent par la méthode d'adaptation statistique présentée précédemment. Ce sont ces sorties qui sont directement présentées sur le site internet de l'ObsAirvatoire.

III.5.2 Chaîne CALPUFF

Le modèle de dispersion CALPUFF est maintenu et développé par TRC. Il a été adopté par l'EPA (U.S. Environmental Protection Agency) comme modèle de référence pour la modélisation de la qualité de l'air à grande échelle et pour certaines applications de champ proche en conditions météorologiques complexes. On peut considérer que c'est cette dernière application du modèle qui correspond le mieux à l'utilisation qui est faite dans le cadre de l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

Le modèle CALPUFF est un modèle instationnaire, lagrangien de dispersion de bouffées gaussiennes. Il est multicouches et multi-espèces et permet de modéliser les effets de conditions météorologiques variant dans l'espace et le temps. Il est totalement interfacé avec le logiciel météorologique CALMET permettant une prise en compte fine de l'influence de la topographie. Une description complète de CALPUFF est fournie en ANNEXE III.1.

Pour simplifier, la modélisation lagrangienne consiste à suivre des particules ou bouffées émises depuis les sources de pollution le long de leurs trajectoires. Dans le cas d'un modèle de bouffées gaussiennes, ce sont des distributions gaussiennes de concentration qui sont transportées par la météo. 2 types de bouffées peuvent être utilisées pour la modélisation, les bouffées appelées « circulaires » par abus de langage sont symétriques sur l'horizontale (*puff*) et les bouffées allongées (*slug*). Dans le cadre de l'ObsAirvatoire, c'est la seconde formulation qui est retenue car elle permet de modéliser de façon plus précise les concentrations à proximité des sources émettrices.

III.5.2.1 Météorologie de la zone d'étude

Les données météorologiques utilisées par le modèle CALPUFF coïncident avec les sorties du modèle CALMET (Cf. III.3). La météorologie utilisée est donc 3D et exploite l'ensemble des informations haute résolution issues du calcul MM5.

III.5.2.2 Modélisation des sources sur le domaine d'étude

En ce qui concerne les sources d'émission liées au cadastre des émissions, 2 types de sources sont utilisées.

Les sources ponctuelles permettent de modéliser les sources canalisées du domaine d'étude. Afin de caractériser l'évolution des panaches de ces sources, les paramètres suivants doivent être renseignés :

- Diamètre de cheminée
- Débit des rejets
- Température d'éjection
- Hauteur de cheminée
- Hauteur de la base

Ces grandeurs sont en général fournies dans le cadastre régional des émissions. Lorsqu'elles sont absentes, des données par défaut sont exploitées.

Les sources d'émissions qui ne sont pas canalisées et qui ne sont pas liées au trafic routier sont traitées au travers du cadastre kilométrique, fourni sur un maillage de 1 km². Ces sources d'émission qui correspondent aux sources diffuses sont traitées au sein de la plate-forme de cartographie en tant que sources volumiques. Ce type de source se caractérise par un volume initial de diffusion des émissions décrit par les deux coefficients de dispersion horizontal σ_{y0} et vertical σ_{z0} .

En ce qui concerne les émissions liées au trafic et au tunnel, 2 types de sources sont utilisées. Les sources liées aux sections de route aériennes sont traitées en tant que sources surfaciques. Les « brins » routiers sont représentés par des quadrilatères de longueur, la longueur du brin et de largeur 10 m. Les sources liées aux entrées/sorties de tunnel sont traitées comme sources surfaciques de longueur 150 m et de largeur 10 m. Les émissions associées à ces sources correspondent aux émissions accumulées sur la longueur du tunnel considéré. Cette longueur de 150 m a été sélectionnée sur la base de mesures effectuées sur maquette hydraulique et prenant en compte une sortie de tunnel en tranchée ouverte [7]. Bien sûr, ce paramètre dépend de la configuration de la sortie de tunnel : il est ajustable et sera calibré de manière plus précise lors de l'évaluation de l'état final de VL1 courant 2010. La dilution des polluants sur la verticale au niveau des entrées/sorties de tunnel est considérée comme accrue par rapport à la dilution initiale des polluants sur les sections aériennes.

Les sources liées aux unités de ventilation sont traitées en tant que sources ponctuelles.

III.5.2.3 Cartographie de la pollution

Les cartographies de pollution sont obtenues en exploitant un réseau de récepteurs. Ces récepteurs sont de deux types :

- Une grille de récepteurs de résolution 250 m permet en particulier de renseigner les concentrations de fond du domaine d'étude.
- Un ensemble de récepteurs discrets non régulièrement espacés permet d'obtenir de manière finement résolue les champs de concentration à proximité des voies de circulation considérées dans le domaine d'étude. Ces récepteurs sont positionnés selon des transects autour des brins exploités dans la modélisation. Les transects sont espacés de 100 m le long des brins de trafic et chacun contient 4 récepteurs disposés de part et d'autre de la route à respectivement 3 et 70 m du bord. En moyenne, sur l'ensemble du domaine d'étude, la résolution est voisine de 100 m, dans une bande de 100 m autour des axes de circulation, elle est voisine de 40 m.

A des fins de validation, des récepteurs ont été ajoutés au niveau des capteurs placés lors des campagnes de mesure. Un récepteur a été positionné dans le modèle au niveau de chacun des tubes passifs en situation de fond ou en situation influencée (par une source de pollution). Au niveau des stations automatiques (qui correspondent aux stations mobiles et aux deux stations du réseau permanent d'AIRPARIF Versailles et Garches) ainsi que des tubes passifs positionnés en

proximité au trafic, un réseau de récepteurs permet d'estimer la distribution spatiale des niveaux de concentrations. Les comparaisons mesures-modèle sont effectuées sur le meilleur récepteur en termes de concentration horaire. Pour les stations automatiques, une grille de 100 récepteurs espacés de 20 m est utilisée ; pour les stations en proximité au trafic, c'est une grille de 100 récepteurs espacés de 5 m qui est utilisée en raison de gradients de concentrations qui peuvent être très importants dans ces zones.

Les récepteurs utilisés pour cartographier la pollution sont présentés en figure 18, les récepteurs pour la validation en figure 19.

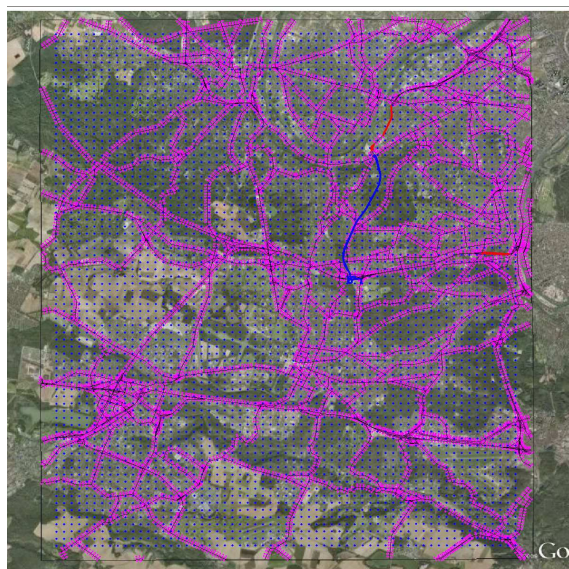


Figure 18 : Cartographie des récepteurs utilisés pour la cartographie des concentrations - en rose : récepteurs discrets, en bleu : grille de récepteurs (fond de carte Google Earth)

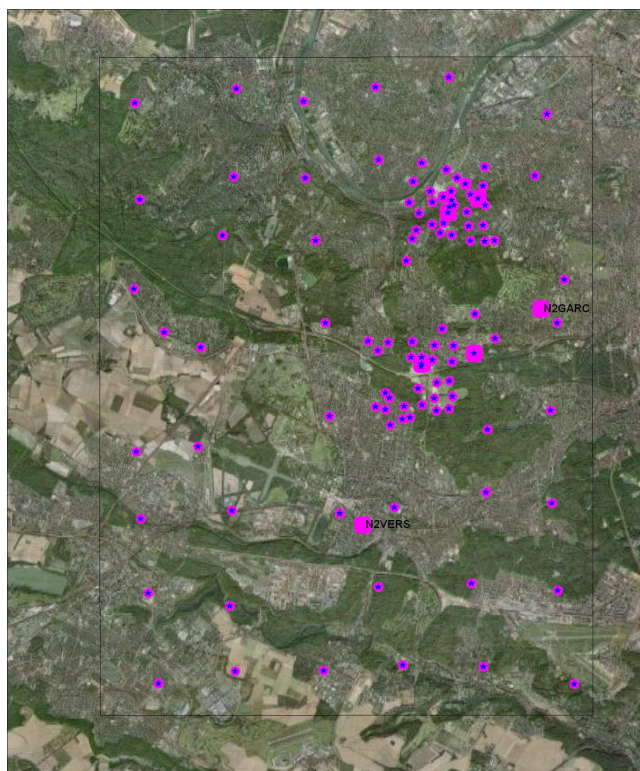


Figure 19 : Cartographie des récepteurs utilisés pour la validation de l'observatoire - en bleu : sites de mesure ; en rose : récepteurs utilisés dans le modèle de dispersion (fond de carte Google Earth)

III.5.2.4 Modélisation des polluants

Les polluants modélisés par le modèle de dispersion sont traités en tant qu'espèces passives, signifiant que les réactions entre polluants ne sont pas prises en compte : cette approche permet d'optimiser les calculs de dispersion en distribuant le traitement des sources prises en compte entre les différents processeurs des serveurs de calcul exploités. Le principe de fonctionnement de la chaîne de calcul de la dispersion est explicité dans le paragraphe III.5.2.6.

Les polluants modélisés par CALPUFF sont :

- Les oxydes d'azote (NO_x). Un traitement particulier est appliqué pour ce polluant permettant de calculer la répartition entre le monoxyde et le dioxyde d'azote.
- Le monoxyde de carbone (CO).
- Le benzène (C_6H_6).
- Les particules PM10 et les particules fines PM2.5.

Traitement des NO_x :

La répartition des concentrations de NO_x issues du calcul de dispersion et de la prise en compte des concentrations de fond en NO et NO_2 est réalisée en exploitant les mesures du réseau automatique d'Airparif. Une analyse statistique est appliquée sur les mesures de NO_x sur 3 heures glissantes de certaines stations du réseau permanent. Cette relation devant permettre de définir la manière dont se répartissent les oxydes d'azote entre la zone de proximité au trafic et la zone caractéristique de la pollution de fond, les stations sélectionnées pour l'établissement de cette relation sont représentatives de ces 2 échelles.

Les stations de proximité au trafic prises en compte sont les stations :

- Quai des Célestins (CELE)
- A1 située en bordure de l'autoroute A1 à Saint-Denis (A1)
- Bonaparte, rue Bonaparte (BONA)
- Basch, place Victor Basch (BASC)
- Auteuil, en bordure du périphérique (AUT)
- Elysées, située avenue des Champs-Élysées (ELYS)

Les stations de fond utilisées pour compléter le dispositif d'évaluation de la répartition des NO_x entre NO et NO_2 sont les stations situées autour ou dans le domaine d'étude :

- Argenteuil (ARG)
- La Défense (DEF)
- Garches (GARC)
- Issy-les-Moulineaux (ISSY)
- Mantes-la-Jolie (MANT)
- Paris 1er Les Halles (PA1H)
- Rambouillet (R-SO)
- Versailles (VERS)
- Cergy-Pontoise (CERG)
- Neuilly-sur-Seine (NEUI)
- Gennevilliers (GEN)

En figure 20 sont présentés les sites de mesure utilisés pour le calcul des concentrations en NO et NO_2 .

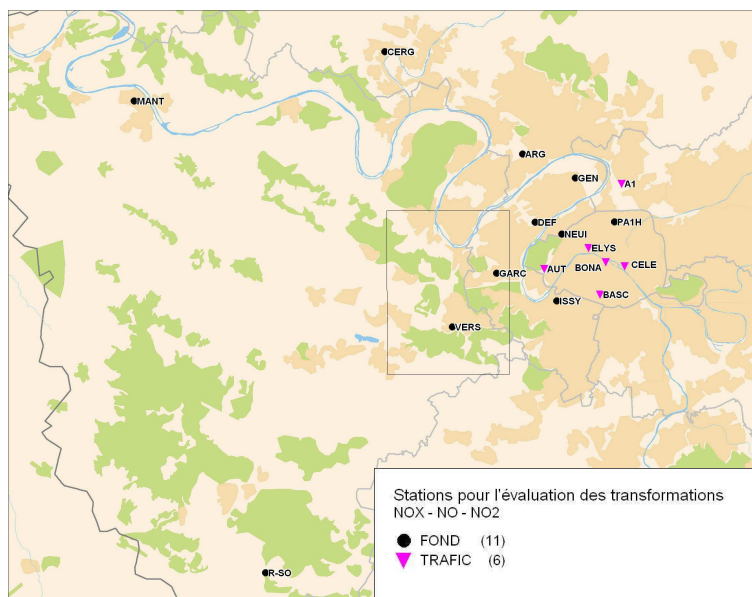


Figure 20 : Cartographie des stations de mesures utilisées pour calculer la répartition des NO_x entre NO et NO₂

La forme de la relation statistique paramétrée par régression linéaire est basée sur l'équation ci-dessous :

$$\frac{[NO_2]}{[NO_x]} = A \times [NO_x]^B$$

$$\ln\left(\frac{[NO_2]}{[NO_x]}\right) = A' + B \ln[NO_x]$$

Où $[NO_x]$ et $[NO_2]$ sont exprimés en ppm

Équation 6 : Equation reliant la concentration en NO_x à la concentration en NO₂

Cette loi est proche de ce qui est utilisé comme loi empirique de conversion des NO_x en NO₂. L'originalité de l'approche proposée consiste dans l'établissement d'une relation spécifique pour chaque simulation établie sur la base des mesures du réseau permanent sur 3 heures glissantes. Dans la figure 21, est présenté un exemple du traitement appliqué.

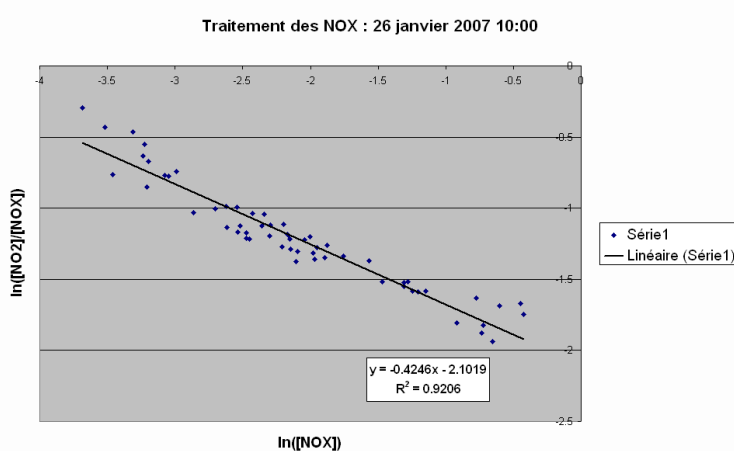


Figure 21 : Exemple de traitement appliqué pour la journée du 26 janvier 2007 à 10:00

Sur la base de l'exemple précédent, la relation entre la concentration en NO_x et NO_2 s'établit pour cette heure simulée selon l'équation 7 :

$$\frac{[NO_2]}{[NO_x]} = 0.122 \times [NO_x]^{-0.4246}$$

$$\text{Soit, } [NO_2] = 0.122 \times [NO_x]^{0.5754}$$

Équation 7

où, $[NO_x]$ et $[NO_2]$ sont exprimés en ppm

La concentration en NO est obtenue par différence.

Cette méthodologie présente l'inconvénient d'exploiter des stations trafic situées dans le cœur dense de l'agglomération avec un fond urbain en NO_2 globalement plus important que sur le domaine d'étude. La relation ainsi établie peut donc potentiellement produire des surestimations des concentrations en NO_2 .

Traitement des poussières :

Le comportement des poussières dans l'atmosphère diffère sensiblement de celui des gaz en particulier en ce qui concerne le dépôt sec. Il s'agit du dépôt de polluants en l'absence de précipitations. Le dépôt sec des particules incorpore en plus des effets gravitaires liés à la taille, et donc à la masse des particules. La prise en compte des particules est réalisée au sein du système en considérant leur distribution en taille. Les sections utilisées dans le modèle de dispersion sont présentées dans la figure ci-dessous.

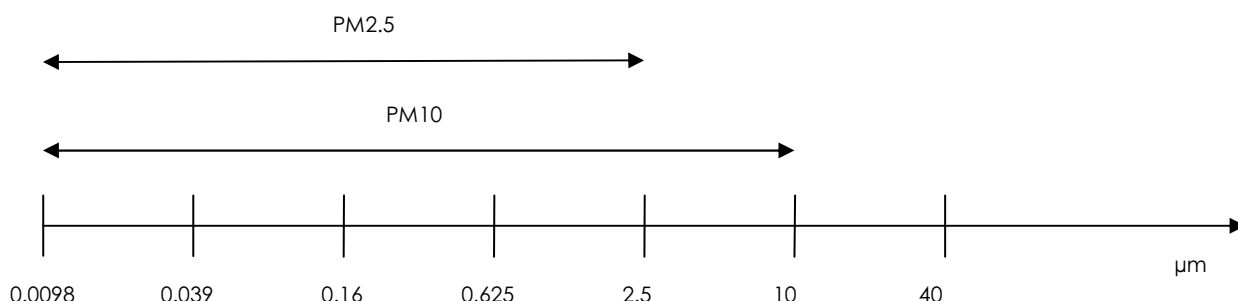


Figure 22 : distribution granulométrique utilisée pour la modélisation des particules

Les distributions granulométriques des particules émises sont définies selon deux modes, un mode fin et un mode grossier. Ces deux modes sont caractérisés par une distribution en taille de type log-normale caractérisée par les deux paramètres, diamètre géométrique moyen et déviation standard géométrique.

Les distributions utilisées pour les modes fins et grossiers sont fournies dans le tableau ci-dessous :

Espèce considérée	Diamètre géométrique moyen (μm)	Déviation standard géométrique (μm)
PPM_fin (PM2.5)	0.11	1.6
PPM_coa (PM10-PM2.5)	4	1.1

Tableau 3 : tableau des distributions utilisées à l'émission pour les sources de particules primaires

Traitement du benzène :

Le benzène est un polluant particulier au sein de l'ObsAirvatoire A86 Ouest. En effet, contrairement aux autres polluants suivis, aucune mesure horaire n'est disponible en opérationnel avec un taux fonctionnement suffisant. Les mesures automatiques de fond disponibles au niveau de la station des Halles sont réalisées à l'aide d'un appareil automatique de type GC-FID nécessitant un suivi et des maintenances régulières. Elles n'ont pas un taux de fonctionnement suffisant pour être exploitées au sein du système opérationnel. Un second facteur d'incertitude concernant ce composé tient à ce que les émissions de benzène ne sont pas évaluées sur la base de facteurs d'émission propres mais sont obtenus par spéciation des Composés Organiques Volatils Non Méthaniques.

Compte-tenu de ces incertitudes, une méthode de correction des concentrations de benzène a été développée. Elle est basée sur l'exploitation conjointe des facteurs de correction appliqués sur les NO₂ (coefficients de régression établis pour le couplage entre mesures et résultats de modélisation), d'une loi de régression entre le benzène et les NO₂ ainsi que d'un facteur de correction sur les sorties de modélisation du benzène.

La loi liant la concentration en NO₂ corrigée à la concentration en NO₂ issue du système de prévision à l'échelle régionale :

$$[NO_2]_{\text{corrigé}} = A + B[NO_2]_{\text{modèle}} \quad (\text{en ppb})$$

Cette relation exprimée en µg/m³, s'écrit comme suit :

$$[NO_2]_{\text{corrigé}} \times \frac{M_{NO_2}}{V_{MOL}} = A \times \frac{M_{NO_2}}{V_{MOL}} + B \times \frac{M_{NO_2}}{V_{MOL}} [NO_2]_{\text{modèle}}$$

V_{MOL} désigne le volume molaire de l'air

Soit,

$$[NO_2]_{\text{corrigé}} = A' + B \times [NO_2]_{\text{modèle}} \quad (\text{en } \mu\text{g/m}^3)$$

La loi reliant les concentrations mesurées en benzène et en NO₂ a été construite sur la base des mesures automatiques obtenues au niveau de la station des Halles sur 6 mois de l'année 2007. Elle est formulée à l'aide de l'équation suivante :

$$[C_6H_6]_{\text{mesure}} = \alpha + \beta [NO_2]_{\text{mesure}} \quad (\text{en } \mu\text{g/m}^3)$$

Dans le diagramme de dispersion suivant sont présentées en abscisse les concentrations horaires en NO₂ et en ordonnée les concentrations horaires en benzène :

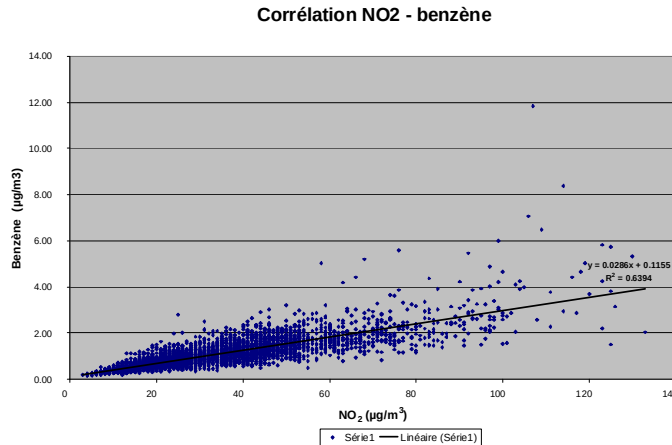


Figure 23 : Diagramme de dispersion entre mesures de dioxyde d'azote et mesures de benzène au niveau de la station de fond des Halles

Dans la suite du paragraphe, la concentration en benzène « modèle » $[C_6H_6]_{\text{modèle}}$ désigne la concentration en benzène issue du système de modélisation régionale, débiaisée c'est-à-dire corrigée des artéfacts liés à la modélisation du benzène. Le facteur de correction appliqué a été établi sur la base de l'exploitation des mesures et des sorties du système de prévision ESMERALDA au niveau de la station de mesure des Halles équipée du GC-FID. Dans la figure 24, le diagramme de dispersion entre les mesures et les sorties en benzène du système de modélisation est présenté.

Diagramme de dispersion des concentrations mesurées et modélisées à la station des Halles

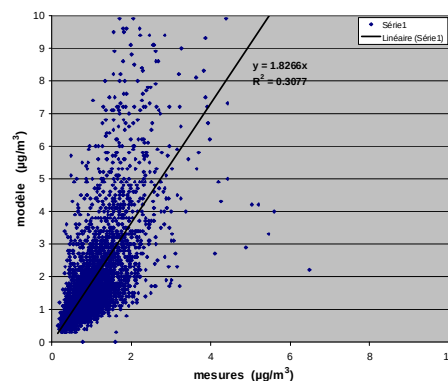


Figure 24 : Diagramme de dispersion entre les mesures de benzène et les sorties du système de modélisation à l'échelle régionale au niveau de la station de fond des Halles

On peut donc écrire pour les concentrations modélisées :

$$[C_6H_6]_{\text{modèle}} = \alpha + \beta [NO_2]_{\text{modèle}} \quad (\text{en } \mu\text{g/m}^3)$$

Après calcul, on arrive à la formulation suivante exprimant la concentration en benzène corrigée en fonction de la concentration en benzène modélisée :

$$[C_6H_6]_{\text{corrigé}} = B([C_6H_6]_{\text{modèle}} - \alpha) + \alpha + A'\beta \quad (\text{en } \mu\text{g}/\text{m}^3)$$

III.5.2.5 Prise en compte de la pollution de fond

La pollution de fond au sein du domaine d'étude évaluée sur la base de la méthodologie décrite au paragraphe III.5.1 résulte à la fois de la pollution en provenance de l'extérieur du domaine d'étude (d'origine régionale) et de la pollution de fond issue des sources prises en compte à l'intérieur du domaine d'étude. Ainsi, la somme de cette pollution de fond régionale et de la contribution interne issue du modèle de dispersion occasionne ce que l'on appelle un « double comptage », la contribution des sources locales étant à la fois prise en compte dans la pollution régionale mais également dans le calcul de dispersion local.

Afin d'éviter ce double comptage, l'évaluation de la pollution de fond présente au sein du domaine d'étude et liée aux sources extérieures est construite par la spatialisation de la différence entre la pollution de fond corrigée issue du modèle régional et la pollution issue de la modélisation locale au niveau d'un certain nombre de récepteurs de référence. Le champ résultant évalué au niveau de chacun des récepteurs est ensuite ajouté à la contribution locale pour estimer les concentrations finales sur le domaine de calcul.

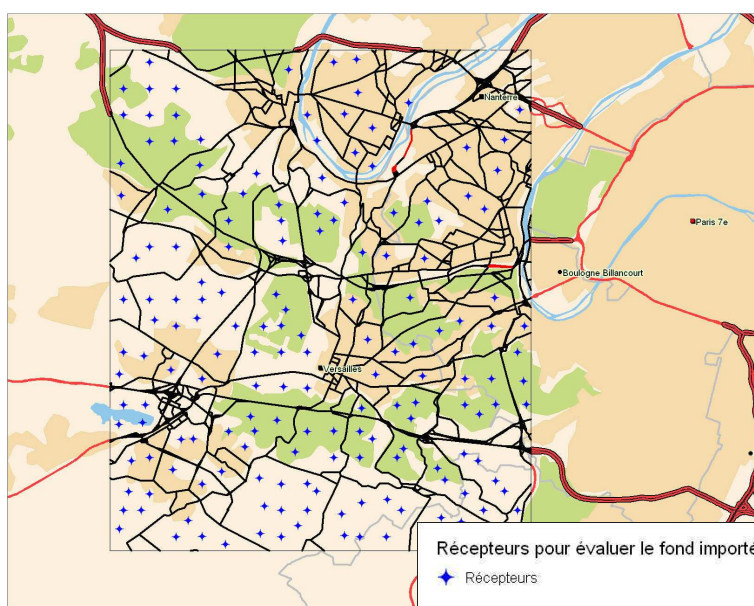


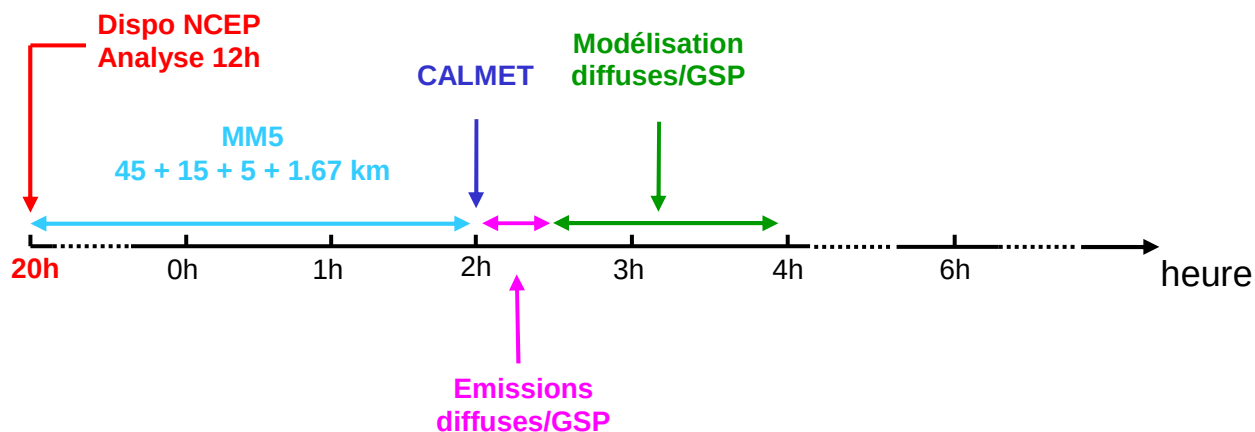
Figure 25 : Cartographie des récepteurs utilisés pour l'évaluation de la pollution de fond importée

III.5.2.6 Organisation des calculs de dispersion

L'évaluation des champs de concentration est effectuée en deux calculs distincts considérant les deux types d'émission spécifiés au paragraphe III.4.4.

Le calcul quotidien de la dispersion des émissions des sources diffuses et ponctuelles du domaine d'étude suit le calcul des émissions.

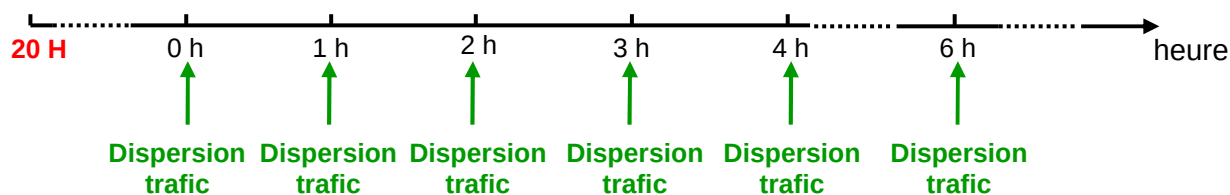
L'organisation des calculs de dispersion des sources diffuses et ponctuelles est la suivante :



Les 8 processeurs du serveur sont exploités en opérationnel et le temps de calcul peut être estimé à 2 heures environ pour traiter la journée courante et le lendemain. Les polluants étant considérés comme inertes, les concentrations résultantes sont obtenues en ajoutant les contributions issues des différents calculs.

Le calcul de la dispersion liée au trafic routier est réalisé heure par heure. Comme pour les émissions, les concentrations sont évaluées sur 3 heures glissantes correspondant pour l'heure courante H, à H-2, pour laquelle on dispose des conditions de trafics observées, H-1 et H, heures pour lesquelles la dispersion est réalisée sur la base d'émissions types.

L'organisation des calculs de dispersion des émissions routières est la suivante :



A la manière du calcul effectué sur les sources diffuses et ponctuelles, le calcul de la dispersion des sources routières est distribué sur les différents processeurs d'un serveur de calcul : 4 processeurs sont exploités pour assurer les besoins de l'ObsAirvatoire et le temps de calcul nécessaire pour traiter les 3 heures simulées se situe généralement entre 20 min et 1 heure. En raison du type de logiciel de dispersion utilisé qui est lagrangien, le temps de calcul n'est pas constant puisque dépendant du nombre de « bouffées » présentes dans le domaine de calcul.

Heure par heure, les contributions issues à la fois du calcul quotidien et du calcul horaire sont ajoutées pour cartographier la pollution.

III.5.3 Chaîne ADMS-Urban

Le modèle ADMS-Urban, qui a également été mis en œuvre dans le cadre de ce projet, est disponible dans l'environnement WINDOWS. Il intègre plusieurs modèles dédiés au calcul des concentrations de polluants en milieu urbain.

C'est un modèle stationnaire, gaussien dit de nouvelle génération pour les sources explicites (sources ponctuelles et sources linéiques), imbriqué dans un modèle semi-Lagrangien pour le traitement d'un cadastre des émissions maillé. Une description plus complète du modèle ADMS-Urban est fournie en ANNEXE III.2.

Dans les simulations menées avec ADMS dans le cadre de la mise en place de l'ObsAirvatoire, les effets du relief et de rugosité du sol ont été pris en compte.

III.5.3.1 Météorologie de la zone d'étude

Le modèle FLOWSTAR intégré au sein d'ADMS-Urban permet de calculer un écoulement moyen et les caractéristiques de turbulence au sein de la couche limite atmosphérique au niveau des zones complexes. Il est décrit de manière plus complète en ANNEXE I.3.

Contrairement à CALMET qui exploite les informations 3D en provenance du modèle MM5, le modèle FLOWSTAR est alimenté par des données météorologiques au niveau d'un seul point qui doit être représentatif de conditions synoptiques. Les données météorologiques utilisées correspondent à l'extraction au niveau de la station de TRAPPE des sorties du modèle CALMET : les paramètres extraits sont la vitesse et la direction du vent, la température, la longueur de Monin-Obhukov qui permet de caractériser la stabilité atmosphérique et les conditions de dispersion, la hauteur de couche limite et la radiation solaire au sol. A partir de cette station « virtuelle », FLOWSTAR construit un champ météorologique 3D prenant en compte le relief et les contrastes spatiaux en termes de rugosité.

III.5.3.2 Modélisation des sources sur le domaine d'étude

Comme dans la chaîne exploitant le modèle CALPUFF, l'ensemble des sources de pollution sont traitées par le modèle ADMS-Urban : les émissions industrielles et diffuses sont tirées de l'inventaire régional, les émissions routières du système temps-réel HEAVEN calculées heure par heure à partir de comptages du réseau routier francilien.

La répartition des émetteurs est la suivante :

- 2687 sources routières modélisées à l'aide de segment de droite.
- 304 sources maillées coïncidant avec le cadastre des émissions et modélisées à l'aide de sources volumiques.
- 26 émetteurs industriels considérés comme sources ponctuelles.

Le modèle ADMS-Urban étant limité à 1500 sources routières dans sa version 2.0, le traitement des 2687 sources routières a donc été réalisé en considérant 3 zones du Nord au Sud présentées dans la figure ci-dessus.

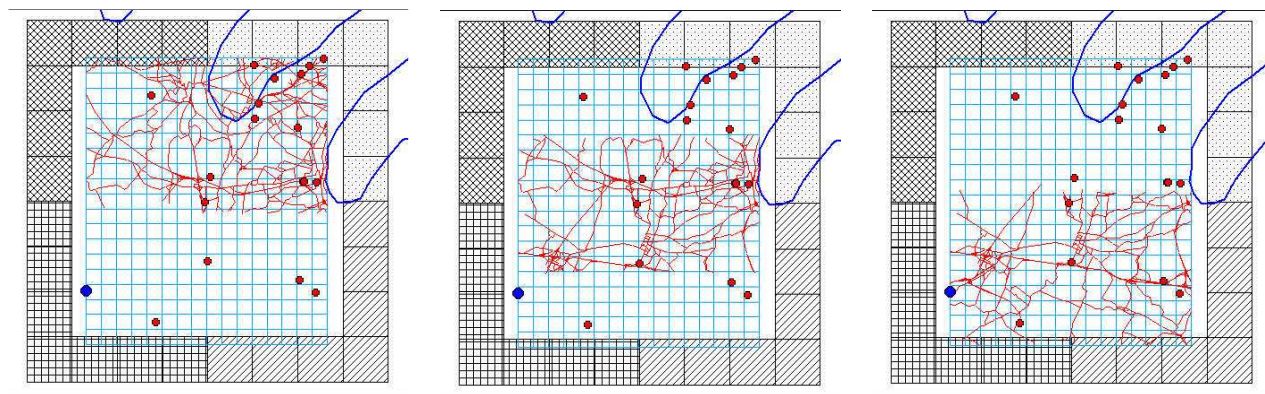


Figure 26 : découpage du domaine d'étude en 3 zones de calcul

III.5.3.3 Cartographie de la pollution

La cartographie de la pollution est obtenue en utilisant un réseau de récepteurs qui peut combiner, comme pour CALPUFF, une grille régulière de récepteurs ou un ensemble de récepteurs discrets positionnés selon les besoins de l'utilisateur.

Dans le cadre de la mise en place de l'Observatoire, c'est le même réseau de récepteurs qui a été utilisé pour le modèle CALPUFF et le modèle ADMS-Urban.

III.5.3.4 Modélisation des polluants

Les polluants pris en compte dans ADMS-Urban sont strictement identiques à ceux modélisés par CALPUFF. Ils sont tous traités explicitement.

Concernant le traitement des particules par ADMS-Urban, les 6 classes granulométriques exploitées en émission et décrites au paragraphe III.5.2.4 ont été utilisées.

Concernant le dioxyde d'azote et l'ozone, leur modélisation repose sur l'utilisation d'un mécanisme chimique simple, le modèle GRS (Generic Reaction Scheme) [20] : ce modèle permet de modéliser la formation de polluants secondaires tels que l'ozone et le dioxyde d'azote. Il met en jeu les espèces suivantes, NO, NO₂, O₃ et les COV. Il incorpore également la chimie des sulfates.

III.5.3.5 Prise en compte de la pollution de fond

Au sein du système de modélisation ADMS-Urban, la pollution de fond est fournie sous la forme d'une série temporelle de valeurs de concentration. Coïncidant avec la pollution de fond importée, la série temporelle fournie doit correspondre aux concentrations au vent du secteur d'étude. Cette série temporelle est définie sur la base de l'évaluation de la pollution de fond importée décrite au paragraphe III.5.1 et donc en fonction du secteur de vent considéré. 4 secteurs de vent ont ainsi été considérés : selon la direction du vent, la valeur moyenne de 7 « mailles » (représentant un secteur) est utilisée comme condition d'import en entrée du modèle.

La prise en compte de l'import dans ADMS-Urban est illustrée en figure 27.

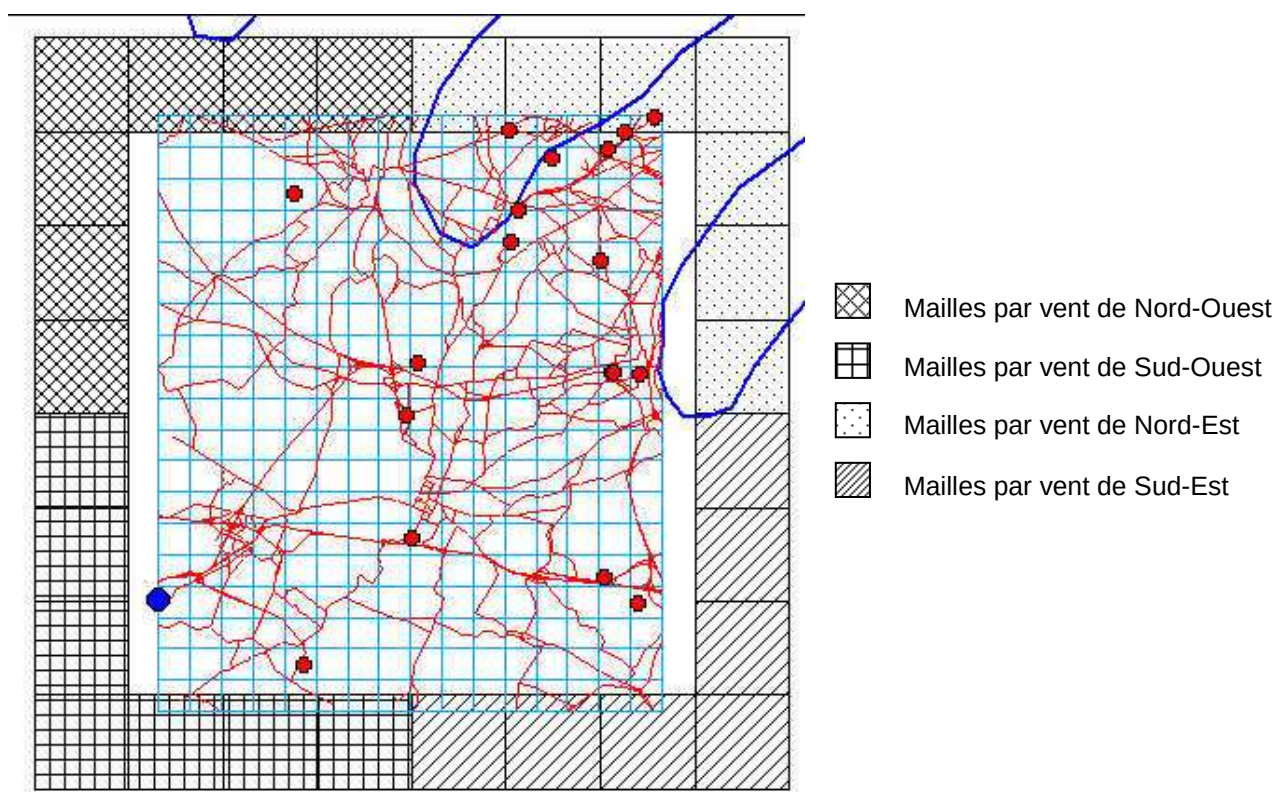


Figure 27 : Illustration de la prise en compte de la pollution importée dans ADMS-Urban

Les mailles issues de la modélisation régionale et utilisées pour l'évaluation de la pollution importée sont en noire et texturée.

Deux limites apparaissent concernant ce traitement :

- Cette approche considère que la pollution de fond en provenance des sources extérieures est lessivée d'une heure sur l'autre compte-tenu du caractère stationnaire du modèle ADMS-Urban. Cette approche sera en particulier limitée pour des conditions météorologiques très particulières, par exemple, en cas de bascule de vent ou de période de stagnation de la pollution.
- La pollution de fond importée dans le domaine d'étude est considérée comme homogène par secteur de vent ce qui compte-tenu de la taille du domaine peut se révéler approximatif selon les conditions météorologiques. Par exemple, par secteur de vent de nord-est, la pollution en provenance de l'agglomération et entrant sur le domaine d'étude n'est pas la même selon que l'on considère le nord plus proche du cœur dense de l'agglomération ou le sud du domaine d'étude.

IV Analyse des émissions sur le domaine d'étude

Le bilan succinct des émissions proposé dans ce paragraphe repose sur l'exploitation des cadastres construits sur les deux années de référence 2000 et 2005. Ces deux années de référence sont présentées parce que le cadastre actuellement exploité au sein de l'ObsAirvatoire A86 Ouest est basé sur l'inventaire 2000 et que l'inventaire régional spatialisé, temporalisé et exploitable par les outils de modélisation sur l'année de référence 2005 sera disponible fin du premier semestre 2010. Les comparaisons entre ces deux années permettent d'identifier à la fois les évolutions en termes de répartitions des émissions mais également de suivre l'impact sur les émissions des évolutions méthodologiques qui ont été appliquées entre ces deux versions de l'inventaire.

L'inventaire régional des émissions sur l'année de référence 2005 a fait l'objet d'un rapport disponible sur le site internet d'Airparif²⁰.

Les méthodes de calcul utilisées pour l'inventaire de l'Ile-de-France sont issues de travaux européens ou nationaux quand ils existent ou ont été spécifiquement développées par Airparif ou les autres associations agréées de surveillance de la qualité de l'air françaises.

IV.1 Bilan des émissions

Le tableau suivant dresse le bilan des émissions (en kt/an) sur le domaine d'étude sur les 2 années 2000 et 2005 :

Kilotonnes/an	Inventaire 2000	Inventaire 2005	2005/2000
NO _x	7.2	8.3	1.16
CO	21.4	16.0	0.75
COVNM	11.4	4.6	0.40
SO ₂	2.6	0.6	0.22
TSP	3.1	1.2	0.38
PM10	1.1	0.8	0.72
PM2.5	0.8	0.6	0.73

Tableau 4 : Bilan des émissions sur le secteur d'étude – années de référence 2000 et 2005

Les émissions issues de l'inventaire 2005 sont généralement inférieures aux émissions de l'inventaire 2000 sauf pour les oxydes d'azote : cette baisse varie entre -78 % pour le dioxyde de soufre (SO₂) et -25 % pour le monoxyde de carbone ; la hausse des émissions d'oxyde d'azote est quant à elle de + 15 %. La différence observée sur les NO_x par rapport aux autres polluants est due à des évolutions méthodologiques sur le calcul des émissions du trafic routier. Dans la méthodologie 2005 utilisant les facteurs d'émissions COPERT IV, les émissions des véhicules les plus récents sont mieux estimées, la version précédente, utilisée dans l'inventaire 2000, les sous estimait notablement. A méthodologie équivalente, les émissions de NO_x du trafic routier diminuent notablement entre 2000 et 2005.

IV.2 Contributions par secteurs d'activité

Les calculs d'émissions des 2 inventaires précédemment cités ont été menés par secteurs d'activité selon la nomenclature SNAP²¹. Les résultats présentés dans la suite du document concernent les émissions du domaine d'étude.

²⁰ Bilan 2008 des émissions de polluants atmosphérique et de gaz à effet de serre en Ile-de-France (sur la base de données de référence de l'année 2005) – décembre 2009

²¹ Pour plus d'informations sur cette nomenclature :

http://www.citepa.org/emissions/methodologie/Snap97ajustee_fr_et%20_en.pdf

Dans un souci de clarté, les résultats ont été fournis dans ce paragraphe pour chaque polluant, et regroupés selon les types de sources suivants :

- Trafic routier : ce secteur comprend les émissions liées au trafic routier ainsi que celles des stations services. Les émissions du trafic routier comprennent celles issues de la combustion dans les moteurs (émissions à chaud et démarrage à froid) ainsi que les autres émissions liées à l'évaporation de carburant (dans les réservoirs et dans le circuit de distribution du carburant) et à l'usure des équipements (freins, pneus et routes). Les émissions de particules liées à la remise en suspension des particules au sol lors du passage des véhicules ne sont pas prises en compte.
- Plates-formes aéroportuaires : les émissions prises en compte sont celles des avions et des activités au sol (hors trafic routier induit en zone publique des plates-formes) pour les plates-formes de Roissy et Orly. Sur le domaine d'étude, les émissions liées à ce secteur ne sont pas prises en compte. Les émissions au niveau des aérodromes de Vélizy-Villacoublay et de Saint Cyr-l'Ecole ne sont pas considérées.
- Trafic ferroviaire et fluvial : Ce secteur comprend les émissions du trafic ferroviaire (hors remise en suspension des poussières) et du trafic fluvial.
- Secteur résidentiel et tertiaire : ce secteur comprend les émissions liées au chauffage des locaux des habitations et du secteur tertiaire ainsi que celles liées à la production d'eau chaude de ces secteurs. Les émissions des installations de chauffage urbain sont prises en compte dans ce secteur. Les émissions liées à l'utilisation domestique de solvants sont également considérées : application de peintures, utilisation de produits cosmétiques, de nettoyeurs, ...
- Industrie manufacturière : ce secteur comprend les émissions liés aux procédés de production ainsi que celles liées au chauffage des locaux des entreprises. Les procédés industriels pris en compte sont principalement ceux mis en œuvre dans la sidérurgie, l'industrie des métaux et l'industrie chimique ; les émissions dues aux chantiers et travaux du BTP, aux carrières sont également intégrées, ainsi que celles liées aux utilisations industrielles de solvants (application de peinture, dégraissage, nettoyage à sec, imprimeries, application de colles).
- Production d'énergie : les installations concernées sont les centrales thermiques de production d'électricité, les installations d'extraction du pétrole et les raffineries. Aucune raffinerie ni centrale thermique n'est référencée sur le domaine d'étude.
- Traitement des déchets : les installations d'incinération de déchets ménagers et industriels ainsi que les centres de stockage de déchets ultimes et stabilisés de classe 2 sont pris en compte dans ce secteur d'activité.
- Secteur agricole : ce secteur comprend les émissions des terres cultivées, des engins agricoles, ainsi que celles provenant des activités d'élevage et des installations de chauffage de certains bâtiments (serres, ...).
- Emissions naturelles : ce secteur comprend les émissions des végétaux et des sols des zones naturelles (hors zones cultivées)

Dans la suite du document, les contributions de chaque secteur sont fournies pour chaque polluant pour les deux années de référence.

Les activités qui contribuent le plus aux émissions des différents polluants sur le secteur d'étude sont le trafic routier et le résidentiel et tertiaire, même si leur contribution respective est variable selon les polluants.

IV.2.1 Oxydes d'azote

Dans la figure ci-dessous, sont présentées les contributions respectives de chacun des secteurs d'activité considérés aux émissions d'oxydes d'azote.

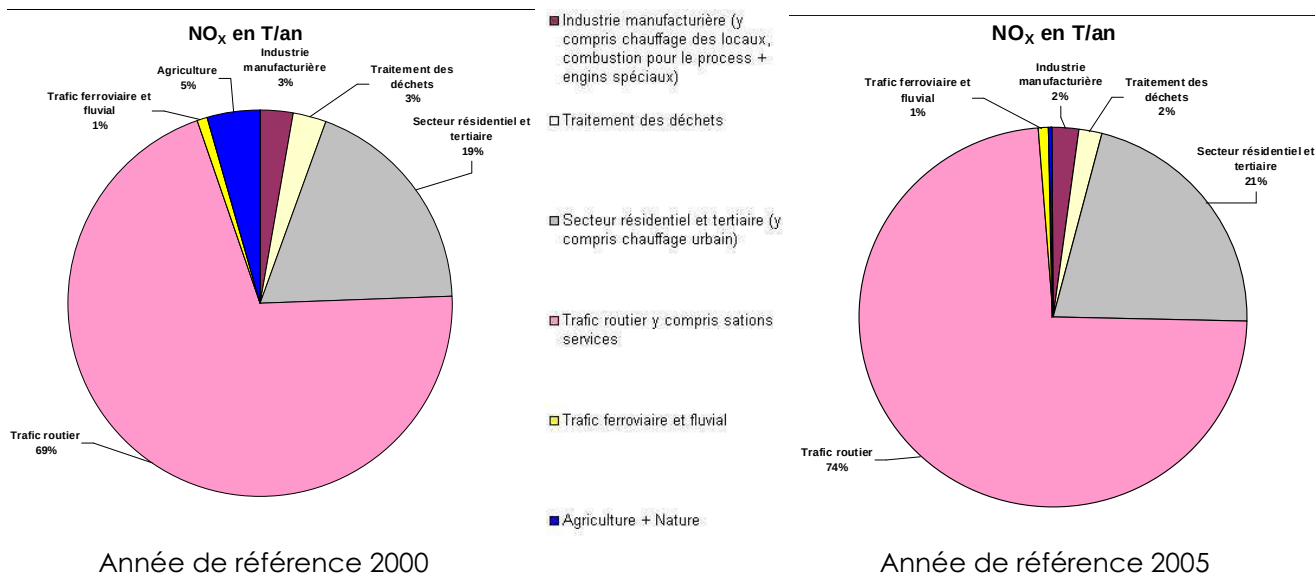


Figure 28 : Répartition des émissions de NO_x par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

Sur le secteur d'études, les principaux contributeurs aux émissions du secteur d'étude sont les mêmes pour les deux années de référence considérées :

- Le trafic routier est le contributeur largement majoritaire aux émissions d'oxydes d'azote. Il contribue à hauteur d'environ 70 % en 2000 et 75 % en 2005. Sur l'ensemble de la région Ile-de-France, le secteur routier contribue en 2005 à hauteur de 54 % aux émissions, d'autres sources non présentes sur le secteur d'étude contribuant également aux émissions d'oxyde d'azote.
- Le secteur résidentiel et tertiaire arrive en seconde position avec une contribution voisine de 20 % pour les 2 années de référence. A l'intérieur de ce secteur, la part du chauffage résidentiel s'élève à environ 60 %.
- La part de l'industrie manufacturière est minime, de l'ordre de 2 à 3 % selon les années.

A noter que le secteur de l'agriculture qui représentait 5 % des émissions de NO_x dans l'inventaire 2000 ne représente qu'environ 0.5 % dans l'inventaire 2005. Ces écarts sont dus à des différences méthodologiques permettant une estimation plus juste en 2005.

IV.2.2 Particules PM10

Les contributions des différents secteurs d'activité sont présentées en figure 29.

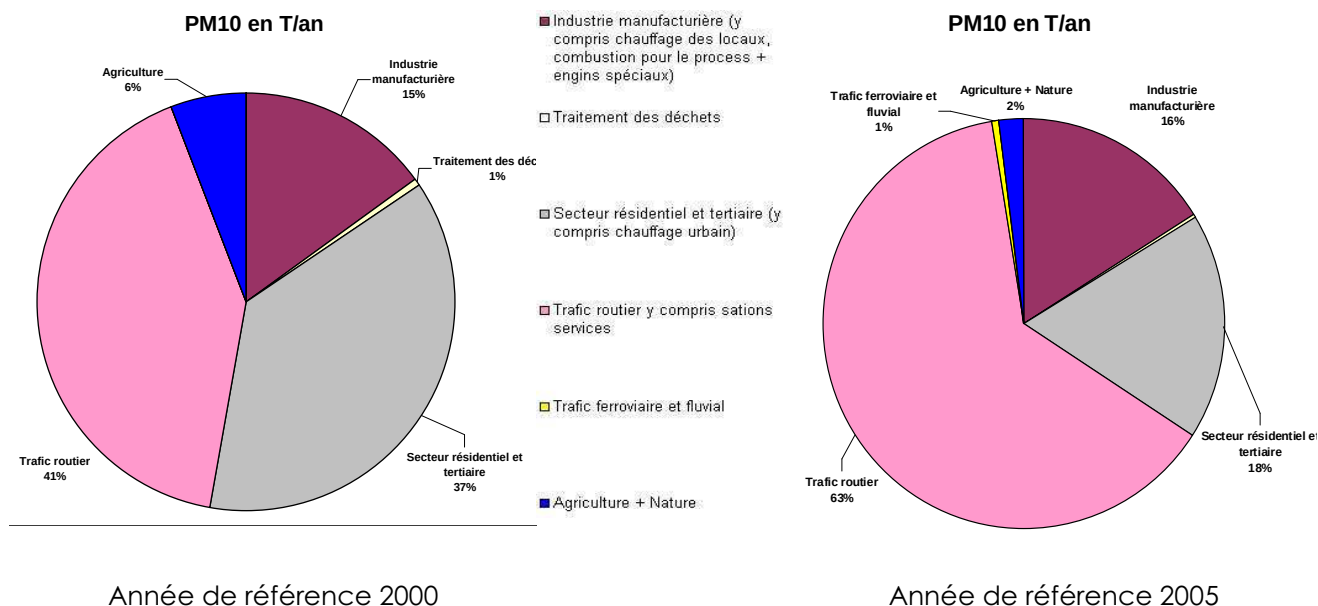


Figure 29 : Répartition des émissions de particules PM10 par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

Les activités contribuant le plus aux émissions de particules PM10 du secteur d'étude sont identiques dans les deux inventaires. Le trafic routier, le secteur résidentiel et tertiaire ainsi que l'industrie manufacturière contribuent à eux trois à hauteur de 93 % des émissions de PM10 dans l'inventaire 2000 (97 % dans l'inventaire 2005). En revanche, à l'exception de l'industrie manufacturière, les parts respectives de ces secteurs sont très différentes selon l'année de référence considérée :

- Le trafic routier est le plus gros contributeur. Il est à lui seul responsable de 63 % des émissions de PM10 en 2005 (en 2000, cette part était de 41 %, les évolutions de pourcentage étant principalement liées à une différence de calcul pour les émissions du secteur résidentiel entre les deux années).
- Le secteur résidentiel et tertiaire contribue à hauteur de 18 % aux émissions de PM10 en 2005. En 2000, cette part était de 37 %.
- L'industrie manufacturière contribue à hauteur de 16 % aux émissions de PM10 en 2005, à hauteur de 15 % en 2000.

Concernant le secteur résidentiel et tertiaire, des différences sensibles apparaissent dans la répartition des émissions entre le secteur résidentiel et le secteur tertiaire. En effet, si la part du secteur tertiaire était prépondérante en 2000 puisqu'il couvrait 60 % des émissions du secteur résidentiel et tertiaire (40 % pour le secteur résidentiel), elle n'est en revanche que de 16 % dans l'inventaire 2005 (84 % pour le secteur résidentiel). Ces écarts importants sont dus aux évolutions méthodologiques entre les deux versions de l'inventaire et à des facteurs d'émissions plus réalistes dans la version de 2005. En 2005, les émissions liées au chauffage au bois représentent environ 58 % des émissions de PM10 du chauffage résidentiel, sur le domaine d'étude.

A l'échelle régionale, Le secteur résidentiel et tertiaire contribue à hauteur de 26 % aux émissions de particules PM10. Le secteur résidentiel en est le principal contributeur (22 % des émissions de PM10 franciliennes). A l'intérieur du secteur résidentiel, le chauffage au bois représente 86 % des émissions, alors que ce combustible ne représente que 3,8 % des consommations énergétiques.

Concernant le secteur de l'industrie manufacturière, en 2005, les chantiers et travaux du BTP, le recouvrement des routes par l'asphalte, la manutention de céréales ainsi que les carrières sont par ordre d'importance les activités du secteur industriel les plus émettrices de PM10. Les chantiers et

travaux du BTP représentent à eux seuls environ 58 % des émissions du secteur de l'industrie manufacturière.

Le recouvrement des routes par l'asphalte contribue à hauteur de 17 % des émissions du secteur. Il s'agit d'émissions de particules engendrées par le dépôt de bitume sur les routes. Les émissions associées à ce secteur ne sont pas spatialisées en fonction des travaux de recouvrement : les émissions liées aux travaux de construction du tunnel A86 ne sont donc pas traitées explicitement.

Le secteur des manutentions de céréales contribue à hauteur de 9 % des émissions du secteur considéré. Il s'agit d'émissions de particules engendrées par la manipulation (transport et stockage) des céréales.

Les carrières représentent environ 6 % des émissions du secteur.

Le chauffage dans l'industrie manufacturière représente environ 5 % des émissions de PM10 du secteur.

A noter que les émissions liées à l'agriculture représentent 2 % des émissions contre 6 % en 2000.

IV.2.3 Particules fines PM2.5

Les contributions des différents secteurs d'activité sont présentées en figure 30.

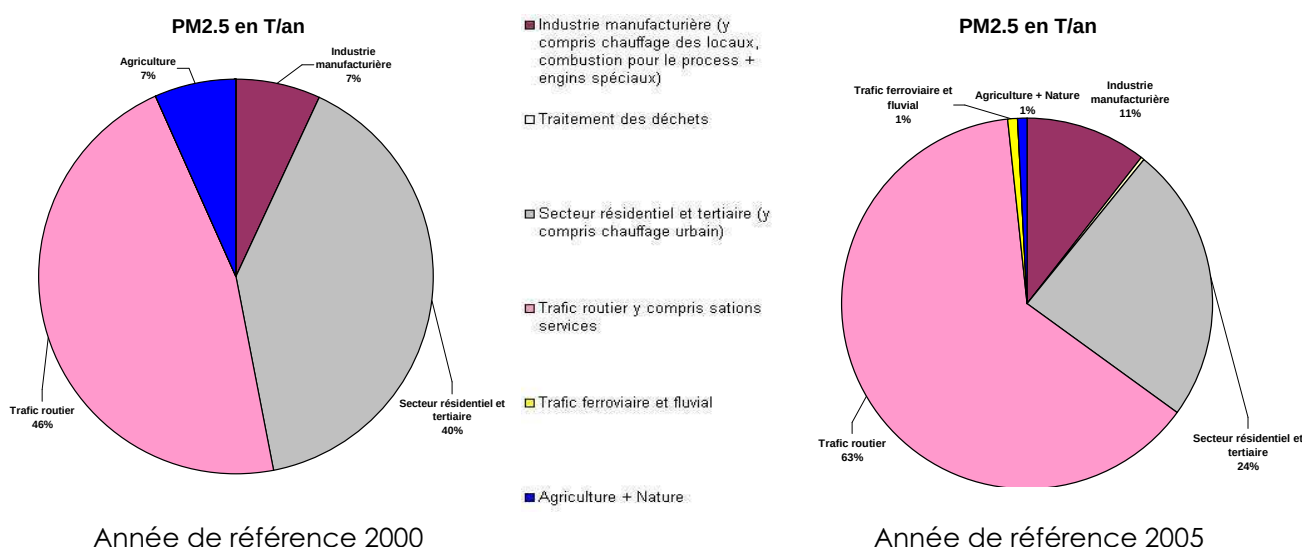


Figure 30 : Répartition des émissions de particules fines PM2.5 par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

La répartition des contributions des secteurs d'activité aux émissions de particules fines PM2.5 est analogue à celle observée pour les particules PM10 : les secteurs prépondérants dans les émissions de PM2.5 sont identiques dans les deux inventaires. Le trafic routier, le secteur résidentiel et tertiaire et l'industrie manufacturière contribuent à eux trois à hauteur de 98 % aux émissions de particules fines PM2.5 dans l'inventaire 2005. Cette part est de 93 % dans l'inventaire 2000. La part respective de ces secteurs est en revanche très différente selon l'année de référence considérée, pour les mêmes raisons que celles développées pour les particules PM10 :

- Le trafic routier contribue à hauteur de 63 % aux émissions de PM2.5 en 2005. En 2000, cette part était de 46 %.
- Le secteur résidentiel et tertiaire contribue à hauteur de 24 % aux émissions de PM2.5 en 2005. En 2000, cette part était de 40 %.
- L'industrie manufacturière contribue à hauteur de 11 % aux émissions de PM2.5 en 2005, à hauteur de 7 %, en 2000.

Au sein du secteur résidentiel et tertiaire, les analyses faites par sous-secteur pour les particules PM10 restent valables pour les particules fines PM2.5. En 2000, le secteur tertiaire représente 57 % des émissions de PM2.5 du secteur résidentiel et tertiaire contre 43 % pour le secteur résidentiel. En 2005, la tendance est complètement inversée, le secteur tertiaire contribuant à hauteur de 16 % aux émissions de PM2.5 du secteur résidentiel et tertiaire contre 84 % pour le secteur résidentiel. De

nouveau, les émissions liées au chauffage au bois représentent environ 58 % des émissions de PM2.5 du chauffage résidentiel.

Concernant le secteur de l'industrie manufacturière, en 2005, les chantiers et travaux du BTP, le recouvrement des routes par l'asphalte, le chauffage des entreprises ainsi que les carrières sont par ordre d'importance les activités du secteur industriel les plus émettrices de PM2.5.

Les chantiers et travaux du BTP représentent à eux seuls environ 41 % des émissions du secteur de l'industrie manufacturière.

Le recouvrement des routes par l'asphalte contribue à hauteur de 29 % des émissions du secteur.

Le chauffage des entreprises ainsi que les carrières contribuent pour respectivement 11 et 9 % des émissions du secteur considéré.

IV.2.4 Composés organiques volatils non méthaniques

Les contributions des différents secteurs d'activité sont présentées en figure 31.

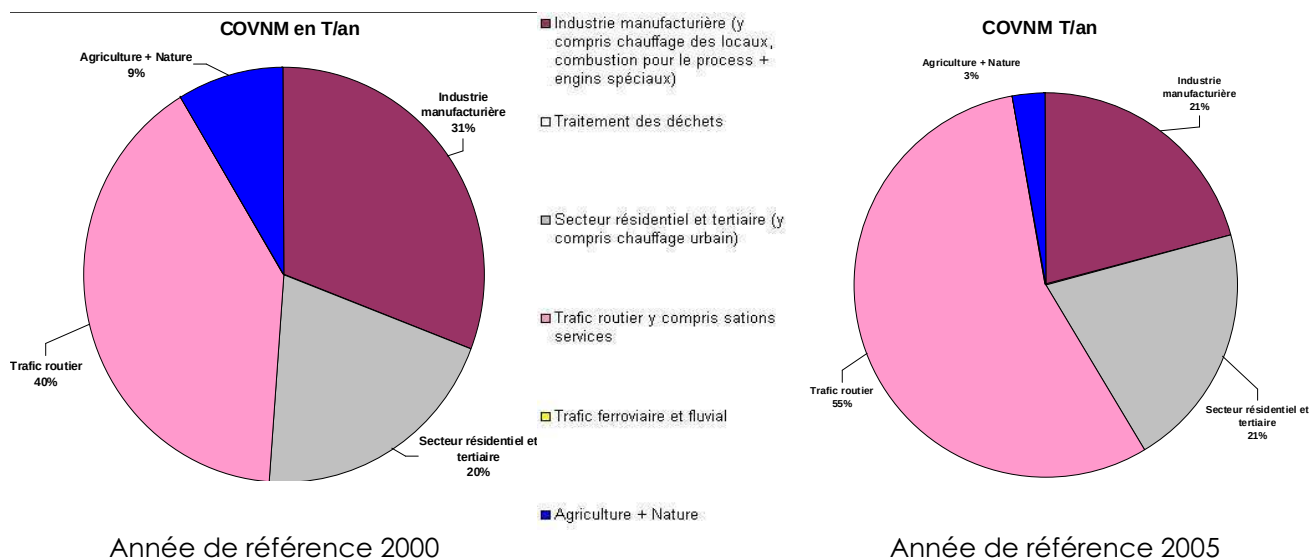


Figure 31 : Répartition des émissions de composés organiques volatils par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

Au sein de l'inventaire 2000, les secteurs contribuant le plus aux émissions de COVNM sont le trafic routier, l'industrie manufacturière et le secteur résidentiel et tertiaire qui contribuent respectivement à hauteur de 40 %, 31 % et 20 %.

Les émissions des stations services représentent 31 % des émissions du trafic routier.

L'industrie manufacturière contribue à hauteur de 31 % aux émissions de COVNM du domaine d'étude. Les utilisations industrielles de solvants représentent 99 % des émissions de ce secteur, les émissions de COVNM liées au chauffage des entreprises étant très nettement minoritaires. Par sous-secteur d'activité, les émissions de COVNM de la zone d'étude se répartissent comme suit :

Activités	Part dans les émissions de COVNM du secteur de l'industrie manufacturière
Construction de véhicules automobiles	14 %
Application de peinture dans les Bâtiments et construction	10 %
Mise en œuvre de polyester	10 %
Imprimerie	7 %
Traitement de protection du dessous des véhicules	9 %
Autres utilisations industrielles de solvants	19 %

Tableau 5 : Répartition des émissions de COVNM du secteur de l'industrie manufacturière par sous-secteur d'activité en 2000

Le solde (c'est-à-dire hors activités présentées dans le tableau ci-dessus) des émissions de COVNM dues à l'industrie manufacturière est lié à une multitude d'activités (bâtiments et construction, fabrication de produits pharmaceutiques, mise en œuvre de polyuréthane...).

Le secteur résidentiel et tertiaire contribue à hauteur de 20 % des émissions de COVNM du domaine. L'utilisation domestique de solvants (application de peintures, utilisation de produits cosmétiques, de nettoyeurs, ...) contribue à hauteur de 61 % des émissions du secteur. Le chauffage des locaux tertiaire et résidentiel contribuent respectivement à 16 % et 15 % des émissions du secteur.

Au sein de l'inventaire 2005, on retrouve les mêmes secteurs prépondérants qu'en 2000, à savoir le trafic routier, l'industrie manufacturière et le secteur résidentiel et tertiaire qui représentent respectivement 55, 21 et 21 % des émissions de COVNM, sur le domaine d'étude.

L'industrie manufacturière contribue à hauteur de 21 % des émissions de COVNM. Les utilisations industrielles de solvants représentent à elles seules 70 % des émissions du secteur. La part complémentaire à savoir 30 % est liée au secteur des procédés de production (ex : fermentation des levures dans la fermentation du pain) qui n'étaient pas pris en compte dans l'inventaire 2000.

L'application de peinture dans le secteur du bâtiment et de la construction représente environ 25 % des émissions du secteur de l'industrie manufacturière, la fabrication du pain 13 %, le recouvrement des routes par l'asphalte 12 %. Les 50 % restants sont à attribuer à une multitude d'activités (l'utilisation de solvants pour l'application de colles et adhésifs 11 %, l'application de peinture pour la réparation de véhicules 8 %...).

Le secteur résidentiel et tertiaire contribue à hauteur de 21 % des émissions de COVNM du domaine. L'utilisation domestique de solvants contribue à hauteur de 46 % des émissions du secteur. Le chauffage des locaux tertiaire et résidentiel contribuent respectivement à 3 % et 24 % des émissions du secteur. L'utilisation domestique de peinture contribue à hauteur de 24 % des émissions du secteur.

IV.2.5 Monoxyde de carbone

Les contributions des différents secteurs d'activité sont présentées en figure 32.

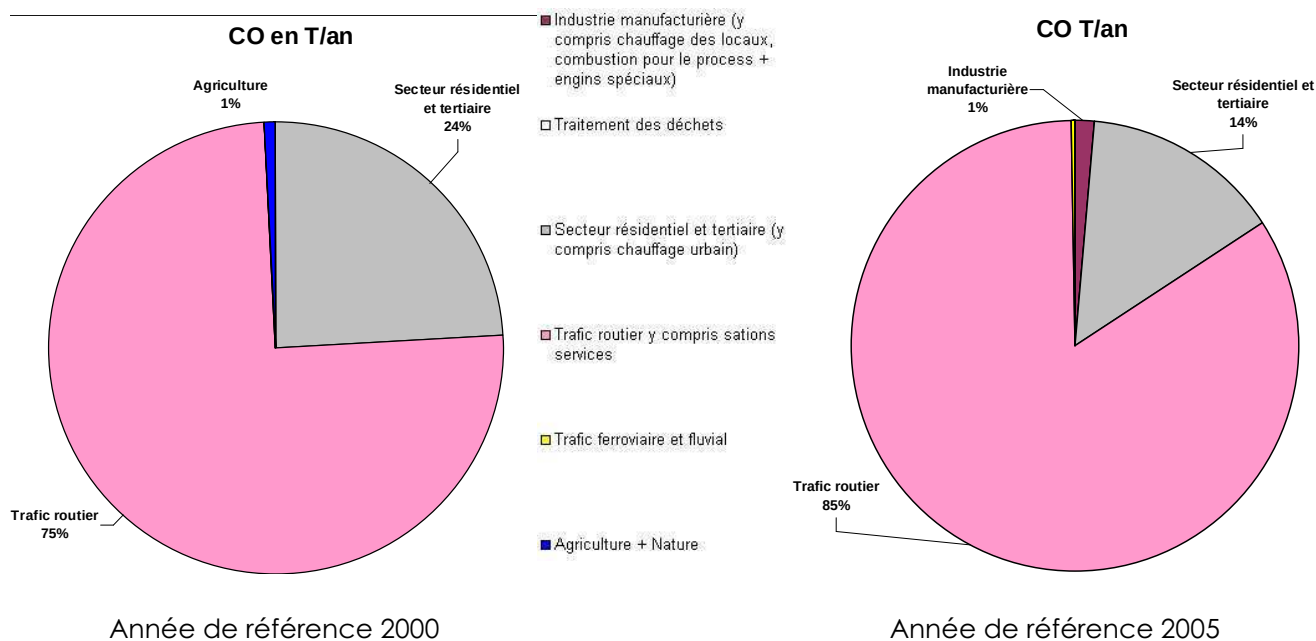


Figure 32 : Répartition des émissions de CO par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

Sur le secteur d'étude, les secteurs prépondérants dans les émissions de CO sont pour les deux années de référence considérées :

- Le trafic routier est le secteur qui contribue très majoritairement aux émissions. Il contribue à hauteur d'environ 75 % en 2000 et 85 % en 2005. En comparaison, le secteur routier contribue en 2005 à hauteur de 58 % aux émissions sur l'ensemble de la région Ile-de-France.
- Le secteur résidentiel et tertiaire arrive en seconde position. Il est responsable de 24 % des émissions en 2000 et 14 % en 2005. A l'intérieur de ce secteur, le chauffage résidentiel représente environ 80 % des émissions du secteur résidentiel et tertiaire en 2005 (95 % pour l'inventaire 2000). A l'échelle de l'Ile-de-France, le secteur résidentiel et tertiaire représente à lui seul 37 % des émissions.
- L'ensemble des autres secteurs d'activité représentent moins de 1 % des émissions de monoxyde de carbone.

IV.2.6 Dioxyde de soufre

Les contributions des différents secteurs d'activité sont présentées en figure 33.

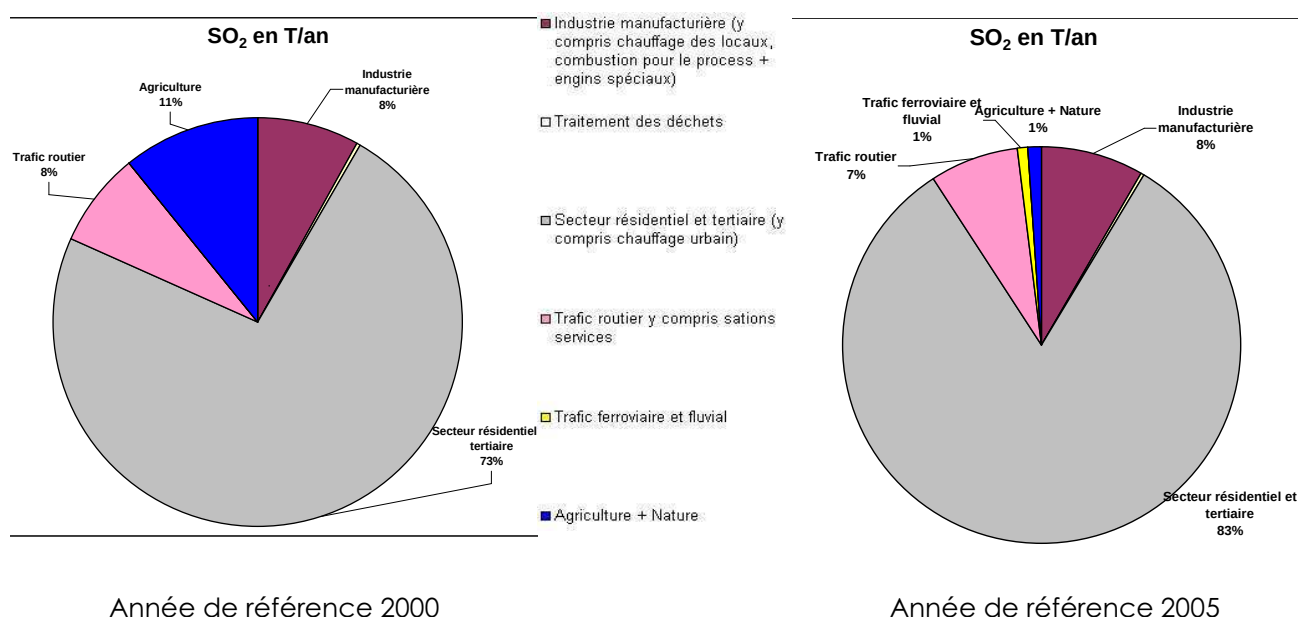


Figure 33 : Répartition des émissions de SO₂ par secteurs d'activité – Années de référence 2000 et 2005

Les émissions de dioxyde d'azote sur le secteur d'étude sont limitées. Le chauffage du secteur résidentiel et tertiaire est le contributeur prépondérant aux émissions de SO₂ sur le secteur d'étude. Il représente respectivement 73 % et 83 % en 2000 et 2005.

Le secteur de l'agriculture arrive en deuxième position dans l'inventaire 2000. Il contribue à hauteur de 11 % aux émissions de SO₂ du secteur. C'est le sous-secteur de la combustion dans l'agriculture qui est responsable de 100 % de ces émissions. La combustion dans l'agriculture concerne le chauffage des bâtiments d'élevage, le chauffage des serres...

Contrairement à l'inventaire 2000, le secteur agricole contribue pour moins de 1 % des émissions de SO₂ dans l'inventaire 2005 sur le domaine considéré. La méthodologie de l'inventaire 2000 concernant la combustion dans l'agriculture surestimait très largement les consommations énergétiques agricoles.

Les autres secteurs contributeurs sont le trafic routier ainsi que le secteur de l'industrie manufacturière qui participent à hauteur de 8% chacun aux émissions sur le domaine d'étude.

A l'échelle de l'Ile-de-France, la tendance est sensiblement différente puisque le secteur contribuant majoritairement aux émissions est le secteur de la production d'énergie dont la part

atteint 52 % des émissions de SO₂, en 2005. Bien sûr, ces différences observées entre le niveau régional et le niveau local sont dues à l'absence d'émetteur de ce secteur sur le domaine d'étude. Pour sa part, le secteur résidentiel et tertiaire, second contributeur à l'échelle régionale, contribue à hauteur de 36 % aux émissions de SO₂.

V Validation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest

La validation des deux versions du système de cartographie présentées au paragraphe précédent a été réalisée en exploitant les deux campagnes de mesure qui ont été menées pendant les hivers 2007 et 2009. Ces deux campagnes de mesure réalisées à 2 ans d'intervalle avaient pour objectif de caractériser l'état de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 appelée VL1. La campagne de 2009 avait été sollicitée par COFIROUTE auprès d'AIRPARIF afin de permettre que les états de la qualité de l'air avant et après mise en service soient les plus rapprochés possibles dans le temps, la campagne après mise en service ayant lieu à l'hiver 2010.

Les 2 rapports associés à ces deux campagnes sont disponibles sur le site internet d'AIRPARIF et sur le site de l'ObsAirvatoire A86 Ouest²².

Les deux premières parties de cette section du rapport rappelleront rapidement d'une part, les moyens mis en œuvre dans le cadre de ces deux campagnes de mesure et d'autre part les conditions à la fois en termes météorologiques et en termes de qualité de l'air qui avaient été observées. Dans la troisième partie, sont présentés les critères de validation qui ont été retenus afin d'évaluer le système de cartographie ; et enfin, dans la dernière partie de cette section, sont exposés les résultats et comparaisons qui ont été menées.

V.1 Mise en œuvre des campagnes de mesure

L'état de la qualité de l'air évalué lors des 2 campagnes de mesure opérées en 2007 et 2009 concernait deux échelles :

- A la fois, une zone étendue à l'ouest de l'agglomération parisienne d'environ 200 km² ;
- A la fois, des zones restreintes autour des unités de ventilation et des entrées/sorties du tunnel avec un dispositif de mesure plus complet.

Les mesures sont réalisées à partir de deux moyens de mesure complémentaires : les sites temporaires automatiques (laboratoires mobiles) et les échantillonneurs passifs. Les premiers apportent une description fine de l'évolution temporelle des niveaux de pollution et les seconds permettent de documenter précisément la répartition spatiale des concentrations.

V.1.1 Les laboratoires mobiles

Les sites dits automatiques sont équipés d'un laboratoire mobile, qui documente les concentrations horaires en oxydes d'azote (le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote séparément), en monoxyde de carbone (CO) et en particules (PM10 et PM2.5). Ces laboratoires mobiles ne permettent en revanche pas de suivre les niveaux horaires de benzène. Leur fonctionnement est identique à celui de l'ensemble des sites permanents du réseau fixe d'Airparif.

La finesse temporelle des mesures horaires de la pollution atmosphérique permet d'étudier, d'une part l'évolution temporelle de la qualité de l'air tout au long de la journée et d'autre part, le comportement des niveaux des polluants suivis en fonction de la provenance des vents afin d'identifier l'impact potentiel des sources locales d'émissions.

Les concentrations horaires mesurées permettent également de valider la temporalisation des niveaux de concentrations issus de l'ObsAirvatoire A86 Ouest au niveau horaire et journalier pour les polluants gazeux et particulaires.

22 Etat initial de la qualité de l'air avant la mise en service de la section 1 du projet A86 – septembre 2007
Etat de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 – juillet 2009

V.1.2 Les échantillonneurs passifs

La mise en œuvre d'échantillonneurs passifs, également appelés tubes à diffusion passive, permet la multiplication des points de mesure. En effet, ce moyen de mesure, peu encombrant et simple à mettre en place, permet d'instrumenter simultanément un nombre important de sites pour renseigner précisément la répartition spatiale des niveaux de dioxyde d'azote et de benzène. Pour des raisons métrologiques, la mesure des particules (PM10 et PM2.5), du monoxyde de carbone et du monoxyde d'azote n'est pas réalisable à ce jour à l'aide de tels tubes.

Sur l'ensemble des sites de mesure, les échantillonneurs passifs de NO₂ sont exposés durant deux semaines, ceux de benzène sont exposés uniquement une semaine. Après analyse chimique au laboratoire, une concentration moyenne est établie pour les deux semaines d'exposition en dioxyde d'azote et à partir des deux concentrations moyennes hebdomadaires pour le benzène.

La multiplication de ces points de mesure permet de valider la distribution spatiale des concentrations issues de l'ObsAirvatoire. Plus précisément, ils permettent de vérifier que les gradients de concentrations entre l'agglomération (au nord-est du domaine d'étude) et la zone périphérique sont correctement modélisés par le système de cartographie.

V.1.3 Qualité de la mesure

Toute méthode de mesure, comme les analyseurs automatiques ou les échantillonneurs passifs, est associée à une certaine précision. Dans le domaine de la qualité de l'air, des directives européennes fixent les seuils relatifs à l'incertitude maximale acceptable associée à la mesure des différents polluants réglementés pour ces deux techniques.

Pour les analyseurs automatiques, l'incertitude acceptée pour chaque mesure horaire est de 15 % pour les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone et le dioxyde de soufre²³.

Dans le cas des échantillonneurs passifs, l'incertitude de mesure peut avoir différentes origines : la fabrication, l'applicabilité de la théorie de la diffusion passive selon les conditions météorologiques ou encore l'analyse en laboratoire. Selon les directives européennes en vigueur, l'incertitude globale associée, égale à la combinaison des incertitudes provenant de chacune des sources individuelles d'erreur, est limitée à 25 % de la mesure pour le dioxyde d'azote²³ et à 30 % pour le benzène²³. Ces critères de qualité ont été vérifiés pour le dioxyde d'azote à l'aide d'un protocole d'évaluation de l'incertitude, notamment dans le cadre de l'étude au voisinage de l'échangeur autoroutier de la Porte de Bagnolet²⁴ [4]. L'échantillonneur passif utilisé pour la mesure de benzène a, quant à lui, déjà fait l'objet de tests de validation par le laboratoire de la Commission Européenne dans le cadre du projet européen LIFE « RESOLUTION »²⁵ [5].

V.1.4 Localisation des sites de mesure

Comme indiqué en préambule, l'objectif des deux campagnes de mesure était de décrire précisément, avant la mise en service de la première section du Duplex A86, la qualité de l'air au sein du domaine concerné par le bouclage de l'A86 Ouest. Cette description concerne une zone étendue de l'Ouest l'agglomération parisienne et les secteurs autour des unités de ventilation et des entrées/sorties de tunnel.

Ainsi, 47 échantillonneurs passifs ont été instrumentés environ tous les 2 km pour renseigner la pollution de fond dans le domaine de 192 km² concerné par le bouclage de l'A86 Ouest. Trente deux communes sont ainsi concernées par ces campagnes de mesure. La figure 34 présente l'implantation des sites ainsi que le maillage servant de base théorique au plan d'échantillonnage.

²³ Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur en Europe.

²⁴ <http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/Rapbagn.pdf>

²⁵ <http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/3LIFE1.pdf>

Les possibilités d'installation (l'existence d'un support) et le respect des critères nationaux de surveillance recommandés par l'ADEME et le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer²⁶ déterminent précisément l'implantation des sites de mesure. L'ensemble de ces sites sont disposés en situation de fond, à savoir en dehors de l'influence directe des sources d'émissions de pollution. L'adresse exacte de chacun des sites de mesure est donnée en ANNEXE IV.

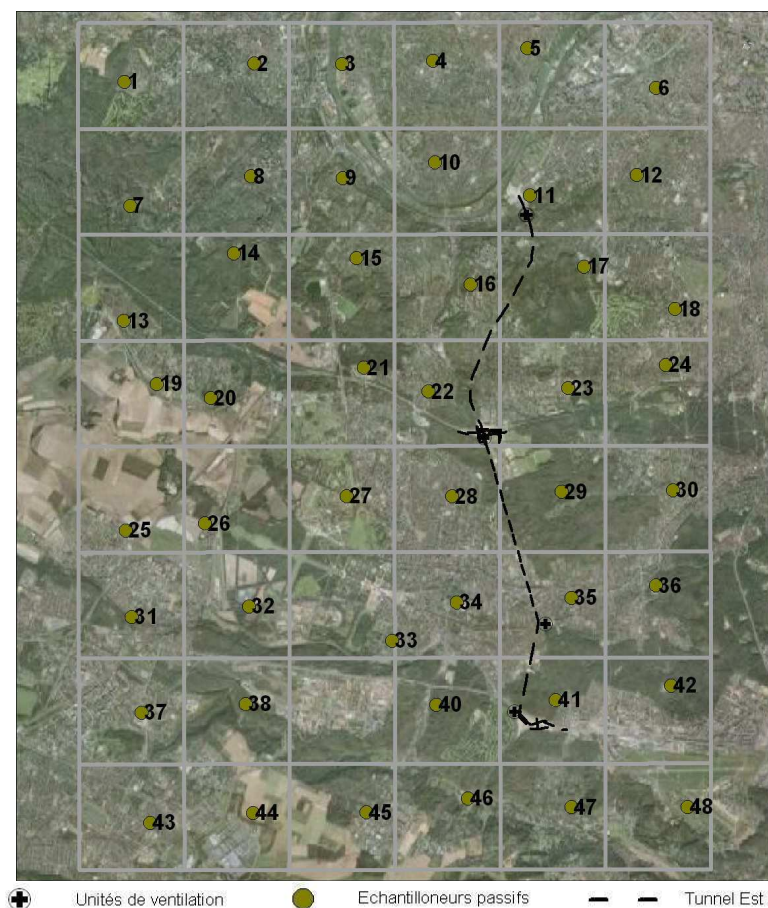


Figure 34 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact local.
(Source fond de carte : GoogleEarth)

L'ouverture de la section VL1 du Duplex A86 concerne les unités de ventilation et les entrées/sorties de tunnel de Rueil-Malmaison et de Vaucresson. Deux dispositifs de mesure ont en conséquence été mis en place sur ces deux zones particulières du domaine d'étude. A partir de l'état initial, l'impact micro-local au voisinage des deux extrémités de cette première section du tunnel pourra être renseigné suite à une campagne de mesure après ouverture.

L'instrumentation de ces deux zones a consisté en :

- Des échantillonneurs passifs disposés environ tous les 400 mètres couvrant un domaine d'environ 4 km².
- Deux sites automatiques temporaires par zone. Un site est implanté dans la zone d'impact potentiel de l'unité de ventilation et un second en dehors de celle-ci et dans une configuration similaire par rapport aux autres sources d'émissions (N13 pour Rueil-Malmaison, A13 pour Vaucresson...).

²⁶ « Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air », document ADEME, juin 2002.

La figure 35 présente la disposition des sites de mesure au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson. Les sorties de modélisation pour déterminer les zones d'impact sont aussi représentées tout comme le maillage de 400 mètres servant de base théorique à l'élaboration du plan d'échantillonnage.

Une concertation menée avec les municipalités de Rueil-Malmaison et de Vaucresson a conduit à ajouter trois nouveaux sites à Rueil-Malmaison et deux à Vaucresson. L'adresse exacte de chacun des sites de mesure est donnée en ANNEXE IV. Entre les deux campagnes 2007 et 2009, le site n°112 allée des Cloiseaux à Rueil-Malmaison a été déplacé d'une trentaine de mètres afin de permettre son implantation.

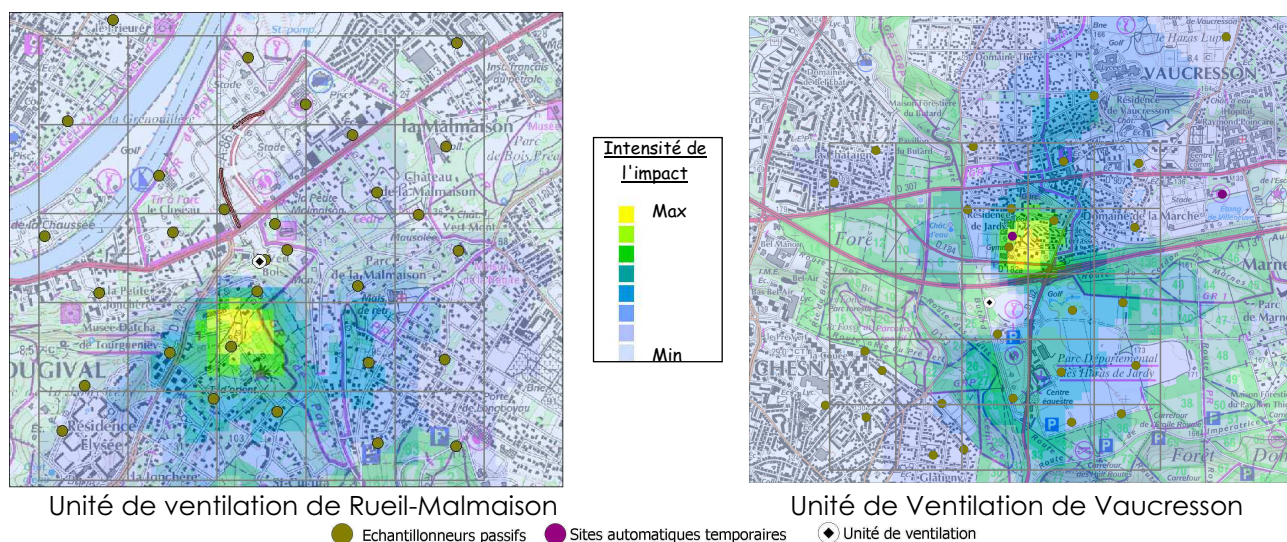


Figure 35 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact micro-local au voisinage des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson.

V.1.5 Périodes de mesure

Conformément au cahier des charges, les deux campagnes de mesure se sont déroulées en période hivernale qui est en général plus défavorable en termes de pollution atmosphérique, exception faite de la pollution d'origine photochimique (pollution à l'ozone) : les émissions de polluants atmosphériques urbains sont plus élevées en hiver qu'en période estivale et les conditions météorologiques moins favorables à la dispersion des polluants en hiver qu'en été. L'analyse des niveaux de pollution obtenus lors de campagnes de mesure hivernales facilite donc l'évaluation de l'impact de l'infrastructure.

Ces deux campagnes de six semaines ont permis de réaliser trois séries consécutives de mesure par échantillonneurs passifs d'une période de quatorze jours. Pour le benzène, six séries de mesure ont pu être réalisées d'une semaine chacune.

La campagne de l'hiver 2007 s'est déroulée entre le 24 janvier et le 7 mars 2007 inclus, celle de l'hiver 2009, du 5 février au 19 mars 2009 inclus.

V.2 Principaux résultats enregistrés lors des 2 états initiaux de 2007 et 2009

Les conditions météorologiques présentées ci-après s'appuient sur les observations de la station Météo-France située à TRAPPES. Cette station de mesure qui fait partie du réseau RADOME, réseau de mesure au sol de Météo-France appartient au domaine d'étude.

V.2.1 Quelques notions météorologiques

Les conditions météorologiques influencent de manière importante les niveaux de pollution enregistrés sur un domaine donné : on parle en général de conditions favorables ou défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques. Plusieurs paramètres météorologiques permettent de caractériser ces conditions de dispersion : on peut citer en particulier la hauteur de couche limite, les inversions thermiques et les vitesses de vent.

La couche limite atmosphérique correspond à la couche de l'atmosphère la plus basse, en contact avec le sol et directement influencée par celui-ci. Elle est le siège de processus turbulents, principaux vecteurs du mélange des polluants et s'étend sur la verticale sur quelques centaines de mètres. Sa hauteur permet de définir le volume dans lequel ils vont se mélanger : plus elle est basse et plus les polluants sont piégés dans un faible volume et plus les concentrations de polluants primaires sont fortes. En revanche, plus elle est importante et plus la dilution des polluants primaires est importante.

Les inversions de température traduisent la présence d'un gradient de température positif au sein de la couche limite. Ces conditions particulières sont très défavorables à la dispersion des polluants et coïncident toujours avec des hauteurs de couche limite faibles et souvent avec des vents faibles. Elles favorisent en général l'accumulation des polluants.

Enfin, les vents peuvent favoriser soit l'accumulation de polluants, s'ils sont faibles ou au contraire leur dispersion s'ils sont moyens ou forts.

V.2.2 Campagne de l'hiver 2007

Dans la figure ci-dessous, on présente la distribution des vents par secteur de vent, par classes d'intensité obtenus à la fois sur la campagne de mesure et sur les 4 dernières années. En rouge sont indiqués les vents les plus faibles (vitesses de vent inférieures à 2 m/s), en orange les vents compris entre 2 et 4 m/s et en jaune les régimes de vent les plus dispersifs (vitesses de vent supérieures ou égales à 4 m/s).

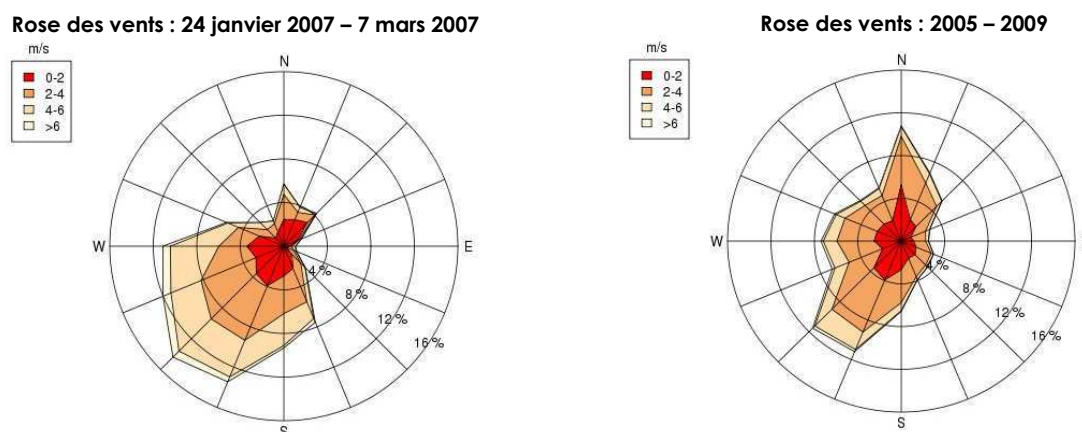


Figure 36 : Roses des vents établies sur la campagne de mesure et sur la période 2005-2009 au niveau de la station de TRAPPES

Sur l'ensemble de la période de la campagne, les vents de sud-ouest et ouest ont été largement dominants. Par rapport à la rose des vents climatologique, on note une sous-représentation des vents de secteur nord et nord-est correspondant aux conditions mettant le domaine d'étude sous le vent de l'agglomération parisienne. La part des vents d'intensité supérieure à 4 m/s a été également plus importante que la normale semblant indiquer que les conditions météorologiques ont été plutôt favorables à la dispersion des polluants pendant cette campagne.

Les conditions de vents par période de 2 semaines correspondant aux 3 séries de mesure au niveau de la station météorologique de TRAPPES sont fournies dans les figures ci-dessous. En figure

38, le graphe des températures moyennes sur les 3 séries de mesure est présenté ainsi que les conditions moyennes sur la période 24 janvier – 7 mars établies entre 2002 et 2009.

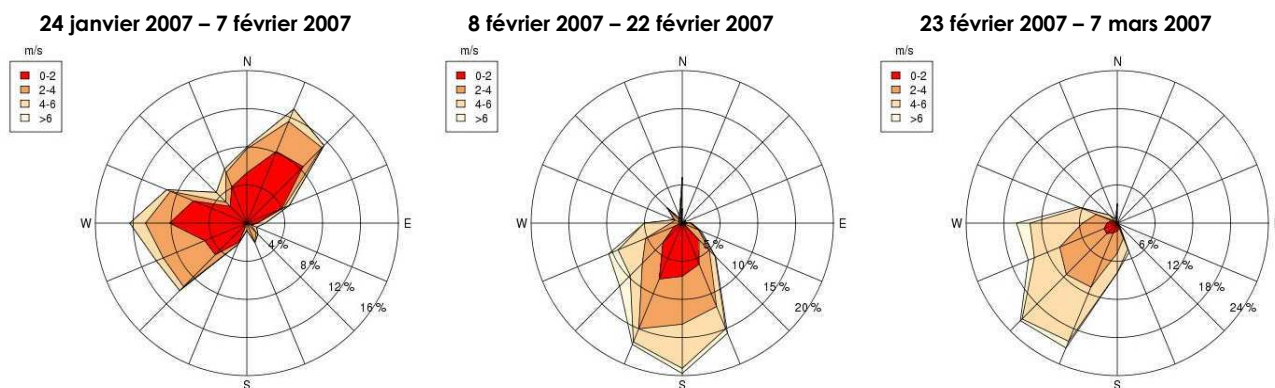


Figure 37 : Roses des vents établies sur les trois séries de mesure de 2 semaines au niveau de la station de TRAPPE

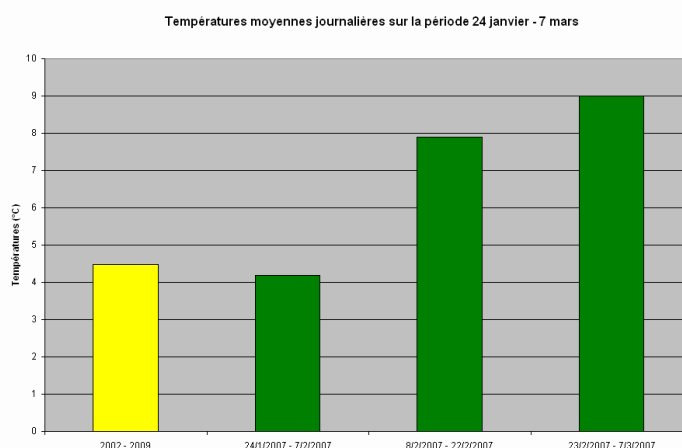


Figure 38 : Comparaisons des températures moyennes sur les 3 séries de mesure et comparaison aux conditions normales sur la période 2002 – 2009

Les conditions météorologiques ont varié de manière sensible durant la campagne de mesure. La première quinzaine du 24 janvier au 7 février se caractérise par des vents faibles en provenance majoritairement du secteur nord-est et un temps froid. La température minimale observée a été de -5°C le 26 janvier. Ces conditions météorologiques ont en conséquence été particulièrement défavorables à la dispersion de la pollution atmosphérique, favorisant les effets d'accumulation et plaçant le domaine d'étude sous le vent de l'agglomération parisienne.

Les deux séries de mesure suivantes ont été en revanche caractérisées par des conditions météorologiques beaucoup plus favorables à la dispersion de la pollution atmosphérique : les vents majoritaires étaient en provenance du secteur sud puis sud-ouest. En termes d'intensité, les vents ont été très majoritairement supérieurs à 2 m/s pendant la deuxième série et supérieurs à 4 m/s pendant la troisième. Les températures moyennes enregistrées sur ces deux périodes ont été très clémentes en comparaison aux conditions normales valant 8°C puis 9°C.

Ces différences significatives en termes météorologiques se sont traduites sur les niveaux de concentrations mesurés pendant la campagne. La figure 39 illustre la variation des niveaux moyens en NO₂ et en benzène pour chacune des séries, la concentration moyenne étant calculée à partir des 47 sites de mesure installés en situation de fond et décrits au paragraphe V.1.4. Les concentrations maximales sont observées lors de la première série de mesure. Ensuite, les niveaux diminuent lors de la seconde série d'environ 20 % pour le NO₂ et le benzène. Les

concentrations subissent une nouvelle diminution de 50 % pour le NO₂ et 40 % pour le benzène entre la deuxième et la troisième série de mesure.

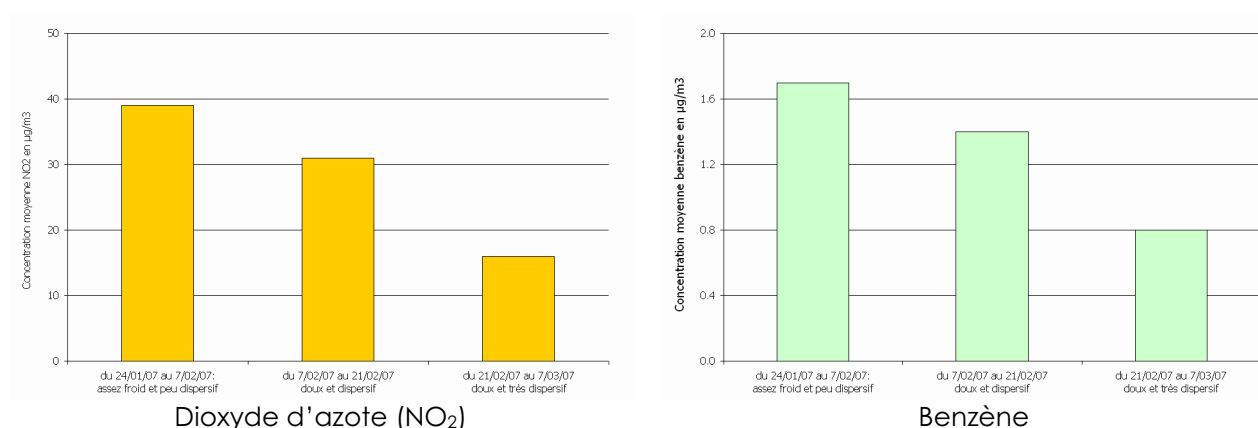


Figure 39 : Evolution des concentrations moyennes sur le domaine d'étude de NO₂ et de benzène pour les trois séries de mesure

Concernant la distribution spatiale de la pollution, l'étude réalisée en 2007 a permis d'identifier 3 zones géographiques au sein du domaine d'étude présentant des niveaux de pollution relativement homogènes. Ces 3 zones qui coïncident avec les zones définies au paragraphe III.1 sont illustrées figure 40 :

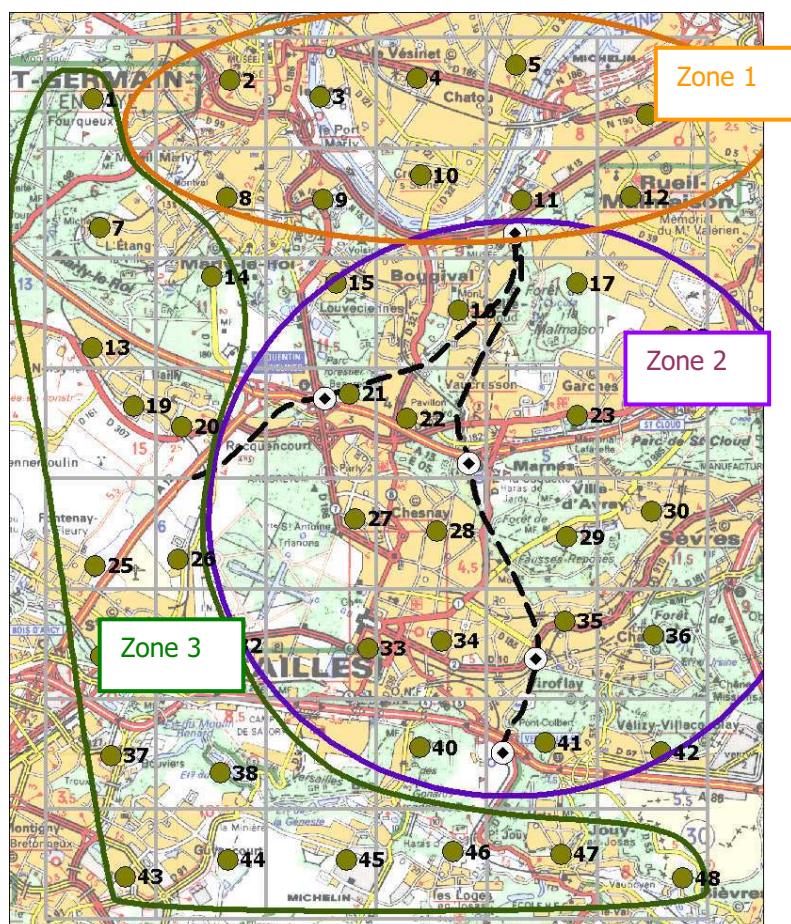


Figure 40 : Définition des 3 zones identifiées lors de l'étude 2007

Dans les deux figures suivantes, sont présentés les niveaux moyens en NO₂ et benzène qui ont été observés pendant la campagne aux niveaux de ces 3 zones. Ils ont été établis sur la base des 47 sites de mesure en situation de fond.

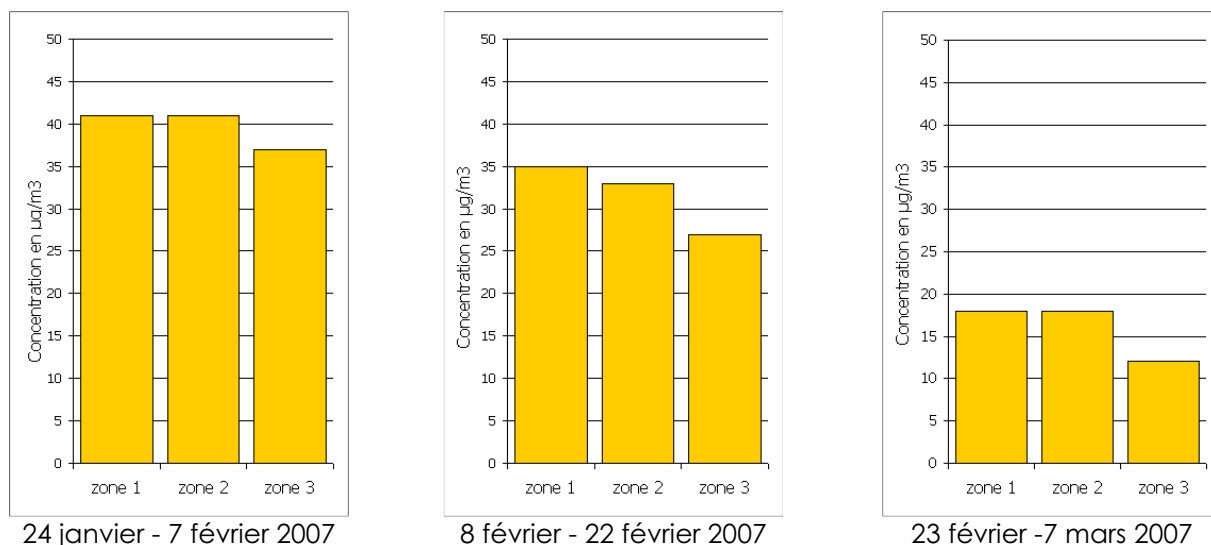


Figure 41 : Concentrations en NO₂ pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).

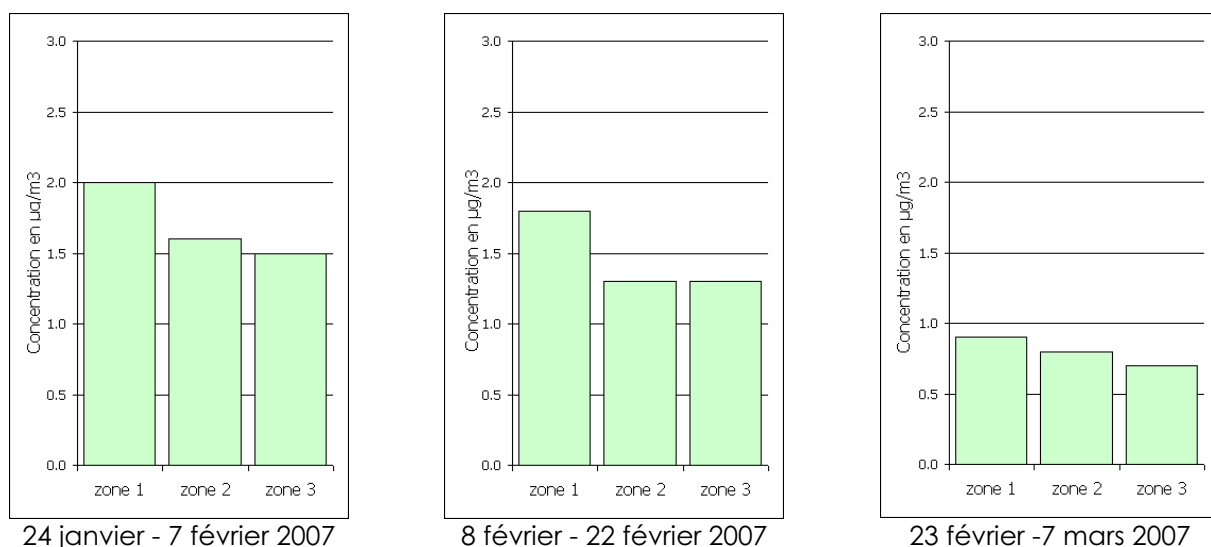


Figure 42 : Concentrations en benzène pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).

En ce qui concerne le dioxyde d'azote, les zones nord et est du domaine présentent des niveaux relativement proches sur les 3 séries de mesures.

La zone 3 la plus excentrée présente les niveaux les moins élevés. Les écarts constatés avec les autres zones varient entre 10 % et environ 35 % selon la série considérée. L'influence du reste de l'agglomération parisienne sur le domaine d'étude est ressentie essentiellement sur la première série de mesure, pour laquelle on note que les concentrations de NO₂ mesurées sont les plus homogènes d'une zone à l'autre.

Pour le benzène, les concentrations les plus importantes ont été observées au niveau de la zone 1. Les concentrations au niveau de la zone centrale (zone 2) et dans la zone la plus excentrée (zone 3) sont les plus faibles. Pour la zone 2, les mesures de benzène sont inférieures d'environ 20 % aux mesures réalisées au niveau de la zone nord.

Les niveaux les plus faibles sont, comme pour le dioxyde d'azote, relevés dans la zone 3 avec des concentrations inférieures d'environ 25 % par rapport au « nord » du domaine.

On retrouve globalement le même comportement pour les deux polluants considérés et pour les 3 séries de mesure, à savoir des concentrations maximales au niveau de la zone la plus au nord et

des concentrations minimales dans la zone 3. Des nuances existent tout de même entre les deux polluants en particulier si on analyse les écarts observés : pour le dioxyde d'azote, les concentrations dans le « centre » (zone 2) du domaine sont proches de celles relevées au nord ; pour le benzène, les niveaux au « centre » sont plus proches de ceux rencontrés dans la zone 3. Ces différences tiennent aux caractéristiques des polluants eux-mêmes, à savoir une décroissance plus rapide des niveaux de benzène à mesure qu'on s'éloigne de l'agglomération en raison du caractère primaire de ce polluant. A cela s'ajoute des particularités du domaine d'étude. Le nord (zone 1) présente une densité des émissions plus importantes pouvant être liée aux zones industrielles pour le benzène. Le centre (zone 2) est traversée par de grandes infrastructures routières (voies rapides) sources de NO_x.

Concernant les particules PM₁₀, la figure 43 présente l'évaluation des concentrations moyennes sur les 6 semaines de campagne sur les quatre sites automatiques temporaires disposés à proximité des unités de ventilation de Vaucresson et Rueil-Malmaison.

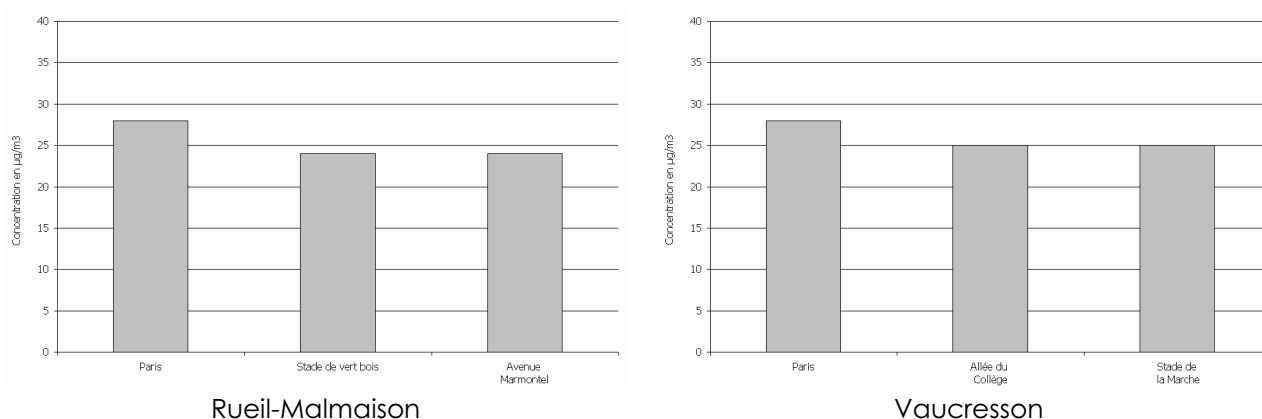


Figure 43 : Concentrations moyennes mesurées à proximité des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson sur la période 24 janvier - 7mars 2007

L'homogénéité des niveaux de particules PM₁₀ observée lors de la campagne et plus généralement à l'échelle de l'Île-de-France est due au fait qu'une part importante des concentrations de particules PM₁₀ mesurée sur la région est liée aux phénomènes de transport à très grande échelle de particules naturelles et/ou anthropiques en provenance de sources lointaines.

La comparaison des séries temporelles (figure 44) des concentrations observées au niveau des sites temporaires lors de la campagne de mesure et celles enregistrées au niveau de la station des Halles à Paris permet de confirmer cette homogénéité des niveaux mesurés.

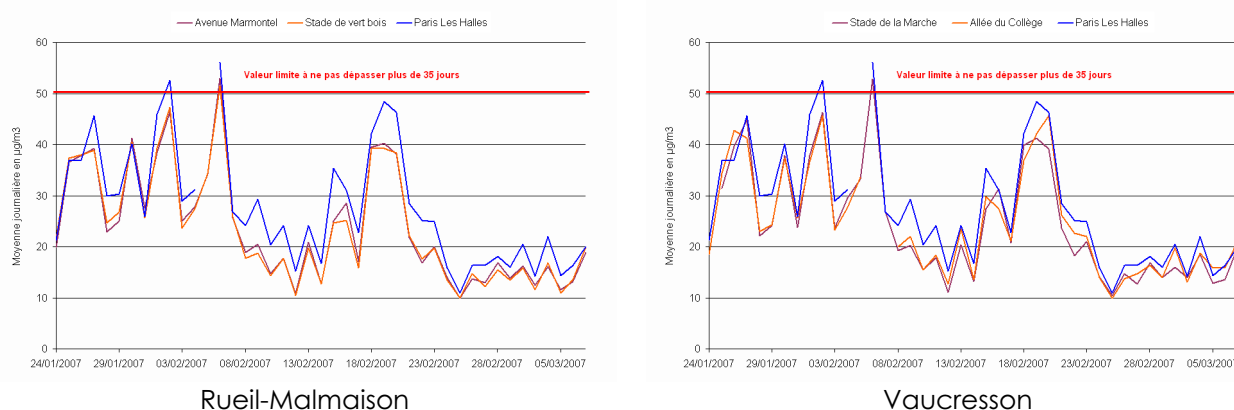


Figure 44 : Concentrations journalières en particules (PM₁₀) observées lors de la campagne de mesure au voisinage des unités de ventilation.

Afin de compléter la campagne de mesure, la mairie de Rueil-Malmaison a sollicité AIRPARIF pour ajouter des mesures de particules fines PM_{2.5} aux dispositifs équipant le site automatique temporaire installé à Rueil-Malmaison au stade du Vert-Bois.

En figure 45, sont présentés les concentrations moyennes pour la station temporaire et 4 stations de l'agglomération parisienne. Les concentrations relevées à Rueil-Malmaison durant la campagne de mesure sont proches de celles rencontrées sur d'autres sites de mesure du réseau permanent francilien. Un écart maximum de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est ainsi observé par rapport aux autres stations.

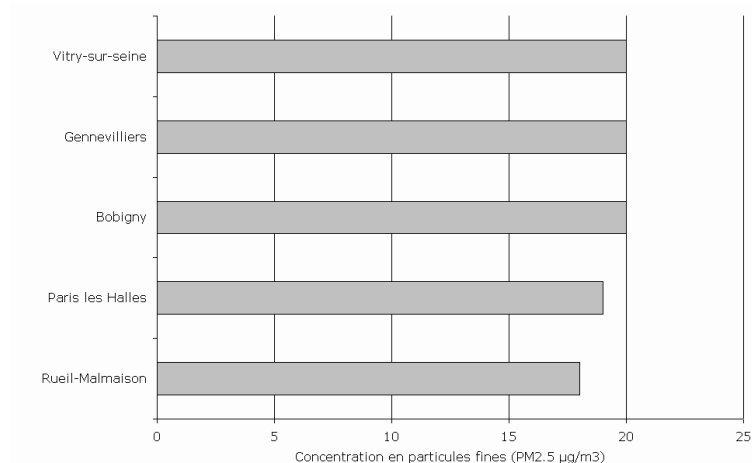


Figure 45 : Concentrations moyennes en particules fines (PM 2.5) observées durant la campagne de mesure de 2007 à Rueil-Malmaison et sur les stations permanentes d'AIRPARIF

Concernant le monoxyde de carbone, les niveaux mesurés sur l'ensemble des sites temporaires instrumentés sont de l'ordre de grandeur du niveau de fond parisien comme illustré figure 46. Compte-tenu des limites techniques des appareils de mesure (limite de détection de l'ordre de 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), les différences entre les sites de mesure ne sont pas significatives.

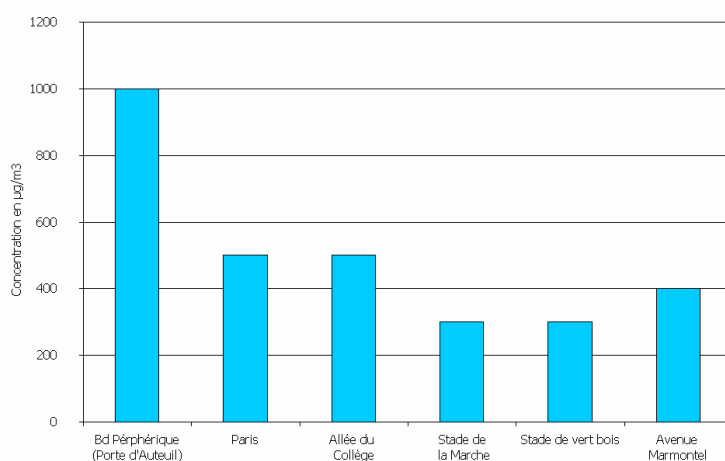
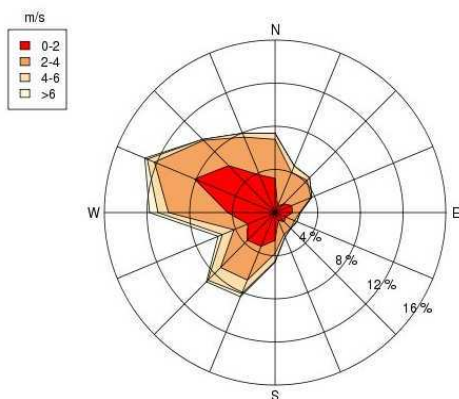


Figure 46 : Concentrations moyennes en monoxyde de carbone mesurées au niveau des stations automatiques temporaires et sur quelques stations du réseau AIRPARIF du 24 janvier au 7 mars 2007

V.2.3 Campagne de l'hiver 2009

Les roses de vent obtenues sur la période de la campagne de mesure et sur les 4 dernières années sont présentées en figure 47.

Rose des vents : 5 février 2009 – 19 mars 2009



Rose des vents : 2005 – 2009

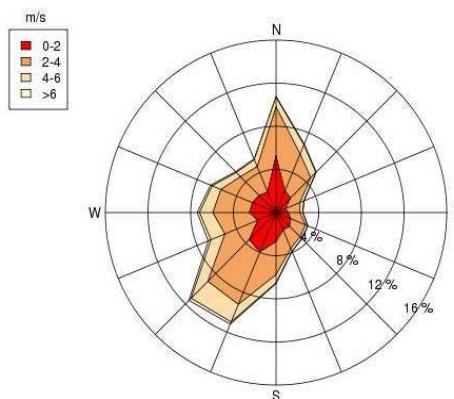
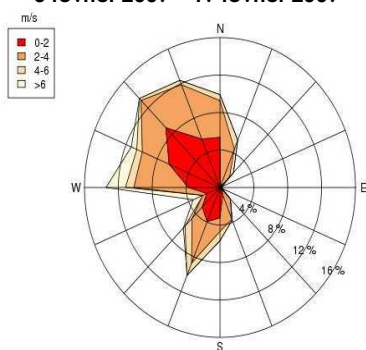


Figure 47 : Roses des vents établies sur la campagne de mesure et sur la période 2005-2009 au niveau de la station de TRAPPES

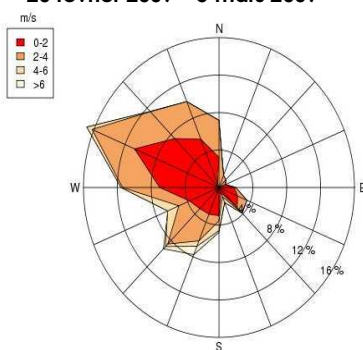
Sur l'ensemble de la période de la campagne, les vents de secteur ouest ont été largement dominants. Par rapport à la rose des vents climatologique, on note une sous-représentation des vents de secteur nord et nord-est et une sur-représentation des vents en provenance du secteur ouest. La part de vents faibles sur la période de la campagne a été sensiblement plus importante que la normale.

Les conditions de vent par période de 2 semaines correspondant aux 3 séries de mesure au niveau de la station météorologique de TRAPPES sont fournies dans la figure 48. En figure 49, le graphe des températures moyennes sur les 3 séries de mesure est présenté ainsi que les conditions moyennes sur la période 5 février – 19 mars établies entre 2002 et 2009.

5 février 2009 – 19 février 2009



20 février 2009 – 5 mars 2009



6 mars 2009 – 19 mars 2009

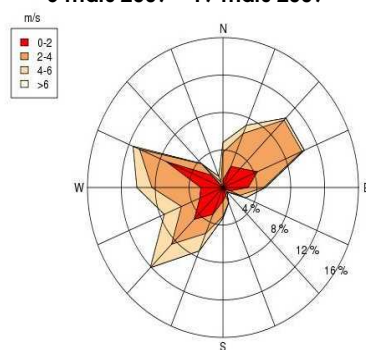


Figure 48 : Roses des vents établies sur les trois séries de mesure de 2 semaines au niveau de la station de TRAPPES

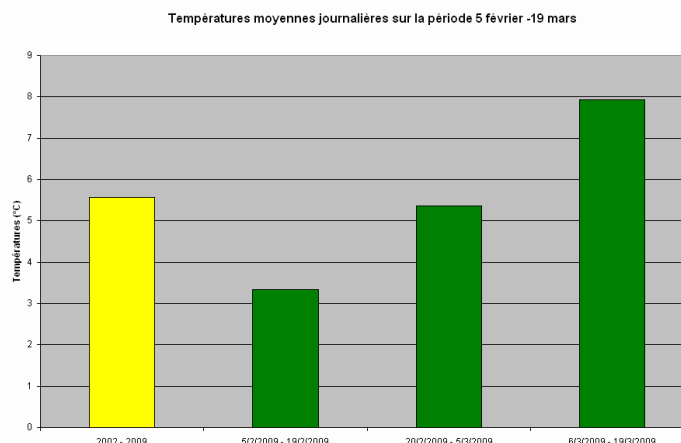


Figure 49 : Comparaisons des températures moyennes sur les 3 séries de mesure et comparaison aux conditions normales sur la période 2002 – 2009

On distingue 2 périodes sur l'ensemble de la campagne de mesure. La première période couvre les 2 premières séries de mesure et est caractérisée par des vents majoritairement en provenance du secteur ouest à nord-ouest et des températures moyennes en dessous des normales. La dernière série est partagée entre les secteurs sud-ouest à nord-ouest et le secteur nord-est. Sur cette période, les températures moyennes journalières sont clémentes par rapport aux normales.

La campagne de 2009 présente globalement des conditions météorologiques moins dispersives (vents majoritaires faibles, températures légèrement plus froides que les normales) et moins contrastées que celles enregistrées pendant la campagne de 2007.

Au niveau régional, ces conditions météorologiques plutôt défavorables se sont traduites par une qualité de l'air moyenne et médiocre pendant 11 jours de la campagne. Les niveaux élevés de particules les 26 février et 18 mars ont même occasionné un dépassement du seuil d'information.

Les niveaux moyens observés au niveau des 3 séries de mesure et des 3 zones définies au paragraphe précédent sont représentés dans les figures ci-dessous:

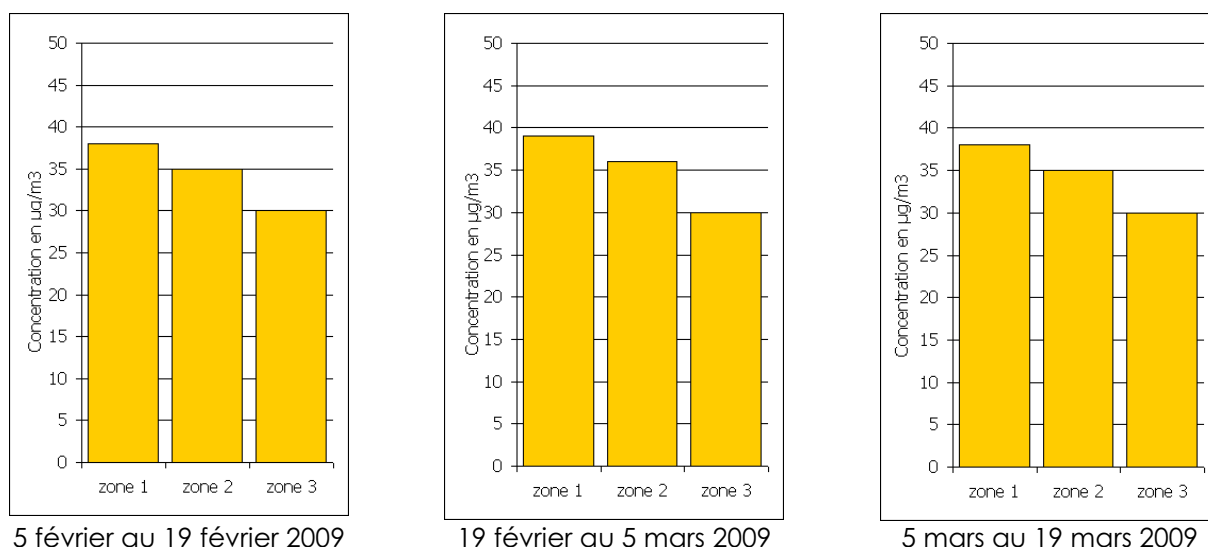


Figure 50 : Concentrations en NO₂ pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).

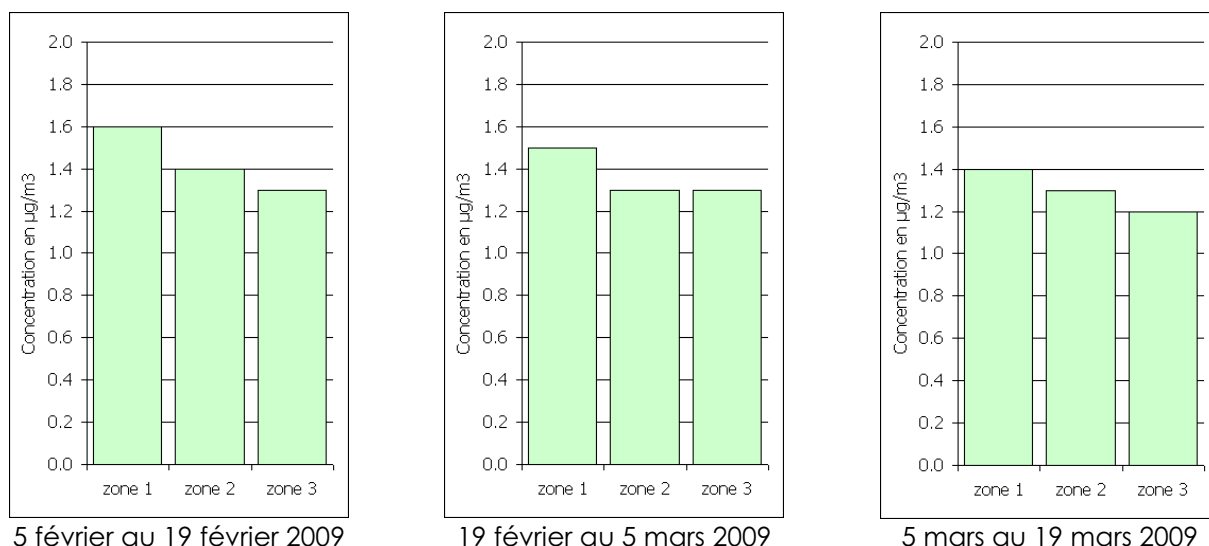


Figure 51 : Concentrations en benzène pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).

Contrairement à la campagne 2007, les niveaux moyens de NO₂ et de benzène mesurés en fond ont peu varié d'une série de mesure à l'autre, et ce quelle que soit la zone géographique considérée. Cela s'explique bien sûr par les différences de conditions météorologiques entre les deux campagnes.

Lors de la campagne 2009, on a retrouvé une distribution spatiale des concentrations de NO₂ et benzène analogue à celle obtenue en 2007 : les concentrations maximales sont rencontrées dans la zone située au nord-est du domaine d'étude (zone 1) et les concentrations minimales au sud et à l'ouest.

Concernant les particules PM₁₀, la figure 43 présente l'évaluation des concentrations moyennes sur les 6 semaines de campagne sur les quatre sites automatiques temporaires disposés à proximité des unités de ventilation de Vaucresson et Rueil-Malmaison.

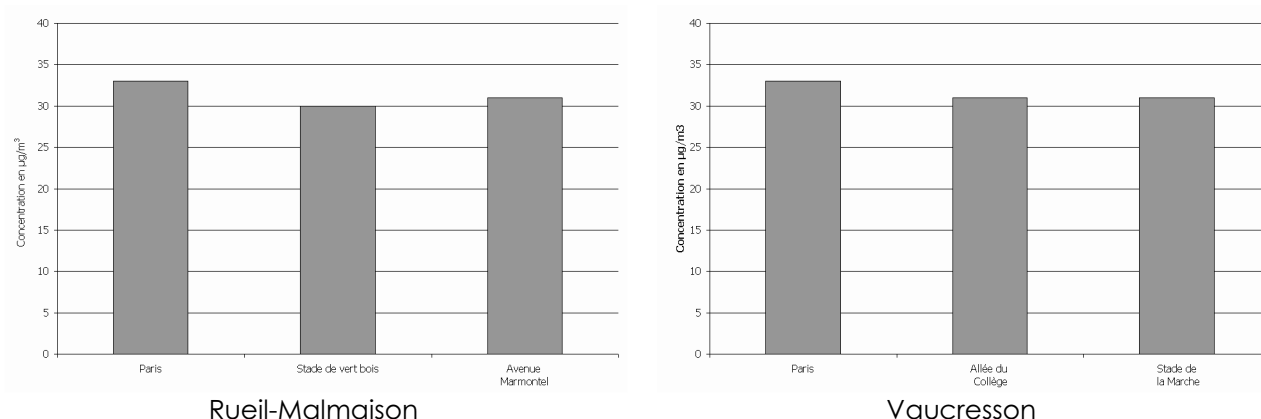


Figure 52 : Concentrations moyennes en PM₁₀ mesurées à proximité des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson sur la période 5 février – 19 mars 2009

Comme en 2007, on retrouve une grande homogénéité dans les niveaux de fond mesurés à la fois par les laboratoires mobiles mais également par les stations du réseau permanent d'AIRPARIF. Les niveaux ont été en moyenne plus soutenus en 2009 avec des maxima horaires mesurés situés autour de 90 µg/m³.

En ce qui concerne les particules fines PM_{2.5}, deux sites temporaires ont été instrumentés, à la demande de COFIROUTE en 2009 : le stade du vert-bois à Rueil-Malmaison et l'allée du collège à

Vaucresson. Les résultats moyens obtenus pour ce polluant comparés à ce qui est observé à la station des Halles sont fournis dans la figure ci-dessous :

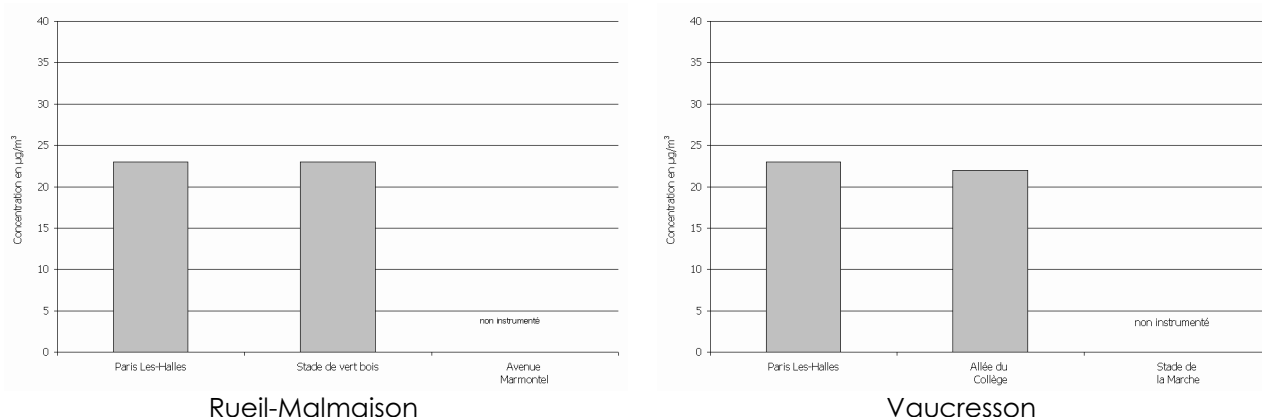


Figure 53 : Concentrations moyennes en PM2.5 mesurées à proximité des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson sur la période 5 février – 19 mars 2009

Les concentrations de particules fines PM2.5 mesurées pendant la campagne de mesure sont similaires en moyenne aux concentrations mesurées à la station des Halles. Les niveaux maximums horaires observés à Rueil-Malmaison sont voisins de 80 µg/m³ (28 février 2009) contre 68 µg/m³ à Paris Les Halles (17 mars 2009). Les concentrations de ce polluant sont en général très homogènes sur l'ensemble de la région Ile-de-France.

Concernant le monoxyde de carbone, les niveaux mesurés sur l'ensemble des sites temporaires instrumentés sont de l'ordre de grandeur du niveau de fond parisien comme illustré figure 54. Compte-tenu des limites techniques des appareils de mesure (de l'ordre de 300 µg/m³), les différences entre les différents sites de mesure ne sont pas significatives.

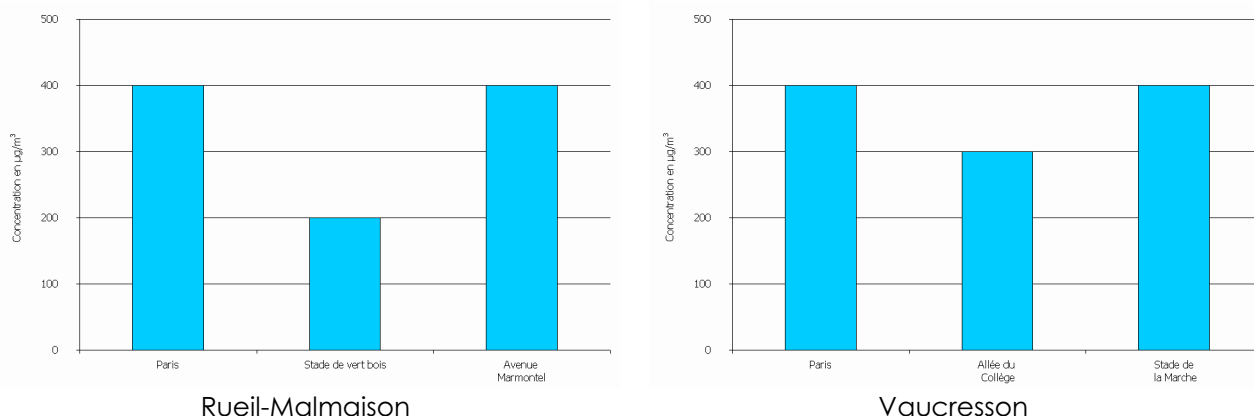


Figure 54 : Concentrations moyennes en CO mesurées à proximité des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson sur la période 5 février – 19 mars 2009

V.3 Evaluation des performances de l'ObsAirvatoire A86Ouest

L'évaluation des performances du système de cartographie est réalisée au niveau des sorties des trois processus explicités en figure 5 :

- Modélisation des champs météorologiques ;
- Prise en compte de la pollution de fond ;
- Evaluation des sorties du système de cartographie.

L'évaluation des sorties de modélisation météorologique MM5 a été réalisée sur la base des stations du réseau de mesure au sol de Météo-France, RADOME. Le modèle CALMET n'étant utilisé

que pour interpoler les sorties du modèle MM5 à 1.67 km sur une grille à 1 km de résolution, seul les sorties du modèle MM5 ont été évaluées.

Les stations de mesure sélectionnées pour la validation, correspondant aux stations situées à proximité du domaine d'étude, sont indiquées dans la figure suivante :



Figure 55 : Cartographie des stations exploitées pour la validation des sorties météorologiques

Le processus d'évaluation de la pollution de fond a pour objectif de redresser les sorties du système ESMERALDA sur la base des mesures du réseau permanent à proximité du domaine d'étude. Les stations du réseau permanent utilisées pour valider les sorties de pollution de fond régionales sont fournies en figure 56.

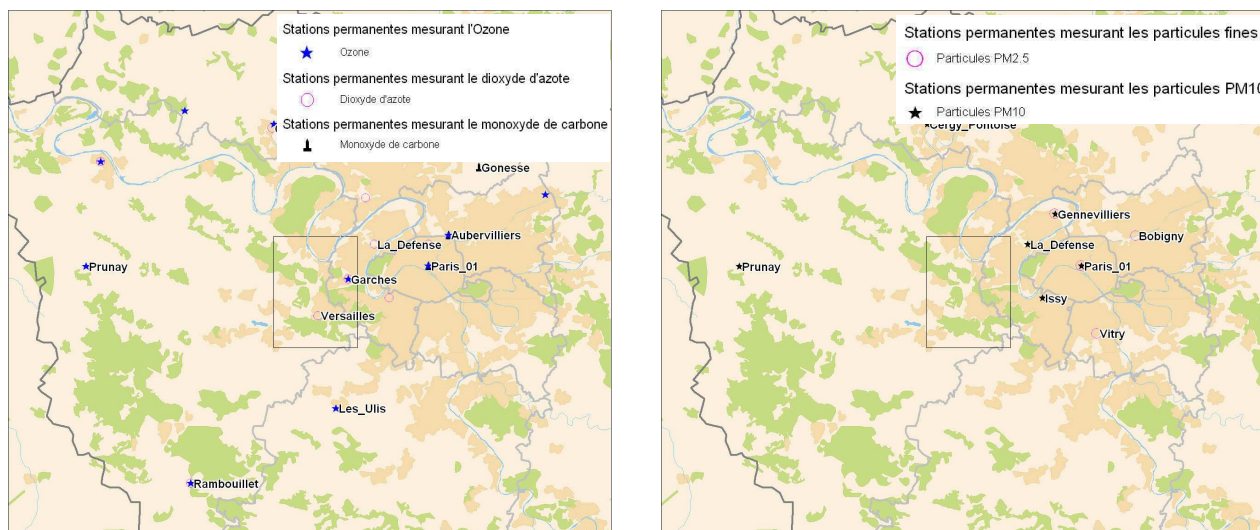


Figure 56 : Cartographie des stations de mesure exploitées pour la validation du traitement de la pollution de fond

L'évaluation des sorties du système de cartographie sont effectuées au niveau temporel en exploitant les mesures réalisées par 4 stations temporaires et les 2 stations permanentes appartenant au domaine d'étude et au niveau spatial en comparant les sorties de modèle avec les tubes passifs.

V.3.1 Critères statistiques d'évaluation des performances du système de cartographie

Les critères statistiques utilisés pour valider le système de cartographie correspondent à des paramètres usuels d'évaluation des systèmes de modélisation. La liste des paramètres est fournie en ANNEXE V. Elle n'est pas exhaustive.

V.3.2 Evaluation de la modélisation des champs météorologiques

L'évaluation des performances du modèle météorologique est effectuée sur la base des vitesses de vent à 10 m et de la température à 2 m.

Pour rappel, ce sont des prévisions météorologiques qui sont exploitées pour alimenter l'ObsAirvatoire A86 Ouest en temps-réel. Dans le cadre du fonctionnement quotidien de la plateforme, ce sont donc les prévisions à haute résolution pour la journée courante qui sont utilisées²⁷. Les calculs météorologiques utilisent les analyses²⁸ de la veille à 0, 6 et 12h ; les échéances suivantes exploitées s'étendent jusqu'à +84h.

Le calcul sur la journée du lendemain est potentiellement utilisé sur la première heure de la journée lorsque le calcul quotidien n'est pas encore terminé ou que la prévision météorologique quotidienne n'a pas pu être opérée.

L'ensemble des comparaisons mesures-modèle au niveau des stations de Trappes, Montsouris et Achères sont disponibles en ANNEXE VI.

En figure 57 et figure 58, sont présentées les roses des vents pour les 2 stations de TRAPPES et ACHERES pour les périodes de campagne 2007 et 2009. Ces deux stations ont été sélectionnées en raison de leur position géographique :

- La station météorologique de TRAPPES, située sur un plateau au sud-ouest de Versailles à 167 m d'altitude est une station dite synoptique représentative de conditions météorologiques générales.
- La station d'ACHERES est quant à elle positionnée dans le bassin de la Seine à 29 m d'altitude. Elle permet donc de caractériser l'influence de la vallée de la Seine sur les conditions météorologiques locales et en particulier au niveau de Rueil-Malmaison.

Les roses des vents constituées à partir des mesures peuvent présenter des artefacts pour les vents « nuls » pour lesquels la direction du vent est imposée à 0. En conséquence, pour certaines des roses de vent présentées dans la suite, seules les vitesses supérieures à 1 m/s ont été considérées.

²⁷ Les prévisions météorologiques sont calculées quotidiennement pour 4 jours de simulation : pour la veille à des fins de cartographie, pour la journée courante, le lendemain et sur-lendemain en prévision.

²⁸ Les analyses météorologiques utilisent des sorties de modélisation et les mesures du réseau météorologique partagé mondial (WMO-Resolution 40) et constituent donc les données les plus précises.

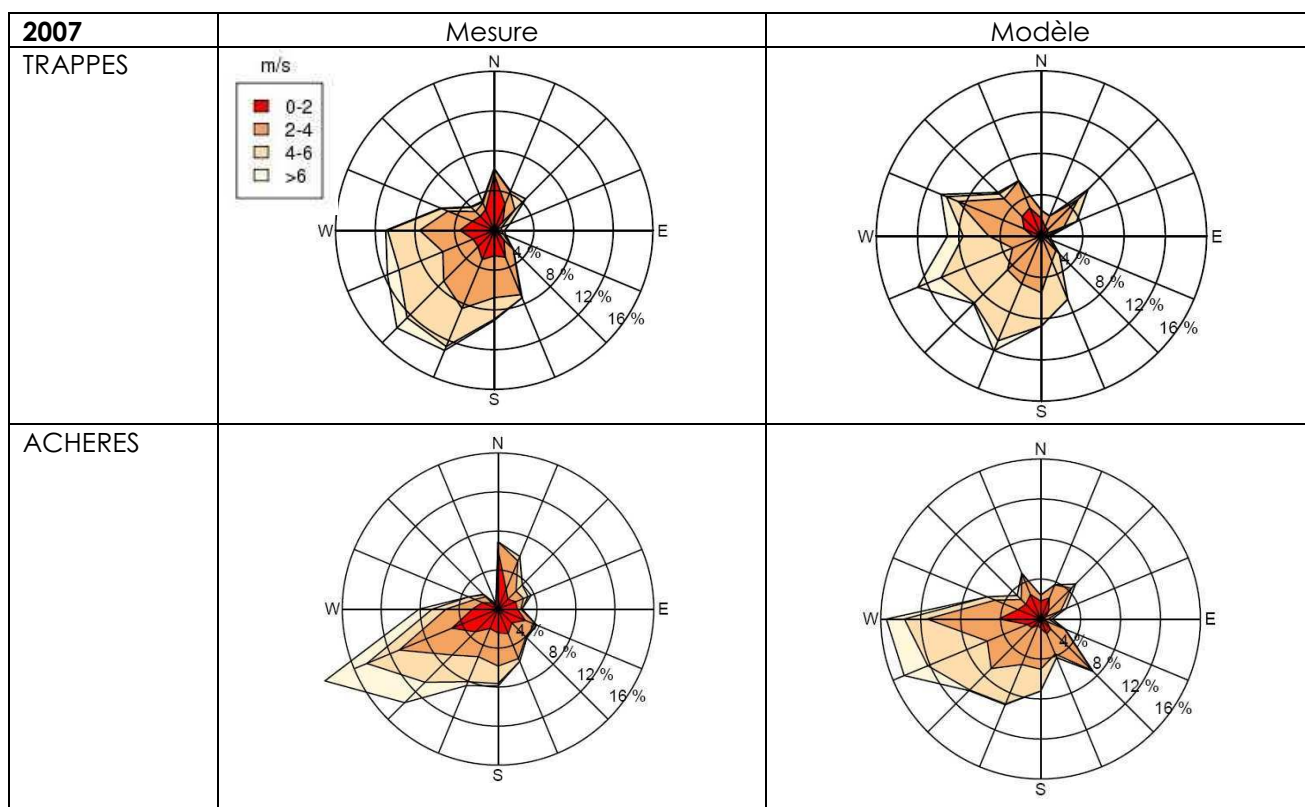


Figure 57 : Roses des vents comparées entre mesures et sorties de modèle au niveau des stations de mesure de TRAPPES et ACHERES – Période : campagne 2007

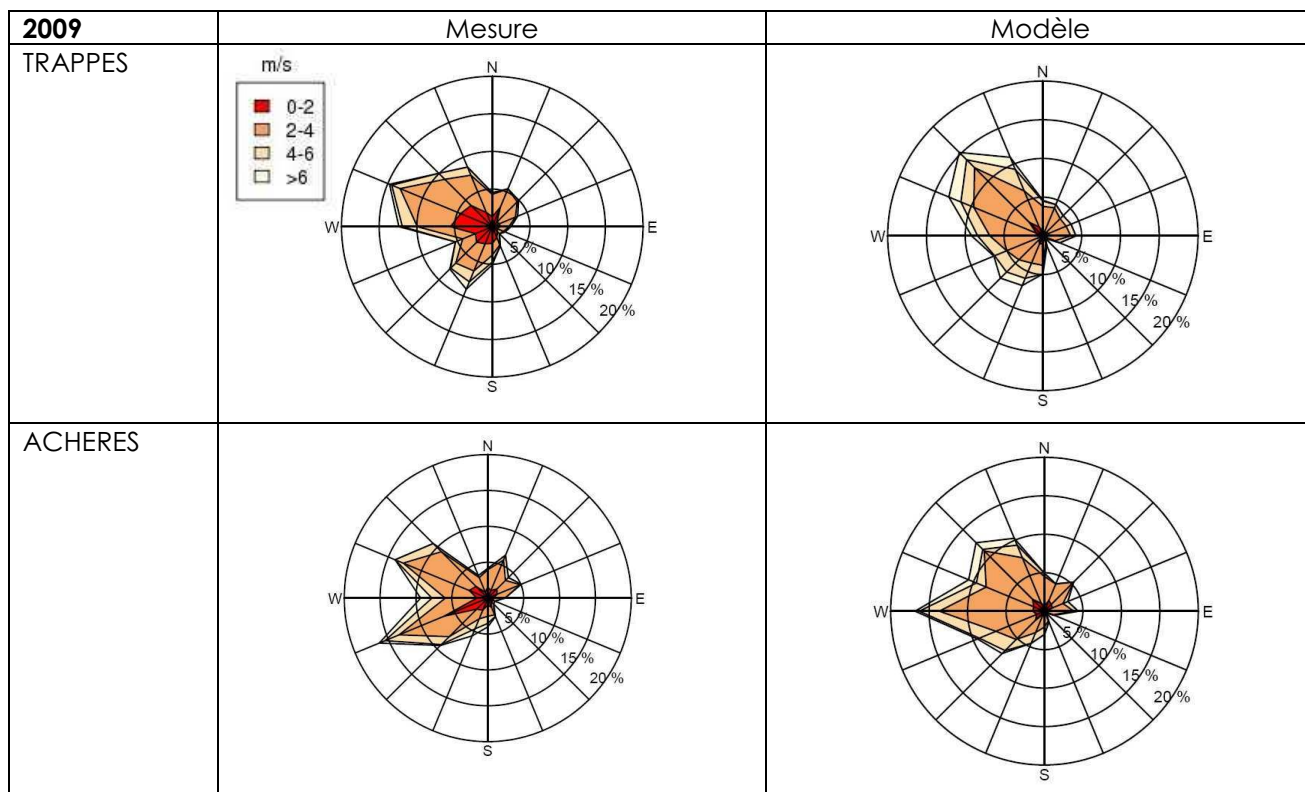


Figure 58 : Roses des vents comparées entre mesures et sorties de modèle au niveau des stations de mesure de TRAPPES et ACHERES – Période : campagne 2009

Les comparaisons entre les roses de vent établies au niveau des 2 stations de mesure mettent en évidence l'influence des conditions topographiques sur les conditions de vent. Sur les périodes des 2 campagnes de mesure, la station d'Achères présente des fréquences de vent en provenance du secteur ouest-sud-ouest à ouest-nord-ouest beaucoup plus importantes qu'au niveau de la station de Trappes.

Au niveau de la station de Trappes, et ce pour les deux campagnes de mesure, le modèle semble reproduire correctement les directions de vent : un décalage d'environ 20°²⁹ apparaît entre les deux distributions des vents. Pendant la campagne 2007, les vents dominants mesurés sont en provenance des secteurs sud-sud-ouest à ouest alors que le modèle fournit une distribution des vents dominants plus étalée en provenance des secteurs sud-sud-ouest à ouest-nord-ouest. On retrouve un léger décalage analogue en 2009 avec des vents dominants mesurés en provenance des secteurs ouest à nord-nord-ouest alors que le modèle indique des vents majoritaires en provenance des secteurs ouest-nord-ouest à nord- nord-ouest.

Au niveau de la station d'Achères, le modèle semble de nouveau reproduire correctement les directions de vent. Néanmoins, on retrouve un décalage un peu plus important que dans le cas de Trappes entre les distributions : en 2007, les vents dominants mesurés sont en provenance des secteurs sud-sud-ouest à ouest-sud-ouest alors que le modèle fournit une distribution des vents plus étalée vers l'ouest. En 2009, le comportement est analogue : les vents dominants mesurés sont en provenance de deux secteurs bien marqués, ouest-sud-ouest et ouest-nord-ouest alors que le modèle a fourni des vents en provenance également de deux secteurs bien marqués, à savoir ouest et nord-ouest.

Les particularités liées à la position géographique de la station d'Achères sont correctement prises en compte par le modèle. L'influence du relief est ainsi clairement mise en évidence par le modèle. La figure 59 permet d'illustrer les singularités des deux stations considérées au regard des caractéristiques du relief.

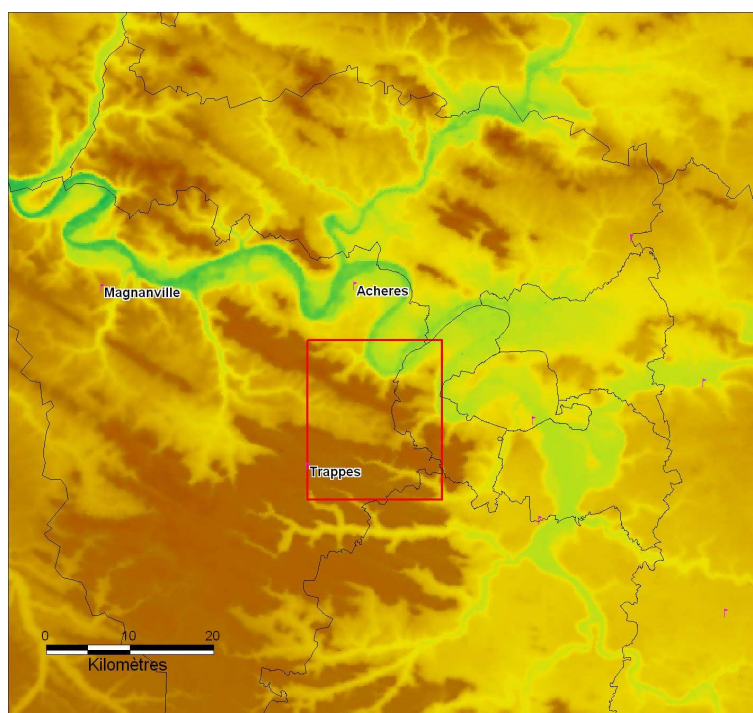


Figure 59 : Topographie autour du domaine d'étude

²⁹ La précision des mesures de direction de vent est de 10°.

Considérant l'axe ouest-est de la vallée de la Seine au niveau de la station d'Achères, le modèle semble reproduire une canalisation des écoulements atmosphériques selon cet axe. La particularité plus locale liée à la présence du méandre (orienté selon l'axe ouest-sud-ouest est-nord-est) semble être en revanche moins bien vue par le modèle.

Dans la figure 60, sont cartographiés les biais sur les directions de vent au niveau des stations du réseau RADOME présentes dans le domaine haute résolution MM5, pour les deux campagnes de mesure. Ces biais ont été établis pour les vents non calmes à savoir supérieurs à 0.5 m/s.

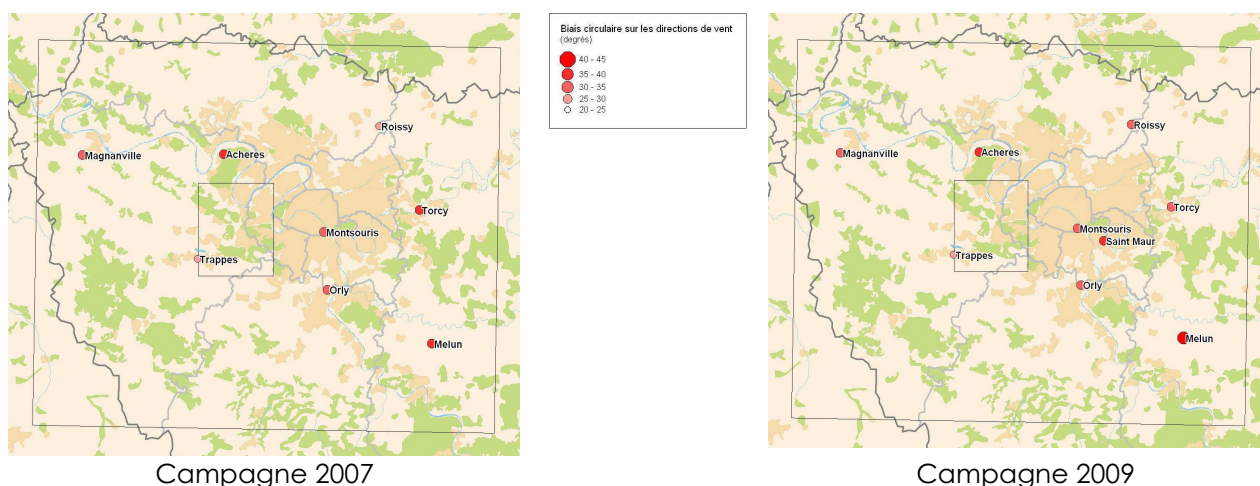


Figure 60 : Cartographie des biais sur les directions de vent

Les biais sur les directions de vent sont globalement situés entre 25° et 40°. Les biais restent globalement en dessous des 40° à l'exception de la station de MELUN en 2009. De tels biais absolus sont consistants avec ce qui est habituellement observé pour d'autres systèmes de prévision météorologique [6][14][16]. Ainsi, dans Grit et Mass [14], pour les échéances entre +12h et +36h qui correspondent à la plage de prévision exploitée dans l'ObsAirvatoire, les biais absolus sont situés entre 40° et 45°. Dans Baker et al.[6], le biais absolu varie selon les périodes considérées entre 24° et 40°.

Dans la figure 61, les paramètres statistiques biais et biais circulaire absolu sont présentés.

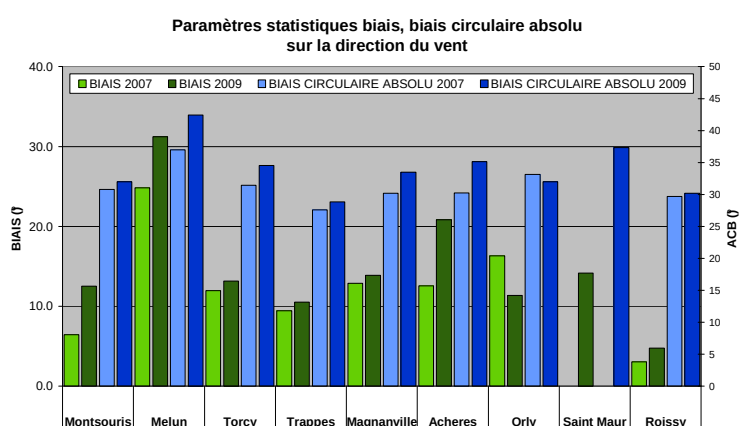


Figure 61 : Biais et Biais circulaire absolu sur les directions de vent pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME³⁰.

30 ACB : Biais circulaire absolu ; RMSE : erreur quadratique moyenne ; SD : écart-type

En premier lieu, il ressort que les biais sur chacune des stations sont positifs. Ils sont en général proches de 10° à l'exception des stations de Melun et Achères en 2009. Les biais circulaires absolus sont quant à eux proches de 30°, à l'exception toujours de la station de Melun.

La station de mesure de TRAPPES est la station pour laquelle les performances en termes de biais et de biais circulaire absolu sont les meilleures : le biais absolu se situe en dessous de 30° pour 2007 et 2009. En revanche, la variabilité de l'erreur est accrue entre 2007 et 2009. La station de mesure qui présente les performances les moins bonnes est la station de MELUN. L'analyse des séries temporelles de direction pour cette station montre qu'elle présente des instabilités plus importantes qu'au niveau d'autres stations comme TRAPPES par exemple. Le modèle semble également sous-estimer la part des vents en provenance du secteur sud-sud-ouest en particulier en 2009. Au niveau de la station d'Achères, l'accroissement du biais sur les directions est sans doute dû aux effets de canalisation qui sont accrus dans des conditions de vent faible.

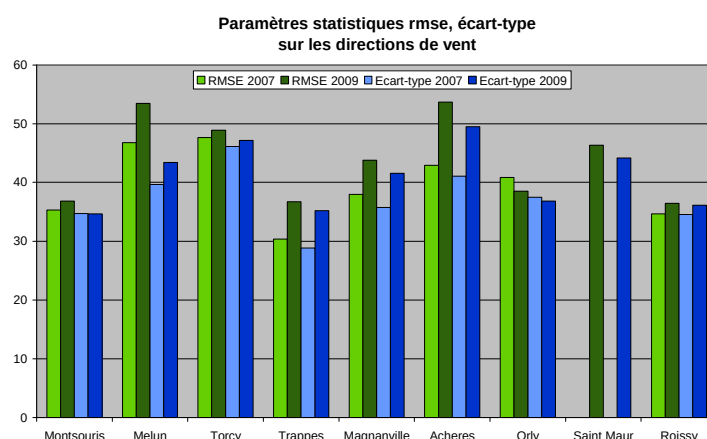


Figure 62 : RMSE et écart-type d'erreur sur les directions de vent pour les 2 campagnes de mesure (2007 couleur pleine, 2009 couleur dégradée), pour les stations du réseau RADOME.

Sur la base de l'accroissement des valeurs de RMSE et de biais circulaire absolu, les performances du modèle météorologique ont globalement été moins bonnes en 2009 par rapport à 2007. L'écart-type qui mesure la variabilité de l'erreur a augmenté de manière sensible au niveau des stations de Trappes, Achères et Magnanville ; il est resté plutôt stable pour les autres stations.

Ce sont sans doute les conditions météorologiques rencontrées pendant la campagne 2009 qui permettent d'expliquer ces tendances : en effet, la mesure de la direction du vent étant sensiblement instable et incertaine en vent faible, l'incertitude du modèle sur les directions de vent augmente en conséquence. Ces incertitudes plus importantes se traduisent sur les paramètres d'erreur quadratique moyenne et d'écart-type qui sont augmentés de manière sensible entre 2007 et 2009.

En guise de comparaison, d'autres systèmes de modélisation tels que présentés dans Jones et al. [16] présentent des RMSE sur les directions de vent qui se situent entre 40° et 45° entre les échéances +12h et +36h.

Dans la figure 63 et la figure 64, sont présentées les séries temporelles des vitesses de vent mesurées et modélisées au niveau des 3 stations de Trappes, Achères et Magnanville.

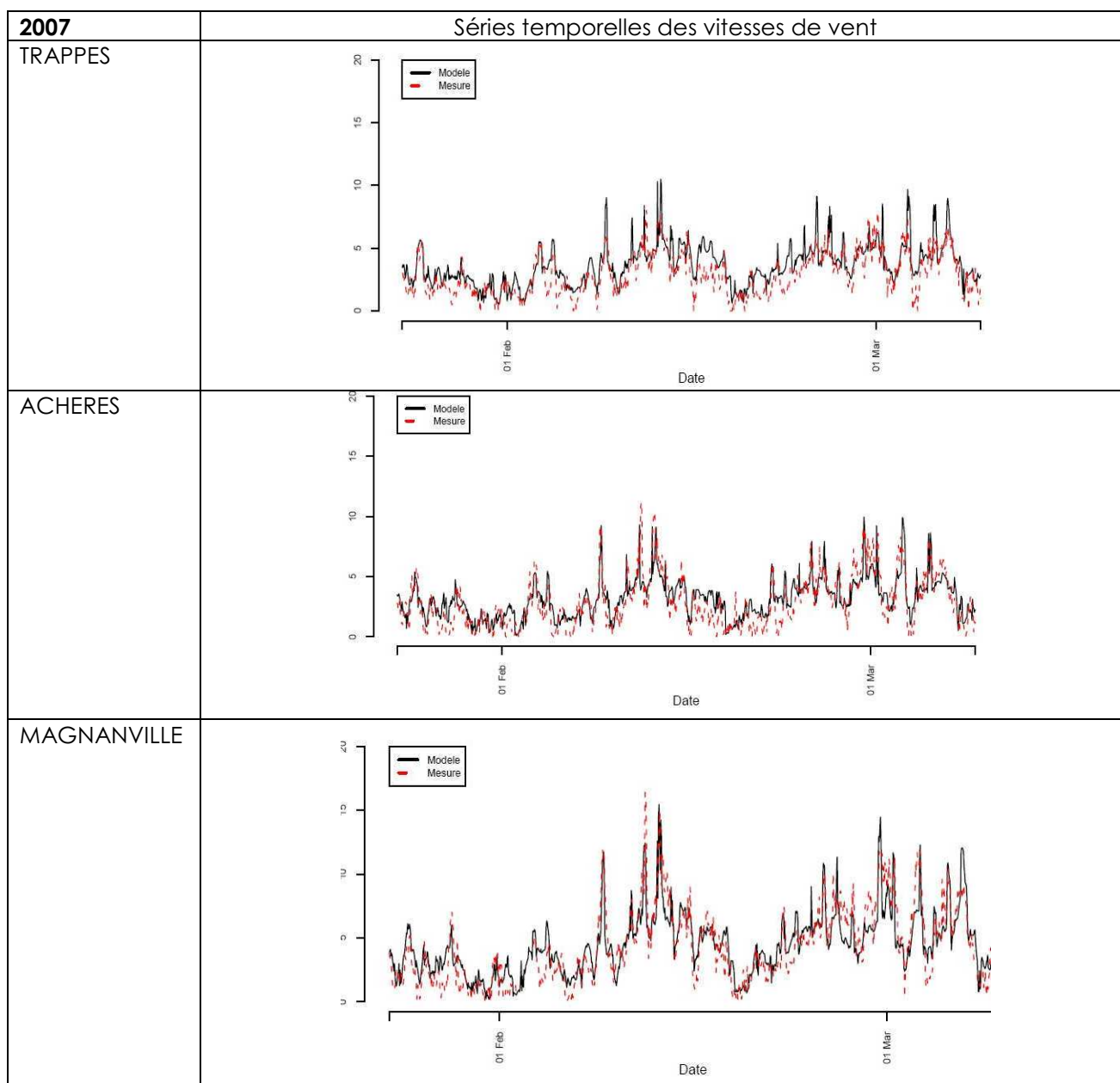


Figure 63 : Séries temporelles des vitesses de vent au niveau des stations de mesure de TRAPPES, ACHERES et MAGNANVILLE – Période : campagne 2007

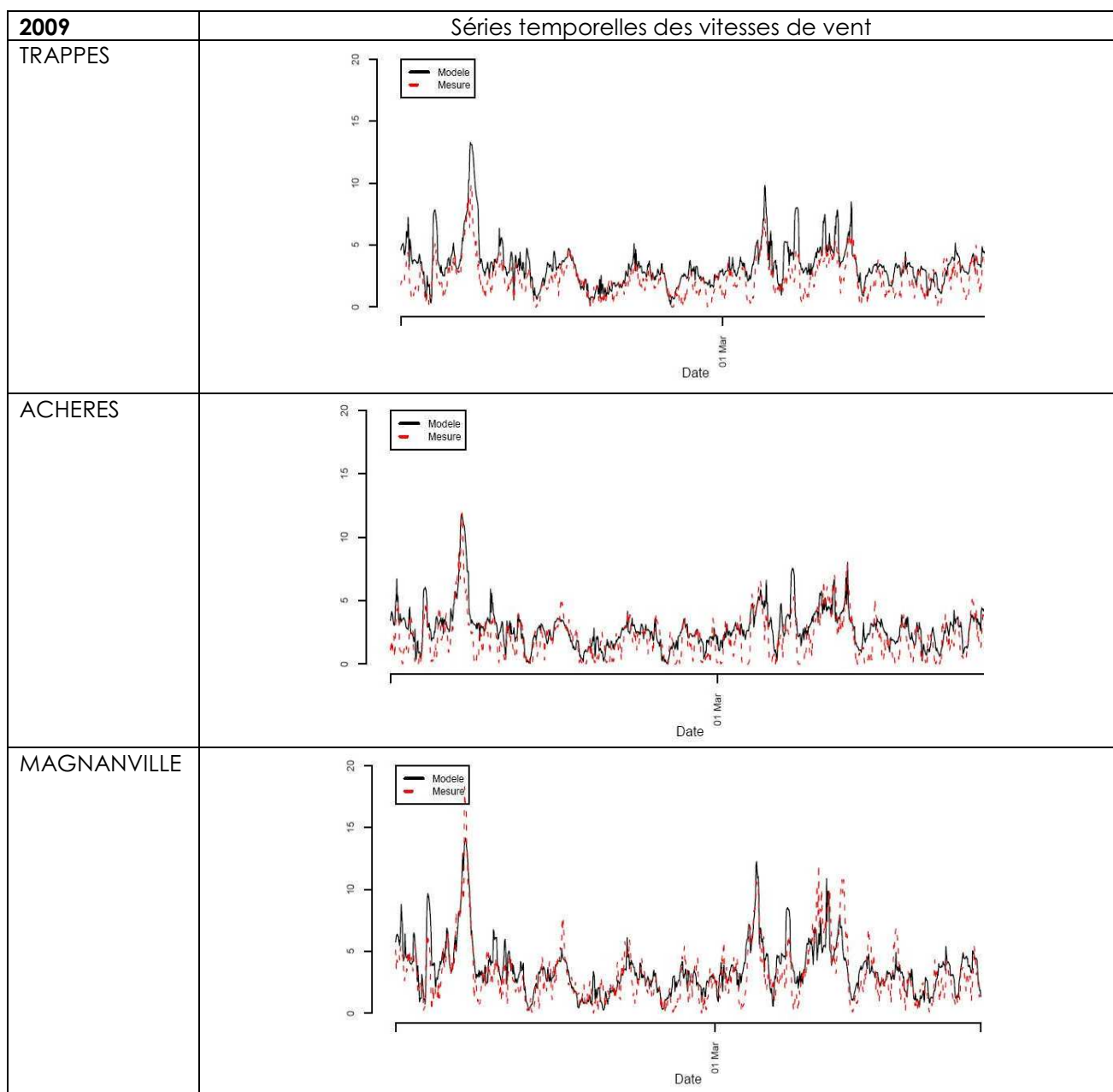


Figure 64 : Séries temporelles des vitesses de vent au niveau des stations de mesure de TRAPPES, ACHERES et MAGNANVILLE – Période : campagne 2009

Ces figures mettent en évidence la capacité du modèle à reproduire les évolutions temporelles de la force du vent, et plus particulièrement les alternances de périodes de vents faibles et de vents plus soutenus qui vont avoir un effet direct sur l'évolution des niveaux de concentration.

En revanche, le modèle a davantage de mal à reproduire l'intensité de la vitesse du vent la nuit : le modèle ne redescend pas assez et a tendance à surestimer le vent en particulier au niveau des stations situées en dehors de l'agglomération.

Cette capacité du modèle à reproduire les évolutions temporelles de la vitesse et de la direction du vent est également illustrée par l'histogramme des corrélations de la figure 65.

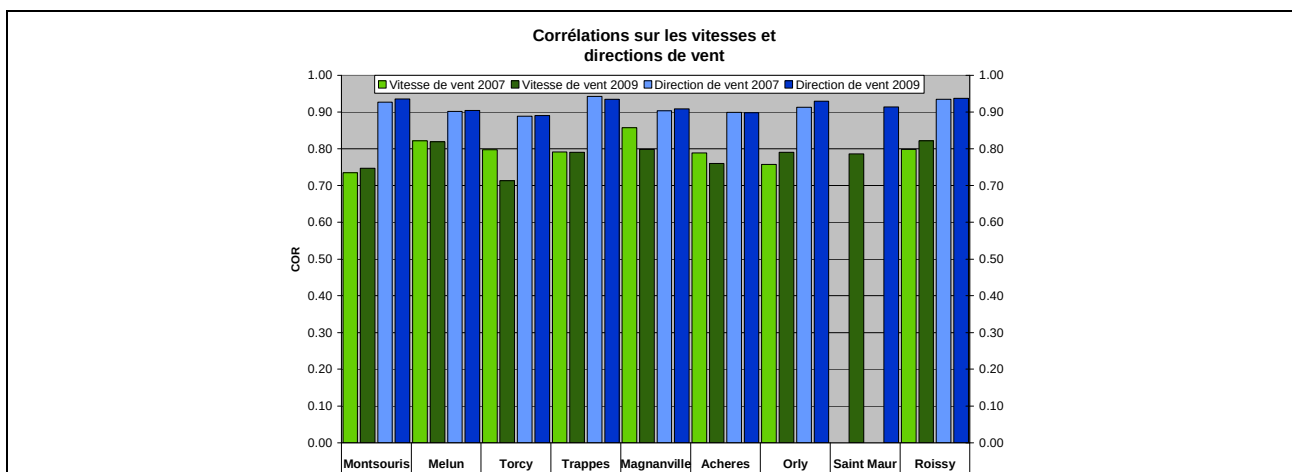


Figure 65 : Corrélations entre mesures et résultats de modèle pour la vitesse et la direction du vent pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME.

En direction, les corrélations entre mesures et résultats de modélisation sont au-dessus de 0.9, pour les vitesses, les corrélations sont situées entre 0.7 et 0.8. Concernant les directions, ces valeurs de corrélations relativement fortes sont expliquées en partie par la situation de l'Ile-de-France qui est influencée fortement par des conditions météorologiques synoptiques qui fluctuent en général plutôt lentement dans le temps.

En figure 66, sont présentées les cartographies des biais sur les vitesses de vent.

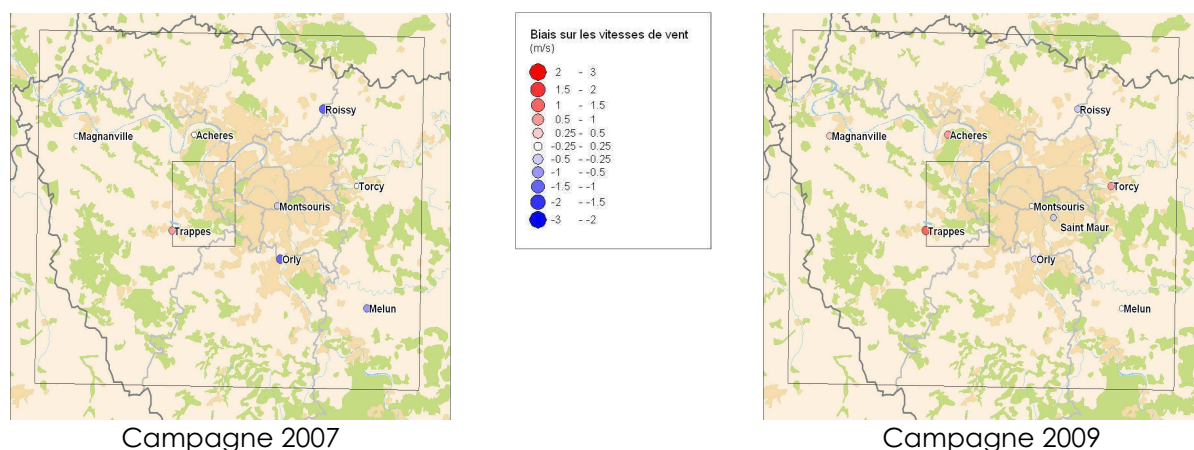


Figure 66 : Cartographie des biais sur les vitesses de vent

Concernant les stations situées au niveau des aéroports, le modèle sous-estime les vitesses de vent en raison des particularités liées à ces zones. En effet, ces zones sont en terrain plat et sont caractérisées par des rugosités très faibles en raison de l'absence d'obstacles (végétation clairsemée, pistes, peu de bâtiments...). Le modèle qui a une résolution de quelques kilomètres, intègre des éléments urbains. Le vent reproduit par le modèle est donc « freiné » et sous-estime donc les mesures.

Le biais observé la nuit entre les sorties de modélisation et les mesures est accru en 2009 au niveau des stations de TRAPPES, ACHERES et TORCY. Ce comportement du modèle est commun aux différents modèles météorologiques à l'échelle régionale, particulièrement lorsqu'on est dans des conditions stables, c'est-à-dire la nuit, lorsque les vents sont faibles. Il est communément admis que des incertitudes existent sur les directions de vent ou sur les vitesses de vent. Ces incertitudes se traduisent par des erreurs quadratiques sur les directions voisines de 50° pour les vents compris entre 3 et 4 m/s. Les erreurs quadratiques sur les vitesses de vent varient de leur côté entre 2 et 3 m/s, en général [6]. Plusieurs raisons sont avancées dans cet article pour expliquer ces incertitudes évaluées quelle que soit l'heure de la journée ; d'une part, elles peuvent être liées à des processus

turbulents aléatoires que le modèle ne peut pas modéliser et à des variations des caractéristiques du terrain (topographie, occupation des sols) à des échelles inférieures de la taille de maille.

Dans la figure 67, sont présentés les paramètres BIAIS et FOEX³¹ sur les vitesses de vent permettant de caractériser la surestimation ou la sous-estimation du modèle.

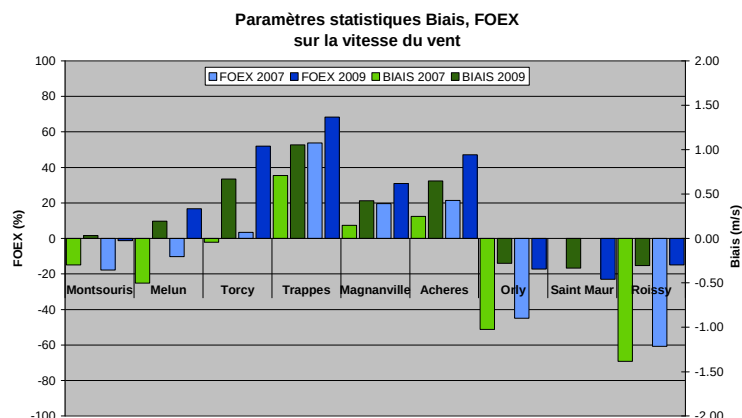


Figure 67 : Biais et FOEX sur les vitesses de vent pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME.

On retrouve une distribution conforme aux observations précédentes : les biais et FOEX sur les vitesses de vent sont proches de zéro au niveau des stations de Melun et de Montsouris ; les FOEX sont fortement négatifs au niveau des stations des aéroports indiquant une sous-estimation quasi-systématique du modèle (un FOEX à -50 % indique 3 fois plus de sous-estimations par le modèle que de surestimations). Pour les stations plus éloignées de l'agglomération, les biais sont positifs indiquant que le modèle surestime la mesure, ces surestimations étant essentiellement dues au comportement du modèle la nuit.

Entre 2007 et 2009, sur l'ensemble des stations, le biais et le FOEX sur les vitesses de vent sont accrus, en particulier au niveau des stations éloignées de l'agglomération. Les biais deviennent positifs à Melun et Montsouris et la sous-estimation au niveau des aéroports est réduite. Ce comportement est dû aux différences de conditions météorologiques enregistrées entre les deux campagnes de 2007 et 2009, les conditions de 2009 ayant été caractérisées par des vents bien plus faibles qu'en 2007.

Dans la figure 68, sont présentés les écart-types et RMSE sur les vitesses de vent au niveau de chacune des stations de mesure.

31 FOEX : facteur d'excès (Factor of Excess) permet de qualifier la fréquence de surestimation ou sous-estimation du modèle

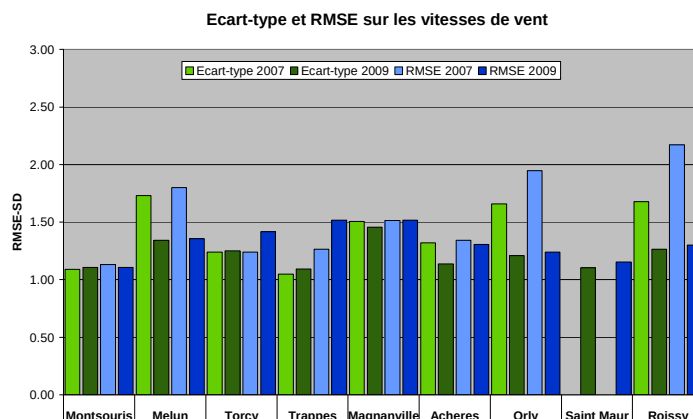
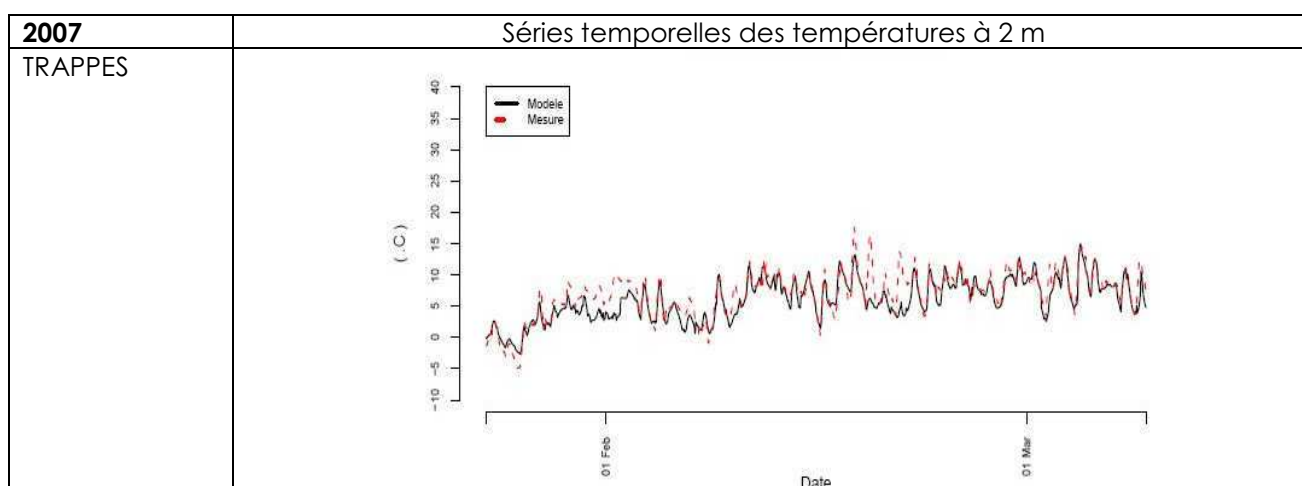


Figure 68 : RMSE et écart-type d'erreur sur les vitesses de vent pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME.

Les écarts-types sur les vitesses de vent sont inférieures à 1.5 m/s à l'exception de la station de Melun pour laquelle ce paramètre atteint 1.7 m/s. La RMSE reste quant à elle inférieure à 2 m/s à l'exception des stations situées au niveau des aéroports. Contrairement aux directions de vent, on n'observe pas d'accroissement de l'erreur entre 2007 et 2009 mais plutôt une décroissance de ce paramètre au niveau de plusieurs stations qui correspondent aux stations sur lesquelles sont enregistrés les vents les plus forts. En général, les conditions de vent faible ne se traduisent pas par un accroissement de l'erreur absolue. Au contraire, la réduction du biais sur ces stations se traduit par une baisse sensible de l'erreur quadratique. La variabilité de l'erreur (traduite sur l'écart-type d'erreur) reste stable entre 2007 et 2009 au niveau des stations de Montsouris, Trappes, Magnanville, décroît au niveau de la station d'Achères.

Le troisième paramètre évalué dans le cadre de l'évaluation de la modélisation des champs météorologiques est la température à 2 m.

Dans la figure 69 et la figure 70, sont présentées les séries temporelles des températures à 2 m mesurées et modélisées au niveau des 3 stations de Trappes, Achères et Magnanville.



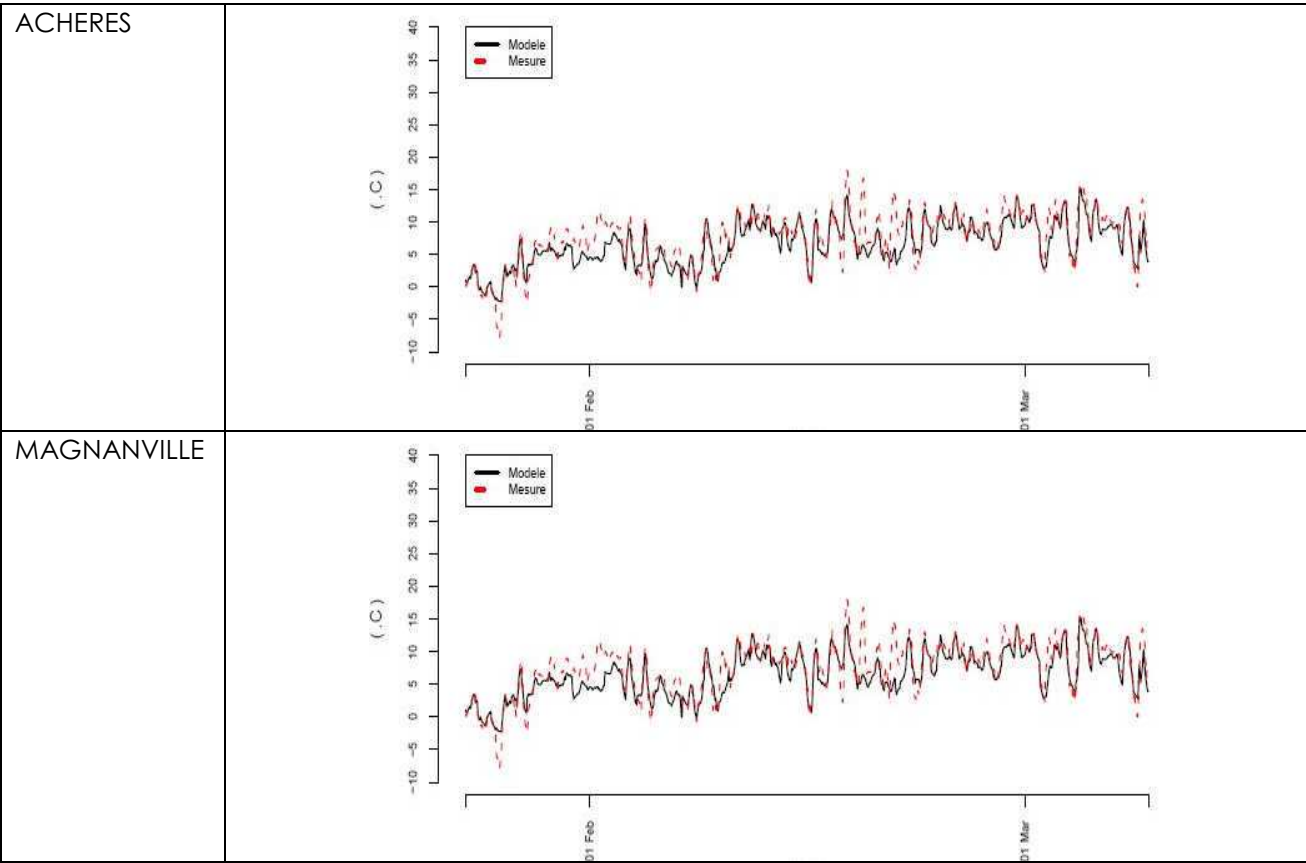
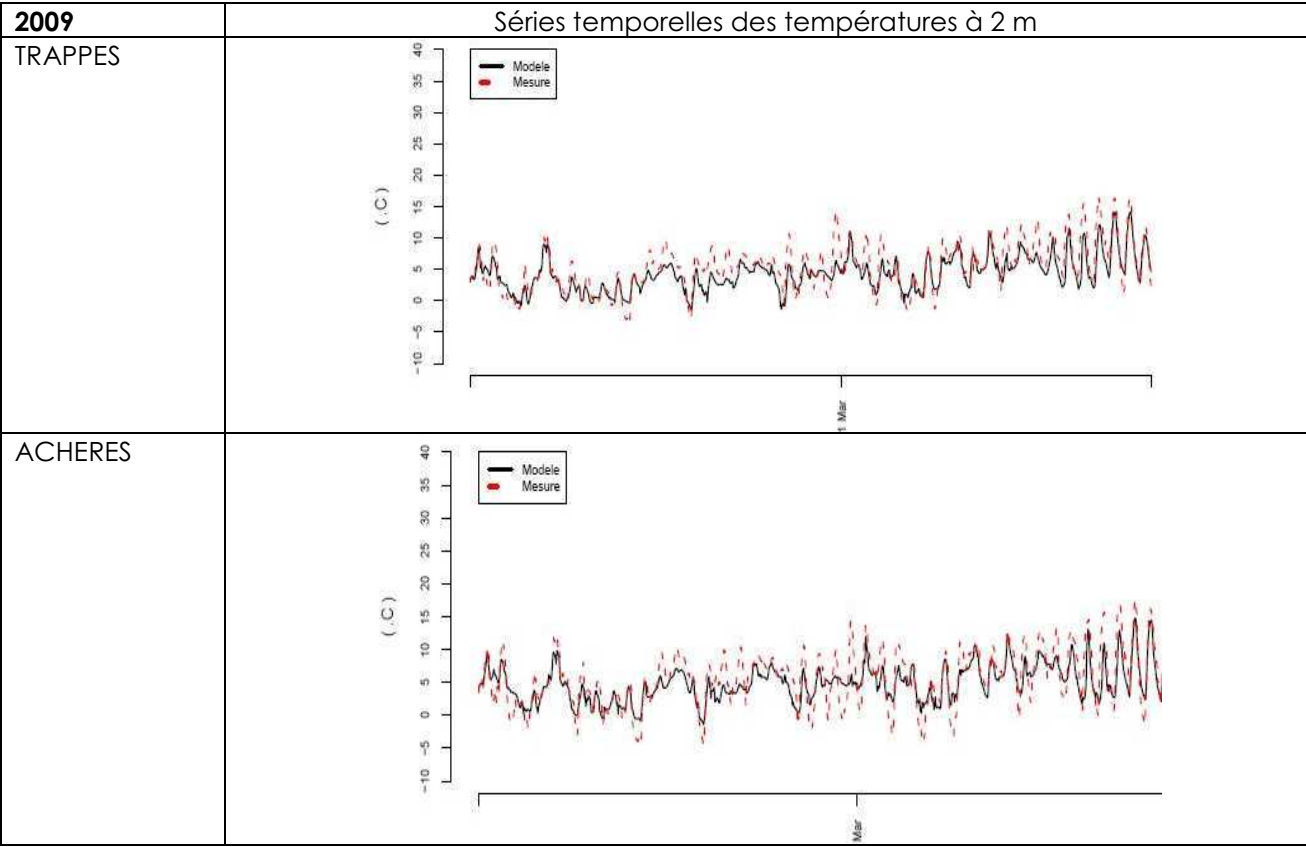


Figure 69 : Séries temporelles des températures à 2 m au niveau des stations de mesure de TRAPPES, ACHERES et MAGNANVILLE – Période : campagne 2007



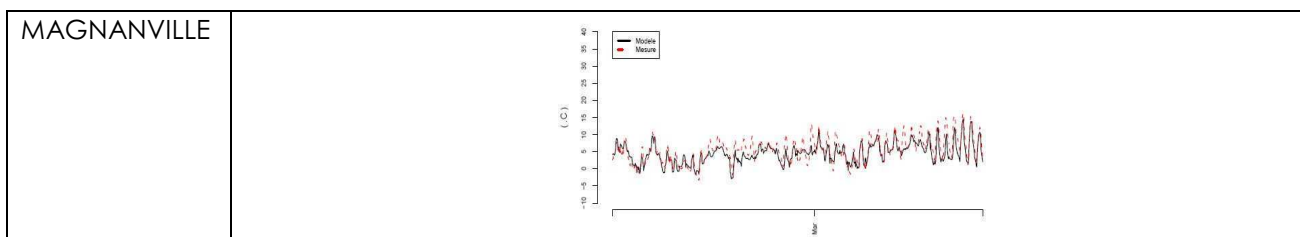


Figure 70 : Séries temporelles des températures à 2 m au niveau des stations de mesure de TRAPPES, ACHERES et MAGNANVILLE – Période : campagne 2009

Comme pour les vitesses de vent, les séries temporelles mettent en évidence la capacité du modèle à reproduire les évolutions temporelles des températures à 2 m. Sur la base de ces séries temporelles, il ressort que le modèle MM5 tend à sous-estimer les températures sur la période des deux campagnes de mesure. Ce comportement du modèle a déjà été souligné par Baker et al. en particulier durant les mois d'hiver [6].

Néanmoins, si les températures moyennes sont plutôt bien prévues, quelques périodes présentent des écarts sensibles entre mesures et sorties de modèle : c'est le cas de début février 2007 ou de fin février 2009 par exemple. Compte-tenu de la différence d'amplitude journalière des températures entre la mesure et les sorties du modèle météorologique, un des paramètres pouvant influencer dans ce sens le cycle journalier des températures est la couverture nuageuse. En effet, une couverture nuageuse importante aura tendance à atténuer fortement la décroissance de la température la nuit, et à atténuer la croissance des températures la journée. La comparaison des cartographies de nébulosité issue du modèle et d'image satellite du 27 février 2009 à 9h en figure 71, permet d'illustrer ce propos :

Epaisseur optique (m) NCEP/AVN+MM5 pour le 2009-02-27 09:00TU

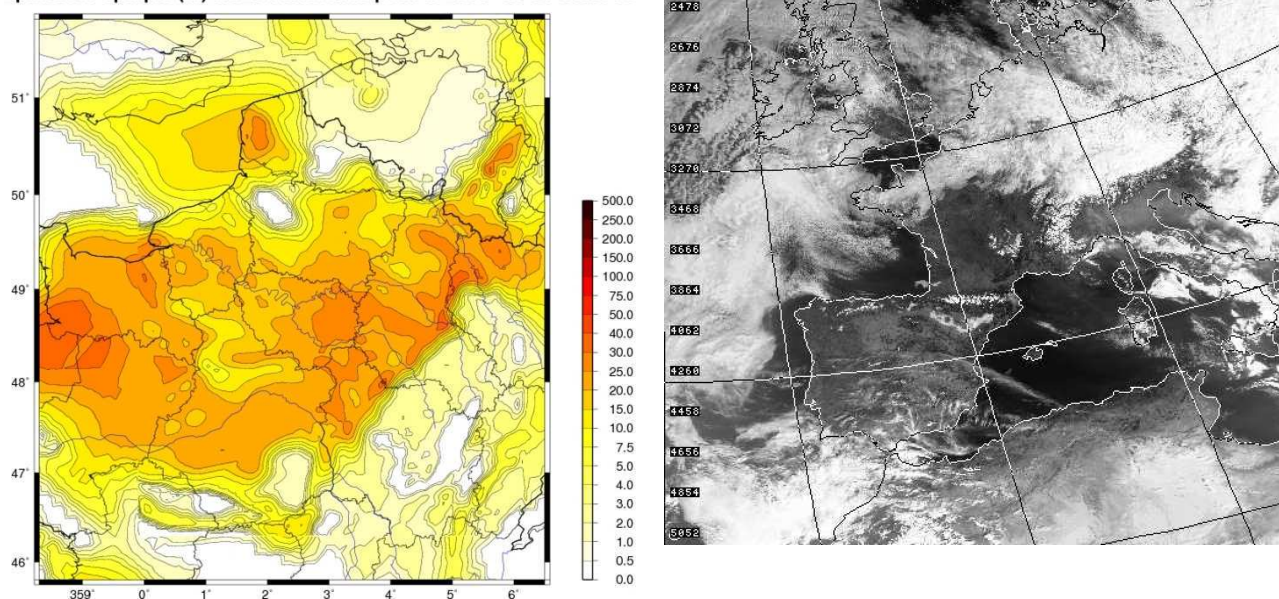


Figure 71 : Comparaison des couvertures nuageuses prévues et observées le 27 février 2009 à 9:00

On constate ainsi que sur cette période particulière la couverture nuageuse avait été prévue plus au sud que dans la réalité.

D'autres paramètres liés en particulier aux caractéristiques du sol, telles que l'humidité dans le sol ou la température dans le sol peuvent influencer de manière significative le bilan radiatif en surface et donc modifier les températures à proximité du sol.

Dans la figure 72, sont présentés le biais et le FOEX sur les températures à 2 m.

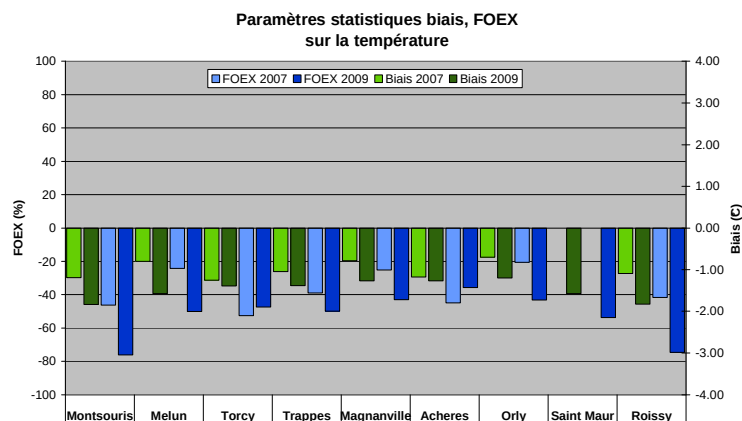


Figure 72 : Biais et FOEX sur les températures à 2 m pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME.

De la figure précédente, il ressort que le modèle a tendance à sous-estimer les températures au niveau de toutes les stations du réseau. En 2007, les biais se situent autour de -1 °C. En 2009, l'écart est un peu plus important et se situe autour de -1.5 °C. Ces biais sont légèrement plus importants au niveau des stations de l'agglomération parisienne. De tels écarts peuvent être en partie imputés à une mauvaise prise en compte des effets liés à l'îlot de chaleur urbain.

De même, en 2009, la sous-estimation est encore plus systématique qu'en 2007, au regard des valeurs de FOEX. On retrouve des valeurs de biais cohérentes avec d'autres systèmes de modélisation en particulier durant les mois froids de l'année [6].

Dans la figure 73, on présente les écart-types et RMSE sur les températures à 2 m.

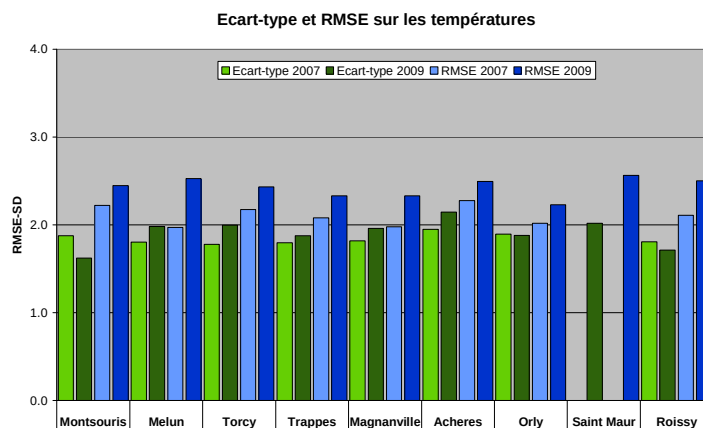


Figure 73 : RMSE et écart-type sur les températures à 2 m pour les 2 campagnes de mesure, pour les stations du réseau RADOME.

Les écart-types sont très proches entre les différentes stations. Ceci est logique compte-tenu de la variabilité spatiale relativement faible du paramètre température à 2 m : la variabilité de l'erreur est en conséquence relativement homogène entre les stations. Entre 2007 et 2009, les écart-types restent globalement stables.

Cette stabilité de l'écart-type et l'augmentation de la sous-estimation des températures par le modèle se traduisent par un accroissement du RMSE entre 2007 et 2009. D'une valeur de 2 °C en moyenne en 2007 il passe à 2.4 °C. Ces valeurs sont conformes aux RMSE issues de d'autres systèmes de modélisation [16].

Les différentes analyses présentées dans ce chapitre ont dressé un bilan des performances du modèle météorologique. Elles ont permis de mettre en évidence la capacité du modèle à reproduire à la fois les évolutions temporelles des directions et des vitesses de vent permettant ainsi de bien reproduire les bascules de vent et les changements de régime et à la fois les évolutions temporelles de la température. Les paramètres statistiques présentés sont dans les ordres de grandeurs affichés dans d'autres études et permettent de valider la chaîne de calcul météo. Ils ont également permis d'identifier certaines limites inhérentes à la modélisation/prévision météorologiques. Au sein de l'ObsAirvatoire A86Ouest, les développements intégrant un couplage accru entre mesures et modèle de qualité de l'air permettent de réduire de manière importante les incertitudes liées à l'exploitation des modèles de météorologie et de dispersion.

V.3.3 Evaluation de la prise en compte des concentrations de fond

Comme cela a été détaillé au paragraphe III.5.1, l'évaluation de la pollution de fond est réalisée sur la base des résultats des plates-formes de prévision ESMERALDA pour les polluants gazeux et PREV'AIR pour les particules et des mesures du réseau fixe.

Les fiches de validation de certaines stations et les tableaux de paramètres statistiques relatifs à l'évaluation des concentrations de fond sont fournies en Annexe VII.1.

L'évaluation de ce procédé est réalisée en comparant les sorties de modélisation avec et sans redressement. Les résultats issus du couplage entre mesures et sorties de modélisation sont indiqués avec la mention « assim », comme assimilation, terme général désignant le couplage mesure-modèle.

Les comparaisons qui sont présentées dans les paragraphes suivants sont réalisées au niveau de stations du réseau permanent AIRPARIF qui sont également utilisées dans le processus de redressement des concentrations prévues. En toute rigueur, l'évaluation de méthodes de couplage entre mesures et modèle ne devrait pas être réalisée au niveau de stations utilisées au sein du processus. Néanmoins, compte-tenu du faible nombre de stations de mesure exploitables pour corriger les sorties de modélisation régionale et qu'il s'agit d'un processus de lissage et non d'interpolation, nous avons considéré que l'analyse au niveau de toutes les stations permettait de vérifier la correction apportée par la mesure en particulier pour représenter la décroissance des concentrations depuis le centre de Paris vers la zone périurbaine.

Les séries temporelles de modélisation exploitées pour établir les comparaisons avec les mesures sont extraites à partir des 4 mailles (nœuds définis au centre des mailles) qui entourent la station de mesure. La maille retenue coïncide avec la maille la plus proche de la mesure en termes de concentration pour l'heure considérée permettant de prendre en considération les incertitudes liées à la météorologie et en particulier aux vitesses et directions de vent. L'ensemble des paramètres statistiques présentés dans la suite du document ont été établis sur la base de concentrations horaires qui correspondent au rendu du système de cartographie. Les polluants considérés sont le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, les particules PM10 et les particules PM2.5.

Les résultats concernant l'ozone ne sont pas présentés dans ce paragraphe. Ils sont fournis à titre indicatif en annexe VII.2.5. En effet, l'ozone est un polluant secondaire produit à partir de réactions photochimiques c'est-à-dire activées par le rayonnement solaire et la température. C'est un polluant dont les teneurs enregistrées sont maximales en été en période de fortes températures et d'ensoleillement intense. Pendant les deux campagnes de mesure qui ont eu lieu en hiver, les niveaux sont donc restés faibles. L'évaluation du système pour ce polluant et sur ces 2 périodes ne présente donc que peu d'intérêt.

V.3.3.1 Dioxyde d'azote

Les comparaisons effectuées sur le dioxyde d'azote concernent les stations de mesure situées dans ou à proximité du domaine d'étude. Ces stations sont cartographiées en figure 74 :

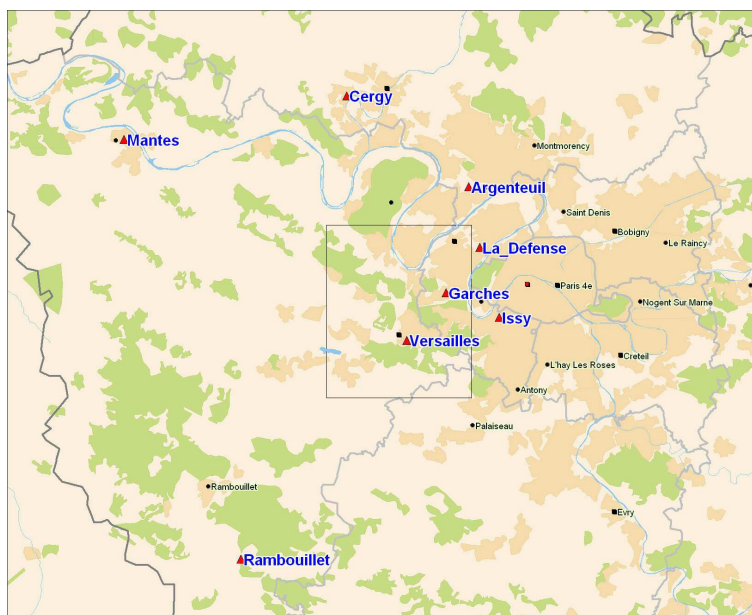


Figure 74 : Cartographie des stations de mesure permanentes utilisées pour l'évaluation des concentrations de fond en dioxyde d'azote

Les stations sélectionnées correspondent aux stations situées dans l'ouest de la région Ile-de-France. Les résultats numériques sur ces stations et quelques autres sont fournies en annexe VII.2.1.

Dans la figure 75, sont présentés les paramètres statistiques caractérisant le biais du modèle. En vert est indiqué le biais, en bleu le FOEX. La couleur claire est utilisée pour la campagne 2007 et foncée pour la campagne 2009.

De gauche à droite sont présentés les résultats pour les stations urbaines Argenteuil, La Défense, Garches, Issy-les-Moulineaux, les stations périurbaines de Cergy-Pontoise, Versailles et Mantes-la-Jolie et la station rurale de Rambouillet.

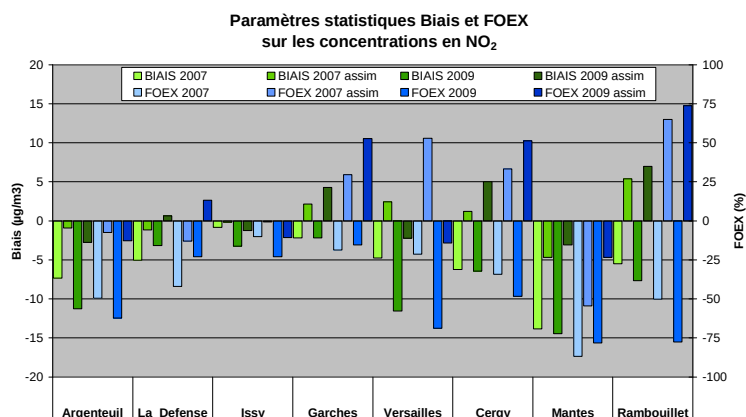


Figure 75 : Biais et FOEX sur les concentrations en NO₂ sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Sur la base du graphe précédent, il ressort que le système de modélisation régional sous-estime les concentrations de NO₂ sur l'ensemble des stations prises en considération dans l'analyse. Ce comportement du système régional n'est pas spécifique aux deux campagnes de mesure : si le modèle représente en moyenne bien les niveaux de NO₂ dans le cœur dense de l'agglomération (exemple de la station d'Issy-les-Moulineaux ou les stations parisiennes), il a en revanche plus de difficultés en zone périphérique. Ce problème est lié à la fois à la précision de l'inventaire des émissions liées au trafic qui est moins importante hors de Paris mais surtout à la résolution du modèle de 3 km qui n'est pas suffisante pour représenter des phénomènes qui se déroulent sur des échelles plus réduites. A mesure que l'on s'éloigne de l'agglomération, depuis les stations du cœur dense de l'agglomération vers les stations périphériques puis rurales, on constate que la sous-estimation augmente.

Les résultats exposés en annexe VII.2.1 montrent qu'au contraire des stations situées hors de Paris, le système de modélisation a eu tendance sur les deux campagnes de mesure à surestimer les concentrations au niveau de la station des Halles : la surestimation atteint 11 µg/m³ et 4 µg/m³ en 2009.

La correction apportée par les mesures permet d'améliorer de manière importante l'évaluation de la pollution de fond localement, dans la zone périphérique du cœur dense de l'agglomération. Ainsi, les biais sont fortement réduits et se situent entre -2 µg/m³ et +2 µg/m³ pour les stations urbaines et périurbaines et ce quelle que soit la période de mesure considérée. La prise en compte de la pollution de fond dans le système de cartographie est ainsi fortement améliorée.

Au niveau des stations permanentes situées à l'intérieur du domaine d'étude, le biais est amélioré de manière sensible pour la station de Versailles sur les 2 campagnes de mesure ; au niveau de la station de Garches, de négatif, il devient positif et atteint +4 µg/m³ en 2009.

Les évolutions moyennes journalières des niveaux de NO₂ mesurés et issus du couplage modèle-mesure à Garches et Versailles pendant la campagne 2009 respectivement permet de suivre l'évolution du biais sur la journée au niveau de ces deux stations.

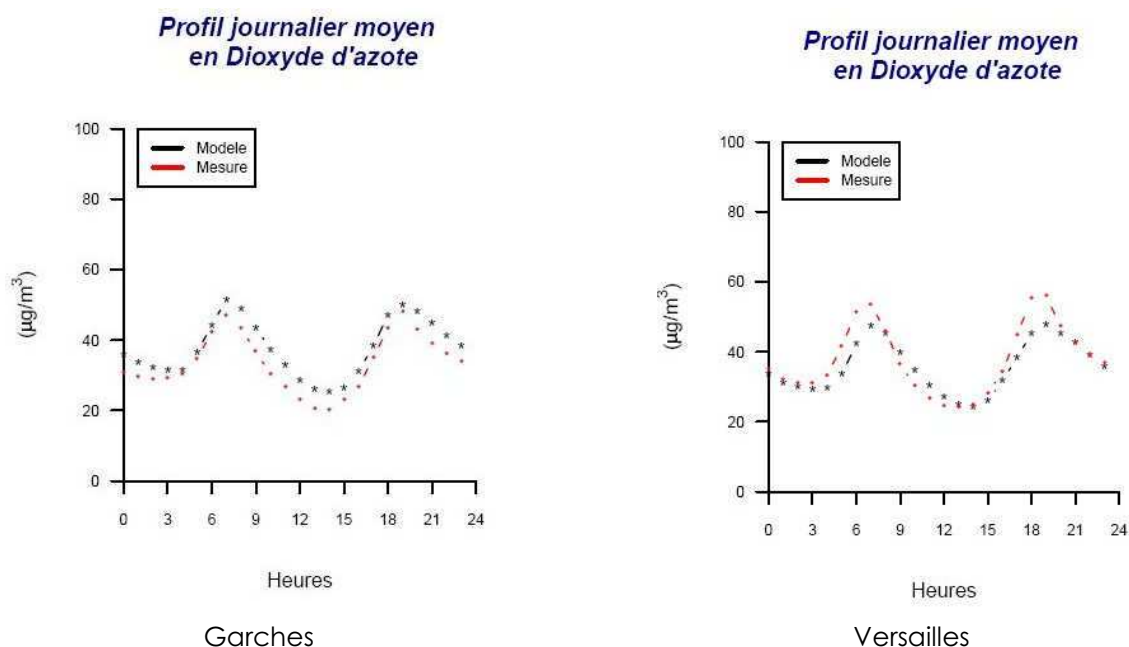


Figure 76 : évolution moyenne journalière des niveaux de NO₂ à Garches et Versailles lors de la campagne 2009 (à gauche, Garches, à droite, Versailles)

Il ressort de la figure 76 que ce biais est relativement homogène autour de +5 µg/m³ pendant les heures de la journée et de la nuit et qu'il est réduit aux heures de pointe du matin et du soir au niveau de la station de Garches. A Versailles, le modèle a tendance à sous-estimer les niveaux aux

heures de pointe. Sur la campagne 2007, les niveaux estimés au niveau de la station étaient mieux représentés pour ces heures (Cf. annexe VII.2.1). Les différences de comportement tiennent de nouveau aux différences de météorologie entre les deux périodes et à des processus de dispersion des polluants à des échelles inférieures à la résolution du système de modélisation. En effet, les conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants amplifient les effets liés à ces processus « sous-maille ».

Au niveau des stations rurales, la tendance est inversée, le biais devient positif. Il atteint $+5\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Rambouillet. Au niveau de la station urbaine de Paris 1^{er} Les Halles, le biais est encore accru par la correction. Ces comportements ne sont pas surprenants compte-tenu du fait que les stations de mesures retenues pour effectuer la correction sont essentiellement situées dans la zone périphérique de l'agglomération parisienne. En effet, compte-tenu de leur nombre, le poids sur les stations périphériques de l'agglomération parisienne dans le processus de correction est bien plus important qu'au niveau de stations comme la station de Paris Intra-muros de Paris Les-Halles ou la station rurale de Rambouillet. La tendance au niveau de la station de Cergy-Pontoise est identique.

L'évolution des FOEX est cohérente avec l'évolution des biais. Il approche zéro pour les stations d'Argenteuil, Issy-les-Moulineaux et La Défense, il devient positif pour les autres, à mesure que l'on s'éloigne du centre de l'agglomération.

En figure 77, sont présentés les paramètres statistiques d'écart-type et de RMSE.

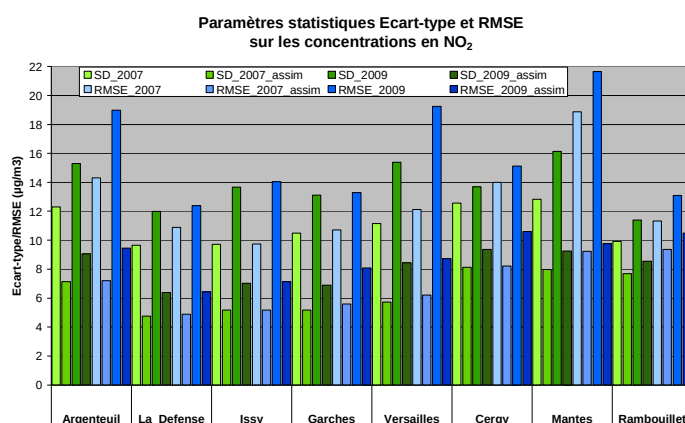


Figure 77 : Ecart-type d'erreur et RMSE sur les concentrations en NO₂ sur les 2 campagnes de mesures, pour les stations de fond du réseau permanent

De nouveau, l'adaptation statistique des concentrations modélisées à l'aide des mesures du réseau permet d'améliorer de manière sensible les performances de l'évaluation des concentrations de fond. Les écarts-types d'erreur sont ramenés à des valeurs très inférieures à $10\mu\text{g}/\text{m}^3$, tout comme les erreurs quadratiques au niveau de la zone périphérique du cœur dense de l'agglomération parisienne. L'amélioration de l'évaluation de la pollution de fond est surtout sensible au niveau des stations de mesure de La Défense, Issy-les-Moulineaux, Garches et Versailles qui constituent les 4 stations les plus proches du domaine d'étude.

Pour les stations les plus éloignées Cergy-Pontoise, Rambouillet et Mantes-la-Jolie, même si la correction apporte une amélioration sensible des deux indicateurs susmentionnés, ils restent néanmoins moins bons qu'au niveau des stations précédemment citées. Malgré la détérioration des biais, la correction des sorties de modélisation régionale permet de réduire fortement la variabilité de l'erreur qui se traduit également par une diminution de l'erreur quadratique.

On notera également que les écarts-types d'erreur et les RMSE sont légèrement plus forts en 2009 qu'en 2007. Les conditions météorologiques enregistrées lors de la seconde campagne de mesure permettent d'expliquer cet écart : les conditions de vents faibles augmentent en effet les

incertitudes concernant les directions de vent (Cf. paragraphe V.3.2) et donc les incertitudes sur les champs de concentrations issus du modèle de dispersion. La correction apportée par la prise en compte des mesures du réseau est appliquée de manière homogène sur les champs issus de la modélisation et permet de lisser les effets liés à ces incertitudes.

Les corrélations entre la pollution de fond estimée et les mesures sont fournies en figure 78.

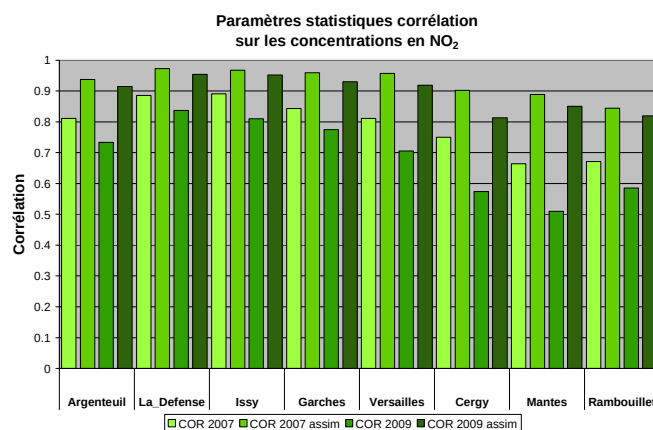


Figure 78 : Corrélation entre modèle et mesures sur les concentrations en NO₂ sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Au niveau des stations urbaines d'Argenteuil, La Défense, Issy-les-Moulineaux, Garches et de la station périurbaine de Versailles, les corrélations issues du couplage entre mesures et sorties de modélisation atteignent toutes 0.95 en 2007 et dépassent 0.9 en 2009. Elles sont supérieures à 0.8 sur l'ensemble des stations.

De telles valeurs de corrélation traduisent la capacité du couplage mesure-modèle à reproduire de manière quasi-optimale l'évolution temporelle des concentrations de fond autour du domaine d'étude. Cette capacité à reproduire l'évolution temporelle des niveaux de NO₂ est illustrée par la comparaison des séries temporelles mesurées et issues du couplage mesure-modèle, au niveau de la station de Garches en 2009.

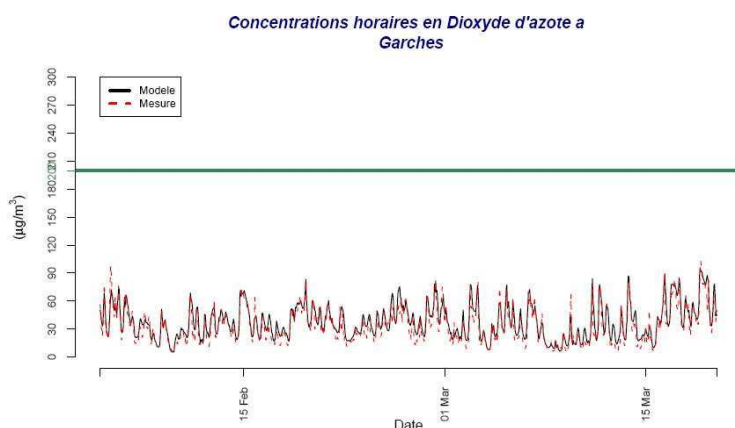


Figure 79 : Séries temporelles des concentrations en NO₂ mesurées et issues de l'adaptation statistique des sorties de modélisation – Période : campagne 2009

En figure 80 est présenté le percentile 90 (PERROR90) des erreurs. Il signifie qu'en dessous de cette valeur se situe 90 % des différences absolues entre mesure et modèle.

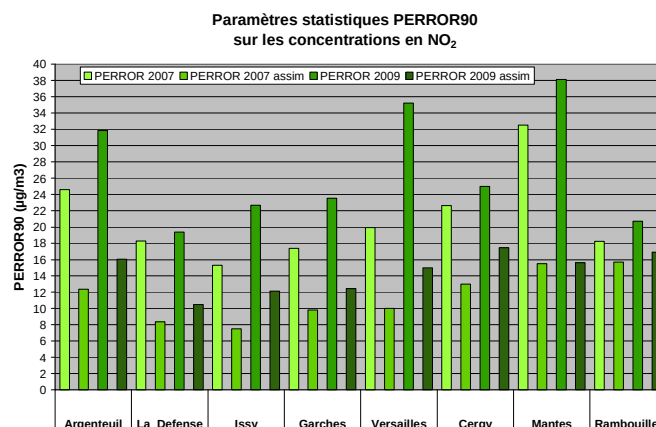


Figure 80 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en NO₂ sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

L'adaptation statistique des sorties de modèle permet de limiter de manière très importante le percentile 90 des erreurs : au niveau des stations urbaines de La Défense, Issy-les-Moulineaux et Garches, le percentile 90 des erreurs est ramené de valeurs comprises entre 15 µg/m³ et 25 µg/m³ à des valeurs comprises entre 8 et 12 µg/m³ sur les 2 campagnes de mesure. Au niveau des autres stations permanentes considérées, il est ramené de valeurs comprises entre 18 µg/m³ et 40 µg/m³ à des valeurs entre 12 et 18 µg/m³. Les tendances observées sur ce paramètre suivent donc les tendances des autres paramètres : l'erreur commise est plus faible lorsqu'on se situe au sein de l'agglomération. Par ailleurs, il semble, d'après les séries temporelles présentées en annexe VII.2.1, que les erreurs résultantes soient liées à des processus de dispersion opérés à la sous-échelle de maille.

Dans l'histogramme Figure 81 sont présentés les percentiles 98³² des concentrations en NO₂ mesurées, modélisées et adaptées statistiquement pour les deux campagnes de mesure. En vert, sont indiqués les résultats sur la campagne 2007, en bleu ceux établis sur la campagne 2009. En texture uniforme sont fournis les percentiles 98 mesurés, les rayures diagonales sont utilisées pour les sorties brutes des systèmes régionaux et les damiers pour les concentrations adaptées statistiquement. Ce paramètre permet d'évaluer la capacité du système opérationnel à reproduire les fortes concentrations indépendamment de la chronologie des événements.

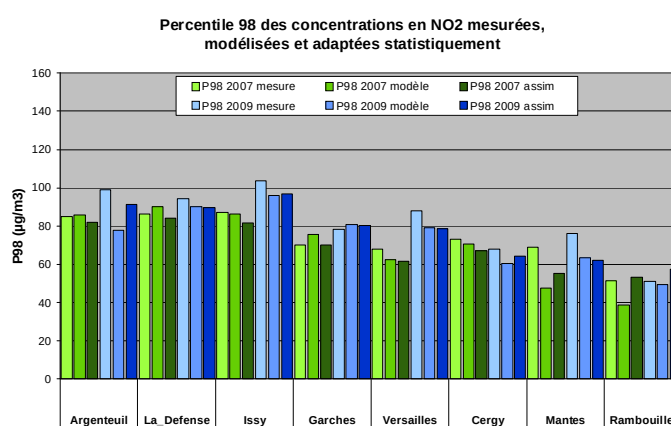


Figure 81 : Percentile 98 des concentrations en NO₂ mesurées, modélisées et adaptées statistiquement pour les 2 campagnes de mesure

32 Le percentile 98 est la valeur en dessous de laquelle se situent 98 % des concentrations considérées (mesurées, modélisées ou adaptées statistiquement).

Il ressort de cette figure que les P98 mesurés et ceux issus de la simulation brute et adaptée statistiquement sont proches en valeur quelle que soit la campagne de mesure considérée. A l'exception de la station de Cergy-Pontoise, en 2009, les P98 mesurés ont été en général supérieurs d'une vingtaine de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à ceux mesurés en 2007.

Si on analyse les résultats au niveau des stations situées à proximité du domaine d'étude, l'écart maximum enregistré entre le P98 mesuré et le P98 adapté statistiquement est de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ au niveau de la station de Versailles en 2009. Cette sous-estimation est due aux processus de dispersion « sous-maille » que la modélisation régionale ne peut pas prendre en considération. On notera également que l'adaptation statistique permet de mieux caractériser le P98 au niveau de la station rurale. Ce résultat est consistant avec l'analyse des biais précédente.

V.3.3.2 Particules PM10

Pour rappel, les sorties de modélisation utilisées pour évaluer la pollution de fond sont issues de la plate-forme nationale PREVAIR et plus particulièrement de la version continentale du système de prévision. Les données exploitées sont donc à très basse résolution à savoir 50 km environ.

Les analyses statistiques réalisées dans le cadre de cette étude concernent 2 types d'analyseur de particules : des analyseurs de type TEOM et des analyseurs de type FDMS. Ce dernier type d'analyseur permet de prendre en compte une part semi-volatile des aérosols au contraire du précédent type. Pour les stations équipées d'analyseurs de type TEOM, une correction homogène sur l'ensemble de l'Ile-de-France est apportée afin de prendre en compte cette part semi-volatile. Les comparaisons qui suivent concernent les mesures officielles du réseau qu'elles soient « TEOM-corrigé » ou FDMS et intègrent donc la part semi-volatile de l'aérosol.

Les comparaisons effectuées pour les particules PM10 concernent les stations de mesure cartographiées en figure 82. Les particules PM10 étant réglementées sur la base de moyennes journalières, les comparaisons ont été effectuées sur les moyennes journalières de concentration.

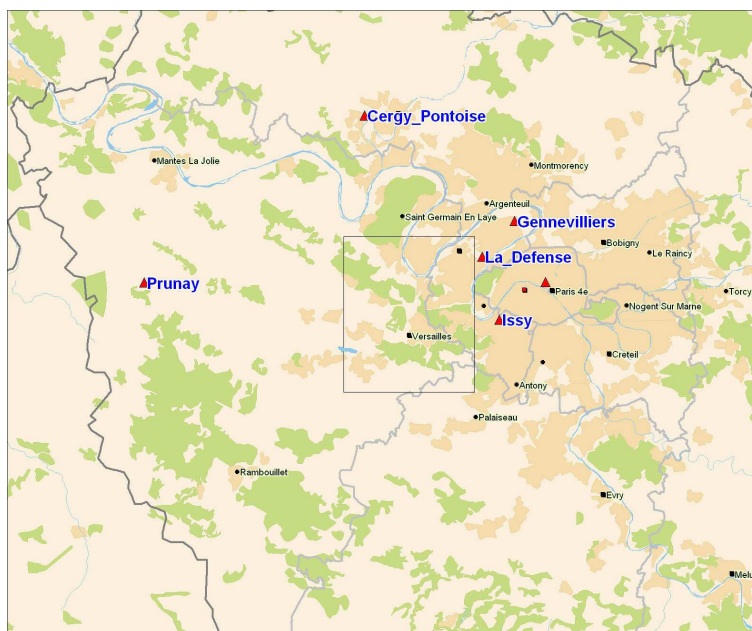


Figure 82 : Cartographie des stations de mesure permanentes utilisées pour l'évaluation des concentrations de fond en particules PM10

Les stations sélectionnées correspondent aux stations situées dans l'ouest de la région Ile-de-France. Les résultats numériques sur ces stations sont fournis en annexe VII.2.2.

Dans la figure 83, les paramètres statistiques concernant le biais du modèle sont présentés.

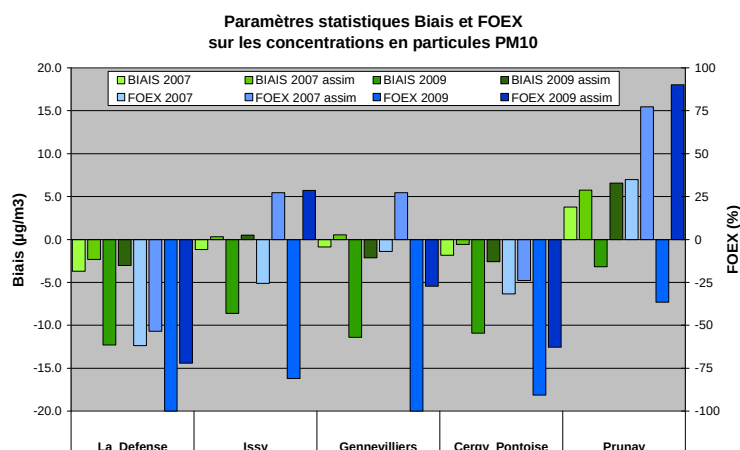


Figure 83 : Biais et FOEX sur les concentrations en PM10 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Les stations exploitées pour l'analyse des performances regroupent les types urbains périurbains et ruraux.

Il ressort de la figure ci-dessus que le système de modélisation régional PREV'AIR sous-estime les niveaux mesurés. Cette sous-estimation est bien plus forte en 2009 qu'en 2007. Ce comportement du système PREV'AIR et des systèmes de modélisation des aérosols en général est relativement typique : les incertitudes liées à la modélisation des aérosols sont en effet plus importantes que celles liées à la modélisation des polluants gazeux. Ces incertitudes sont liées à la complexité des processus physico-chimiques mis en jeu (chimie hétérogène) et aux incertitudes sur la connaissance et la quantification des émissions de particules primaires et des précurseurs des espèces secondaires. On observe donc d'une manière générale une sous-estimation des niveaux de particules en particulier au niveau des stations situées dans l'agglomération parisienne. Le biais est moins fort au niveau de la station rurale de Prunay. Ceci est consistant avec la résolution du système PREV'AIR continental qui est mieux adaptée pour représenter des niveaux de fond régionaux.

Une des hypothèses pour expliquer la sous-estimation plus importante des particules PM10 en 2009 tient dans la prise en compte des émissions liées au chauffage qui constituent une part importante des émissions à l'échelle régionale et la part majoritaire sur la période hivernale. Ainsi, si en moyenne annuelle la contribution des secteurs résidentiel et tertiaire³³ est de 28 %, elle peut monter à plus de 50 % en période plus froide. Or, les émissions utilisées dans les systèmes de modélisation exploités sont évaluées sur la base de climatologies et non sur les températures réelles de la période considérée.

Ces écarts entre mesures et sorties de modélisation pourraient également être liés à une mauvaise représentation de la part semi-volatile de l'aérosol par le système de modélisation. Cette part semi-volatile contient en partie du nitrate d'ammonium qui est en général sous-estimé par les modèles de chimie-transport et qui est d'autant plus stable que les températures sont froides et les taux d'humidité élevés. L'analyse temporelle des parts semi-volatiles sur l'ensemble de la campagne de mesure montre qu'elle a varié en moyenne entre 5 µg/m³ et 30 µg/m³ environ sur la campagne 2009.

La correction par les mesures permet de ramener les biais autour de zéro en 2007 pour les stations urbaines et périurbaines considérées, à l'exception de la station de la Défense. En 2009, le biais sur

³³ Parmi les émissions des secteurs résidentiel et tertiaire sont classées les émissions liées à la combustion hors industrie ; elles regroupent en particulier les émissions liées au chauffage, à la production d'eau chaude et au refroidissement.

les mêmes stations est ramené d'environ $-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à des valeurs comprises entre $-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et zéro. Sur cette même année, la sous-estimation des niveaux moyens journaliers est systématique au niveau des stations de La Défense, de Gennevilliers, d'Issy-les-Moulineaux et de Cergy-Pontoise. La correction apportée permet de sensiblement améliorer ce score.

Si le processus permet de réduire la sous-estimation du système de modélisation de manière importante au niveau des stations de mesure urbaines et périurbaines, il entraîne en contrepartie une surestimation des concentrations de PM10 au niveau de la station rurale de Prunay. Cet effet est lié à la basse résolution (50 km) du système PREV'AIR qui ne permet pas de prendre en compte les effets liés à la présence de l'agglomération parisienne. Cet effet devrait entraîner une surestimation des niveaux de particules PM10 pour la partie du domaine d'étude la plus éloignée du cœur dense de l'agglomération parisienne.

Les paramètres d'écart-type et de RMSE sont présentés en figure 84.

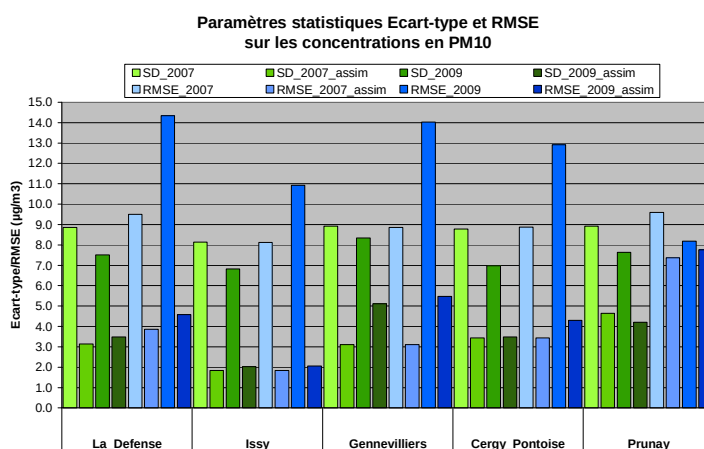


Figure 84 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en particules PM10 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Si l'écart-type de l'erreur du système régional brut se situe entre 6 et $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et diminue entre 2007 et 2009, l'erreur quadratique, en revanche augmente de manière significative entre 2007 et 2009. Cette diminution de l'écart-type traduit le fait que la variabilité de l'erreur a été plus faible en 2009 qu'en 2007 et donc l'écart mesure-modèle plus stable en 2009. En parallèle, l'accroissement de l'erreur quadratique indique que l'erreur commise par le modèle a été quasi-systématique sur l'ensemble de la campagne 2009.

Le couplage modèle-mesures permet de réduire sensiblement l'écart-type de l'erreur et l'erreur quadratique : l'écart-type d'erreur est ramené à des valeurs en dessous ou proche de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur toutes les stations ; l'erreur quadratique est ramenée également à des valeurs en dessous ou proches de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau des stations de l'agglomération parisienne. Le fait que les deux paramètres soient proches indique que le couplage entre modèle et mesure a permis de supprimer le biais du modèle sur ces stations. En revanche, le biais positif au niveau de la station rurale de Prunay se traduit par une erreur quadratique plus importante, même si l'écart-type de l'erreur a été réduit dans les mêmes proportions que pour les stations de l'agglomération.

Les corrélations entre pollution de fond en PM10 estimée et les mesures sont fournies dans la figure 85.

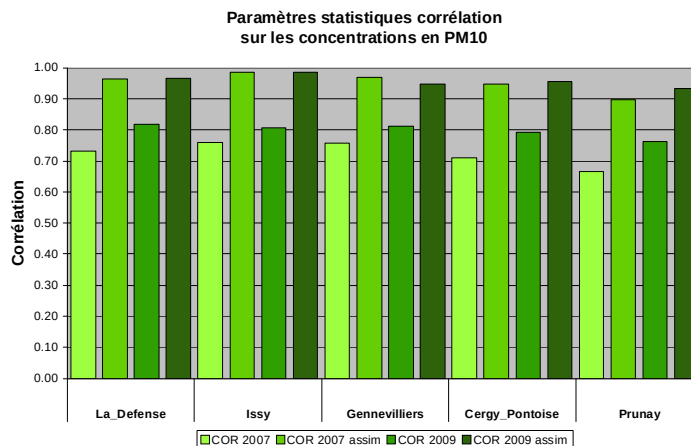


Figure 85 : Corrélation entre modèle et mesures sur les concentrations en particules PM10 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Les corrélations entre la pollution de fond estimée et les concentrations mesurées se situent entre 0.7 et 0.8 en ce qui concerne le modèle régional brut et sont proches de 0.95 au niveau des stations de l'agglomération parisienne. L'établissement de ce paramètre statistique sur la base de concentrations moyennes journalières supprime bien sûr la variabilité horaire des concentrations et de lisser sensiblement les séries temporelles. Le couplage modèle-mesures permet donc de représenter les évolutions temporelles des niveaux moyens journaliers de PM10 de manière très satisfaisante. Les évolutions temporelles de ces niveaux à la station de La Défense et d'Issy-les-Moulineaux sont présentée en figure 86.

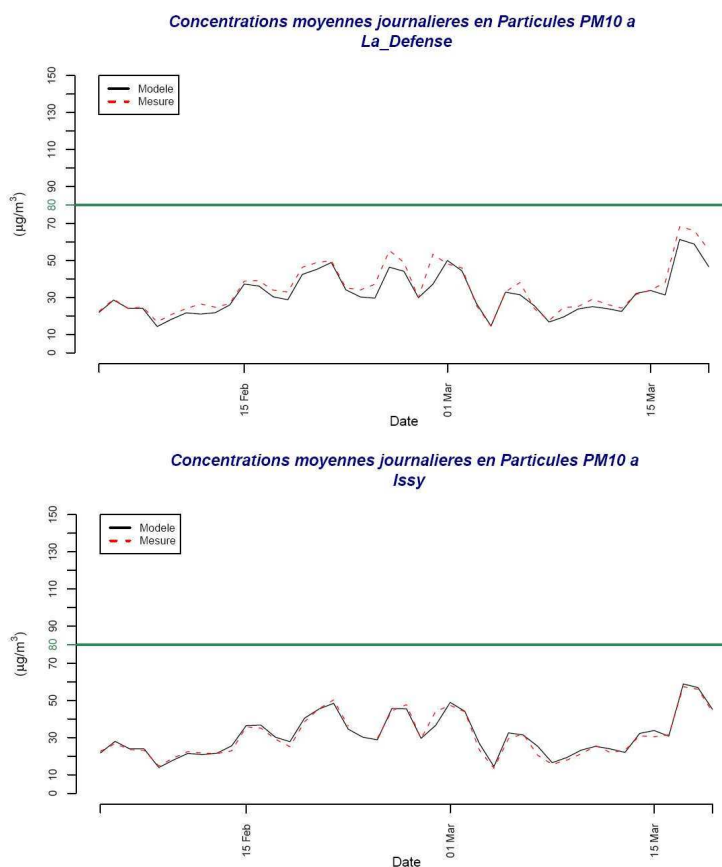


**Figure 86 : Séries temporelles des concentrations en PM10 mesurées et issues de l'adaptation statistique des sorties de modélisation à La Défense et Issy-les-Moulineaux
Période : campagne 2009**

Ces deux graphes permettent de vérifier la cohérence temporelle entre la pollution de fond estimée et les mesures au niveau des 2 stations considérées. A noter qu'on retrouve sur la série temporelle des niveaux à la station de La Défense le biais calculé d'environ $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui n'existe pas à la station d'Issy-les-Moulineaux. Comme indiqué précédemment, les gradients liés à la présence de l'agglomération parisienne sont nettement sous-estimés par le système à 50 km de résolution.

Dans la figure suivante est présenté le percentile 90 (PERROR90) des erreurs.

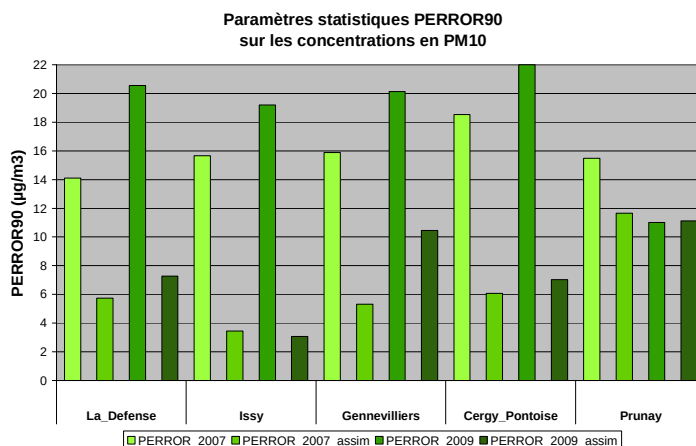


Figure 87 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en PM10 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

L'adaptation statistique des sorties de modèle permet de limiter de manière très importante le percentile 90 des erreurs : au niveau des stations urbaines de La Défense, Issy-les-Moulineaux et Cergy-Pontoise, le percentile 90 des erreurs est ramené de valeurs comprises entre $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à des valeurs comprises entre 2 et $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les 2 campagnes de mesure. A Gennevilliers, il atteint $10.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2009, valeur sensiblement supérieure à celle enregistrée au niveau des autres stations de l'agglomération parisienne. Sur la base des séries temporelles, il ressort que cette valeur est due à une sous-estimation des concentrations de fond mesurées sur la dernière semaine de février plus importante qu'au niveau des autres stations. Cet écart traduit le fait que l'adaptation statistique n'a pas permis de représenter des concentrations locales au niveau de la station de Gennevilliers plus fortes qu'au niveau des autres stations. Par ailleurs, l'absence de données moyennes journalières mesurées pendant la première quinzaine de mars à Gennevilliers a sans doute également joué un rôle dans cette valeur du PERROR90.

La surestimation des niveaux moyens journaliers au niveau de la station rurale de Prunay se traduit également au niveau du percentile 90 des erreurs. Ce paramètre statistique est en effet supérieur à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2007 et 2009. Néanmoins, les comparaisons des séries temporelles des concentrations de fond estimée et mesurée montre que le biais moyen de $+6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est relativement systématique sur l'ensemble de la période. L'erreur est stable sur l'ensemble de la période, ce qui est illustré par la distribution des résidus suivante :

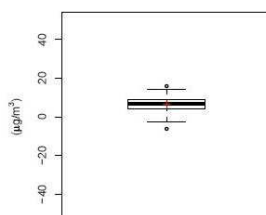


Figure 88 : Boîte à moustaches des résidus en particules PM10 au niveau de la station rurale de Prunay – Période : campagne 2009.

V.3.3.3 Particules fines PM2.5

Comme pour les particules PM10, ce sont les sorties du système national PREV'AIR qui sont utilisées pour évaluer la pollution de fond entrant sur le domaine d'étude.

Entre 2007 et 2009, l'ensemble des analyseurs des stations considérées pour adapter statistiquement les sorties du modèle régional et effectuer les analyses de performances ont été changés : AIRPARIF s'est en effet équipée d'analyseurs de type FDMS au niveau des 4 stations de fond mesurant les particules fines PM2.5 entre les 2 campagnes de mesure. En 2007, ce sont donc des données de type « TEOM-corrigé » qui servent de données de référence (Cf. paragraphe V.3.3.2).

Les comparaisons effectuées pour l'évaluation des concentrations de fond en PM2.5 concernent les stations de mesure cartographiées en figure 89.

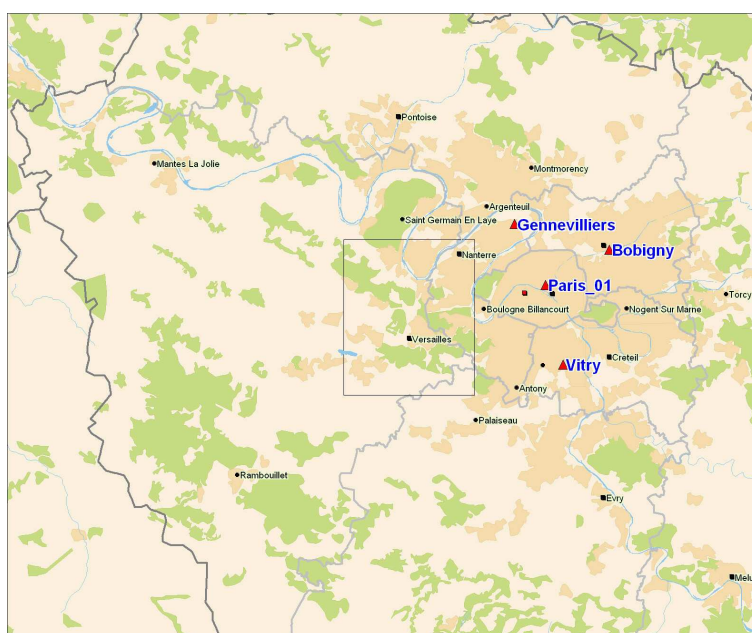


Figure 89 : Cartographie des stations de mesure permanentes utilisées pour l'évaluation des concentrations de fond en particules fines PM2.5

Les stations exploitées dans le cadre de l'évaluation correspondent à l'ensemble des stations de fond du réseau permanent d'AIRPARIF. Ces stations sont situées au sein de l'agglomération parisienne et même dans son cœur dense. L'analyse ci-après ne fait donc pas intervenir de stations plus éloignées du cœur dense, c'est-à-dire périurbaines ou rurales. Les particules PM10 étant en grande partie constituées de particules fines PM2.5, le comportement à la fois spatial et temporel de ces deux espèces est très proche. Néanmoins, le dépôt par effets gravitaires de la fraction grossière des particules (dont le diamètre aérodynamique est compris en 2.5 μ m et 10 μ m) étant plus important que celui des particules fines PM2.5, on observe en général une homogénéité régionale des niveaux de particules fines PM2.5 encore plus importante que celle des particules PM10. En conséquence, le biais entre l'estimation des concentrations de PM2.5 en fond et les mesures en zone périphérique et rurale est moins important en proportion que celui mis en évidence au paragraphe précédent pour les particules PM10.

Dans la figure 90, sont présentés les paramètres de biais.

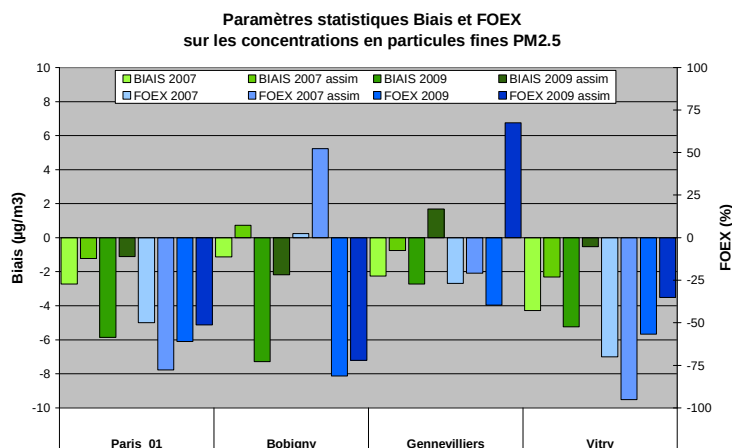


Figure 90 : Biais et FOEX sur les concentrations en PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Le comportement des deux paramètres statistiques biais et FOEX est très proche de celui qui avait été mis en évidence dans le cas des PM10 : les sorties brutes du système PREV'AIR sous-estiment les mesures au niveau des 4 stations considérées quelle que soit la campagne considérée : le biais en 2007 varie entre -5 µg/m³ et -1 µg/m³ et entre -8 µg/m³ et -3 µg/m³ en 2009.

La comparaison des biais observés sur les sorties brutes de PREV'AIR pour les particules PM10 et PM2.5 fait apparaître que plus de 60 % du biais sur les particules PM10 est lié au biais sur les particules fines PM2.5 au niveau des stations Paris 1^{er}-Les Halles, Bobigny et Vitry en 2009. Au niveau de la station de Gennevilliers, le biais sur les particules fines PM2.5 ne contribue qu'à hauteur de 23 % sur le biais observé en particules PM10. Comme indiqué au paragraphe concernant les particules PM10, le biais sur la fraction fine de l'aérosol (PM2.5) pourrait être imputé en partie à une sous-estimation des émissions liées au chauffage en période plus froide que la normale ou à une sous-estimation par le modèle d'aérosols secondaires du type nitrate d'ammonium. Ces deux sources se retrouvent en effet essentiellement sur la fraction fine de l'aérosol. Concernant la sous-estimation par le modèle de la fraction grossière (40 % du biais sur les PM10), une hypothèse possible pourrait être la non prise en compte de la remise en suspension dans l'évaluation des émissions de particules PM10 en particulier en proximité au trafic. Il convient de noter que ces éléments demeurent des hypothèses et que dans l'état actuel des connaissances sur la modélisation des aérosols et ses limites, nous ne pouvons identifier de manière claire l'origine de ces écarts.

La correction par les mesures de particules fines PM2.5 permet de réduire de manière sensible les biais : en 2007, les biais sont ramenés à des valeurs comprises entre -2 µg/m³ et +1 µg/m³, en 2009 à des valeurs comprises entre -2 µg/m³ et +2 µg/m³. Le biais le plus important est observé au niveau de la station de Gennevilliers, qui présente les niveaux moyens les plus faibles parmi les 4 stations de mesures considérées.

Le bilan concernant le FOEX est plus contrasté. En effet, si lors de la campagne 2009, l'adaptation statistique permet de réduire la fréquence de sous-estimation des niveaux de particules fines PM2.5, en revanche en 2007, même si les biais sont réduits, aucune tendance claire sur le FOEX ne se dessine puisque la fréquence de sous-estimation est accrue à Paris 1^{er} Les Halles et Vitry/Seine au contraire des stations de Gennevilliers et Bobigny.

Les paramètres statistiques d'écart-type et d'erreur quadratique sont fournis dans la figure 91 :

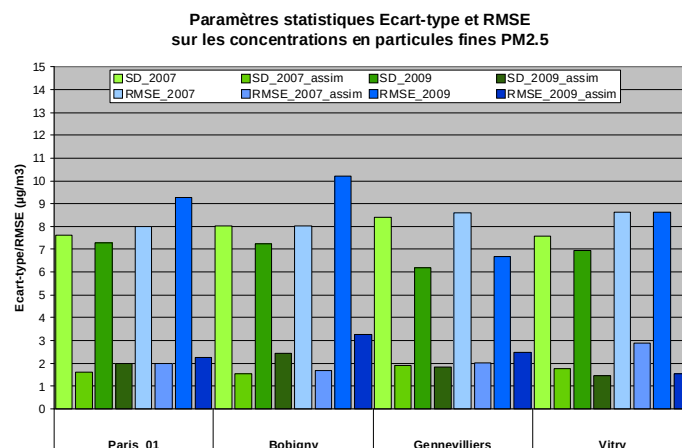


Figure 91 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Concernant les résultats bruts issus de la modélisation régionale, la tendance observée sur les valeurs d'écart-type d'erreur pour les PM10 se retrouve sur les écarts-types d'erreur observés pour les particules fines PM2.5 : l'écart-type d'erreur entre modèle brut et mesures est plus faible en 2007 qu'en 2009. Ceci signifie que la variabilité de l'erreur a été moins importante en 2009 qu'en 2007. L'erreur quadratique quant à elle augmente au niveau des stations de Paris 1^{er} Les Halles et Bobigny, stagne à Vitry et décroît à Gennevilliers. Cette différence entre le comportement des écarts-types et des erreurs quadratiques est due à l'accroissement du biais entre les campagnes 2007 et 2009.

L'adaptation statistique exploitant les mesures du réseau fixe permet de réduire de manière très importante la variabilité de l'estimation de la pollution de fond en PM2.5 mais également l'erreur quadratique : l'écart-type de l'erreur est ramenée en dessous de 2 µg/m³ et l'erreur quadratique en dessous de 3 µg/m³.

Les corrélations entre la pollution de fond en particules fines PM2.5 estimée et les mesures sont fournies en figure 92.

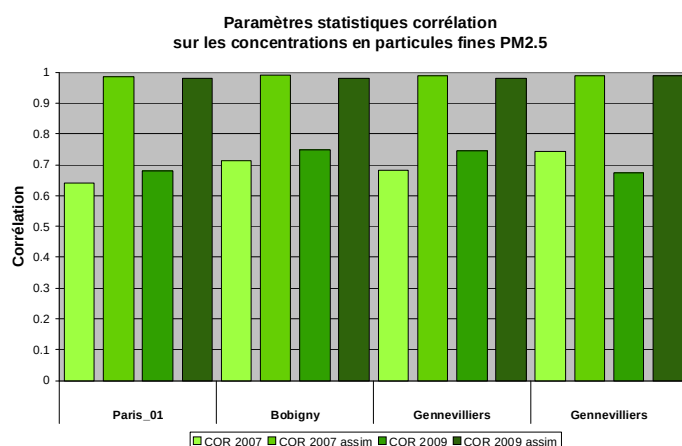


Figure 92 : Corrélation entre modèle et mesures sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

Les corrélations observées entre les sorties du modèle régional brut et les mesures se situent entre 0.6 et 0.8. Elles sont proches de 1 en ce qui concerne les corrélations entre l'adaptation statistique et les mesures de PM2.5. Ces très fortes valeurs de corrélation tiennent au comportement de ce polluant qui est très homogène sur l'ensemble de la région Ile-de-France : cette homogénéité se traduit par une cohérence temporelle très importante entre les mesures des différentes stations

considérées. Cette cohérence entre les stations se répercute ensuite sur la correction apportée aux sorties du modèle de dispersion et donc sur les concentrations adaptées statistiquement.

Le graphe suivant qui présente les séries temporelles des mesures et des concentrations de fond estimées au niveau de la station de mesure de Gennevilliers permet d'illustrer cette cohérence temporelle.

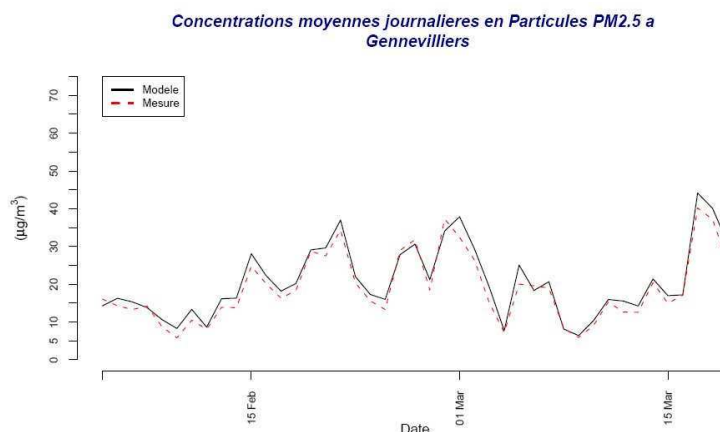


Figure 93 : Séries temporelles des concentrations en PM2.5 mesurées et issues de l'adaptation statistique des sorties de modélisation à Gennevilliers – Campagne 2009

Les percentiles 90 des erreurs sur les concentrations en particules PM2.5 sont présentés en figure 94 :

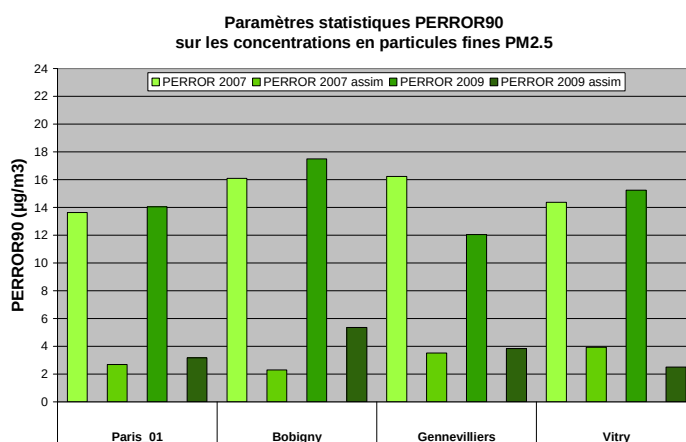


Figure 94 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent

L'adaptation statistique des sorties du modèle régional permet de réduire de manière très importante le percentile 90 des erreurs : il est ramené à des valeurs en dessous de 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour toutes les stations à l'exception de la station de Bobigny lors de la campagne 2009 (5.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). En 2009, la station de Bobigny est la station qui a présenté les niveaux moyens les plus élevés.

V.3.3.4 Monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone est un polluant dont les teneurs mesurées en fond sont très en dessous des valeurs réglementaires et sont même proches des limites de détection des appareils de mesure.

Les comparaisons présentées ci-après concernent les 3 stations de mesure du réseau permanent d'AIRPARIF, Paris 1^{er} Les Halles, Gonesse et Aubervilliers. Les positions des stations de mesure utilisées sont fournies dans la carte suivante :

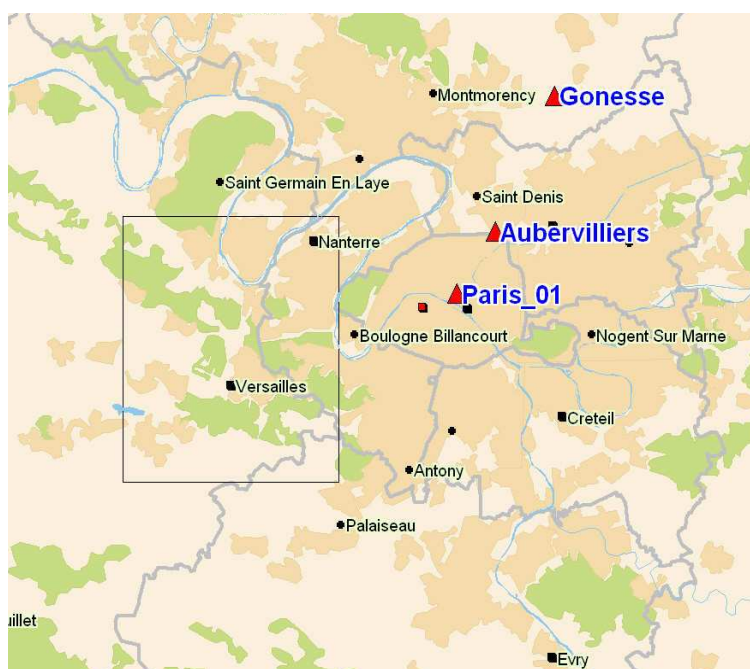


Figure 95 : Cartographie des stations de mesure permanente du monoxyde de carbone

Dans la figure 96, sont présentés les paramètres statistiques caractérisant le biais du modèle. En vert est indiqué le biais, en bleu le FOEX. La couleur claire est utilisée pour la campagne 2007 et foncée pour la campagne 2009.

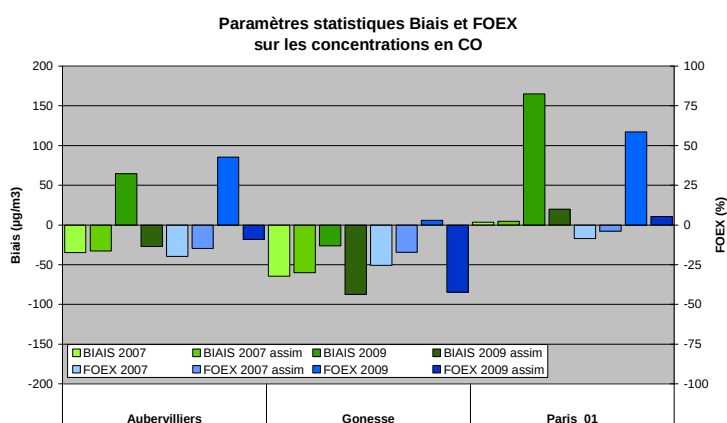


Figure 96 : Biais et FOEX sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent mesurant le CO

A l'exception de la station de Gonesse, l'exploitation des mesures pour l'évaluation de la prise en compte des concentrations de fond permet de réduire légèrement le biais et de limiter le FOEX en valeur absolue : en 2009, le système régional a eu tendance à surestimer fréquemment les concentrations de fond au niveau des stations d'Aubervilliers et de Paris 1^{er} Les Halles (FOEX voisin de 50 %³⁴) ; l'exploitation des mesures permet de ramener le FOEX à une valeur proche de 0.

Au niveau de la station de Gonesse, l'apport du couplage mesure-modèle est moins évident. L'analyse des séries temporelles montre en effet que cette station présente un comportement particulier par rapport à celui des deux autres stations : des pics isolés non observés sur les autres stations sont en effet régulièrement enregistrés sur chacune des campagnes de mesure. Ces pics particuliers sont sans doute dus à des émissions locales que le modèle à 3 km de résolution ne peut prendre en compte de manière suffisamment précise. La correction du modèle par les mesures est donc moins efficace en présence de ces spécificités locales. L'objectif de l'ajustement par les mesures est en effet de permettre de mieux représenter les contrastes entre les concentrations de fond entre la zone urbaine et périurbaine en cohérence avec la résolution spatiale du modèle.

Les paramètres statistiques d'écart-type et de RMSE caractérisant en particulier la variabilité de l'erreur sont présentés figure 97.

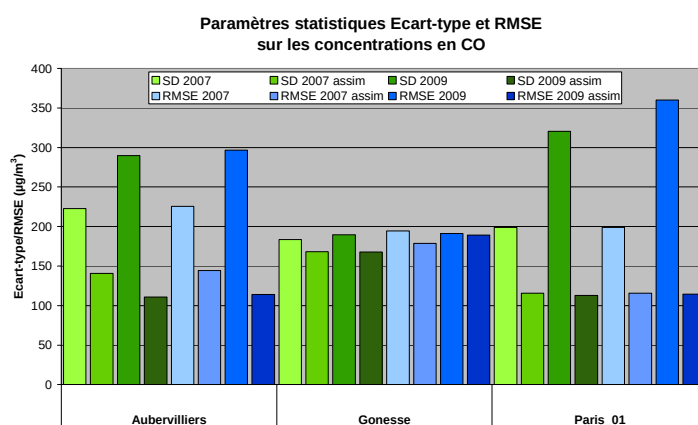


Figure 97 : Ecart-type d'erreur et RMSE sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent mesurant le CO

L'adaptation des sorties brutes du système de modélisation régionale permet d'améliorer de manière sensible les résultats du modèle brut. Au niveau des stations d'Aubervilliers et de Paris 1^{er} Les Halles, les écarts-types d'erreur sont ramenés à des valeurs proches de 100 µg/m³, qui correspondent à la résolution de l'appareil de mesure. De nouveau, la correction apportée au niveau de la station de Gonesse est moins efficace qu'au niveau des 2 autres stations, même si un gain mineur est apporté.

L'amélioration des performances liée à l'exploitation des mesures du réseau se traduit également au niveau des corrélations mesure-modèle (Cf. figure 98) : elles passent de 0.5 à 0.8 pour les stations d'Aubervilliers et Paris 1^{er} Les Halles et de 0.5 à 0.6-0.7 pour la station de Gonesse.

34 Un FOEX de 50 % indique 3 fois plus de surestimations que de sous-estimations

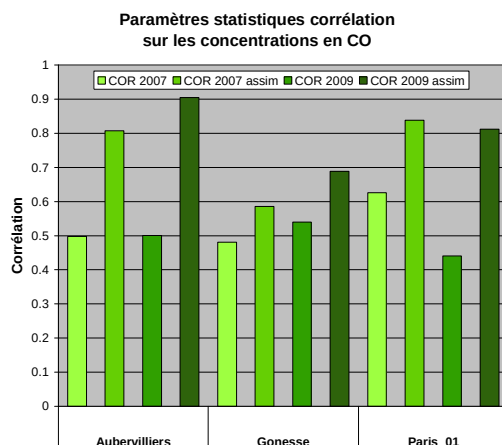


Figure 98 : Corrélation entre modèle et mesures sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent mesurant le CO

Le monoxyde de carbone est un polluant primaire dont les niveaux de concentrations décroissent très rapidement à mesure que l'on s'éloigne des sources de pollution. En zone urbaine, ses concentrations sont donc fortement influencées par la hauteur de couche limite atmosphérique, paramètre sensible en termes de modélisation météorologique, particulièrement en zone urbaine. Des valeurs de 0.5 pour les corrélations entre mesures et modèle pour ces espèces (primaires) correspondent à des valeurs usuelles en prévision. Pour ces polluants, dans le cadre d'une surveillance « temps-réel », l'apport des mesures pour représenter de manière fine les niveaux est essentiel. Ces incertitudes sur les niveaux de monoxyde de carbone sont accrues compte-tenu également des niveaux faibles habituellement rencontrés pour ce polluant.

Le dernier paramètre présenté en figure 99 est le percentile 90 des erreurs.

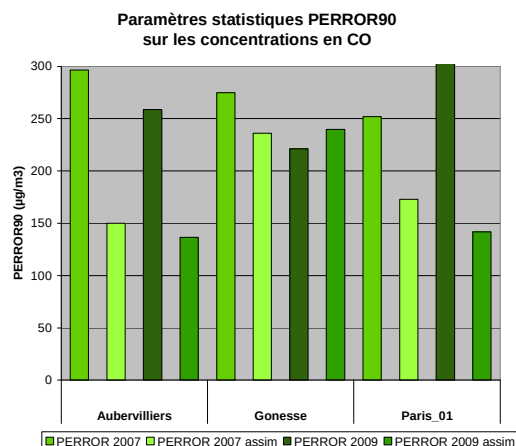


Figure 99 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure, pour les stations de fond du réseau permanent mesurant le CO

De nouveau, le couplage mesure-modèle permet de diminuer de manière sensible ce paramètre qui est ramené en dessous de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les stations d'Aubervilliers et de Paris 1^{er} Les Halles et proche de la sensibilité de l'appareil. Au niveau de la station de Gonesse, ce paramètre est réduit en 2007 et légèrement augmenté en 2009 en cohérence avec les résultats précédents.

V.3.3.5 Synthèse

Les analyses présentées dans les paragraphes précédents ont permis de vérifier et valider pour chacun des polluants suivis la qualité des données de pollution de fond qui alimentent l'ObsAirvatoire A86Ouest. La méthodologie d'estimation de la pollution de fond qui exploite à la fois des sorties de modèles de prévision régionale et les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF permet de cartographier la pollution de fond à la résolution de 3 km pour chacun des polluants et d'alimenter les modèles de dispersion à haute résolution. Les champs résultants permettent de caractériser la pollution de fond entrant dans le domaine d'étude et selon le modèle haute résolution utilisé, les effets de stagnation des polluants.

Le couplage des sorties de modèle régional avec les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF permet d'améliorer de manière sensible l'évaluation de la pollution de fond, en comparaison avec une exploitation des sorties brutes des systèmes de prévision.

En particulier, pour chacun des polluants, l'adaptation statistique permet d'améliorer de manière importante la variabilité de l'erreur (qui est traduite par l'écart-type de l'erreur) liée à l'exploitation des résultats bruts de prévision régionale. Pour les particules PM10 et les particules fines PM2.5 traitées en moyenne journalière, l'écart-type de l'erreur est en dessous de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour le NO₂, l'écart-type de l'erreur est en général très inférieure à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enfin, l'écart-type de l'erreur pour le CO est voisin de la sensibilité des appareils de mesure, soit 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ environ.

Cette réduction de la variabilité de l'erreur s'accompagne d'une réduction des biais permettant d'assurer la cohérence entre la pollution de fond estimée et les valeurs mesurées : en CO, pour les stations de Paris 1^{er} Les Halles et d'Aubervilliers, le biais est réduit à quelques dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En NO₂, les biais sont également fortement réduits dans la zone périphérique autour et dans le domaine d'étude. En revanche, la correction apportée a tendance à créer un biais positif en zone rurale : le biais au niveau de la station de Rambouillet atteint +7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lors de la campagne 2009. Ce biais devrait occasionner une légère surestimation des niveaux de NO₂ de fond à l'ouest et au sud-ouest du domaine d'étude (identifiée zone 3 au paragraphe V.2.2). La même tendance se retrouve au niveau du traitement des particules, polluant pour lequel en zone rurale la surestimation atteint +6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2009. Les biais observés au niveau des stations urbaines proches du domaine d'étude (La Défense, Issy-les-Moulineaux) sont proches de 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour les particules PM2.5, la tendance est strictement identique avec des biais sensiblement inférieurs à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Compte-tenu des niveaux plus homogènes habituellement mesurés pour ce polluant par rapport aux autres, la surestimation des niveaux en zone rurale devrait être moins importante.

L'analyse des coefficients de corrélation a permis en outre de vérifier la cohérence des séries temporelles des concentrations de fond calculées et mesurées. Pour les polluants NO₂, particules PM10 et particules fines PM2.5, les corrélations au niveau des stations proches du domaine d'étude en termes de situation géographique sont supérieures à 0.9. Pour le CO, dont les niveaux mesurés sont faibles et habituellement proches des limites techniques des appareils de mesure, les coefficients de corrélation sont supérieurs à 0.8³⁵.

35 Si on ne prend pas en compte les résultats au niveau de la station de Gonesse qui présente des spécificités locales.

V.3.4 Evaluation des sorties du système de cartographie

L'évaluation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest a été réalisée sur la base du dispositif de mesure mis en place pendant les deux campagnes de caractérisation de l'état initial de la qualité de l'air autour de l'A86 Ouest. Pour rappel, le dispositif de mesure comprenait (Cf. V.1) :

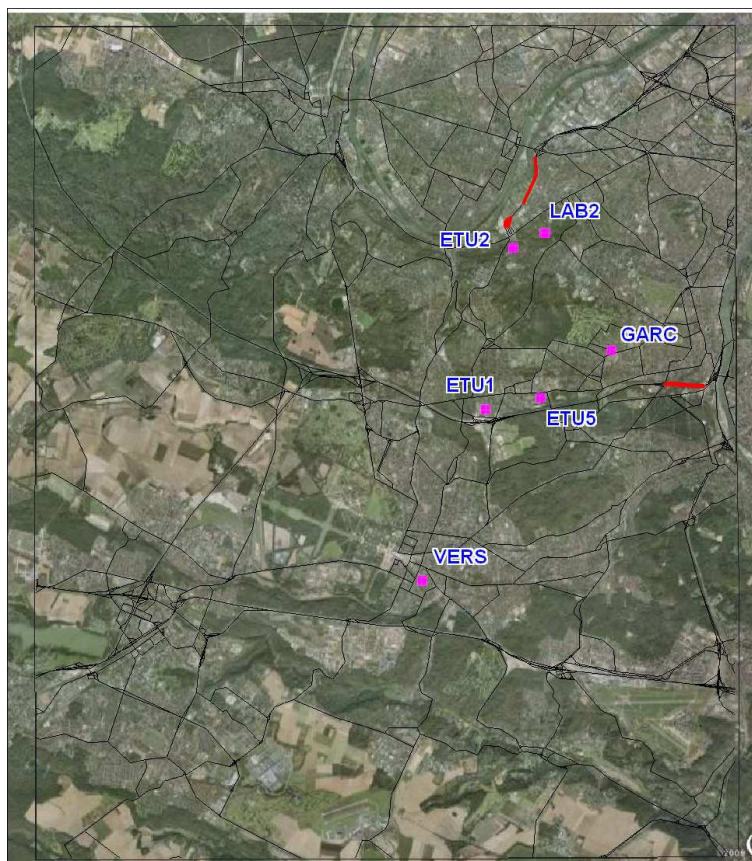
- Une centaine d'échantillonneurs passifs permettant à la fois de renseigner la pollution de fond sur le domaine d'étude de 192 km² et de renseigner l'impact local des unités de ventilation et des entrées/sorties de tunnel de la section VL1 du Duplex A86 sur deux zones de 4 km² permettant de couvrir respectivement les unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson.
- 4 laboratoires automatiques implantés sur les zones d'impact local, 2 par zone. Sur la zone de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, les 2 laboratoires mobiles ont été positionnés stade du Vert-Bois et avenue Marmontel à Rueil-Malmaison. Sur la zone de l'unité de ventilation de Vaucresson, les 2 laboratoires mobiles étaient situés Allée du collège à Vaucresson et stade de la marche à Marnes-la-Coquette. Ce sont ces localisations qui sont utilisées dans la suite du document pour identifier les sites automatiques.

Les polluants surveillés et les dispositifs associés lors de ces deux campagnes étaient les suivants :

- Monoxyde de carbone. Le suivi de ce polluant a été réalisé à l'aide d'analyseurs automatiques au niveau des laboratoires mobiles.
- Les particules PM10 et les particules fines PM2.5. En ce qui concerne les particules PM10, les quatre sites automatiques ont été instrumentés d'analyseurs de type TEOM. Pour leur exploitation et interprétation, ces mesures ont été corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau de mesure permanent. En ce qui concerne la mesure des PM2.5, en 2007, seul le site du stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison avait été instrumenté à la demande de la commune de Rueil-Malmaison. En 2009, les deux sites du stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison et de l'allée du collège à Vaucresson ont été équipés en analyseurs de type TEOM. De nouveau, pour leur exploitation et leur interprétation, les mesures ont été corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent.
- Les oxydes d'azote. Le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote ont été mesurés au niveau des 4 laboratoires mobiles. Le dioxyde d'azote a été mesuré également par les échantillonneurs passifs permettant d'avoir une couverture spatiale importante du domaine d'étude. L'évaluation présentée dans les paragraphes suivants ne concerne que le dioxyde d'azote, le monoxyde d'azote n'étant pas normé.
- Le benzène. Ce polluant n'a pas été mesuré en automatique en raison des contraintes techniques liées à la mesure du polluant. En revanche, il a été suivi par échantillonneur passif.

Les positions géographiques des 4 laboratoires mobiles sont cartographiées en figure 100. Des récepteurs ont également été positionnés au niveau des 2 stations permanentes de Garches et Versailles et permettront de compléter la validation du système en particulier pour le dioxyde d'azote.

L'ensemble des résultats issus du système de cartographie sont disponibles en ANNEXE VIII.



ETU2 : Stade du Vert-Bois
 LAB2 : Avenue Marmontel
 ETU1 : Allée du collège
 ETU5 : Stade de la Marche

Figure 100 : Cartographie des récepteurs exploités pour valider le système de cartographie au niveau des sites temporaires automatiques et stations permanentes du réseau AIRPARIF.

Par rapport aux stations permanentes exploitées pour la validation du calcul de la pollution de fond, les sites automatiques temporaires ne sont pas en situation de fond à proprement parler :

- le site automatique ETUDE2, placé au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison est situé à moins de 200 m de la côte de la Jonchère et moins de 300 m de la RD113 ;
- le site LABO2, positionné avenue Marmontel à Rueil-Malmaison est situé à moins de 400 m de la RD113 ;
- le site ETUDE1, situé allée du collège à Vaucresson, est positionné à environ 250 m de l'A13, 300 m de la RD907 et 150 m de la RD182a ;
- le site ETUDE5, situé stade de la Marche à Marne-la-Coquette est situé à environ 250 m de l'A13 et moins de 150 m de la RD907.

Ces configurations locales ont bien sûr une influence sur les niveaux mesurés : par rapport aux stations de fond du réseau permanent d'AIRPARIF, les mesures effectuées sont plus dynamiques reflétant l'influence des sources locales.

V.3.4.1 Dioxyde d'azote

L'évaluation des performances du système de cartographie pour le dioxyde d'azote comporte 2 volets distincts, à savoir l'analyse des performances du système de cartographie au regard des mesures horaires automatiques au niveau des sites temporaires et l'analyse des performances au regard des mesures intégrées sur 2 semaines réalisées par échantillonneurs passifs localisés sur l'ensemble du secteur d'étude.

Analyse horaire des performances de l'ObsAirvatoire

Comme indiqué en préambule du paragraphe V.3, l'analyse des concentrations horaires de NO₂ porte à la fois sur les 4 sites temporaires mais également sur les 2 stations permanentes du réseau AIRPARIF présentes dans le domaine d'étude.

En figure 101 sont présentés les paramètres statistiques de biais. Les couleurs vertes et bleues sont utilisées pour des paramètres statistiques différents. La couleur claire est utilisée pour les résultats sur la campagne 2007, la couleur foncée, pour les résultats sur la campagne 2009. Les stations sont rangées de manière à obtenir à gauche, les stations situées à Rueil-Malmaison, à droite, celles positionnées autour de l'échangeur de Vaucresson.

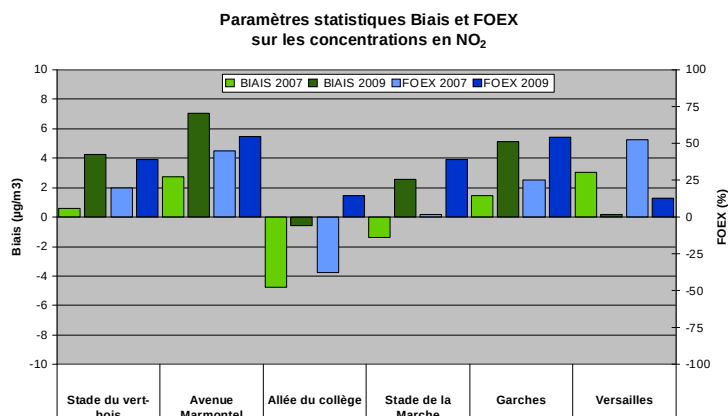


Figure 101 : Biais et FOEX sur les concentrations en NO₂ sur les 2 campagnes de mesure au niveau des 4 sites automatiques temporaires et des 2 stations permanentes du domaine d'étude

La figure précédente met en évidence une tendance similaire pour les biais au niveau de l'ensemble des stations considérées, à l'exception du site temporaire situé allée du collège : le biais observé est positif et se situe entre -5 et +5 µg/m³ en général. Il atteint +7 µg/m³ au niveau du site temporaire de l'avenue Marmontel en 2009. Ces biais sont constants avec les biais observés sur les concentrations de fond et illustrés en figure 75, en particulier, au niveau des stations du réseau permanent de Garches et de Versailles. En ce qui concerne la station de Versailles, l'exploitation d'un modèle de dispersion haute résolution au sein du système de cartographie permet d'améliorer sensiblement la reproduction de l'évolution moyenne journalière avec une meilleure prise en compte des émissions locales. Ce constat est illustré en figure 102 où sont représentées les évolutions moyennes journalières des niveaux issus de la modélisation régionale et du système haute résolution.

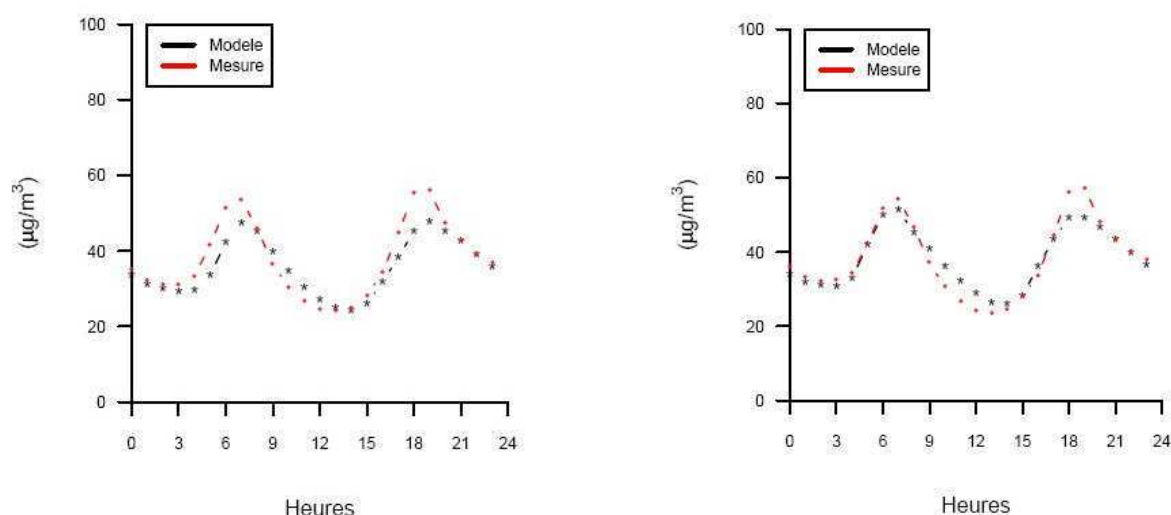


Figure 102 : évolutions moyennes journalières des niveaux de NO₂ à Versailles lors de la campagne 2009 issus de la modélisation régionale (à gauche) et locale (à droite)

L'exploitation de la modélisation locale permet ainsi de représenter plus fidèlement les concentrations aux heures de pointe au niveau de cette station.

En cohérence avec les analyses réalisées sur les performances du calcul météorologique et de l'évaluation de la pollution de fond, on observe entre 2007 et 2009 un léger accroissement des biais. Cet accroissement du biais du système est imputable en grande partie au biais sur les concentrations de fond en dioxyde d'azote.

Plus particulièrement, on note que le biais au niveau du domaine couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison est supérieur de 2 à 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ par rapport à celui observé au niveau du domaine couvrant l'unité de ventilation de Vaucresson.

Concernant le domaine de Rueil-Malmaison, des différences sont également notées sur les biais entre les deux sites du stade du Vert-Bois et de l'avenue Marmontel : cet écart entre les biais est sensiblement identique entre les deux campagnes 2007 et 2009 et vaut environ 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en plus pour le site positionné avenue Marmontel. Cet écart est consistant avec les analyses qui ont été réalisées pendant l'interprétation des deux campagnes de mesure²², qui révélait un écart de concentration d'environ 7 % entre les deux sites en faveur du site du stade du Vert-Bois. 2 hypothèses avaient été formulées à cette occasion pour expliquer cet écart sur les mesures : la terminaison de l'A86 au Nord et la présence de la côte de la Jonchère. L'écart observé entre les concentrations moyennes issues du système de cartographie entre les deux sites est quant à lui de l'ordre de 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ soit peu significatif. Les comparaisons entre les évolutions moyennes horaires journalières mettent en évidence un comportement très légèrement différent entre les deux stations en particulier à l'heure de pointe du soir et pendant la nuit. Ces différences sont explicitées dans la figure 103.

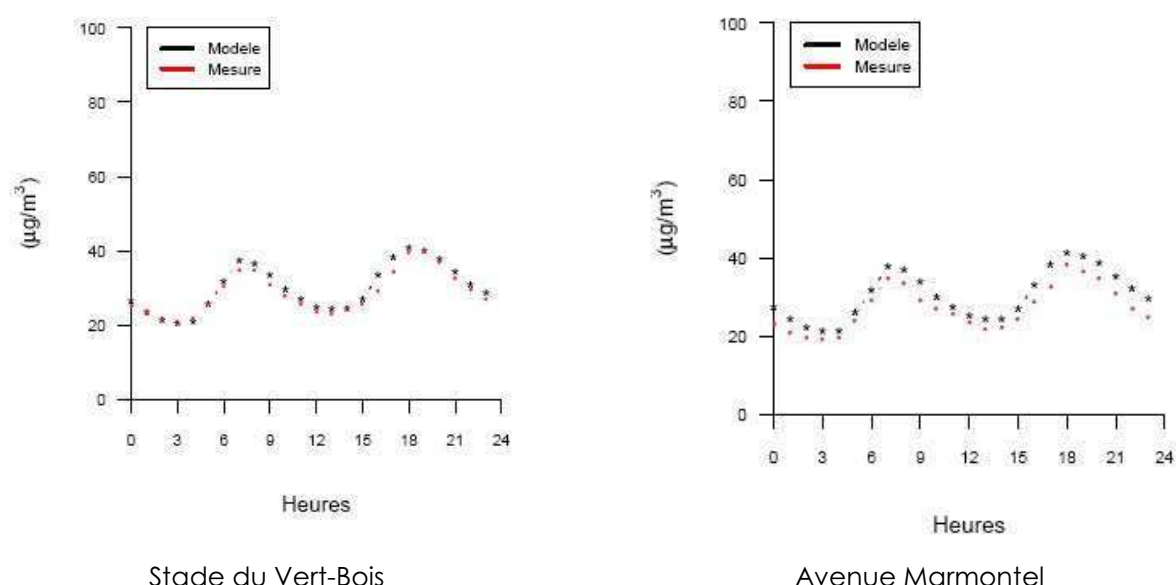


Figure 103 : évolutions moyennes journalières des niveaux de NO₂ au niveau des deux sites temporaires du stade du Vert-Bois et de l'avenue Marmontel en 2007

Concernant le site temporaire situé allée du collège, le biais constaté en 2007 est négatif de l'ordre de -5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En 2009, il est plus proche des observations effectuées au niveau des autres sites temporaires. Cette sous-estimation des niveaux par le modèle ne relève pas de conditions d'émission ou de dispersion différentes entre ce site et celui positionné au Stade de la Marche. Elle résulte donc de sources d'émissions particulières présentes en 2007 et absentes en 2009. Lors de l'élaboration de l'état initial en 2007, COFIROUTE ayant indiqué que les émissions issues des travaux dans le tunnel ressortaient au niveau des deux bretelles de l'échangeur A13, il est donc probable que cette sous-estimation soit due à ces surémissions non prise en compte dans l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

Les tendances observées sur les biais restent valables pour les FOEX qui sont globalement positifs à l'exception du site allée du Collège. Conformément aux biais, les FOEX sont généralement plus forts au niveau du domaine couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison qu'au niveau du domaine couvrant l'unité de ventilation de Vaucresson.

Les paramètres d'écart-type et d'erreur quadratique sont présentés en figure 104.

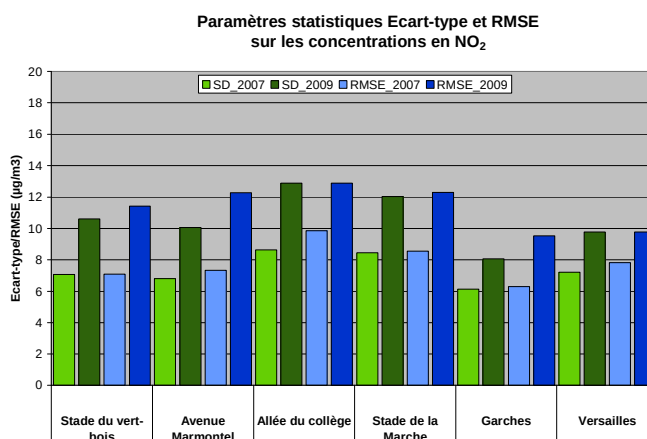


Figure 104 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en NO₂ mesurées pendant les 2 campagnes de mesures sur les 4 sites automatiques temporaires et les 2 stations permanentes

Au niveau des deux stations du réseau permanent, les valeurs d'écart-type et d'erreur quadratique sont constantes avec les valeurs établies en situation de fond. L'exploitation du modèle haute résolution accroît très légèrement la variabilité de l'erreur (écart-type) qui passe par exemple en 2009 d'une valeur 8.4 µg/m³ issue de l'évaluation des concentrations de fond à une valeur de 9.8 µg/m³ issue de l'ObsAirvatoire au niveau de la station de Versailles. Cet accroissement est conforme aux attentes compte-tenu de l'augmentation de la variabilité liée à la différence de résolution entre le modèle régional qui exploite un inventaire des émissions à 3 km et le modèle haute résolution qui traite explicitement les sources liées au trafic routier et dont la résolution moyenne est voisine de 50 m.

En comparaison, les paramètres statistiques précédents évalués au niveau des sites temporaires sont en général légèrement plus importants que ceux évalués au niveau des deux stations du réseau permanent. Ces écarts de variabilité sont cohérents avec les situations géographiques respectives des sites temporaires et des sites permanents qui respectent les critères de fond. En effet, les sites temporaires, plus proches des sources importantes du domaine d'étude présentent une variabilité des concentrations plus fortes qu'au niveau des sites de fond. Cette variabilité spatiale et temporelle des concentrations plus importante se traduit par une variabilité plus importante de l'erreur.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont supérieurs en 2009 par rapport à 2007, conformément aux conditions météorologiques de 2009 plus défavorables à la dispersion des polluants qu'en 2007. En effet, les conditions de vents faibles et peu dispersives créent de la variabilité dans les niveaux qui se répercute au niveau de la variabilité des erreurs.

Au niveau des deux zones géographiques considérées dans l'étude, les écarts-types d'erreur sont légèrement plus importants au niveau du domaine couvrant l'unité de ventilation de Vaucresson qu'au niveau de Rueil-Malmaison. Cet écart est de nouveau dû aux positions respectives des sites de mesure, les sites « allée du collège » et du Stade de la Marche étant impactés par l'A13, source plus importante et plus proche des sites que la RD113 et la terminaison de l'A86 à Rueil-Malmaison.

Les corrélations entre les concentrations en NO₂ calculées au sein de l'obsAirvatoire et les mesures sont fournies en figure 105.

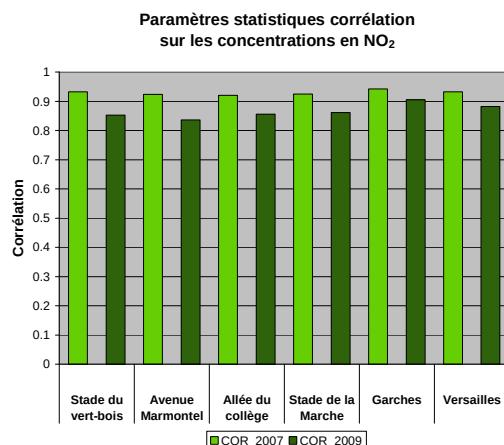


Figure 105 : Corrélations entre les concentrations de NO₂ issues du système de cartographie et les mesures effectuées au niveau des 4 sites automatiques temporaires et des 2 stations permanentes du domaine d'étude

Les corrélations établies au niveau des deux stations du réseau permanent sont supérieures à celles observées au niveau des sites temporaires. La tendance observée pour ce paramètre est conforme à la tendance observée sur les écarts-types et les erreurs quadratiques : les corrélations sont légèrement dégradées par rapport à ce qui avait été établi pour les concentrations de fond.

Les corrélations au niveau des sites de mesure temporaires sont légèrement inférieures à celles établies au niveau des 2 stations permanentes conformément aux observations déjà effectuées pour les écarts-types et les erreurs quadratiques.

Entre les deux campagnes de 2007 et 2009, on note une baisse des coefficients de corrélation qui passent de valeurs proches de 0.92 à des valeurs voisines de 0.84. De nouveau ces écarts entre les deux campagnes sont imputables aux différences de conditions météorologiques plus défavorables en 2009.

Les séries temporelles comparant mesures et résultats du système de cartographie permettent de caractériser ces différences entre les deux campagnes de mesure. En figure 106, sont présentés les séries temporelles au niveau des sites du Stade du Vert-Bois et allée du collège.

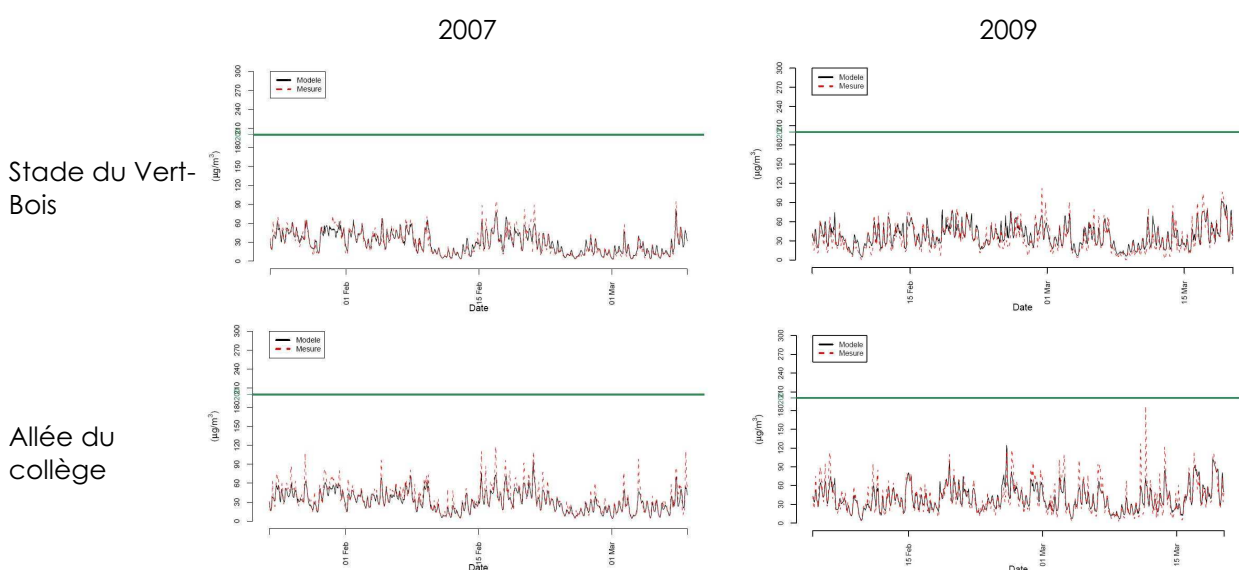


Figure 106 : séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire au niveau des sites temporaires du stade du Vert-Bois et allée du collège sur les deux campagnes de mesure

Il ressort de la figure précédente que les niveaux de dioxyde d'azote au niveau de ces deux sites temporaires sont reproduits de manière satisfaisante par le système de cartographie et ce quelle que soit la campagne de mesure considérée. En revanche, des écarts entre mesures et modèle sont notés sur quelques pics isolés. Les écarts les plus importants sont observés au niveau des deux sites temporaires situés dans la zone couvrant l'unité de ventilation de Vaucresson. Ces écarts plus importants sont dus à la présence de l'A13 qui occasionne les gradients de concentration les plus importants. La pointe la plus forte non reproduite par l'obsAirvatoire A86Ouest a eu lieu le 11 mars 2009 à 19:00 au niveau du site temporaire situé allée du collège et a atteint $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$ soit $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de plus que ce qui a été mesuré au niveau du site situé dans une configuration analogue eu égard à l'autoroute A13, à savoir le site stade de la Marche. De tels écarts ne peuvent être liés qu'à des conditions d'émission ou de dispersion très particulières et ne peuvent être reproduits par le système de cartographie.

Les percentiles 90 des erreurs du système de cartographie sur les concentrations en NO_2 sont présentés en figure 107.

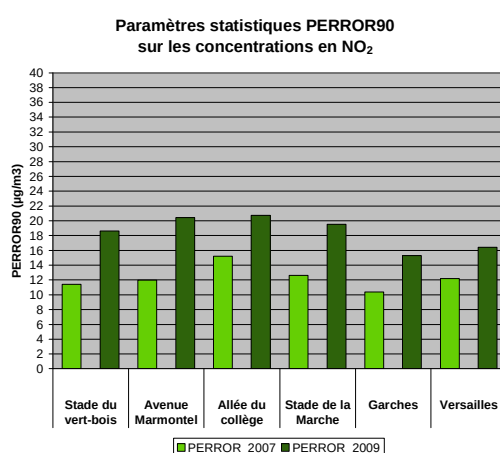


Figure 107 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en NO_2 sur les 2 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires

On notera en cohérence avec les observations précédentes que les PERROR90 sont plus forts en 2009 qu'en 2007. En 2007, les percentiles 90 des erreurs varient entre $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau du site du Stade du Vert Bois et $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau du site situé allée du collège. En 2009, ce même paramètre varie entre $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au stade du Vert-Bois et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau de l'allée du collège. Ces écarts peuvent être expliqués d'une part par le biais systématique observé en 2009 et d'autre part à la variabilité des concentrations plus importante en 2009 qu'en 2007 en raison des conditions météorologiques. L'impact du biais sur les PERROR90 est surtout sensible au niveau des sites temporaires positionnés à proximité de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison ; la variabilité des niveaux a quant à elle une influence plus marquée au niveau des sites proches de l'A13.

Analyse spatiale des performances de l'ObsAirvatoire

Les performances du système de cartographie ont été établies en exploitant les résultats au niveau de l'ensemble des 106 échantillonneurs passifs exposés lors des deux campagnes de mesure. Les cartes suivantes présentent les écarts observés pour le dioxyde d'azote (modèle-mesure) pour chacune des deux campagnes de mesure. Pour rappel, l'incertitude globale concernant la mesure du dioxyde d'azote par échantillonneurs passifs est de l'ordre de 25 %.

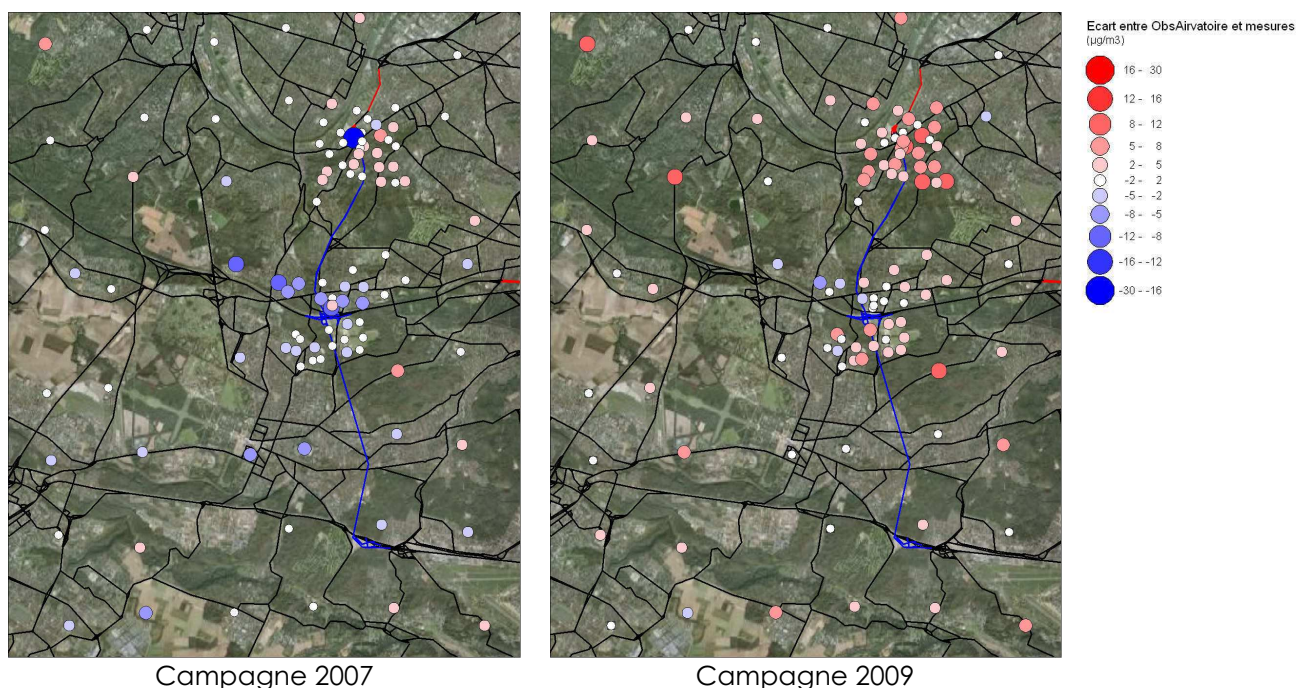


Figure 108 : Cartographie des écarts observés entre résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures de dioxyde d'azote par tube passif sur les 2 campagnes de mesure

Les contrastes spatiaux observés sur les écarts entre les résultats de l'ObsAirvatoire et les mesures par tubes passifs sont similaires entre les deux campagnes de mesure de 2007 et 2009.

Sur l'ensemble des sites de fond (les 47 sites cartographiés en figure 34), les biais observés sont faibles et compris généralement entre $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les deux campagnes de mesure : le système de cartographie permet de représenter de manière satisfaisante les niveaux moyens de dioxyde d'azote. 3 sites présentent des biais positifs un peu plus fort ; le site 1 à Fourqueux, le site 14 à Marly-le-Roi et le site 29 à Ville d'Avray. On notera que les 2 premiers sites sont situés dans la forêt de Marly le Roi et le troisième dans la forêt de Fausses-Reposes. La présence de ces zones boisées entraîne généralement un piégeage des polluants que le modèle semble avoir du mal à reproduire³⁶. Les 2 sites 21 et 22 présentent en revanche des biais négatifs proches de $-8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2007. L'influence de l'autoroute A13 et du triangle de Rocquencourt expliquent de tels écarts. Un test de modélisation sur l'ensemble de la campagne 2007 exploitant une grille de récepteurs autour des sites de campagne (100 récepteurs centrés sur ces sites et espacés de 20 m entre eux) permet d'identifier les gradients de concentrations évalués par le système de cartographie sur ces zones : au niveau du site 22, le récepteur le mieux positionné (en termes de niveau) dans un rayon de 100 m présente un biais réduit de plus de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Au niveau du site 21, le biais n'est réduit que d' $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le récepteur le plus proche de la mesure ($-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Dans la partie nord-est du domaine, les écarts sont globalement positifs pour les deux campagnes : en 2009, l'écart est plus marqué puisqu'il passe globalement de valeurs comprises entre $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2007 à des valeurs comprises entre $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $+8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cet écart est consistant avec ce qui avait été constaté au niveau des deux sites automatiques du stade du Vert-Bois et de l'avenue Marmontel pour lesquels les biais en 2007 étaient respectivement de $+0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+2.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et en 2009 de $+4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+7.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Au niveau de la zone couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, on note un léger contraste entre le nord et le sud de la D913 : le biais est plus fort au sud qu'au nord de cette route. Cette différence est sans doute due à la prise en compte du fond qui ne permet pas de reproduire complètement les gradients observés

³⁶ Au sein des modèles de dispersion, l'absorption des polluants par la végétation (absorption foliaire et dépôt cuticulaire) est paramétrée au sein d'un modèle dit de dépôt sec.

lors des deux campagnes de mesure entre le nord et le sud de la D913. Ces gradients qui peuvent atteindre $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre le site 104 et le site 114 sur la première série de la campagne 2007 ne peuvent en effet pas être reproduits par le système de cartographie, compte-tenu de la résolution des concentrations de fond.

Dans la partie centrale du domaine d'étude, les niveaux cartographiés sont proches des niveaux observés pour les deux campagnes de mesure : on observe une légère sous-estimation des niveaux en 2007, de l'ordre de $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et une légère surestimation en 2009, de l'ordre de $+2$ à $+5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La sous-estimation au niveau des sites autour de l'autoroute A13 constatée en fond (sites 21 et 22) est également observée plus localement au niveau des sites couvrant l'unité de ventilation de Vaucresson. Compte-tenu de la légère sous-estimation des niveaux de fond en 2007 et de la légère surestimation des niveaux en 2009, on peut considérer une sous-estimation des niveaux autour de l'autoroute A13 de l'ordre de 2 à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Afin d'analyser les tendances sur les 3 séries de données, les diagrammes de dispersion entre mesures et résultats sont fournis pour les deux campagnes de mesure dans la figure ci-dessous :

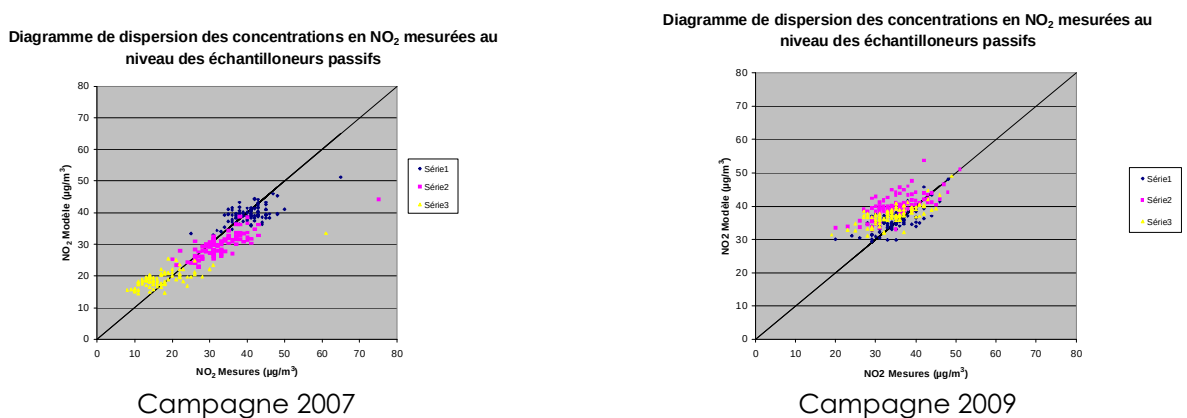


Figure 109 : Diagrammes de dispersion entre les concentrations de NO₂ observées et celles issues de l'ObsAirvatoire

En 2007, le diagramme de dispersion couvre une gamme de concentrations qui s'étend entre $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ. Sur les 3 séries de données, les données mesurées et celles issues du système de cartographie sont cohérentes. Les 3 points hors du nuage de points coïncident avec les données obtenues au niveau du site 108 (Cf. paragraphe suivant). Sur les trois séries de données, on note que l'Obsairvatoire a tendance à mieux représenter les fortes valeurs de concentration que les faibles. A titre d'exemple, tandis que la gamme de concentration couverte par la troisième série de mesure s'étend entre $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le système de cartographie a de son côté estimé des concentrations variant entre $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En termes de niveaux moyens, l'ObsAirvatoire semble légèrement sous-estimer les niveaux de dioxyde d'azote sur la deuxième série de données et surestimer sur la dernière série.

En 2009, la gamme de concentrations couverte par les mesures est plus réduite et s'étend entre $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ. De nouveau, le diagramme de dispersion traduit la cohérence entre les données mesurées et les sorties du système de cartographie. On notera tout de même que les niveaux de NO₂ sont surestimés sur les séries 2 et 3. Cette surestimation est davantage marquée sur la série 2 et peut atteindre localement $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On retrouve également la même tendance qu'en 2007, à savoir que le système de cartographie représente plutôt bien les fortes valeurs de concentration et surestime les plus basses.

Parmi les 106 sites de mesure équipés d'échantillonneurs passifs pendant les deux campagnes de mesure, 2 sites particuliers étaient en situation de proximité au trafic ou en situation fortement influencée. Il s'agit des sites 108, situé 344 avenue Napoléon Bonaparte à proximité immédiate de l'ancienne terminaison de l'A86 et du site 127, situé au niveau de l'école élémentaire La Malmaison, avenue Napoléon Bonaparte situé à environ 20 m de la D913.

Au niveau de ces deux sites, les concentrations issues du système de cartographie sont obtenues sur la base d'une grille de 100 récepteurs autour du site, positionnés tous les 5 m. Cette grille de récepteurs permet de prendre en considération à la fois les forts gradients spatiaux et la résolution des cartographies en sortie du système voisine de 50 m.

Les résultats au niveau de ces deux sites sont présentés dans la figure ci-dessous. Les mesures sont indiquées en bleu, les résultats du système de cartographie sont en violet.

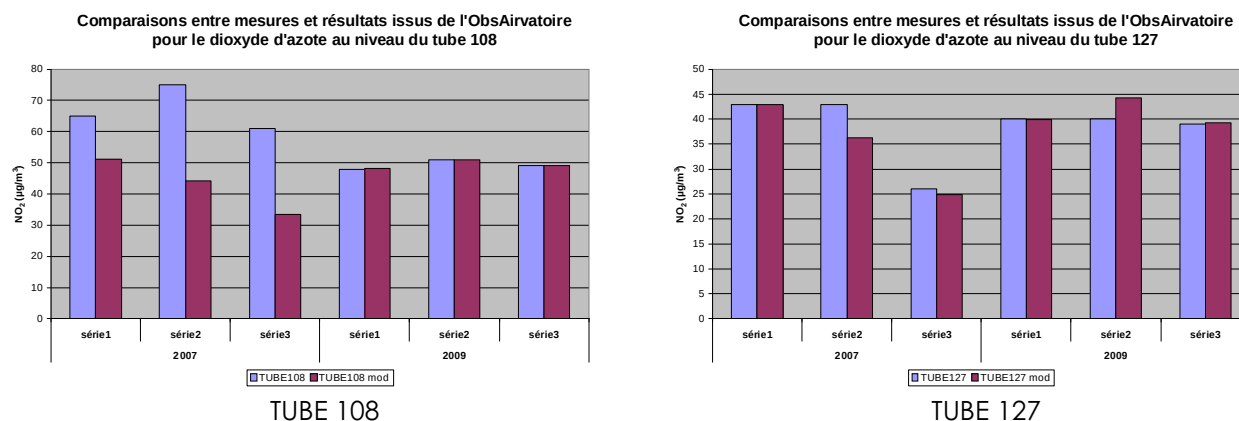


Figure 110 : Comparaisons entre niveaux de NO₂ observés et ceux issus de l'ObsAirvatoire au niveau des deux sites 108 et 127

Au niveau du site 108, on observe un comportement sensiblement différent entre les deux campagnes de mesure : lors de la campagne 2007, des écarts sensibles sont observés entre les mesures et les sorties de l'ObsAirvatoire A86 Ouest au contraire de la campagne 2009, pour laquelle les niveaux sont complètement cohérents.

En 2007, les niveaux observés au niveau de ce site de mesure ne sont pas du tout cohérents avec l'évolution des niveaux observés en fond puisque les 3 séries de mesure mettent en évidence une décroissance des niveaux moyens entre les 3 séries de données (Cf. figure 41) : au niveau de la zone nord (zone 1), les niveaux moyens observés sur les 3 séries de données sont respectivement de 40, 35 et 18 µg/m³. L'évolution observée au niveau du site 108 traduit donc une évolution des concentrations et donc des émissions atypiques sur cette campagne 2007 par rapport aux conditions de trafic usuelles sur cette zone. Les travaux liés à la construction du tunnel sont l'hypothèse la plus probable pour expliquer les tendances observées sur ce site particulier. Ces surémissions locales ont également une traduction plus générale et pourraient expliquer les écarts observés en termes de niveaux de concentration entre les sites automatiques situés Stade du Vert-Bois et avenue Marmontel.

En 2009, la cohérence entre l'estimation des niveaux et les mesures traduit la capacité du système à représenter les concentrations moyennes en proximité au trafic au niveau de ce site de mesure. Globalement, sur ce site on peut estimer un impact local des émissions liées au trafic relativement homogène de l'ordre de 10 µg/m³ sur les 3 séries de mesures de la campagne de 2009.

Au niveau du site 127, les niveaux observés et estimés sont cohérents sur les deux campagnes 2007 et 2009. En termes de concentrations, l'impact des émissions routières locales au niveau de ce site peut être estimé, en fonction des directions de vent à des valeurs comprises entre 0 et 10 µg/m³ ; l'impact maximal est observé sur les séries 2 et 3 de la campagne 2007 qui coïncident avec des conditions météorologiques plaçant le site de mesure sous le vent de la D913.

La cohérence entre les concentrations observées et celles estimées par l'ObsAirvatoire au niveau de ces deux sites particuliers permet de confirmer la capacité du système de cartographie à représenter les niveaux de dioxyde d'azote en proximité routière.

V.3.4.2 Particules PM10

Les particules PM10 ont été mesurées pendant la campagne au niveau des 4 sites automatiques, les mesures par échantillonneurs passifs n'étant actuellement pas réalisables. Les mesures exploitées pour les comparaisons intègrent la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent et correspondent aux moyennes journalières de particules PM10.

Les paramètres statistiques de biais sont présentés dans la figure 111.

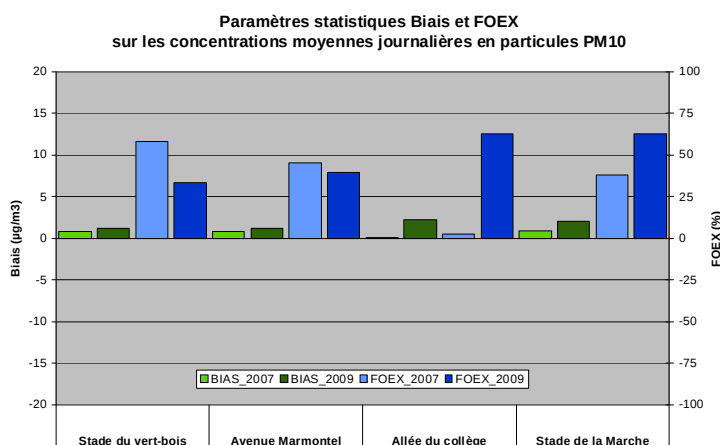


Figure 111 : Biais et FOEX sur les concentrations en PM10 sur les 2 campagnes de mesure au niveau des 4 sites automatiques temporaires

Les biais au niveau des 4 sites de mesure sont réduits sur les deux campagnes de mesure : ils sont compris entre 0 et +2.5 µg/m³.

Entre les deux sites de mesure de Rueil-Malmaison, les différences observées sur les biais sont négligeables. Les séries temporelles comparées entre mesures et résultats issus du système de cartographie mettent en évidence la capacité de l'ObsAirvatoire à reproduire les niveaux de particules PM10. Par ailleurs, les séries temporelles permettent de vérifier que les différences sur les valeurs de FOEX ne se traduisent pas par des différences de comportement entre les deux sites de mesure.

Pour les deux sites situés à proximité de l'unité de ventilation de Vaucresson, les biais sont également faibles, et un peu plus marqués en 2009. Les séries temporelles au niveau de ces deux sites sur la campagne 2009 mettent en évidence un écart entre mesures et sorties du système de cartographie un peu plus important sur la seconde quinzaine de la campagne entre le 15 février et le 1^{er} mars 2009 permettant d'expliquer le biais plus important observé.

Dans la figure 112, sont présentées les évolutions moyennes horaires journalières sur la campagne 2009. Bien que les critères statistiques soient formulés sur les moyennes journalières, ces graphes permettent de traduire la capacité du système à reproduire les évolutions horaires des niveaux de particules PM10.

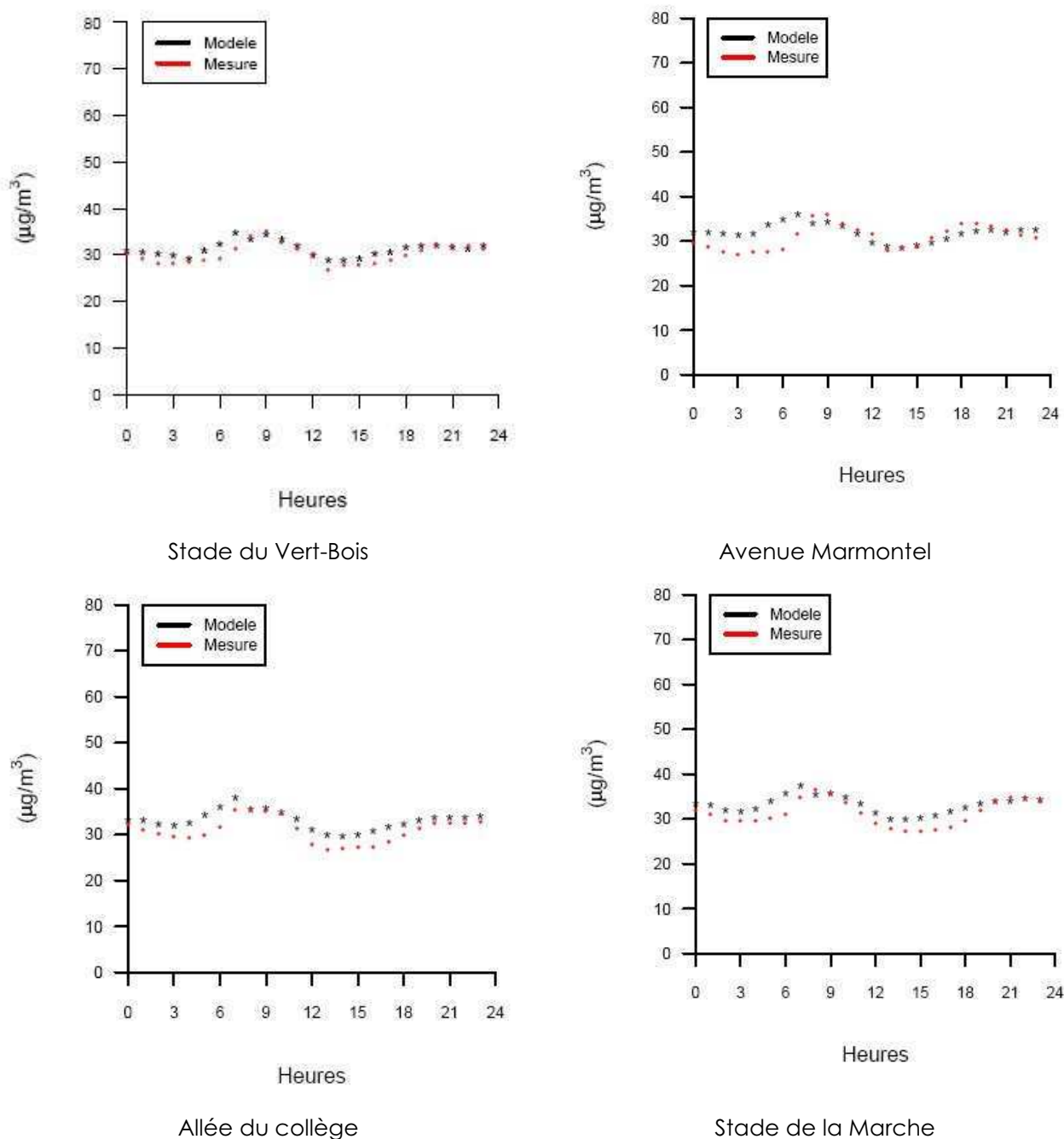


Figure 112 : évolutions moyennes horaires journalières des niveaux de PM10 au niveau des 4 sites temporaires en 2009

Les profils issus à la fois des mesures et de l'ObsAirvatoire sont très proches pour les différents sites traduisant le caractère homogène de ce polluant.

Sur l'ensemble des sites de mesure, le système de cartographie permet de représenter de manière satisfaisante les niveaux observés. Une légère surestimation des niveaux par le système est néanmoins constatée à l'heure de pointe du matin.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés en figure 113.

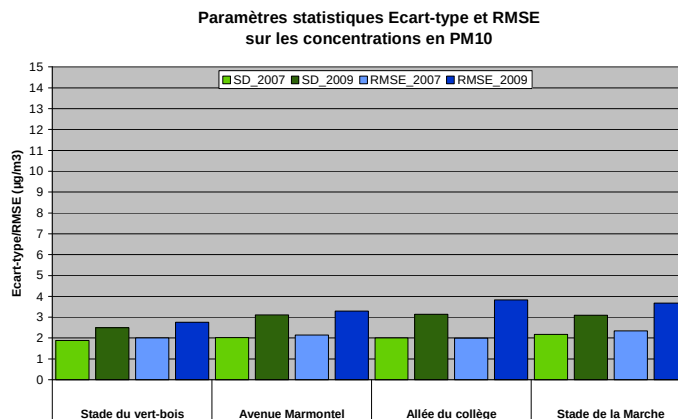


Figure 113 : Ecart-type de l'erreur et RMSE sur les concentrations en PM10 mesurées pendant les 2 campagnes de mesure sur les 4 sites automatiques temporaires

Les écart-types d'erreur sont faibles et situés entre 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 3.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les valeurs d'écart-type d'erreur sont plus fortes en 2009 qu'en 2007 et se traduisent par des erreurs quadratiques qui augmentent entre les deux campagnes dans les mêmes proportions. Les valeurs de ces deux paramètres sont très proches de ce qui avait été établi pour les concentrations de fond.

Les corrélations entre les mesures et les résultats issus de l'ObsAirvatoire sont fournies en figure 114.

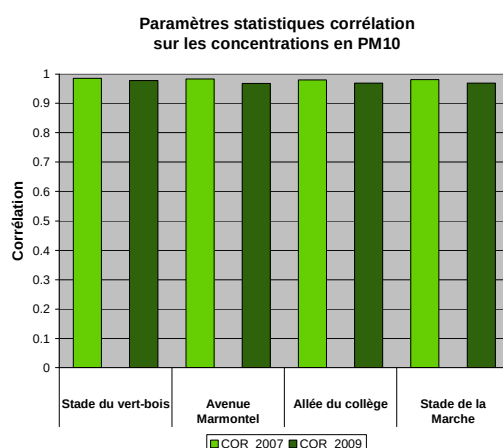


Figure 114 : Corrélations entre les concentrations de particules PM10 issues du système de cartographie et les mesures effectuées au niveau des 4 sites automatiques temporaires

Les corrélations entre les concentrations mesurées et les concentrations issues du système de cartographie sont supérieures à 0.95 et traduisent la capacité du système à reproduire l'évolution temporelle des concentrations moyennes journalières en particules PM10.

A titre d'exemple, la figure ci-dessous permet d'illustrer la capacité du système à représenter les concentrations horaires de PM10 et donc la dynamique des concentrations.

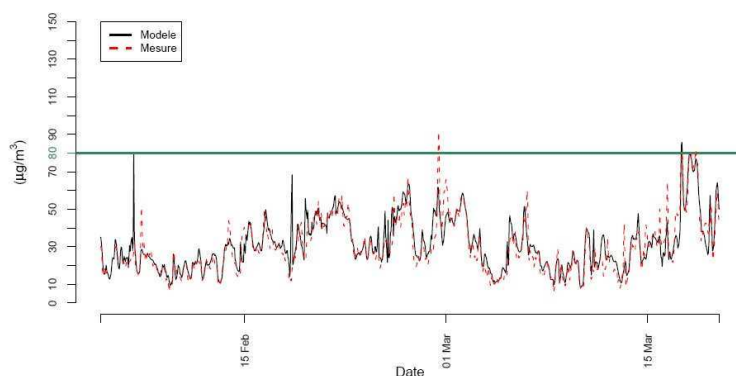


Figure 115 : séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire pour les particules PM10 au niveau du site du Stade du Vert-Bois

Les percentiles 90 des erreurs du système de cartographie sur les concentrations en PM10 sont présentés en figure 116.

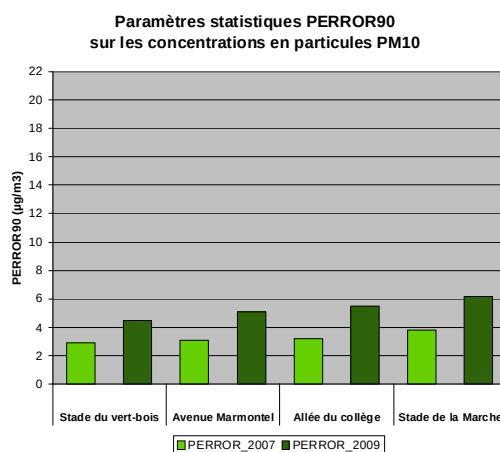


Figure 116 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en particules PM10 sur les 2 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires

La capacité de l'ObsAirvatoire à reproduire les concentrations de particules PM10 se traduit également au niveau des percentiles 90 d'erreurs qui restent en dessous de 6 µg/m³. Par rapport à 2007, on retrouve une légère dégradation de la valeur de ce paramètre en 2009 : il passe en moyenne d'une valeur proche de 3 µg/m³ à une valeur comprise entre 4 µg/m³ et 6 µg/m³. Cette évolution entre 2007 et 2009 est due aux conditions météorologiques plus défavorables à la qualité de l'air en 2009.

Entre les sites de mesure, on trouve une évolution proche de ce qui avait été constaté pour les autres polluants : le percentile 90 d'erreur est légèrement plus fort au niveau des sites à proximité de l'autoroute A13.

V.3.4.3 Particules fines PM2.5

Les particules fines PM2.5 n'ont pas été instrumentées de la même manière que les autres polluants :

- En 2007, seul le site au Stade du Vert-Bois avait été instrumenté à la demande de la commune de RUEIL-MALMAISON.
- En 2009, ce sont les sites du Stade du Vert-Bois et le site Allée du collège à Vaucresson qui avaient été instrumentés.

Les comparaisons présentées dans la suite du paragraphe se limitent donc à ces sites temporaires. Comme pour les particules PM10, les particules fines PM2.5 sont corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent.

Les paramètres de biais sont présentés dans la figure 117.

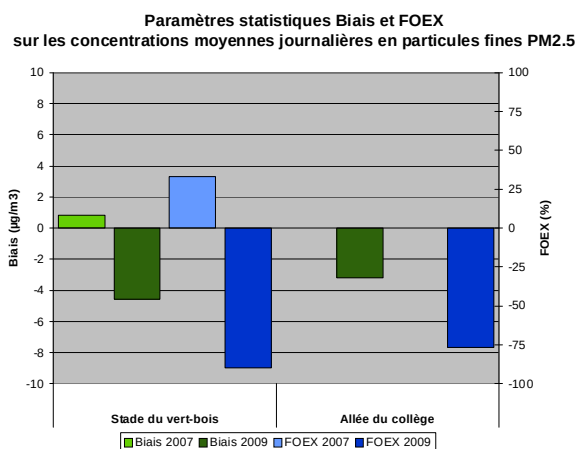


Figure 117 : Biais et FOEX sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure au niveau des 2 sites automatiques temporaires

De la figure précédente, il ressort que le biais sur les particules fines PM2.5 est positif et compris entre 0 et 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2007 et négatif, compris entre -5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et -3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2009. Ce biais sur 2009 est dû aux différences observées sur les mesures du réseau permanent qui se répercutent sur les niveaux de fond : sur la période de la campagne 2009, 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont en effet mesurés au niveau de la station de Bobigny et 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Gennevilliers. Les écarts entre les mesures de ces deux stations sont relativement homogènes sur la journée, le maximum de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ étant observé à l'heure de pointe du matin. La correction sur les concentrations de fond exploitant seulement 4 stations dont ces deux stations permanentes, est moins efficace que pour les autres polluants suivis.

Dans la figure 118 sont présentés les séries temporelles des mesures et des résultats issus du système de cartographie au niveau des sites de mesure temporaires :

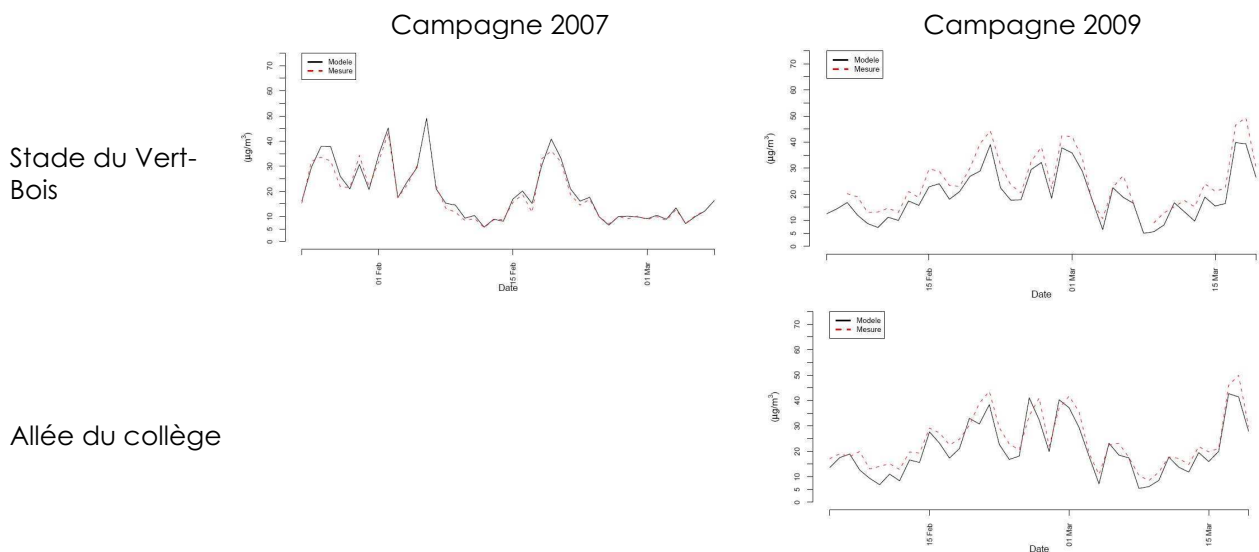
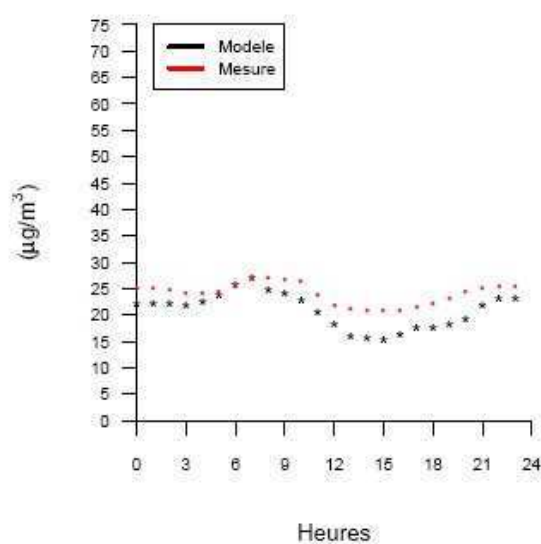


Figure 118 : séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire pour les particules fines PM2.5 au niveau des sites temporaires

Conformément aux paramètres statistiques de biais présentés précédemment, il ressort des graphes précédents qu'en 2007 les niveaux observés sont correctement représentés par le système de cartographie et qu'en 2009, l'écart entre mesures et les sorties du système est quasiment constant dans le temps et voisin de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, comme l'indiquait les valeurs de FOEX comprises entre -75% et -100%.

A titre d'exemple, dans la figure 119, est présentée l'évolution moyenne horaire journalière sur la campagne 2009 observée et estimée au niveau du site située Allée du collège à Vaucresson.



Allée du collège

Figure 119 : évolutions moyennes horaires journalières des niveaux de particules fines PM2.5 au niveau du site Allée du collège en 2009

Les écarts maximaux observés ont principalement lieu pendant les heures de la journée, les écarts les plus faibles sont observés à l'heure de pointe du matin.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés en figure 120.

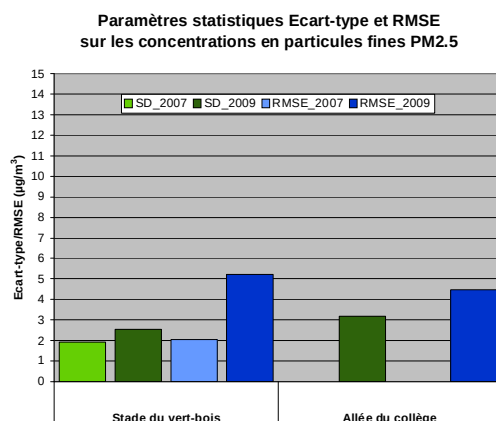


Figure 120 : Ecart-type de l'erreur et RMSE sur les concentrations en particules fines PM2.5 mesurées pendant les 2 campagnes de mesure sur les 2 sites automatiques temporaires

Les écarts-types d'erreur sur les deux sites de mesure temporaires et pour les deux campagnes de mesure varient entre 2 µg/m³ et 3 µg/m³. Ces valeurs d'écart-type d'erreur sont totalement cohérentes avec les valeurs établies pour les particules PM10. Une légère augmentation de ce paramètre est observée entre 2007 et 2009 comme il avait été noté pour les particules PM10.

Les valeurs d'erreur quadratique varient entre 2 µg/m³ en 2007 et 5 µg/m³ en 2009. L'augmentation de l'erreur quadratique en proportion plus importante que celle observée sur l'écart-type, est due au biais plus important en valeur absolue en 2009 qu'en 2007.

Dans la figure ci-dessous sont présentées les corrélations entre mesures et sorties de l'ObsAirvatoire.

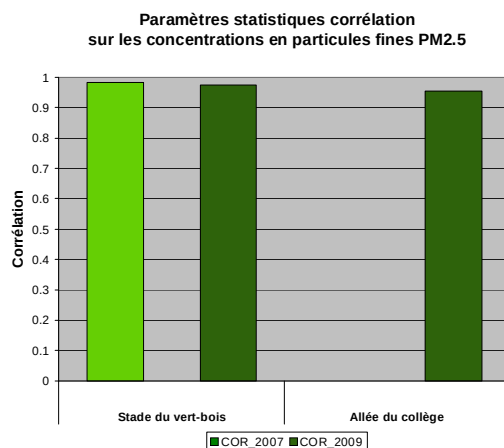


Figure 121 : Corrélations entre les concentrations de PM2.5 issues du système de cartographie et les mesures effectuées au niveau des 2 sites automatiques temporaires

Comme pour les particules PM10, les corrélations entre les mesures et les concentrations issues du système de cartographie sont supérieures à 0.95. Ces valeurs proches de 1 traduisent la capacité du système à reproduire l'évolution des moyennes journalières de particules PM2.5 sur les 2 campagnes.

Les écarts observés sur les biais et les erreurs quadratiques se traduisent sur les percentiles 90 d'erreur illustrés dans la figure 122.

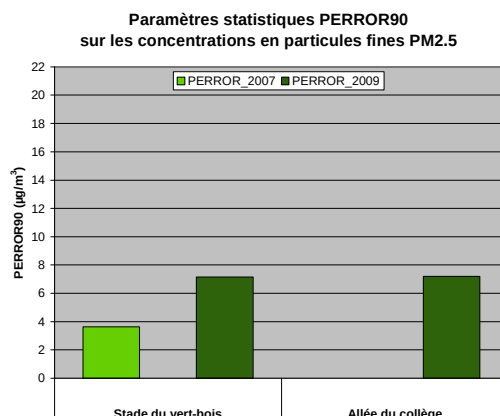


Figure 122 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 2 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires

On retrouve les mêmes tendances sur ce paramètre que sur les autres, à savoir, une augmentation de ce paramètre entre les deux campagnes de mesure. Les valeurs de ce paramètre sur les particules fines PM2.5 sont supérieures en 2009 à celles constatées sur les particules PM10.

V.3.4.4 Benzène

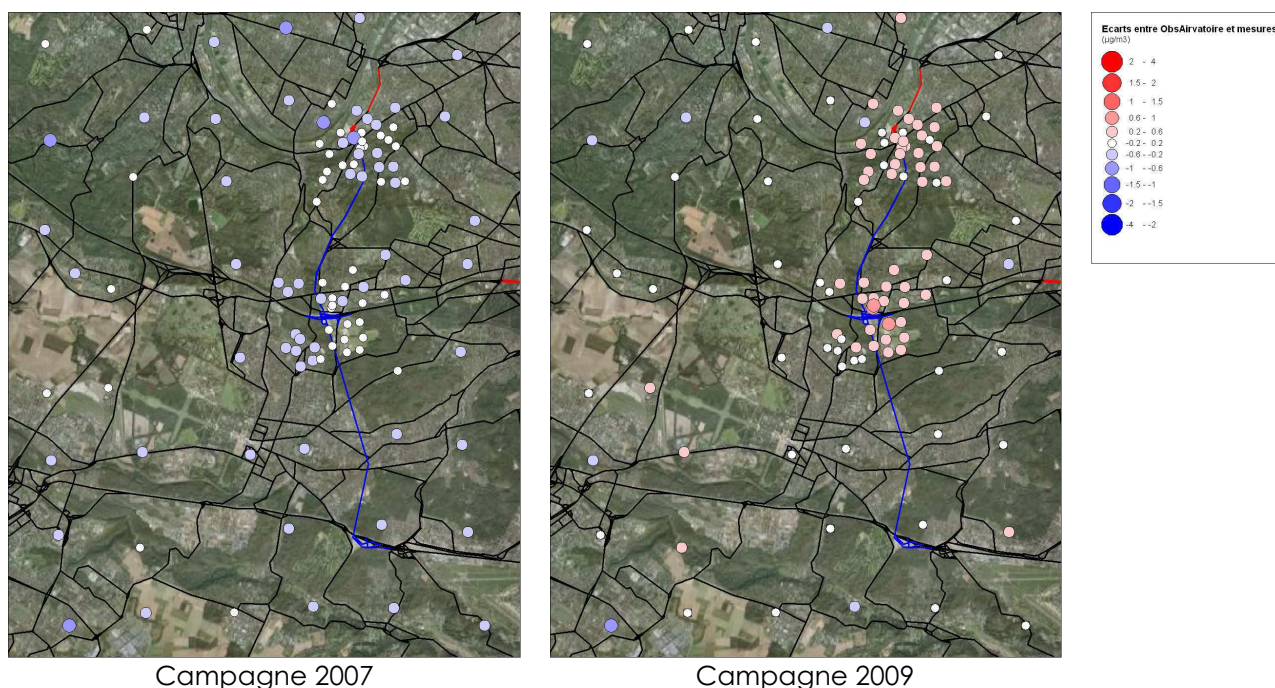
Le benzène (Cf. III.5.2.4) est le polluant qui présente le plus d'incertitudes dans son traitement au sein de l'ObsAirvatoire :

- Aucune mesure horaire n'est disponible pour corriger les concentrations issues du système de modélisation régionale.
- Les émissions de benzène présentent des incertitudes importantes puisque définies sur la base de profils de spéciation des COVNM et non de facteurs d'émission spécifiques.
- Les niveaux moyens de benzène en fond sont faibles.

Sur les deux campagnes de 2007 et 2009, ce polluant a été suivi à l'aide d'échantillonneurs passifs. Pour rappel, l'incertitude globale concernant la mesure du benzène par échantillonneurs passifs est de l'ordre de 30 %.

Les performances du système de cartographie ont été établies en exploitant les résultats au niveau de l'ensemble des 106 échantillonneurs passifs exposés lors des deux campagnes de mesure.

Les cartes suivantes présentent les écarts observés (modèle-mesure) pour le benzène pour chacune des deux campagnes de mesure.



Campagne 2007

Campagne 2009

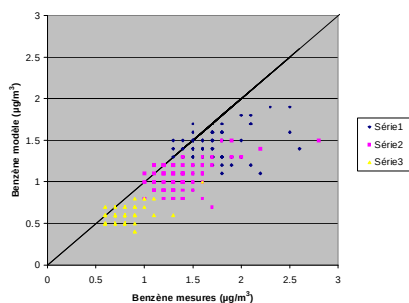
Figure 123 : Cartographie des écarts observés entre résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures de benzène par tube passif sur les 2 campagnes de mesure

A la différence du NO₂, on n'observe pas de contrastes spatiaux sur les écarts entre les résultats de l'ObsAirvatoire et les mesures par tube passifs sur les deux campagnes de mesure : les tendances sont en effet identiques qu'on considère les sites de fond ou les sites au niveau des deux unités de ventilation. En revanche, un biais semble exister sur les deux campagnes : il est plutôt négatif en 2007 et compris entre -0.6 µg/m³ et +0.2 µg/m³. En 2009, il est plutôt positif et compris entre -0.2 µg/m³ et +0.6 µg/m³.

En 2009, on peut tout de même noter un léger contraste sur les écarts modèle-mesure entre la zone nord-est et centrale du domaine d'étude (zone 1 et 2) et la zone ouest et sud (zone 3) – Cf. Figure 40 : Si, au niveau des zones 1 et 2, le système surestime les niveaux mesurés, au niveau de la zone 3, les écarts sont réduits et plutôt proches de zéro.

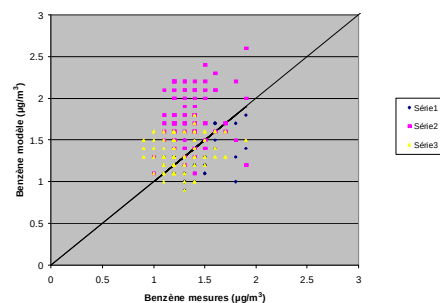
Afin d'analyser les tendances sur les 3 séries de données, les diagrammes de dispersion entre mesures et résultats sont fournis pour les deux campagnes de mesure dans la figure 124 :

Diagramme de dispersion des concentrations en benzène mesurées au niveau des échantillonneurs passifs



Campagne 2007

Diagramme de dispersion des concentrations en benzène mesurées au niveau des échantillonneurs passifs



Campagne 2009

Figure 124 : Diagrammes de dispersion entre les concentrations de benzène observées et celles issues de l'ObsAirvatoire

En 2007, la gamme des concentrations mesurées s'étend 0.5 µg/m³ et 2.5 µg/m³. Sur les 3 séries de données, il ressort que les mesures et les sorties de l'ObsAirvatoire sont cohérentes : la tendance

identifiée à la sous-estimation par le système de cartographie est homogène sur les 3 séries de données. L'écart moyen observé est d'environ $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En 2009, comme pour le NO_2 , la gamme des concentrations mesurées est plus réduite qu'en 2007. Elle s'étend en moyenne entre $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Contrairement à 2007, on note des contrastes plus importants entre les séries. Si les nuages de points sont plutôt centrés pour les première et troisième séries, en revanche, sur la seconde série, le système surestime les mesures d'environ $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette tendance est très proche de ce qui avait été identifié pour le dioxyde d'azote.

Comme pour le dioxyde d'azote, une analyse plus fine est proposée dans la suite du paragraphe concernant les deux sites situés en situation de proximité au trafic, à savoir le site 108, situé 344 avenue Napoléon Bonaparte et le site 127, au niveau de l'école élémentaire La Malmaison. Les résultats au niveau de ces deux sites sont présentés dans la figure 125. Les mesures sont indiquées en bleu, les résultats du système de cartographie sont en violet.

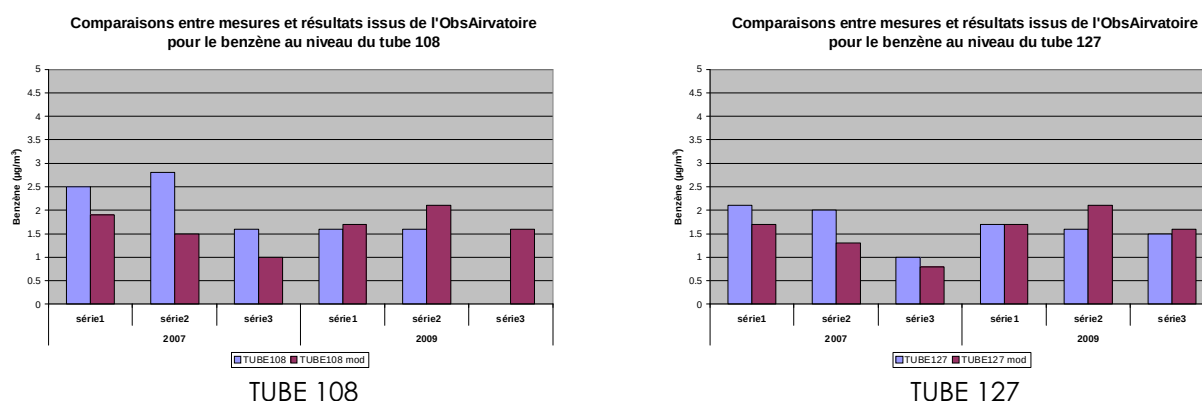


Figure 125 : Comparaisons entre niveaux de benzène observés et ceux issus de l'ObsAirvatoire au niveau des deux sites 108 et 127

Au niveau du site 108, la tendance observée dans les mesures de NO_2 lors de la campagne 2007 est moins marquée pour le benzène : si au niveau de la deuxième série, on observe une montée du niveau moyen de benzène, en revanche, la décroissance des niveaux est clairement marquée sur la troisième série, conformément aux conditions météorologiques. L'écart maximum sur les concentrations en benzène est donc observé sur la deuxième série. Comme pour le dioxyde d'azote, cette évolution des niveaux en benzène au niveau de ce site sur la campagne n'est pas conforme à l'évolution des niveaux en fond (Cf. figure 42). Cela traduit sans doute une évolution des concentrations et donc des émissions atypique sur cette campagne 2007 par rapport aux conditions de trafic usuelles sur cette zone. Les travaux liés à la construction du tunnel sont l'hypothèse la plus probable pour expliquer les tendances observées sur ce site particulier.

En 2009, les niveaux observés (sur les 2 premières séries de mesure) sont plus faibles et sont correctement reproduits par le système de cartographie. L'écart maximum est observé sur la deuxième série ; il correspond à une surestimation de la concentration mesurée de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Au niveau du site 127, on retrouve les tendances extraites des cartographies d'écart proposées en figure 123. En 2007, le système sous-estime légèrement les niveaux mesurés, en particulier sur la deuxième série. En moyenne sur l'ensemble de la campagne, l'écart entre le système et les mesures est voisin de $-0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En 2009, les niveaux observés et estimés sont cohérents : l'écart maximum est observé sur la deuxième série et vaut $+0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; il est quasiment nul sur les première et troisième séries.

Les comparaisons entre les concentrations observées et celles estimées par l'ObsAirvatoire au niveau de ces deux sites particuliers permettent de confirmer la capacité du système de cartographie à représenter les niveaux moyens de benzène en proximité routière avec néanmoins, une incertitude plus importante que pour le dioxyde d'azote.

V.3.4.5 Monoxyde de carbone

Comme déjà signifié à plusieurs reprises, le monoxyde de carbone est un polluant dont les teneurs mesurées sont très en dessous des seuils réglementaires et même proches des limites techniques des appareils de mesure.

Les comparaisons présentées dans la suite du document concernent les 4 sites automatiques temporaires. L'ensemble des fiches de comparaison entre mesure et résultats numériques issus du système de cartographie sont fournis en annexe VIII.2.1.2.

Les paramètres statistiques de biais sont présentés en figure 126.

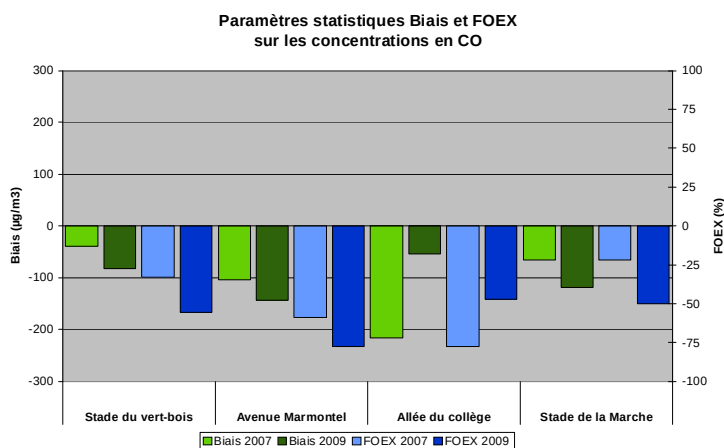


Figure 126 : Biais et FOEX sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure au niveau des 4 sites automatiques temporaires

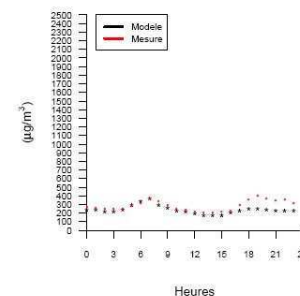
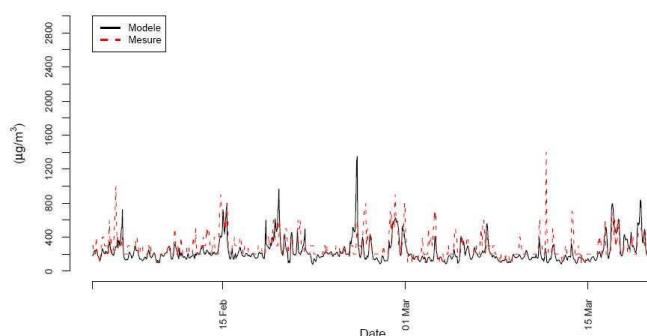
On observe globalement entre 2007 et 2009, des tendances identiques concernant les résultats du système de cartographie. Le système a tendance à sous-estimer les niveaux mesurés, le biais résultant se situant globalement autour de 100 µg/m³, soit la résolution des analyseurs. Un biais plus important est observé en 2007 au niveau du site « allée du collège » à Vaucresson. L'analyse des séries temporelles indique que ce biais est dû à un décalage du niveau de base de l'appareil de l'ordre de 100 µg/m³, décalage non significatif compte-tenu des niveaux observés. Les valeurs de FOEX indiquent également que le système présente une tendance assez systématique à la sous-estimation³⁷. Cette tendance est particulièrement marquée au niveau du site automatique de l'avenue Marmontel lors de la campagne 2009.

Entre les sites, il semble que la sous-estimation des concentrations de CO soit plus importante au niveau des sites temporaires de l'avenue Marmontel (Rueil-Malmaison) et du stade de la Marche (Marne-la-Coquette) soit deux sites qui n'appartiennent pas à la même zone « micro-locale ».

Dans la figure ci-dessous, sont représentées les séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire A86Ouest au niveau des deux stations de mesure situées au niveau de l'échangeur de Vaucresson pendant la campagne de mesure de 2009. Ces comparaisons permettent d'illustrer la différence de comportement entre deux sites proches en termes de localisation géographique mais avec des variabilités sensiblement différentes (valeurs d'écart-type).

³⁷ Pour rappel, une valeur de FOEX à -50% indique que le système sous-estime 3 fois plus qu'il ne surestime.

Allée du collège



Stade de la marche

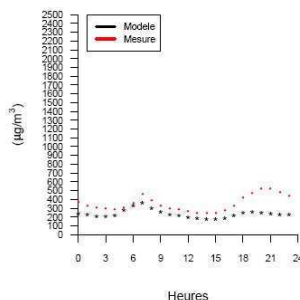
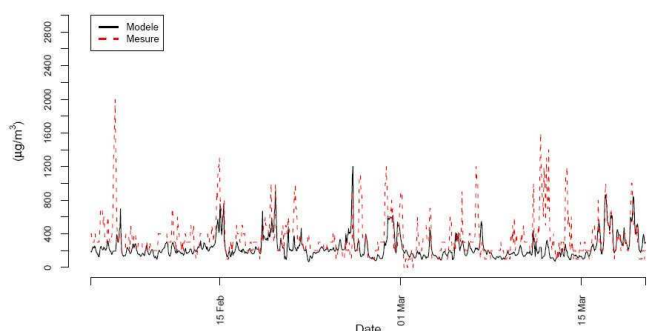


Figure 127 : Séries temporelles des mesures en CO et résultats issus de l'ObsAirvatoire au niveau des stations situées dans la zone de l'échangeur de Vaucresson

Il ressort de ces deux graphes que même si les niveaux restent faibles et proches des limites de l'appareil de mesure, le site temporaire situé au stade de la marche semble plus impacté que le site situé allée du collège : cette observation reste valable quelle que soit la campagne considérée. Les conditions de vent observées pendant la campagne de mesure semblent indiquer que les niveaux les plus forts observés l'ont été lorsque le site au stade de la marche était placé sous le vent de l'A13.

Compte-tenu des différences observées, le système de cartographie ne parvient pas à reproduire la dynamique observée sur les mesures effectuées au stade de la marche. L'analyse des évolutions moyennes journalières montre que c'est surtout en soirée et au début de la nuit que le système a le plus de difficultés à reproduire les niveaux. Les conditions de trafic n'étant pas très différentes entre les sections de l'A13 impactant potentiellement les 2 sites temporaires, l'hypothèse la plus plausible pour expliquer ces écarts de niveaux pourrait être l'existence de conditions très locales de dispersion telle que des effets d'accumulation très locaux liés au relief ou des effets liés à la pente de la route, effets mal pris en compte dans l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

L'exploitation des séries temporelles au niveau des 2 sites situés sur la zone de Rueil-Malmaison aurait permis de dresser la même analyse.

Les paramètres statistiques d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés en figure 128.

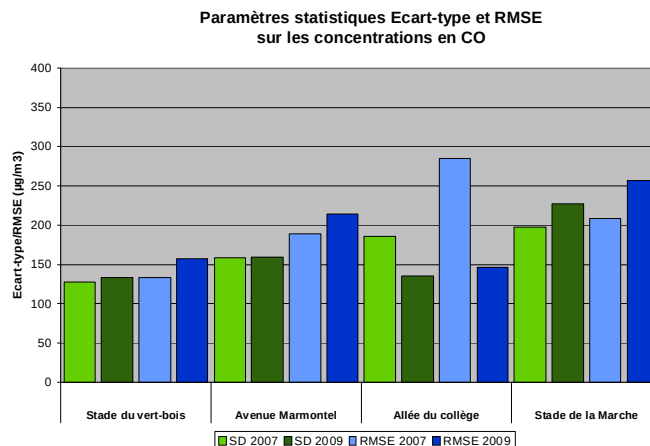


Figure 128 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure au niveau des 4 sites automatiques temporaires

De cette figure, il ressort 2 comportements distincts selon les stations considérées : si on ne tient pas compte du décalage observé au niveau de la station située allée du collège en 2007, il ressort que la variabilité de l'erreur est la plus faible au niveau des sites du stade du Vert-Bois et de l'allée du collège et la plus forte avenue Marmontel et au stade de la marche. Au niveau des 2 premiers sites, les valeurs d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont relativement homogènes situées généralement entre 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Au niveau des deux autres, les valeurs de ces paramètres statistiques varient entre 150 et 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: ces valeurs traduisent la variabilité et les fluctuations plus importantes observées au niveau de ces deux stations de mesure.

Ces différences entre les stations se retrouvent également au niveau des coefficients de corrélation entre les mesures et les résultats issus du système de cartographie (Cf. figure 129).

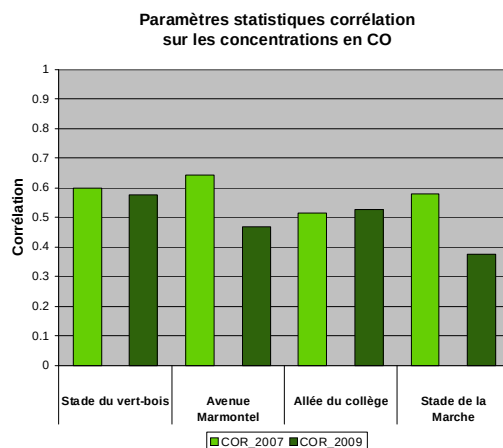


Figure 129 : Corrélation entre modèle et mesures sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires

Les coefficients de corrélation se situent généralement entre 0.5 et 0.6 pour les différentes stations à l'exception des sites automatiques de l'avenue Marmontel et du stade de la marche lors de la campagne 2009. Les valeurs de ces coefficients de corrélation inférieures aux valeurs enregistrées en fond sont dues à l'influence des sources situées à proximité des différents sites temporaires contrairement aux stations du réseau permanent qui sont en situation de fond. De nouveau, c'est la différence de résolution entre le modèle régional à 3 km de résolution et celle du modèle haute résolution voisine de 50 m en moyenne qui traite explicitement les sources routières qui explique cet accroissement de la variabilité de l'erreur.

Le dernier paramètre présenté en figure 130 est le percentile 90 des erreurs. Il signifie qu'en dessous de cette valeur se situe 90 % des différences absolues entre mesure et modèle.

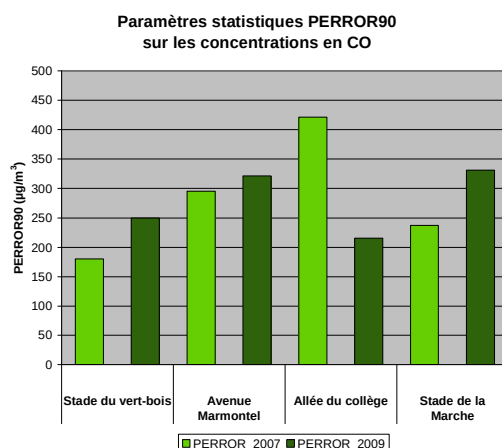


Figure 130 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en CO sur les 2 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires

Si on excepte la singularité liée aux mesures de monoxyde de carbone au niveau du site temporaire allée du collège en 2007, il ressort qu'au niveau des 3 autres stations le P90 des erreurs augmente en 2009 par rapport à 2007 : il se situe entre 150 µg/m³ et 250 µg/m³ au niveau des sites du stade du Vert-Bois et allée du collège ; il se situe autour de 300 µg/m³ au niveau des 2 autres stations, à savoir avenue Marmontel et Stade de la Marche.

Les différentes tendances mises en évidence dans l'analyse ci-dessus sont à nuancer compte-tenu des teneurs de ce polluant qui sont faibles et proches des seuils d'évaluation en général estimés voisins de 300 µg/m³. Ce sont les analyses concernant les autres polluants à enjeu tels que de dioxyde d'azote ou les particules PM10 ou PM2.5 qui permettent de caractériser de manière beaucoup plus discriminante les performances de l'ObsAirvatoire A86Ouest.

V.3.4.6 Synthèse

Dans le cadre de l'évaluation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, les deux campagnes de mesure de six semaines menées pendant l'hiver 2007 et l'hiver 2009 ont été exploitées.

Les analyses présentées dans les paragraphes précédents ont permis de valider et d'estimer pour chacun des polluants suivis la qualité des champs de concentration issus de l'ObsAirvatoire A86 Ouest. Ces analyses ont porté à la fois sur les 4 sites automatiques temporaires et les 106 sites équipés d'échantillonneurs passifs.

Les résultats obtenus dépendent bien sûr du polluant considéré, de la qualité des données d'entrée et du modèle de dispersion haute résolution utilisé. Les performances qui ont été présentées dans ce paragraphe concernent la version du système exploitant le modèle lagrangien CALPUFF. Les comparaisons de performances avec la version du système utilisant le modèle gaussien ADMS-Urban seront présentées dans le paragraphe suivant.

Concernant le dioxyde d'azote, le biais observé varie généralement entre -5 et +5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: une légère tendance à la surestimation est notée au niveau de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison ; à l'inverse, une légère sous-estimation est enregistrée à proximité de l'A13. Les écarts-types d'erreur au niveau des stations automatiques sont réduits et inférieurs à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ traduisant la faible variabilité de l'erreur commise par le système de cartographie. En parallèle à cette analyse des évolutions temporelles, une analyse spatiale des résultats issus de l'ObsAirvatoire a été menée au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs. Elle a permis de mettre en évidence la capacité du système à reproduire à la fois les gradients de concentration sur le domaine d'étude et à la fois les niveaux en situation de proximité au trafic. L'écart moyen observé entre le système et les mesures varie globalement entre -2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et +8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les 2 campagnes. Ces différentes exploitations ont permis également de tirer quelques enseignements plus généraux ; en particulier, il est clairement ressorti que l'imbrication des deux échelles de travail, à savoir l'échelle régionale issue du système de modélisation ESMERALDA et l'échelle locale issue du modèle haute résolution permet d'améliorer sensiblement l'évaluation des concentrations au niveau des stations permanentes du réseau.

L'analyse réalisée sur les concentrations moyennes journalières de particules PM10 et de particules fines PM2.5 a concerné les seuls sites automatiques. Les tendances observées sur les particules PM10 et les particules fines PM2.5 sont globalement très similaires :

- Les valeurs de corrélations sont importantes, supérieures à 0.95 permettant de vérifier la cohérence entre les évolutions temporelles des mesures et des résultats issus du système opérationnel.
- Les écarts-types d'erreur sont faibles, de l'ordre de 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière traduisant une faible dispersion de l'erreur.

Sur les biais, des différences existent selon que l'on considère les particules PM10 ou les particules fines PM2.5. Pour les particules PM10, ils sont faibles et positifs. Ils varient généralement entre 0 et +2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les 2 campagnes de mesure. Pour les particules fines PM2.5, les biais enregistrés sur les 2 campagnes de mesure ont été sensiblement différents : en 2007, l'écart entre les résultats du système et les mesures au Stade du Vert-Bois a été faible et proche de zéro ; en revanche, en 2009, les biais enregistrés ont été négatifs et en valeur absolue plus importants que ceux enregistrés pour les particules PM10 : cette incertitude accrue pour les particules PM2.5 est liée à la correction sur le fond qui est moins précise, à la fois en raison du nombre et de la localisation des sites permanents utilisés dans la méthodologie et à la fois en raison des écarts observés entre les mesures des sites permanents utilisés pour la correction. Néanmoins, l'analyse des séries temporelles a permis de montrer que ces écarts étaient homogènes sur l'ensemble de la campagne et que les résultats issus de l'ObsAirvatoire étaient tout à fait satisfaisants.

Le benzène est sans doute le composé sur lequel l'ObsAirvatoire présente le plus d'incertitudes. En effet, les émissions de ce composé qui alimentent le modèle régional et le modèle local présentent des incertitudes importantes. Par ailleurs, aucune mesure n'est disponible au niveau de

stations automatiques avec un taux de fonctionnement suffisant pour appliquer les corrections sur les résultats de pollution de fond. Sur les deux campagnes, ce sont les mesures intégrées des échantillonneurs passifs qui ont été exploitées à des fins de comparaison. Des analyses effectuées, il ressort que l'écart moyen au niveau des sites de mesure est plutôt négatif et compris entre $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en 2007 et plutôt positif et compris entre $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en 2009. Pour ce polluant, les diagrammes de dispersion mesure-ObsAirvatoire ont permis d'affiner quelque peu l'analyse :

- En 2007, la faible dispersion du nuage de points est plutôt symptomatique d'une bonne représentation des gradients spatiaux de concentration sur les 3 séries de mesure.
- En 2009, si en moyenne les écarts sont plus proches de zéro, il ressort néanmoins que le nuage de points est sensiblement plus dispersé, avec des contrastes entre les séries plus marqués. Ce comportement observé en 2009 est sans doute dû aux conditions météorologiques caractérisées par des conditions de vent faible.

Concernant le monoxyde de carbone, le système présente une légère tendance à la sous-estimation des niveaux. Cette sous-estimation qui se situe à environ $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et correspond à la sensibilité de l'appareil est donc peu significative. La variabilité de l'erreur inférieure à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est également faible traduisant le bon comportement du système. En revanche, quelques pics isolés de faible amplitude enregistrés au niveau des sites Avenue Marmontel et Stade de la Marche ne sont pas reproduits. Compte tenu des situations géographiques de ces deux sites au sein des 2 zones couvrant les 2 unités de ventilation et aux sites associés, il semble que cela soit des conditions très locales de dispersion ou d'émission qui soient à l'origine de ces phénomènes. On rappellera également que les teneurs de ce polluant sont faibles et proches des seuils d'évaluation ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sur l'ensemble des polluants, les comparaisons des résultats de la plate-forme de cartographie sur les deux campagnes de mesures ont révélé un accroissement des incertitudes entre 2007 et 2009. Cet accroissement général des différents paramètres statistiques est dû aux conditions météorologiques moins dispersives enregistrées pendant la campagne 2009 qui se sont traduites en particulier par des vents faibles majoritaires, et qui sont en conséquence plus difficiles à modéliser.

VI Comparaisons entre les versions testées de l'ObsAirvatoire A86 Ouest

Comme indiqué au paragraphe III.5, deux versions du système de cartographie ont été testées dans le cadre de cette étude, chacune se différenciant en particulier par un modèle de dispersion différent :

- La première version exploite le modèle lagrangien CALPUFF [18].
- La seconde version le modèle gaussien ADSM-urban [10].

Les comparaisons des performances des deux versions présentées dans les paragraphes suivants sont réalisées par rapport aux quatre stations mobiles mises en place lors des campagnes de mesure de 2007 et 2009. Les mesures réalisées via les tubes passifs ont également été exploitées.

Les analyses statistiques qui ont été réalisées concernent les paramètres statistiques de biais, d'écart-type d'erreur, erreur quadratique et le percentile 90 des erreurs. L'ensemble des autres paramètres statistiques issus de la chaîne exploitant le modèle ADMS-Urban sont fournis en ANNEXE IX.

L'objectif de ces comparaisons est d'identifier et d'expliquer les différences de performances de ces deux versions afin de sélectionner la mieux adaptée aux besoins de l'ObsAirvatoire.

Dans la suite du document, les critères statistiques relatifs à la chaîne exploitant le modèle CALPUFF sont en bleu, ceux relatifs à la chaîne exploitant le modèle ADMS-Urban en vert. Les résultats relatifs à la campagne 2007 sont en couleur claire, ceux relatifs à la campagne 2009 en couleur foncée.

VI.1 Dioxyde d'azote

Analyse horaire des performances des deux versions de l'ObsAirvatoire :

Les biais des deux versions du système de cartographie sont présentés en figure 131.

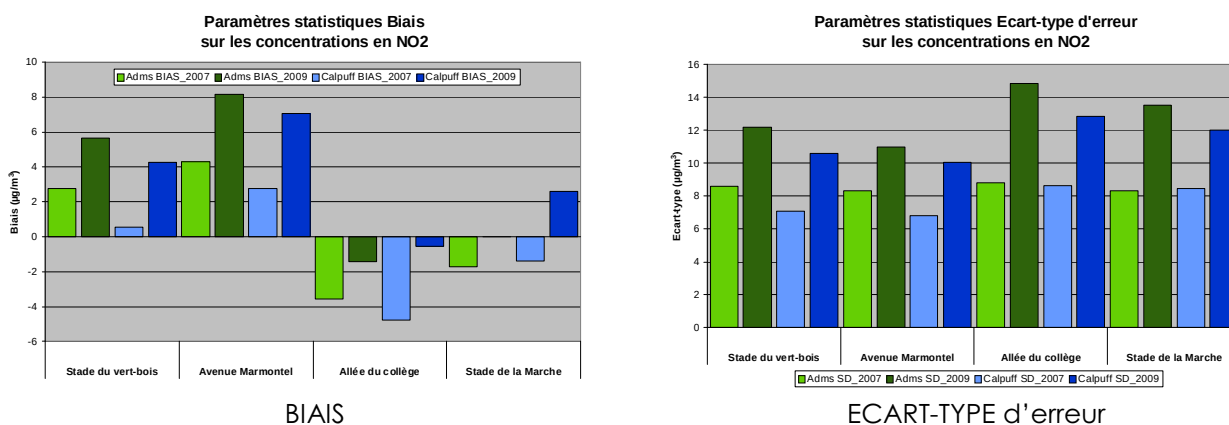


Figure 131 : biais et écart-type d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86Ouest pour le dioxyde d'azote

En termes de biais, les deux versions de l'ObsAirvatoire sont très similaires : les écarts sur les biais entre les deux systèmes varient entre +0,3 à +2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'ensemble des sites temporaires, le biais issu du système exploitant ADMS-Urban étant supérieur à celui opérant CALPUFF. Par rapport aux mesures, le biais issu du système exploitant CALPUFF est généralement plus proche de zéro que celui issu du système exploitant ADMS-Urban, à l'exception du site Allée du collège en 2007 et du site du Stade de la Marche en 2009.

L'accroissement des biais observé sur le système de modélisation Calpuff (Cf. V.3.2) entre 2007 et 2009 se retrouve également sur le système de modélisation ADMS-Urban. Comme déjà indiqué, cet accroissement du biais est imputable en grande partie au biais sur les concentrations de fond en dioxyde d'azote qui sont des données d'entrée communes aux deux versions du système. Seuls les résultats concernant le site « Allée du collège », voient une amélioration en 2009.

L'écart modèle-mesure légèrement plus important avec la chaîne ADMS-Urban peut s'expliquer par la façon de prendre en compte la pollution importée dans le domaine d'étude. Comme déjà évoqué précédemment (Cf. paragraphe III.5.3.5), l'approche de traitement de la pollution de fond dans ADMS-Urban présente deux limites :

- La pollution de fond en provenance des sources extérieures est « lessivée » d'une heure sur l'autre compte tenu du caractère stationnaire du modèle ADMS-Urban.
- L'import de pollution est considéré comme homogène sur l'ensemble du domaine d'étude selon le secteur de vent.

Les évolutions horaires moyennes journalières des concentrations en dioxyde d'azote au niveau de deux sites temporaires du stade du Vert-Bois et de l'avenue Marmontel permettent d'identifier les différences de comportement entre les deux chaînes considérées.

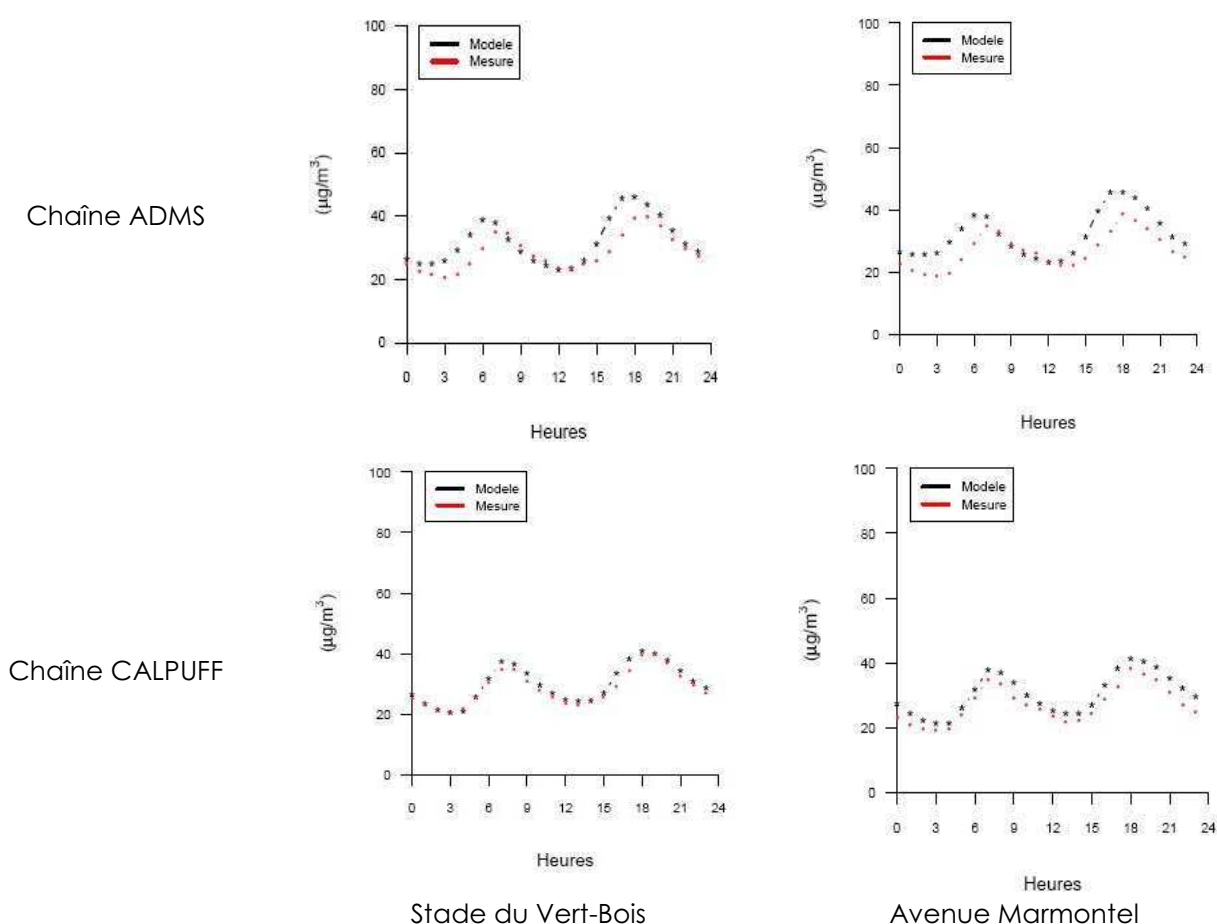


Figure 132 : évolutions moyennes journalières des niveaux de NO₂ au stade du Vert-Bois et de l'avenue Marmontel en 2007 pour les deux versions du système

Le comportement moyen de la chaîne exploitant ADMS-Urban par rapport aux mesures est très similaire entre les deux stations : la chaîne ADMS-Urban est proche de la mesure entre 7 heures et 14 heures, le reste du temps les niveaux de dioxyde d'azote sont légèrement surestimés. En comparaison, l'écart mesure-ObsAirvatoire version CALPUFF est beaucoup plus homogène sur la journée. Cette dernière version colle donc mieux aux mesures.

Concernant les écarts-types d'erreur, les deux chaînes présentent la même tendance, à savoir un accroissement de la variabilité de l'erreur entre 2007 et 2009 dû aux conditions météorologiques moins dispersives en 2009. Les écarts-types d'erreur issus de la version CALPUFF du système sont légèrement inférieurs à ceux issus de la version ADMS-Urban. Cette différence est significative au niveau des sites de mesure de Rueil-Malmaison sur les 2 campagnes de mesure et au niveau des sites situés à proximité de l'unité de ventilation de Vaucresson en 2009.

Les paramètres d'erreur quadratique et de PERROR90 sont présentés dans la figure 133.

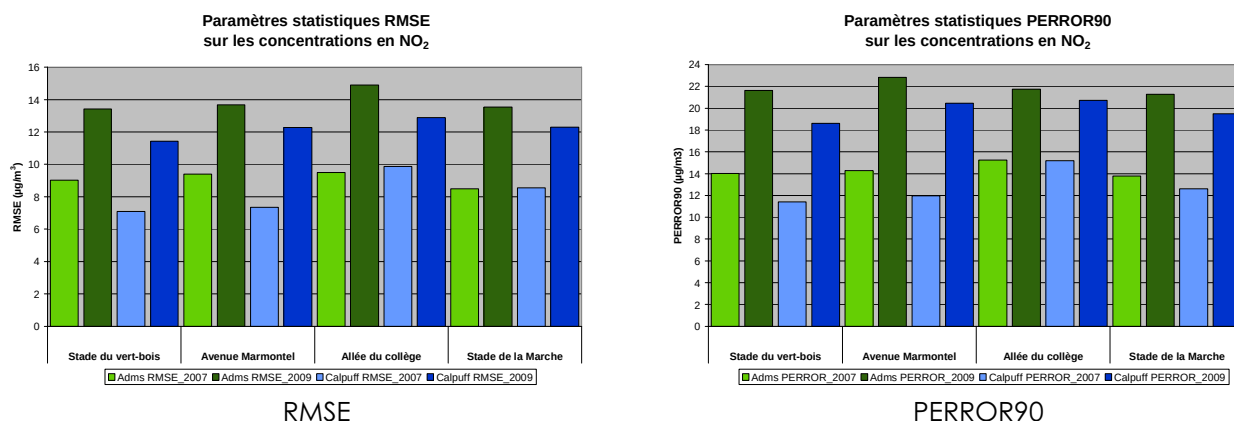


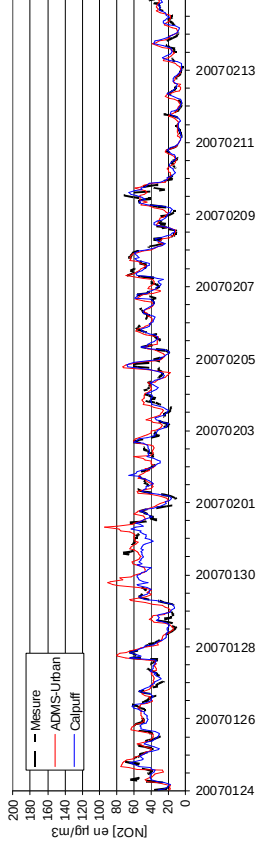
Figure 133 : Erreur quadratique et percentile 90 d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86Ouest pour le dioxyde d'azote

Les tendances observées sur les écarts-types d'erreur se retrouvent sur les erreurs quadratiques et les percentiles 90 d'erreur : l'erreur quadratique et le PERROR90 augmentent pour les deux versions du système entre la campagne 2007 et la campagne 2009. L'erreur quadratique est plus faible pour la version CALPUFF de la chaîne que pour la version ADMS-Urban, à l'exception du site situé allée du collège à Vaucresson en 2007. La différence est plus marquée en 2009 qu'en 2007.

Le percentile 90 des erreurs est quant à lui systématiquement plus faible dans la version CALPUFF de l'ObsAirvatoire. En particulier, les écarts constatés au niveau des deux sites situés à Rueil-Malmaison sont liés en partie aux biais plus importants observés sur la chaîne ADMS-Urban : ces erreurs moyennes engendrent en effet des percentiles 90 d'erreur plus élevés sur ces sites temporaires.

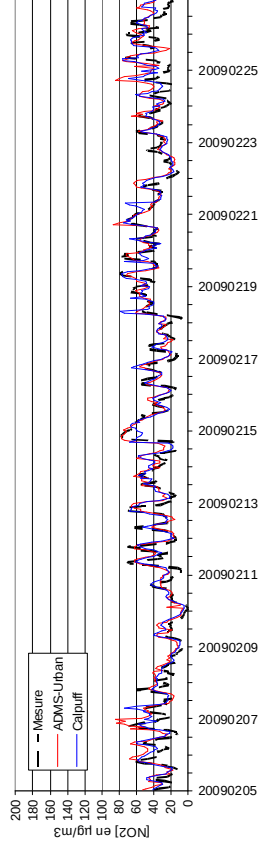
Les séries temporelles comparant les mesures et les résultats des deux versions du système au niveau des sites du Stade du Vert-Bois et de l'allée du collège sont présentées dans la figure 134. A des fins de lisibilité les campagnes ont été découpées en deux périodes distinctes.

2007

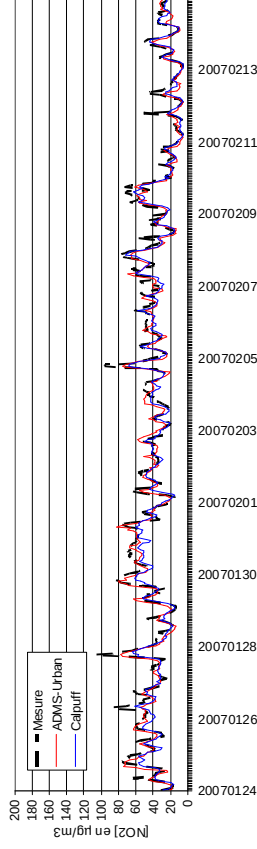


Stade du
Vert-Bois

2009



2007



Allée du
collège

2009

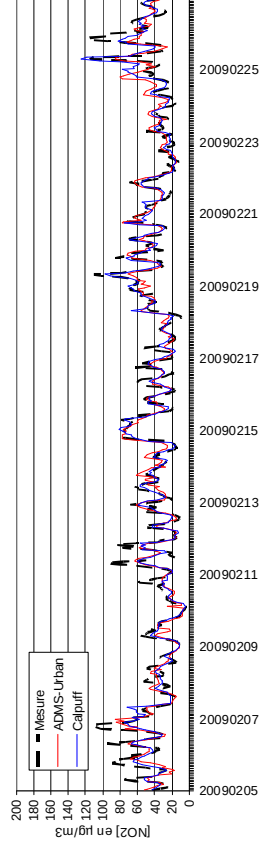


Figure 134 : séries temporelles en NO₂ au niveau des sites temporaires Stade du Vert-Bois et Allée du collège

Les deux systèmes de modélisation reproduisent correctement l'évolution temporelle des niveaux de dioxyde d'azote et ce quelle que soit la campagne de mesure. Néanmoins, certains pics de dioxyde d'azote en particulier entre le 11 mars et le 13 mars 2009 ne sont pas correctement reproduits par les 2 chaînes de calcul. Ces pointes concernent plus particulièrement les deux sites temporaires situés dans le secteur de l'unité de ventilation de Vaucresson. Comme indiqué dans le paragraphe V.3.4.1, ces écarts importants pourraient être engendrés par le trafic routier de l'autoroute A13 qui occasionne des niveaux de dioxyde d'azote importants. Le comportement similaire des deux systèmes de cartographie sur ces pics atypiques renforce le fait que de tels écarts ne peuvent être reproduits par un système de cartographie. Ces écarts ne peuvent être liés qu'à des conditions d'émission ou de dispersion locales très particulières.

Analyse spatiale des performances de l'ObsAirvatoire

En complément des comparaisons effectuées sur les séries temporelles de concentrations en NO₂ au niveau des sites automatiques, l'analyse des écarts entre les systèmes de modélisation et les mesures par échantillonneurs passifs permet de vérifier la cohérence des distributions spatiales mesurées et issues des deux versions de l'ObsAirvatoire.

Dans la figure ci-dessous, sont présentées les cartes des écarts des 2 versions du système, sur les deux campagnes de mesure.

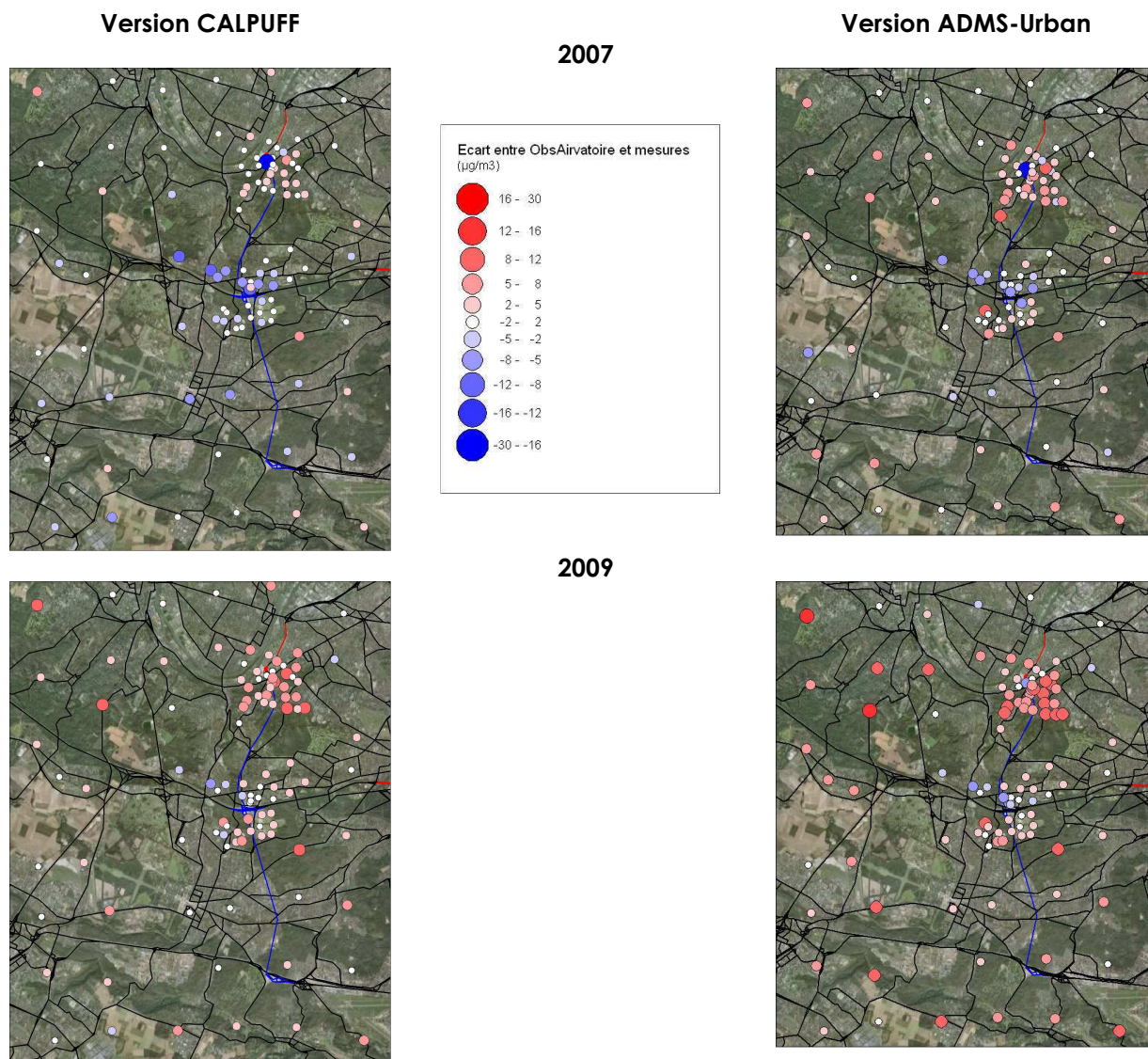


Figure 135 : Cartographies des écarts ObsAirvatoire-mesures en NO₂ pour les 2 versions du système de cartographie

Ces cartes mettent en évidence un comportement globalement similaire des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest : les tendances observées sur la version CALPUFF paraissent néanmoins accentuées par la version ADMS-Urban.

Concernant les 47 sites de fond, la version ADMS-Urban du système présente une tendance claire à la surestimation des niveaux moyens de NO₂, cette tendance étant sensiblement plus marquée que dans la version CALPUFF.

Dans le secteur de Rueil-Malmaison, les écarts modèle-mesure rencontrés sont légèrement plus importants avec la chaîne de calcul ADMS-Urban : en 2007, l'écart moyen observé pour la version ADMS-Urban est compris en moyenne entre +2 µg/m³ et +8 µg/m³, contre des valeurs comprises entre -2 µg/m³ à +5 µg/m³ pour la version CALPUFF. En 2009, la tendance est strictement identique. Par ailleurs, le contraste observé entre le nord et le sud de la D913 avec la version CALPUFF du système est également mis en évidence avec la version ADMS-Urban : les deux versions du système ne parviennent pas à reproduire totalement les gradients spatiaux dans cette zone. Cette cohérence entre les deux versions du système confirme que ces différences spatiales sur les niveaux sont sans doute liées à des effets de résolution des données d'entrée qu'elles soient des données de pollution de fond (de résolution 3 km) ou des données de cadastre diffus des émissions fournies à 1 km de résolution.

Dans le secteur de Vaucresson, les écarts observés avec les deux chaînes sont globalement moins contrastés. Au nord de l'autoroute A13, quelle que soit la campagne de mesure, les écarts sont similaires. Au sud de cet axe, les écarts observés par les deux systèmes sont très proches au cours de la campagne de 2009. Une particularité est néanmoins à noter pour la campagne 2007 : la chaîne exploitant le modèle ADMS-Urban présente une légère tendance à surestimer les niveaux de NO₂ mesurés au sud de l'A13 contrairement à la version CALPUFF qui elle présente une légère tendance à la sous-estimation.

Dans la figure ci-dessous, sont présentés les diagrammes de dispersion entre les résultats issus des deux versions de la chaîne opérationnelle et les mesures au niveau des échantillonneurs passifs : ces diagrammes permettent, sur le modèle de ce qui a été présenté dans le paragraphe V.3.4.1, de vérifier les tendances sur les différentes séries de données.

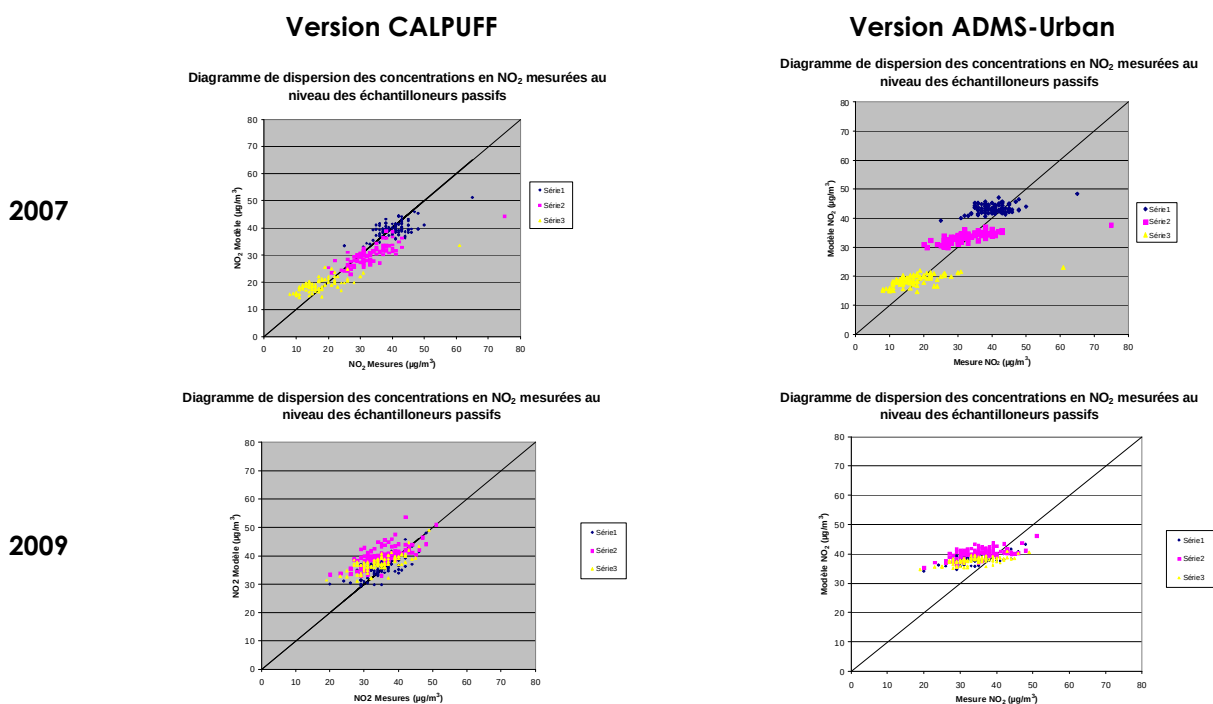


Figure 136 : Diagrammes de dispersion entre les concentrations de NO₂ observées et celles issues des deux versions de l'ObsAirvatoire

Pour les 6 séries de mesure effectuées pendant les deux campagnes, la version ADMS-Urban de l'ObsAirvatoire surestime les valeurs faibles et sous-estime les valeurs fortes. Le système de calcul ne parvient donc pas à reproduire de manière satisfaisante l'hétérogénéité des niveaux de dioxyde d'azote observée sur le domaine d'étude au contraire de la version CALPUFF. Ces différences sensibles entre les deux versions du système sont à relier à la différence de prise en compte de la pollution de fond : la méthodologie de calcul des niveaux de fond utilisée dans la version CALPUFF du système est plus précise et permet de fournir une meilleure représentation spatiale des concentrations en dioxyde d'azote. Ainsi, ces résultats confirment que sur des domaines de taille conséquente et sujets à des gradients de concentration importants, une prise en compte fine et précise de la pollution de fond doit être opérée afin de pouvoir cartographier de manière satisfaisante les polluants.

En supplément à cette analyse générale des performances des deux versions du système au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs, un zoom est réalisé sur le site 108 en situation de proximité au trafic localisé près de l'ancienne terminaison de l'A86 et le site 127 fortement influencé par la D913. Les écarts pour les deux versions du système sont présentés dans la figure 137. Les mesures sont indiquées en bleu, les résultats issus de la version ADMS-Urban du système en vert foncé et ceux issus de la version CALPUFF du système en vert clair.

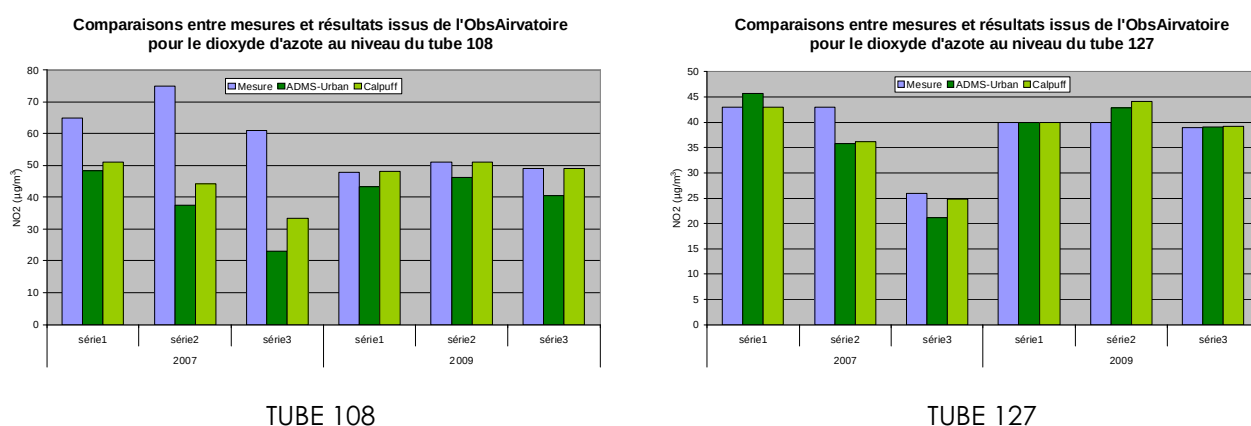


Figure 137 : Comparaisons entre niveaux de NO₂ observés et ceux issus des deux versions de l'ObsAirvatoire au niveau des deux sites 108 et 127

Comme déjà indiqué au paragraphe V.3.4.1, les mesures atypiques observées en 2007 sur **le site 108** sont certainement liées aux émissions engendrées par les travaux de construction du tunnel : les deux systèmes de modélisation ne prenant pas en compte ces émissions atypiques, ils ne peuvent reproduire les niveaux mesurés. En 2009, les deux chaînes de calcul reproduisent correctement les concentrations en dioxyde d'azote. Néanmoins, on note que pour les trois séries de mesure, la chaîne ADMS-Urban sous-estime les niveaux de dioxyde d'azote. Ces résultats sont plutôt cohérents avec le comportement habituellement observé du modèle ADMS-Urban en proximité au trafic. La majorité des études menées à Airparif montrent que le modèle ADMS-Urban sous-estime les niveaux de dioxyde d'azote dans cette situation.

Au niveau du **site 127**, les niveaux estimés par les deux systèmes de calcul sont cohérents pour les deux campagnes de 2007 et 2009. L'impact maximal des émissions routières locales évalué par différence entre les concentrations mesurées au niveau du site et la concentration de fond mesurée sur la zone 1 est observé sur les séries 2 et 3 de la campagne de 2007. Il vaut environ 7 à 8 µg/m³. Il correspond aux conditions météorologiques plaçant le site de mesure sous le vent de la D913. Pour ces deux séries de mesure, la chaîne ADMS-Urban sous-estime les niveaux de dioxyde d'azote. Ceci conforte les observations faites précédemment à savoir qu'ADMS-Urban sous-estime légèrement les concentrations en dioxyde d'azote en situation de proximité au trafic ou en situation fortement influencée par un axe routier.

VI.2 Particules PM10

Les comparaisons entre les deux versions du système opérationnel sont effectuées en exploitant les 4 sites automatiques temporaires. Les critères statistiques ont été établis sur les moyennes journalières.

Les paramètres statistiques de biais et d'écart-type d'erreur sont fournis en figure 138.

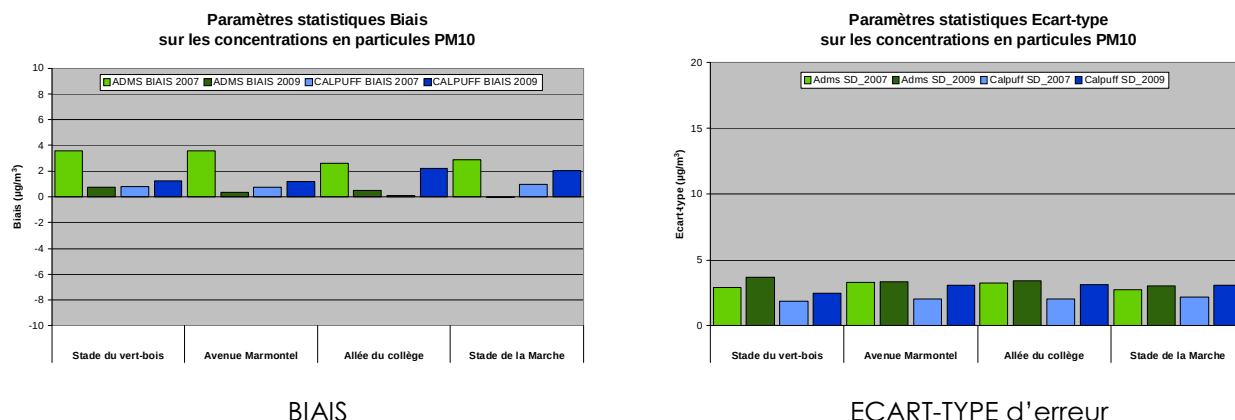


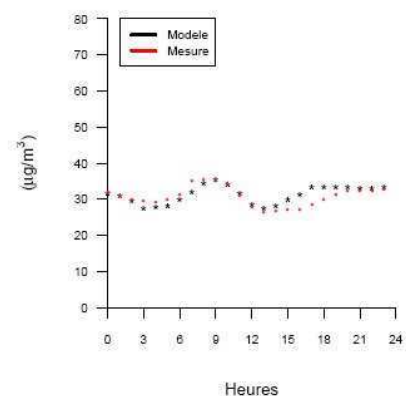
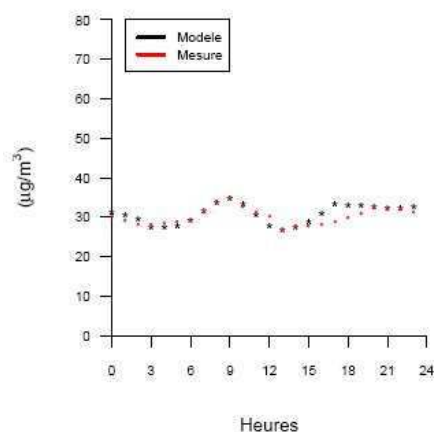
Figure 138 : biais et écart-type d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour les particules PM10

Les valeurs des deux paramètres statistiques mettent en évidence un bon comportement des deux chaînes de calculs. Sur les deux campagnes de mesure, le biais issu de la version CALPUFF de la chaîne varie entre 0 et +2,5 µg/m³ et entre 0 et +3,6 µg/m³ pour la version ADMS-Urban. En 2007, les biais issus de la chaîne exploitant le modèle CALPUFF sont plus proches de zéro que ceux issus de la version ADMS-Urban. En 2009, la tendance est inversée.

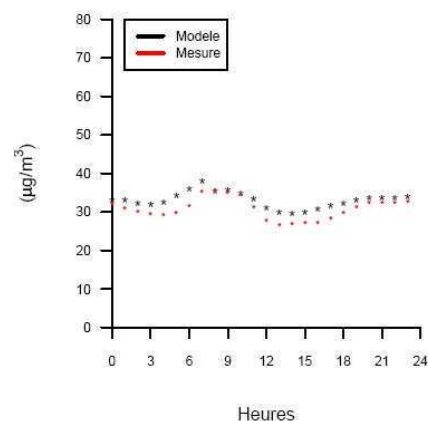
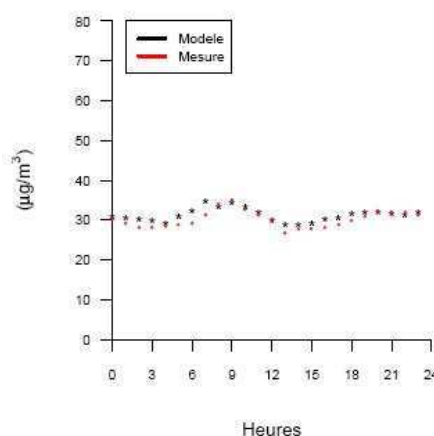
Les valeurs d'écart-type de la version ADMS-Urban sont systématiquement supérieures à celles de la version CALPUFF du système opérationnel et ce quelle que soit la campagne de mesure considérée. Ceci indique que la variabilité de l'erreur de la chaîne de calcul exploitant le modèle CALPUFF est moins importante que celle de la chaîne exploitant le modèle ADMS-Urban.

Dans la figure 139, sont présentées les évolutions moyennes horaires journalières sur la campagne 2009 observées et estimées par les deux versions du système de modélisation. Les deux sites présentés sont les sites du Stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison et de l'allée du collège.

Chaîne ADMS



Chaîne CALPUFF



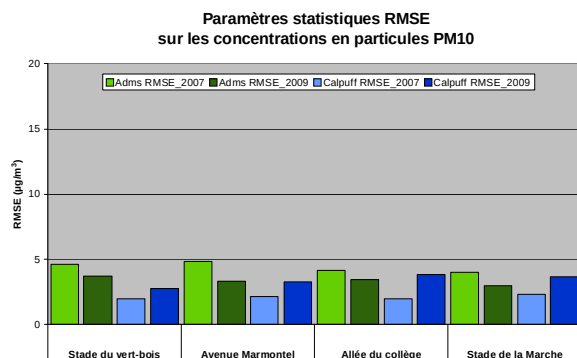
Stade du Vert-Bois

Allée du collège

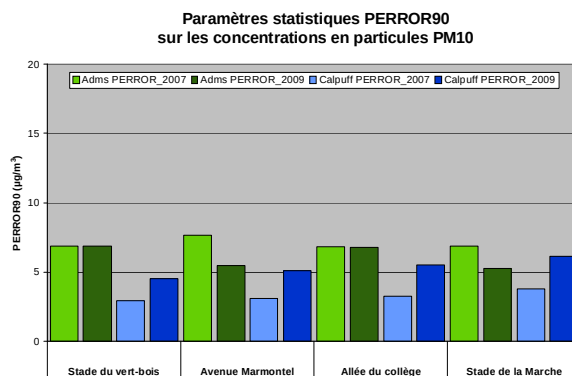
Figure 139 : évolutions moyennes journalières des niveaux de particules PM10 au stade du Vert-Bois et allée du collège en 2009 pour les deux versions du système

Les niveaux moyens estimés par les deux versions du système sont très proches des valeurs mesurées : la différence de biais observée entre les deux chaînes semble due à la surestimation de la version CALPUFF de l'ObsAirvatoire à l'heure de pointe du matin, qui n'existe pas dans la version ADMS-Urban. A l'heure de pointe du soir, la version ADMS-Urban semble surestimer davantage les niveaux.

Les paramètres d'erreur quadratique et de PERROR90 sont présentés dans la figure 140.



RMSE



PERROR90

Figure 140 : Erreur quadratique et percentile 90 d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour les particules PM10

En 2007, les valeurs d'erreur quadratique de la chaîne ADMS-Urban sont systématiquement supérieures à celles enregistrées par la chaîne Calpuff conformément à ce qui avait été observé sur les écarts-types et les biais. En 2009, les résultats sont partagés :

- Les erreurs quadratiques de la version ADMS-Urban sur les sites positionnés à Rueil-Malmaison sont supérieures à celles obtenues avec la version CALPUFF ;
- Sur les sites situés à proximité de l'échangeur de Vaucresson, la version ADMS-Urban présente des erreurs supérieures à celles observées sur la chaîne CALPUFF au niveau de l'allée du collège et inférieures au niveau du site du Stade de la Marche.

Ces différences entre les biais et les erreurs quadratiques traduisent le fait que la variabilité de l'erreur (écart-type) est plus importante dans la version ADMS-Urban que dans la version CALPUFF : la raison en est que le traitement de la pollution de fond dans la version CALPUFF permet sans doute de contraindre davantage le système sur les mesures du réseau de mesure et donc de limiter la variabilité de l'erreur.

Les tendances concernant le percentile 90 d'erreur sont totalement identiques à ce qui est observé pour les erreurs quadratiques : en 2007, les valeurs de percentile 90 d'erreur de la chaîne ADMS-Urban sont systématiquement supérieures à celles enregistrées par la chaîne Calpuff. En 2009, les résultats de la version ADMS-Urban pour ce paramètre sont meilleurs au niveau du Stade de la Marche et moins bons allée du collège.

Afin d'illustrer le comportement des deux chaînes de calcul, dans la figure 141, on présente les séries temporelles comparant les mesures et les résultats de l'ObsAirvatoire au niveau du site « allée du collège ». La campagne 2009 a été découpée en deux périodes distinctes à des fins de lisibilité.

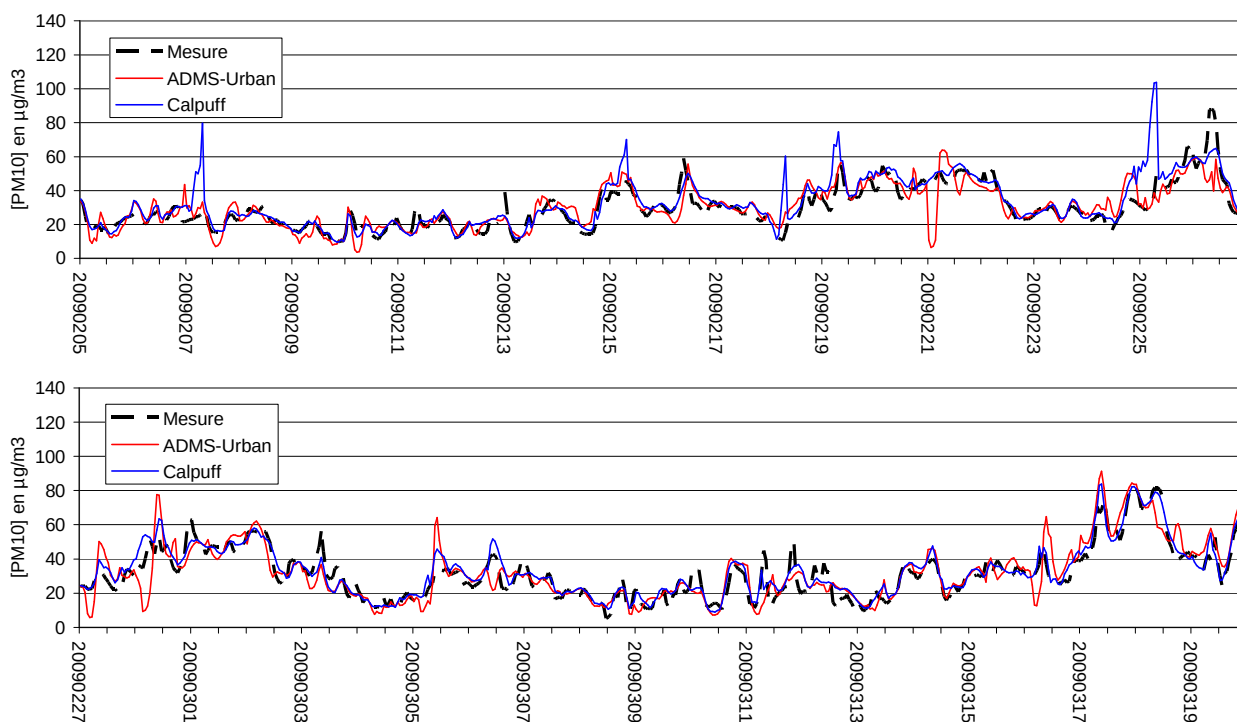


Figure 141 : séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire pour les particules PM10 au niveau du site allée du collège

Cette figure met en évidence l'aptitude des deux versions du système à bien reproduire l'évolution horaire des niveaux de particules PM10 mesurés. Néanmoins, pour certaines heures isolées, des écarts entre la mesure et les modèles peuvent subsister. Ces écarts disparaissent généralement lorsqu'on considère les moyennes journalières au travers desquelles sont réglementées les particules PM10.

VI.3 Particules fines PM2.5

Les paramètres statistiques relatifs aux particules fines PM2.5 ont été évalués sur la base des moyennes journalières et au niveau du site automatique positionné au Stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison et des deux sites implantés lors de la campagne 2009 Stade du Vert-Bois et Allée du collège à Vaucresson.

Les paramètres de biais calculés pour les deux versions du système opérationnel sont synthétisés ci-dessous.

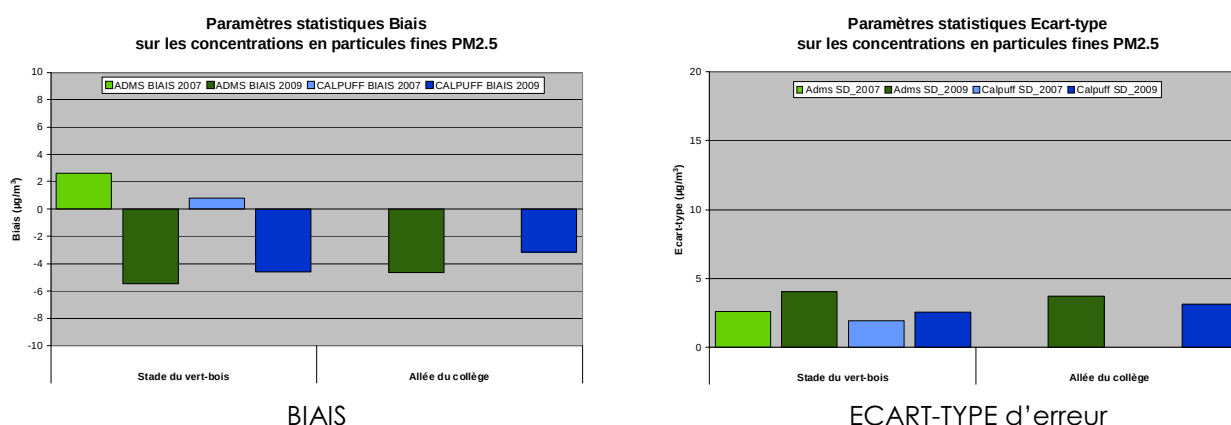


Figure 142 : biais et écart-type d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour les particules fines PM2.5

Les biais des deux systèmes de calcul sont proches et la tendance observée entre les deux campagnes de mesure est similaire : en 2007, les biais sont positifs, en 2009, ils sont négatifs et plus élevés en valeur absolue. Les biais observés sur les 2 campagnes et au niveau des différents sites de mesure sont plus faibles en valeur absolue dans la version CALPUFF du système de cartographie que dans la version ADMS-Urban.

Comme déjà signalé dans le paragraphe V.3.4.3, les résultats de biais pour les particules fines PM2.5 moins bons que ceux obtenus pour les particules PM10 sont liés à la correction des concentrations de fond qui est moins efficace pour ce polluant : seules 4 stations du cœur dense de l'agglomération sont exploitées pour appliquer cette correction.

La tendance observée sur les écarts-types d'erreur entre les deux versions du système est identique à ce qui a été observé pour le biais : en valeur, ils sont proches et augmentent entre les deux campagnes de mesure. La version CALPUFF présente de façon générale les valeurs d'écart-type les plus faibles.

Dans la figure ci-après sont illustrées les évolutions des moyennes journalières des mesures et des résultats issus des deux versions de la chaîne opérationnelle au niveau de chacun des sites temporaires.

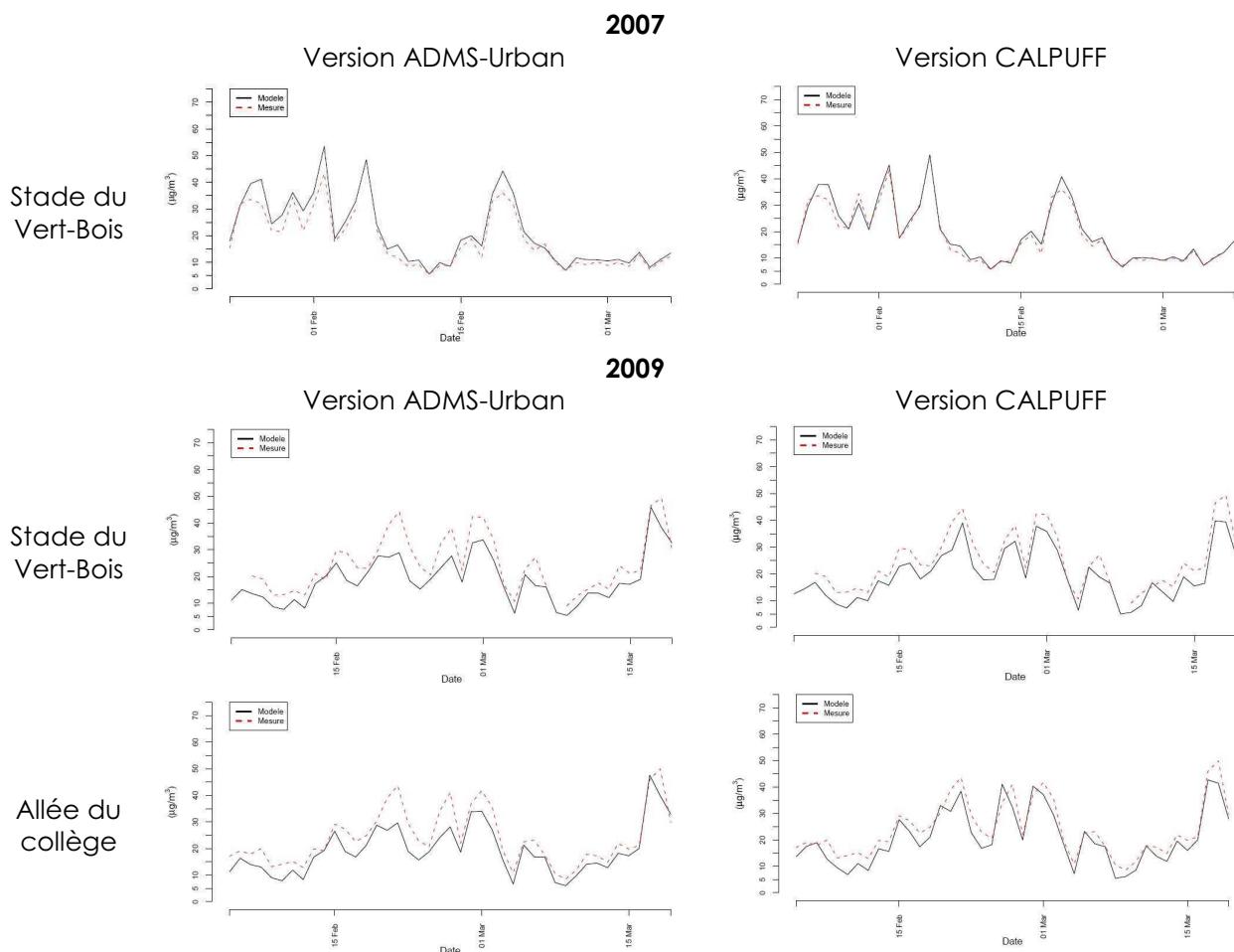


Figure 143 : évolutions moyennes journalières des niveaux de particules PM2.5 au stade du Vert-Bois en 2007 et 2009 et allée du collège en 2009 pour les deux versions du système

Les niveaux journaliers en particules fines PM2.5 sont relativement bien reproduits par la version ADMS-Urban de l'ObsAirvatoire en 2007. En revanche, en 2009, elle sous-estime quasi systématiquement les valeurs mesurées. Cette sous-estimation est également observée avec la version CALPUFF du système opérationnel (Cf. V.3.4.3). Néanmoins, l'écart avec les mesures est moindre avec la version CALPUFF, en particulier sur la deuxième quinzaine de février.

Les paramètres d'erreur quadratique et de PERROR90 sont présentés dans la figure 144.

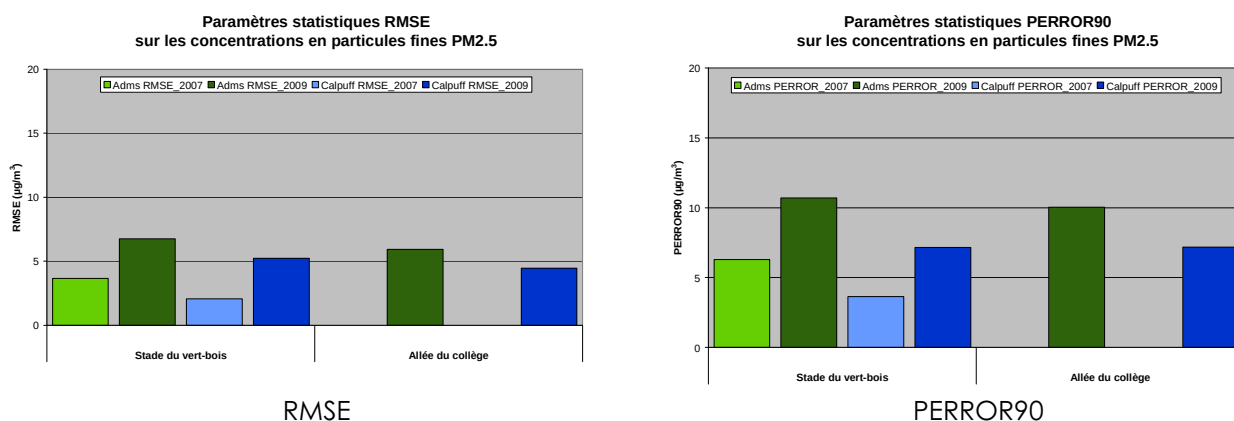


Figure 144 : Erreur quadratique et percentile 90 d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour les particules fines PM2.5

On retrouve pour ces deux paramètres statistiques les mêmes tendances que celles établies précédemment :

- En termes de valeur, les 2 paramètres sont proches entre les deux versions du système, sur l'ensemble des sites de comparaison.
- Entre les 2 campagnes de mesure, les valeurs de ces 2 critères statistiques augmentent.
- C'est la version CALPUFF qui présente les valeurs les plus faibles pour ces 2 paramètres.

VI.4 Benzène

Pour ce polluant, les comparaisons entre les 2 versions du système de cartographie ont été effectuées en analysant les écarts ObsAirvatoire-mesures au niveau de l'ensemble des 106 échantillonneurs passifs exposés au cours des deux campagnes de mesure.

Dans la figure ci-dessous, sont présentées les cartes des écarts des 2 versions du système, sur les deux campagnes de mesure.

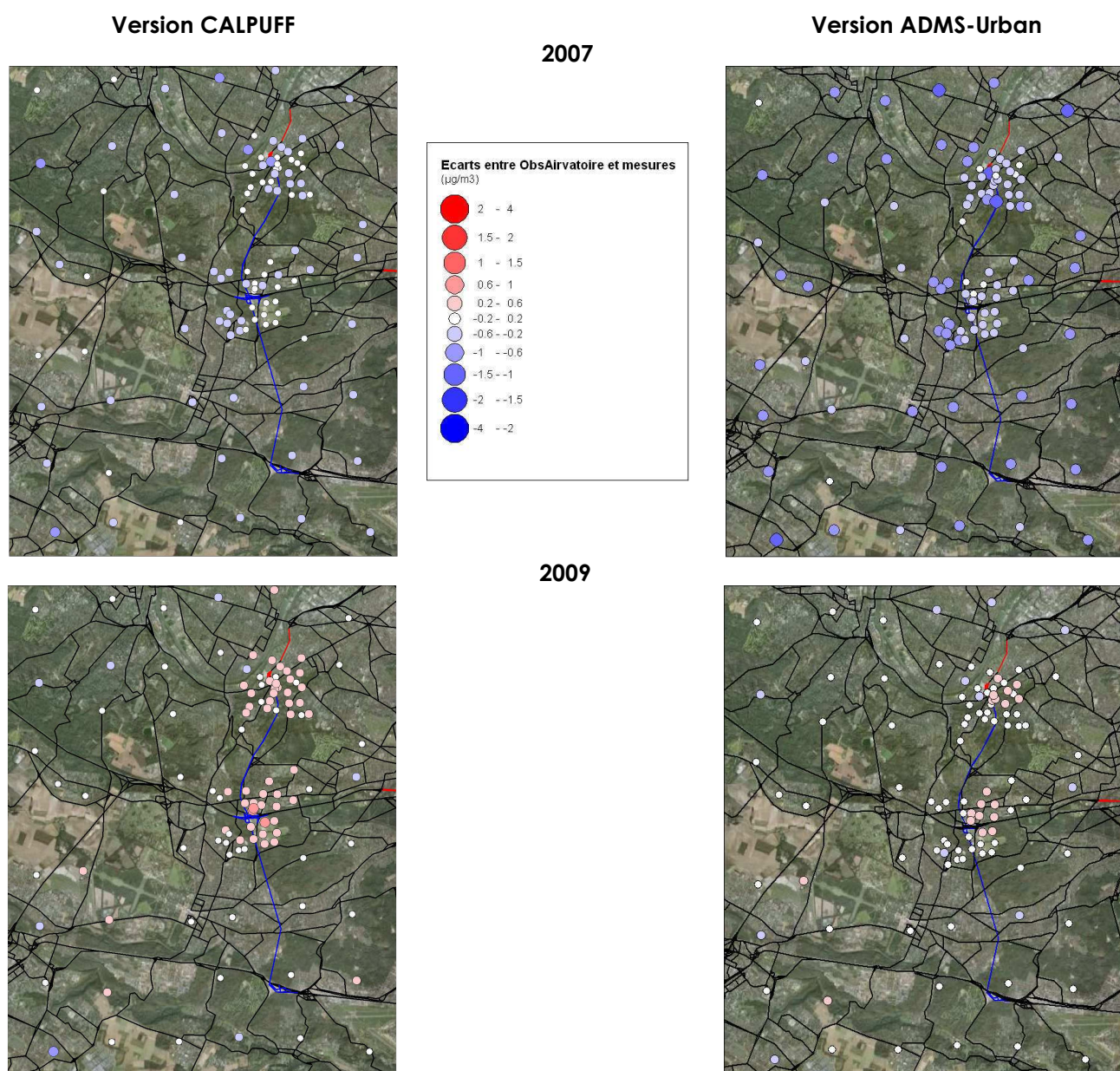


Figure 145 : Cartographies des écarts ObsAirvatoire-mesures en benzène pour les 2 versions du système de cartographie

En 2007, la version ADMS-Urban de la chaîne opérationnelle sous-estime les niveaux de benzène. Ce biais est compris entre $-1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De son côté, la version CALPUFF a un biais plus réduit compris en moyenne entre $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cf. V.3.4.4).

En 2009, la tendance est plutôt à une surestimation des niveaux moyens de benzène. La gamme de concentrations couverte par les deux versions du système de cartographie est identique à savoir $[-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3, +0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3]$. Néanmoins, si ces gammes de concentration sont identiques, il semble que ce soit la version ADMS-Urban de l'ObsAirvatoire qui estime le mieux les mesures de benzène, en particulier au niveau des zones couvrant les deux unités de ventilation.

Dans la figure 146, sont présentés les diagrammes de dispersion entre les résultats issus des deux versions de la chaîne opérationnelle et les mesures au niveau des échantillonneurs passifs : ces diagrammes permettent, sur le modèle de ce qui a été présenté dans le paragraphe V.3.4.1, de vérifier les tendances sur les différentes séries de données.

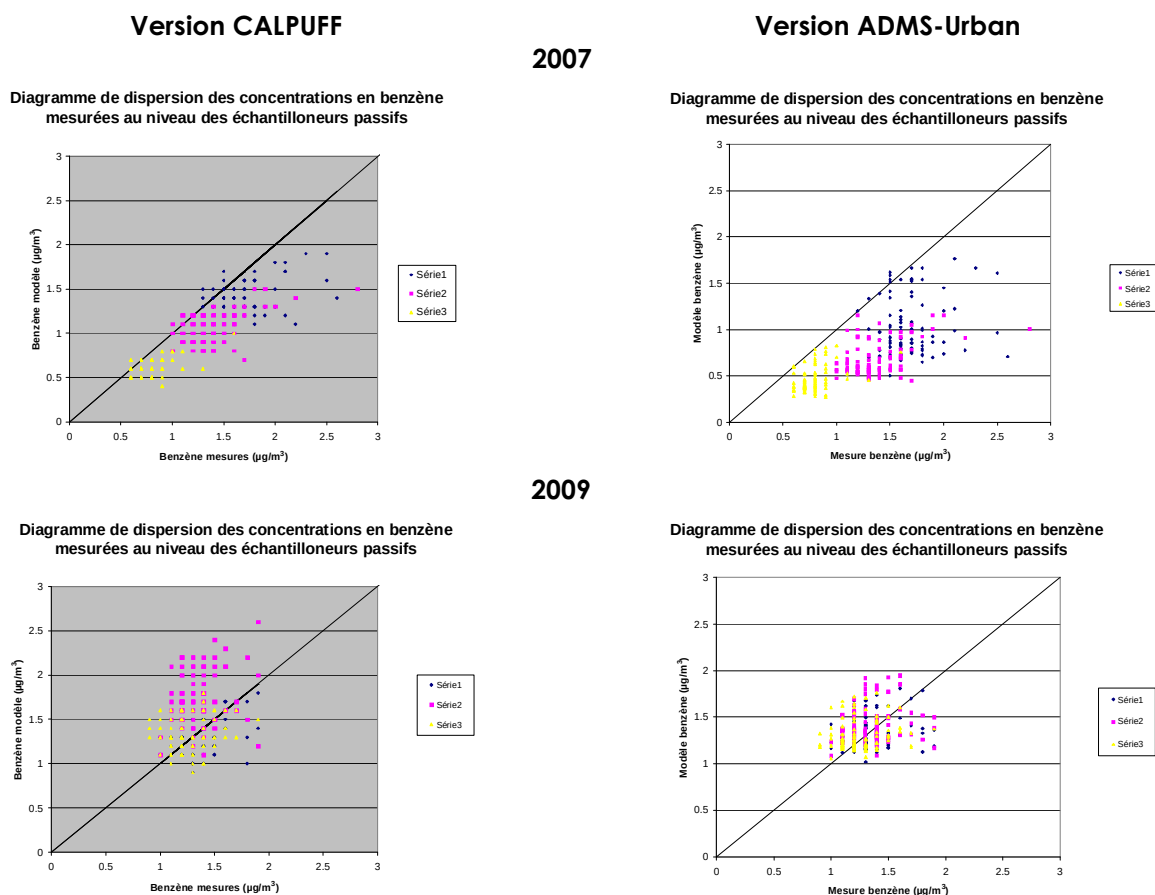


Figure 146 : Diagrammes de dispersion entre les concentrations de benzène observées et celles issues des deux versions de l'ObsAirvatoire

En 2007, ce graphique montre clairement les sous-estimations quasi systématiques des deux versions de l'ObsAirvatoire et ce quelle que soit la série de mesure. En ce qui concerne la version ADMS-Urban, l'écart moyen observé est voisin de $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur les deux premières séries et $-0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la dernière série. En comparaison la version CALPUFF présente plutôt un écart homogène sur les 3 séries de mesure à savoir $-0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On observe également sur cette campagne que le nuage de points obtenu pour la version CALPUFF est sensiblement plus étroit que pour la version ADMS-Urban.

En 2009, les deux versions du système tendent à reproduire correctement la gamme de concentration réduite des mesures à savoir $[1 \mu\text{g}/\text{m}^3, 2 \mu\text{g}/\text{m}^3]$. Entre les deux systèmes, la tendance est inversée par rapport à ce qui avait été observé en 2007 : le nuage de points obtenu

pour la version ADMS-Urban est sensiblement plus étroite que pour la version CALPUFF. La tendance à la surestimation qui avait été signalée (Cf. paragraphe V.3.4.4) pour la version CALPUFF sur la deuxième série de données ne se retrouve en effet pas dans les résultats issus de la version ADMS-Urban.

Sur le modèle de ce qui a été fait sur le dioxyde d'azote, une analyse plus fine des résultats est réalisée au niveau des deux sites particuliers à savoir, le site 108 en situation de proximité au trafic par rapport à l'ancienne terminaison de l'A86 et le site 127 fortement influencé par la D913. Les écarts pour les deux versions du système sont présentés dans la figure 147. Les mesures sont indiquées en bleu, les résultats issus de la version ADMS-Urban du système en vert foncé et ceux issus de la version CALPUFF du système en vert clair.

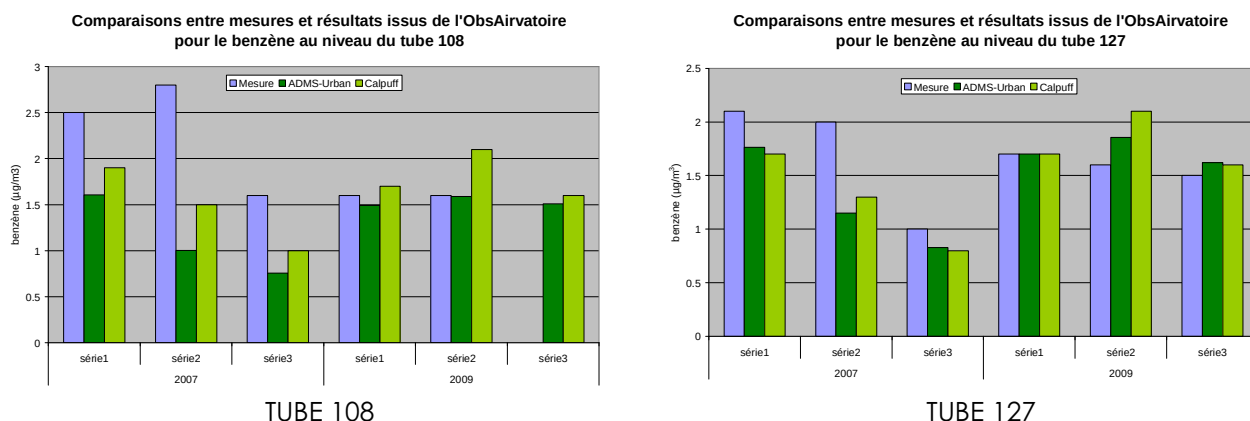


Figure 147 : Comparaisons entre niveaux de benzène observés et ceux issus des deux versions de l'ObsAirvatoire au niveau des deux sites 108 et 127

Globalement pour ces deux sites, on retrouve les tendances observées sur l'ensemble des sites équipés d'échantillonneurs passifs.

Pour le site 108, les deux versions du système sous-estiment nettement les niveaux de benzène mesurés en 2007. Comme déjà indiqué, l'évolution des concentrations mesurées sur ce site en 2007 n'est conforme ni à l'évolution des niveaux en fond ni aux conditions dispersives observées en particulier sur les deux dernières séries de données. Ces niveaux proviennent sans doute d'émissions atypiques engendrant des surconcentrations localement par rapport aux conditions de trafic usuelles. L'hypothèse la plus réaliste est que les travaux liés à la construction du tunnel ont engendré ces surémissions. En 2009, les deux chaînes reproduisent correctement les mesures. Un écart entre les deux versions est néanmoins noté sur la deuxième série de mesure, la version ADMS-Urban étant sensiblement plus proche de la mesure que la version CALPUFF du système.

Au niveau du site 127, les deux systèmes de modélisation sous-estiment les concentrations en benzène en 2007, cette sous-estimation étant plus marquée pour la version ADMS-Urban de l'ObsAirvatoire. En 2009, les deux systèmes de cartographie reproduisent correctement les niveaux mesurés. Pour les deux versions, l'écart le plus important est observé au cours de la deuxième série avec une surestimation de 0.25 µg/m³ pour la version ADMS-Urban et de +0.5 µg/m³ pour la version Calpuff.

La confrontation des résultats issus des deux versions du système de cartographie aux concentrations en benzène observées sur le domaine d'étude permettent de confirmer la capacité des deux versions à reproduire de manière satisfaisante les niveaux moyens de benzène en proximité routière.

VI.5 Monoxyde de carbone

Les paramètres statistiques de biais et d'écart-type d'erreur sont fournis en figure 148.

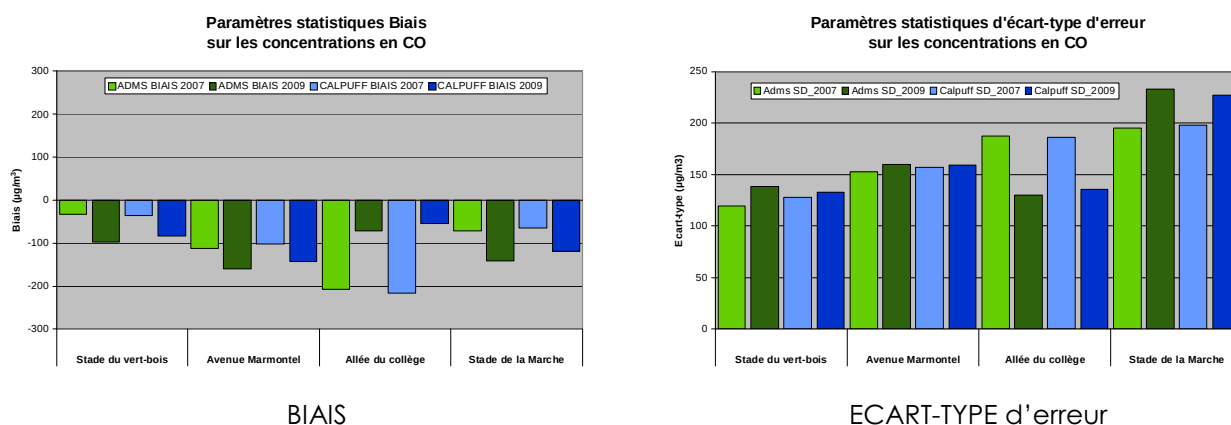


Figure 148 : biais et écart-type d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour le monoxyde de carbone

On observe globalement un comportement similaire des deux versions du système : ils sous-estiment tous les deux les niveaux mesurés, le biais résultant se situant globalement autour de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit la résolution des analyseurs. Les deux modèles ont un biais plus important en 2007 pour le site « allée du collège » à Vaucresson. Comme déjà mentionné, l'analyse des séries temporelles indique que ce biais est dû à un décalage du niveau de base de l'appareil de l'ordre de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, décalage non significatif compte tenu des niveaux observés. Pour l'année 2007, les deux systèmes de modélisation ont des biais très similaires. En ce qui concerne l'année 2009, quel que soit le site de mesure, le biais du modèle ADMS-Urban est légèrement plus important mais reste très proche de l'incertitude de la mesure.

Les écarts-types d'erreur obtenus avec les deux modèles de dispersion sont très proches. Aucune tendance claire sur la variabilité d'erreur ne se dessine concernant les deux systèmes : la variabilité de l'erreur obtenue avec le modèle CALPUFF est légèrement plus importante en 2007. La tendance s'inverse en 2009.

Les paramètres d'erreur quadratique et de PERROR90 sont présentés dans la figure 149.

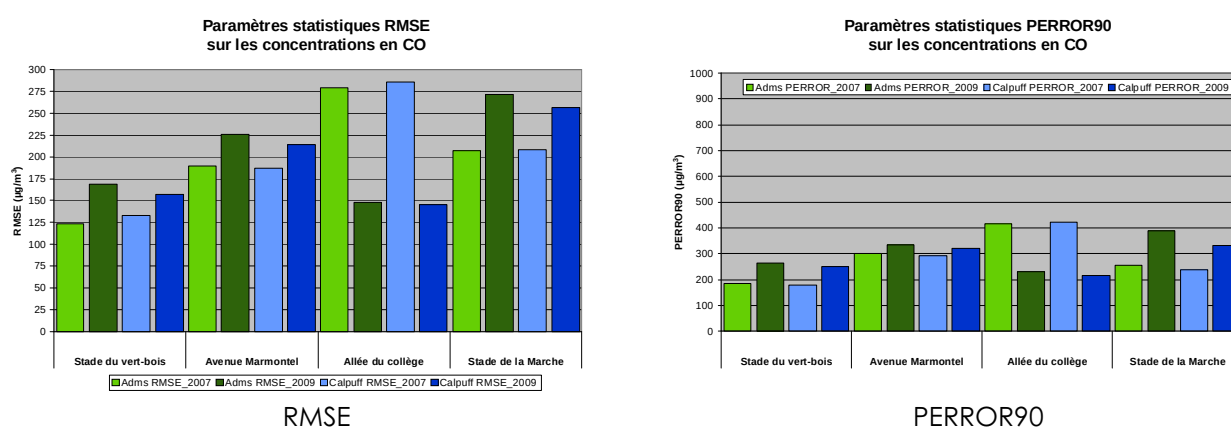


Figure 149 : Erreur quadratique et percentile 90 d'erreur des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest pour le monoxyde de carbone

De nouveau, les erreurs quadratiques obtenues pour les deux versions du système sont très proches : en 2007, l'erreur quadratique obtenue avec Calpuff est légèrement plus importante au

niveau des sites du « stade du vert-bois » et de « l'allée du collège » que celle obtenue avec le modèle ADMS-Urban. Pour les deux autres sites, les résultats sont équivalents. En 2009, l'erreur obtenue avec CALPUFF est inférieure à celle obtenue avec ADMS-Urban quel que soit le site considéré.

En ce qui concerne les percentiles 90 d'erreur, les deux modèles sont encore très proches : on notera néanmoins que la version du système exploitant le modèle CALPUFF présente des percentiles 90 d'erreur légèrement inférieurs à ceux issus de la chaîne exploitant ADMS-Urban, en particulier en 2009, au niveau du site du stade de la Marche.

VI.6 Synthèse

Au sein des paragraphes précédents, les performances de deux versions du système opérationnel mis en œuvre autour de l'A86 Ouest ont été comparées: les deux versions se distinguent à la fois au niveau des modèles de dispersion mis en œuvre, à savoir CALPUFF et ADMS-Urban mais également au niveau du traitement appliqué pour prendre en compte la pollution de fond.

Globalement, il ressort des analyses réalisées que les deux versions utilisées présentent des performances relativement proches. Elles reproduisent toutes deux, de manière satisfaisante l'évolution temporelle des niveaux de monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote, de particules PM10 et particules fines PM2.5. Néanmoins, pour tous ces polluants, il ressort que c'est la version CALPUFF qui présente généralement les performances les meilleures, cette tendance étant systématique sur les paramètres d'écarts-types d'erreur et de percentile 90 d'erreur. Cette tendance est liée en grande partie à la contrainte sensiblement plus forte appliquée dans cette version du système sur les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF. C'est donc cette version qui a été sélectionnée comme version opérationnelle de l'ObsAirvatoire A86 Ouest et qui délivre quotidiennement depuis la mise en service de la section « EST 1 » les cartographies de la qualité de l'air sur le secteur d'étude.

La confrontation des deux chaînes de calculs aux concentrations en dioxyde d'azote et en benzène mesurées via les échantillonneurs passifs répartis sur l'ensemble du domaine d'étude a permis de confirmer leur capacité à décrire spatialement les niveaux de ces deux polluants. Les écarts et tendances observés entre les résultats des deux versions du système et les mesures sont relativement proches. Néanmoins, l'analyse des écarts sur le dioxyde d'azote a permis de mettre en évidence une meilleure représentation spatiale des niveaux par la version CALPUFF du système. Les écarts observés entre les deux versions ne sont pas tant liés aux modèles de dispersion eux-mêmes qu'à la méthodologie de traitement de la pollution de fond. En effet, dans la version CALPUFF du système, les concentrations de fond sur l'ensemble du domaine d'étude sont exploitées permettant de prendre en compte à la fois les gradients sur le domaine, les phénomènes d'accumulation et le double-comptage (Cf. paragraphe III.5.2.5). Dans la version ADMS-Urban, la pollution de fond est appliquée de manière homogène sur le domaine en fonction de la provenance du vent. Pour le benzène, aucune tendance claire ne se dégage entre les deux versions, la version CALPUFF étant a priori meilleure en 2007 et moins bonne en 2009.

Plus généralement, ces résultats confirment la nécessité d'une prise en compte fine des niveaux de fond lorsqu'on s'intéresse à des domaines d'étude étendus ou situé dans des zones présentant des gradients de concentration important : en région parisienne, ces effets sont particulièrement marqués puisque le fond représente une part importante des niveaux observés en proximité au trafic et que les gradients entre le centre de l'agglomération et la périphérie sont importants. A titre d'exemple, au niveau de l'autoroute A1, le niveau de fond représente plus de 45 % du niveau mesuré, en 2009. De même, entre la station de La Défense au nord-est du domaine d'étude et la station de Garches, la concentration en NO₂ est réduite d'environ 30 % en 2009. Pour le benzène, cette tendance est moins marquée en raison de gradients pour ce polluant plus faibles entre le cœur dense de l'agglomération et la zone périphérique.

Enfin, le zoom sur les 2 sites situés en proximité au trafic a permis de vérifier la capacité des 2 systèmes à reproduire convenablement les niveaux de dioxyde d'azote et de benzène dans ces situations : des écarts minimes sont ainsi notés entre les mesures et les résultats de l'ObsAirvatoire.

VII Perspectives

L'ObsAirvatoire A86 Ouest a été conçu et développé avec un souci d'évolutivité et de transposabilité. Il s'intègre totalement au sein du dispositif de surveillance d'AIRPARIF puisque par conception, de multiples interactions existent entre ce système de cartographie, le système de prévision à l'échelle régionale ESMERALDA, les mesures réalisées lors des campagnes temporaires mises en place et les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF. Ces interactions nécessitent d'assurer une mise à jour intégrée des différents systèmes de modélisation mis en œuvre afin de garantir leur cohérence mutuelle et l'information du public la plus cohérente possible.

L'évolutivité du système est assurée en exploitant des modules séparés permettant de traiter les différentes étapes de la chaîne de calcul. Ainsi, les modules peuvent être mis à jour simplement de manière complètement séparée, permettant ainsi de bénéficier de l'évolution des outils et des données d'entrée au moment où elles sont disponibles.

Dans la suite du paragraphe sont décrits les évolutions futures du système de cartographie liées à l'ouverture de la section Est 2 du duplex A86, les travaux d'évaluation qui seront menés sur la base des futures campagnes de mesure et les perspectives d'évolution des modules météorologique, d'évaluation des émissions diffuses et routières, de prise en compte de la pollution de fond et de calcul de dispersion à haute résolution.

VII.1 Ouverture de la section Est 2

Dans le cadre de l'ouverture de la section Est 2 qui aura lieu 2 ans après l'ouverture de la première section, un certain nombre d'évolution de l'ObsAirvatoire A86 Ouest sont prévues. En termes d'émission, la mise à jour concerne la prise en compte des 2 voies de la section Est 2 dans le module d'évaluation des émissions aux entrées/sorties de tunnel et des cheminées des unités de ventilation à partir des mesures des centrales de contrôle de l'atmosphère et des conditions de trafic estimées. Ces nouvelles sources devront bien sûr être ajoutées aux sources actuellement modélisées par le modèle de dispersion haute résolution.

VII.2 Evaluations futures du système de cartographie

Le système de cartographie a été validé sur la base des deux campagnes de caractérisation de l'état de la qualité de l'air avant mise en service de la section VL1 du Duplex A86. Les 2 campagnes de mesure de caractérisation de l'état de la qualité de l'air après mise en service de la section VL1 puis de la section VL2 du Duplex A86 permettront également d'évaluer les performances du système opérationnel pour reproduire les champs de concentration à proximité des entrées/sorties de tunnel et des unités de ventilation. Pour ce faire, une attention sera donc portée plus particulièrement sur l'évaluation des émissions du Duplex A86 et sur la modélisation des sources associées aux entrées/sorties de tunnel (Cf. paragraphe III.5.2.2).

VII.3 Mise à jour du module météorologique

Le module météorologique est commun au système de prévision de la pollution à l'échelle régionale. Dans sa version actuelle, il permet d'alimenter indifféremment un système de modélisation régionale ou locale. L'interfaçage qui a été développé avec le modèle CALMET permet d'assurer une alimentation des modèles de dispersion CALPUFF ou ADMS-Urban indifféremment.

Des travaux sont actuellement en cours à AIRPARIF pour évaluer un modèle météorologique de nouvelle génération devant à terme remplacer le modèle MM5 actuellement exploité. Le modèle WRF [19] permet en particulier de mieux représenter les conditions météorologiques en milieu urbain : des modules de prise en compte de la canopée urbaine sont disponibles dans ce modèle et doivent permettre de mieux représenter les effets d'îlot de chaleur urbain. Dans le cadre de

l'ObsAirvatoire, cette mise à jour pourrait permettre de mieux modéliser la météorologie en particulier dans la zone périphérique de l'agglomération parisienne. Cette mise à jour du modèle météorologique nécessite une phase d'évaluation et de validation et devrait intervenir à moyen terme, à savoir d'ici 1 à 2 ans.

VII.4 Mise à jour des modules d'évaluation des émissions

Deux modules sont exploités afin d'assurer le traitement des émissions : le premier module exploite le cadastre des émissions à 1 km de résolution et les émissions issues des sources industrielles. Le second exploite les sorties du système HEAVEN d'évaluation des émissions routières. Les deux modules développés dans le cadre de l'ObsAirvatoire A86 Ouest permettent également d'alimenter indifféremment le modèle de dispersion CALPUFF ou le modèle ADMS-Urban.

Le cadastre alimentant actuellement l'ObsAirvatoire est basé sur l'inventaire 2000, c'est-à-dire l'inventaire dont l'année de référence est l'année 2000. Comme cela a été signalé dans le paragraphe IV, une nouvelle version de l'inventaire est disponible depuis l'année 2009. Sa temporalisation et spatialisation devrait être disponible dans le courant du premier semestre 2010. Une mise à jour du système de modélisation ESMERALDA et de l'ObsAirvatoire A86 Ouest est prévue d'ici la fin du premier semestre 2010. Elle permettra d'une part d'actualiser des données à présent anciennes et de corriger les quelques incohérences qui avaient été relevées sur le secteur d'étude, en particulier concernant les sources de particules.

Concernant les émissions liées au trafic, d'importants travaux ont été réalisés dans le cadre du projet pour mettre à jour la chaîne HEAVEN qui avait été mise en place initialement en 2003 (Cf. paragraphe III.4.2). Cette mise à jour du système HEAVEN a permis en particulier de mettre à jour le réseau routier. Au sein du système opérationnel, une évaluation est actuellement en cours afin d'identifier les points de comptage qui pourraient être exploités avantageusement sur la zone couverte par l'ObsAirvatoire A86 Ouest, à la fois au niveau de la validation du modèle de trafic sur le domaine mais également à terme pour l'alimenter et affiner la représentation du trafic et donc l'évaluation des émissions. Une telle mise à jour du système est relativement longue à mettre en œuvre parce qu'elle nécessite la constitution de nouvelles matrices origine-destination et par conséquent une nouvelle procédure de validation. Ce travail est prévu à moyen terme pour le courant de l'année 2011.

VII.5 Mise à jour de la prise en compte de la pollution de fond

Comme cela a été indiqué dans le paragraphe précédent, il est prévu à court-terme une mise à jour du système de modélisation régionale ESMERALDA. Cette nouvelle version du système régional intégrera la mise à jour du cadastre des émissions mais également permettra une évaluation des espèces gazeuses et des particules PM10 et des particules fines PM2.5 à une résolution homogène de 3 km. Cette nouvelle version permettra en particulier d'exploiter en entrée de l'ObsAirvatoire des concentrations en particules à une résolution bien meilleure qu'actuellement (50 km environ avec le système PREV'AIR) et représentant de manière bien plus fine les gradients de concentration entre l'agglomération parisienne et la zone périphérique. Cette actualisation combinée du cadastre et de la chaîne de modélisation régionale ESMERALDA constituera en 2010 une mise à jour majeure de l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

La liste des stations de mesure exploitées pour corriger les sorties de modélisation régionale doit évoluer en fonction de l'évolution du réseau de mesure permanent. Des mises à jour régulières de ces listes de stations seront en conséquence réalisées.

Le second axe de développement pour la prise en compte de la pollution de fond est la mise en place d'une méthode évoluée de couplage entre sorties de modélisation et mesures du réseau permanent. Ces méthodes dites d'assimilation sont exploitées depuis quelques années à AIRPARIF pour l'ozone ou le dioxyde d'azote pour cartographier les maxima de concentration ou les concentrations moyennes annuelles. Des méthodes plus sophistiquées sont actuellement mises au

point pour cartographier la pollution à l'échelle régionale sur une base horaire : il s'agit de méthodes de krigeage ou d'interpolation optimale. L'application de telles méthodes au sein de l'ObsAirvatoire pourrait améliorer de manière sensible la correction linéaire actuellement apportée aux sorties de modélisation régionale. De nouveau, la mise en place de ces techniques est prévue à moyen terme.

VII.6 Mise à jour de la modélisation haute résolution de la dispersion

Dans la conception et le développement du système de cartographie, AIRPARIF a exploité des modèles de dispersion haute résolution évolutifs et mis à jour de manière régulière. L'internalisation des développements de l'ensemble du système au sein d'AIRPARIF permet d'assurer une actualisation rapide des modèles de calcul en fonction de leur mise à disposition par les développeurs.

VIII Conclusion

Afin de respecter les engagements de l'Etat d'assurer une surveillance de la qualité de l'air autour du bouclage souterrain de l'A86 à l'ouest de l'agglomération parisienne, AIRPARIF, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France a développé et mis en place un observatoire de la qualité de l'air autour de l'ouvrage. L'ensemble des résultats de l'ObsAirvatoire A86 Ouest sont accessibles sur le site internet <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr> et permettent de suivre heure par heure en temps quasi-réel l'évolution des concentrations de polluants et l'impact du tunnel sur un large domaine de l'ouest parisien.

Cet observatoire de la qualité de l'air constitue un outil de surveillance novateur et unique en son genre pour une infrastructure routière. Intégré totalement au sein du dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'AIRPARIF, il s'appuie sur les outils de modélisation correspondant à l'état de l'art et des données actualisées pour fournir l'information la plus précise possible en tout point du domaine d'étude à une résolution moyenne de 50 m. A cette fin, des méthodes de couplage entre les outils de modélisation et les mesures du réseau permanent d'AIRPARIF ont été développées et mises en place : la pollution de fond entrant sur le domaine d'étude, est estimée sur la base des résultats issus du système de prévision à l'échelle régionale ESMERALDA et des mesures du réseau de surveillance fixe qui sont exploitées pour corriger localement les sorties de la modélisation régionale. Les mesures automatiques sont exploitées également pour évaluer les transferts de polluants entre les NO_x et ses constituants NO et NO₂. Enfin, les outils de modélisation haute résolution les plus performants ont été mis en place pour renseigner les niveaux à proximité des entrées/sorties de tunnel, des unités de ventilation et des autres voies de circulations du domaine d'étude.

La validation du système a consisté dans l'évaluation des performances des sorties des 3 processus clés permettant d'assurer la fourniture opérationnelle des données de qualité de l'air, à savoir la météorologie, l'évaluation de la pollution de fond et des concentrations finales issues du système.

Le système opérationnel a été évalué sur la base des deux états initiaux de la qualité de l'air réalisés en 2007 et en 2009, au cours desquels 4 laboratoires automatiques positionnés à proximité des deux unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson et 106 sites équipés d'échantillonneurs passifs ont été mis en œuvre. C'est l'ensemble de ce dispositif qui a été exploité dans le cadre de la validation de l'ObsAirvatoire.

Les performances du modèle météorologiques ont été établies sur la base des mesures du réseau Météo-France RADOME. Les analyses réalisées ont permis de vérifier la capacité du modèle MM5 à reproduire les évolutions temporelles des directions et des vitesses de vent ainsi que celles de la température : les indicateurs statistiques calculés sont dans les ordres de grandeurs affichés généralement dans la bibliographie. Ces critères ont également permis d'identifier certaines incertitudes inhérentes à la modélisation/prévision météorologique. Néanmoins, les effets de ces incertitudes météorologiques sur les concentrations en sortie du système de cartographie sont fortement réduits par le couplage entre mesures et sorties de modèle de qualité de l'air. Par ailleurs, les comparaisons réalisées au niveau des stations météorologiques d'Achères et de Trappes ont permis de mettre en évidence l'influence du relief et de la Seine sur les conditions météorologiques, justifiant l'exploitation d'un modèle météorologique haute résolution pour reproduire ces effets locaux.

La pollution de fond issue de la modélisation régionale sert à alimenter le modèle de dispersion haute résolution. Les performances de l'évaluation de la pollution de fond ont été calculées sur la base des stations du réseau permanent d'AIRPARIF et en particulier des deux stations de fond présentes sur le domaine d'étude, à savoir les stations de Garches et de Versailles. Les analyses effectuées mettent en évidence une amélioration très nette de l'évaluation de la pollution de fond par la méthode de couplage entre les mesures et les sorties du système de modélisation régionale par rapport à l'exploitation des sorties brutes du système de modélisation. Cette

méthodologie permet de réduire pour chacun des polluants de manière importante les biais du modèle et la variabilité de l'erreur. Ainsi, l'écart-type d'erreur sur le monoxyde carbone est ramenée à des valeurs proches de la sensibilité des appareils. Pour les particules, elle est située en dessous de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour le dioxyde d'azote, de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Concernant les biais, la correction apportée pour le dioxyde d'azote est particulièrement importante dans la zone périphérique à l'ouest de l'agglomération parisienne. En zone rurale, cette méthode peut occasionner des biais positifs pour les particules PM10 et PM2.5 ainsi que pour le dioxyde d'azote.

L'évaluation de l'ObsAirvatoire a mis en évidence les capacités du système à reproduire à la fois l'évolution temporelles des concentrations de polluants mais également la distribution spatiale des polluants, en particulier pour le dioxyde d'azote et le benzène au travers de la comparaison avec les mesures par échantillonneurs passifs.

Les résultats obtenus ne sont pas homogènes pour tous les polluants et dépendent de la qualité des données d'entrée et du modèle de dispersion haute résolution. Pour le dioxyde d'azote, le biais varie généralement entre -5 et +5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une légère tendance à la surestimation au niveau de Rueil-Malmaison et à la sous-estimation au niveau de l'échangeur de Vaucresson. La variabilité d'erreur associée est très faible, inférieure à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les concentrations horaires. Ces résultats tout à fait satisfaisants au niveau des sites automatiques se retrouvent également au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs : les écarts observés au niveau des sites passifs sont réduits traduisant la capacité du système de cartographie à représenter les gradients de concentration sur l'ensemble du domaine. Les tendances observées sur les corrélations et les écarts-types sont cohérentes pour les particules PM10 et les particules fines PM2.5. Les corrélations supérieures à 0.95 traduisent la cohérence temporelle entre les mesures et les sorties du système tandis que les écarts-types d'erreur compris entre 2 et 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mettent en évidence une très faible variabilité de l'erreur. Pour les biais, ils sont de signe opposé entre les particules PM10 et PM2.5 : ils sont faibles et positifs pour les particules PM10 et négatifs pour les PM2.5 en 2009. Concernant le monoxyde de carbone, le système tend à légèrement sous-estimer les niveaux d'environ $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit la sensibilité de l'appareil. Le dernier polluant traité dans l'ObsAirvatoire est le benzène pour lequel les incertitudes sont les plus fortes compte-tenu des faibles niveaux rencontrés habituellement et de l'absence de mesures opérationnelles pour corriger les sorties de modélisation régionale. Néanmoins, les écarts observés entre les résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures restent relativement faibles selon les campagnes. Ils varient entre -0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et +0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en 2007 et entre -0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et +0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en 2009.

Selon les années, il a été noté, pour tous les polluants un accroissement des incertitudes entre les campagnes de 2007 et 2009 en raison des conditions météorologiques moins dispersives enregistrées en 2009, qui se sont traduites en particulier par des vents faibles majoritaires généralement plus difficiles à prendre en compte dans la modélisation.

Des analyses de performances des deux versions de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, à savoir la version exploitant le modèle CALPUFF et la version exploitant le modèle ADMS-Urban, il en est ressorti que la version CALPUFF présentait généralement les indicateurs statistiques les meilleurs. L'analyse spatiale des écarts modèle-mesure a également mis en évidence que cette même version reproduisait le mieux les gradients spatiaux de dioxyde d'azote. A première vue, les écarts observés entre les deux versions ne sont pas tant le fait des modèles de dispersion eux-mêmes que de la méthodologie employée pour prendre en compte la pollution de fond qui est plus fine et précise dans la version CALPUFF du système. C'est cette dernière version qui a été retenue comme version opérationnelle de l'ObsAirvatoire A86 Ouest.

L'ensemble des analyses qui ont été effectuées ont permis de valider le système opérationnel de suivi et d'information permanente du public sur la pollution atmosphérique autour de l'A86 Ouest. Ce système novateur et unique a été conçu et développé de façon modulaire de manière à ce qu'il puisse évoluer et être mis à jour de façon régulière en fonction des mises à jour de données ou de modèle disponibles. La prochaine version de l'ObsAirvatoire A86 Ouest est prévue pour la fin du premier semestre 2010. Elle intégrera la version 2005 de l'inventaire régional permettant ainsi une mise à jour importante des données d'entrée et en particulier des sources de particules. Couplée à l'exploitation des sorties de modélisation régionale des particules à 3 km de résolution, cette actualisation constituera, à ce titre une évolution majeure du système.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] **AIRPARIF** – Etat initial de la qualité de l'air avant la mise en service de la section 1 du projet A86 – septembre 2007 disponible à l'adresse : http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/A86_Ouest_Etat_initial_sept07.pdf
- [2] **AIRPARIF** – Etat de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 – juillet 2009 disponible à l'adresse : http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/RA86ouest_1section_2009.pdf
- [3] **AIRPARIF** – La qualité de l'air en Île-de-France en 2009, 2^{ème} édition, mars 2010 – disponible à l'adresse http://www.airparif.asso.fr/airparif/pdf/bilan_2009_2edition.pdf.
- [4] **AIRPARIF** – Caractérisation de la qualité de l'air au voisinage d'un échangeur autoroutier urbain : l'échangeur entre le boulevard périphérique et l'autoroute A3 au niveau de la porte de Bagnolet – décembre 2004.
- [5] **AIRPARIF** – Le Projet Européen LIFE « RESOLUTION » - Bilan final des résultats obtenus en Ile-de-France – février 2003.
- [6] **BAKER, McNally, and Ji** - An Evaluation of an Annual 2005 MM5 Simulation to Support Photochemical and Emissions Modeling Applications - January 10, 2007.
- [7] **Burkhart JF., CETU** – La ventilation sanitaire des tunnels, Impact des rejets des tunnels sur la qualité de l'air
- [8] **Carloti Pierre, CETU** - cours de « Mécanique des fluides pour la ventilation des tunnels routiers », juillet 2005
- [9] **CERC**, Flowstar User Guide, Version 7.0, 2004
- [10] **CERC**, 2003. ADMS-Urban. An Urban Air Quality Management System. User Guide (Version 2.0), Cambridge Environmental Reserch Consultant Ltd, Cambridge, UK.
- [11] **CETU**, Les dossiers pilotes du CETU, Ventilation, novembre 2003.
- [12] **HANNA S., YANG R.** - Evaluation of mesoscale models' simulations of near-surface winds, temperature gradients, and mixing depths - *Journal of Applied Meteorology*, vol 40, n°6, 2000 - p. 1095-1104.
- [13] **Grell, G. A.; J. Dudhia, and D. R. Stauffer**, A description of the Fifth Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), NCAR Tech. Note, NCAR TN-398-STR, 138 pp., 1994
- [14] **GRIMIT, E. P. and C. F. MASS** - Initial results of a mesoscale short-range ensemble forecasting system over the Pacific Northwest. *Weather Forecasting*, 2002, **17**, 192-205
- [15] **Institut Pierre-Simon Laplace (CNRS), INERIS, LISA (C.N.R.S.)** (2006) "Documentation of the chemistry-transport model CHIMERE [version V200606A]",
- [16] **JONES, M. S. COLLE, B. A. Tongue, J. S.** - Evaluation of a Mesoscale Short-Range Ensemble Forecast System over the Northeast United States - *Weather Forecasting*, 2007, VOL 22; NUMB 1, pages 36-55
- [17] **Scire J., Robe F.R., Fernau M.E., Yamartino R.J.**, CALMET model formulation and user's guide, 2000
- [18] **Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J.**, CALPUFF model formulation and user's guide, Earth Tech Inc., 2000
- [19] **Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Barker, D.M., Wang, W., Powers, J. G.** : A Description of the Advanced Research WRF Version 2., NCAR Technical Note 468+STR, Mesoscale and Microscale Meteorology Division, NCAR, Boulder, Colorado, USA, June 2005
- [20] **Venkatram, A., Karamchandani, P.O., Pai, P., Goldstein, R.**: The development and application of a simplified ozone modelling system, *Atmos. Environ.*, 28, 3665–3678, 1994.

ANNEXES

SOMMAIRE

<u>ANNEXE I DESCRIPTION DES MODELES METEOROLOGIQUES MM5, CALMET ET FLOWSTAR.....</u>	<u>157</u>
I.1. DESCRIPTION DU MODELE MM5	157
I.2. DESCRIPTION DU MODELE CALMET	158
I.3. DESCRIPTION DU MODELE FLOWSTAR.....	159
<u>ANNEXE II IDENTIFICATION DES CAPTEURS POSITIONNES ET DES DONNEES DE VENTILATION AU SEIN DU DUPLEX A86</u>	<u>161</u>
II.1. IDENTIFICATION DES CAPTEURS POSITIONNES AU SEIN DU DUPLEX A86	161
II.2. IDENTIFICATION DES DONNEES DE VENTILATION DANS LE DUPLEX A86 OUEST	162
<u>ANNEXE III DESCRIPTION DES MODELES CALPUFF ET ADMS-URBAN.....</u>	<u>163</u>
III.1. DESCRIPTION DU MODELE CALPUFF	163
III.2. DESCRIPTION DU MODELE ADMS-URBAN.....	164
<u>ANNEXE IV LOCALISATION DES SITES DE MESURE.....</u>	<u>167</u>
<u>ANNEXE V CRITERES STATISTIQUES D'EVALUATION DES PERFORMANCES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE</u>	<u>169</u>
<u>ANNEXE VI EVALUATION DES PERFORMANCES METEOROLOGIQUES.....</u>	<u>171</u>
VI.1. FICHES DE VALIDATION POUR LES STATIONS DU RESEAU RADOME	171
VI.2. TABLEAUX DES PERFORMANCES DU MODELE METEOROLOGIQUE MM5 SUR LES 2 CAMPAGNES 2007 ET 2009.....	209
<u>ANNEXE VII : PERFORMANCES DE L'EVALUATION DE LA POLLUTION DE FOND.....</u>	<u>211</u>
VII.1. FICHES DE VALIDATION POUR LES STATIONS DU RESEAU PERMANENT AIRPARIF	211
VII.2. TABLEAUX DES PERFORMANCES POUR LA PRISE EN COMPTE DE LA POLLUTION DE FOND	242

ANNEXE VIII : PERFORMANCES DE L'OBSERVATOIRE A86 OUEST..... 249

VIII.1. FICHES DE VALIDATION POUR LES SITES AUTOMATIQUES TEMPORAIRES..... 249

VIII.2. TABLEAUX DES PERFORMANCES..... 319

**ANNEXE IX PERFORMANCES DU SYSTEME DE MODELISATION EXPLOITANT LE
MODELE ADMS-URBAN..... 329**

IX.1. FICHES DE VALIDATION POUR LES SITES AUTOMATIQUES TEMPORAIRES..... 329

IX.2. TABLEAUX DES PERFORMANCES..... 391

ANNEXE I

Description des modèles météorologiques MM5, CALMET et FLOWSTAR

I.1. Description du modèle MM5

Le modèle météorologique MM5 a été développé par le NCAR (National Center for Atmospheric Research) aux Etats-Unis. Ce modèle est un modèle météorologique dit méso-échelle c'est-à-dire qu'il s'attache à modéliser les phénomènes météorologiques à une échelle dite régionale, dont la résolution spatiale peut varier entre 200 m et 100 km. Il permet de calculer les variables météorologiques sur les différents domaines considérés en résolvant les équations de la mécanique des fluides, équations discrétisées et résolues selon des schémas numériques. Parmi les paramètres calculés par le modèle, figurent les variables indispensables au calcul du transport de polluant, telles que les champs de vent et les variables micrométéorologiques caractérisant la couche limite atmosphérique et la stabilité atmosphérique.

Le modèle MM5 propose un grand nombre d'options de modélisation permettant de prendre en compte de manière plus ou moins détaillée les phénomènes météorologiques et permettant d'adapter le logiciel aux besoins de l'utilisateur.

L'imbrication de modèles

MM5 est basé sur la technique des modèles emboîtés, c'est-à-dire que les conditions aux limites au niveau des différents domaines considérés sont fournies par les champs météorologiques calculés sur le domaine supérieur appelé « domaine mère ». Les conditions aux limites du domaine supérieur étant fournies par des sorties d'un modèle global ou continental. Cette approche permet de modéliser les phénomènes plus précisément à mesure que la résolution sur les domaines successifs augmente. permet de définir la manière dont les différents niveaux d'imbrication des domaines communiquent entre eux. Le two way nesting permet ainsi de faire remonter les champs calculés sur un domaine au niveau du domaine « mère ».

MM5 permet de modéliser de façon précise l'évolution de la couche limite au cours de la journée par la spécification d'une résolution verticale très fine dans les basses couches du modèle.

Les précipitations

MM5 propose un certain nombre d'options de calcul des précipitations. Un modèle évolué permettant de modéliser les équilibres et les échanges entre les différents états de l'eau trouve son intérêt dans le cadre de l'observatoire dans la mesure où doit être opéré tous les jours.

Les cumulus

La modélisation des cumulus trouve son intérêt pour les résolutions au-delà de 10 kms. A plus haute résolution, les phénomènes de convection sont suffisamment bien pris en compte.

Le transfert radiatif

La modélisation du transfert radiatif permet de caractériser les échanges thermiques entre les différentes couches de l'atmosphère sous l'effet de l'ensoleillement, des nuages et du sol. Des options de modélisation allant de la non prise en compte du phénomène à des modèles de transfert balayant un large spectre d'ondes peuvent être utilisées.

Modèle de sol

L'utilisation d'un modèle de sol (3 modèles peuvent être utilisés dans MM5) permet de calculer l'humidité et la température au niveau de différentes couches du sol et donc d'affiner le calcul des échanges thermiques entre le sol et l'air. L'utilisation d'un tel modèle de sol est particulièrement importante en milieu urbain.

Assimilation et forçage

MM5 dispose de ces deux options importantes :

- Le forçage par le modèle large échelle, ce qui permet d'éviter que le modèle régional MM5 diverge. Cette option est activée au niveau des 3 domaines basse résolution. Sur le domaine 4, elle n'est pas activée compte-tenu de l'étendue spatiale de ce domaine vis-à-vis de la résolution du modèle global.
- L'assimilation de mesures au sol ou de profils verticaux de vent, ce qui permet de prendre en compte de façon très précise des effets très locaux. MM5 étant opéré en mode prévision, l'assimilation de mesures au sol n'est pas activée.

I.2. Description du modèle CALMET

CALMET contient un module de diagnostic des champs de vent et des modules d'évaluation de la structure de la couche limite atmosphérique au-dessus de l'eau et de la terre ferme.

Dans le module de diagnostic, le champ de vent est calculé en deux étapes :

Dans la première étape, un champ de vent initial est ajusté afin de prendre en compte les effets de la topographie sur l'écoulement (effets cinématiques, effets de versants et effets de blocage).

Dans une seconde étape, le champ de vent ainsi obtenu est modifié par l'introduction de données d'observation (champ de vitesse et de température).

Il permet également de calculer les profils de vitesse par la théorie des similarités.

Deux modèles de couche limite atmosphérique sont disponibles dans CALMET selon que la maille est localisée au-dessus de l'eau (méthode de profil) ou au-dessus de la terre ferme (méthode de Holtslag et Van Ulden).

CALMET utilise 3 types de données en entrée :

- les données horaires de surface ;
- les données de profil de vitesse ;
- enfin, les données géophysiques telles qu'un modèle numérique de terrain et le mode d'occupation des sols. Le géoréférencement du domaine et la date de la simulation doivent être donnés afin de calculer la radiation solaire.

Les champs 3D calculés par CALMET sont les trois composantes cartésiennes du vent et la température. Les champs 2D suivants sont également calculés : les classes de stabilité de Pasquill-Gifford, les vitesses de frottement, les longueurs de Monin-Obukhov, les hauteurs de mélange et les taux de précipitation. Ces paramètres micrométéorologiques sont ensuite utilisés dans les modèles de dispersion.

I.3. Description du modèle FLOWSTAR

FLOWSTAR est un modèle développé par le CERC utilisé pour calculer des champs de vent et de turbulence en 3D au sein de la couche limite atmosphérique. Le modèle permet de prendre en compte les effets liés à la présence de relief, les effets liés à la stratification atmosphérique et aux différences spatiales de rugosité. Les calculs sont réalisés en ajustement des conditions météorologiques synoptiques matérialisées au niveau d'un seul point géographique.

Le modèle est en particulier utilisé par le modèle ADMS pour calculer les trajectoires et l'extension des panaches en relief complexe.

Le modèle est alimenté en données de topographie et en données météorologiques, horaires ou statistiques. En sortie, le modèle fournit les champs maillés de vitesses de vent et de turbulence à la hauteur que l'utilisateur a définie. Des sorties au niveau de points spécifiques sont également fournis.

ANNEXE II

Identification des capteurs positionnés et des données de ventilation au sein du Duplex A86

II.1. Identification des capteurs positionnés au sein du Duplex A86

CANTON/ BRETELLES	Centrale de contrôle de l'atmosphère	Position par rapport au point 0	Espace trafic inférieur : sens Rueil – A13			Espace trafic supérieur : sens A13 – Rueil		
			Nom	Type mesure	Identifiant	Nom	Type mesure	Identifiant
E	NSET 57	213 m	CI11	Vitesse (m/s)	WAN57ETEKCI_PV01	CS11	Vitesse (m/s)	WAN57ETEKHI_PV01
				CO (ppm)	WAN57ETEKCI_EN01		CO (ppm)	WAN57ETEKHI_EN01
				NOx (ppm)	WAN57ETEKCI_EN02		NOx (ppm)	WAN57ETEKHI_EN02
				Opacité (km ⁻¹)	WAN57ETEKCI_EN03		Opacité (km ⁻¹)	WAN57ETEKHI_EN03
E	NSET 47	2143 m	CI12	Vitesse (m/s)	WAN47ETEKCI_PV01	CS12	Vitesse (m/s)	WAN47ETEKHI_PV01
				CO (ppm)	WAN47ETEKCI_EN01		CO (ppm)	WAN47ETEKHI_EN01
				NOx (ppm)	WAN47ETEKCI_EN02		NOx (ppm)	WAN47ETEKHI_EN02
				Opacité (km ⁻¹)	WAN47ETEKCI_EN03		Opacité (km ⁻¹)	WAN47ETEKHI_EN03
D	NSET 44	2722 m	CI21	Vitesse (m/s)	WAN44ETEKCI_PV01	CS21	Vitesse (m/s)	WAN44ETEKHI_PV01
				CO (ppm)	WAN44ETEKCI_EN01		CO (ppm)	WAN44ETEKHI_EN01
				NOx (ppm)	WAN44ETEKCI_EN02		NOx (ppm)	WAN44ETEKHI_EN02
				Opacité (km ⁻¹)	WAN44ETEKCI_EN03		Opacité (km ⁻¹)	WAN44ETEKHI_EN03
D	NSET 36	4325 m	CI22	Vitesse (m/s)	WAN36ETEKCI_PV01	CS22	Vitesse (m/s)	WAN36ETEKHI_PV01
				CO (ppm)	WAN36ETEKCI_EN01		CO (ppm)	WAN36ETEKHI_EN01
				NOx (ppm)	WAN36ETEKCI_EN02		NOx (ppm)	WAN36ETEKHI_EN02
				Opacité (km ⁻¹)	WAN36ETEKCI_EN03		Opacité (km ⁻¹)	WAN36ETEKHI_EN03
Bretelle B1/B3		4861 m	B1-31	CO (ppm)	WAN71B1MKB3_EN01			
				NOx (ppm)	WAN71B1MKB3_EN02			
				Opacité (km ⁻¹)	WAN71B1MKB3_EN03			

II.2. Identification des données de ventilation dans le Duplex A86 Ouest

Ventilation	Type	Espace trafic supérieur : sens A13 – Rueil					Espace trafic inférieur : sens Rueil – A13				
		Nv	Nom	Nr	Type mesure	Identifiant	Nv	Nom	Nr	Type mesure	Identifiant
E	RP	2	VE1S1	4	Débit (m³/s)	WARRUUVEKH1_PF01					
					Registre 1	WARRUUVEKH1_YO03					
					Registre 2	WARRUUVEKH1_YO05					
					Registre 3	WARRUUVEKH1_YO07					
					Registre 4	WARRUUVEKH1_YO09					
					Débit (m³/s)	WARRUUVEKH1_PF02					
					Registre 1	WARRUUVEKH1_YO04					
					Registre 2	WARRUUVEKH1_YO06					
		VE2S1	4	Registre 3	WARRUUVEKH1_YO08						
				Registre 4	WARRUUVEKH1_YO10						
E	UV	2	VD1S1	2	Débit (m³/s)	WAORUUVEKH1_PF01	2	VD1I1	2	Débit (m³/s)	WAORUUVEKC1_PF01
					Registre 1	WAORUUVEKH1_YO03				Registre 1	WAORUUVEKC1_YO03
					Registre 2	WAORUUVEKH1_YO05				Registre 2	WAORUUVEKC1_YO05
					Débit (m³/s)	WAORUUVEKH1_PF02				Débit (m³/s)	WAORUUVEKC1_PF02
					Registre 1	WAORUUVEKH1_YO04				Registre 1	WAORUUVEKC1_YO04
					Registre 2	WAORUUVEKH1_YO06				Registre 2	WAORUUVEKC1_YO06
D	UV	2	VD1S2	1	Débit (m³/s)	WAOATUNCKH1_PF01	2	VD1I2	1	Débit (m³/s)	WAOATUNCKC1_PF01
					Registre 1	WAOATUNCKH1_YO06				Registre 1	WAOATUNCKC1_YO06
					Débit (m³/s)	WAOATUNCKH1_PF03				Débit (m³/s)	WAOATUNCKC1_PF03
					Débit (m³/s)	WAOATUNCKH1_YO08				Registre 1	WAOATUNCKC1_YO08

Nv indique le nombre de ventilateurs

Nr indique le nombre de registres

RP : reprise ponctuelle

UV : unité de ventilation (extraction en gaine)

ANNEXE III

Description des modèles CALPUFF et ADMS-Urban

III.1. Description du modèle CALPUFF

CALPUFF est un modèle instationnaire, Lagrangien, gaussien de dispersion de bouffées. Il est multicouches et multi-espèces ; il permet de modéliser les effets de conditions météorologiques variant dans l'espace et le temps. Il est totalement couplé avec le logiciel météorologique CALMET.

Pour simplifier, la modélisation lagrangienne consiste à suivre des particules ou bouffées émises depuis les sources de pollution le long de leurs trajectoires. Dans le cas d'un modèle de bouffées gaussiennes, ce sont des distributions gaussiennes de concentration qui sont transportées par la météo.

Le schéma ci-dessous illustre ce principe de modélisation.

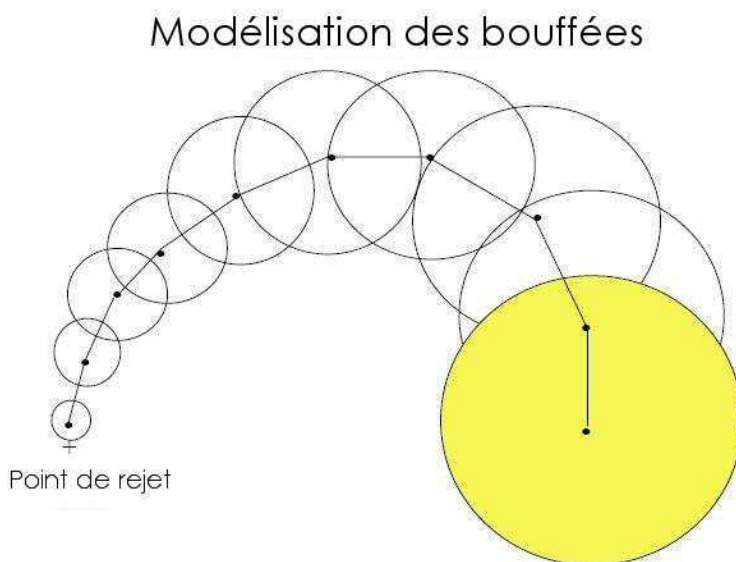


Figure 150 : Schéma de principe de la modélisation du transport des bouffées

Les sources peuvent être ponctuelles, linéaires, volumiques ou surfaciques. Elles sont soit constantes soit variables dans le temps.

La hauteur de panache prend en compte la pénétration partielle de la couche d'inversion par le panache, le rabattement du panache en sortie de cheminée si la vitesse de sortie n'est pas suffisante, le cisaillement vertical du vent (pour les cheminées aux dimensions réduites) et les effets de rabattement par les bâtiments.

Les effets locaux du relief (de sous échelle de maille) peuvent être modélisés. Le code simule les modifications de l'écoulement et du taux de dispersion induites par cette caractéristique topographique (dont l'échelle est inférieure à la taille de maille).

Le dépôt sec des polluants est modélisé par un modèle de résistance pour les dépôts des gaz et particules. Il est fonction des paramètres géophysiques, des conditions météorologiques et de l'espèce. Une option supplémentaire permet à l'utilisateur d'entrer ses vitesses de déposition.

Le dépôt humide est modélisé à l'aide d'un coefficient empirique de lessivage. Il est fonction du type de précipitation et du polluant.

Une option permet à l'utilisateur de paramétrer des transformations chimiques utilisant 5 espèces (SO_2 , SO , NO_x , HNO_3 et NO). Néanmoins, le code reste avant tout destiné aux polluants primaires.

Les effets de cisaillement vertical du champ de vent peuvent être modélisés à travers des bouffées individuelles. Cette option est très importante car elle permet la séparation de bouffées lorsque celles-ci deviennent trop grosses et que les effets de cisaillement du vent deviennent importants.

Les effets d'interaction entre l'eau et la côte sont également modélisés (effets de fumigation).

Diverses options peuvent être utilisées pour estimer les coefficients de dispersion, par mesure de la turbulence, par utilisation de la méthode de similitudes, par utilisation des méthodes de Pasquill-Gifford en zones rurales et de McElroy-Pooler en zone urbaine.

Les champs de concentrations sont obtenus à l'aide de capteurs numériques. Les concentrations exprimées au niveau de ces capteurs correspondent à la somme des contributions des bouffées présentes dans le domaine d'étude ; la donnée de concentration est donc à une valeur ponctuelle et non à une valeur moyenne sur une maille. Le positionnement des capteurs permet d'obtenir une cartographie des champs de concentrations dans la zone de résultats.

III.2. Description du modèle ADMS-Urban

Le modèle ADMS-Urban, qui est utilisé dans le contexte de cette étude, est une version du Système de Modélisation de Dispersion Atmosphérique (ADMS) développé par les chercheurs du CERC (Cambridge Environmental Research Consultant). Ce modèle est actuellement commercialisé en France par la société NUMTECH. Il intègre plusieurs modèles dédiés au calcul des concentrations de polluants en milieu urbain.

C'est un modèle gaussien, stationnaire dit de nouvelle génération pour les sources explicites (sources ponctuelles et sources linéiques), imbriqué dans un modèle semi-Lagrangien pour le traitement d'un cadastre des émissions maillé. Le terme stationnaire indique que le modèle considère les pas de temps indépendamment les uns des autres, il ne peut pas prendre en compte d'effets d'accumulation.

Dans le schéma ci-dessous sont explicitées les interactions entre les deux types de modèle :

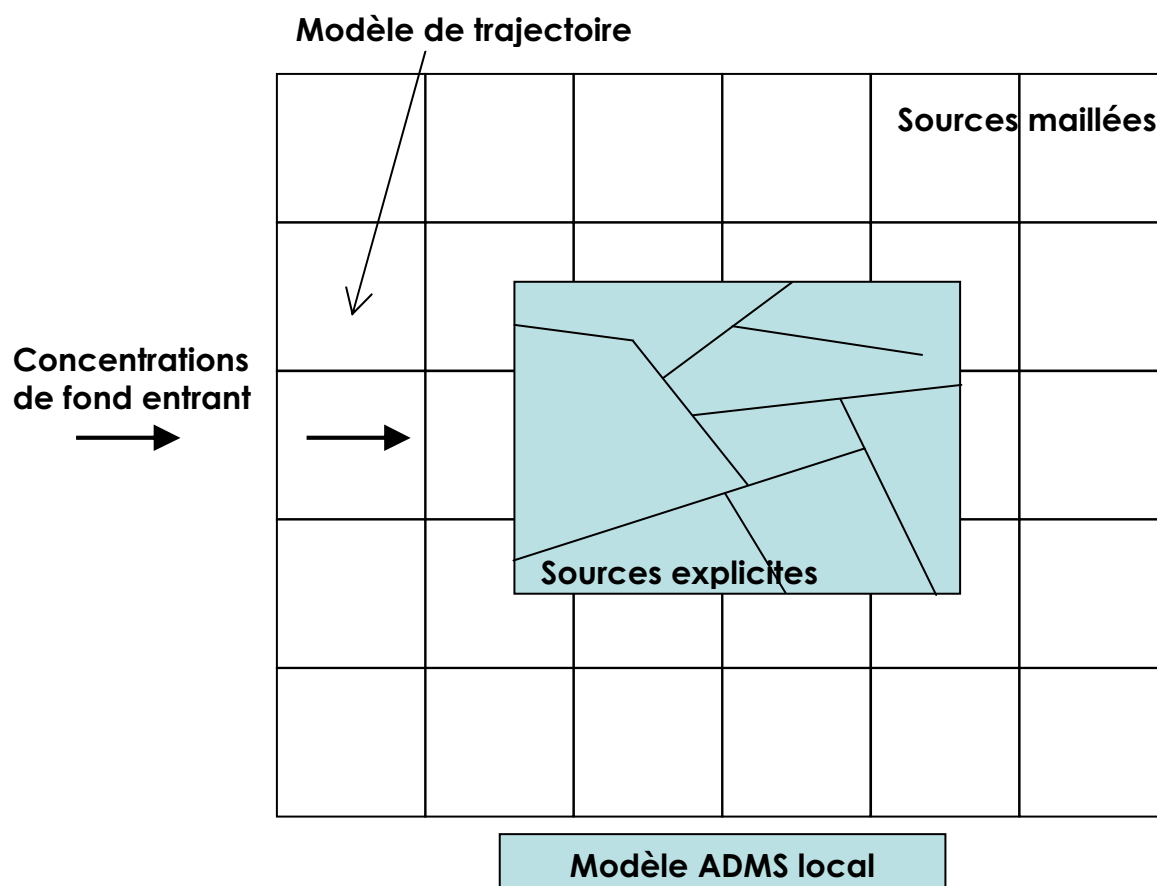


Figure 151 : Schéma de fonctionnement du modèle ADMS-Urban

Le terme «de nouvelle génération» désigne en général les modèles de dispersion incorporant des modules évolués d'évaluation de la structure de couche limite atmosphérique, en particulier ceux basés sur la théorie des similitudes.

Il permet de décrire les concentrations en polluants dans une zone constituée de rues ouvertes ou bordées de bâtiments. Pour le traitement de la pollution dans chacune des rues canyons considérées comme sources individuelles, un calcul spécifique de la concentration est réalisé à l'aide du modèle OSPM (Operational Street Pollution Model) qui est intégré au sein d'ADMS-Urban.

ADMS Urban offre la possibilité d'évaluer la pollution atmosphérique sur une échelle spatiale allant de la rue à l'agglomération et sur une période allant de l'heure à l'année.

Trois modules de chimie sont disponibles au sein du modèle : la corrélation de Middleton (estimation des concentrations en NO et NO₂ à partir des résultats de NO_x sans prise en compte des relations photochimiques), une combinaison de réactions chimiques (schéma GRS) et une combinaison de réactions chimiques avec un modèle de trajectoire.

ADMS-Urban dispose également d'un module permettant de prendre en compte le dépôt sec et le dépôt humide.

Le modèle ADMS-Urban a été validé par de nombreuses comparaisons avec des mesures et est utilisé pour modéliser la qualité de l'air sur de grandes villes européennes (notamment sur des quartiers de Londres et de Strasbourg). Il donne des évolutions temporelles cohérentes avec les mesures en dioxyde d'azote et en particules PM₁₀. Les distances d'influence pour le dioxyde d'azote sont également en accord avec les observations. Par contre, les résultats

des particules PM10 sont moins satisfaisants, les comportements dans l'atmosphère étant moins bien connus et décrits (déposition, remise en suspension, transformations chimiques,...). Les travaux dans ce domaine se poursuivent en lien avec des laboratoires universitaires.

ANNEXE IV

Localisation des sites de mesure

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
1	579319	2432587	Fourqueux	Avenue de l'Echaudée, Square des Terres Fleuries
2	581792	2432927	Saint Germain en Laye	Rue de Mareil, Square Gérard de Nerval
3	583432	2432631	Le Pecq	Stade municipal Louis Raffageau, 3 boulevard Libération
4	585187	2432972	Le Vésinet	4 allée des Bocages
5	586978	2433205	Chatou	Ecole Val Fleuri, rue Lami
6	589354	2432302	Nanterre	9, rue des goulvents
7	579436	2430244	L'Etang la ville	Avenue du Bois
8	581730	2430794	Marly-le-roi	Salle polyvalente du Champ des oiseaux, rue du Champ des Oiseaux
9	583467	2430759	Le Port Marly	Allée Cézane
10	585254	2431206	Croissy sur Seine	Rue des cerisiers
11	587020	2430427	Rueil-Malmaison	Stade du Parc, 298-314 Avenue Napoléon Bonaparte
12	589057	2430811	Rueil-Malmaison	Hopital Stell, rue Charles Drot
13	579297	2428070	Noisy-le-roi	Ecole primaire Jules Verne, rue Jacques Bénigne Bossuet
14	581457	2429359	Marly-le-roi	Stade François-Henri de Virieu, route de Saint Cyr
15	583721	2429246	Louvenciennes	Groupe scolaire Leclerc, rue de la Croix-rouge
16	585932	2428742	La Celle Saint Cloud	Ecole maternelle et primaire Morel de Vindé, allée des sablons
17	588077	2429239	Rueil-Malmaison	7, rue Boileau
18	589783	2428277	Garches	Ecole Gaston Ramon, rue du docteur Debat
19	580037	2427014	Noisy-le-roi	Stade intercommunal SIBANO, chemin de la plaine
20	580920	2426638	Bailly	Rue des Saules
21	583957	2427230	La Celle Saint Cloud	Avenue Maurice de Hirsch, Parc des Sports, terrain de rugby
22	584992	2426785	La Celle Saint Cloud	Sente Pascal
23	588085	2426843	Garches	22, Avenue Henri Fontaine
24	589599	2427225	Garches	Ecole maternelle Saint-Exupéry, Grande rue
25	579340	2424109	Fontenay le Fleury	Rue Descartes, terrain de tennis
26	580842	2424234	Saint-Cyr l'Ecole	Chemin de l'Avenue de Villepreux
27	584056	2424964	Le Chesnay	Square, rue du Hameau (impasse)
28	585533	2424742	Versailles	rue Lacordaire
29	587897	2424632	Ville-d'Avray	Route cavalière du rompu
30	589433	2425099	Ville-d'Avray	Groupe scolaire J. Rostand, 17 rue de la Ronce
31	579447	2422476	Saint-Cyr l'Ecole	4, Impasse des Sablons
32	581676	2422668	Versailles	Allée de Choisy
33	584300	2422606	Versailles	Jardin des Recollets
34	585626	2422742	Versailles	Parc des sports Montbauron - Allée Pierre de Coubertin
35	587865	2423102	Viroflay	Rue Georges Clémenceau
36	589467	2422839	Chaville	rue Alexis Maneryrol
37	579629	2420665	Guyancourt	Mail des Saules - 8, place Van Gogh
38	581611	2420348	Guyancourt	Rue du Moulin Renard, complexe sportif les 3 mousquetaires
40	585239	2420808	Buc	Sente du Haras
41	587499	2420893	Vélizy-Villacoublay	Rue Jacquard
42	589604	2420718	Vélizy-Villacoublay	Square Marcel Dassault, Avenue du Capitaine Taron
43	579884	2418459	Voisins-le-Bretonneux	Rue Jean Bart, en face du n°7
44	581749	2418768	Guyancourt	Rue Louis le Vau
45	583901	2418769	Buc	4, square Anatole France
46	585829	2418912	Les-Loges-en-Josas	Rue de la Garenne
47	587795	2418868	Jouy-en-Josas	Rue Abel Nicolle
48	590003	2418438	Jouy-en-Josas	Chemin des Charbonniers
101	586099	2430674	Croissy sur Seine	9 rue Charles Bemont
102	586301	2431129	Croissy sur Seine	Parc du château, rue d'épremesnil
103	586909	2430960	Rueil-Malmaison	Chemin rural n°25 entre golf et stade "Esso"
104	587169	2430751	Rueil-Malmaison	Tennis, rue Edouard Manet
105	587846	2431025	Rueil-Malmaison	Square NADAR
106	585996	2430158	Bougival	Parc, Patrice Vieljeux, île de la Chaussée

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
107	586507	2430429	Rueil-Malmaison	Boulevard Bellerive, parking Fruit défendu
108	586802	2430277	Rueil-Malmaison	344, Avenue Napoléon Bonaparte
109	587488	2430352	Rueil-Malmaison	Avenue du 1er Consul
110	587798	2430560	Rueil-Malmaison	Collège la Malmaison, rue du prince Eugène
111	586240	2429901	Bougival	Avenue de la source (au niveau du n° 9)
112	586588	2430145	Rueil-Malmaison	Allée de la grenouillère, en face du n°358
113	586984	2430048	Rueil-Malmaison	CLSH Vert-Bois, Rue du Commandant Jacquot
114	587401	2429931	Rueil-Malmaison	Avenue Girodet
115	587856	2430092	Rueil-Malmaison	Maison de la nature, av. de Versailles
116	586174	2429485	La Celle Saint Cloud	Residence Elysée 2, derrière le 87 les Bosquets
117	586557	2429631	Bougival	Domaine de la Jonchère
118	586834	2429659	Rueil-Malmaison	Stade EDF de vert Bois, Chemin des Gallicourts
119	587452	2429587	Rueil-Malmaison	impasse rue de la vallée hudrée
120	587794	2429599	Rueil-Malmaison	rue des Sorins
121	586073	2429278	La Celle Saint Cloud	Sente du Mûr du Parc - Tennis Municipaux de la Celle saint cloud
122	586753	2429424	Rueil-Malmaison	Chemin des vignes, au niveau du 19
123	587039	2429364	Rueil-Malmaison	rue des pervenches
124	587492	2429224	Rueil-Malmaison	Rue des Mégrands
125	587843	2429211	Rueil-Malmaison	Sentier sportif sylvestre
126	587086	2430092	Rueil-Malmaison	CLSH Vert-Bois, Rue du Commandant Jacquot
127	587377	2430612	Rueil-Malmaison	Avenue Napoléon Bonaparte, Ecole élémentaire Malmaison
128	587031	2430212	Rueil-Malmaison	Parc du Château de la Petite Malmaison, rue du Commandant Jacquot
151	585479	2426754	La Celle Saint Cloud	7, Avenue Pasteur
152	586068	2426778	Vaucresson	4 chemin des Châteaux
153	586299	2426398	Vaucresson	1, Avenue de Beauvilliers (Villa Edelwiess)
154	586615	2426688	Vaucresson	Avenue Jean Salmon Legagneur
155	587070	2426676	Vaucresson	Sente des Lavandes (face au n°3)
156	585227	2426556	La Celle Saint Cloud	entre 32 et 32bis Avenue Molière
157	586033	2426391	Vaucresson	Impasse Verte
158	586284	2426164	Vaucresson	Allée du Collège
159	586556	2426325	Vaucresson	Avenue du bois de la Marche
160	587045	2426283	Marnes-la-Coquette	n°36 Avenue Etienne de Montgolfier
161	585413	2425527	Le Chesnay	Chemin du Pré vert
162	585517	2425408	Le Chesnay	Rue de la Bourboule
163	586215	2425631	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy Avenue du Butard, courts de Tennis n°3
164	586669	2425777	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
165	586973	2425824	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
166	585174	2425197	Le Chesnay	Stade Corneille, 39 bis rue Corneille
167	585878	2425207	Versailles	Stade Sans-Soucis, route de la Brèche
168	586308	2425239	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy Avenue du Butard, courts de Tennis
169	586600	2425400	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
170	587052	2425441	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
171	585420	2425122	Le Chesnay	entre n°2 et 4 Rue Saint Michel
172	585826	2424892	Versailles	rue de l'espérance, au niveau du n°10
173	586011	2424927	Versailles	Avenue du Maréchal Douglas Haig, intersection allée de Jardy
174	586663	2425092	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy, boulevard de Jardy
175	586963	2425144	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
176	586799	2427090	Vaucresson	entrée Lycée Toulouse Lautrec
177	587597	2427449	Vaucresson	Stade Haras Lupin, entrée en face n°32 rue Victor Duret
201	586949	2429908	Rueil-Malmaison	Stade EDF-GDF du Vert-Bois, Côte de la Jonchère
202	587675	2430252	Rueil-Malmaison	Avenue Marmontel
251	586305	2426230	Vaucresson	Allée du collège, club house courts de tennis
252	587575	2426487	Marnes-La-Coquette	Stade de la Marche

ANNEXE V

Critères statistiques d'évaluation des performances du système de cartographie

Dans la suite du document, P_i désigne la prédiction au niveau de la station i et O_i , l'observation au niveau de la station i .

BIAS

Le biais est défini par la moyenne des différences algébriques entre les prédictions et observations.

$$BIAS = \frac{1}{N_p} \sum_i d_i$$

Où N_p est le nombre de couples valides (O_i, P_i) et $d_i = P_i - O_i$.

Il permet de quantifier l'amplitude de la sur-estimation ou la sous-estimation du modèle.

Ecart-type de l'erreur (Standard deviation of residuals)

Le paramètre SD est défini par la relation suivante :

$$SD = \sqrt{\frac{1}{N_p - 1} \sum_i (P_i - O_i - BIAS)^2}$$

Ce paramètre donne une information sur la variabilité de l'erreur.

Erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error)

Le paramètre RMSE est défini par la relation suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N_p} \sum_i (P_i - O_i)^2}$$

Ce paramètre donne une information sur les déviations entre observations et prévisions. Elevées au carré, les erreurs importantes ont un poids important dans la valeur du RMSE.

Facteur d'excès FOEX (Factor Of EXcess)

Si on désigne par $N(P_i > O_i)$, le nombre de prédictions supérieures aux observations (nombre de couples pour lesquels on vérifie $P_i > O_i$ et par $N(P_i < O_i)$, le nombre de prédictions inférieures aux observations (nombre de couples pour lesquels on vérifie $P_i < O_i$), le **facteur d'excès** est défini par la relation suivante :

$$FOEX = 200 \times \left(\frac{N(P_i > O_i)}{N(P_i > O_i) + N(P_i < O_i)} - 0.5 \right)$$

Il permet de qualifier la tendance d'un modèle à sur-estimer ou sous-estimer les observations : une valeur du coefficient FOEX à -100 % indique que le modèle a systématiquement sous-estimé les observations ; au contraire, une valeur du coefficient FOEX à +100 % indique que le modèle a systématiquement sur-estimé les observations. Ce coefficient ne rend pas compte de l'amplitude de la sur-estimation ou de la sous-estimation du modèle.

Ce facteur a été évalué pour la force du vent, la température et les concentrations.

Corrélation CORR (Pearson Correlation Coefficient)

Le paramètre CORR est défini par la relation suivante :

$$CORR = \frac{\sum_i (P_i - \bar{P})(O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_i (P_i - \bar{P})^2} \sqrt{\sum_i (O_i - \bar{O})^2}}$$

Le coefficient de corrélation traduit la capacité du modèle à reproduire les variations temporelles des mesures.

PERROR90

Ce paramètre correspond au percentile 90 des erreurs en valeur absolue. Il signifie que 90 % des erreurs sont inférieures à ce paramètre. Plus cette valeur est faible et meilleure est la prédiction.

ACB le biais circulaire absolu (Absolute Circular Bias)

Ce paramètre est défini pour les directions de vent.

Il est défini par la relation suivante :

$$ACB = \frac{1}{N_p} \sum_i d_i$$

$$d_i = 2\pi - \max((P_i - O_i), (O_i - P_i))$$

Ce facteur permet de mesurer l'erreur absolue moyenne sur les directions de vent.

ANNEXE VI

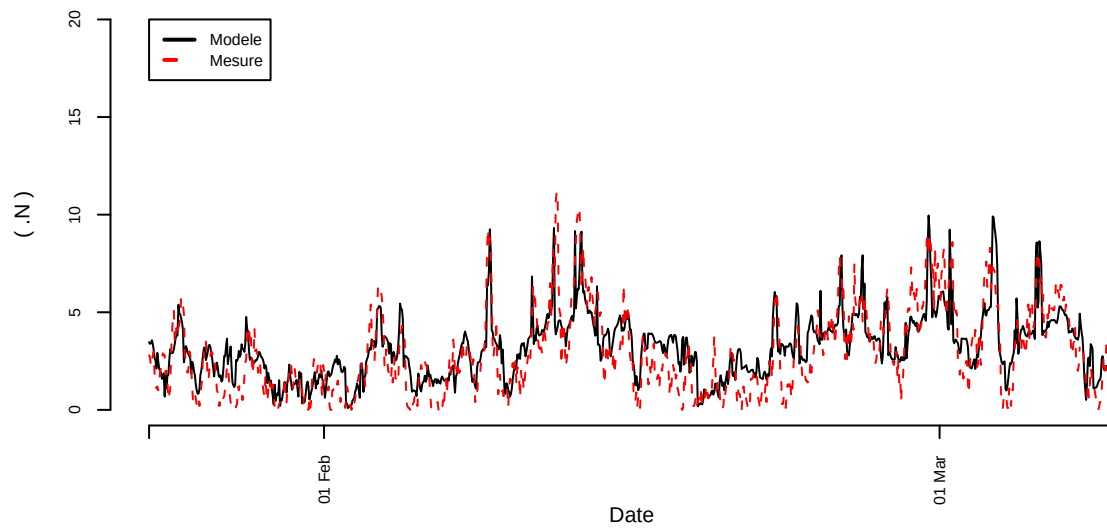
Evaluation des performances météorologiques

VI.1. Fiches de validation pour les stations du réseau RADOME

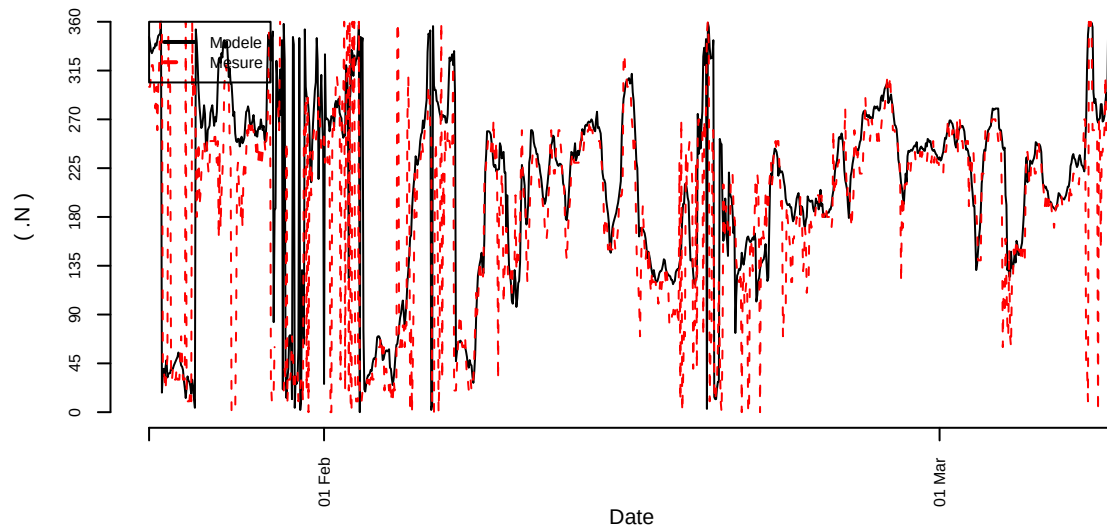
VI.1.1. Campagne 2007

Statistiques meteorologiques concernant la station Acheres

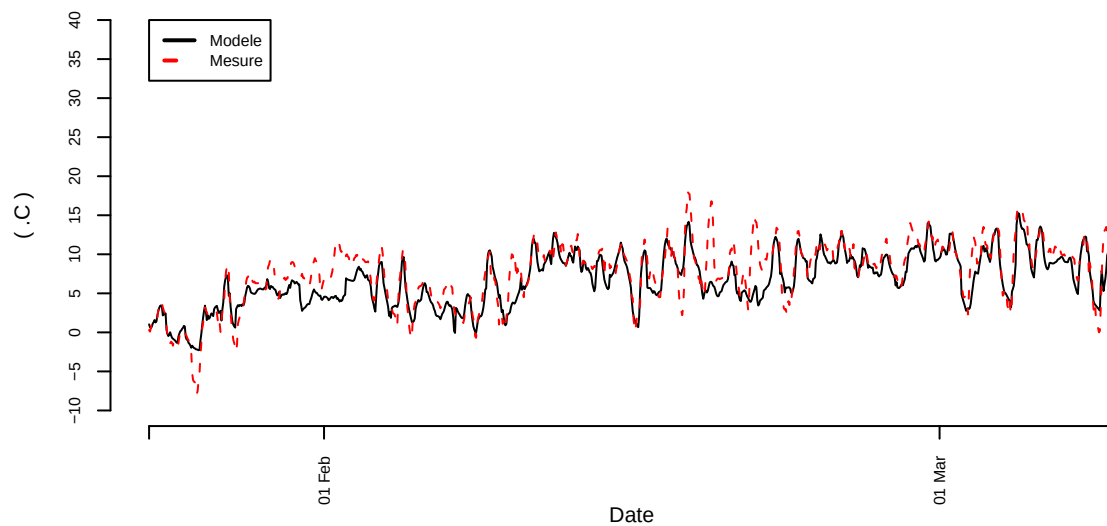
Vitesse du vent horaire a Acheres



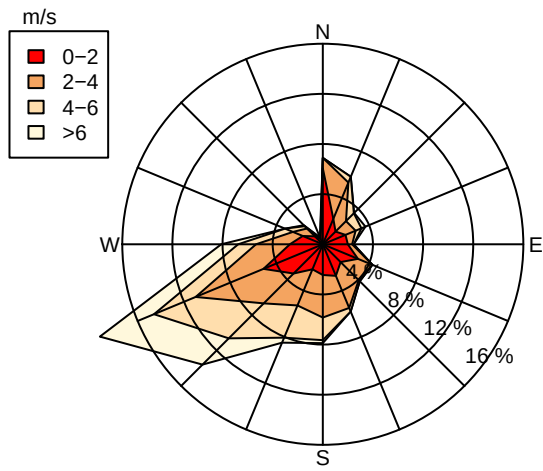
Direction du vent horaire a Acheres



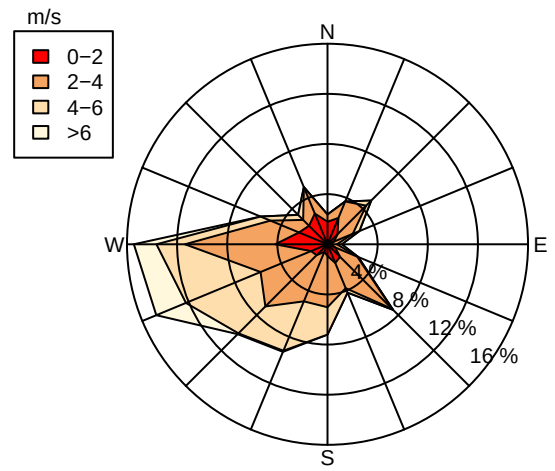
Temperature horaire a Acheres



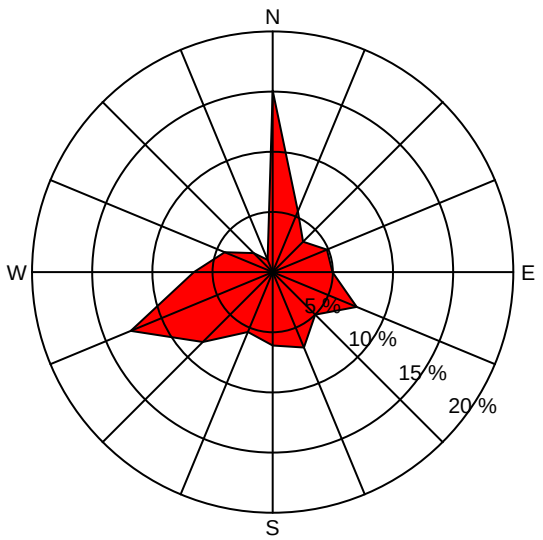
Rose des vents mesures



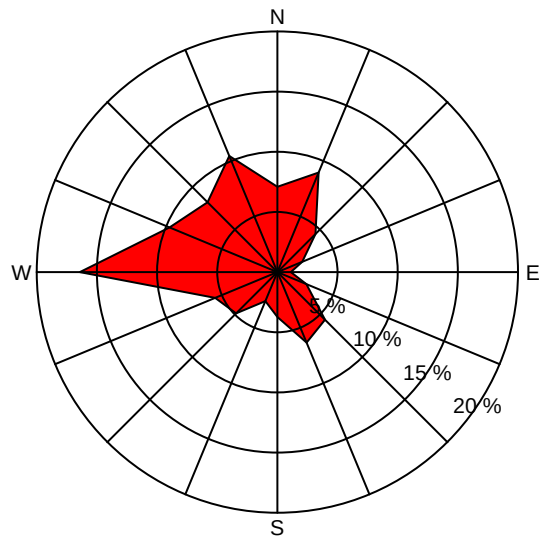
Rose des vents modelises



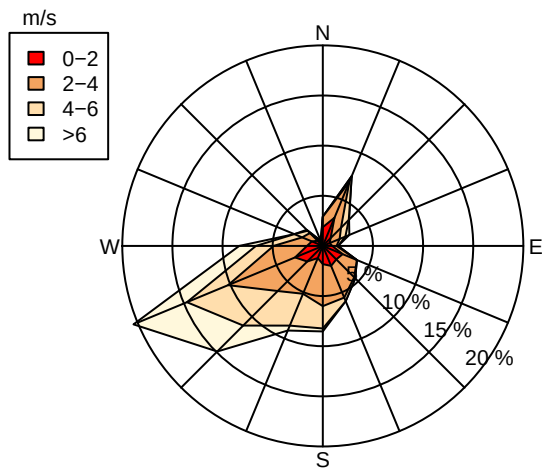
**Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s**



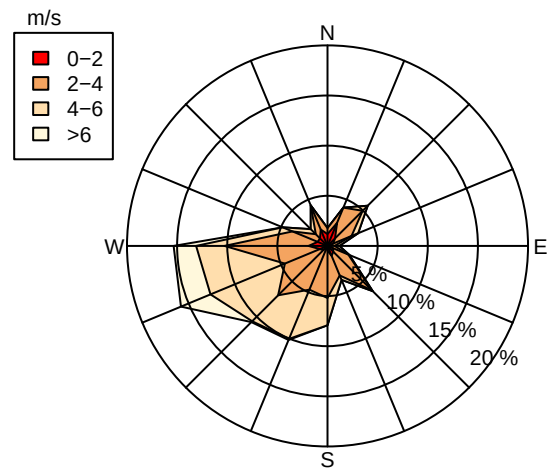
**Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s**



**Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s**



**Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s**



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

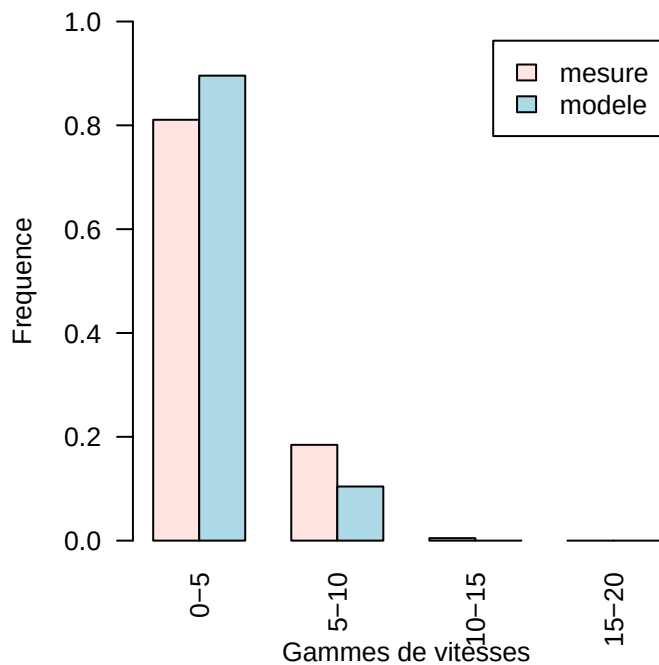
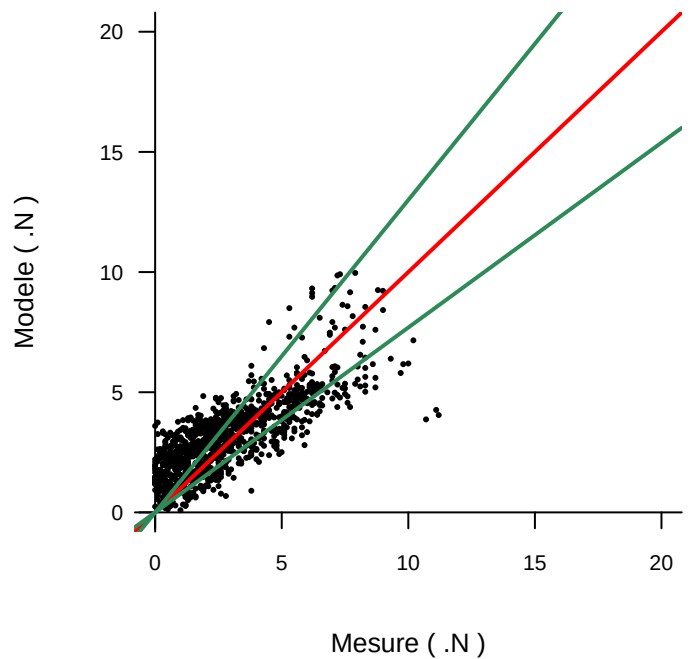
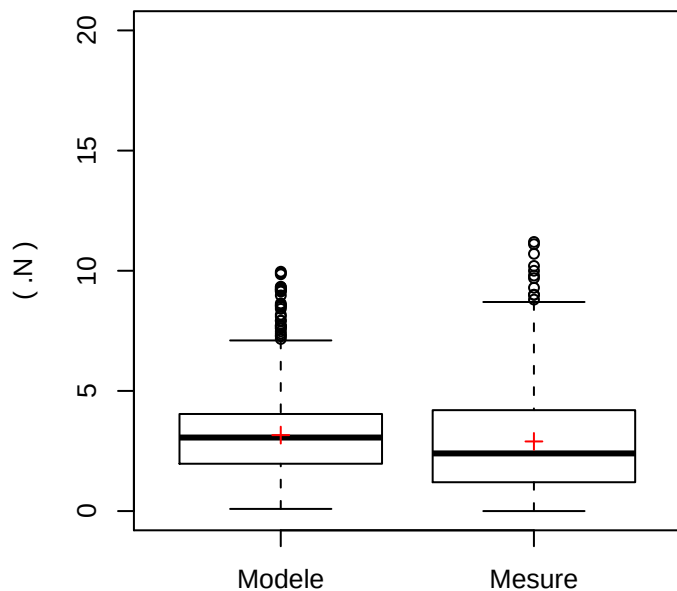


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

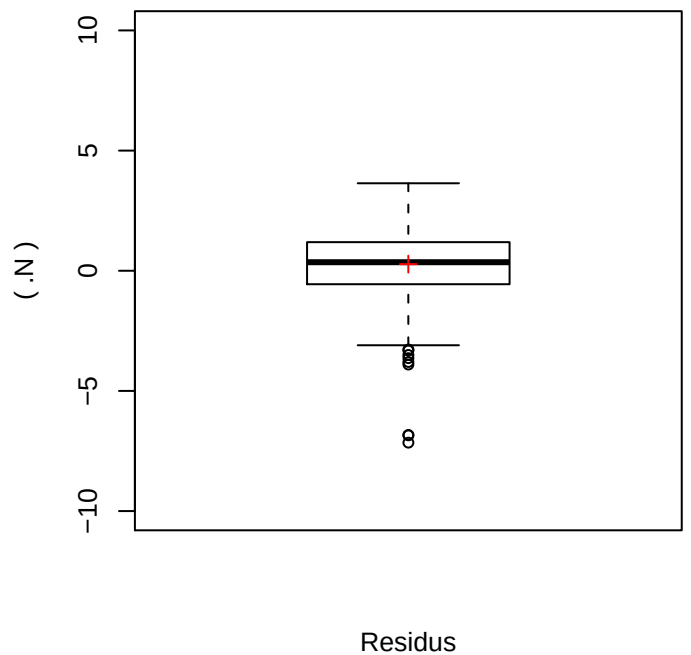
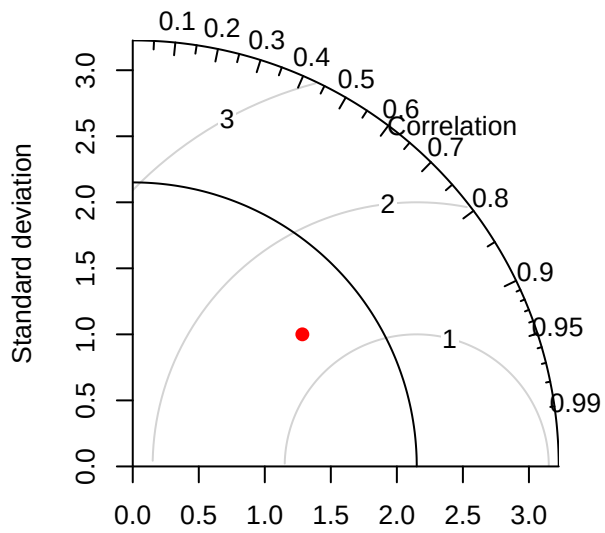
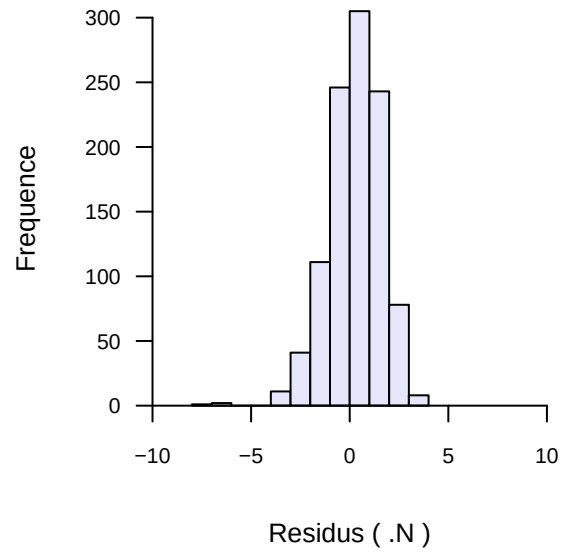


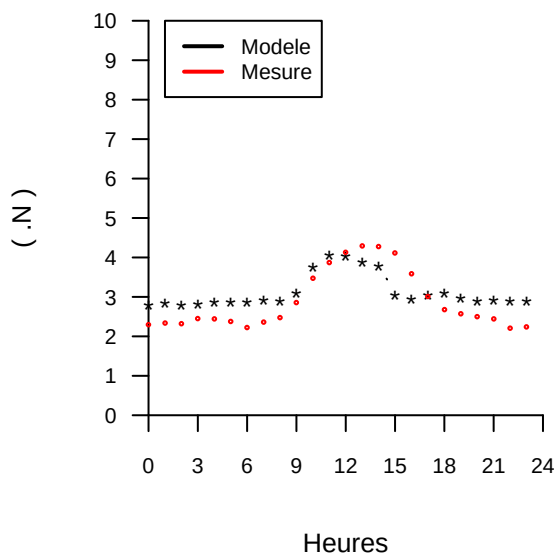
Diagramme de Taylor



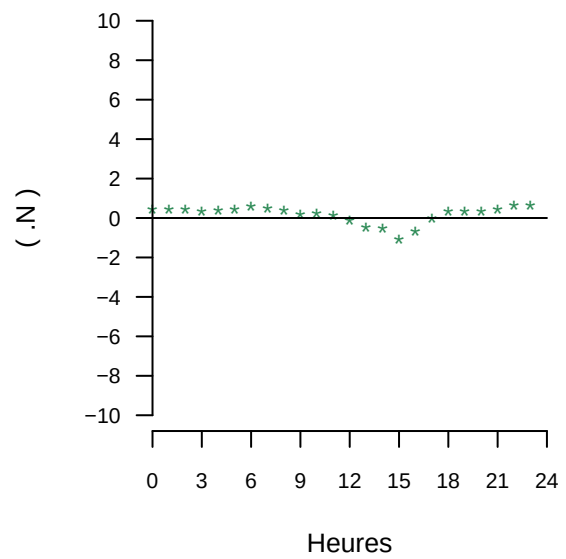
Histogramme des residus



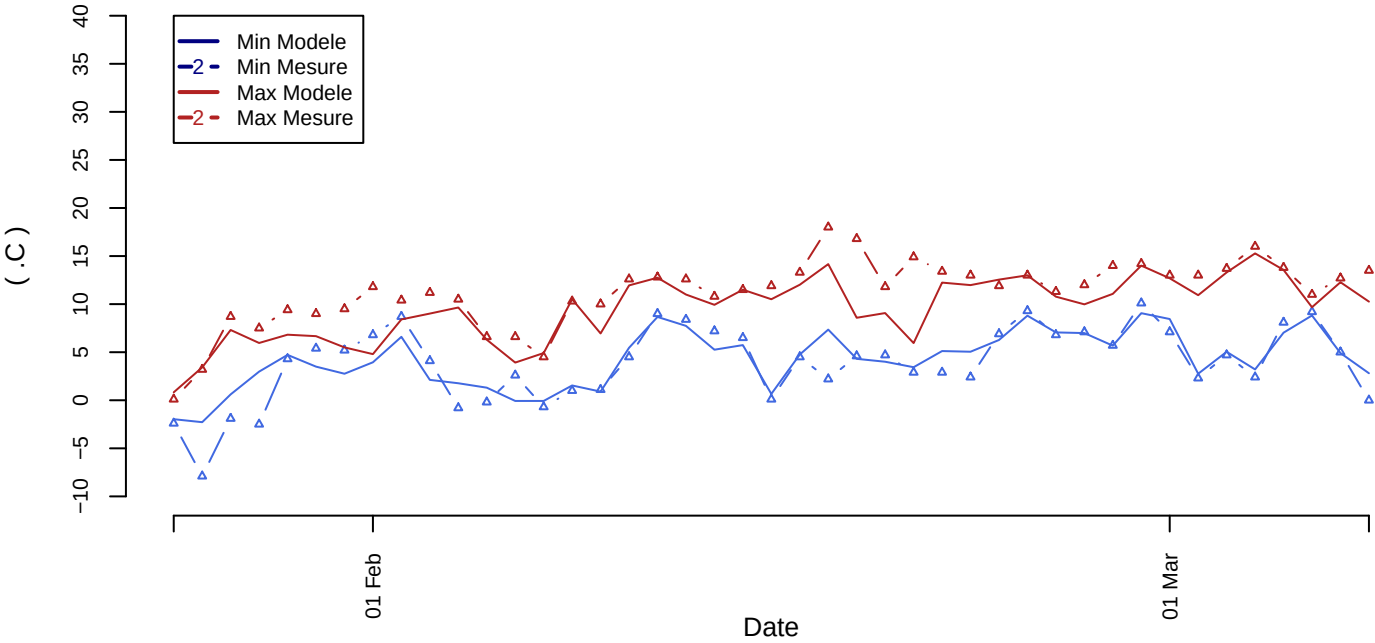
**Profil journalier moyen
en Vitesse du vent**



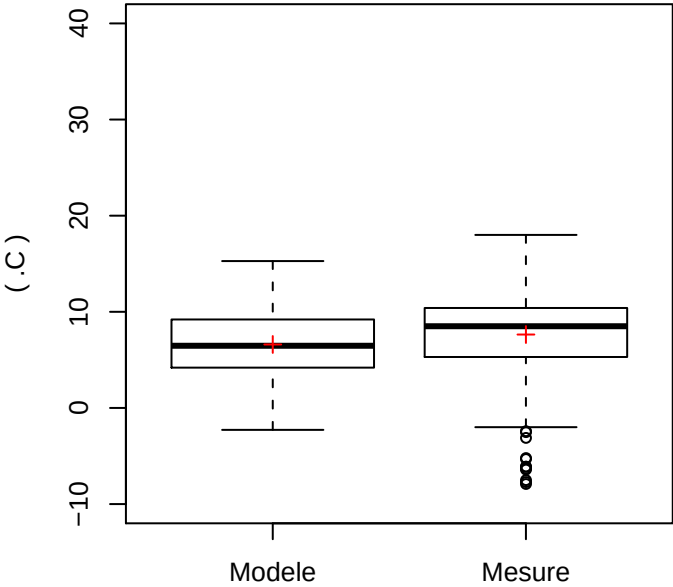
**Profil journalier moyen
des residus**



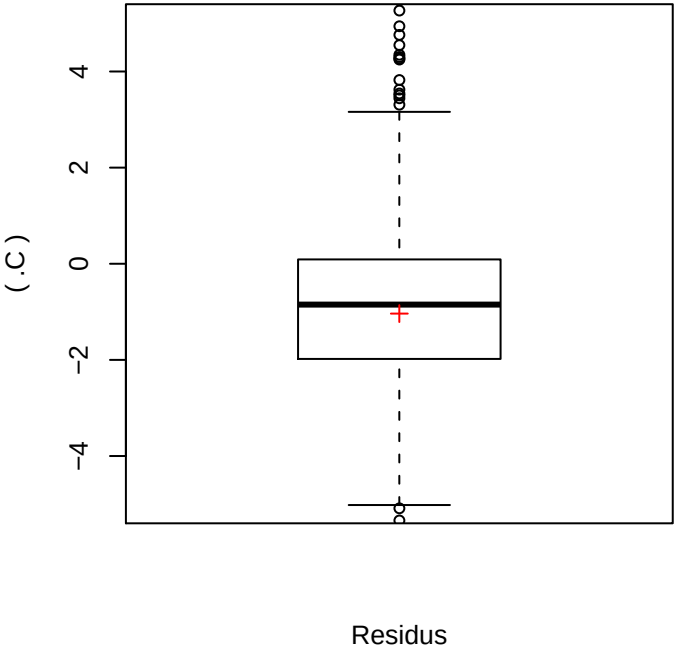
Temperature journaliere a Acheres



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

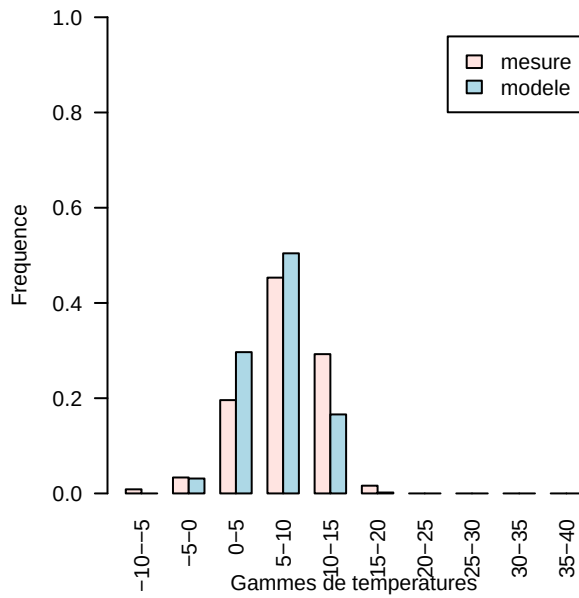
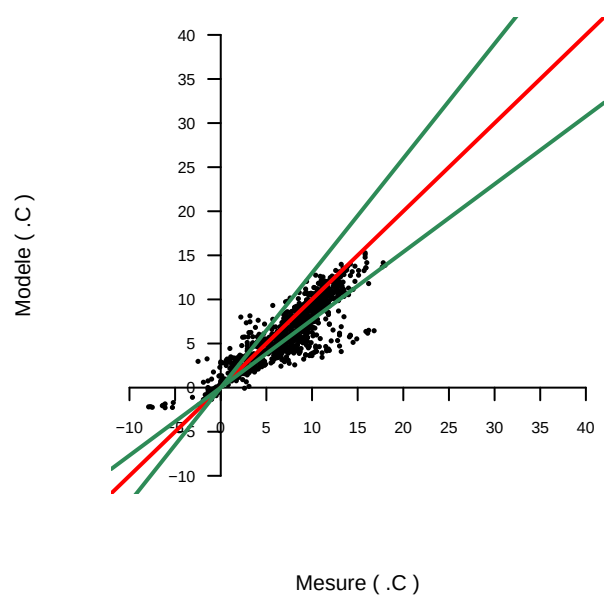


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

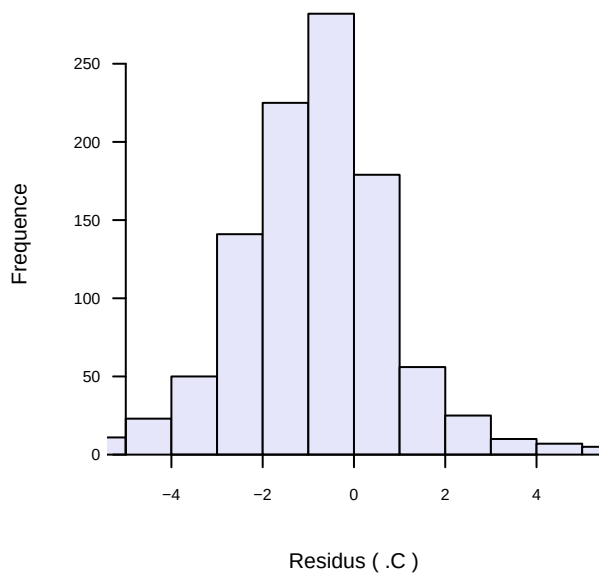
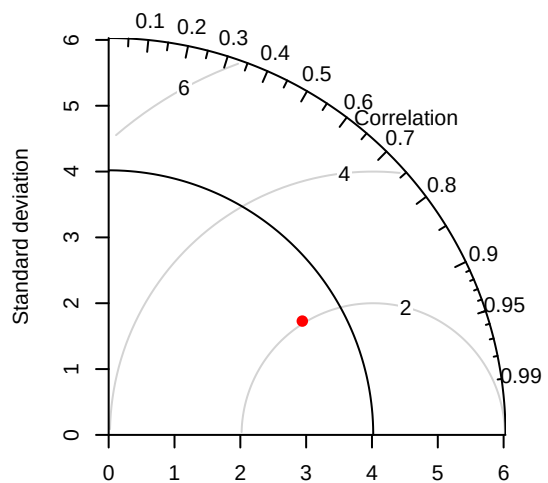
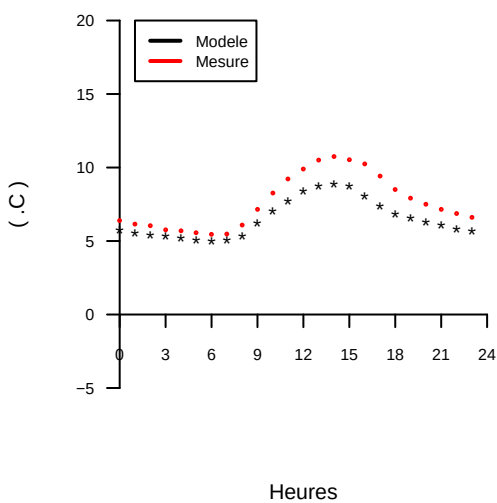


Diagramme de Taylor

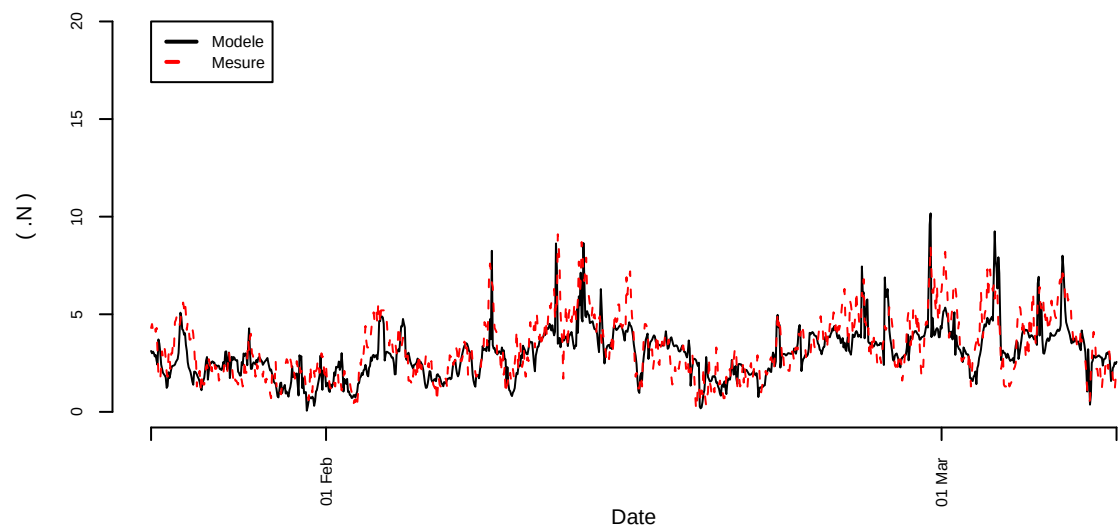


Profil journalier moyen en Temperature

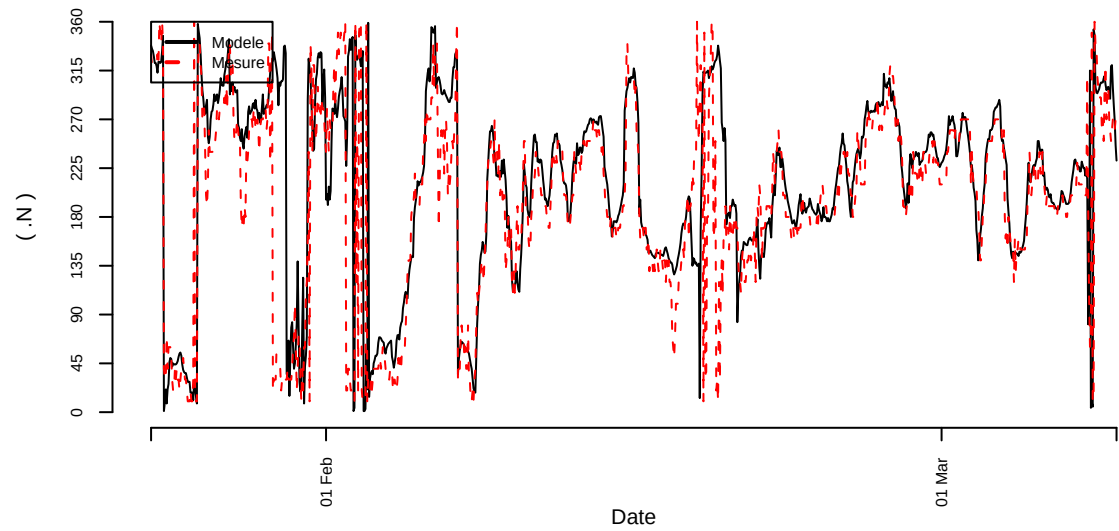


Statistiques meteorologiques concernant la station Montsouris

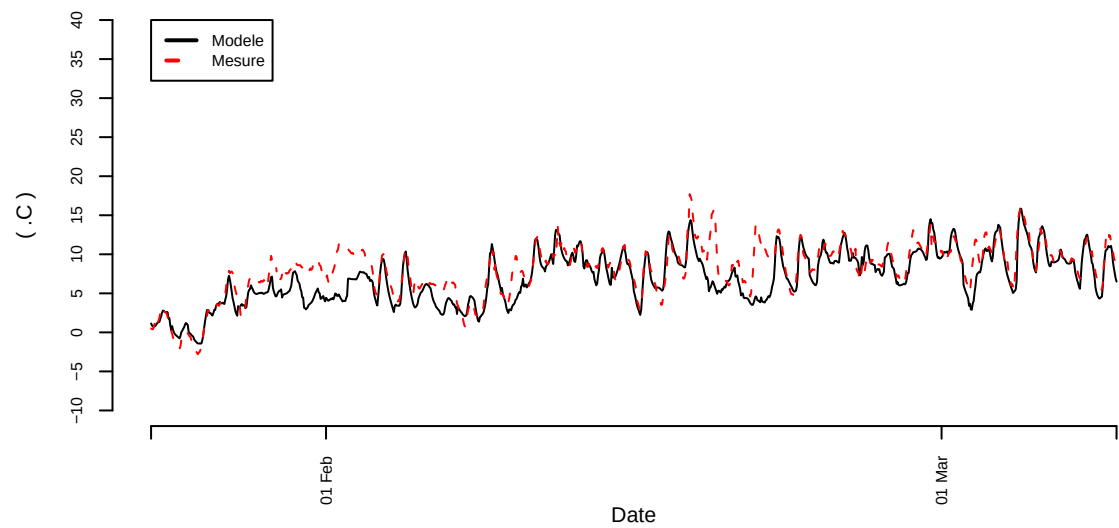
Vitesse du vent horaire a Montsouris



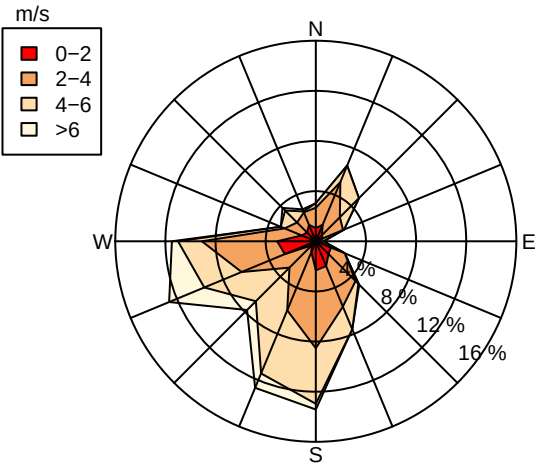
Direction du vent horaire a Montsouris



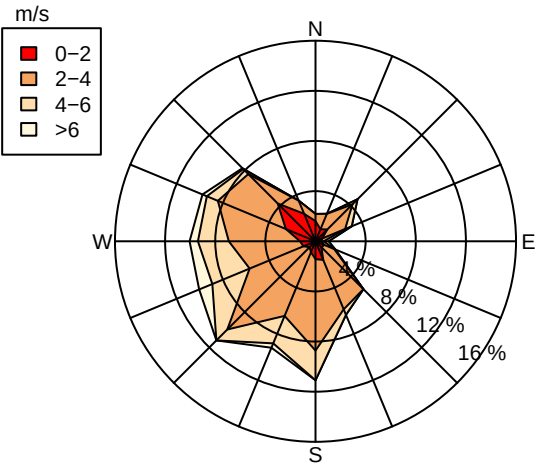
Temperature horaire a Montsouris



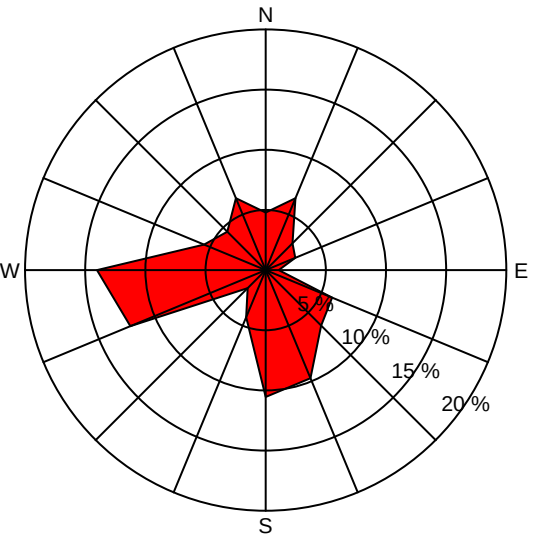
Rose des vents mesures



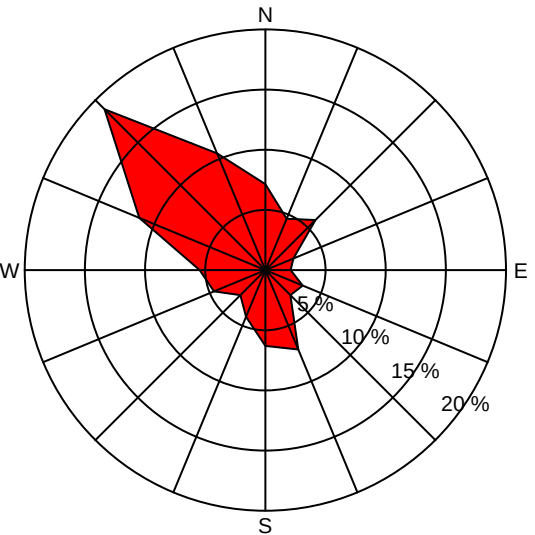
Rose des vents modelises



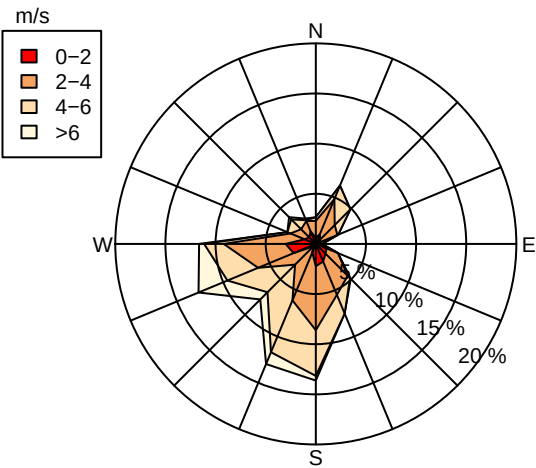
Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s



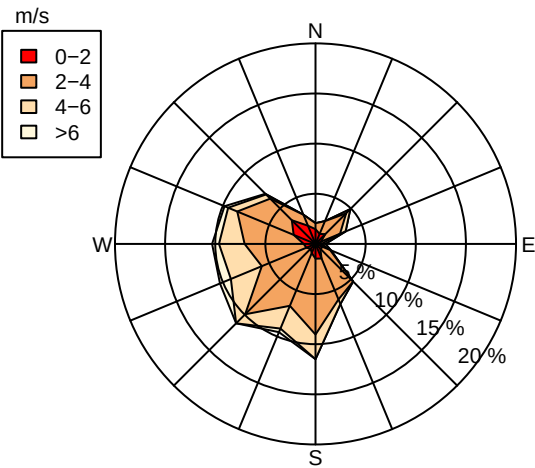
Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s



Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s



Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

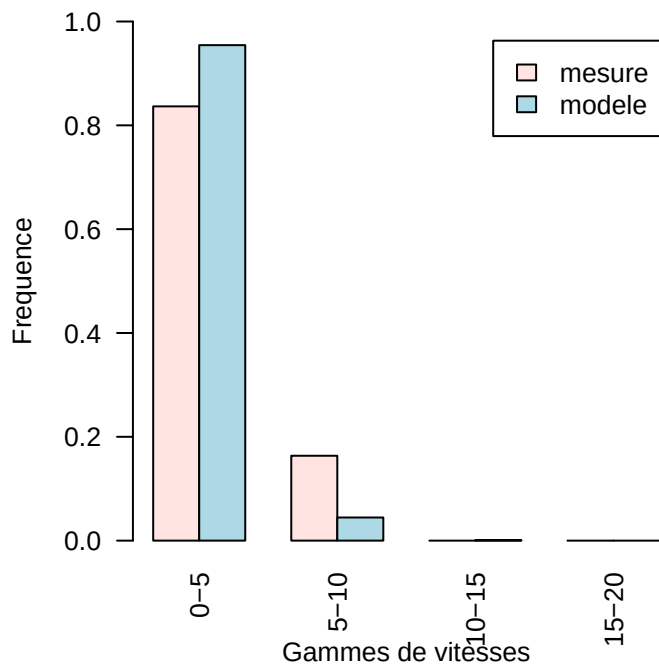
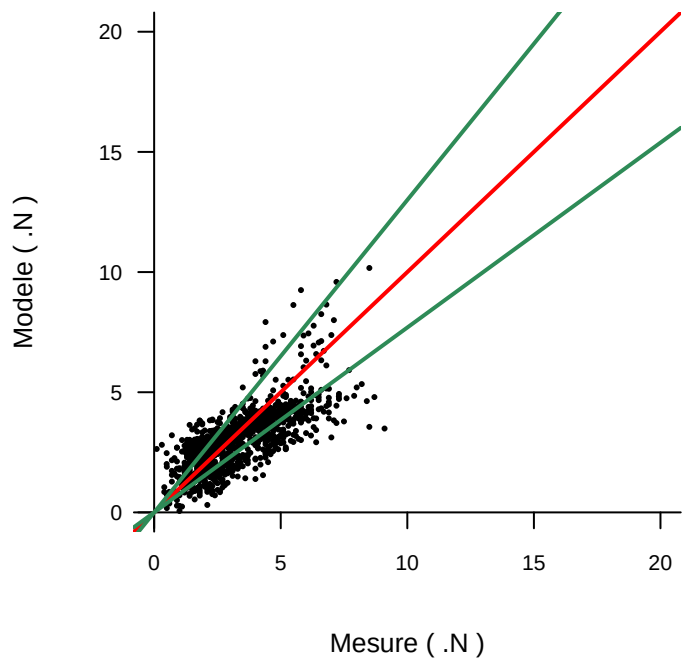
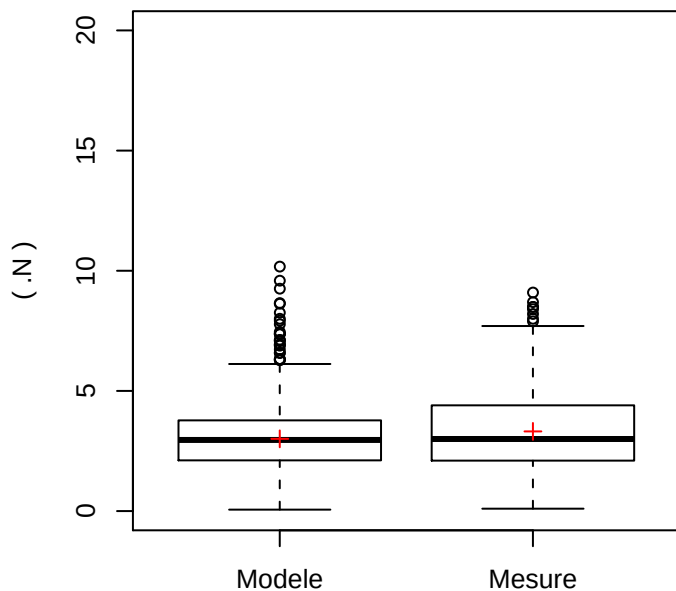


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

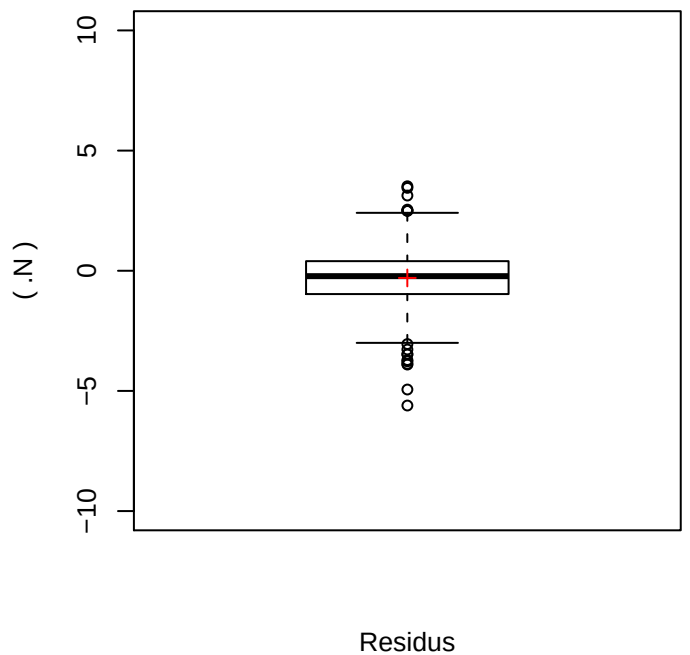
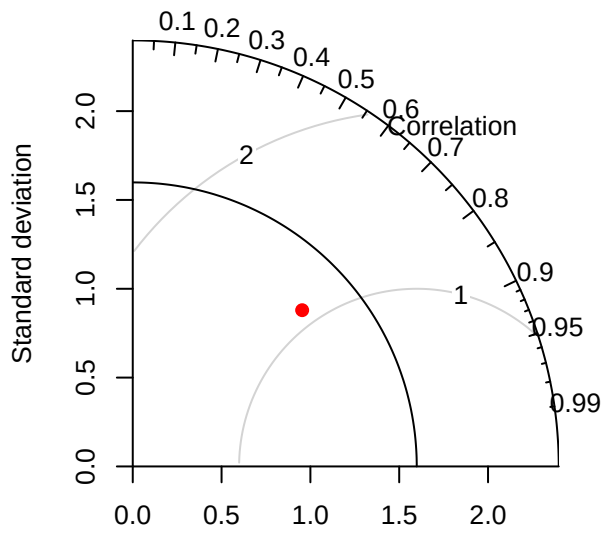
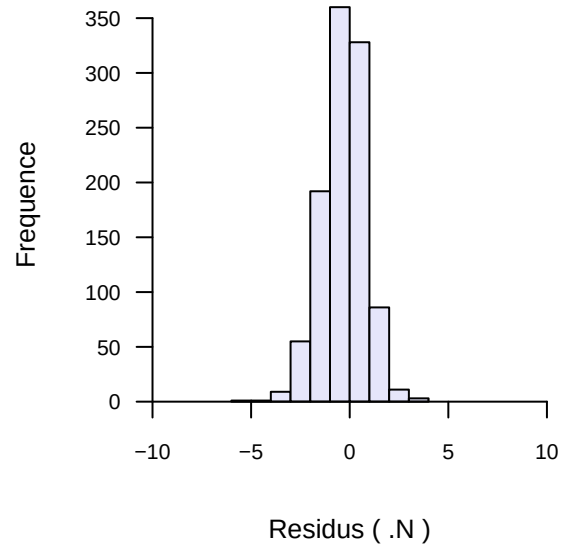


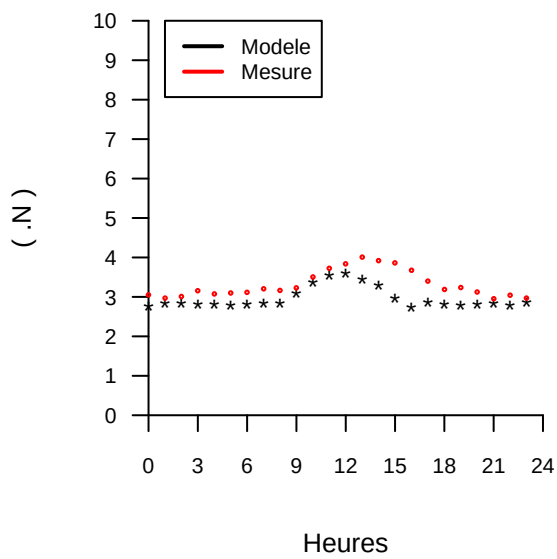
Diagramme de Taylor



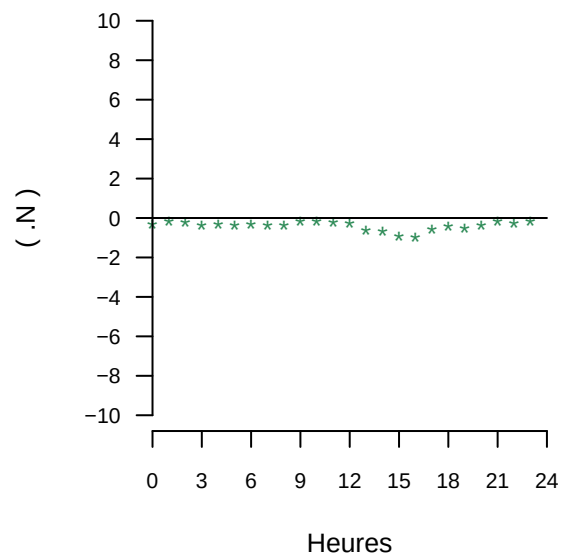
Histogramme des residus



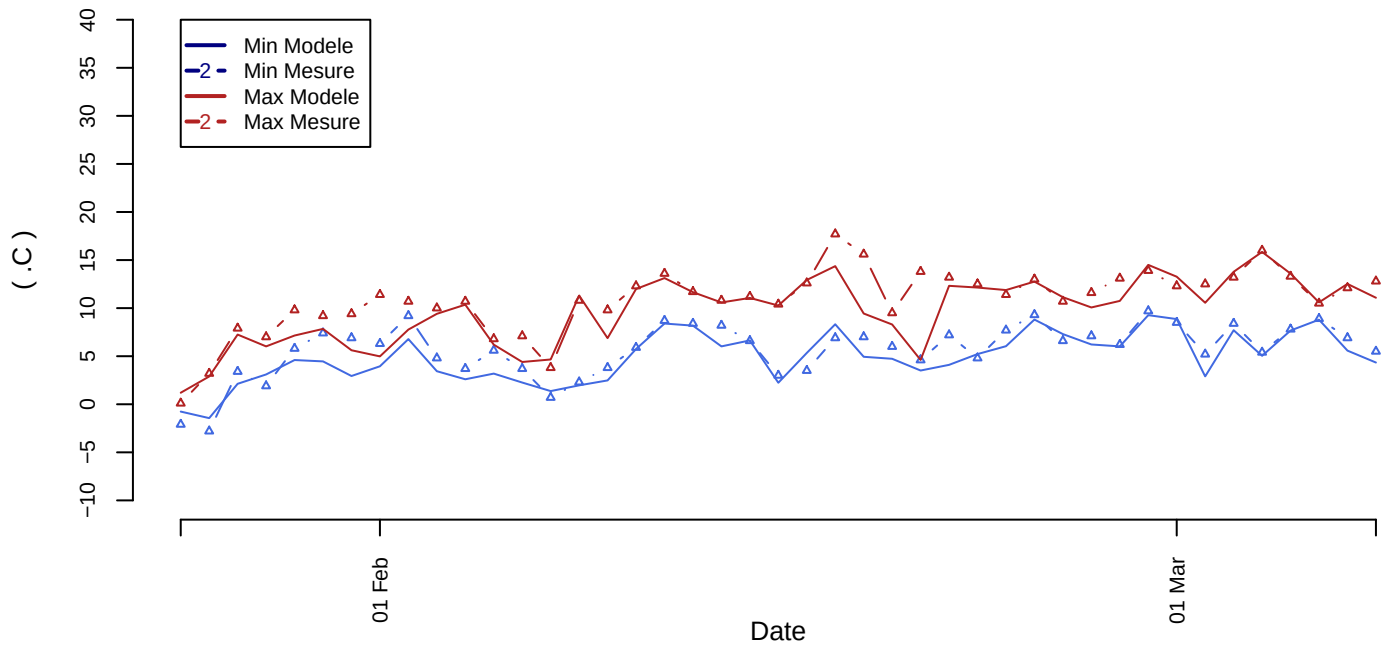
**Profil journalier moyen
en Vitesse du vent**



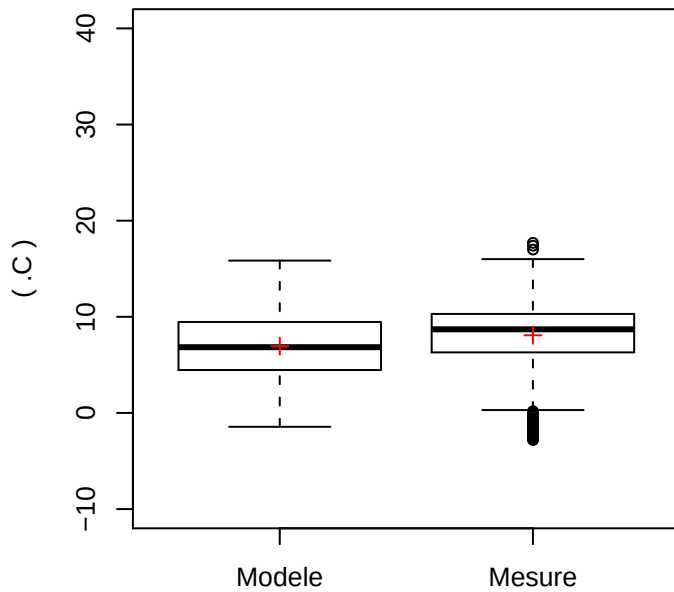
**Profil journalier moyen
des residus**



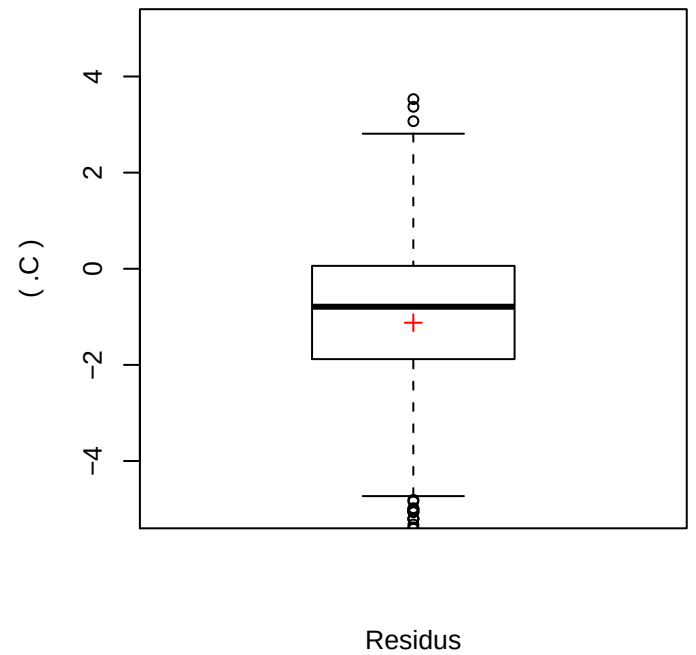
Temperature journaliere a Montsouris



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

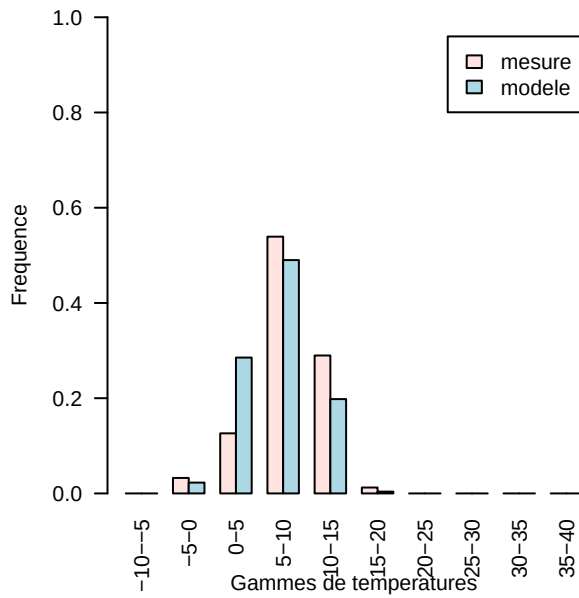
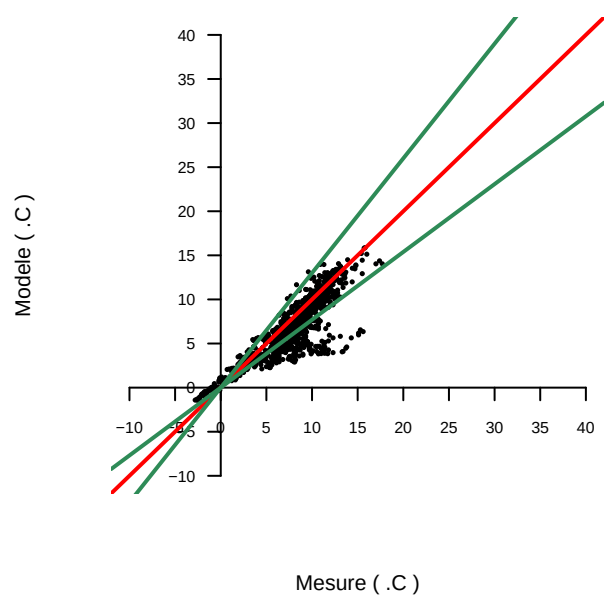


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

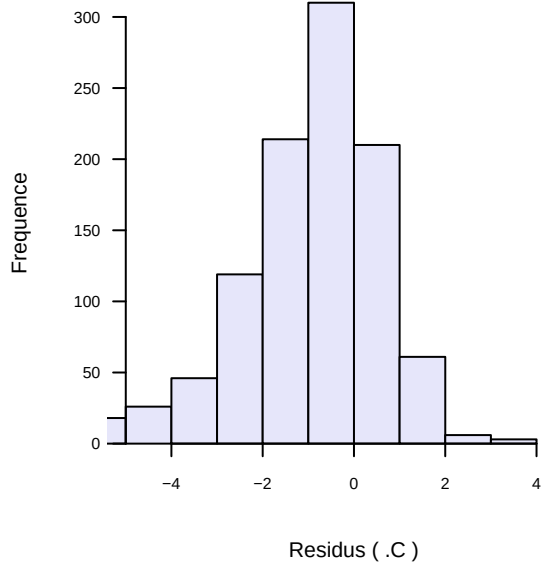
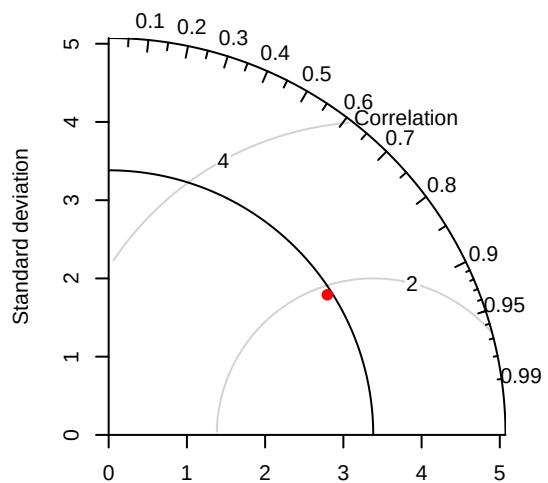
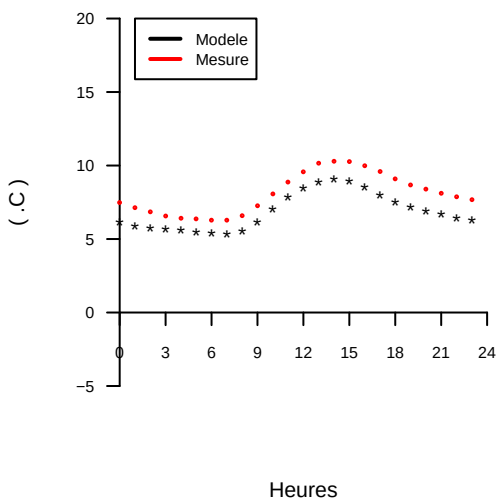


Diagramme de Taylor

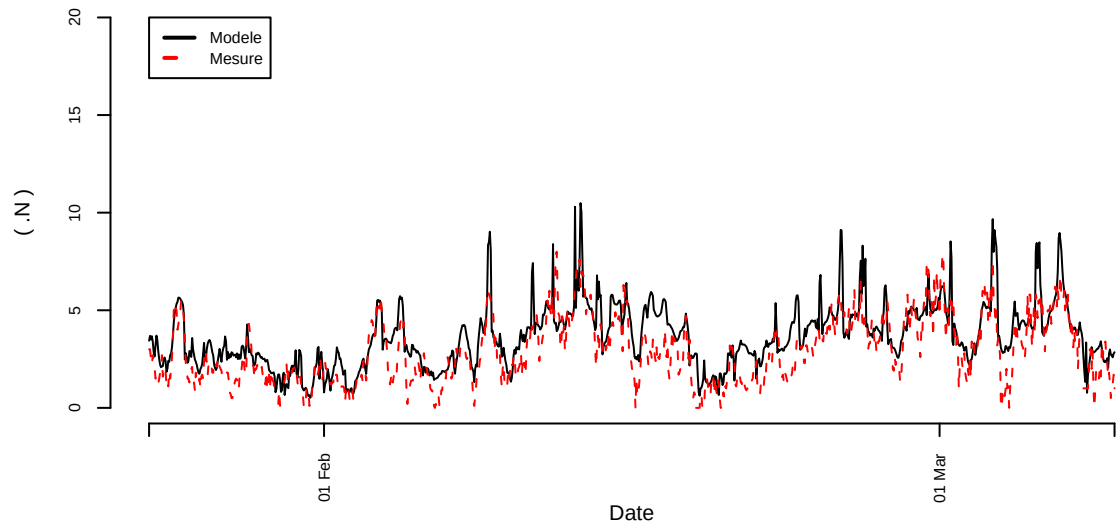


Profil journalier moyen en Temperature

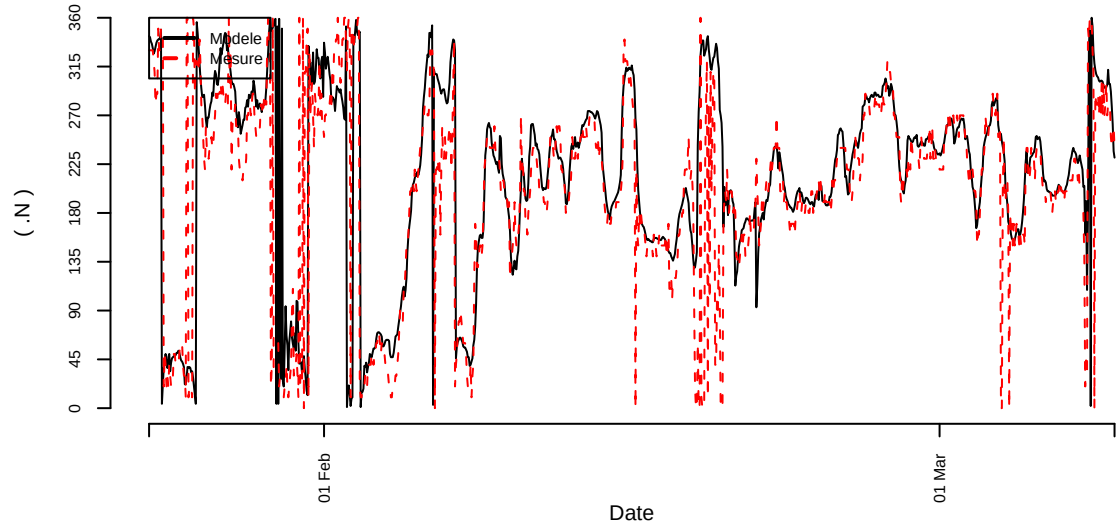


Statistiques meteorologiques concernant la station Trappes

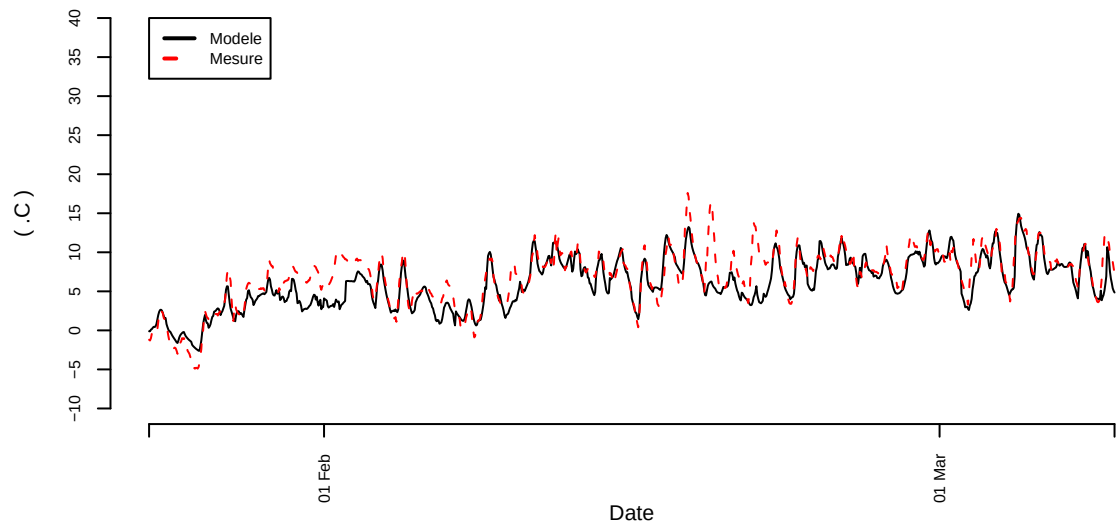
Vitesse du vent horaire a Trappes



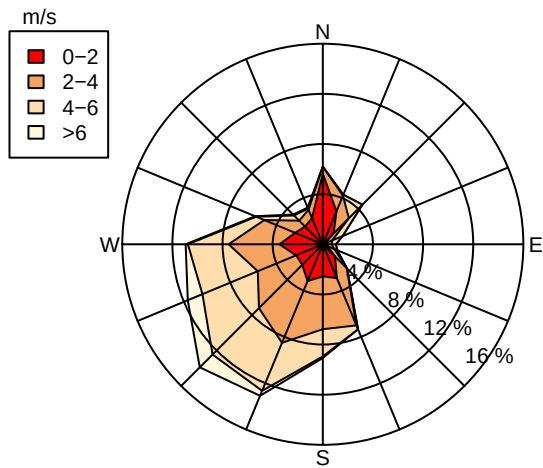
Direction du vent horaire a Trappes



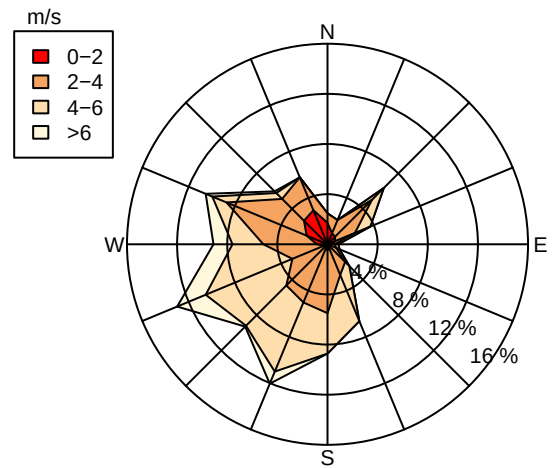
Temperature horaire a Trappes



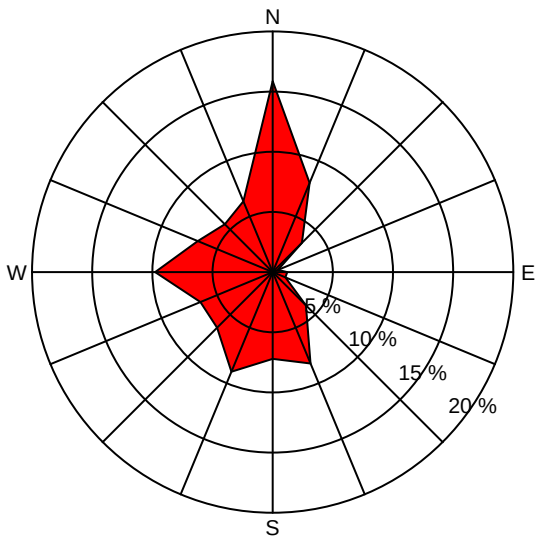
Rose des vents mesures



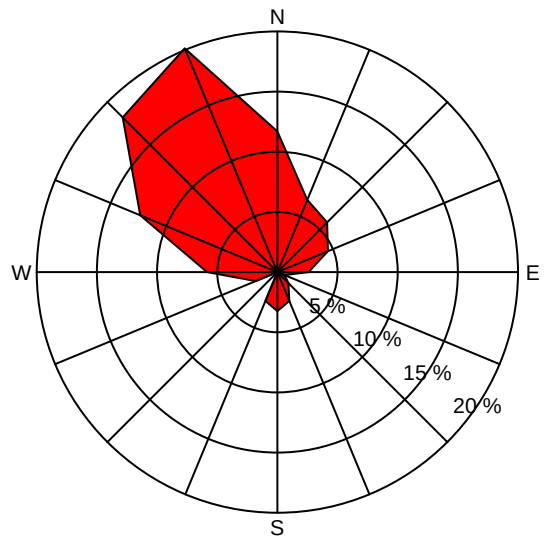
Rose des vents modelises



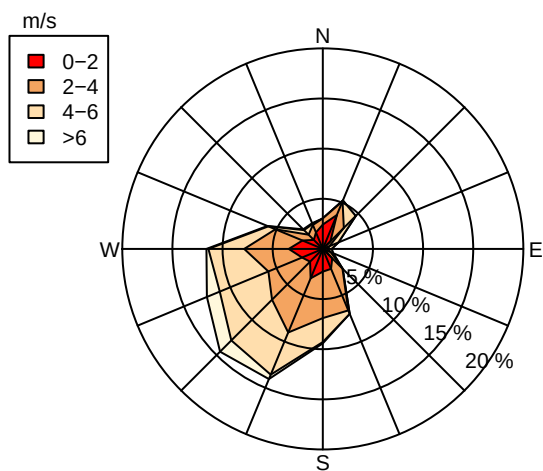
**Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s**



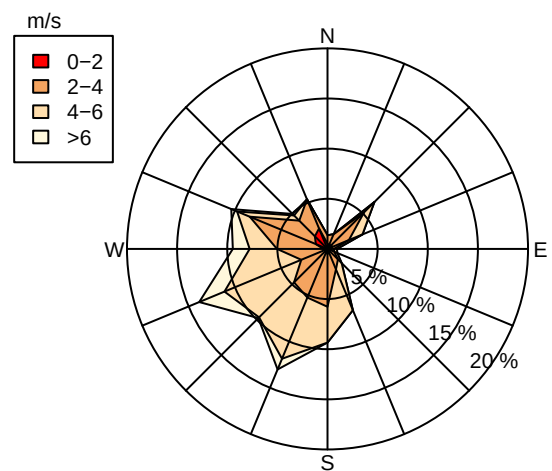
**Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s**



**Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s**



**Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s**



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

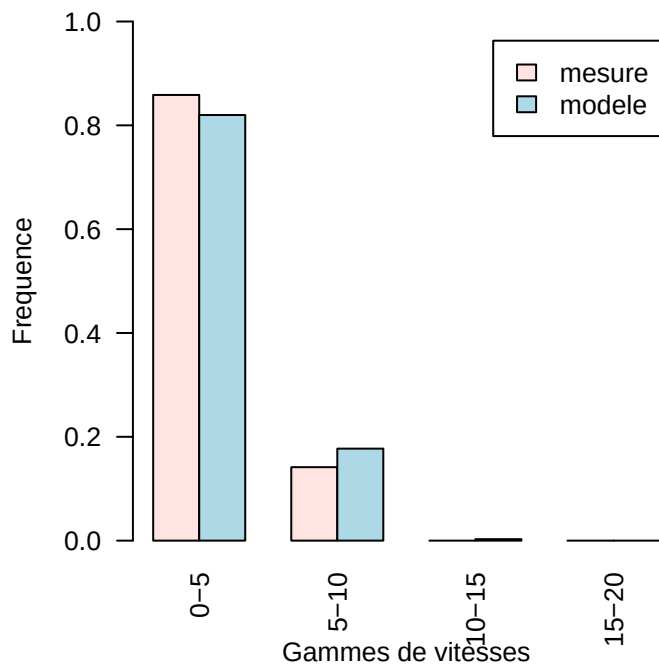
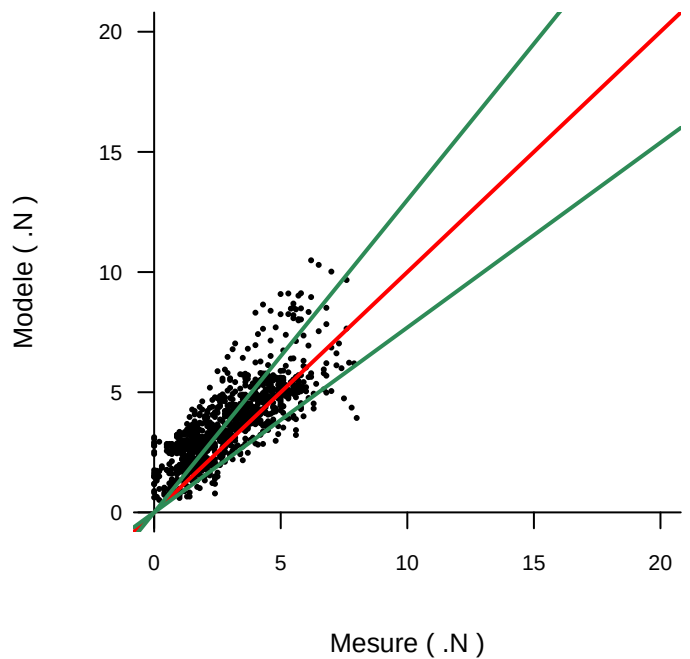
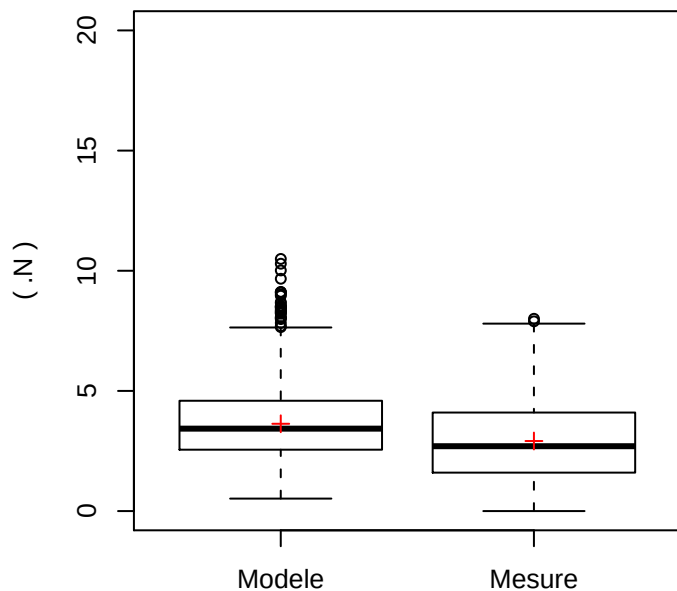


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

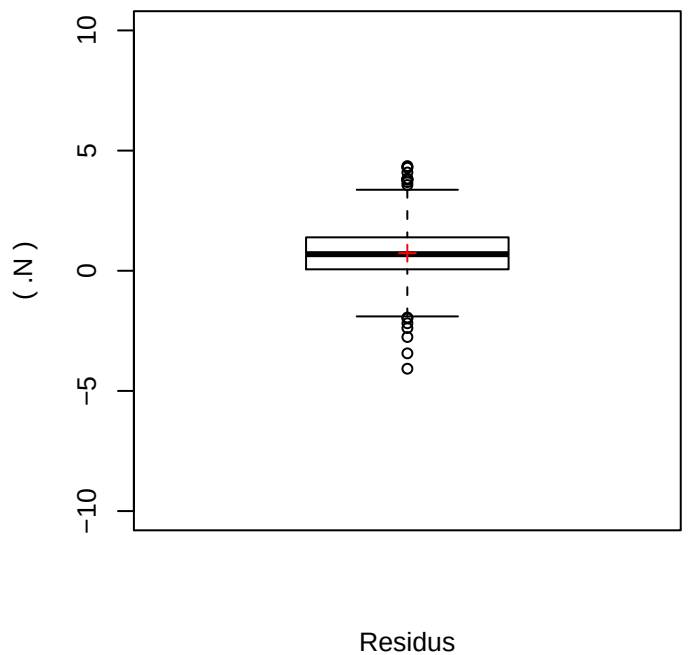
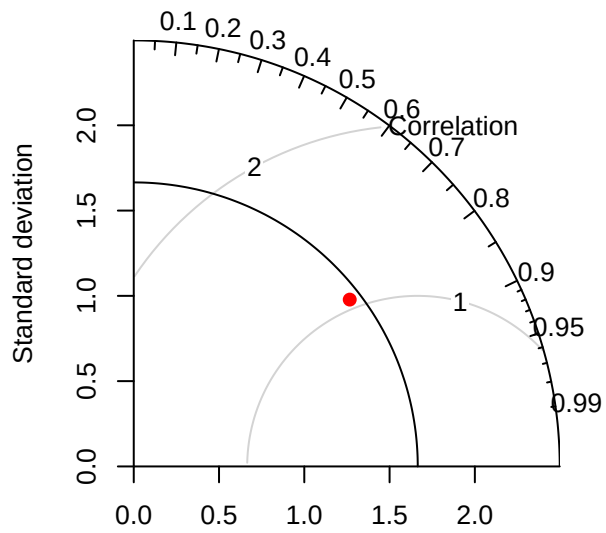
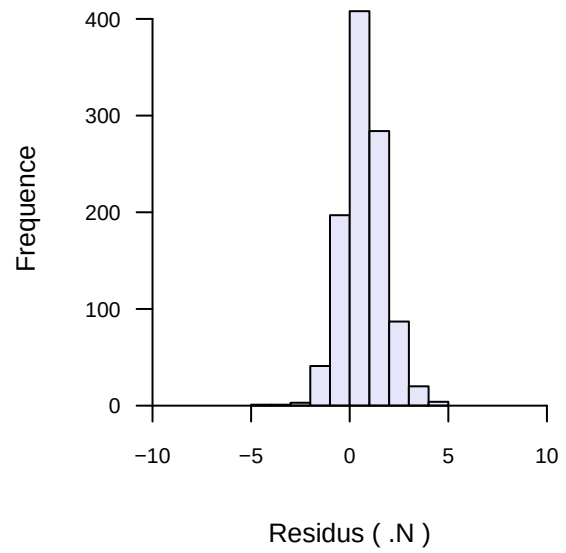


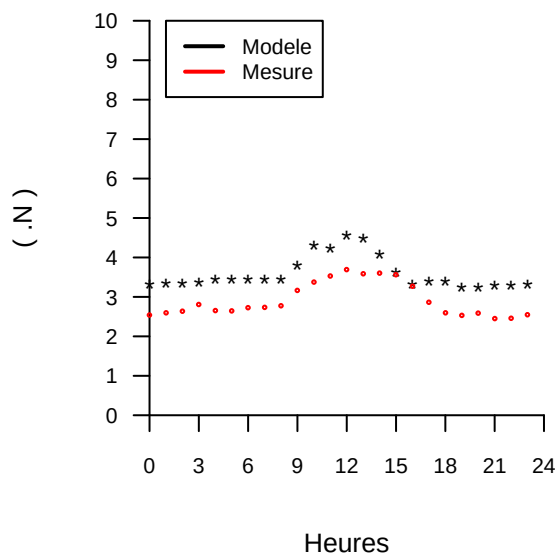
Diagramme de Taylor



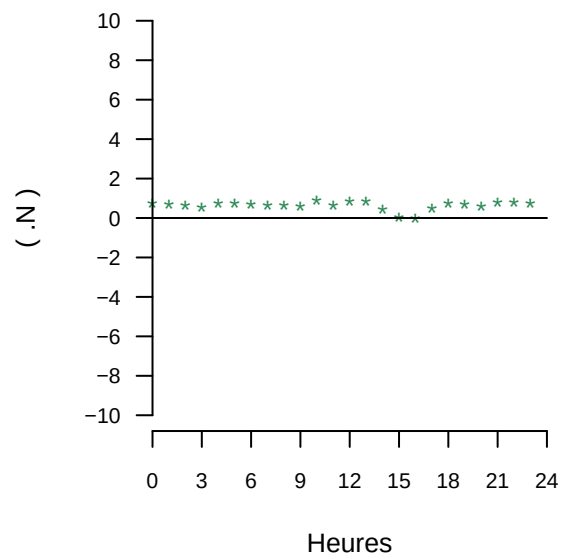
Histogramme des residus



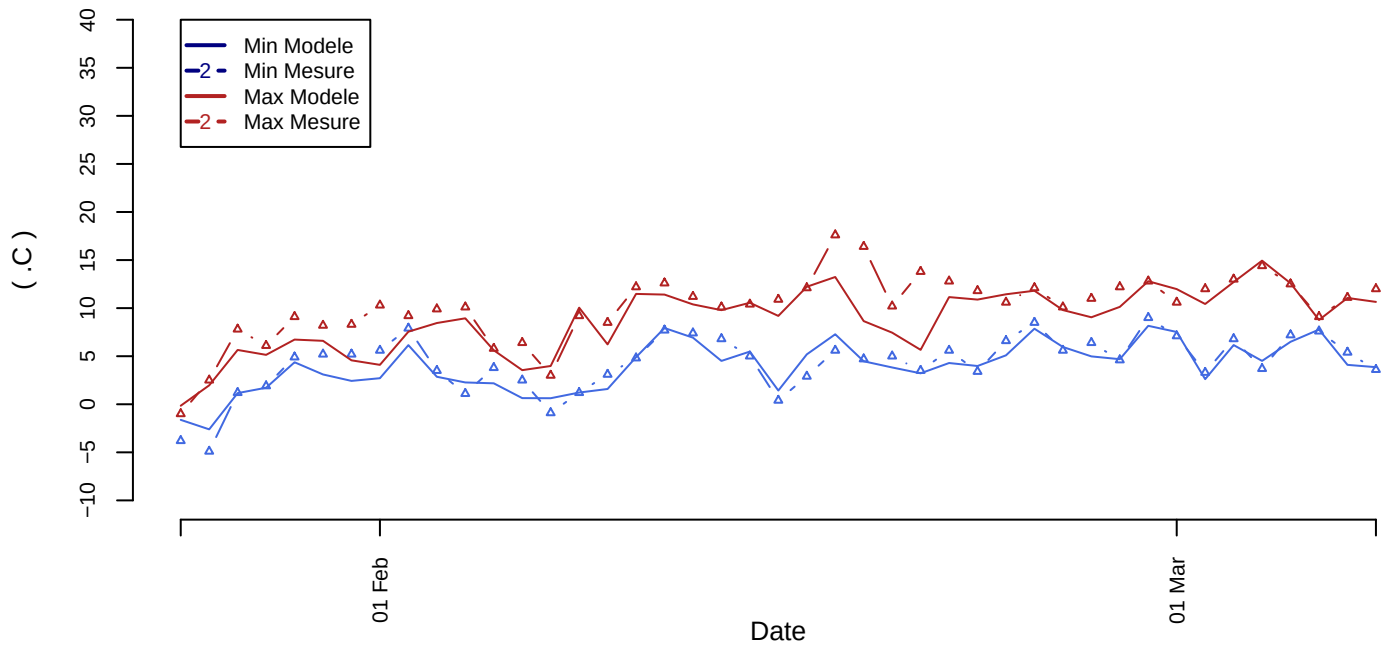
Profil journalier moyen en Vitesse du vent



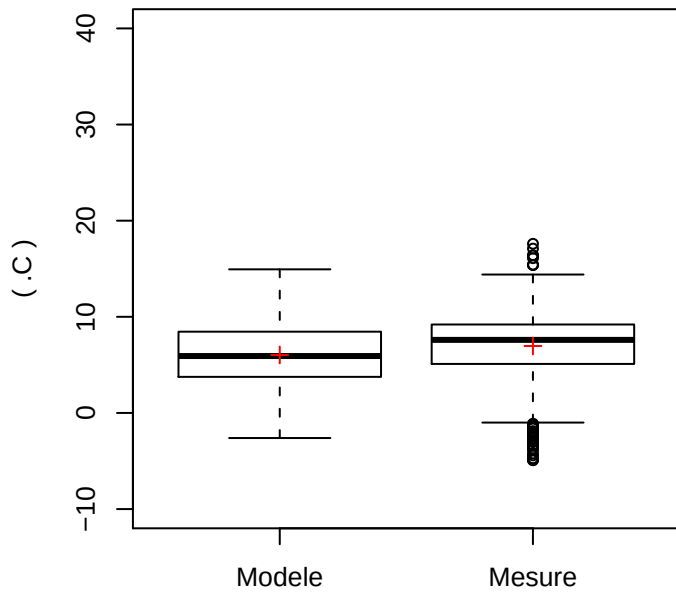
Profil journalier moyen des residus



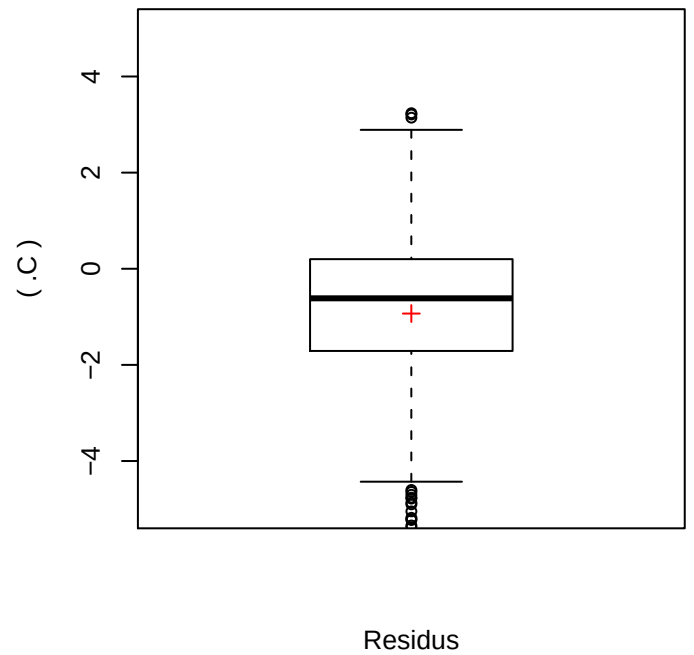
Temperature journaliere a Trappes



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

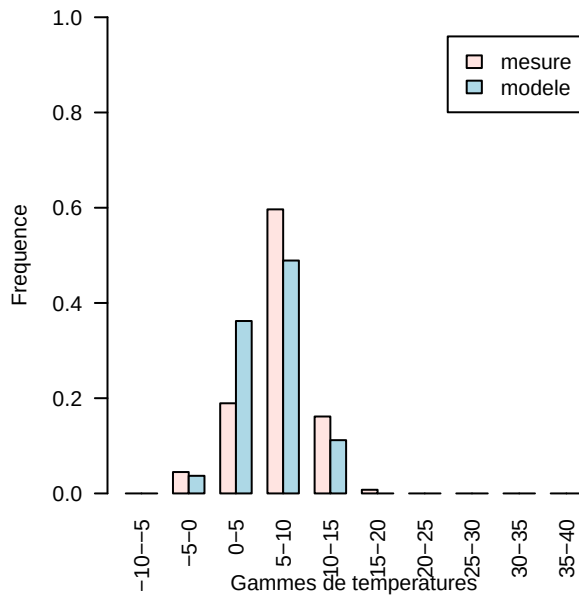
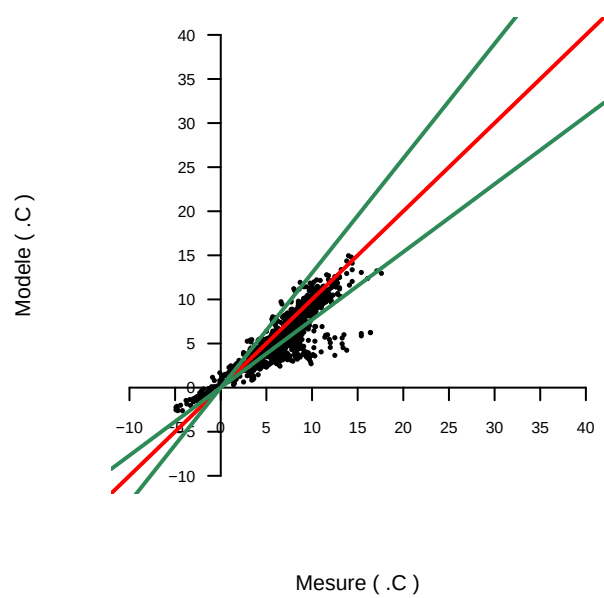


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

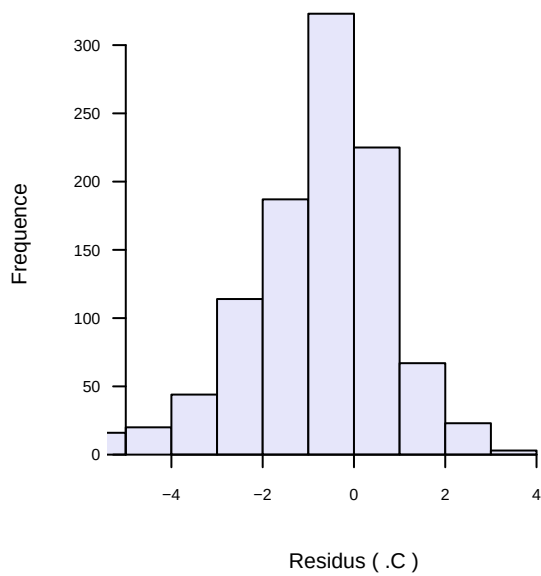
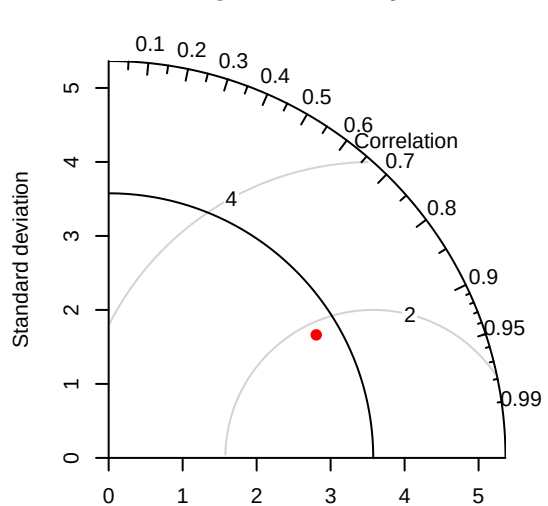
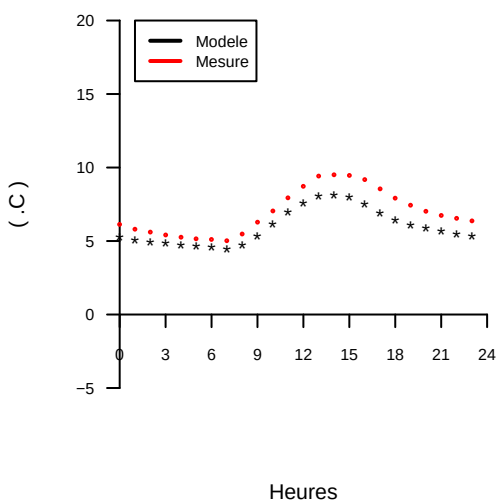


Diagramme de Taylor



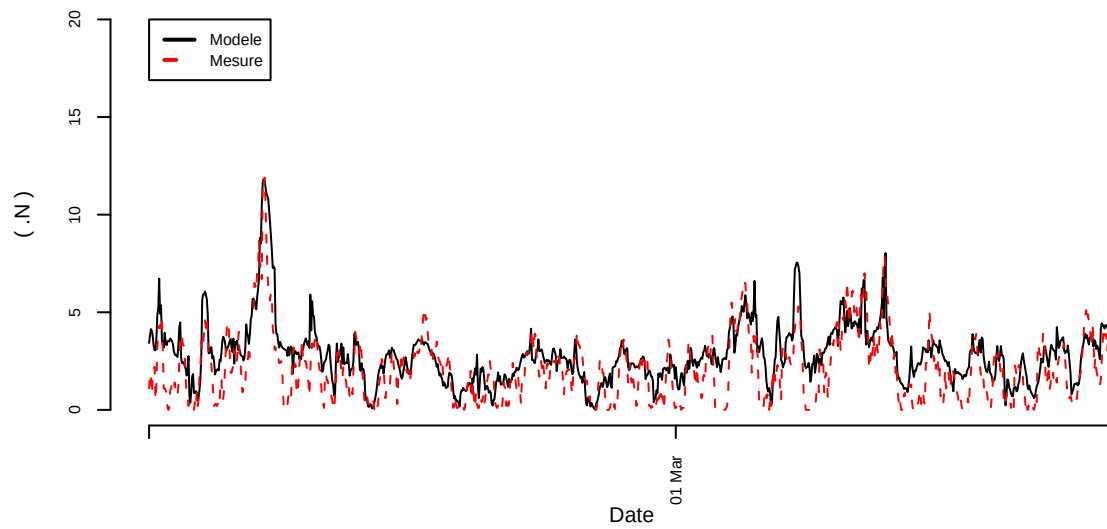
Profil journalier moyen en Temperature



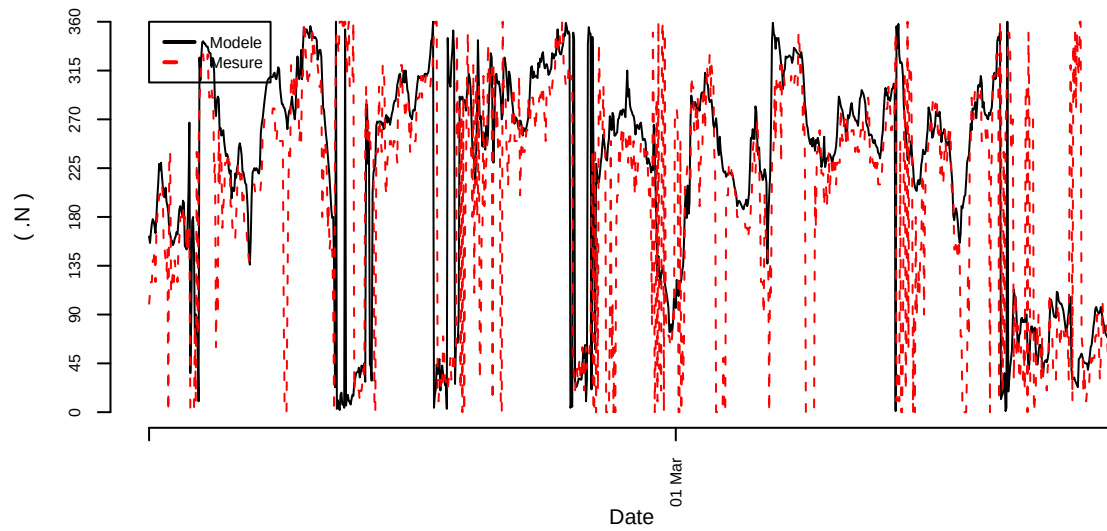
VI.1.2. Campagne 2009

Statistiques meteorologiques concernant la station Acheres

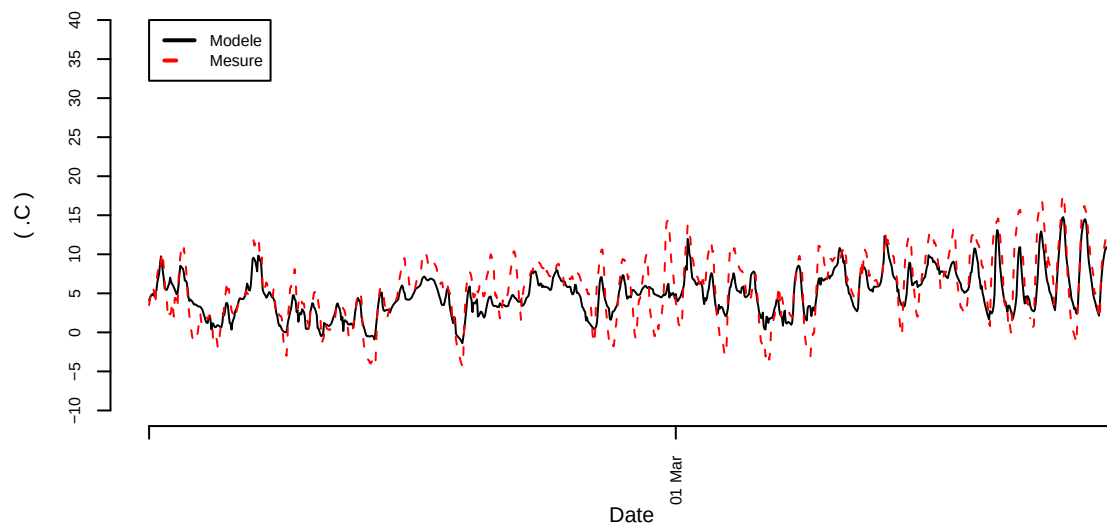
Vitesse du vent horaire a Acheres



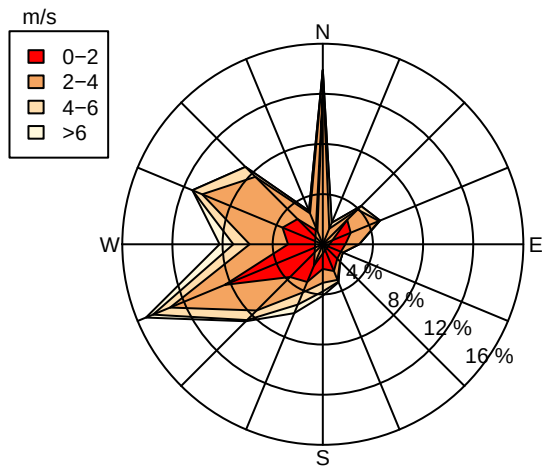
Direction du vent horaire a Acheres



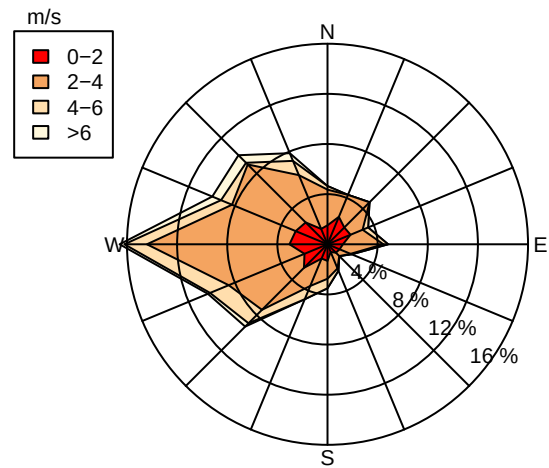
Temperature horaire a Acheres



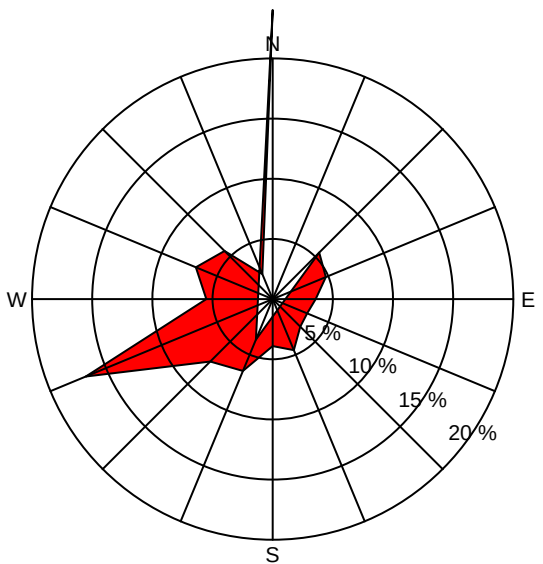
Rose des vents mesures



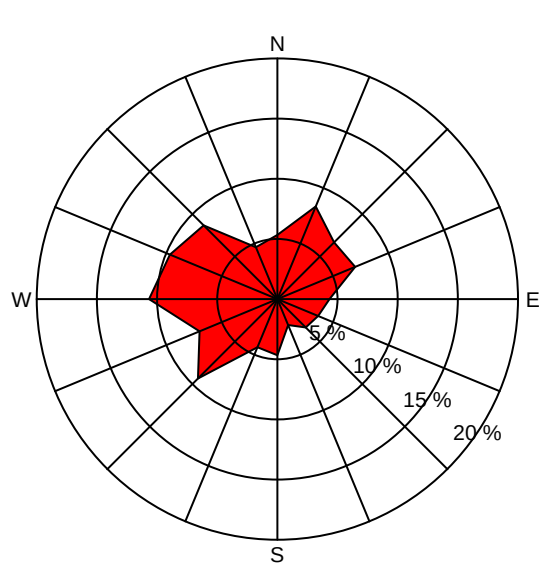
Rose des vents modelises



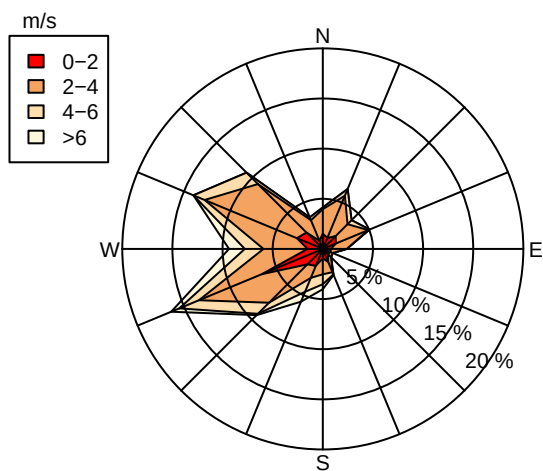
Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s



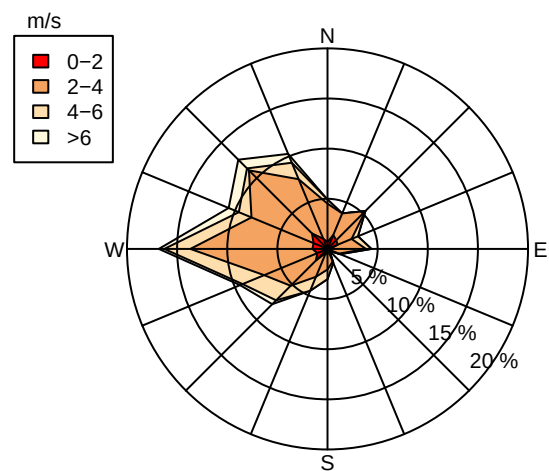
Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s



Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s



Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

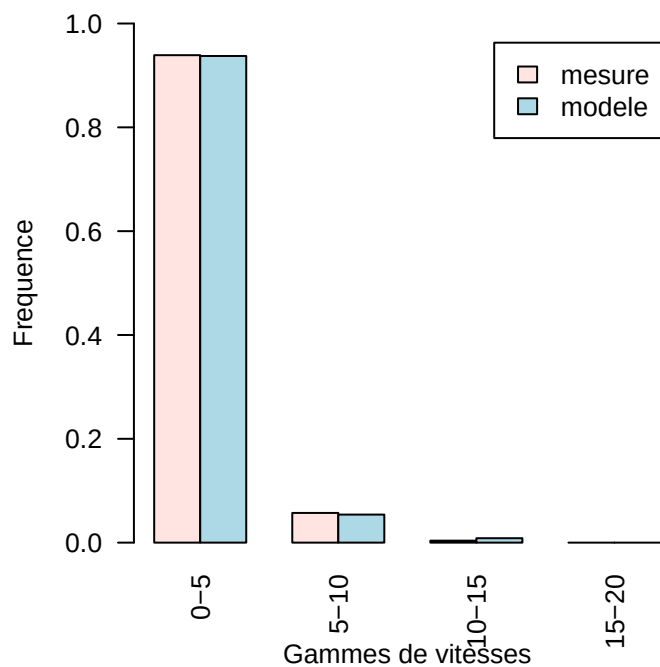
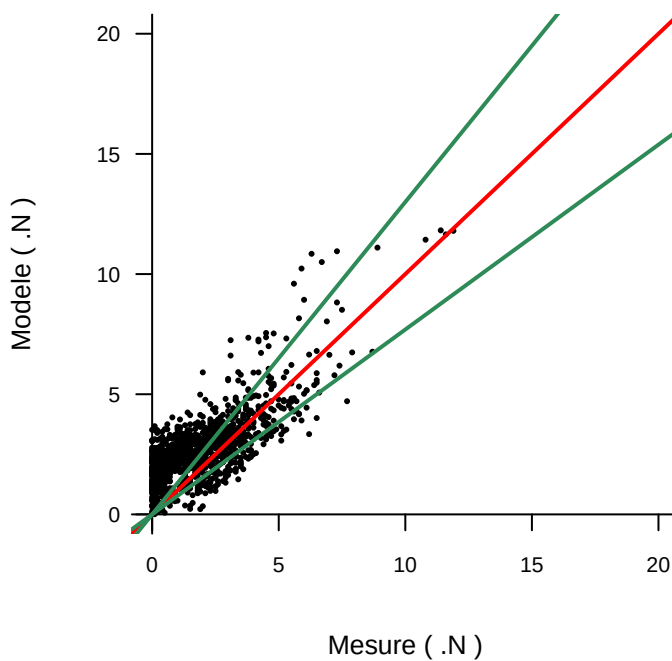
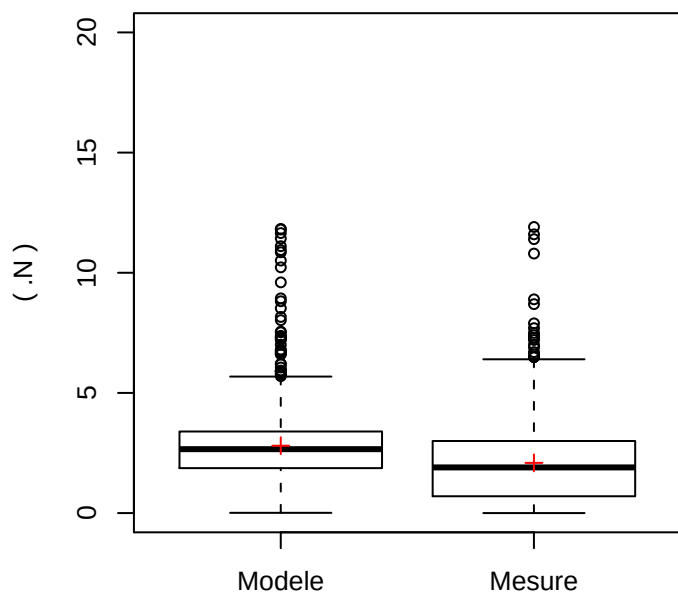


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

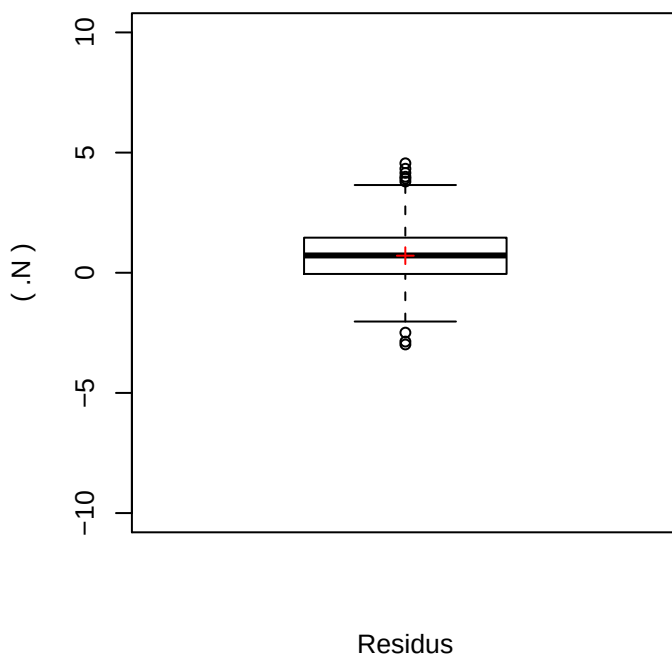
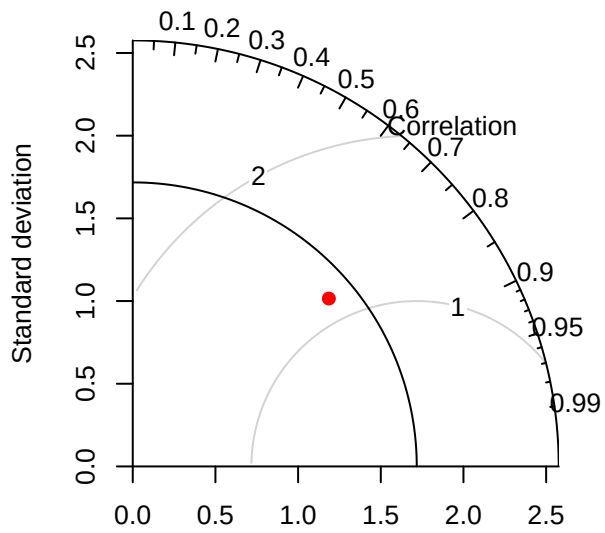
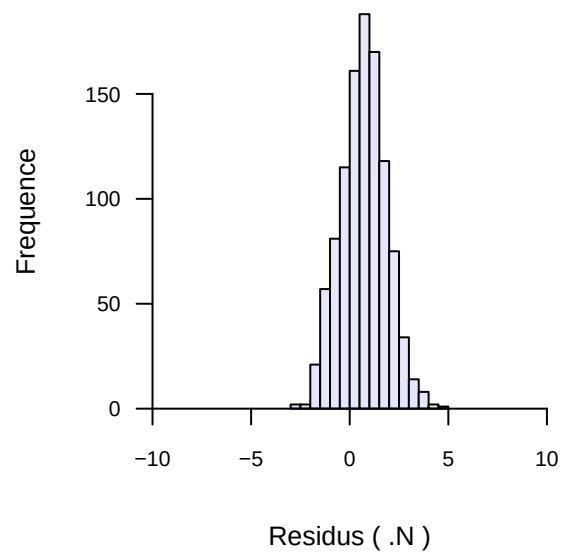


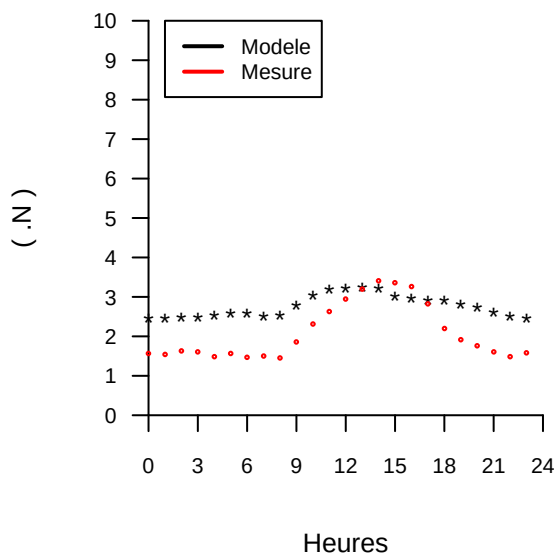
Diagramme de Taylor



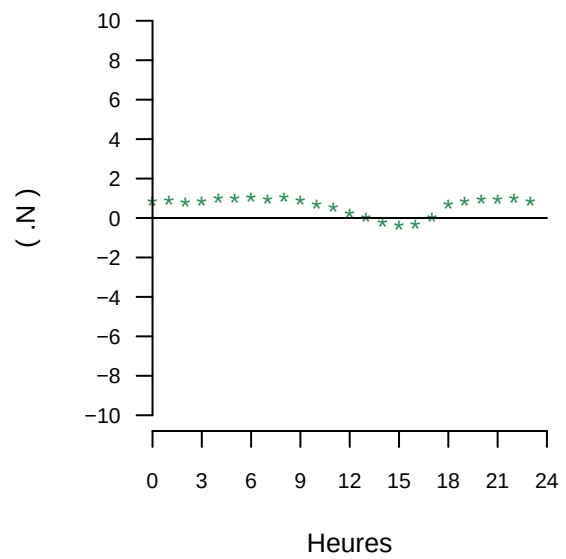
Histogramme des residus



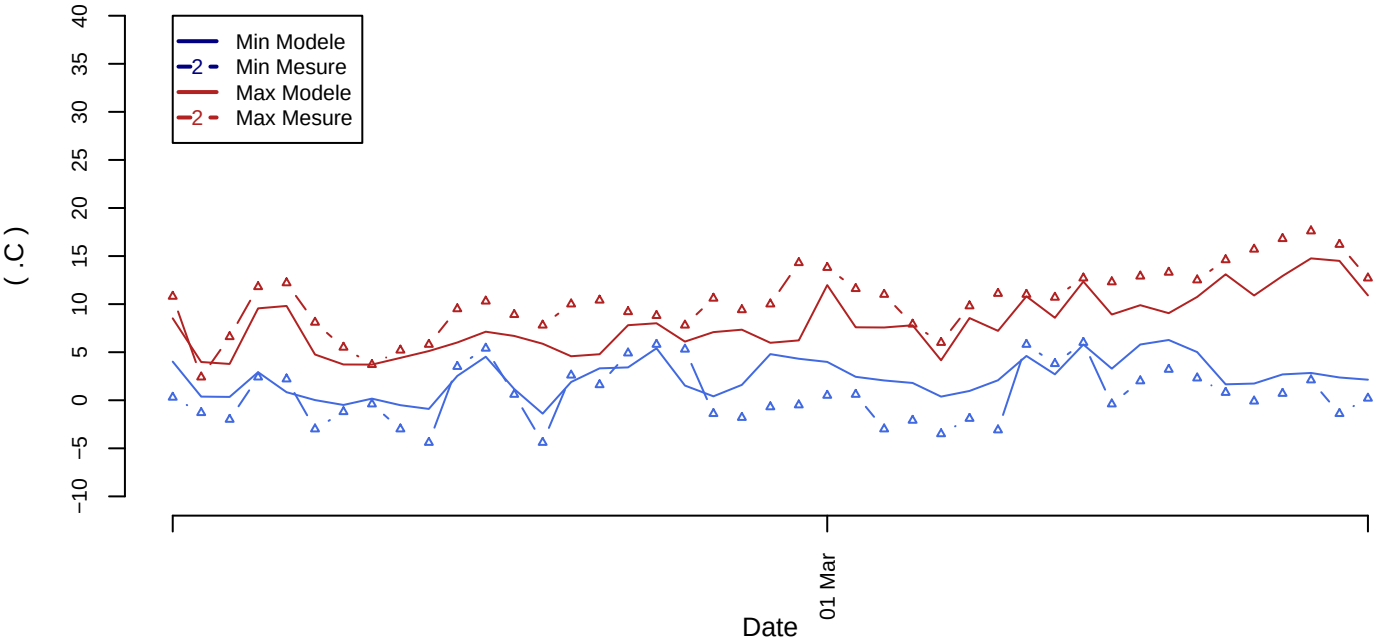
**Profil journalier moyen
en Vitesse du vent**



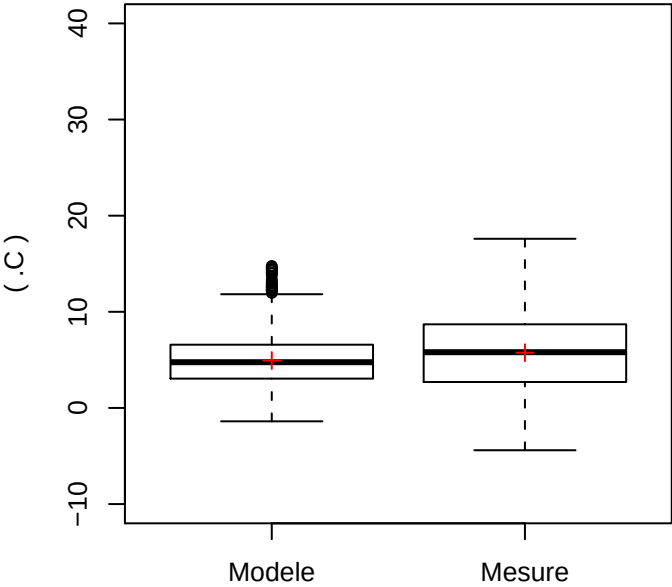
**Profil journalier moyen
des residus**



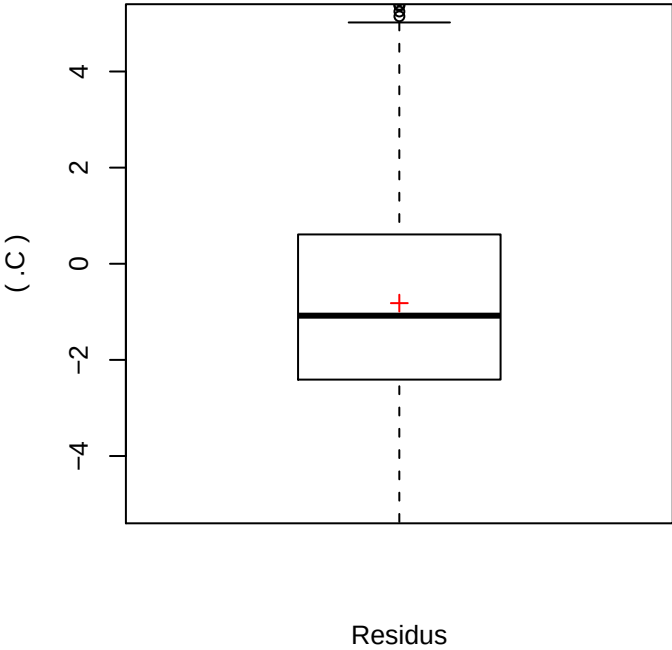
Temperature journaliere a Acheres



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

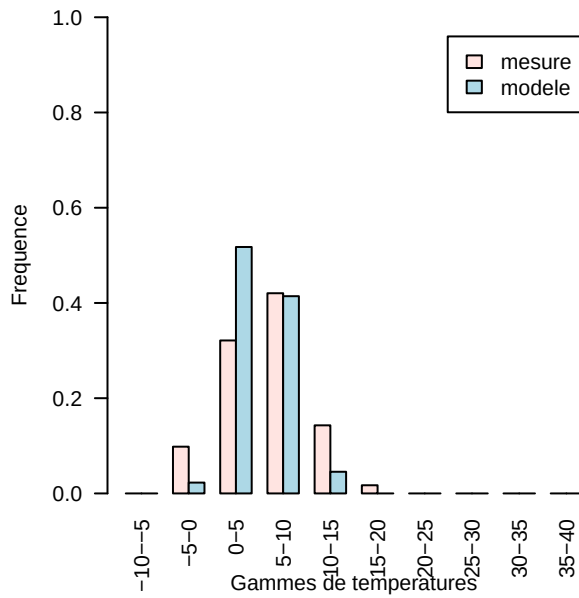
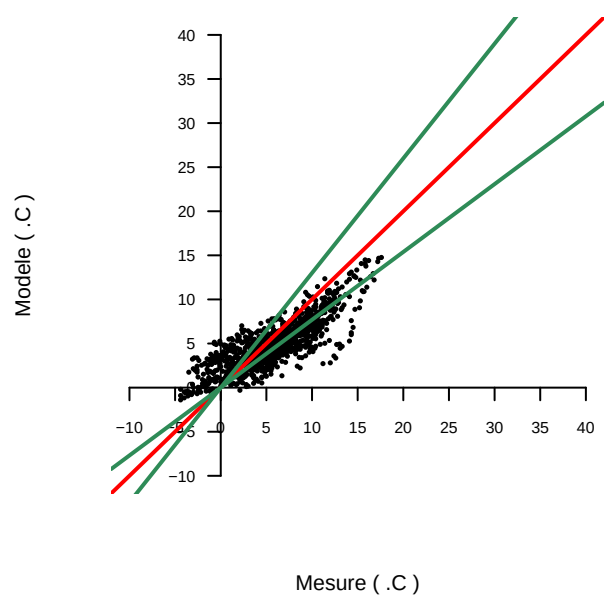


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

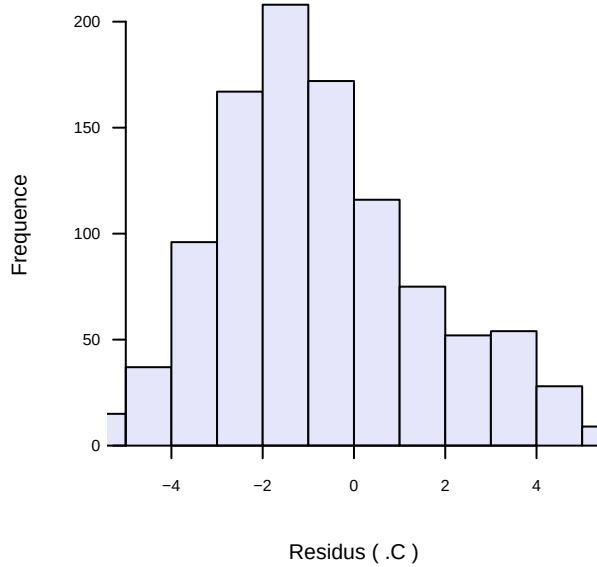
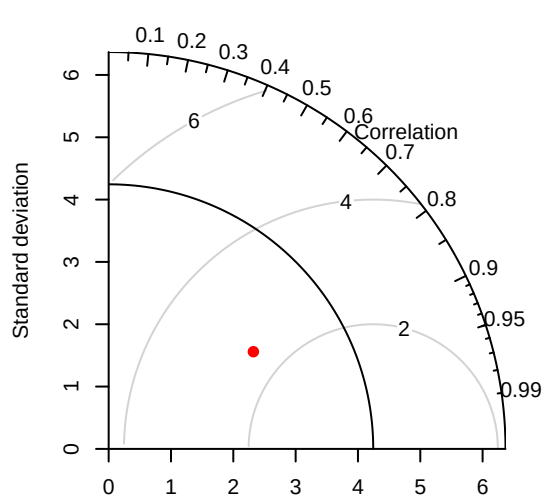
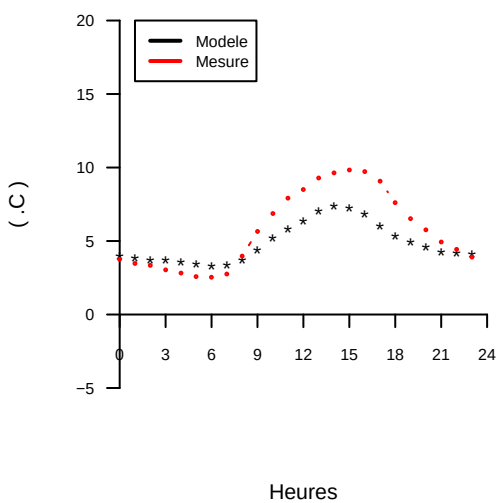


Diagramme de Taylor

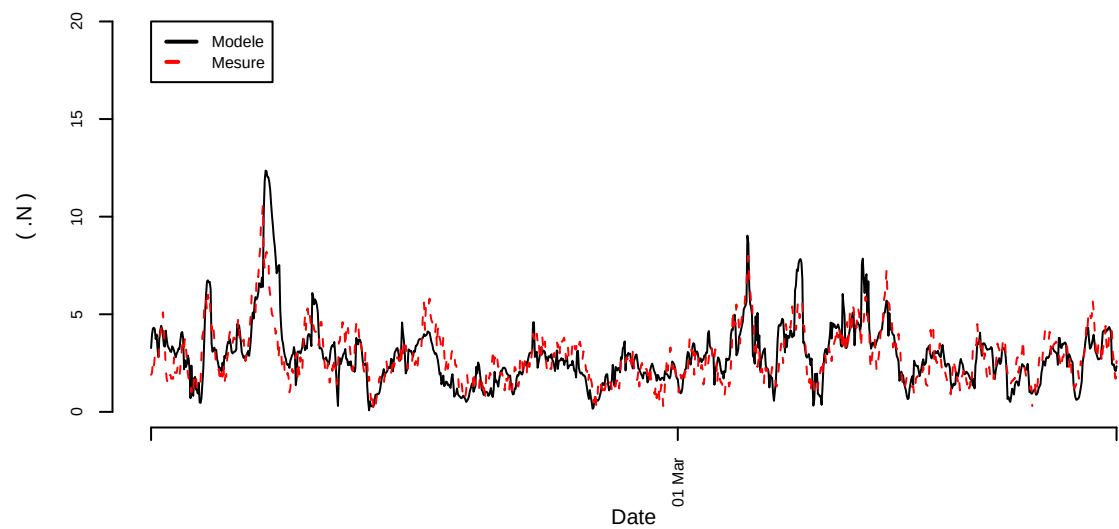


Profil journalier moyen en Temperature

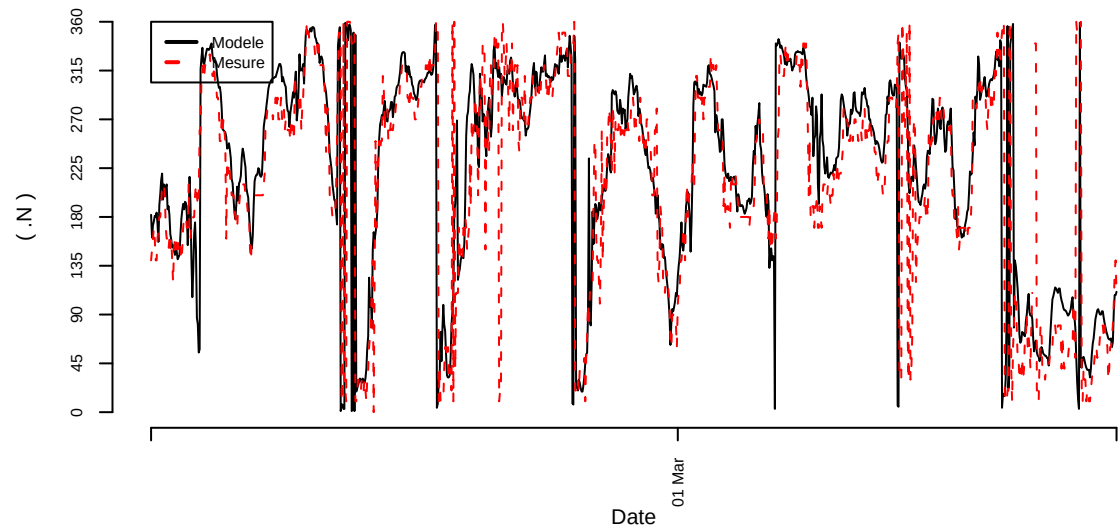


Statistiques meteorologiques concernant la station Montsouris

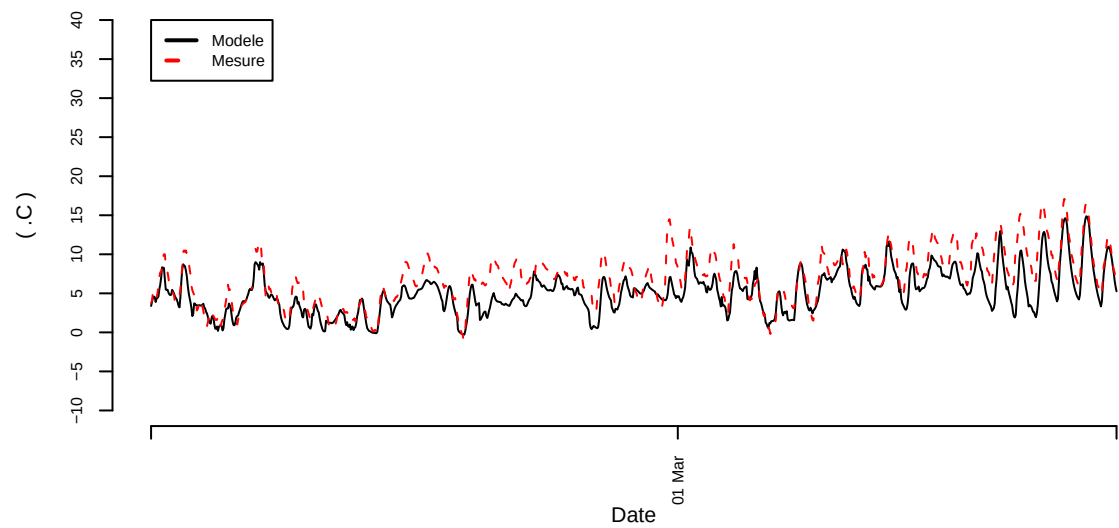
Vitesse du vent horaire a Montsouris



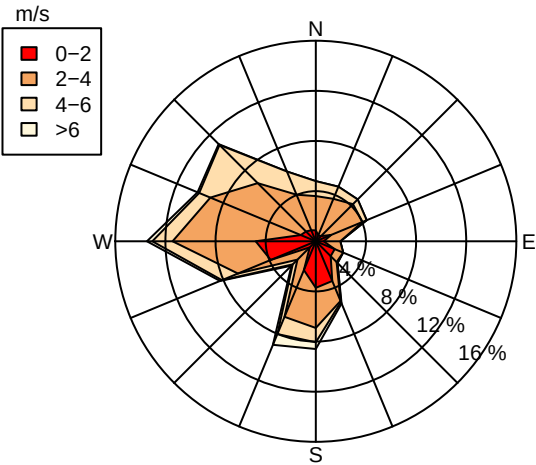
Direction du vent horaire a Montsouris



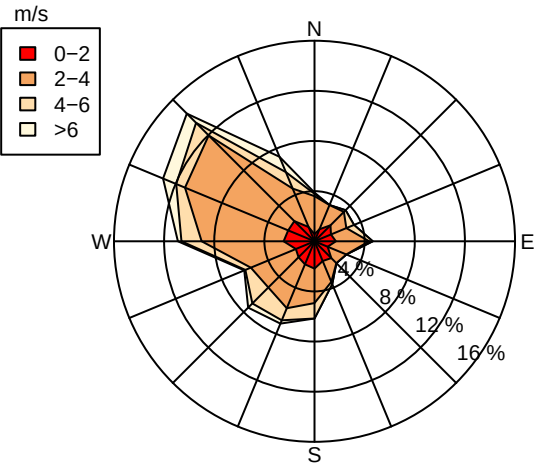
Temperature horaire a Montsouris



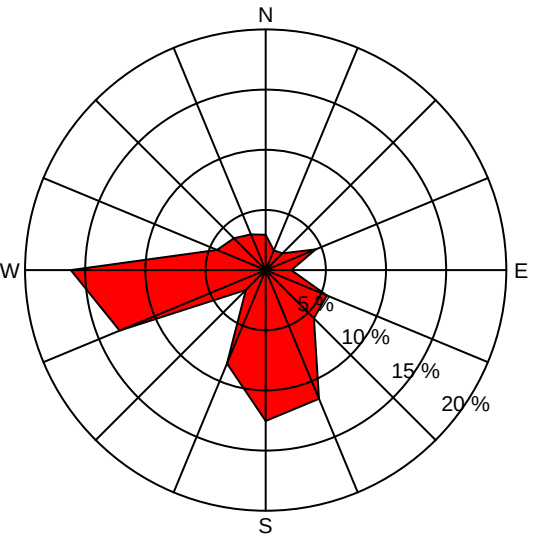
Rose des vents mesures



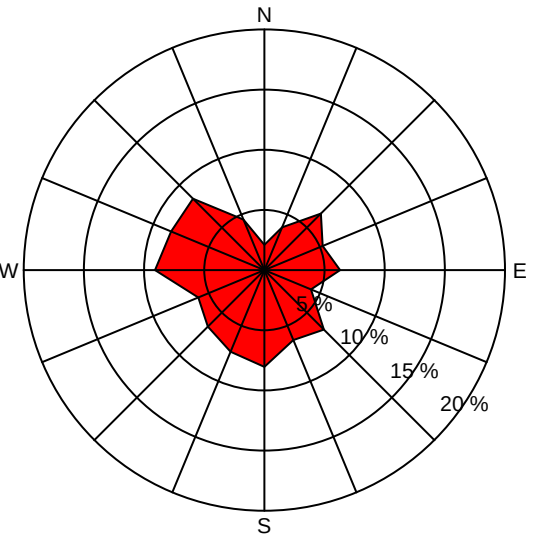
Rose des vents modelises



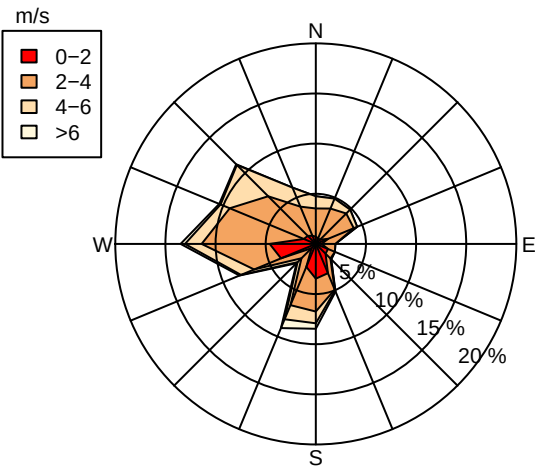
Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s



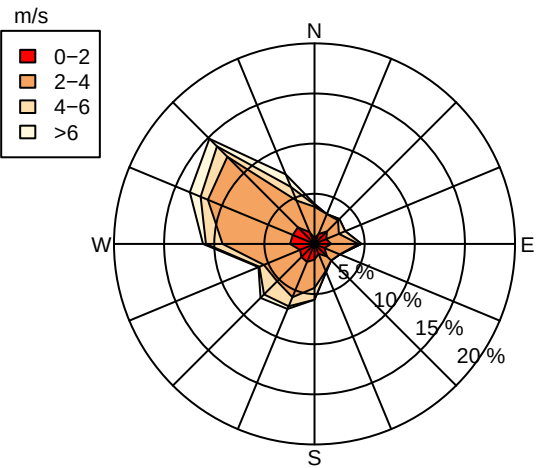
Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s



Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s



Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

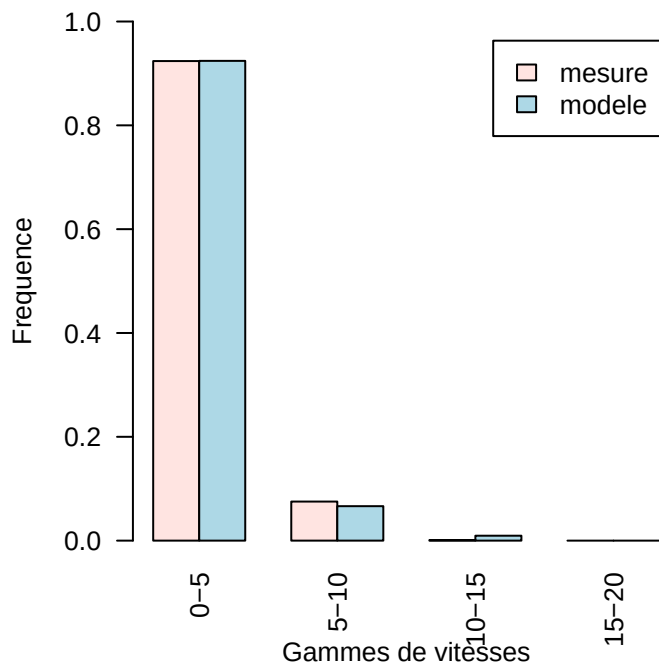
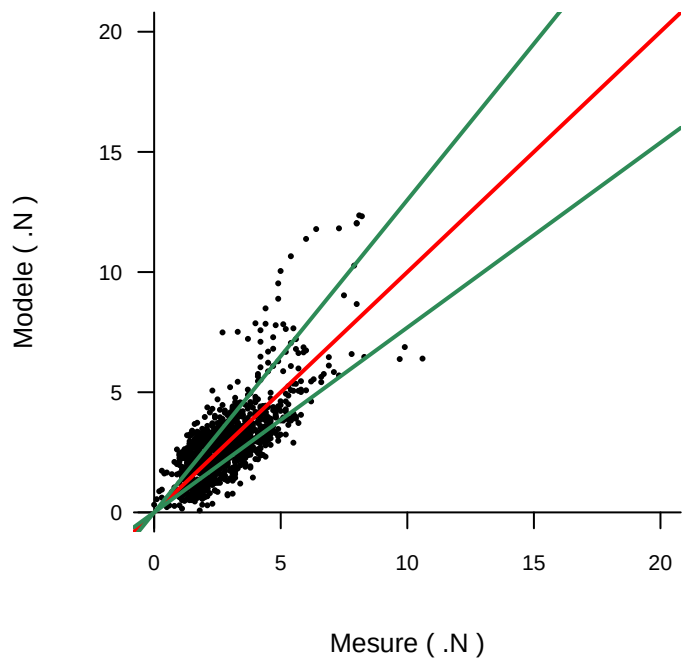
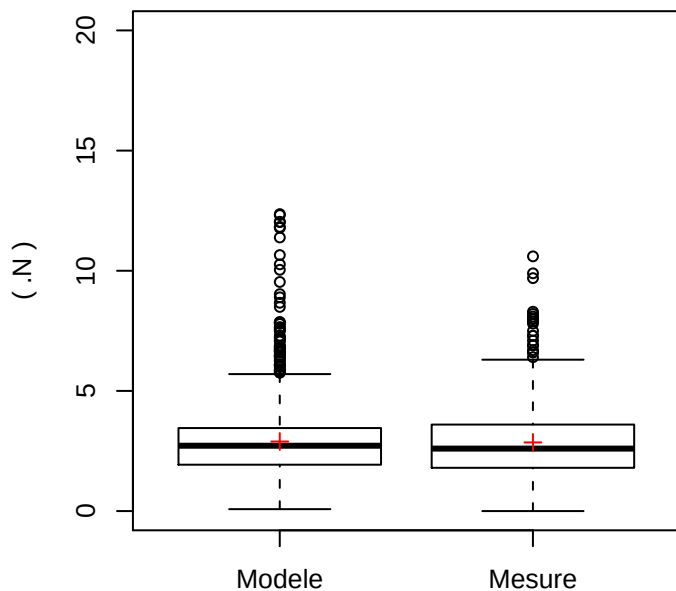


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

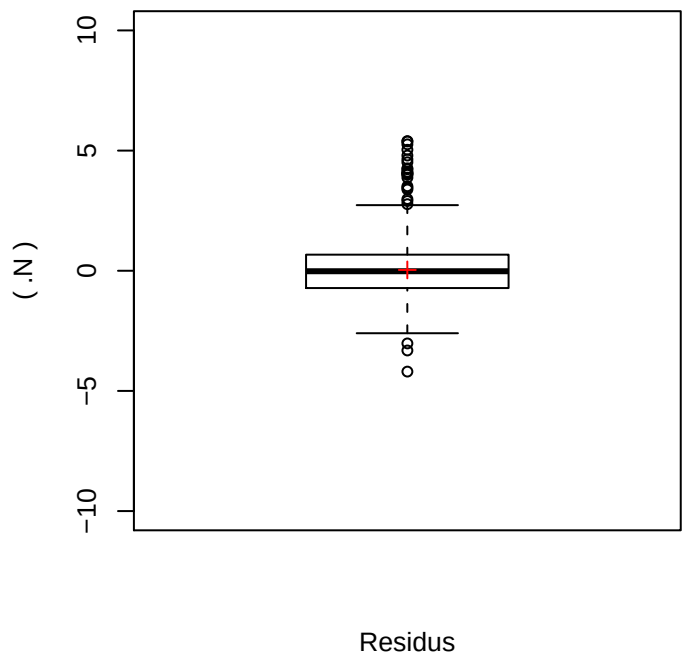
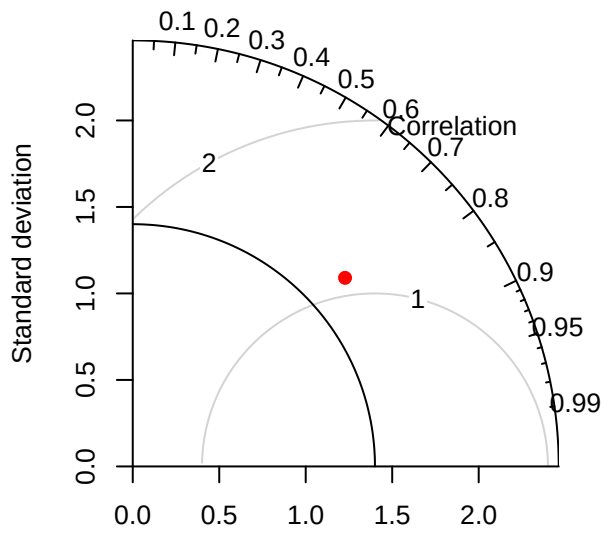
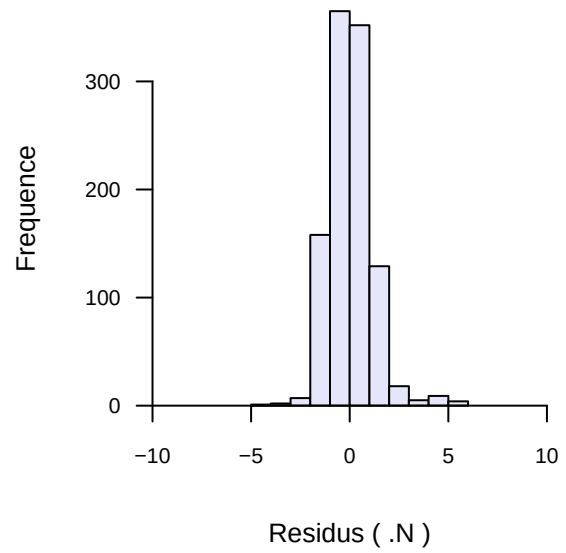


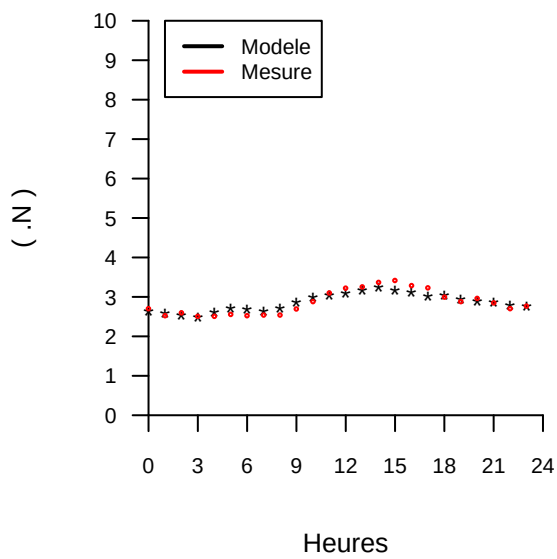
Diagramme de Taylor



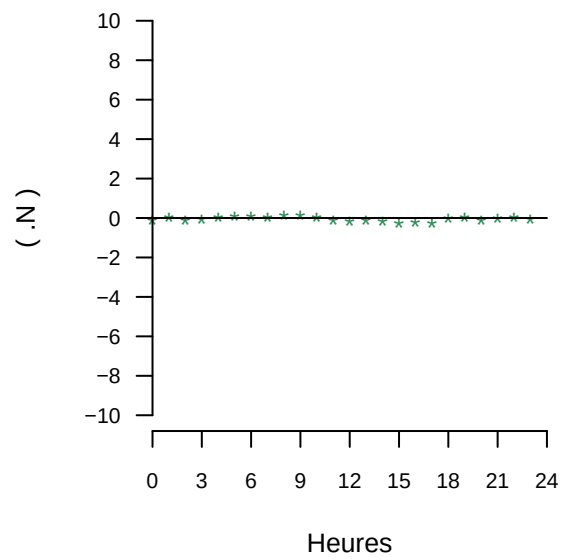
Histogramme des residus



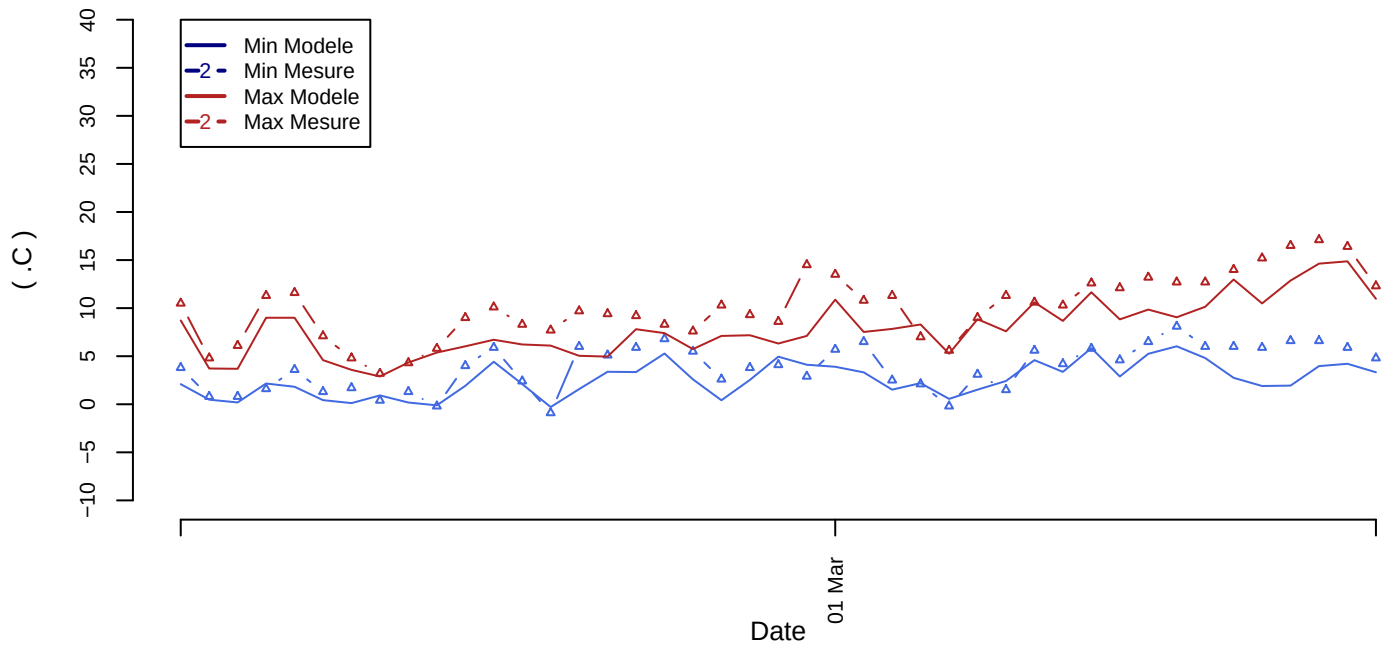
**Profil journalier moyen
en Vitesse du vent**



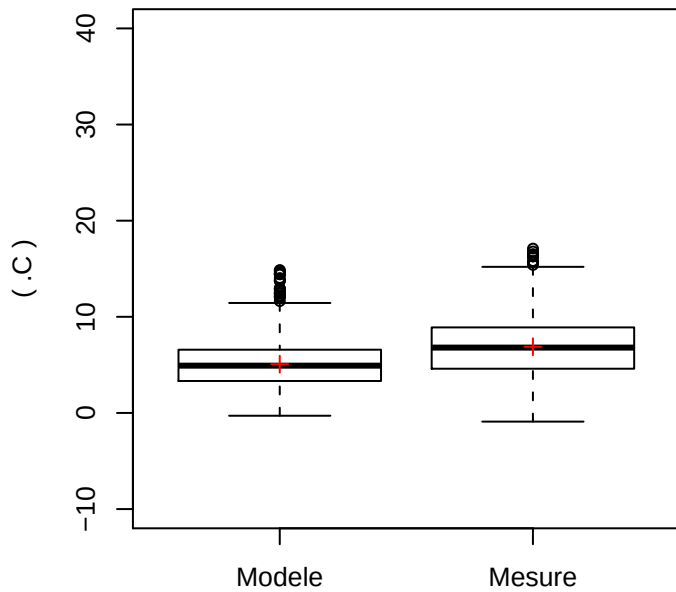
**Profil journalier moyen
des residus**



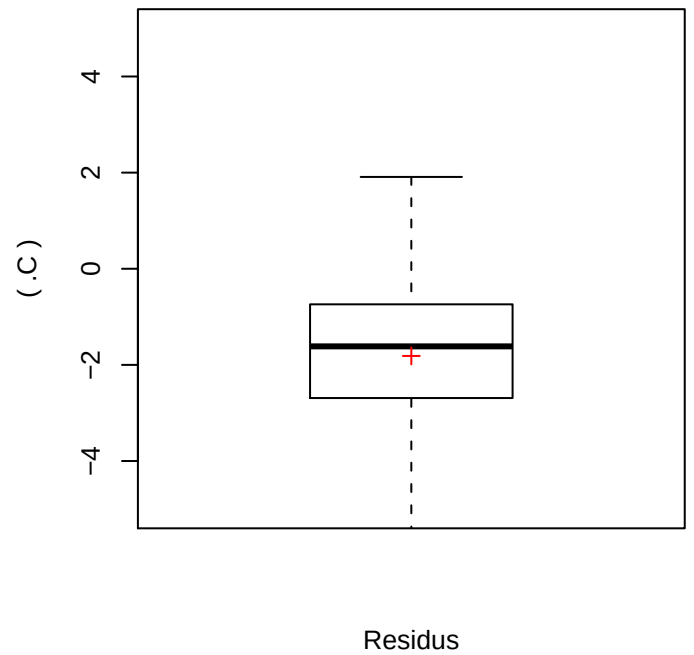
Temperature journaliere a Montsouris



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

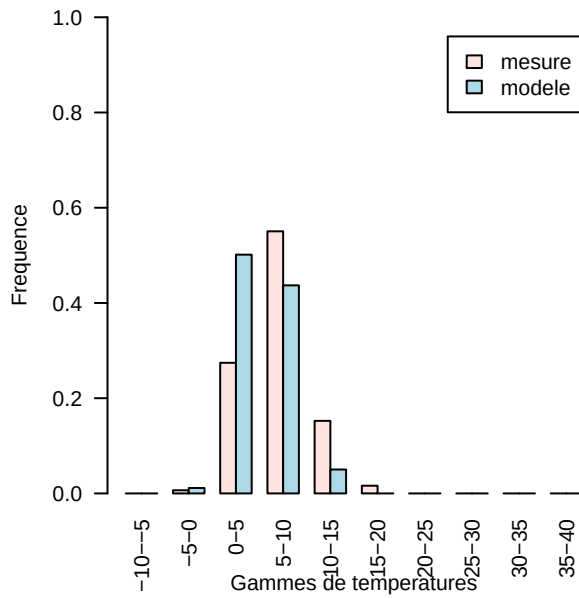
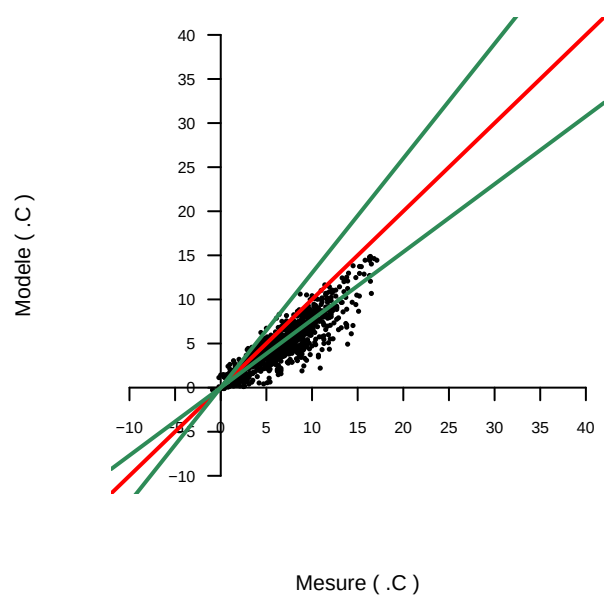


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

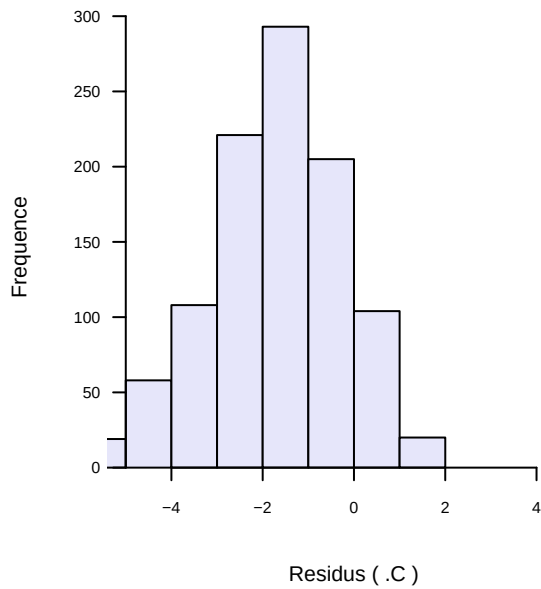
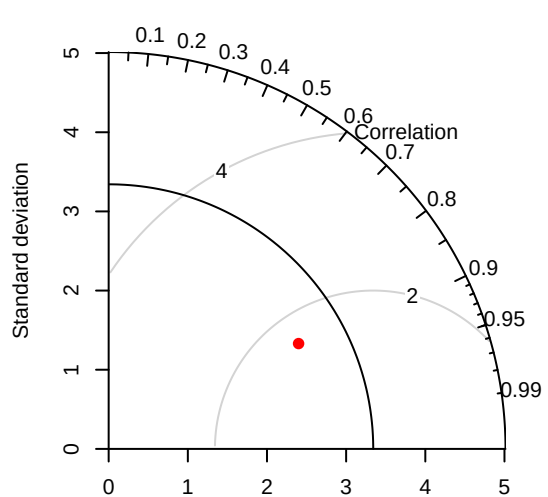
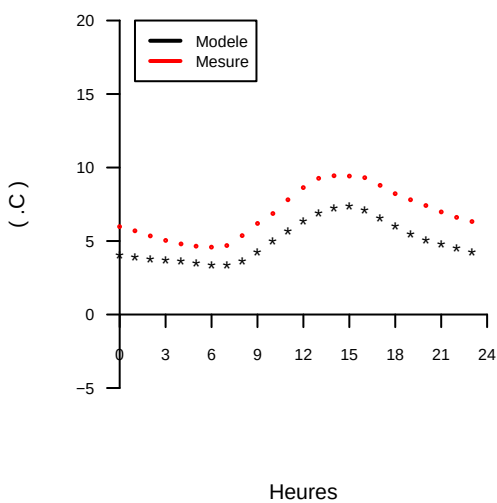


Diagramme de Taylor

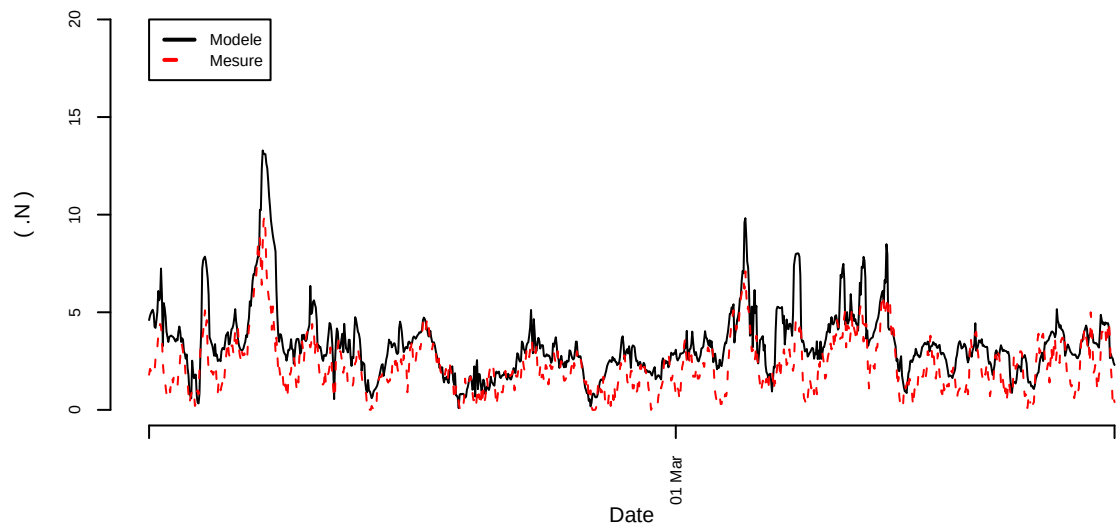


Profil journalier moyen en Temperature

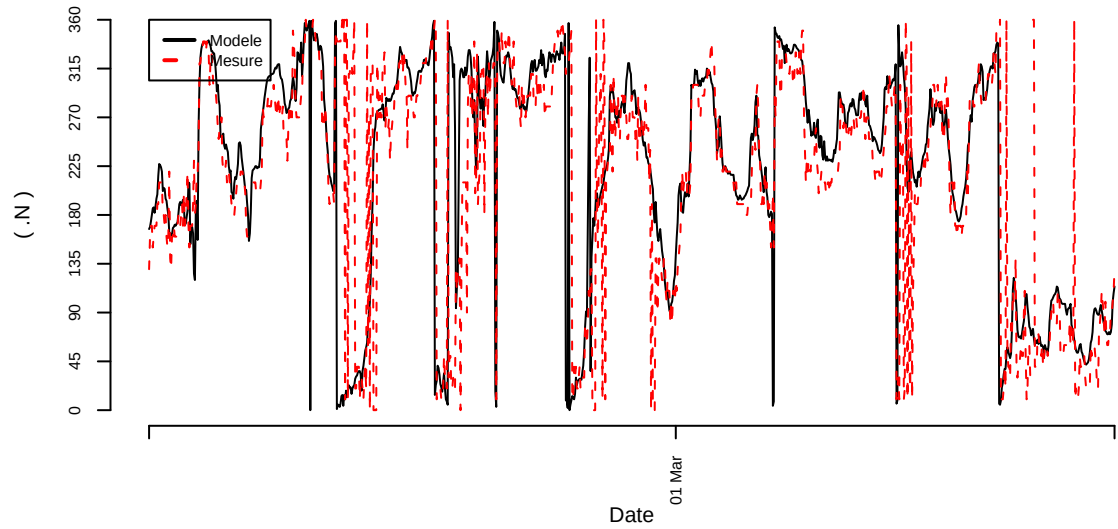


Statistiques meteorologiques concernant la station Trappes

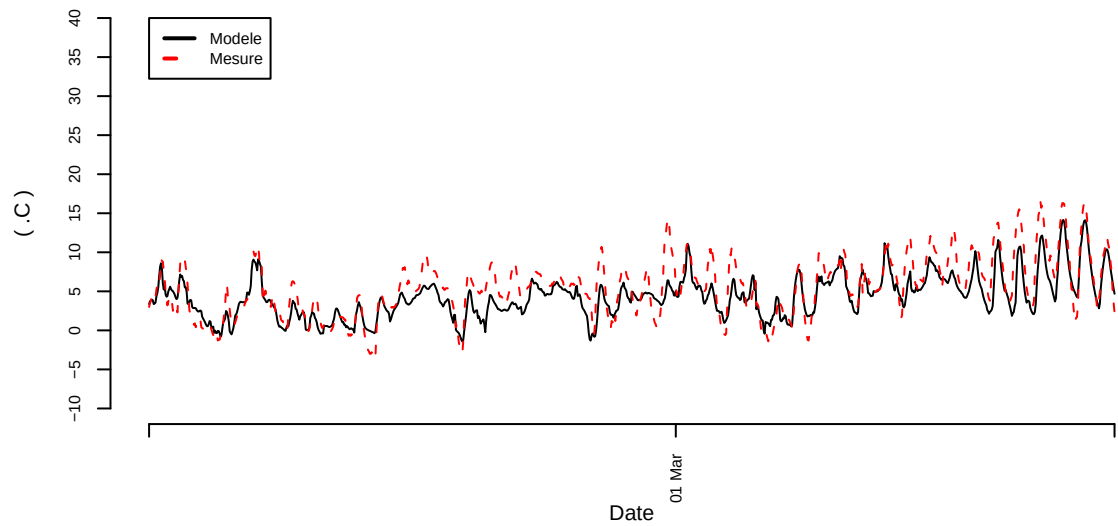
Vitesse du vent horaire a Trappes



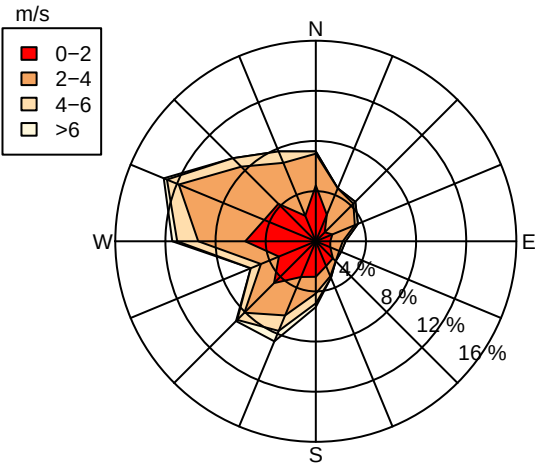
Direction du vent horaire a Trappes



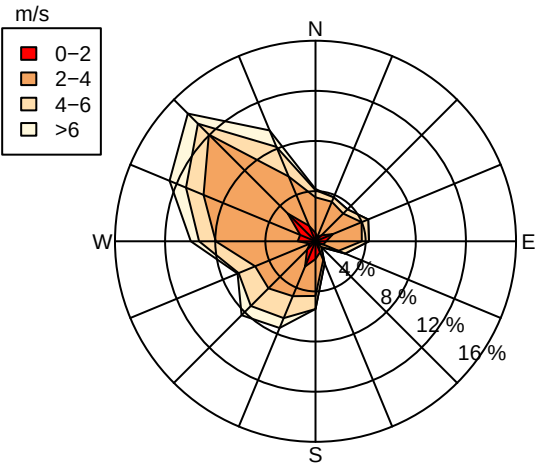
Temperature horaire a Trappes



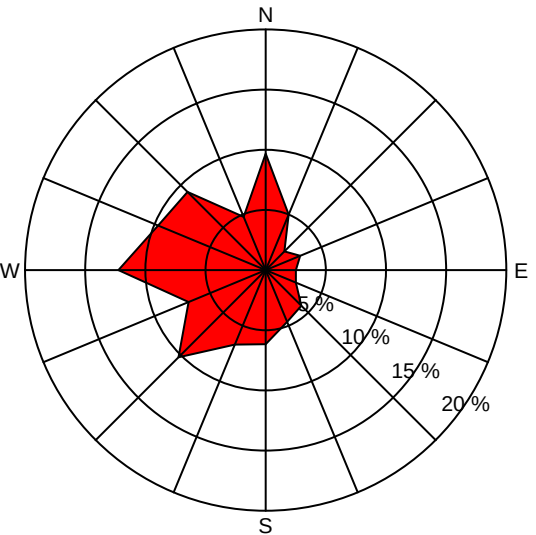
Rose des vents mesures



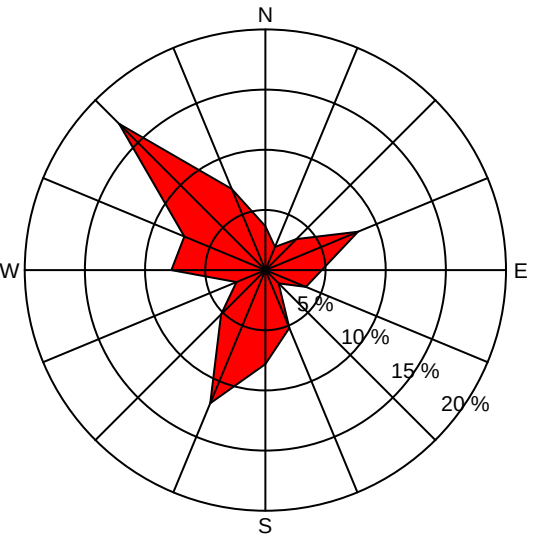
Rose des vents modelises



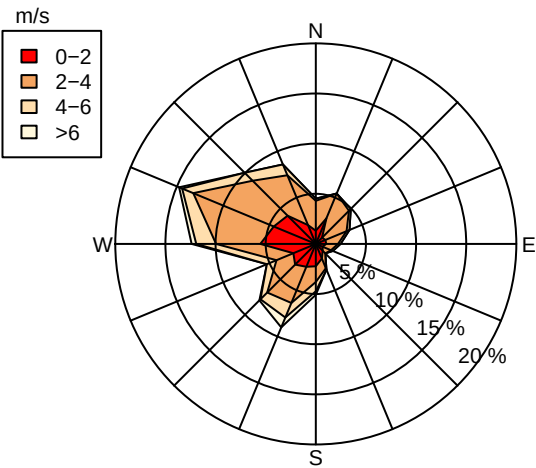
Rose des vents mesures
inferieurs a 2 m/s



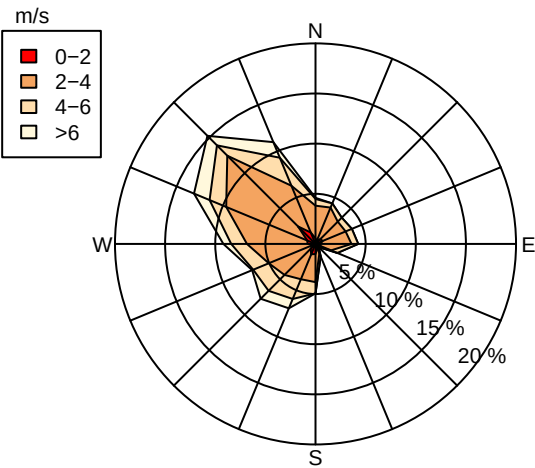
Rose des vents modelises
inferieurs a 2 m/s



Rose des vents mesures
superieurs a 1 m/s



Rose des vents modelises
superieurs a 1 m/s



**Repartition des vitesses
modelisees et mesurees**

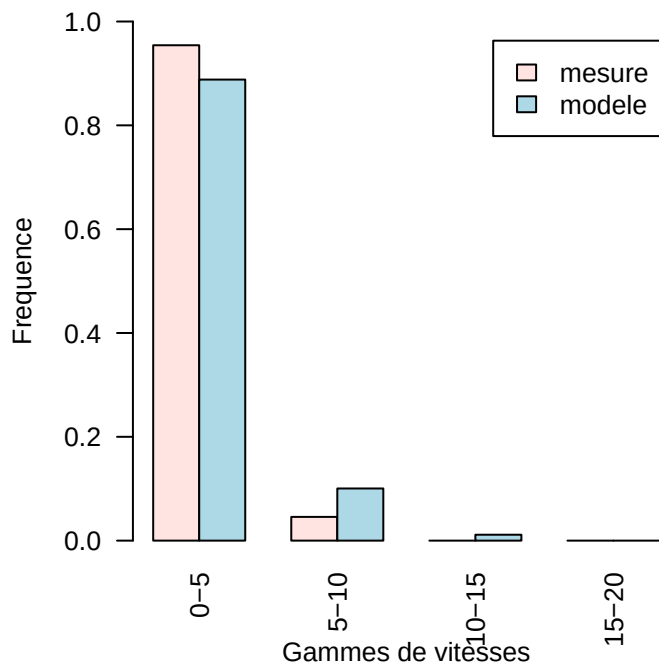
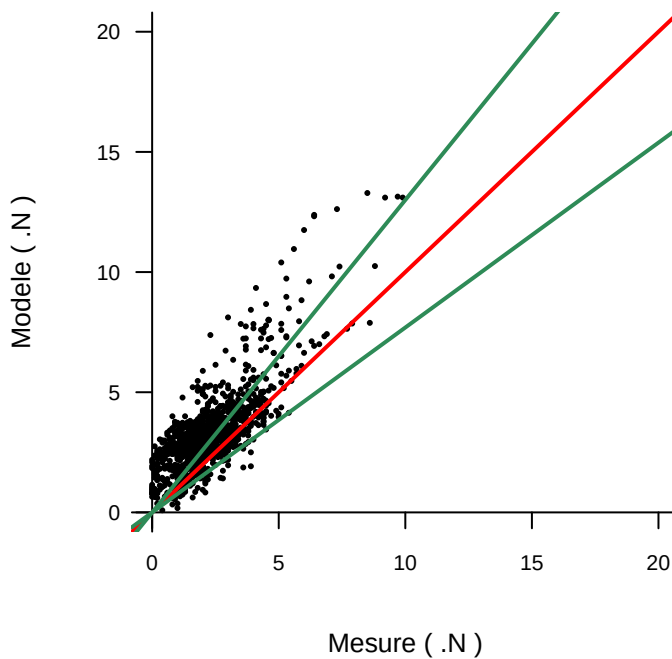
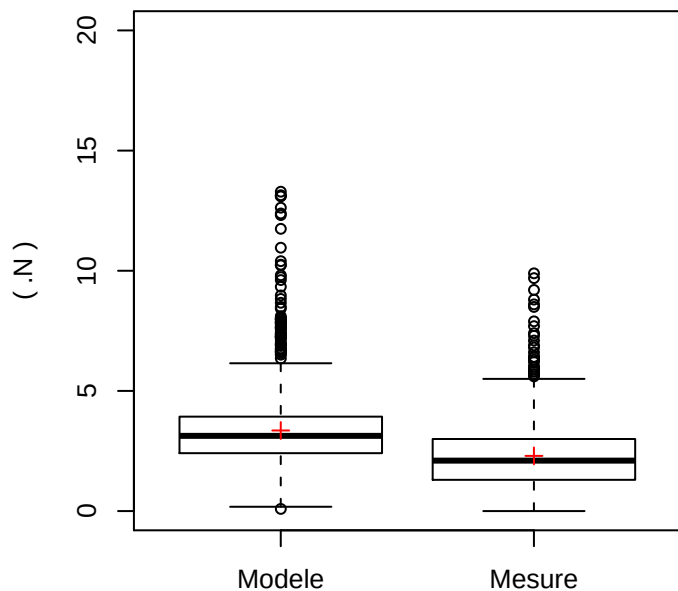


**Diagramme de dispersion des
vitesses horaires**



**Boîte a moustache
en Vitesse du vent**



**Boîte a moustache des residus
en Vitesse du vent**

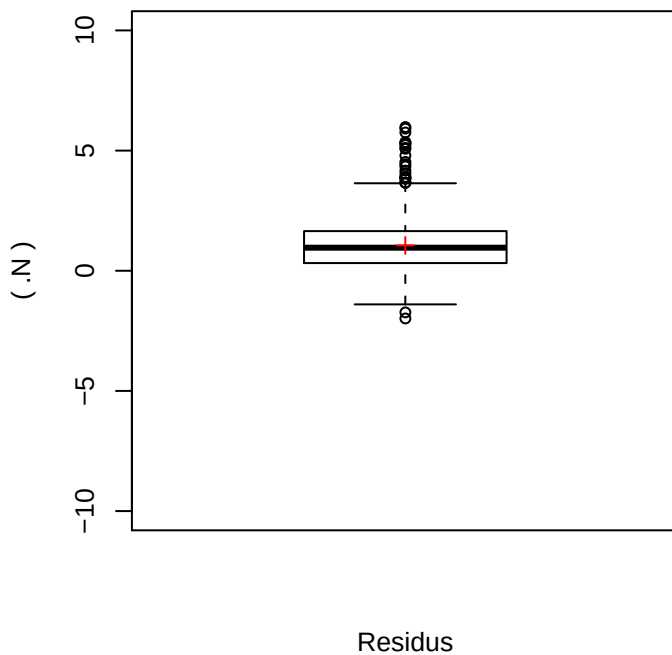
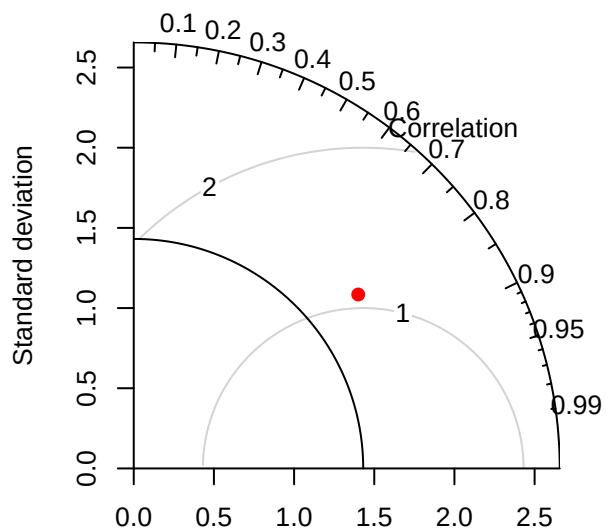
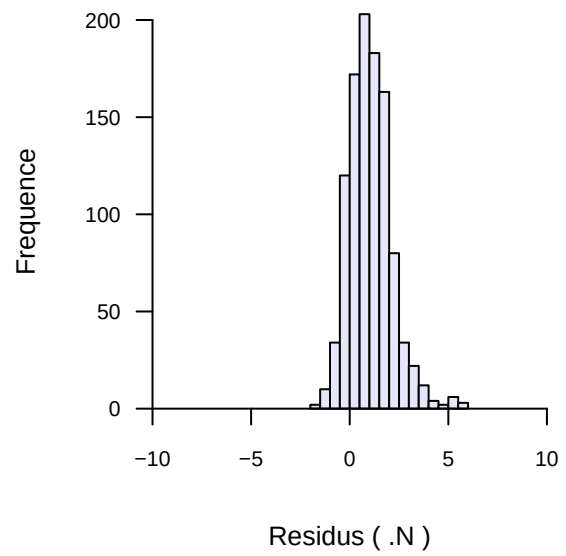


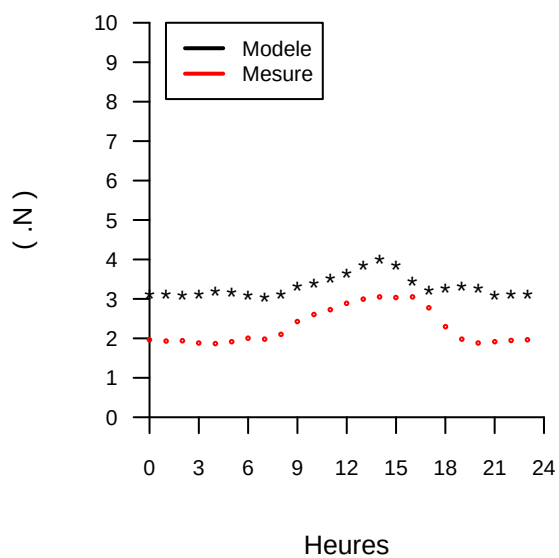
Diagramme de Taylor



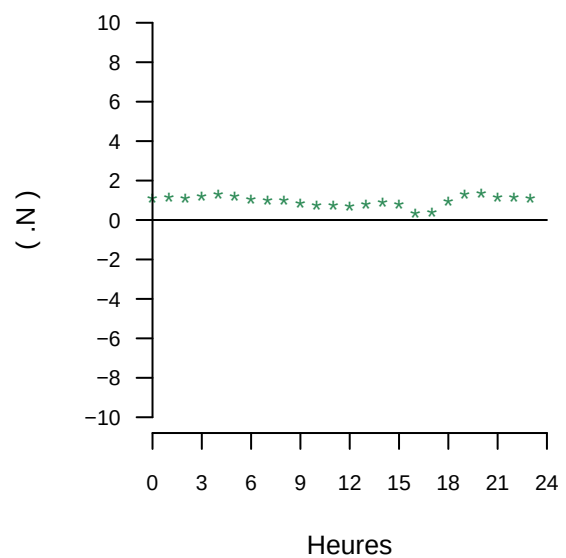
Histogramme des residus



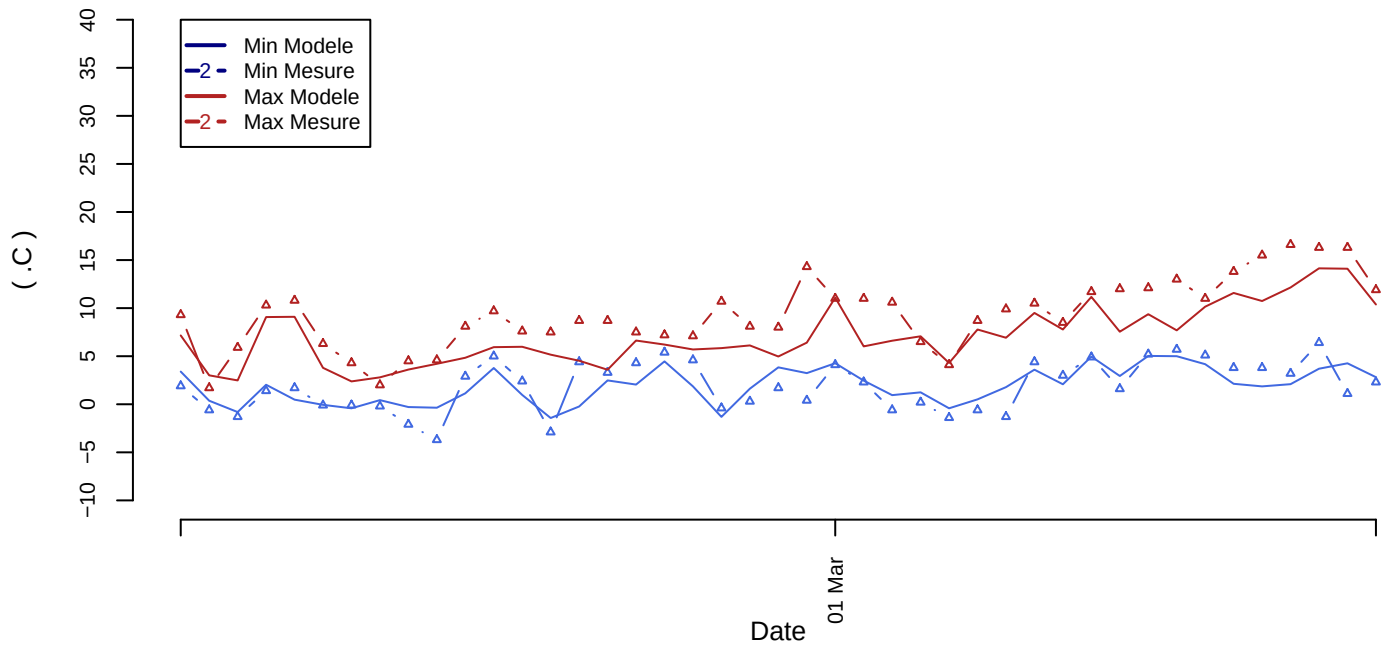
**Profil journalier moyen
en Vitesse du vent**



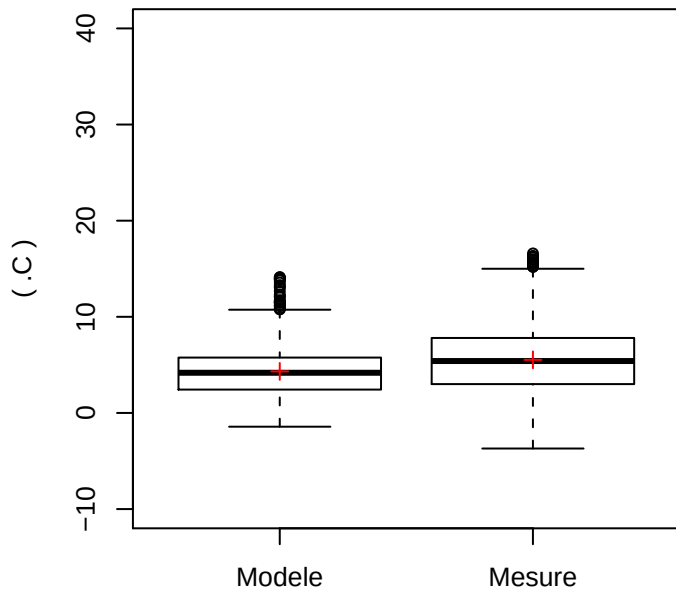
**Profil journalier moyen
des residus**



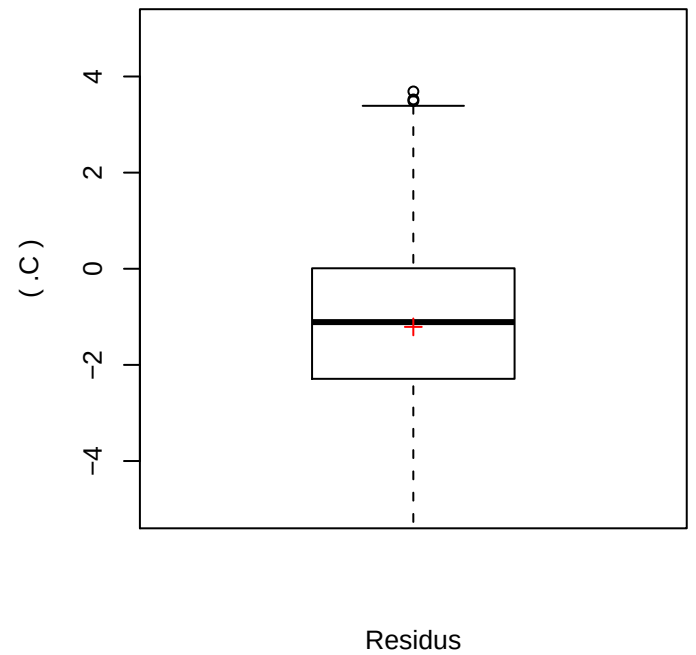
Temperature journaliere a Trappes



Boîte a moustache en Temperature



Boîte a moustache des residus en Temperature



Repartition des temperatures modelisees et mesurees

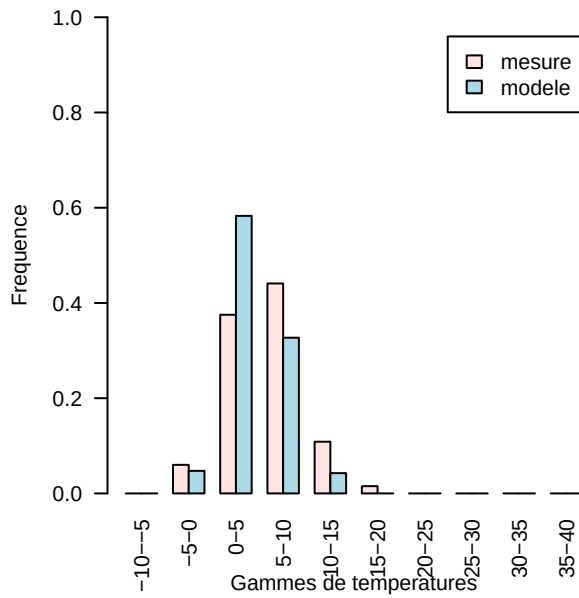
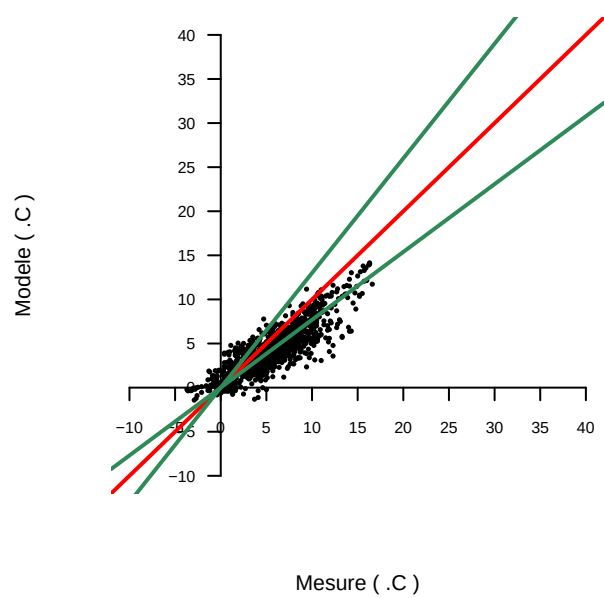


Diagramme de dispersion des temperatures horaires



Histogramme des residus

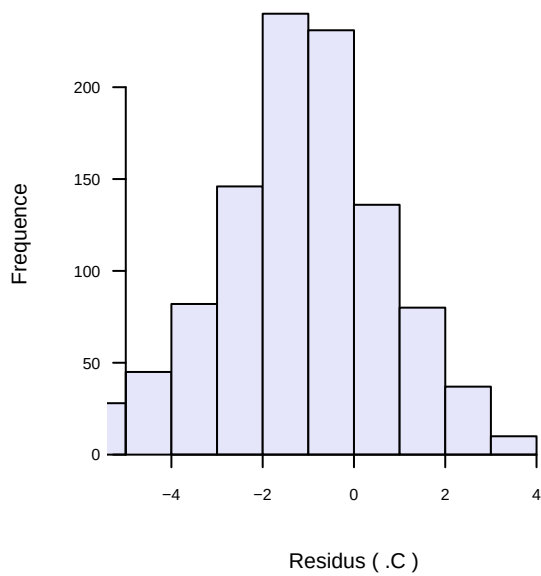
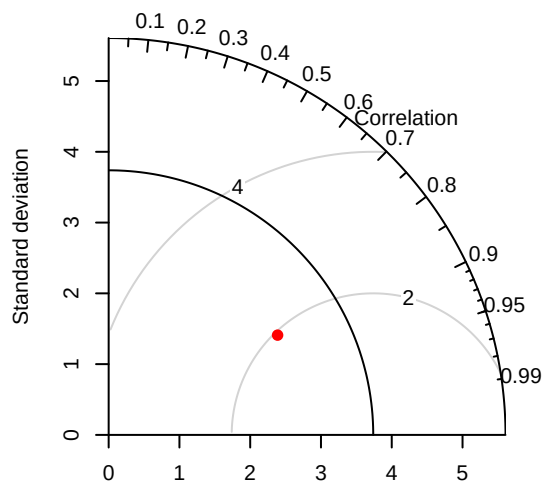
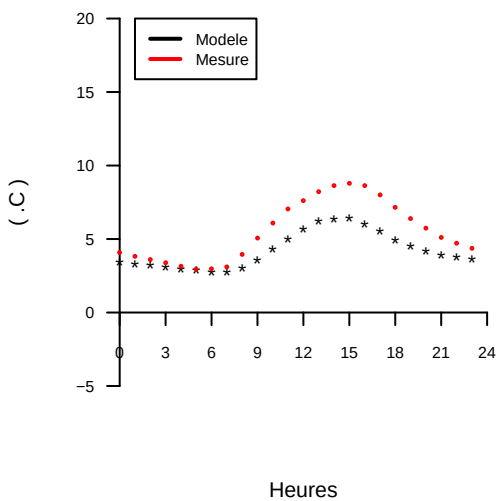


Diagramme de Taylor



Profil journalier moyen en Temperature



VI.2. Tableaux des performances du modèle météorologique MM5 sur les 2 campagnes 2007 et 2009

Notations

ACB_0 : Biais circulaire absolu

COR : Corrélation

NOK : Nombre de données valides

PERROR90 : Percentile 90 des erreurs

RMSE_0 : Erreur quadratique moyenne

SD : Ecart-type

Campagne 2007

Directions de vent

nomlong	NOK_0	BIAS	ACB_0	RMSE_0	SD_0
Montsouris	1046	6.5	30.8	35.3	34.7
Melun	1021	24.8	37.0	46.8	39.6
Torcy	1046	12.0	31.4	47.6	46.1
Trappes	1046	9.5	27.6	30.3	28.8
Magnanville	1019	12.9	30.2	38.0	35.7
Acheres	1046	12.6	30.2	42.9	41.0
Orly	1046	16.3	33.1	40.9	37.5
Roissy	1046	3.0	29.7	34.6	34.5

Vitesses de vent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Montsouris	1046	-0.30	-17.83	1.09	1.13	0.73	1.81
Melun	1021	-0.50	-10.20	1.73	1.80	0.82	3.02
Torcy	1046	-0.04	3.53	1.24	1.24	0.80	2.02
Trappes	1046	0.71	53.76	1.05	1.27	0.79	2.08
Magnanville	1019	0.15	19.69	1.51	1.51	0.86	2.46
Acheres	1046	0.25	21.52	1.32	1.34	0.79	2.16
Orly	1046	-1.02	-44.99	1.66	1.95	0.76	3.29
Roissy	1046	-1.38	-60.80	1.68	2.17	0.80	3.79

Température à 2 m

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Montsouris	1012	-1.19	-46.3	1.9	2.2	0.84	3.4
Melun	962	-0.80	-24.3	1.8	2.0	0.88	3.0
Torcy	1005	-1.26	-52.5	1.8	2.2	0.88	3.2
Trappes	999	-1.05	-38.9	1.8	2.1	0.86	3.2
Magnanville	1000	-0.78	-25.3	1.8	2.0	0.86	2.9
Acheres	1002	-1.17	-45.0	2.0	2.3	0.86	3.4
Orly	1003	-0.70	-20.6	1.9	2.0	0.86	3.0
Saint Maur							
Roissy	1000	-1.09	-41.5	1.8	2.1	0.87	3.1

Campagne 2009

Directions de vent

nomlong	NOK_0	BIAS	ACB_0	RMSE_0	SD_0
Montsouris	1050	12.5	32.0	36.8	34.6
Melun	1050	31.2	42.4	53.5	43.4
Torcy	1050	13.2	34.5	48.9	47.1
Trappes	1050	10.5	28.9	36.7	35.2
Magnanville	1049	13.9	33.5	43.8	41.5
Acheres	1049	20.8	35.2	53.7	49.5
Orly	1050	11.4	32.0	38.5	36.8
Saint Maur	1049	14.2	37.3	46.3	44.1
Roissy	1050	4.8	30.2	36.4	36.1

Vitesses de vent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Montsouris	1050	0.03	-1.23	1.10	1.10	0.75	1.57
Melun	1050	0.20	16.81	1.34	1.36	0.82	2.17
Torcy	1050	0.67	52.05	1.25	1.42	0.71	2.39
Trappes	1050	1.05	68.41	1.09	1.52	0.79	2.32
Magnanville	1049	0.42	30.99	1.46	1.52	0.80	2.48
Acheres	1049	0.65	47.20	1.14	1.31	0.76	2.19
Orly	1050	-0.28	-17.16	1.21	1.24	0.79	2.05
Saint Maur	1049	-0.33	-23.03	1.10	1.15	0.79	1.77
Roissy	1050	-0.31	-14.91	1.26	1.30	0.82	1.97

Température à 2 m

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Montsouris	1043	-1.8	-76.2	1.6	2.4	0.87	3.88
Melun	975	-1.6	-50.1	2.0	2.5	0.85	4.10
Torcy	988	-1.4	-47.4	2.0	2.4	0.84	3.77
Trappes	987	-1.4	-49.9	1.9	2.3	0.86	3.79
Magnanville	999	-1.3	-43.0	2.0	2.3	0.84	3.83
Acheres	946	-1.3	-35.8	2.1	2.5	0.83	3.85
Orly	993	-1.2	-43.2	1.9	2.2	0.86	3.59
Saint Maur	1015	-1.6	-53.8	2.0	2.6	0.86	3.97
Roissy	1014	-1.8	-74.7	1.7	2.5	0.87	3.94

ANNEXE VII : Performances de l'évaluation de la pollution de fond

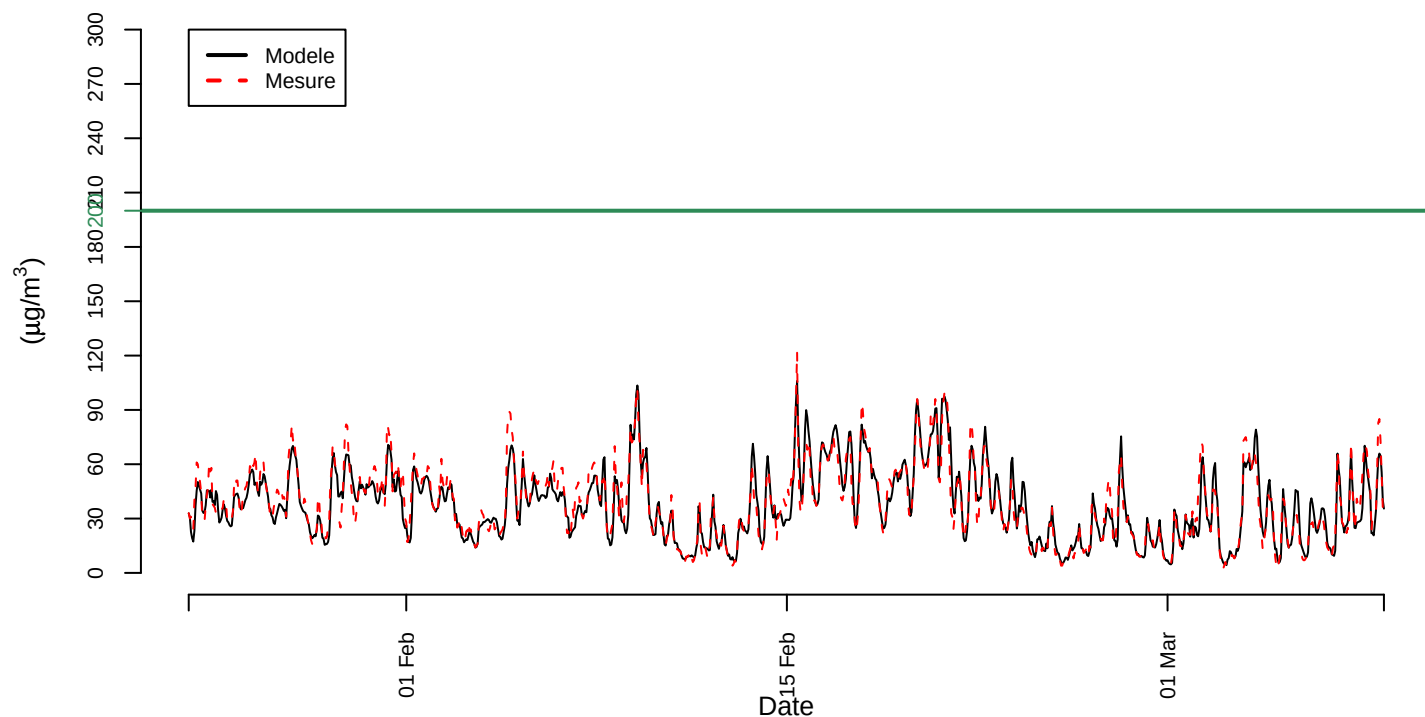
VII.1. Fiches de validation pour les stations du réseau permanent AIRPARIF

VII.1.1.Dioxyde d'azote

Campagne 2007

Statistiques concernant la station Argenteuil pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Argenteuil



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

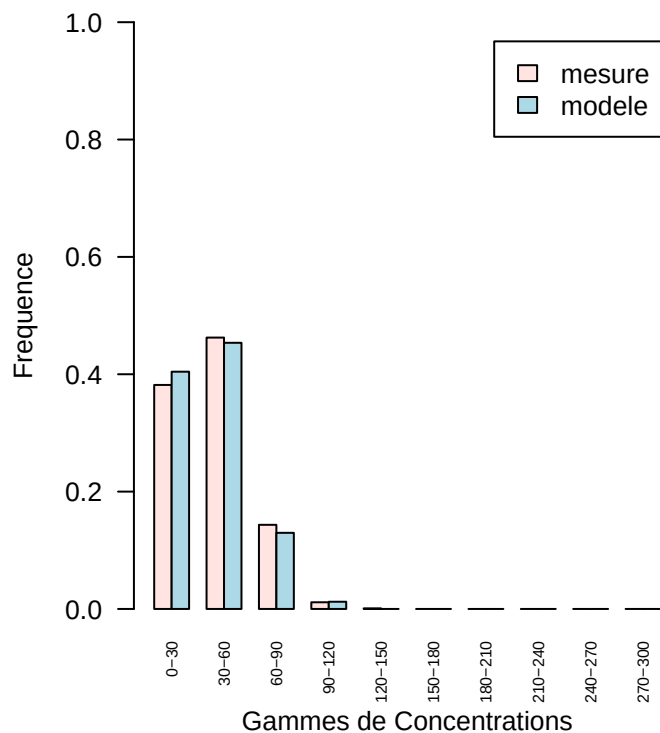


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

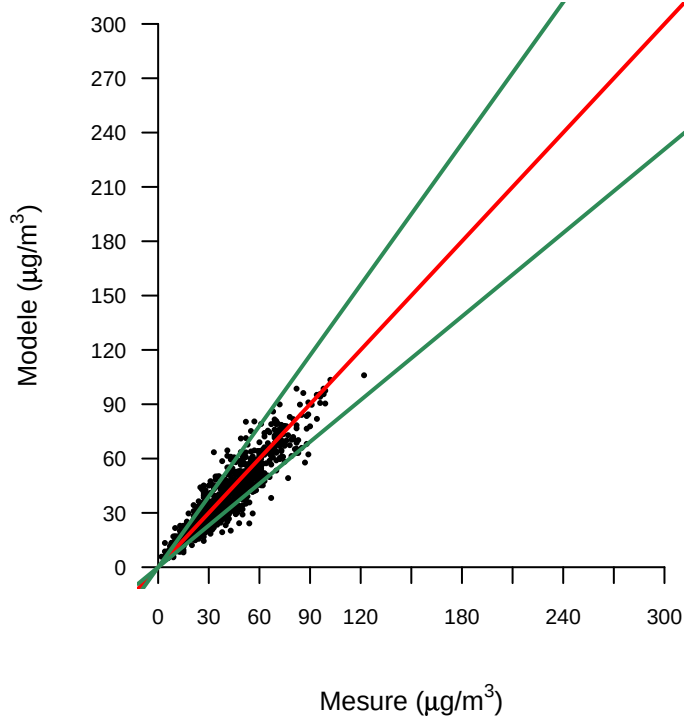
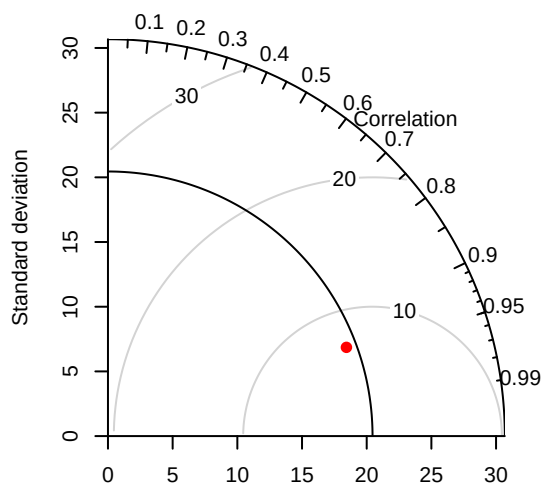
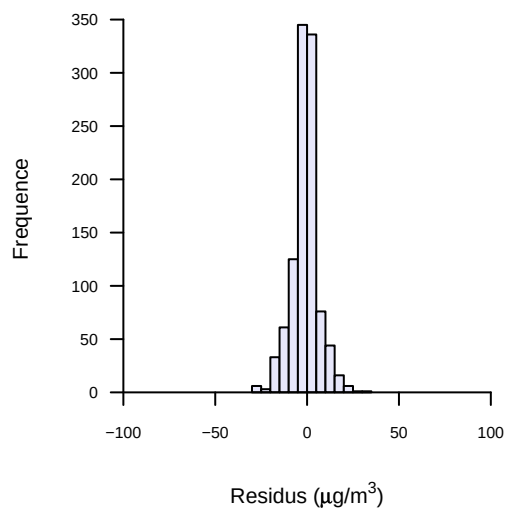


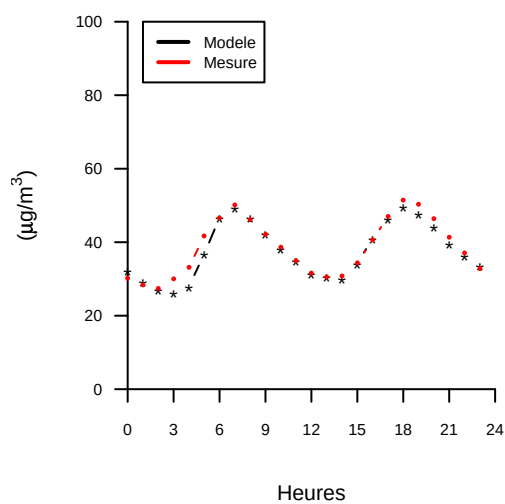
Diagramme de Taylor



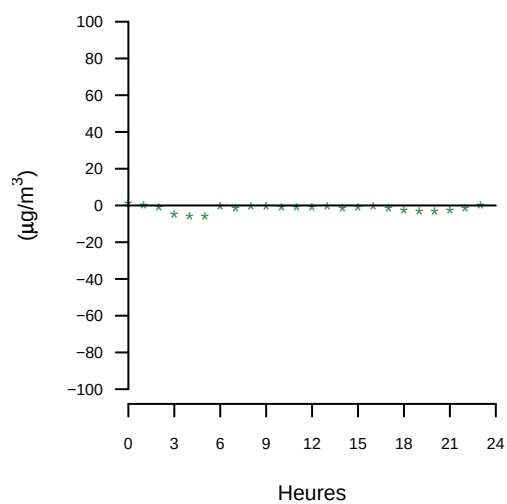
Histogramme des residus



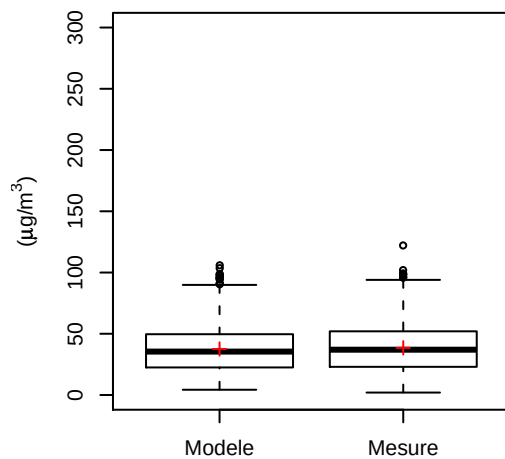
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



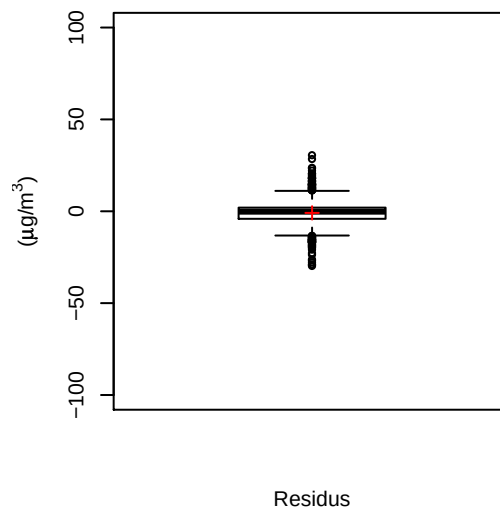
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

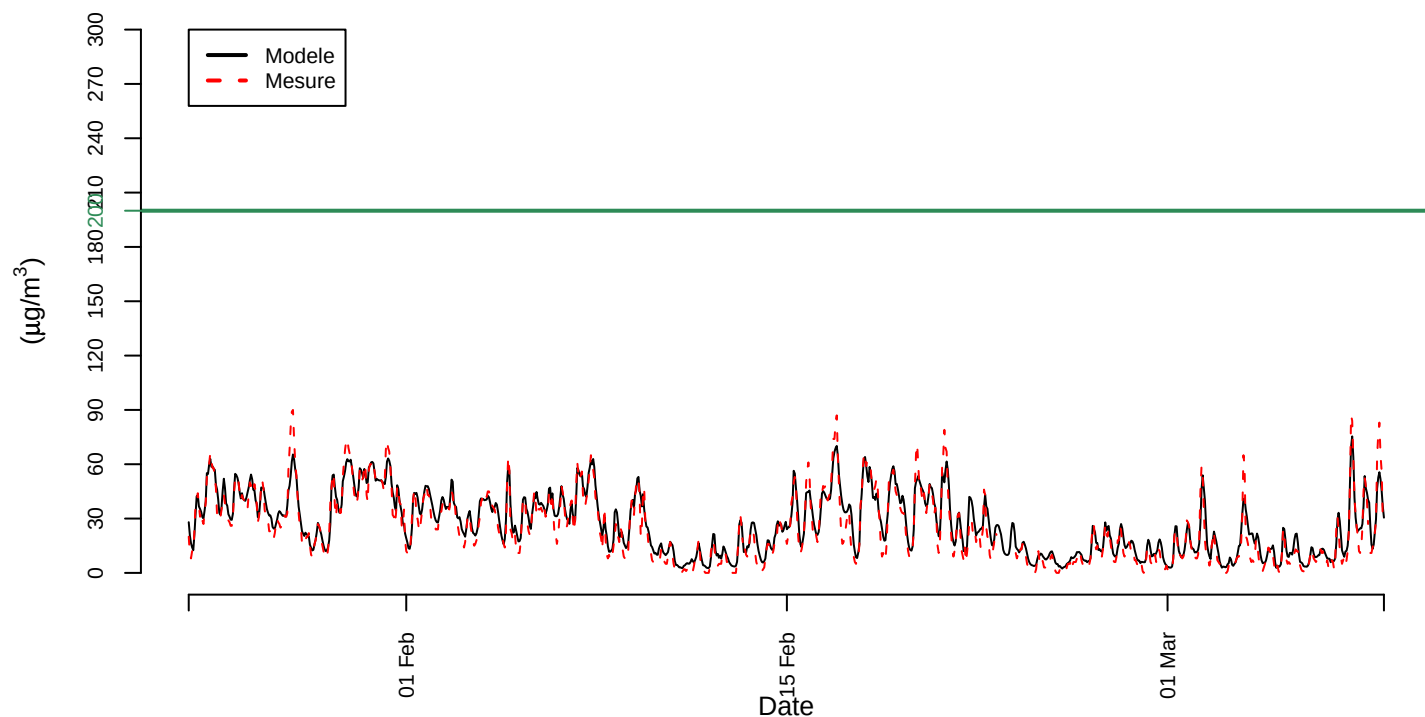


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Versailles pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Versailles



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

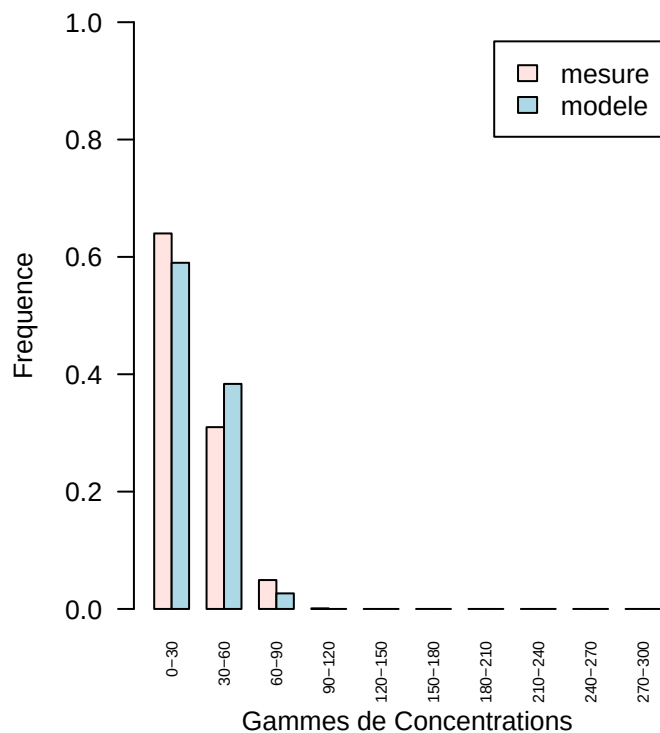


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

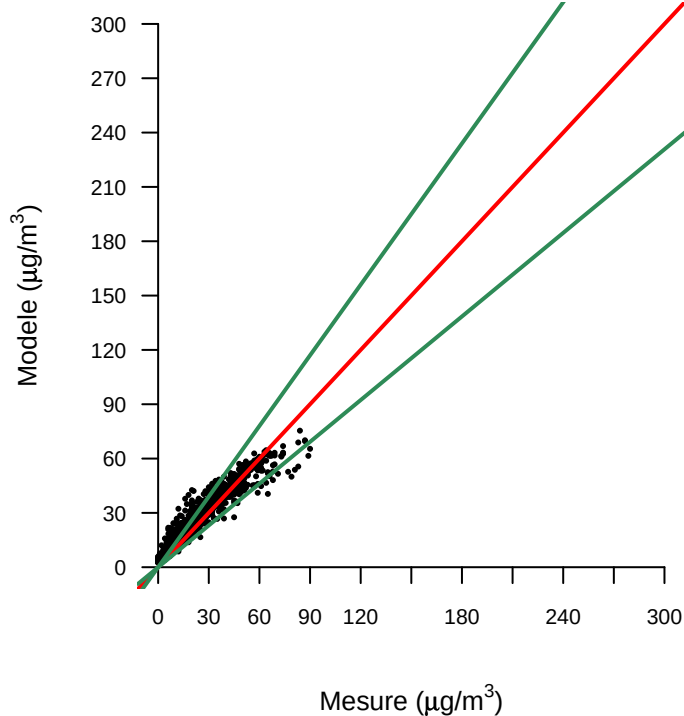
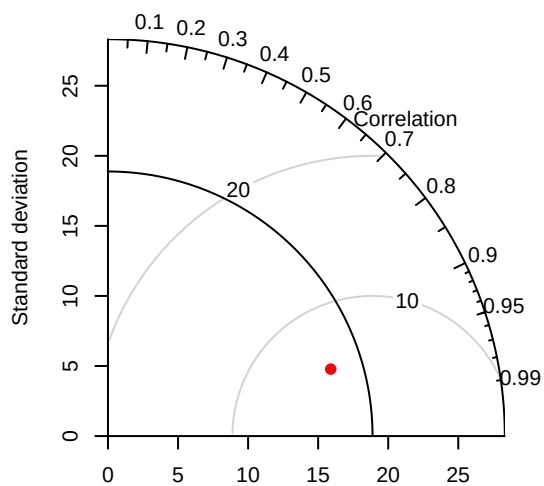
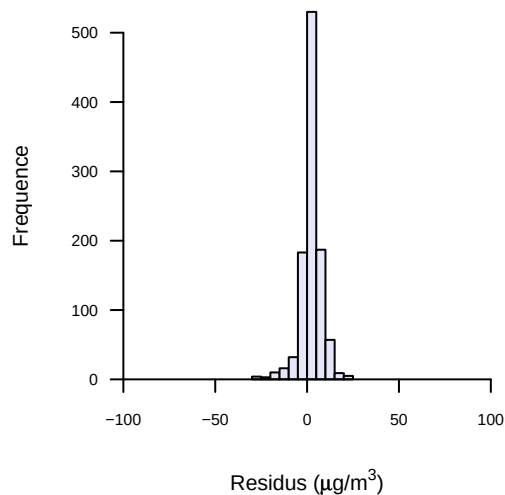


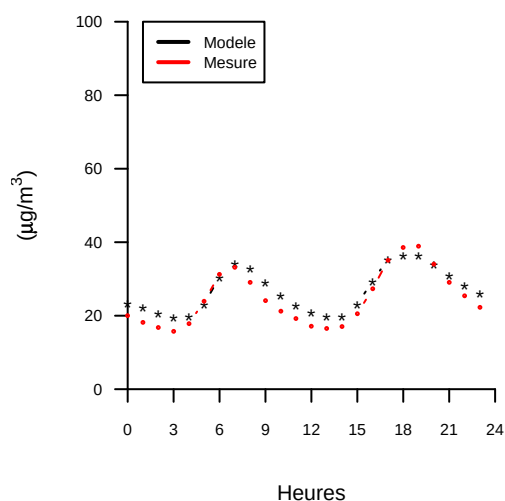
Diagramme de Taylor



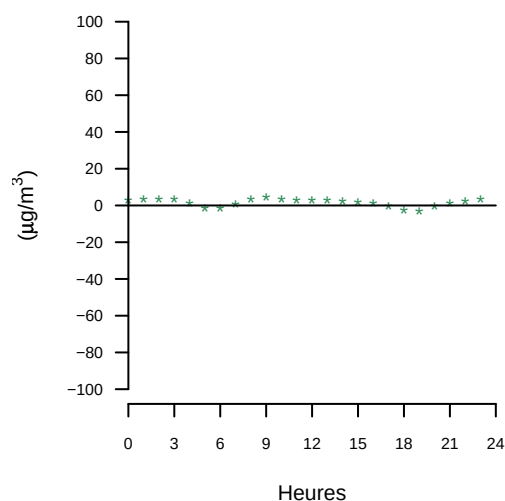
Histogramme des residus



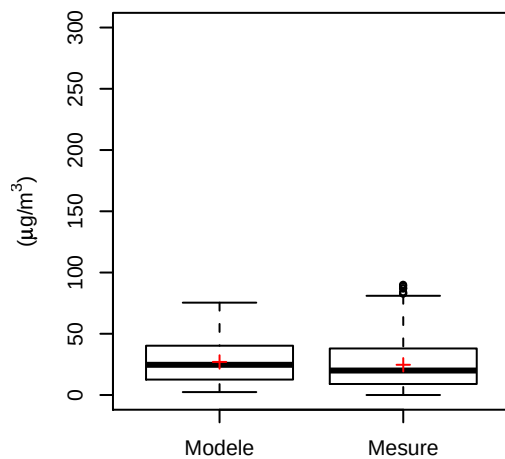
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



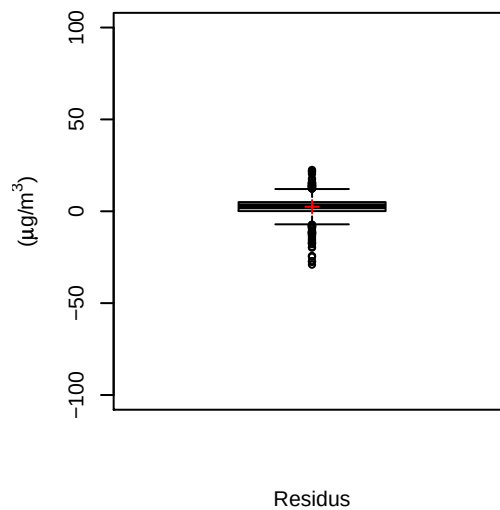
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote



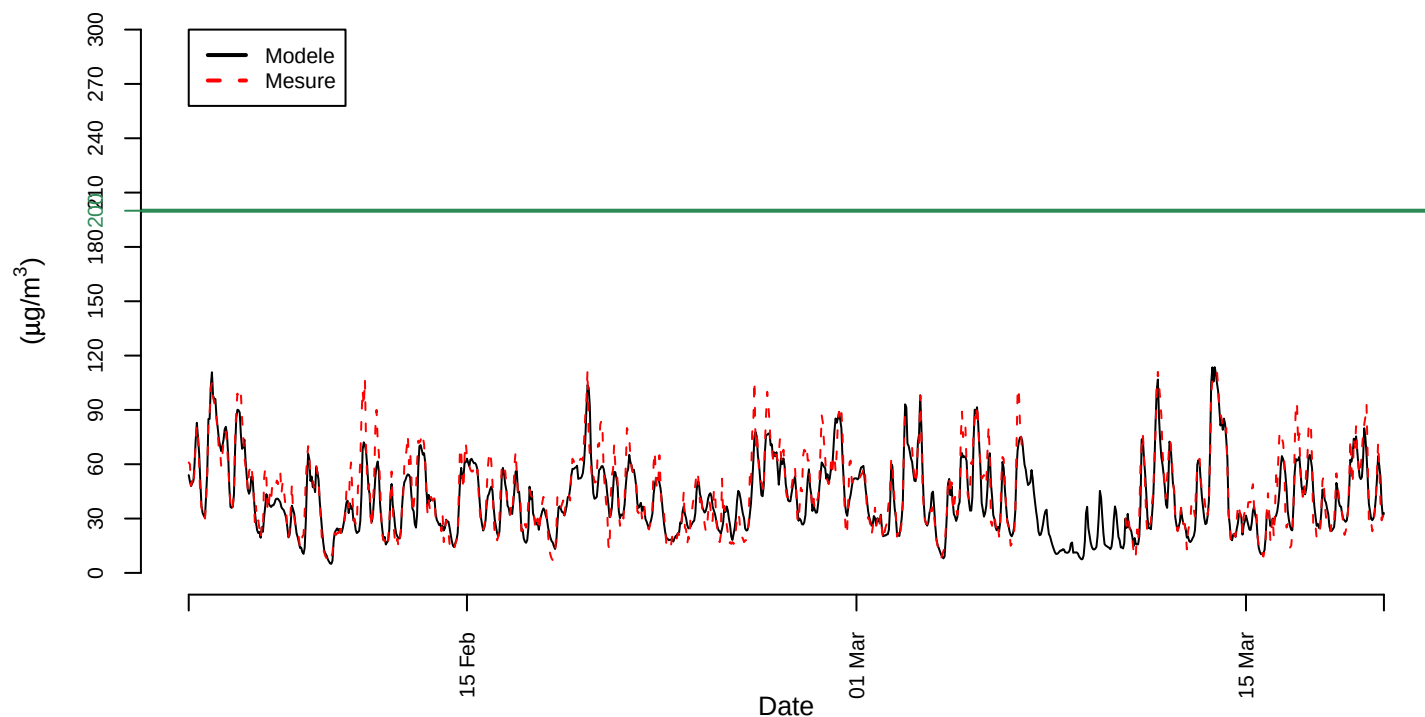
Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Campagne 2009

Statistiques concernant la station Argenteuil pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Argenteuil



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

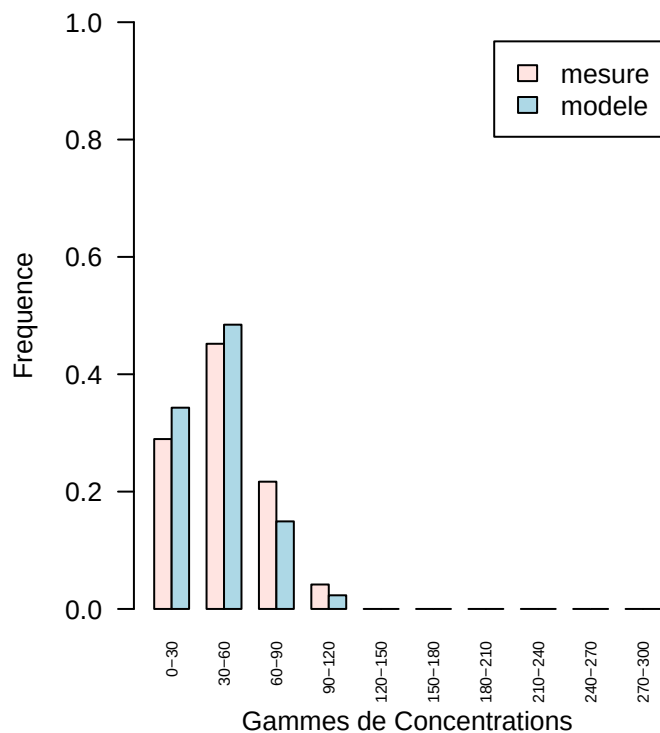


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

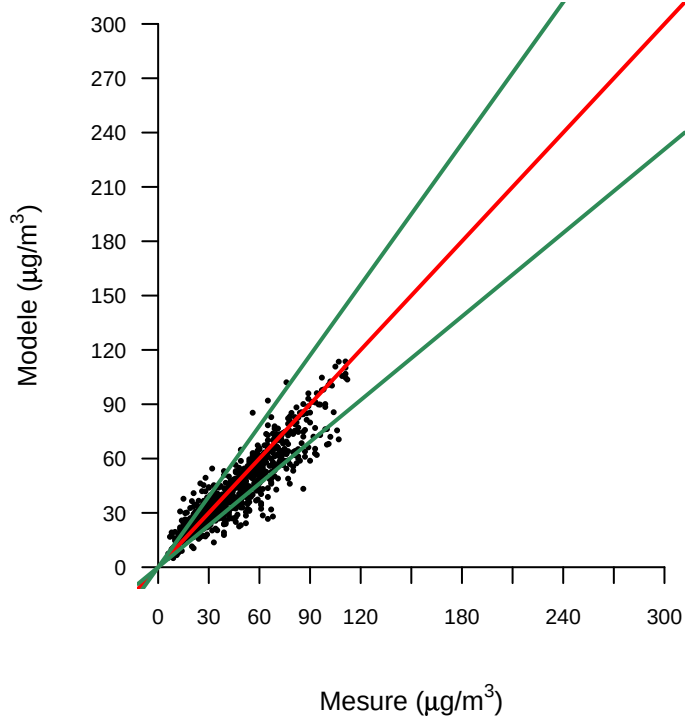
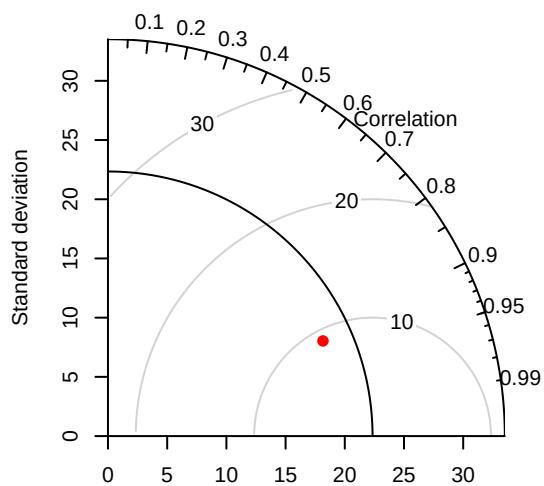
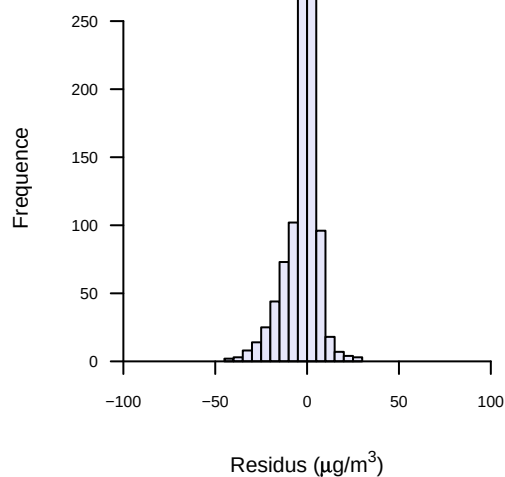


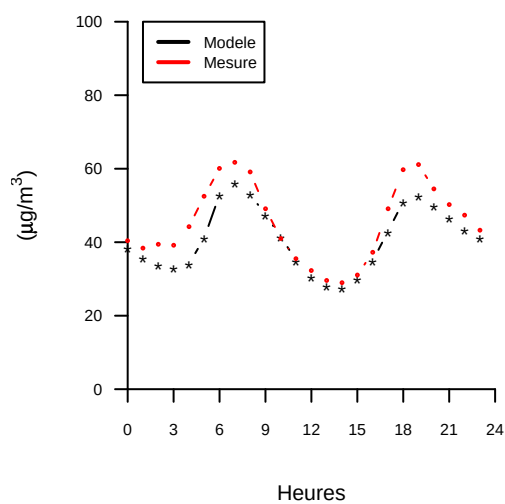
Diagramme de Taylor



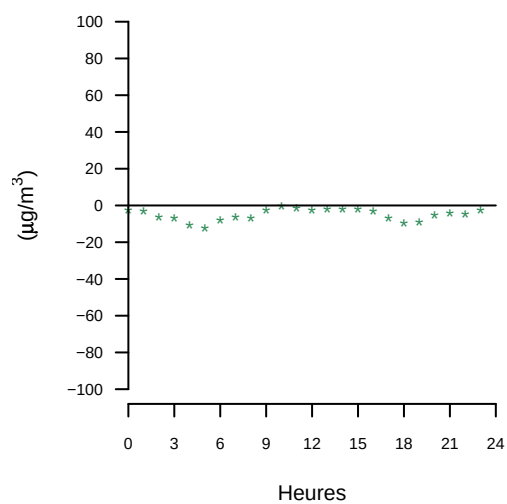
Histogramme des residus



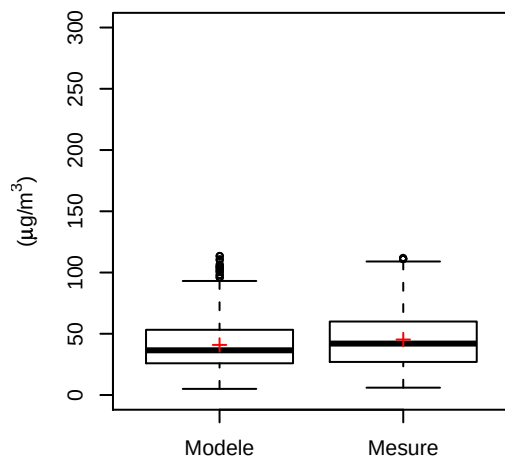
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



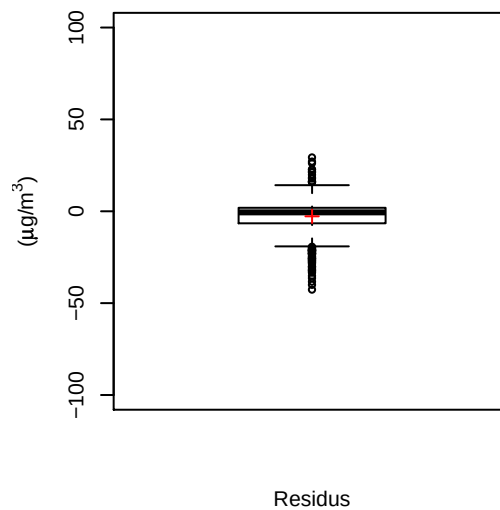
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

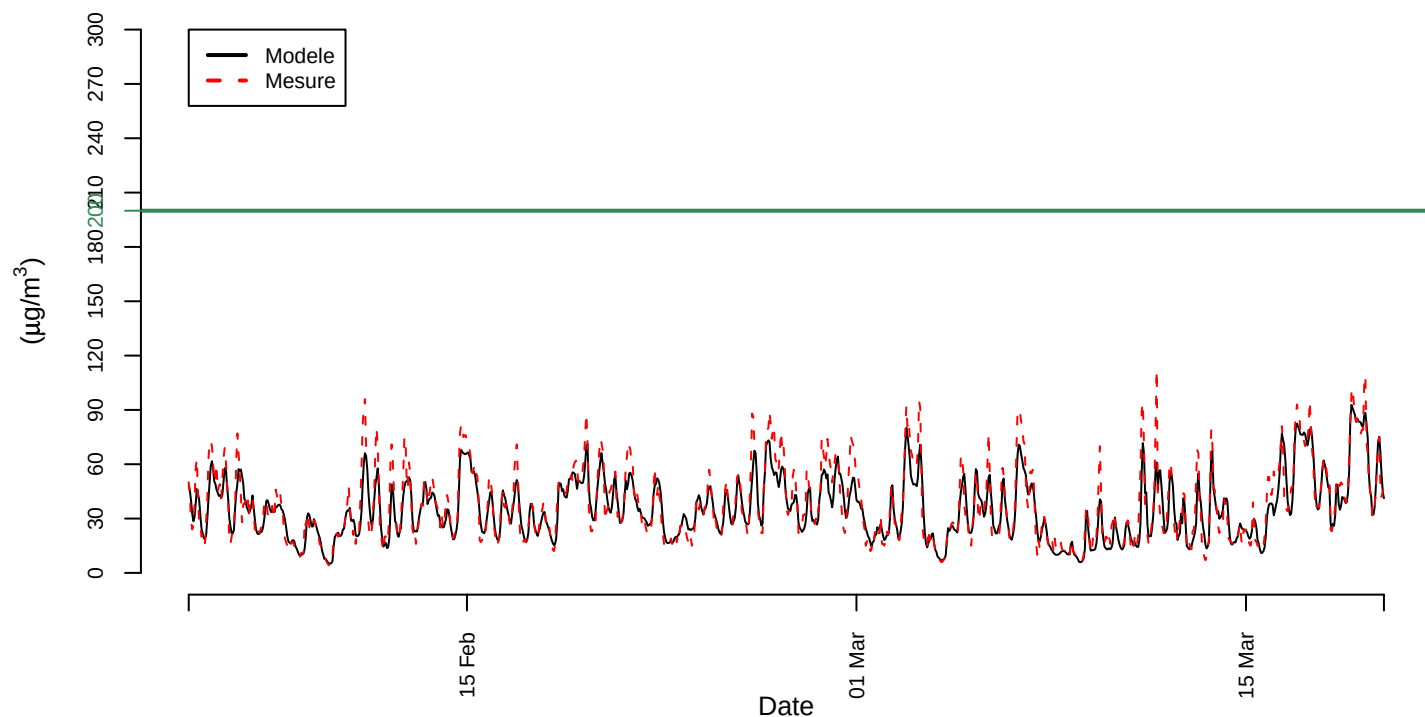


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Versailles pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Versailles



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

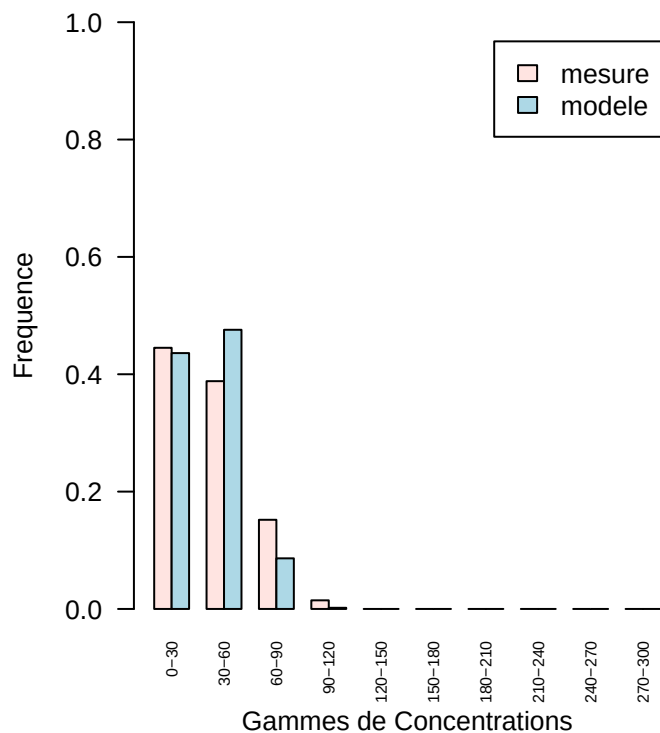


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

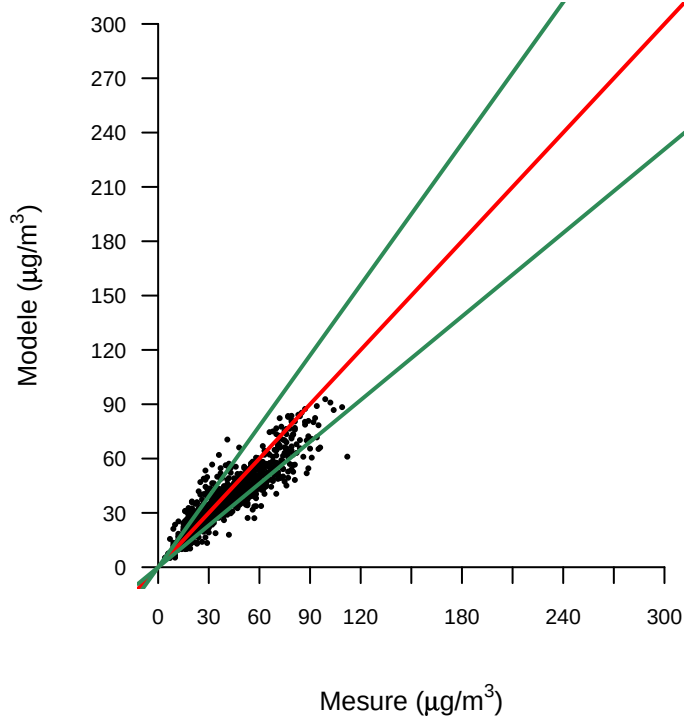
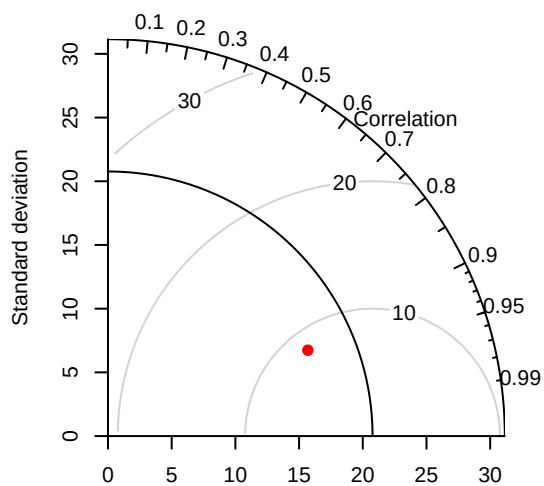
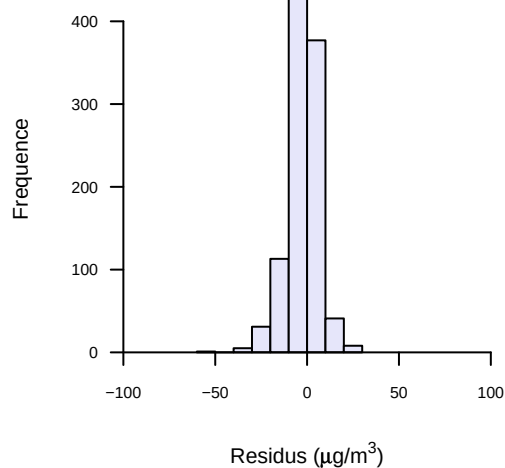


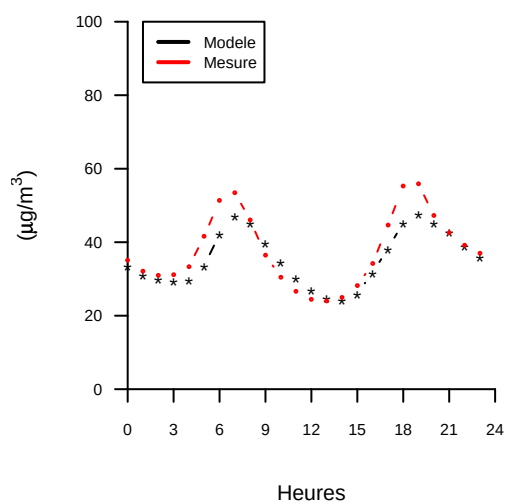
Diagramme de Taylor



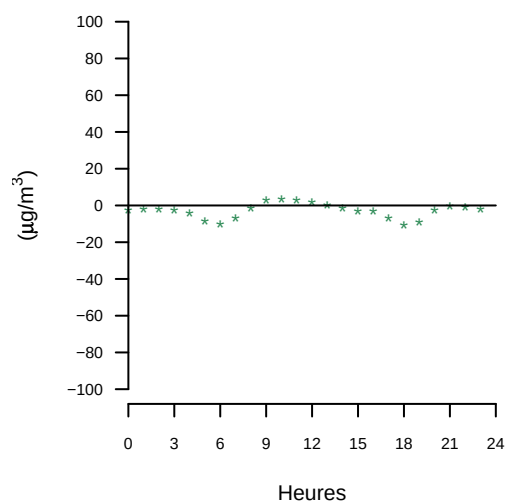
Histogramme des residus



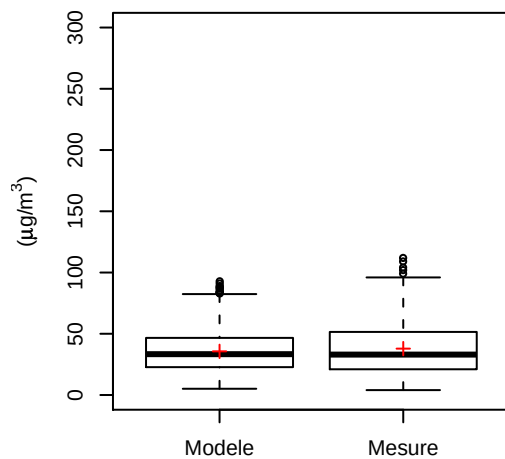
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



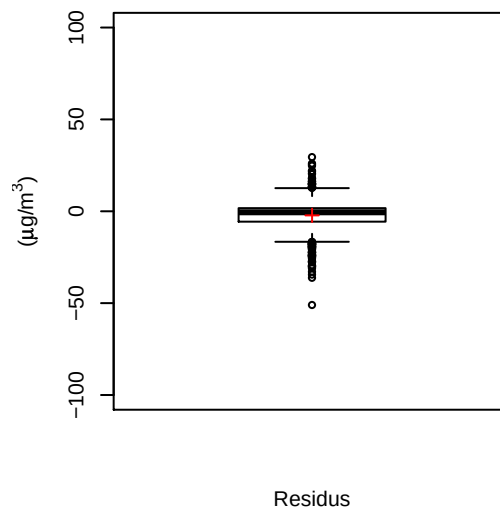
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote



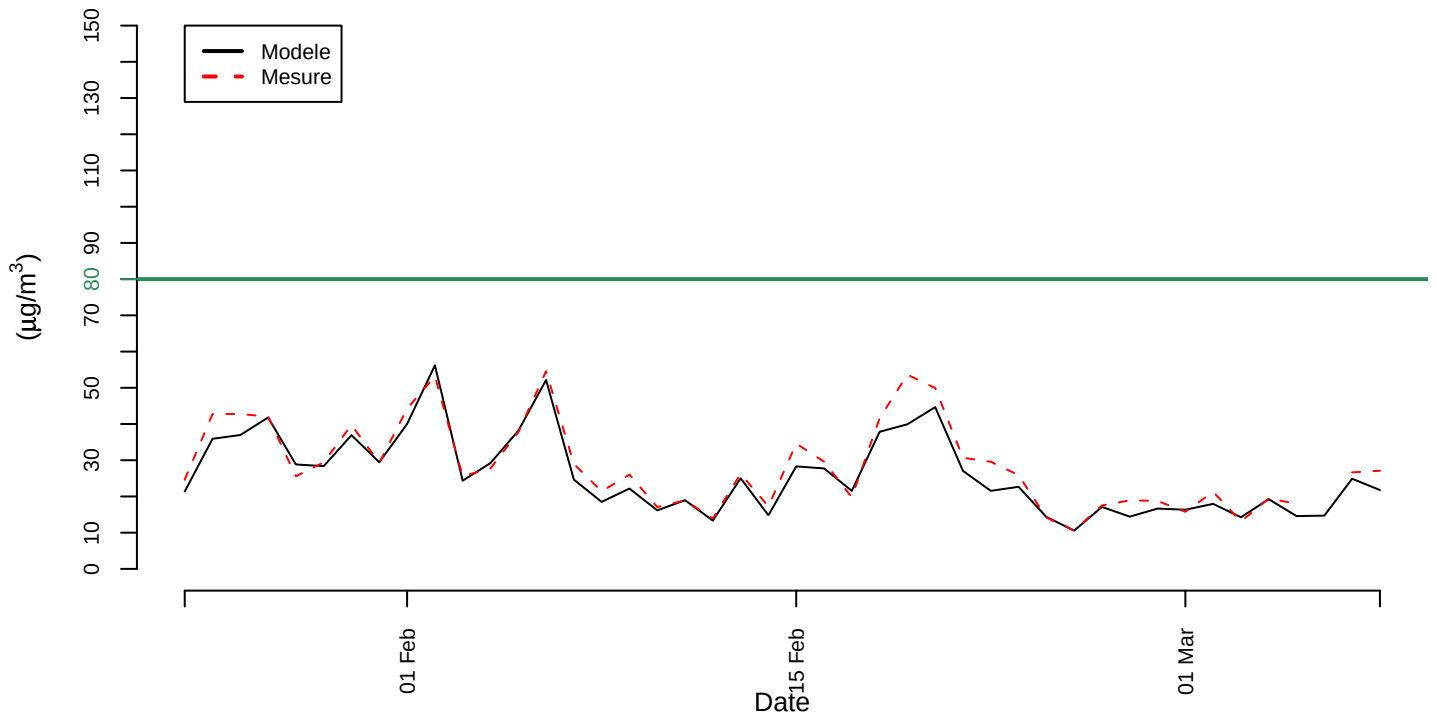
Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



VII.1.2.Particules PM10
Campagne 2007

Statistiques concernant la station La_Defense pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a La_Defense



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

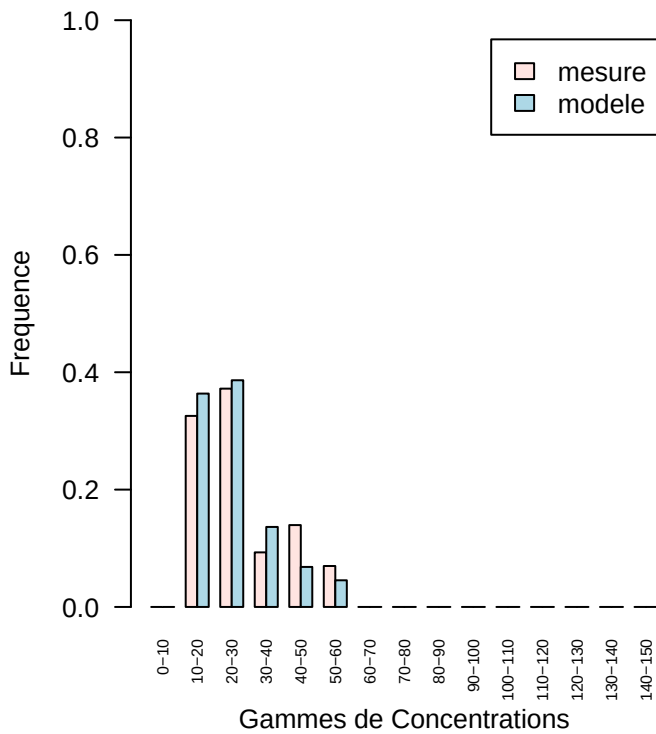


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

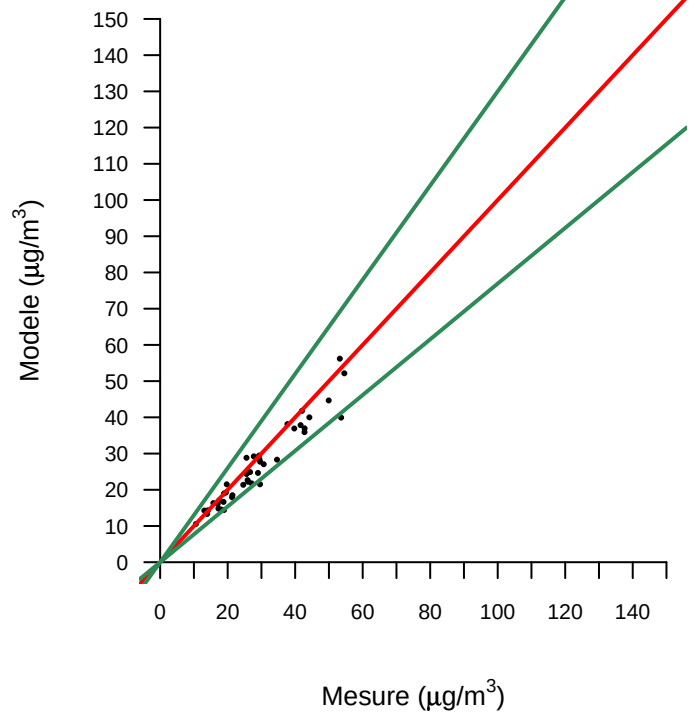
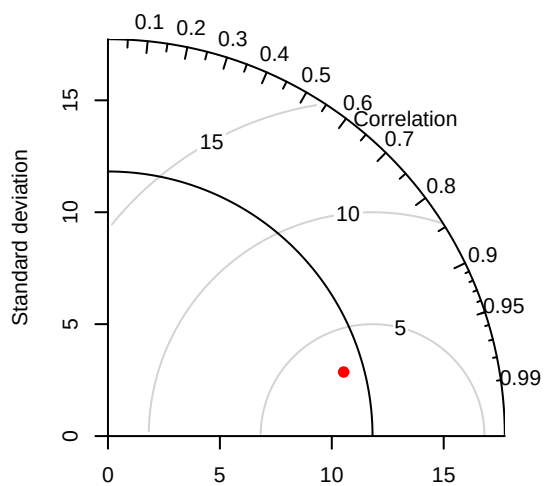
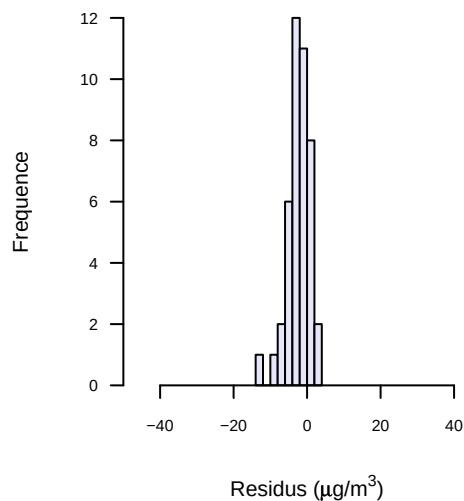


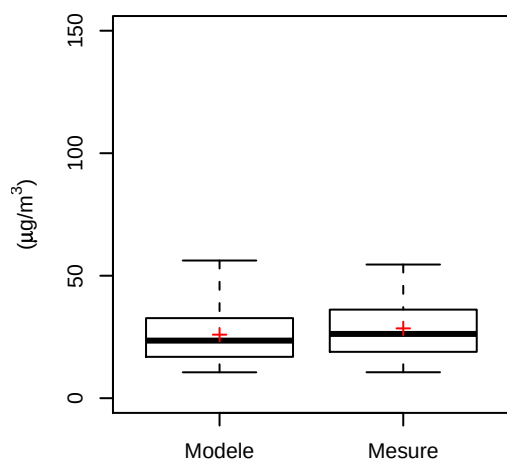
Diagramme de Taylor



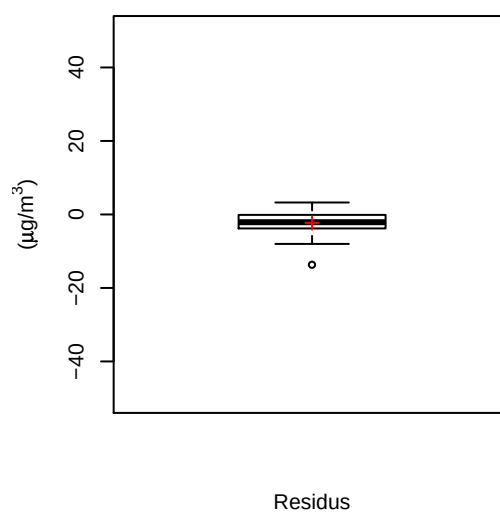
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

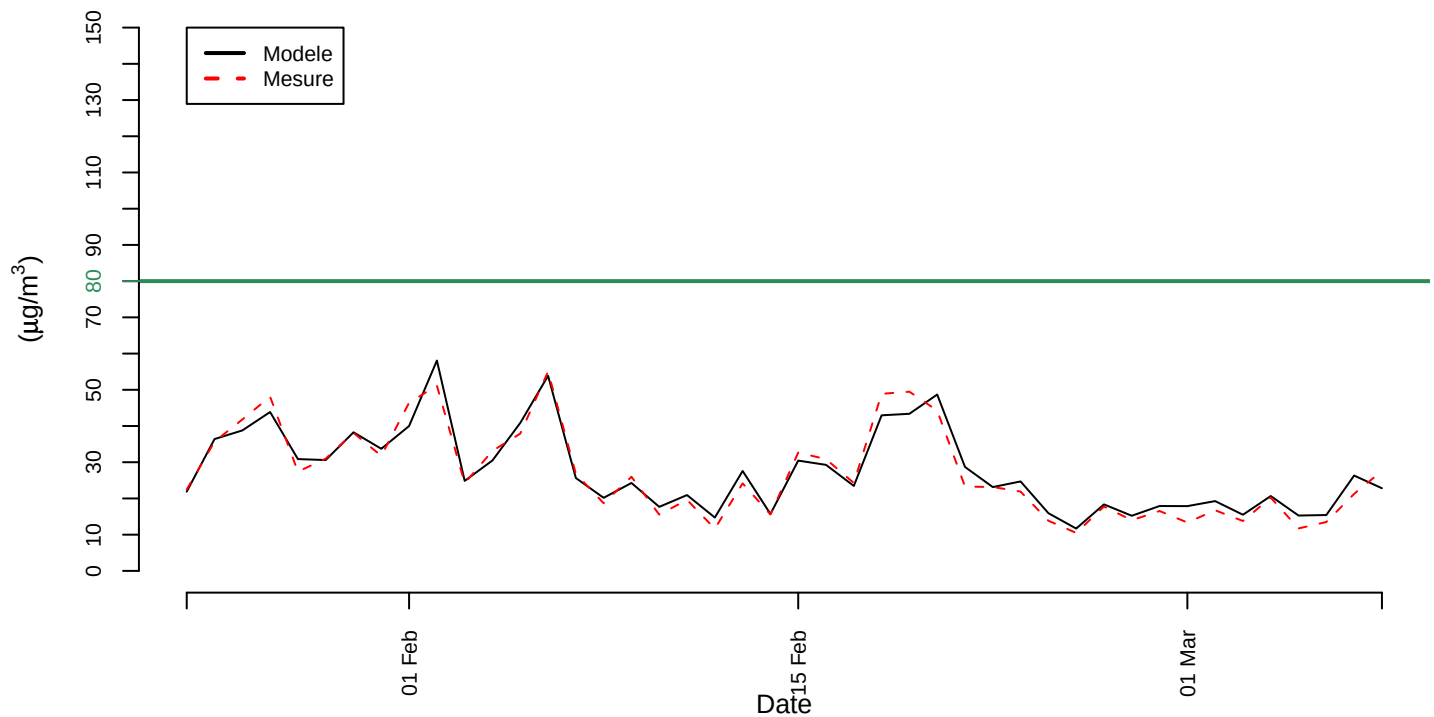


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station Gennevilliers pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a Gennevilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

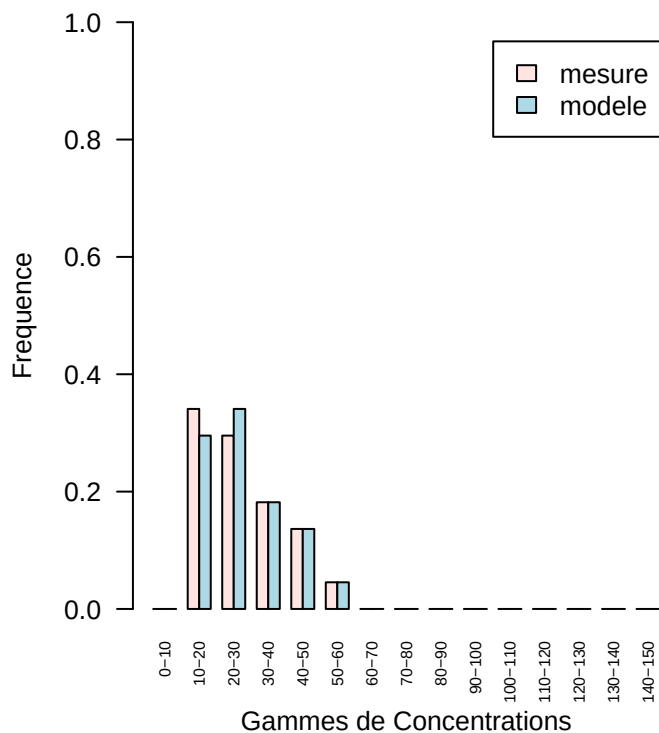


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

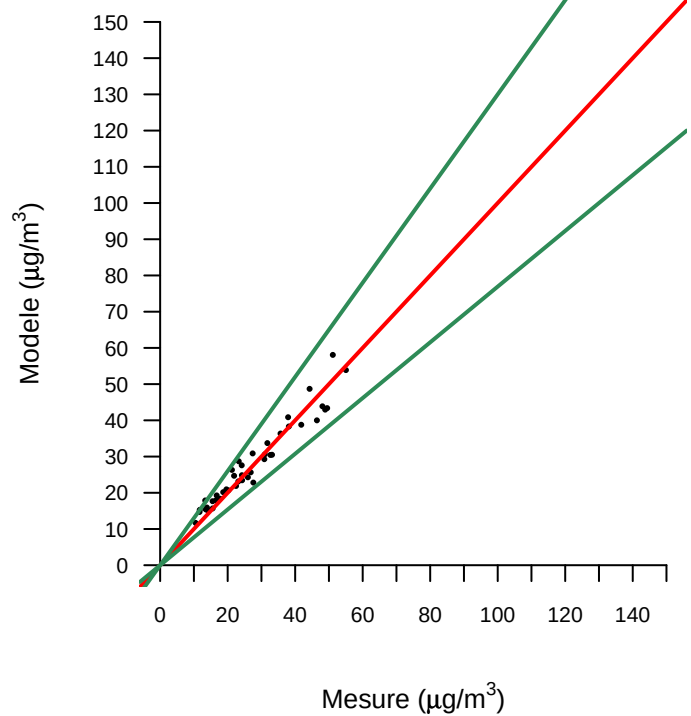
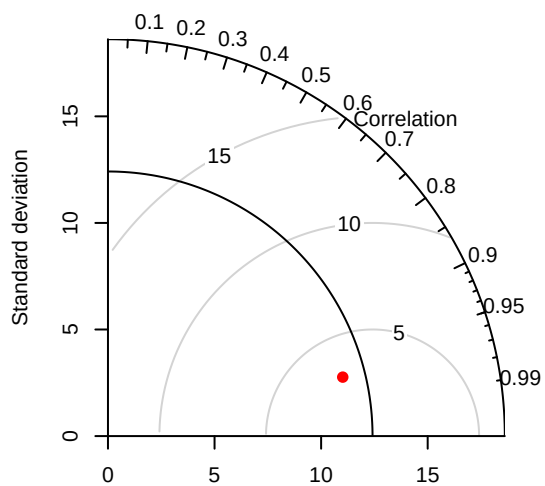
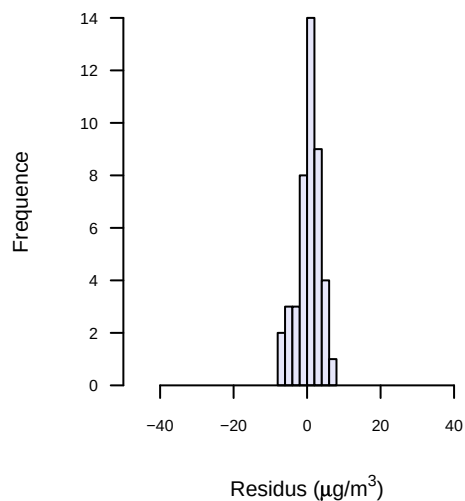


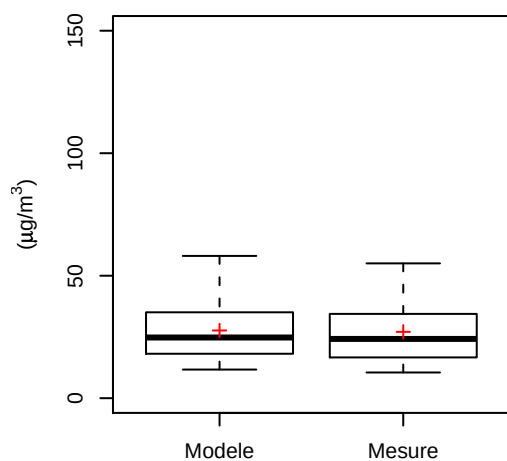
Diagramme de Taylor



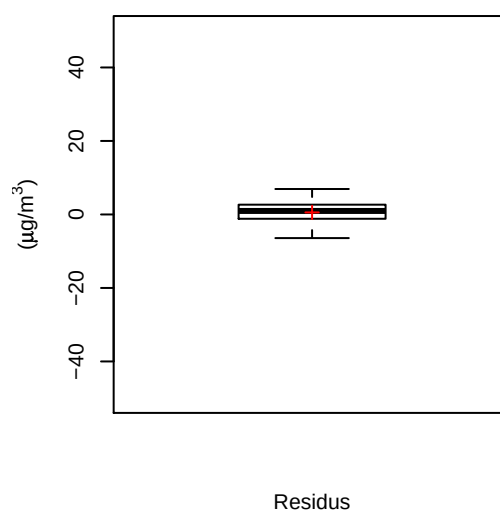
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10



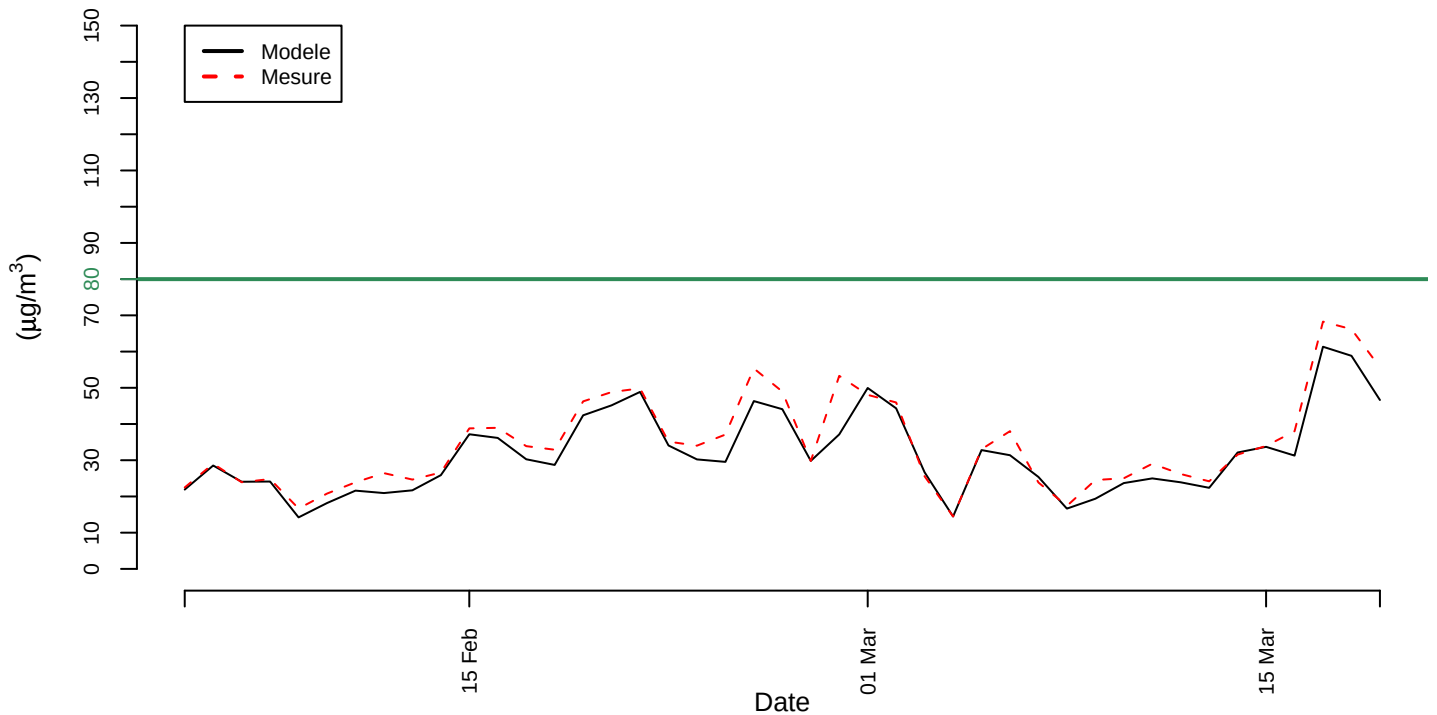
Boite a moustache des residus en Particules PM10



Campagne 2009

Statistiques concernant la station La_Defense pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a La_Defense



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

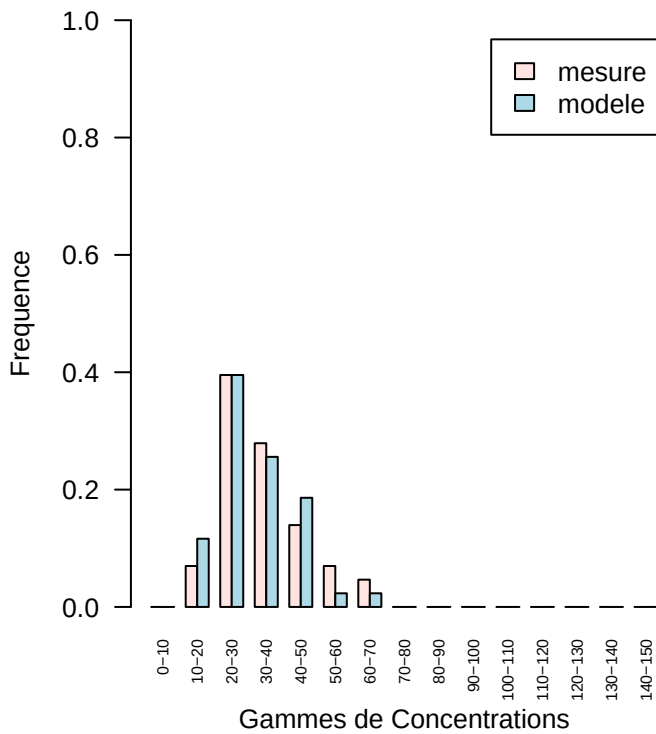


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

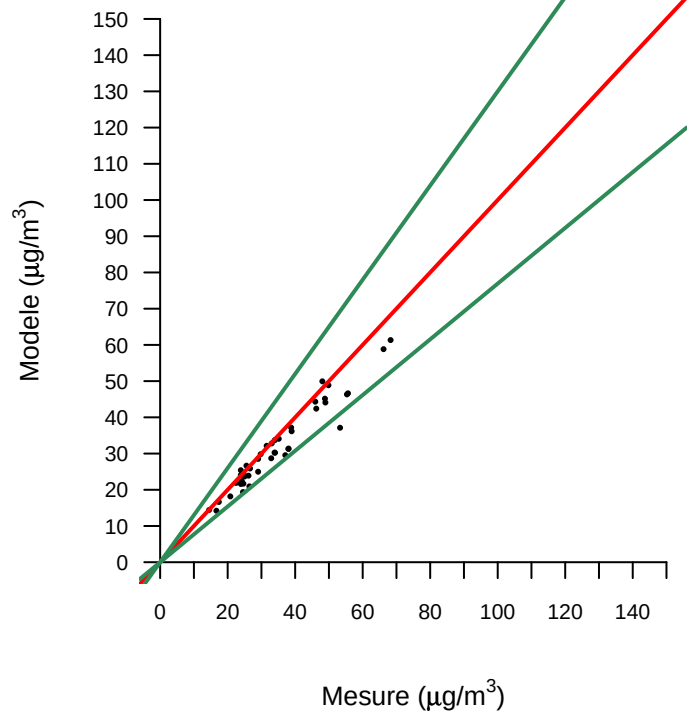
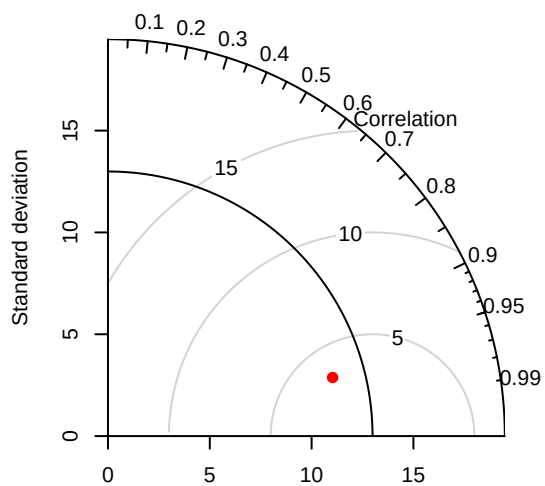
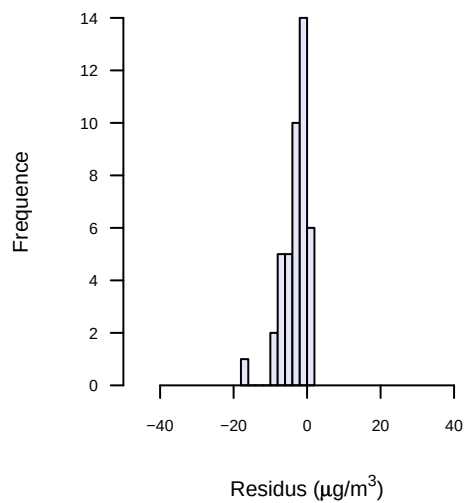


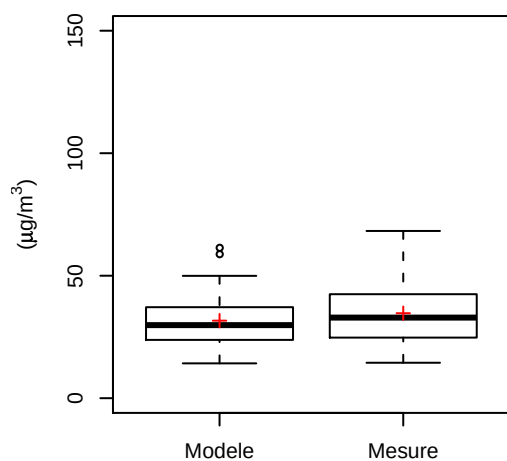
Diagramme de Taylor



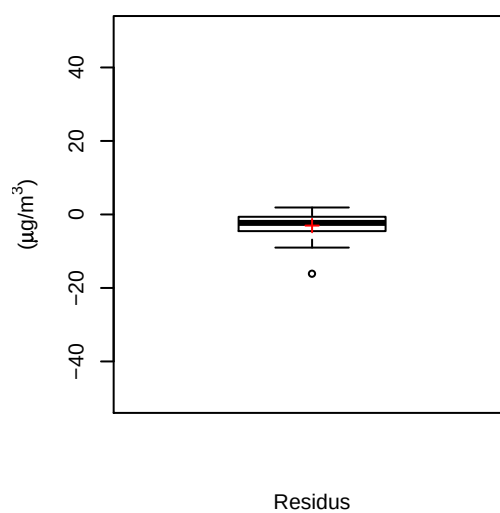
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

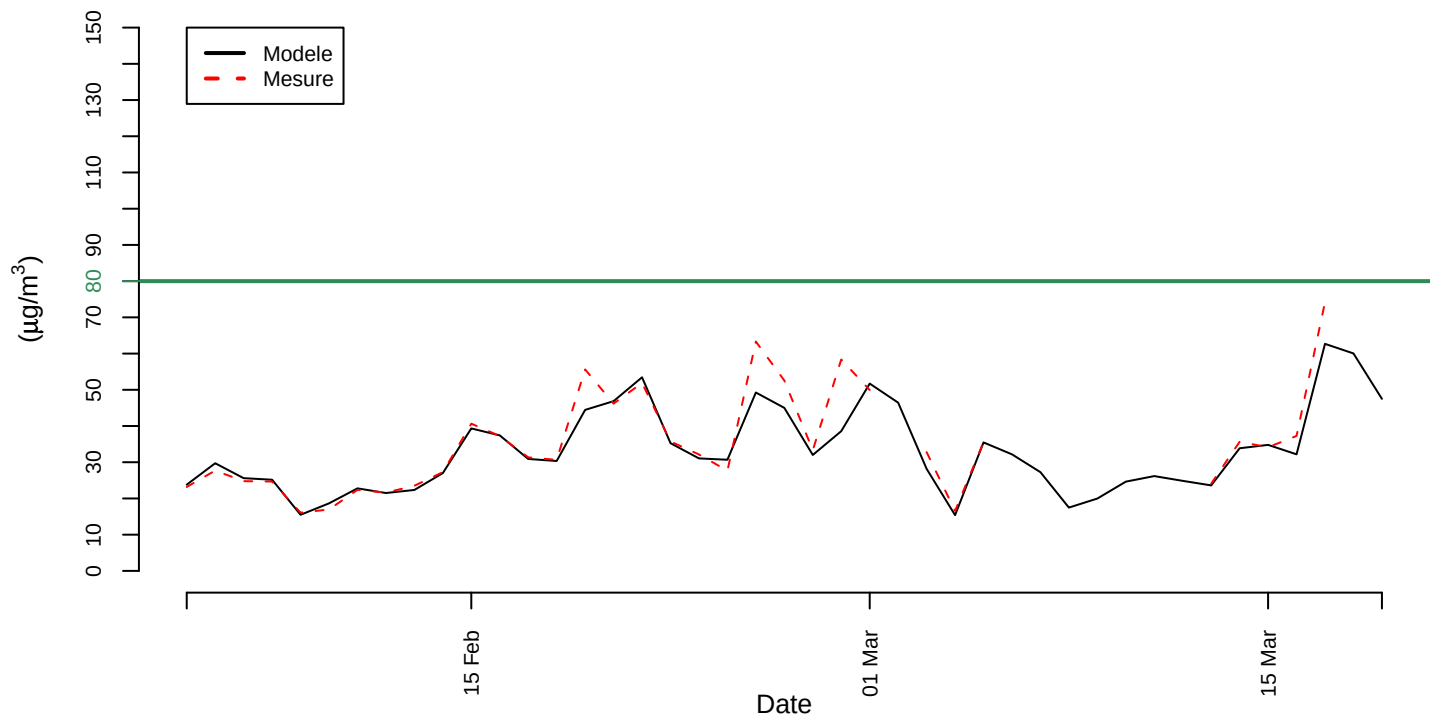


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station Gennevilliers pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a Gennevilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

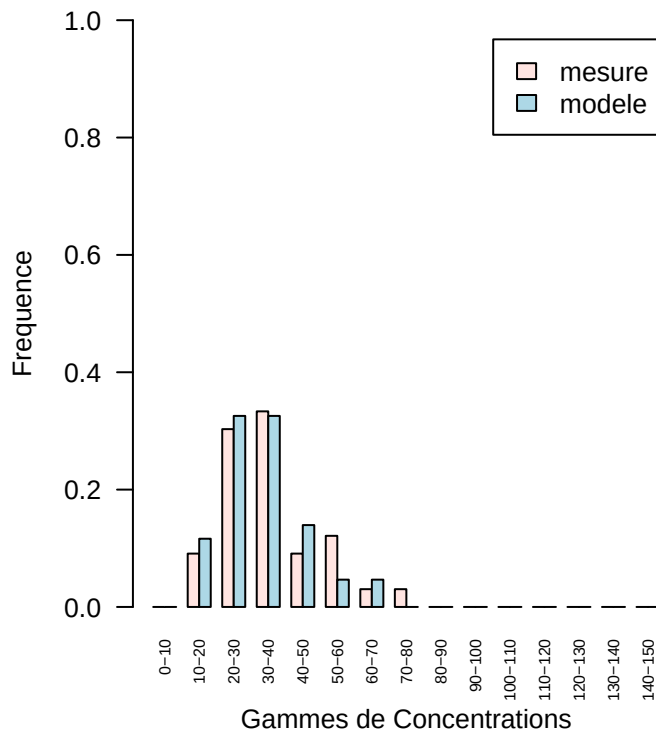


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

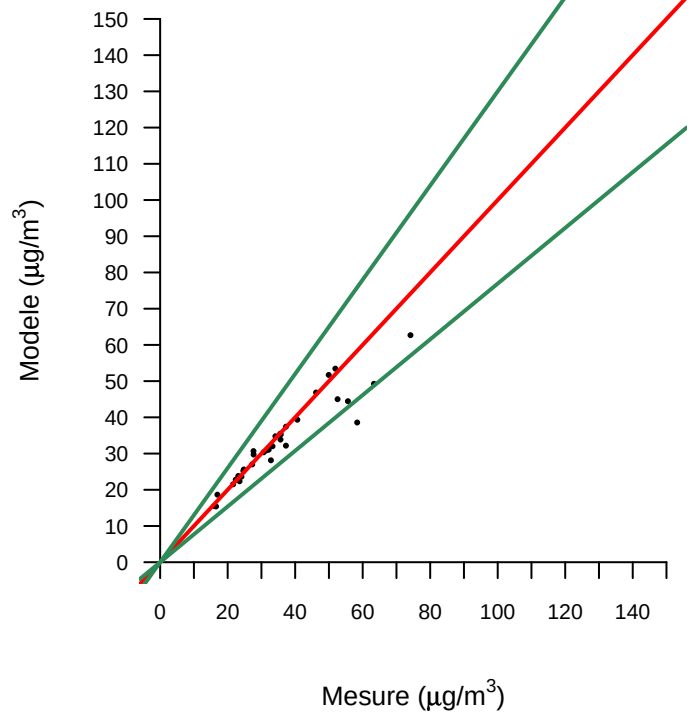
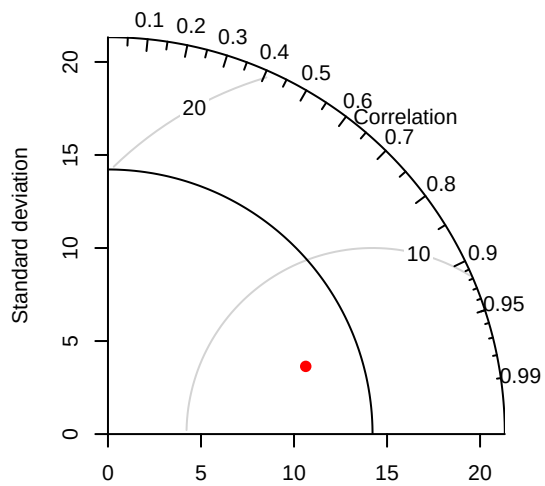
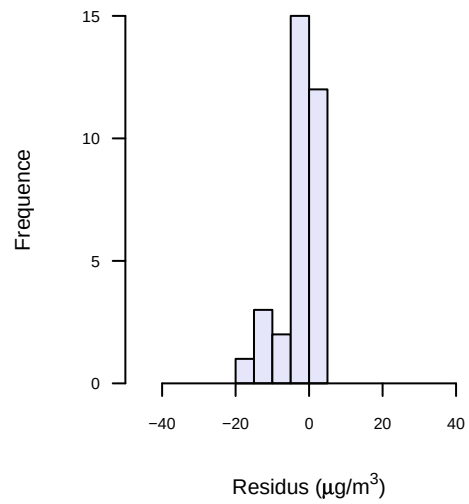


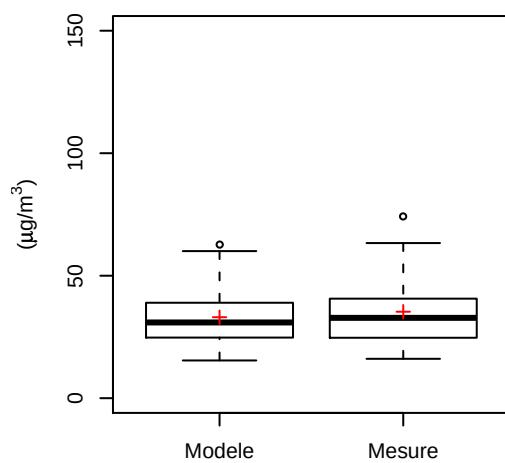
Diagramme de Taylor



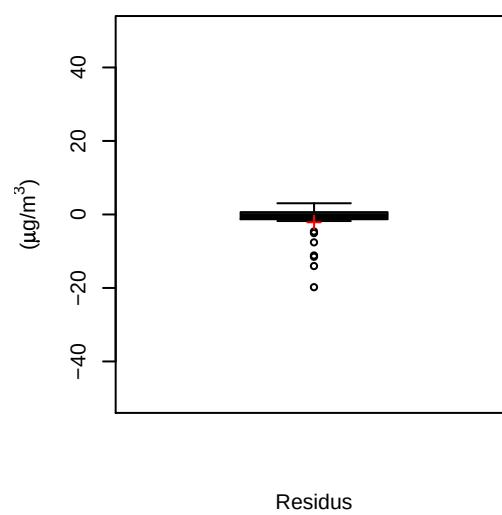
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10



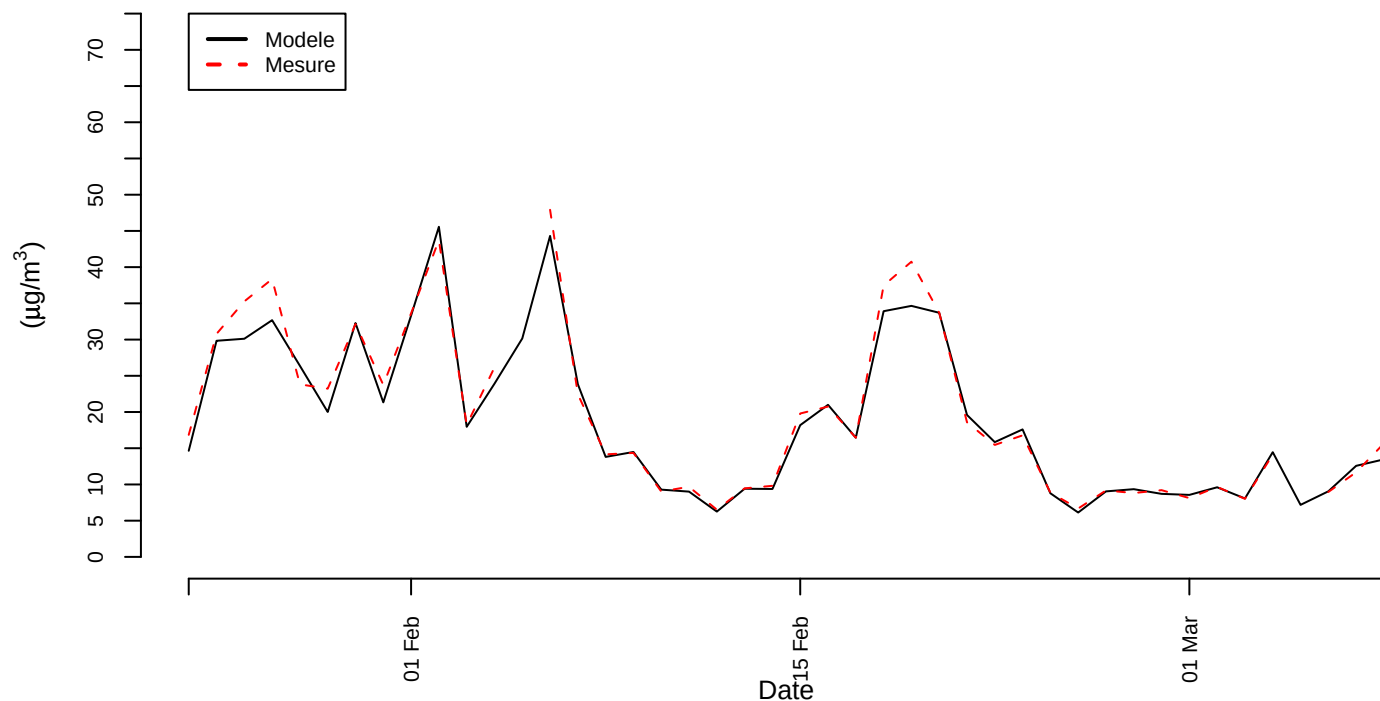
Boite a moustache des residus en Particules PM10



VII.1.3.Particules fines PM2.5
Campagne 2007

Statistiques concernant la station Gennevilliers pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM2.5 a Gennevilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

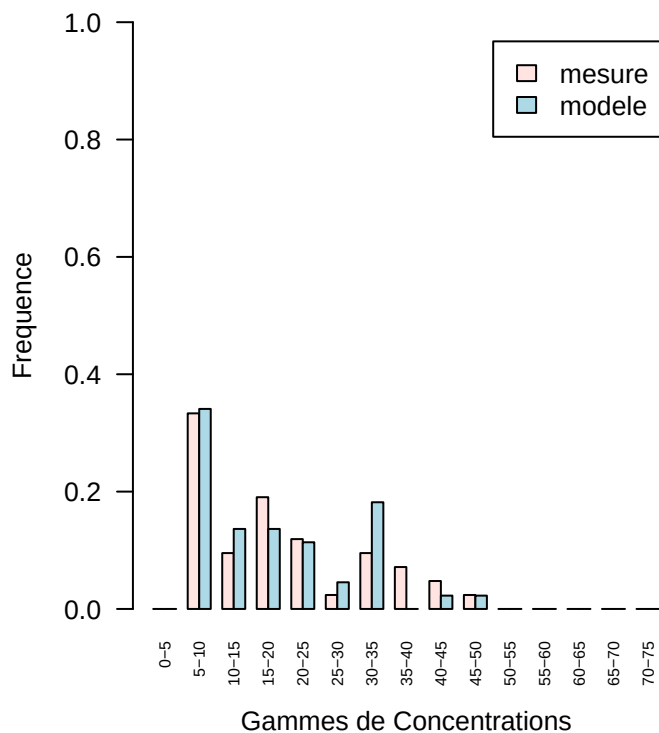


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

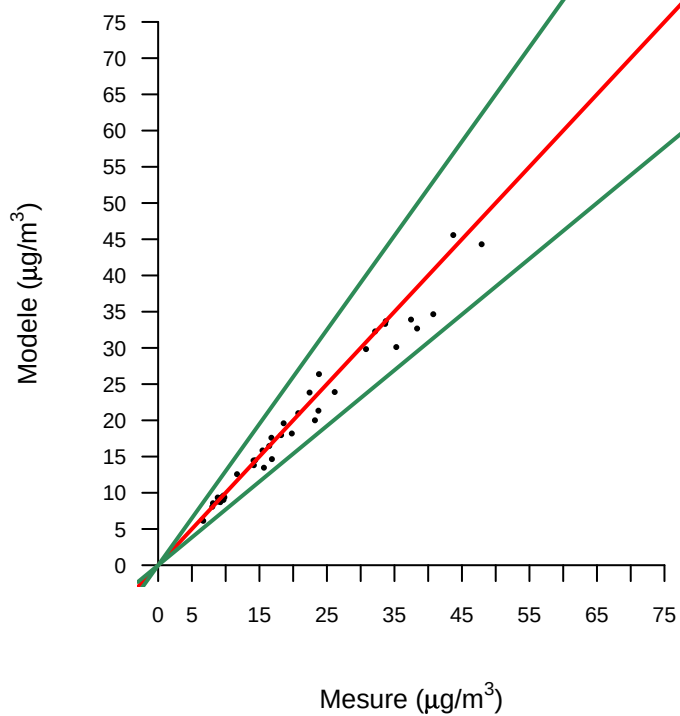
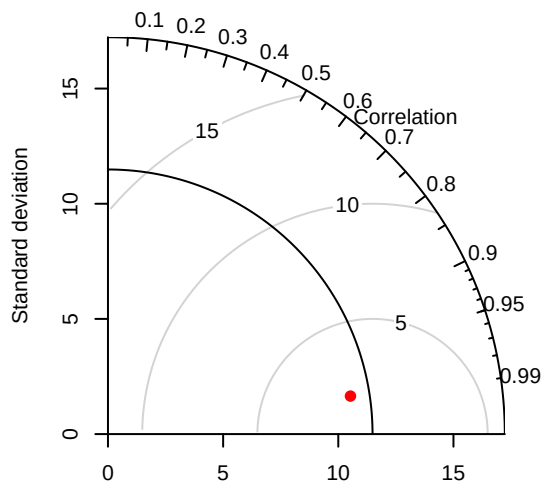
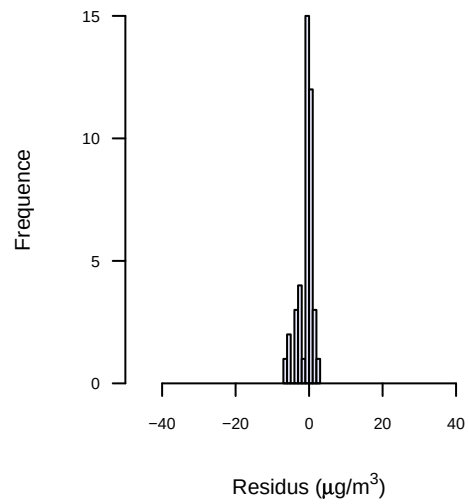


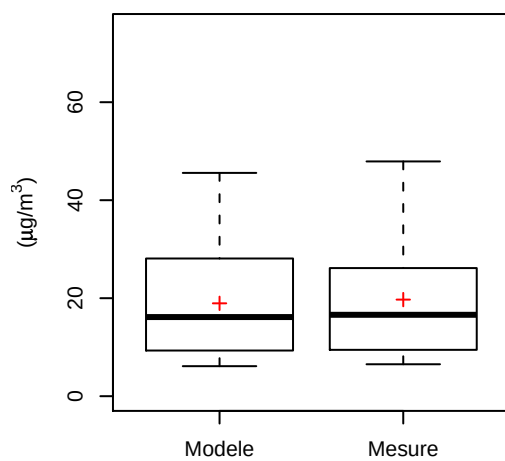
Diagramme de Taylor



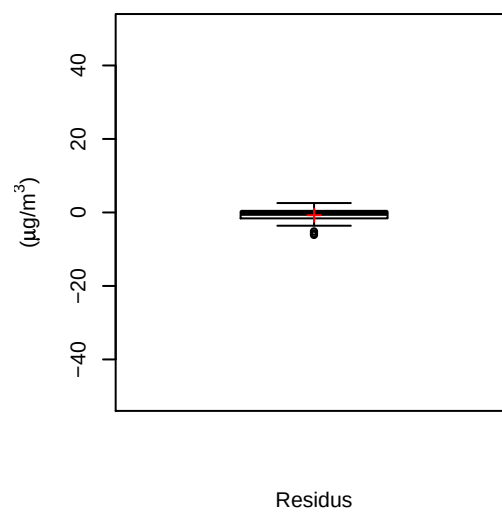
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM2.5



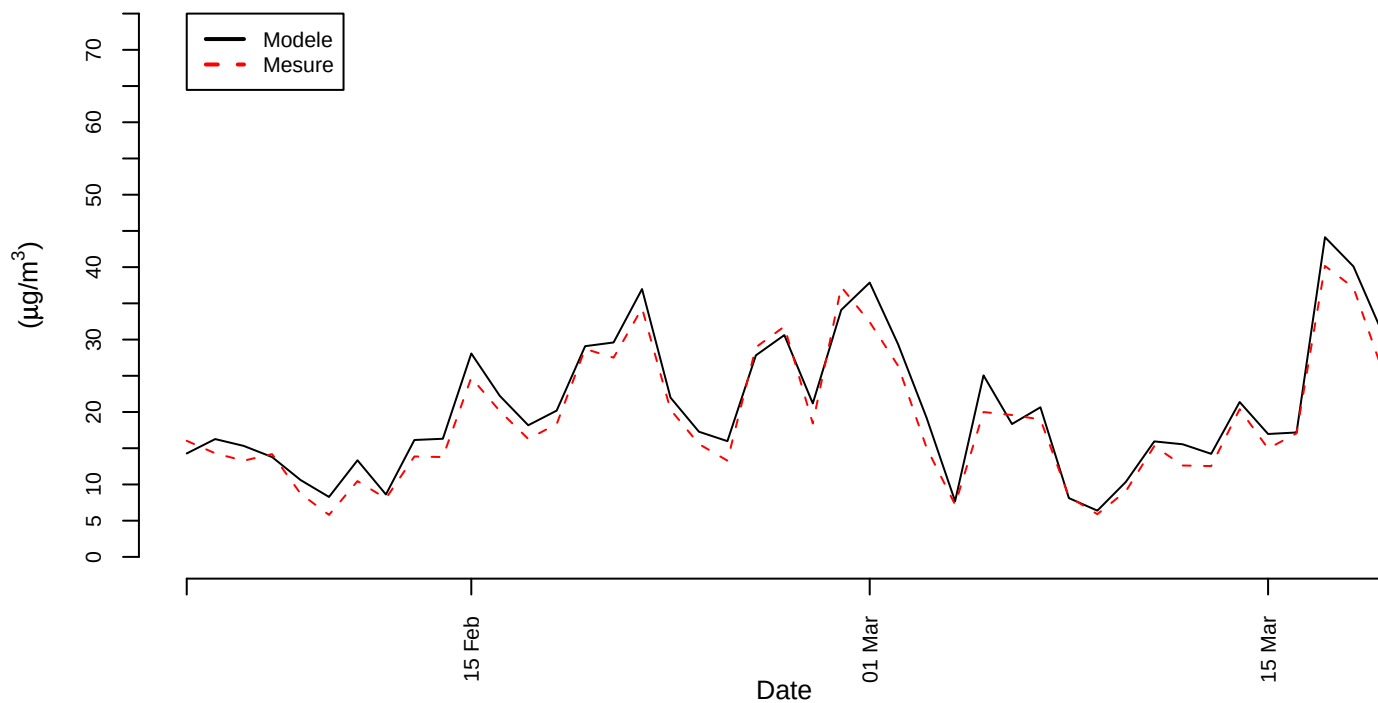
Boite a moustache des residus en Particules PM2.5



Campagne 2009

Statistiques concernant la station Gennevilliers pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM2.5 a Gennevilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

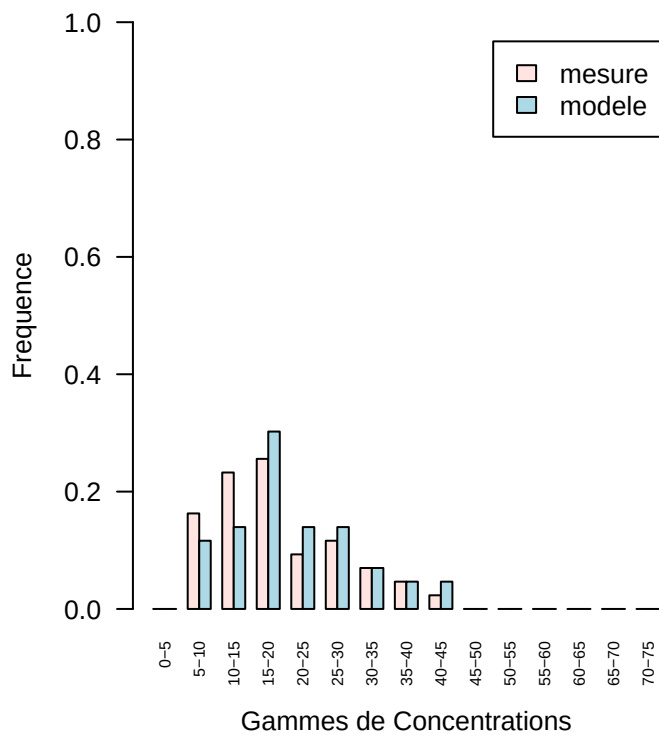


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

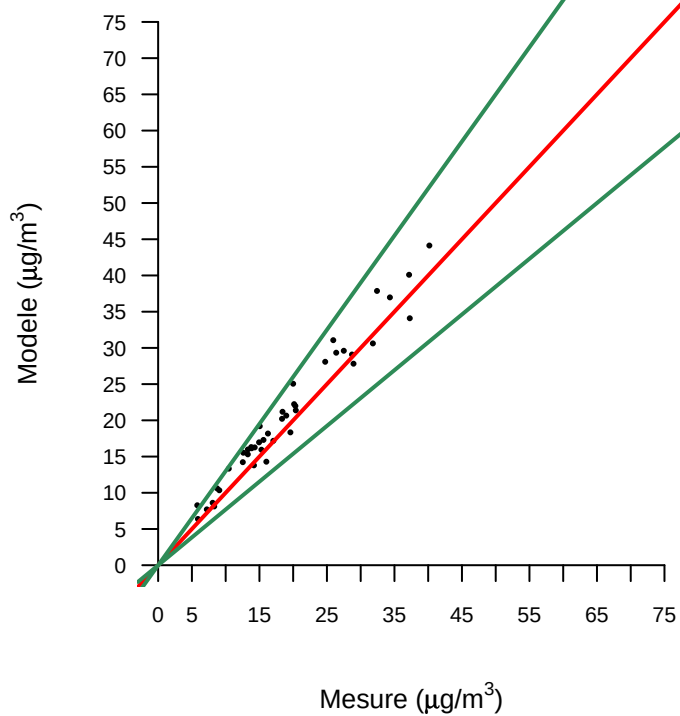
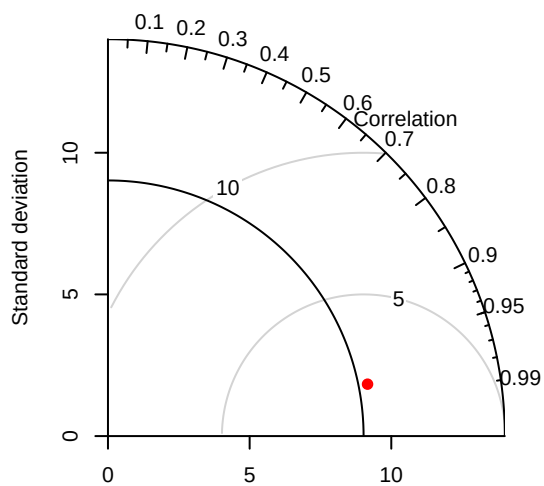
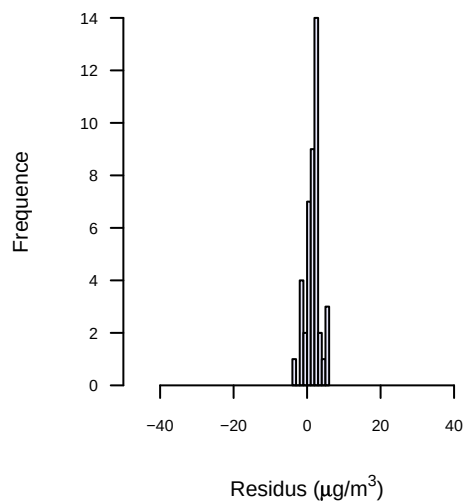


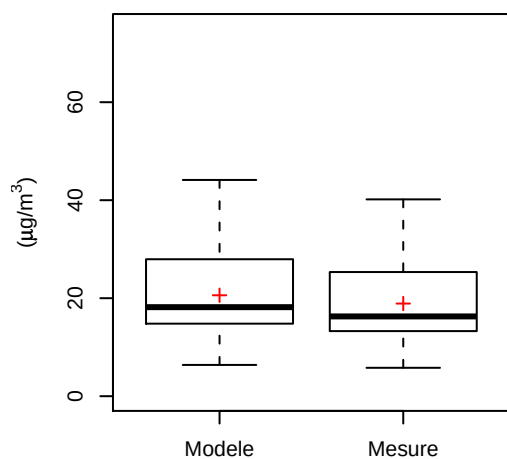
Diagramme de Taylor



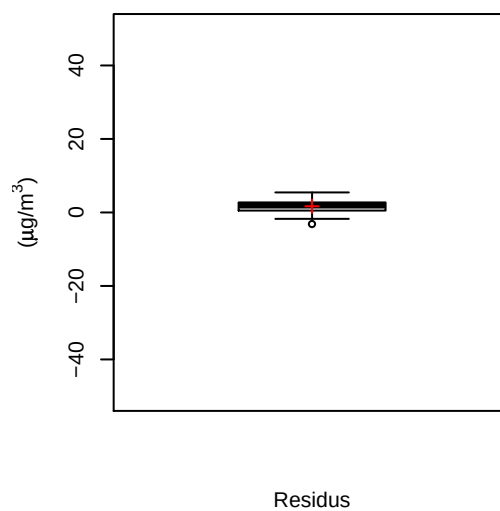
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM2.5

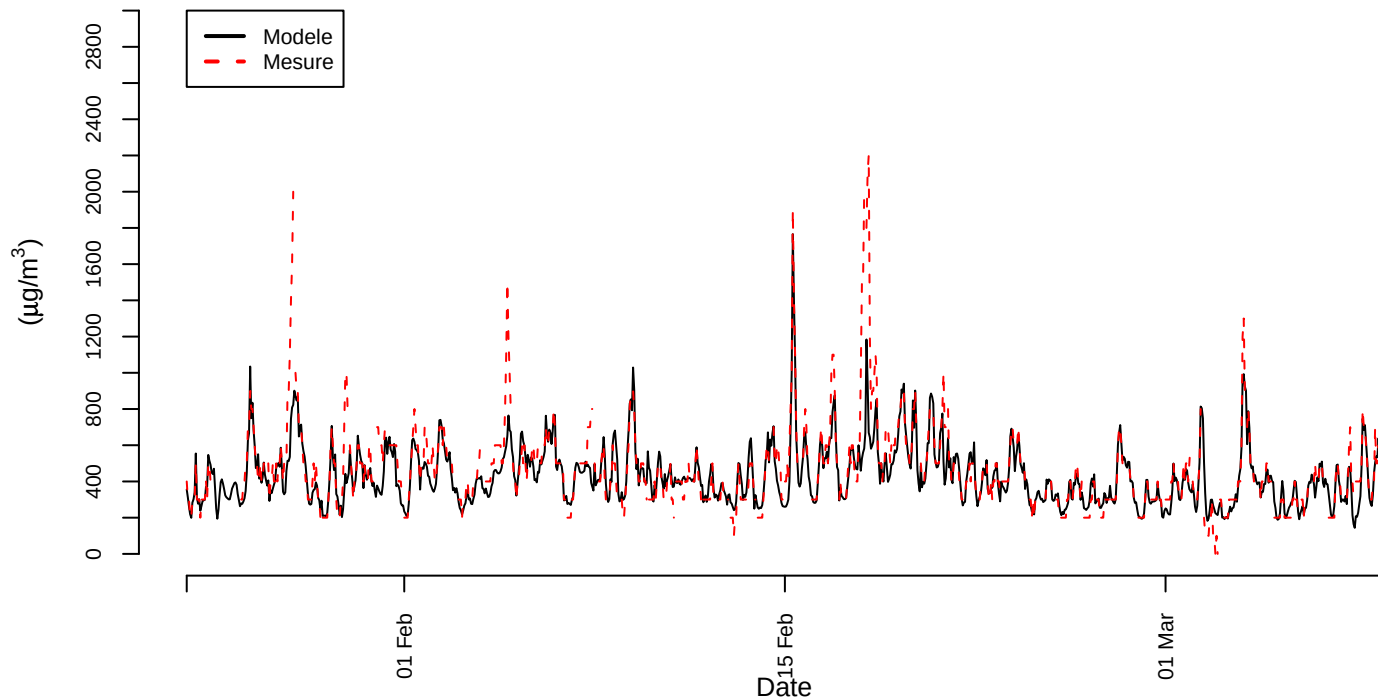


Boite a moustache des residus en Particules PM2.5



Statistiques concernant la station Aubervilliers pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a Aubervilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

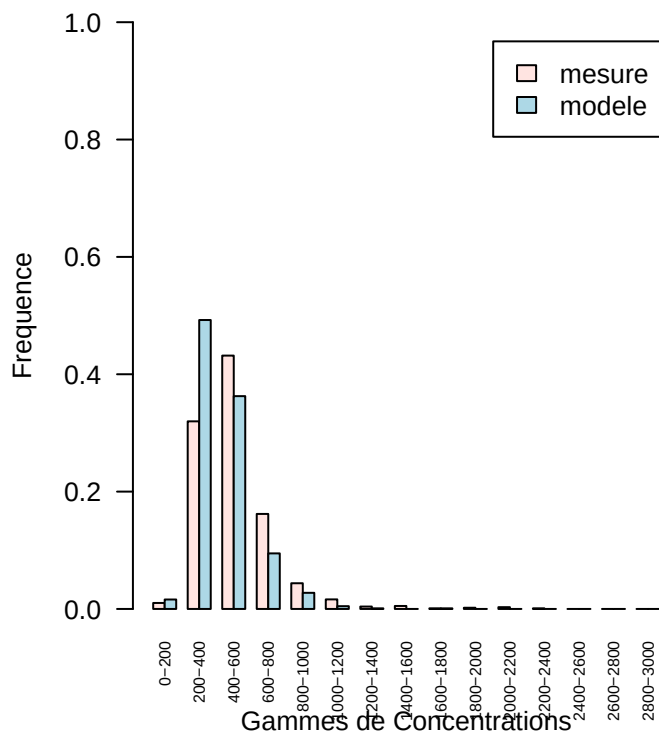


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

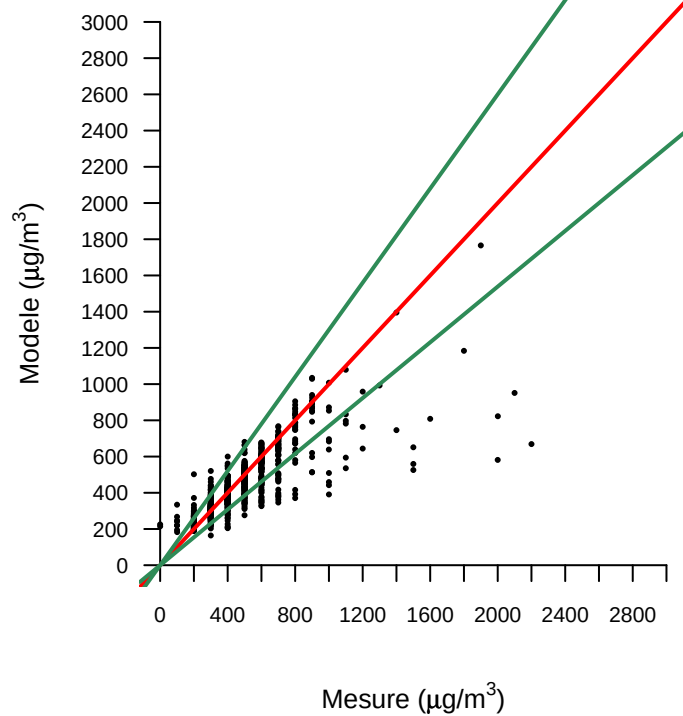
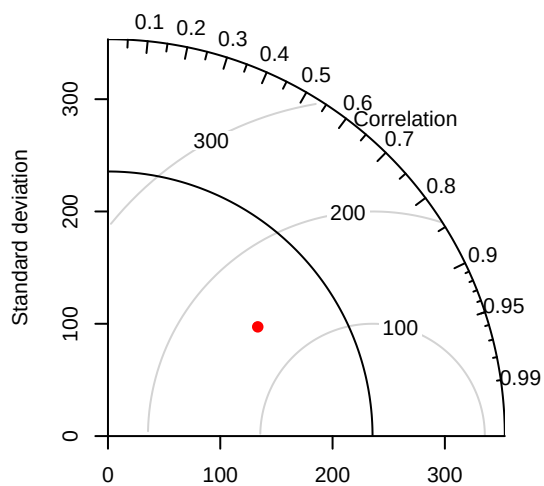
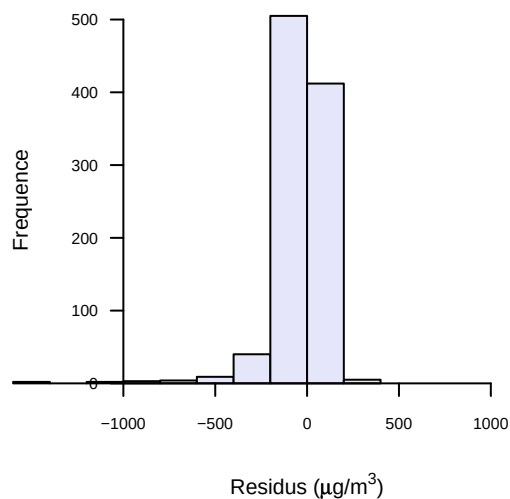


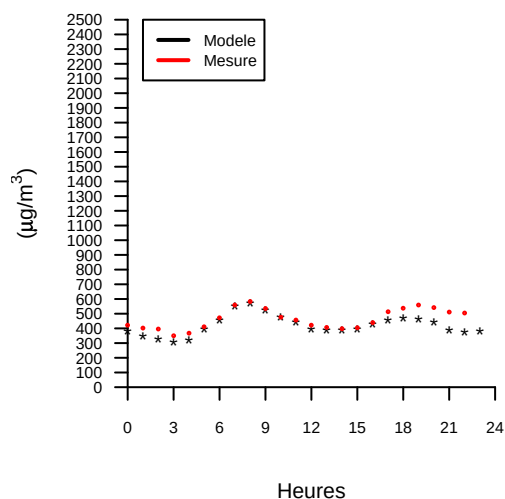
Diagramme de Taylor



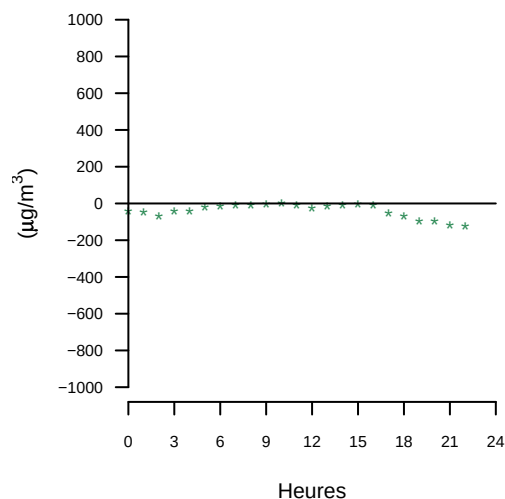
Histogramme des residus



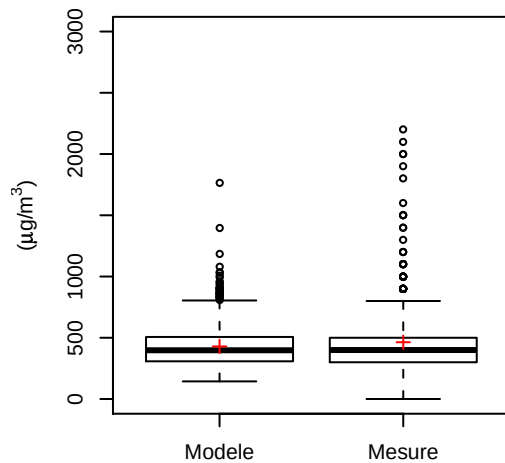
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



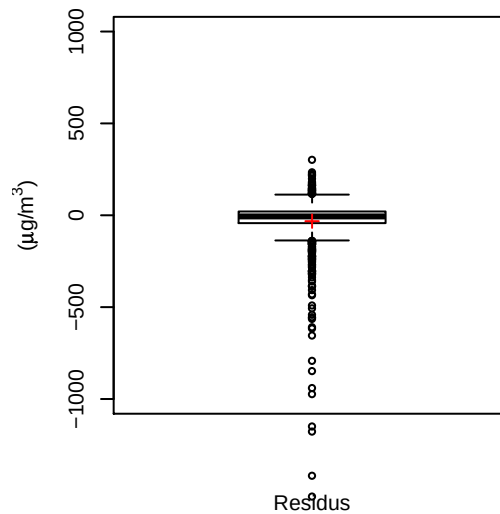
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide



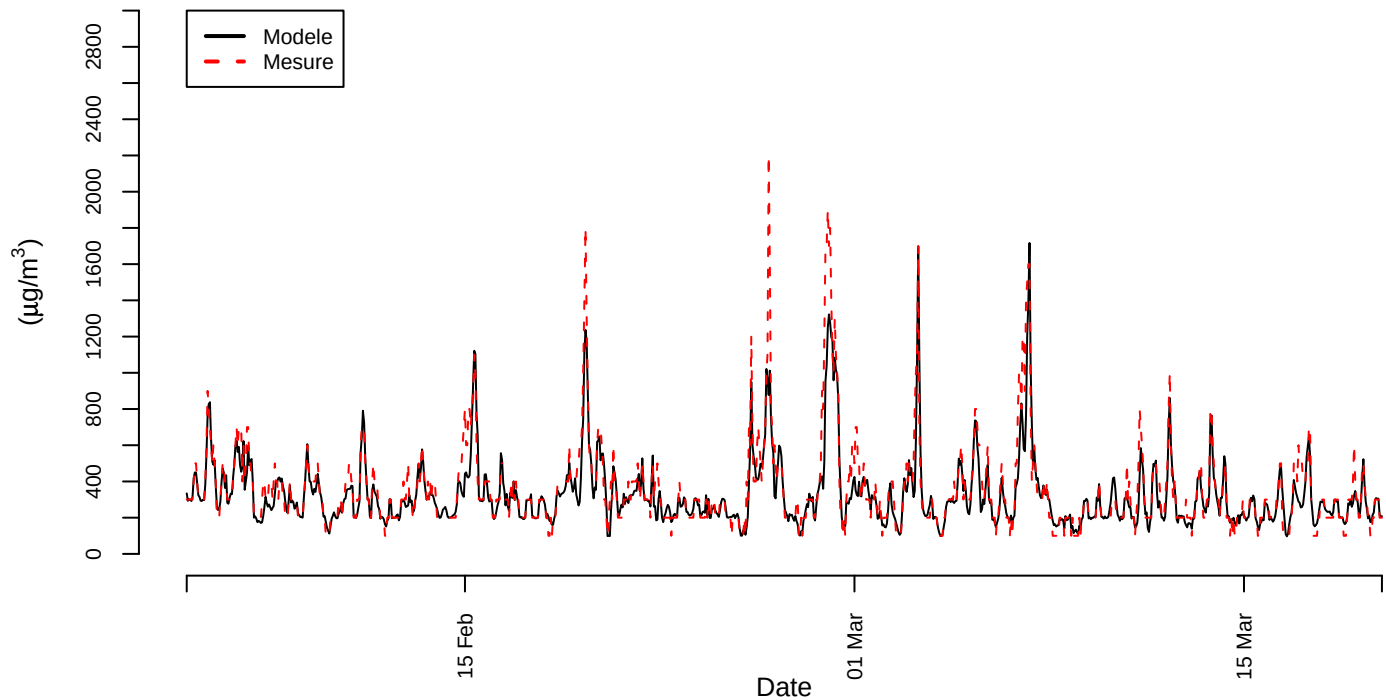
Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Campagne 2009

Statistiques concernant la station Aubervilliers pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a Aubervilliers



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

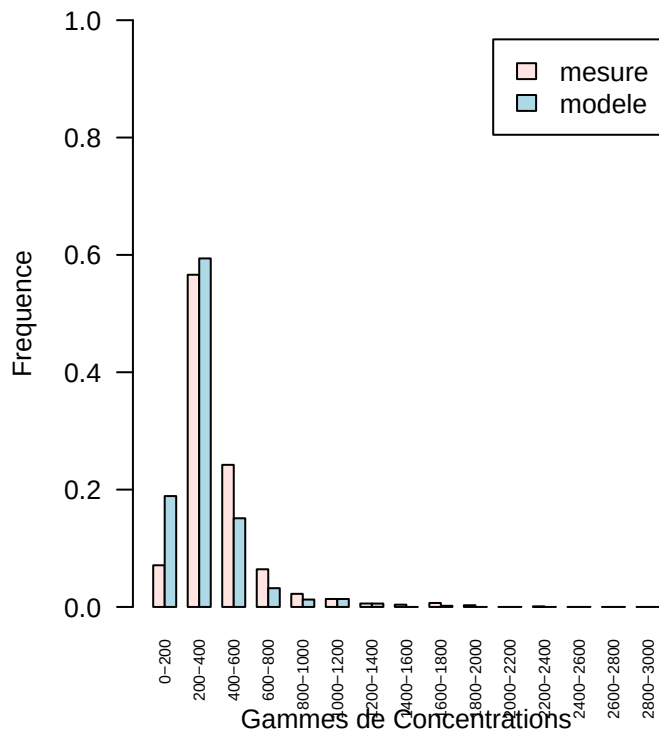


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

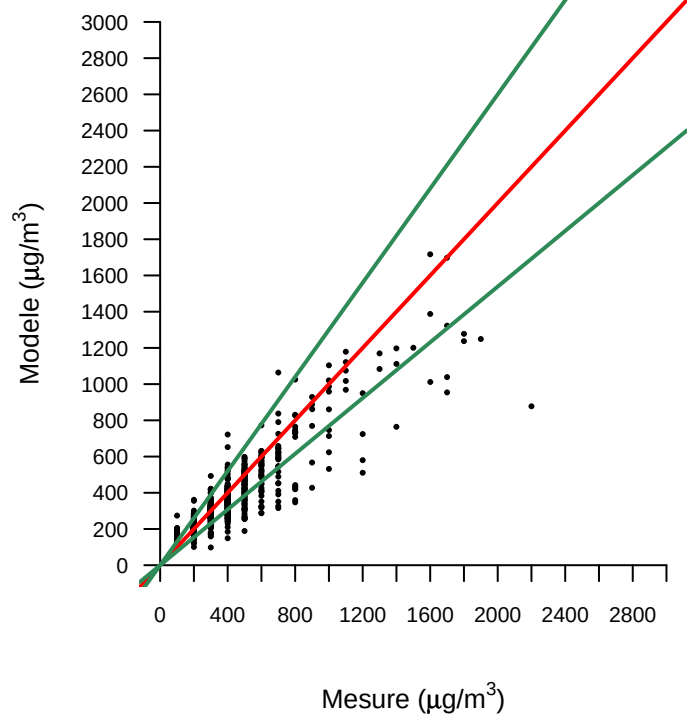
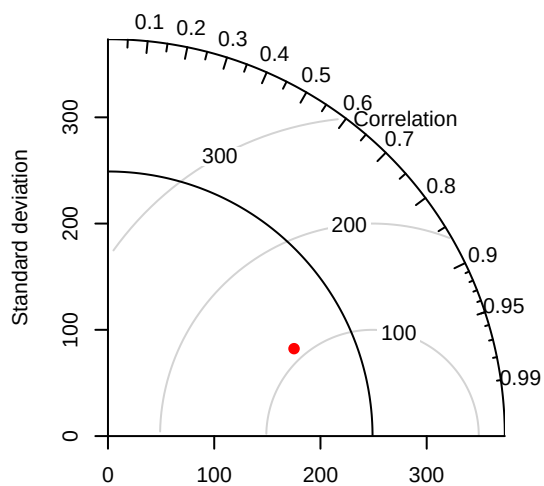
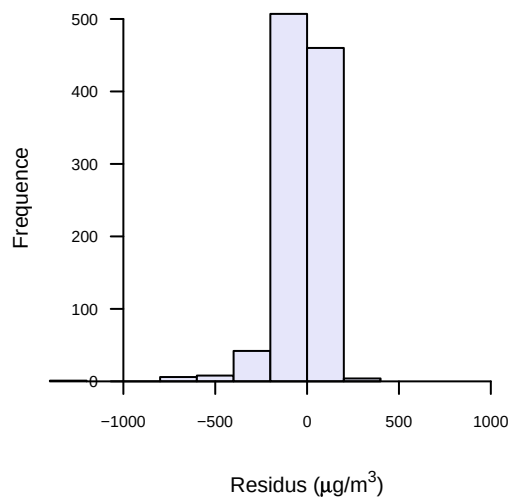


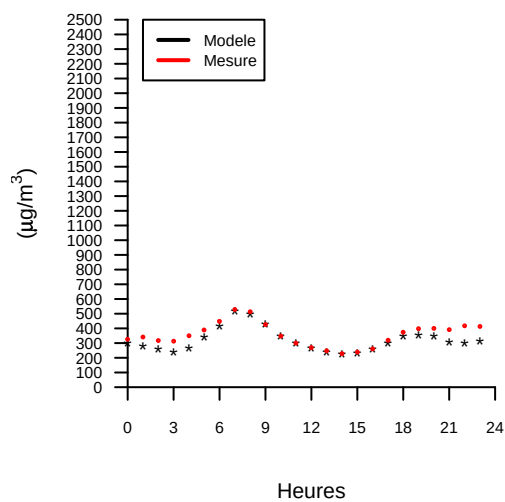
Diagramme de Taylor



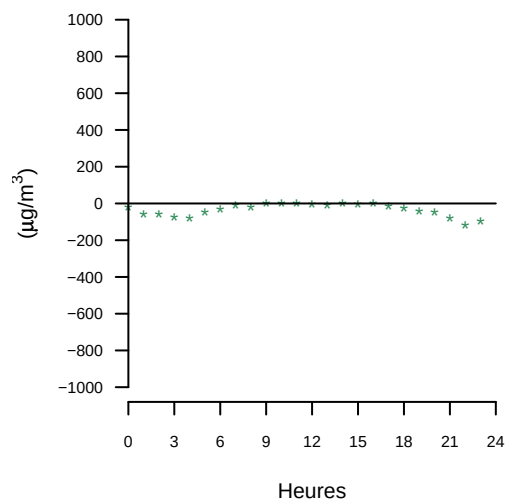
Histogramme des residus



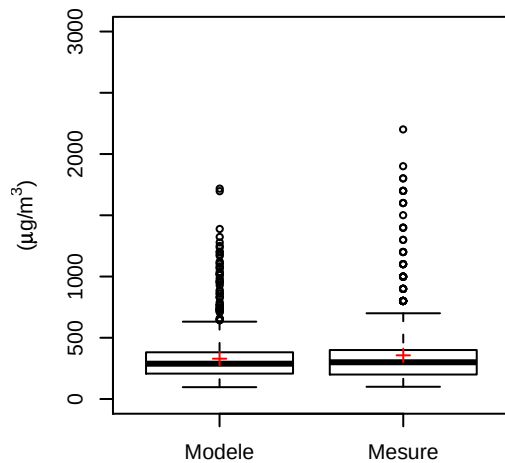
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



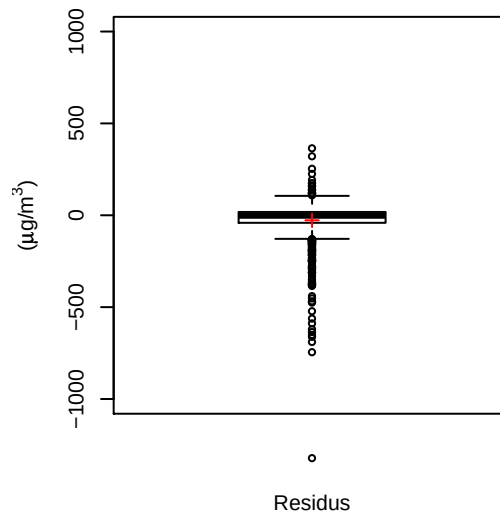
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide



Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



VII.2. Tableaux des performances pour la prise en compte de la pollution de fond

Pour chacune des espèces considérées dans l'ObsAirvatoire A86 Ouest, les paramètres statistiques liés au calcul de la pollution de fond sont évalués à la fois sur la base des sorties brutes du système de modélisation à l'échelle régionale et des sorties ajustées à l'aide des mesures du réseau permanent.

VII.2.1. Dioxyde d'azote

Campagne 2007

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Argenteuil	1053	-7.3	-49.4	12.3	14.3	0.81	24.6
La_Defense	1043	-5.0	-42.0	9.7	10.9	0.89	18.3
Garches	1045	-2.2	-18.7	10.5	10.7	0.84	17.4
Issy	1052	-0.8	-10.1	9.7	9.7	0.89	15.3
Mantes	1050	-13.8	-86.7	12.8	18.9	0.66	32.5
Paris_01	1051	11.3	68.4	12.3	16.7	0.77	27.9
Rambouillet	1036	-5.5	-50.1	9.9	11.3	0.67	18.3
Fontainebleau	1051	-3.9	-54.4	10.1	10.9	0.54	16.9
Versailles	1036	-4.8	-21.3	11.2	12.1	0.81	20.0
Cergy	1009	-6.2	-34.2	12.6	14.0	0.75	22.6

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Argenteuil	1053	-0.9	-7.4	7.1	7.2	0.94	12.4
La_Defense	1043	-1.2	-13.0	4.8	4.9	0.97	8.4
Garches	1045	2.1	29.6	5.2	5.6	0.96	9.8
Issy	1052	-0.2	-0.7	5.2	5.2	0.97	7.5
Mantes	1050	-4.7	-54.4	8.0	9.2	0.89	15.5
Paris_01	1051	18.0	85.4	15.2	23.6	0.72	38.2
Rambouillet	1036	5.4	65.0	7.7	9.4	0.84	15.7
Fontainebleau	1051	6.9	62.0	9.9	12.0	0.73	20.7
Versailles	1036	2.4	52.8	5.7	6.2	0.96	10.0
Cergy	1009	1.2	33.2	8.1	8.2	0.90	13.0

Campagne 2009

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Argenteuil	936.0	936.0	-11.3	15.3	19.0	0.73	31.9
La_Defense	1027.0	1027.0	-3.2	12.0	12.4	0.84	19.4
Garches	1028.0	1028.0	-2.2	13.1	13.3	0.77	23.5
Issy	1027.0	1027.0	-3.3	13.7	14.0	0.81	22.7
Mantes	1018.0	1018.0	-14.5	16.1	21.7	0.51	38.1
Paris_01	1029.0	1029.0	4.1	13.6	14.2	0.78	24.0
Rambouillet	935.0	935.0	-7.7	10.6	13.1	0.59	20.7
Fontainebleau	1029.0	1029.0	-5.0	8.3	9.7	0.65	14.9
Versailles	1020.0	1020.0	-11.5	15.4	19.2	0.71	35.2
Cergy	755.0	755.0	-6.4	13.7	15.1	0.57	25.0

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Argenteuil	936.0	936.0	-2.7	9.1	9.5	0.91	16.1
La_Defense	1027.0	1027.0	0.7	6.4	6.4	0.95	10.5
Garches	1028.0	1028.0	4.3	6.9	8.1	0.93	12.4
Issy	1027.0	1027.0	-1.3	7.0	7.1	0.95	12.1
Mantes	1018.0	1018.0	-3.1	9.3	9.8	0.85	15.6
Paris_01	1029.0	1029.0	7.8	12.7	14.9	0.85	25.4
Rambouillet	935.0	935.0	7.0	7.8	10.5	0.82	16.9
Fontainebleau	1029.0	1029.0	10.2	11.1	15.1	0.58	25.4
Versailles	1020.0	1020.0	-2.2	8.4	8.7	0.92	15.0
Cergy	755.0	755.0	5.0	9.4	10.6	0.81	17.5

VII.2.2.Particules PM10

Campagne 2007

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
La_Defense	42	-3.7	-61.9	8.9	9.5	0.73	14.1
Issy	43	-1.2	-25.6	8.1	8.1	0.76	15.7
Gennevilliers	43	-0.9	-7.0	8.9	8.9	0.76	15.9
Cergy_Pontoise	41	-1.8	-31.7	8.8	8.9	0.71	18.5
Prunay	43	3.8	34.9	8.9	9.6	0.66	15.5

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
La_Defense	43	-2.3	-53.5	3.1	3.9	0.96	5.7
Issy	44	0.3	27.3	1.8	1.8	0.99	3.4
Gennevilliers	44	0.6	27.3	3.1	3.1	0.97	5.3
Cergy_Pontoise	42	-0.6	-23.8	3.4	3.4	0.95	6.1
Prunay	44	5.8	77.3	4.6	7.4	0.90	11.7

Campagne 2009

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
La_Defense	43	-12.3	-100.0	7.5	14.3	0.82	20.6
Issy	42	-8.6	-81.0	6.8	10.9	0.81	19.2
Gennevilliers	33	-11.4	-100.0	8.3	14.0	0.81	20.1
Cergy_Pontoise	43	-10.9	-90.7	7.0	12.9	0.79	22.0
Prunay	41	-3.2	-36.6	7.6	8.2	0.76	11.0

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
La_Defense	43	-3.0	-72.1	3.5	4.6	0.97	7.3
Issy	42	0.5	28.6	2.0	2.1	0.98	3.1
Gennevilliers	33	-2.1	-27.3	5.1	5.5	0.95	10.4
Cergy_Pontoise	43	-2.6	-62.8	3.5	4.3	0.95	7.0
Prunay	41	6.6	90.2	4.2	7.8	0.93	11.1

VII.2.3.Particules fines PM2.5

Campagne 2007

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Paris_01	36	-2.7	-50.0	7.6	8.0	0.64	13.6
Bobigny	41	-1.1	2.4	8.0	8.0	0.71	16.1
Gennevilliers	41	-2.3	-26.8	8.4	8.6	0.68	16.2
Vitry	40	-4.3	-70.0	7.6	8.6	0.74	14.4

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Paris_01	36	-1.2	-77.8	1.6	2.0	0.99	2.7
Bobigny	42	0.7	52.4	1.5	1.7	0.99	2.3
Gennevilliers	42	-0.7	-20.9	1.9	2.0	0.99	3.5
Vitry	41	-2.3	-95.1	1.8	2.9	0.99	3.9

Campagne 2009

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Paris_01	41	-5.9	-61.0	7.3	9.3	0.68	14.0
Bobigny	43	-7.3	-81.4	7.2	10.2	0.75	17.5
Gennevilliers	43	-2.7	-39.5	6.2	6.7	0.75	12.1
Vitry	37	-5.2	-56.8	6.9	8.6	0.67	15.2

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Paris_01	41	-1.1	-51.2	2.0	2.3	0.98	3.2
Bobigny	43	-2.2	-72.1	2.4	3.3	0.98	5.4
Gennevilliers	43	1.7	67.4	1.8	2.5	0.98	3.8
Vitry	37	-0.5	-35.1	1.5	1.6	0.99	2.5

VII.2.4.Monoxyde de carbone

Campagne 2007

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	982	-34.9	-19.8	222.9	225.5	0.50	296.6
Gonesse	1002	-64.7	-25.3	183.5	194.5	0.48	274.8
Paris_01	1037	3.5	-8.6	197.5	197.4	0.63	252.0

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	982	-32.7	-14.8	140.9	144.5	0.81	150.0
Gonesse	1002	-60.0	-17.0	168.3	178.6	0.59	235.9
Paris_01	1037	4.7	-3.9	118.0	118.0	0.83	179.4

Campagne 2009

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1028	64.6	42.7	289.8	296.8	0.50	258.5
Gonesse	1030	-26.4	2.9	189.5	191.2	0.54	221.1
Paris_01	1028	165.0	58.6	319.7	359.7	0.44	421.7

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1028	-27.4	-9.2	110.6	113.9	0.91	136.4
Gonesse	1030	-87.4	-42.3	167.7	189.0	0.69	239.9
Paris_01	1028	20.0	5.3	112.8	114.5	0.81	142.4

VII.2.5.Ozone

Les résultats obtenus pour l'ozone sont fournis sur un nombre important de stations du réseau permanent d'AIRPARIF et intègrent donc des stations qui ne sont pas exploitées pour ajuster les sorties de prévision régionale.

Campagne 2007

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1049	3.2	28.9	12.4	12.8	0.81	23
Cachan	1051	3.3	19.9	12.1	12.5	0.89	23
Cergy_Pontoise	1045	12.7	68.8	13.7	18.7	0.83	35
Champigny	1049	8.4	47.9	13.3	15.7	0.83	28
Garches	1047	8.0	53.9	12.7	14.9	0.86	28
Mantes	1050	18.9	84.4	15.2	24.2	0.78	40
Melun	1051	20.3	87.7	14.6	25.0	0.79	40
Montgeron	1034	14.2	67.3	15.1	20.7	0.80	35
Paris_01	1048	-0.5	10.3	10.8	10.8	0.86	18
Paris_06	1051	-2.4	-14.3	11.3	11.5	0.87	19
Paris_13	1052	0.0	-0.2	12.2	12.2	0.84	22
Paris_18	1048	-3.0	-3.5	11.9	12.3	0.84	21
St Martin du Tertre	1046	12.1	59.8	15.0	19.3	0.79	33
Bois Herpin	1050	14.7	81.0	12.3	19.1	0.83	31
Saints	1052	12.8	59.2	14.5	19.3	0.81	34
Montge	1052	8.8	42.5	16.4	18.6	0.71	32
Fremainville	1052	14.9	77.4	13.6	20.2	0.77	34
Prunay	1050	15.5	73.7	14.5	21.2	0.79	36
Fontainebleau	1047	14.7	73.3	14.8	20.9	0.78	37
Rambouillet	1051	14.3	73.0	14.0	20.0	0.79	34
Tremblay	1047	9.3	54.7	15.3	17.9	0.76	33
Les Ulis	1051	11.7	65.3	13.5	17.9	0.83	33
Villemomble	1056	2.7	26.0	13.8	14.1	0.81	26
Vitry	1034	6.2	43.1	15.0	16.2	0.80	30

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1049	1.3	13.7	5.8	5.9	0.96	10
Cachan	1051	-0.3	-15.7	6.3	6.3	0.97	11
Cergy_Pontoise	1045	0.3	6.4	7.1	7.1	0.96	12
Champigny	1049	1.9	16.7	7.6	7.9	0.95	13
Garches	1047	-0.3	1.7	6.3	6.4	0.97	10
Mantes	1050	4.0	47.0	8.6	9.5	0.94	16
Melun	1051	6.8	55.4	10.4	12.5	0.91	20
Montgeron	1034	4.8	47.8	7.4	8.8	0.96	15
Paris_01	1048	-0.5	-4.4	6.4	6.4	0.96	10
Paris_06	1051	-3.6	-50.7	6.6	7.6	0.96	12
Paris_13	1052	-1.1	-24.1	6.6	6.7	0.96	11
Paris_18	1048	-2.1	-19.7	6.9	7.2	0.95	12
St Martin du Tertre	1046	-2.2	-27.9	8.9	9.2	0.93	15
Bois Herpin	1050	-2.9	-19.4	9.7	10.1	0.91	18
Saints	1052	-3.9	-41.5	9.6	10.4	0.92	17
Montge	1052	-5.0	-46.0	11.3	12.4	0.87	20
Fremainville	1052	-1.9	-10.6	7.1	7.3	0.95	12
Prunay	1050	-2.9	-33.5	7.2	7.8	0.95	13
Fontainebleau	1047	-2.0	-14.4	10.1	10.3	0.91	16
Rambouillet	1051	-3.5	-36.6	7.8	8.5	0.94	14
Tremblay	1047	2.6	28.6	8.6	8.9	0.93	17
Les Ulis	1051	-1.6	-18.9	7.2	7.3	0.96	12
Villemomble	1056	-0.4	-2.3	7.4	7.4	0.95	12
Vitry	1034	1.5	7.7	9.2	9.3	0.93	15

Campagne 2009

Modèle brut

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1020	3.7	36.5	14.3	14.8	0.80	23.6
Cachan	1028	0.8	14.6	13.7	13.7	0.80	24.2
Cergy_Pontoise	1025	9.8	47.9	16.1	18.8	0.70	34.5
Champigny	1025	5.2	39.0	15.5	16.4	0.76	28.5
Garches	1028	4.5	24.7	15.8	16.4	0.78	29.7
Mantes	1025	17.2	71.4	17.9	24.8	0.67	44.8
Melun	1025	18.3	76.5	16.3	24.5	0.71	41.2
Montgeron	1028	11.6	54.6	17.3	20.8	0.71	35.9
Paris_01	1023	-4.8	-19.1	15.1	15.9	0.74	27.1
Paris_06	1026	-6.8	-41.2	14.2	15.8	0.78	27.4
Paris_13	1028	-5.8	-22.2	16.3	17.3	0.71	30.1
Paris_18	998	-2.1	-2.3	12.5	12.7	0.81	22.0
St Martin du Tertre	1027	4.5	27.4	16.3	16.9	0.68	30.0
Bois Herpin	1022	8.9	52.0	14.3	16.8	0.74	26.5
Saints	1028	12.2	59.3	14.3	18.8	0.79	31.5
Montge	1028	5.6	26.8	16.8	17.7	0.64	31.2
Fremainville	1021	7.7	41.3	15.1	16.9	0.66	27.6
Prunay	1026	10.5	52.4	15.9	19.0	0.70	30.6
Fontainebleau	1027	10.2	50.9	15.8	18.8	0.72	32.3
Rambouillet	1024	16.4	73.9	17.2	23.8	0.60	38.8
Tremblay	1017	11.9	60.9	16.2	20.1	0.75	34.4
Les Ulis	1023	10.1	59.7	14.7	17.9	0.75	29.4
Villemomble	1032	1.5	18.7	15.0	15.1	0.79	25.3
Vitry	1012	2.8	7.9	18.4	18.6	0.67	32.3

Modèle ajusté sur les mesures du réseau permanent

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Aubervilliers	1020	2.9	37.1	7.3	7.8	0.94	13.1
Cachan	1028	0.6	15.0	7.4	7.5	0.94	12.3
Cergy_Pontoise	1025	-0.9	-13.8	8.9	9.0	0.92	15.5
Champigny	1025	2.0	26.5	10.1	10.3	0.89	18.2
Garches	1028	-1.9	-22.0	8.7	8.9	0.93	14.3
Mantes	1025	5.7	36.5	11.1	12.5	0.90	22.1
Melun	1025	8.7	65.4	12.0	14.8	0.86	24.3
Montgeron	1028	6.3	55.1	10.0	11.8	0.90	20.2
Paris_01	1023	-2.6	-27.8	7.6	8.0	0.93	12.6
Paris_06	1026	-5.5	-52.1	8.0	9.7	0.93	15.5
Paris_13	1028	-3.9	-30.9	8.2	9.1	0.93	15.4
Paris_18	998	-0.1	4.2	8.3	8.3	0.91	14.2
St_Martin_du_Tertre	1027	-7.7	-59.2	10.8	13.2	0.86	21.4
Bois_Herpin	1022	-5.7	-41.9	11.6	12.9	0.84	21.3
Saints	1028	-0.1	-1.8	12.8	12.8	0.84	21.6
Montge	1028	-5.5	-33.5	12.9	14.1	0.80	23.5
Fremainville	1021	-6.8	-60.2	8.2	10.6	0.90	16.8
Prunay	1026	-4.2	-38.0	8.7	9.7	0.91	16.0
Fontainebleau	1027	-3.6	-25.9	12.8	13.2	0.84	22.0
Rambouillet	1024	1.6	8.7	10.8	10.9	0.85	19.0
Tremblay	1017	5.9	49.4	11.4	12.8	0.88	22.4
Les_Ulis	1023	-1.2	-13.4	8.2	8.3	0.92	14.0
Villemomble	1032	-0.3	4.1	9.1	9.1	0.93	15.4
Vitry	1012	0.5	-0.4	9.9	9.9	0.90	16.1

ANNEXE VIII : Performances de l'ObsAirvatoire A86 Ouest

VIII.1. Fiches de validation pour les sites automatiques temporaires

La correspondance entre les identifiants des stations temporaires et leur localisation est définie dans le tableau suivant :

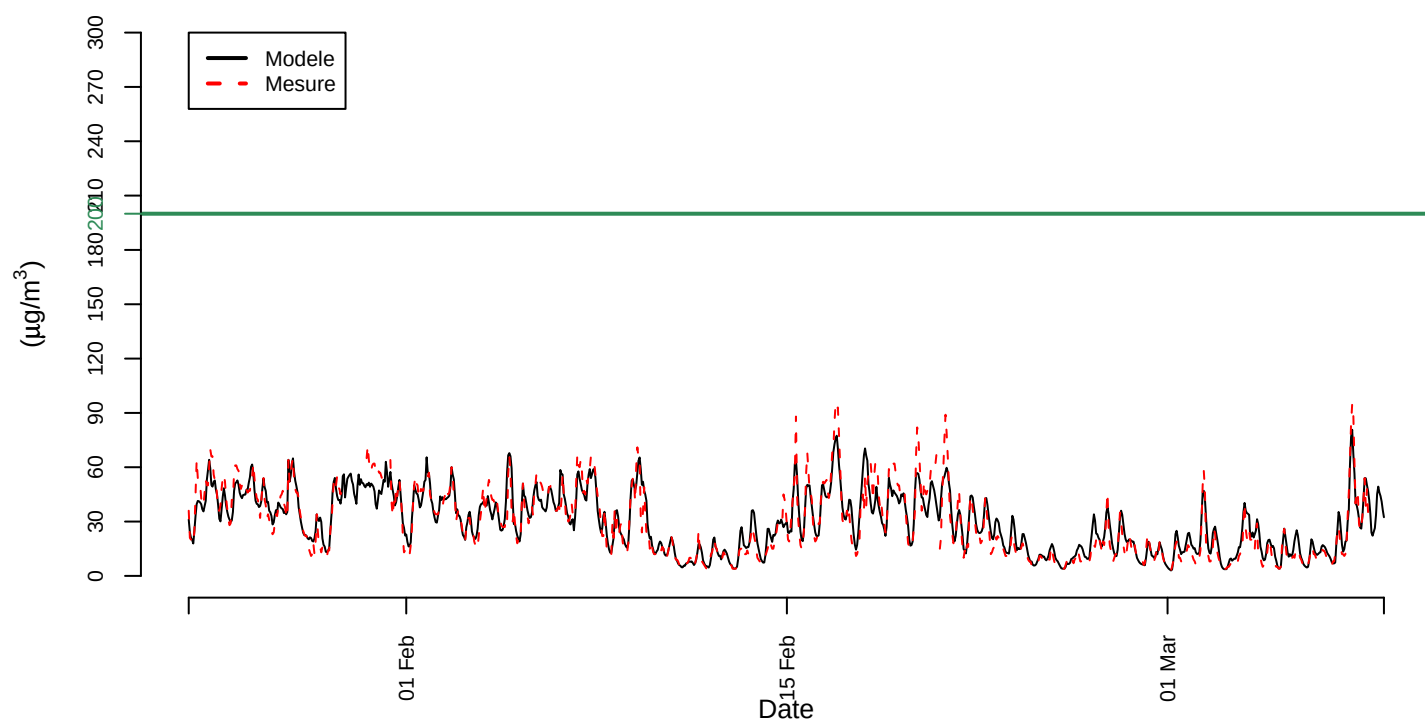
Identifiant	Localisation
ETUDE2	Stade du Vert-Bois
LABO2	Avenue Marmontel
ETUDE1	Allée du collège
ETUDE5	Stade de la Marche

VIII.1.1. Dioxyde d'azote

Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

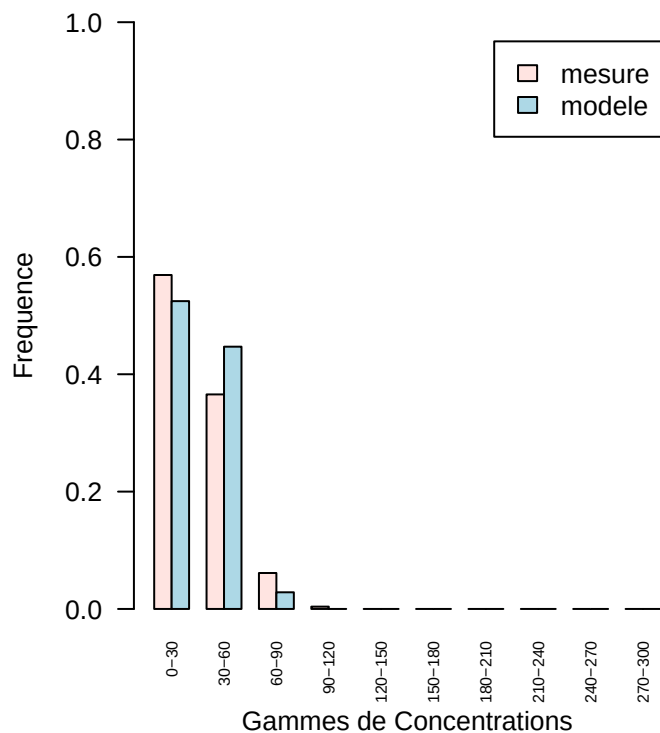


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

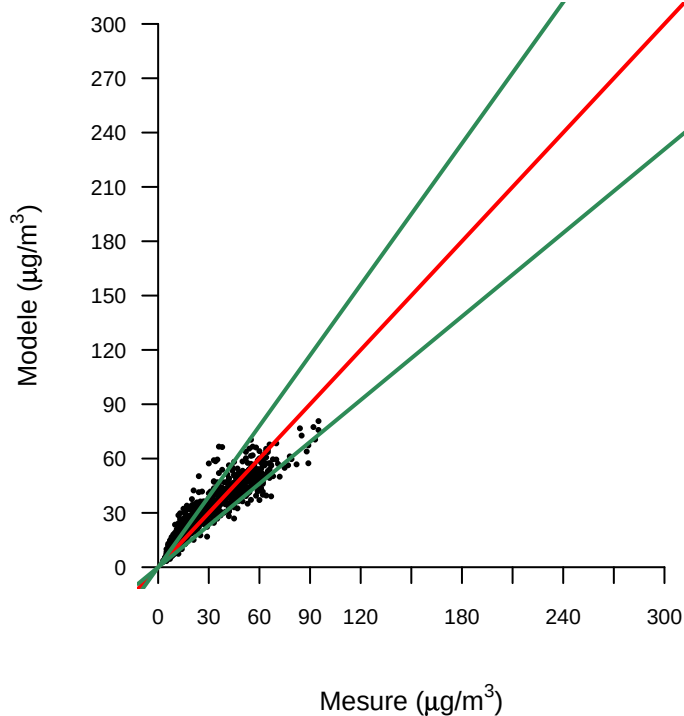
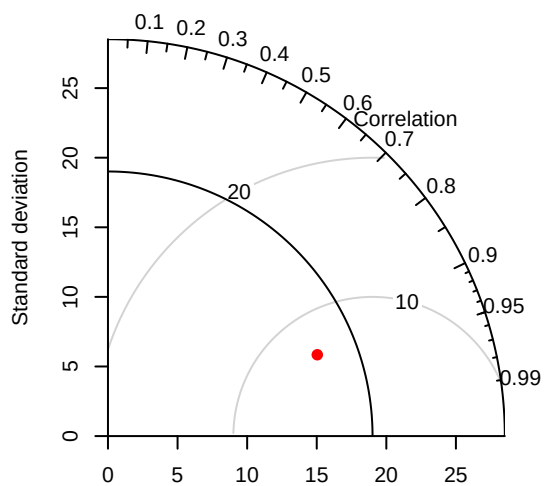
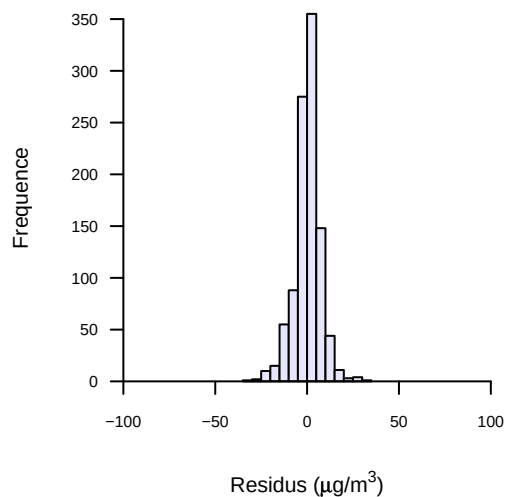


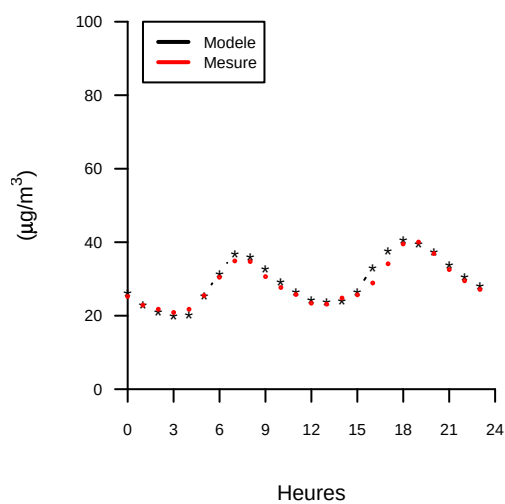
Diagramme de Taylor



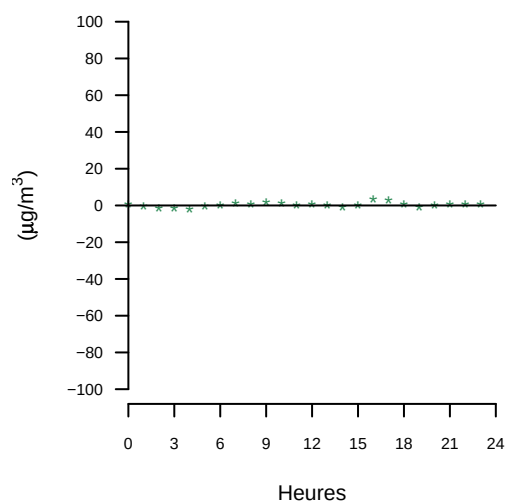
Histogramme des residus



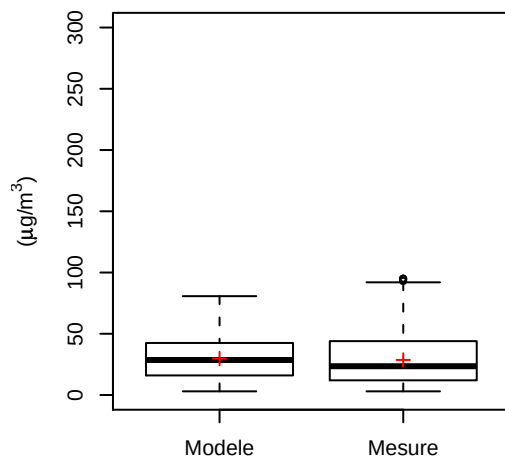
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



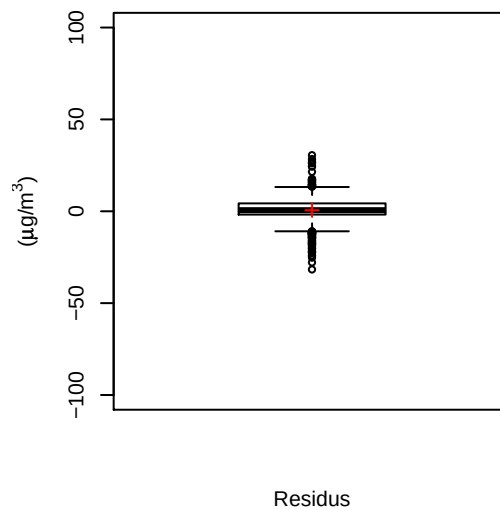
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

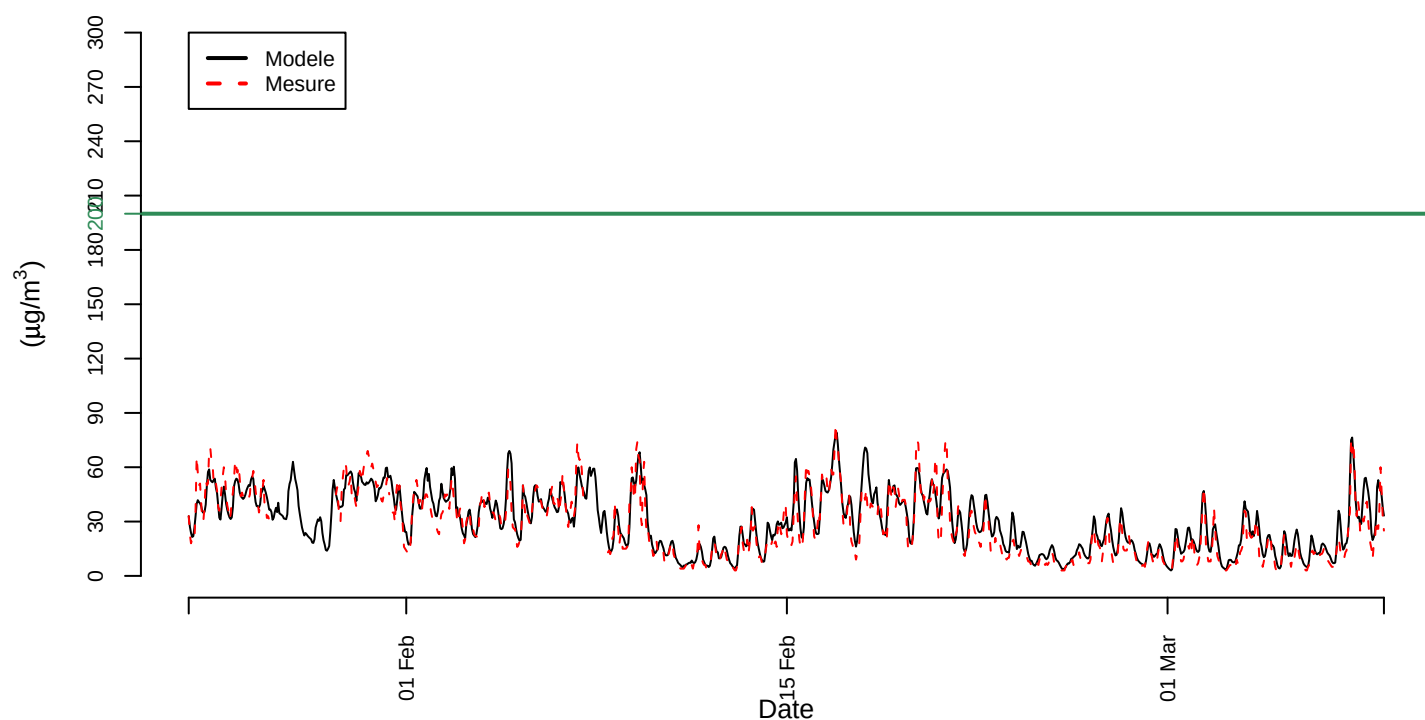


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

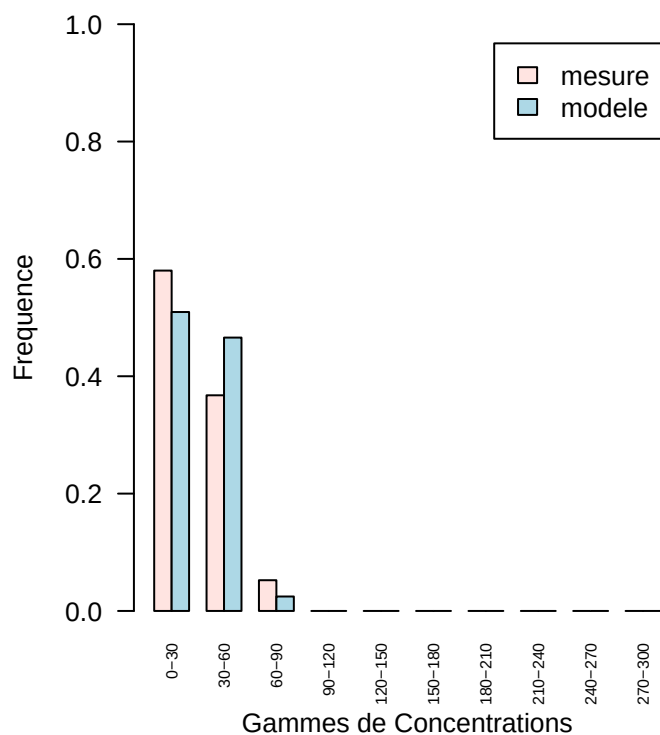


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

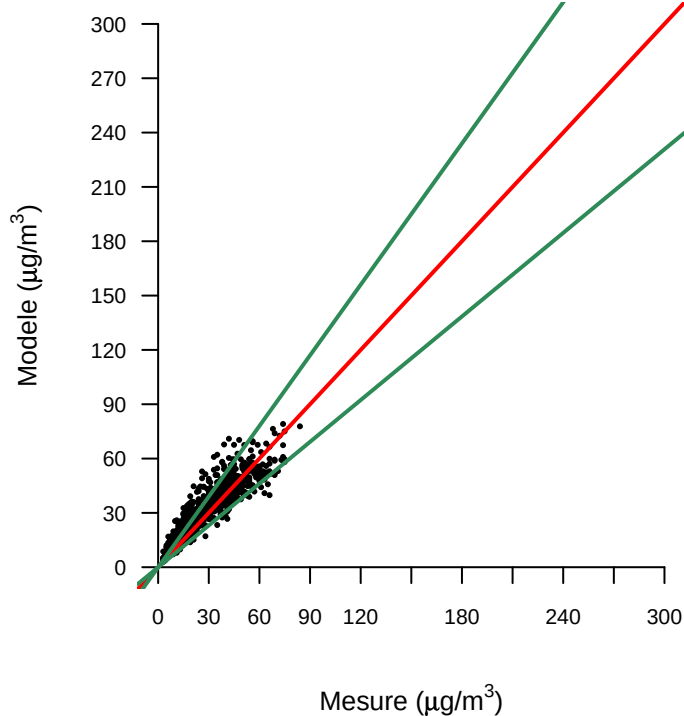
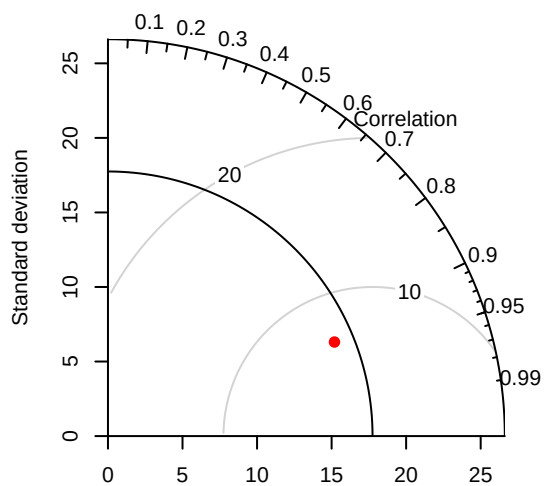
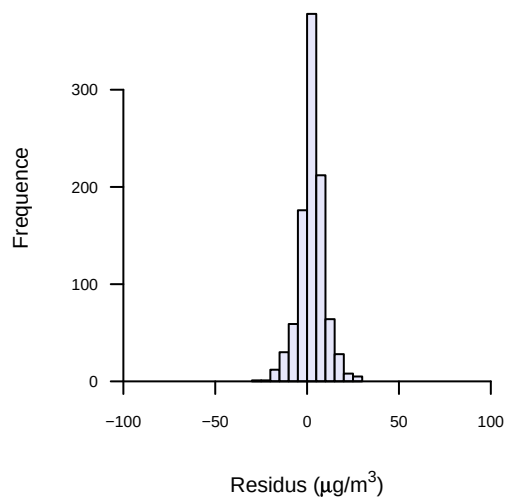


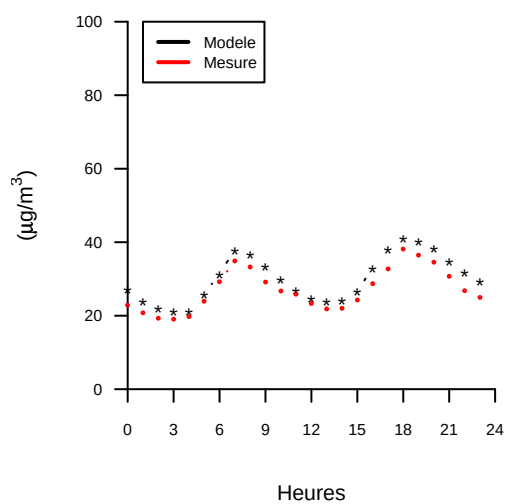
Diagramme de Taylor



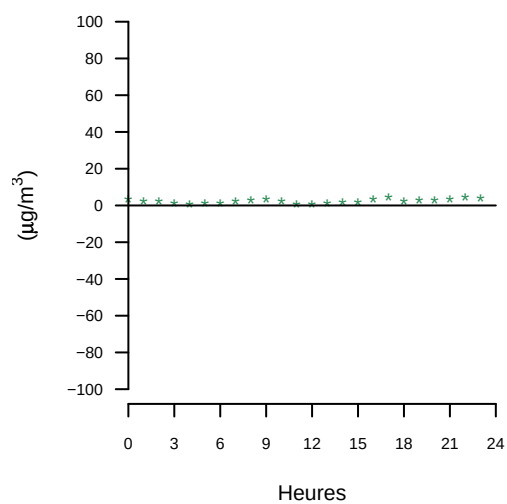
Histogramme des residus



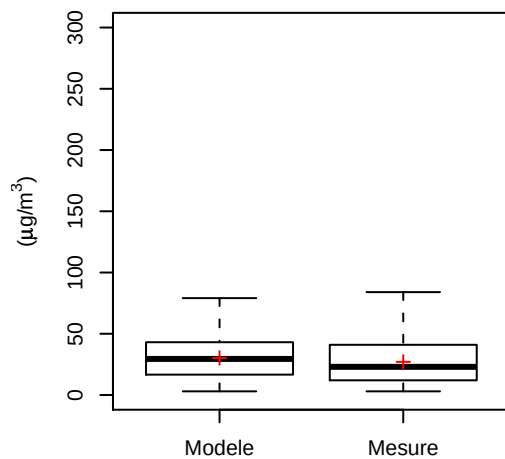
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



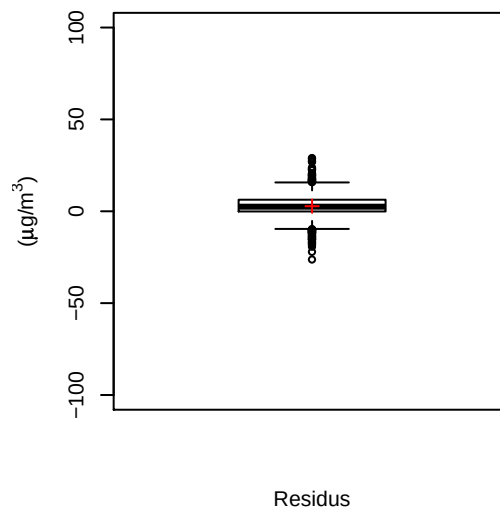
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

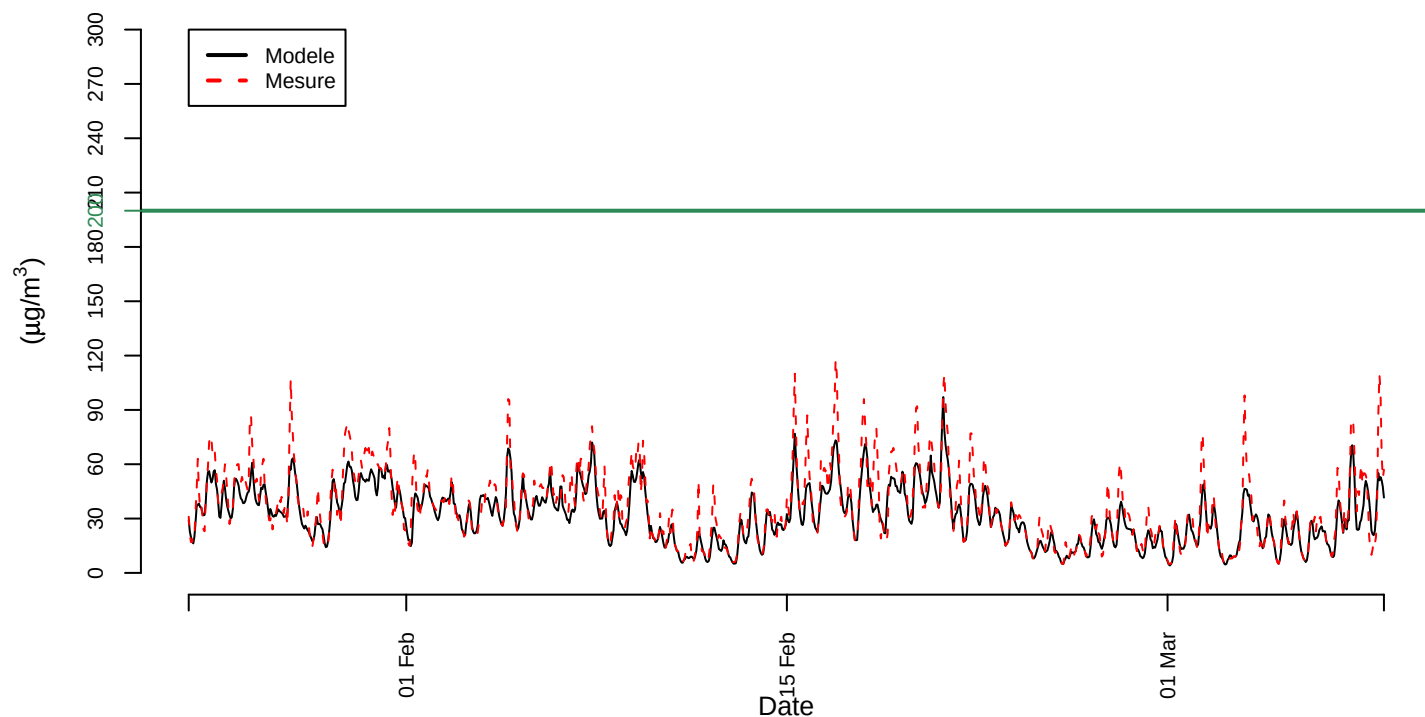


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

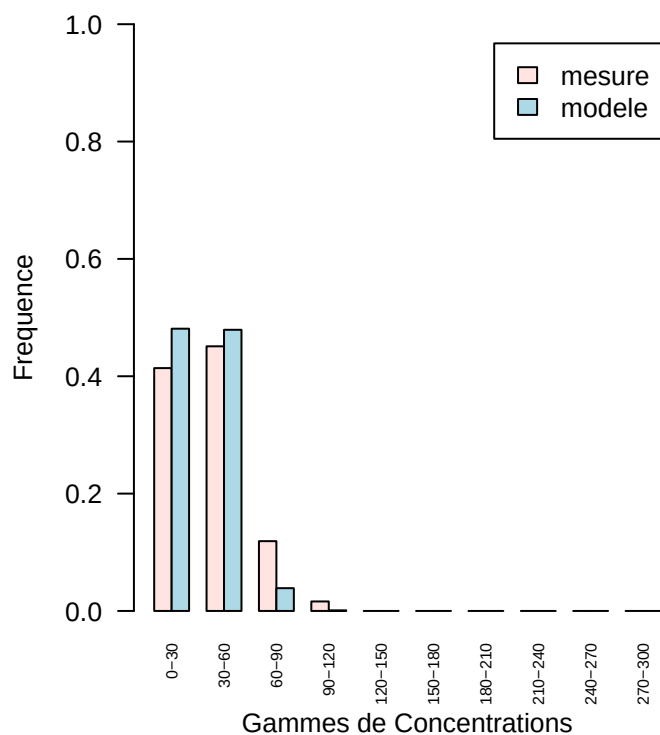


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

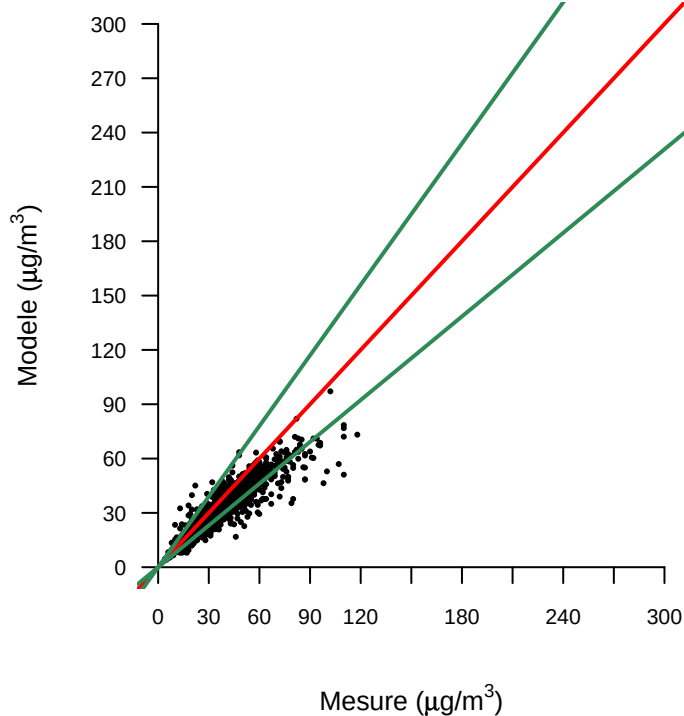
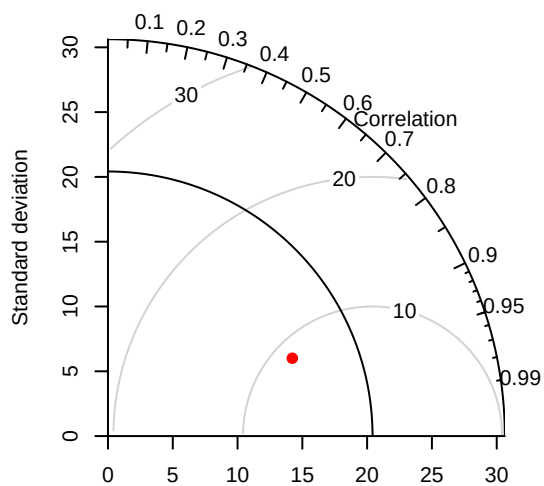
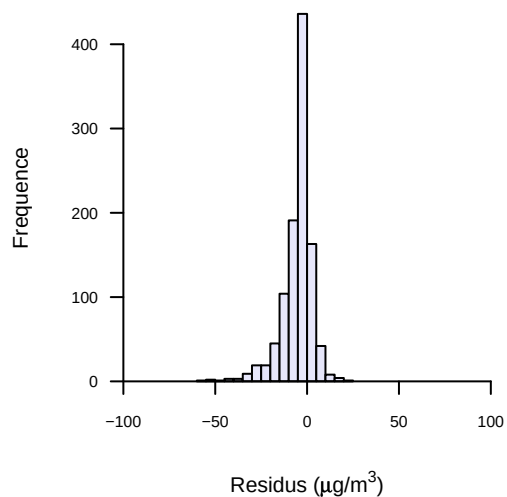


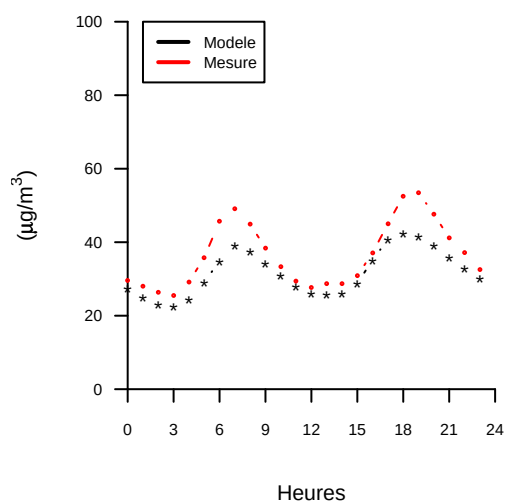
Diagramme de Taylor



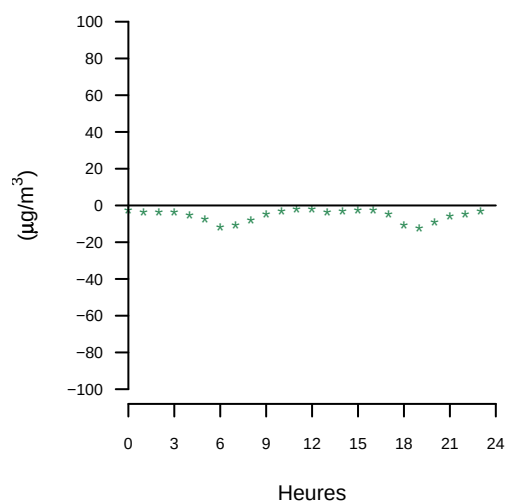
Histogramme des residus



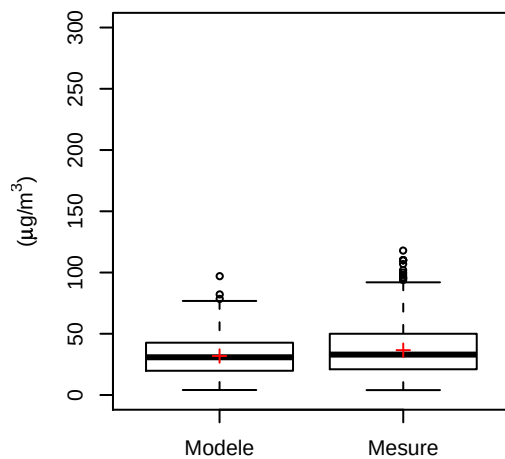
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



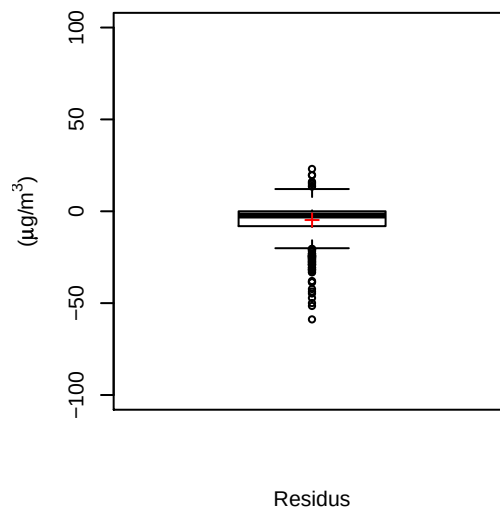
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

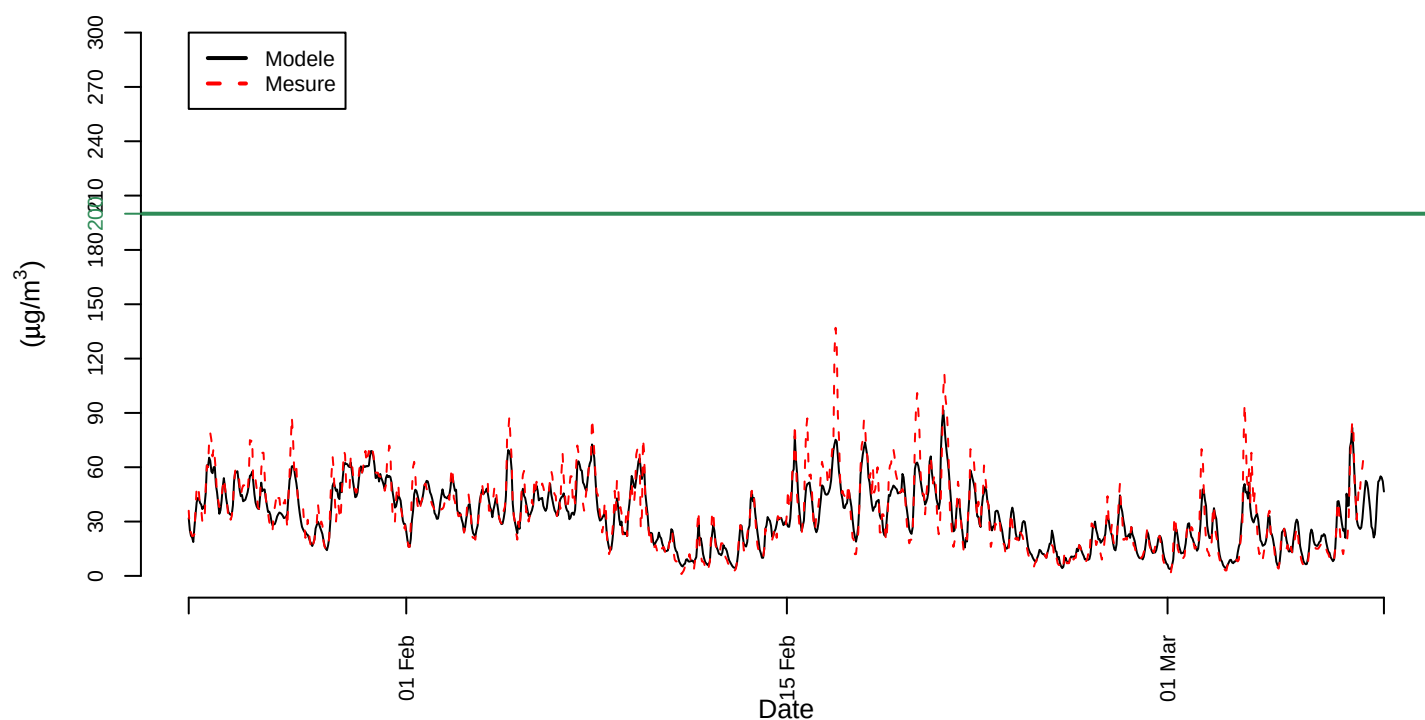


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

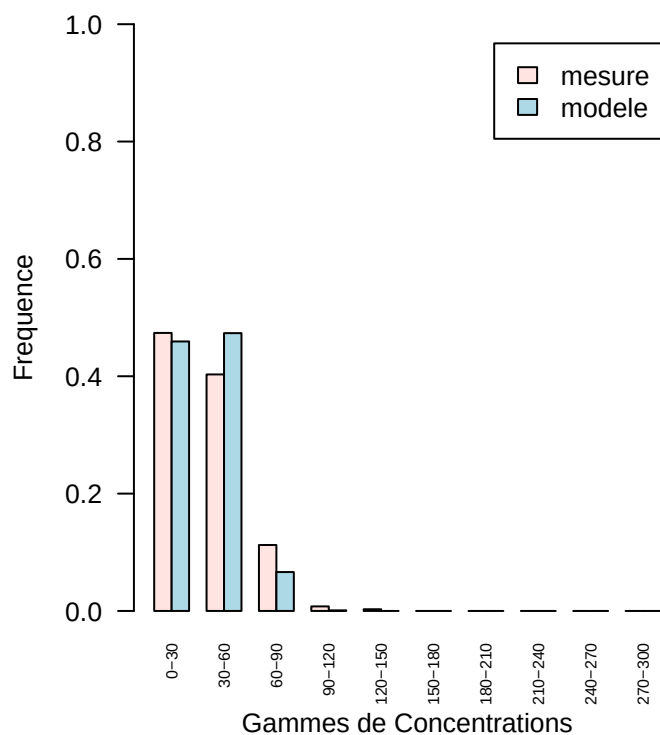


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

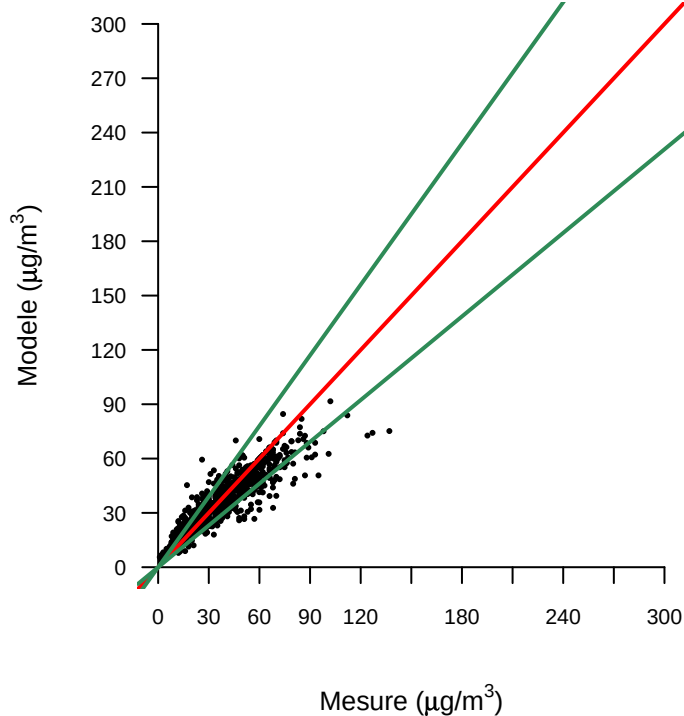
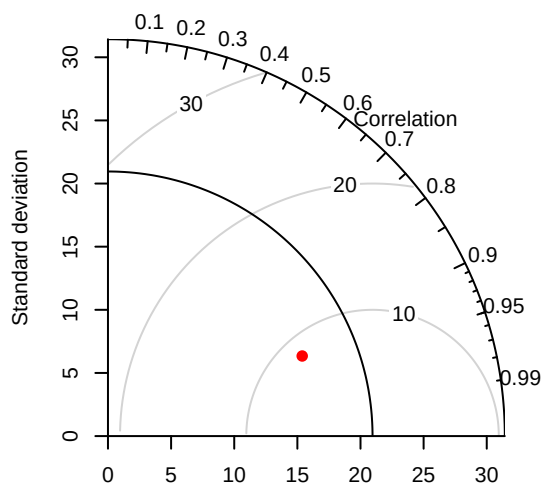
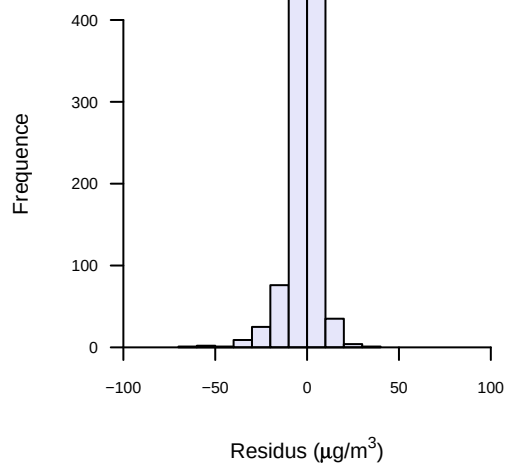


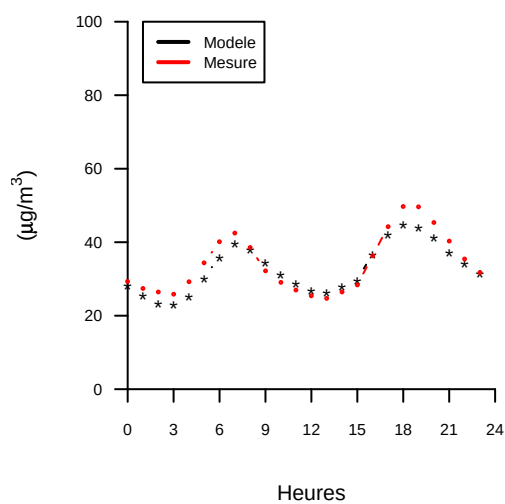
Diagramme de Taylor



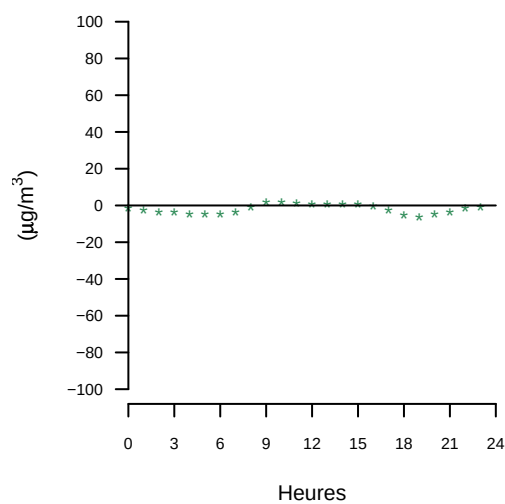
Histogramme des residus



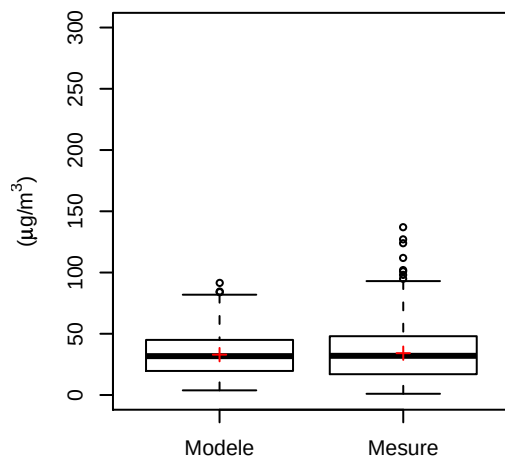
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



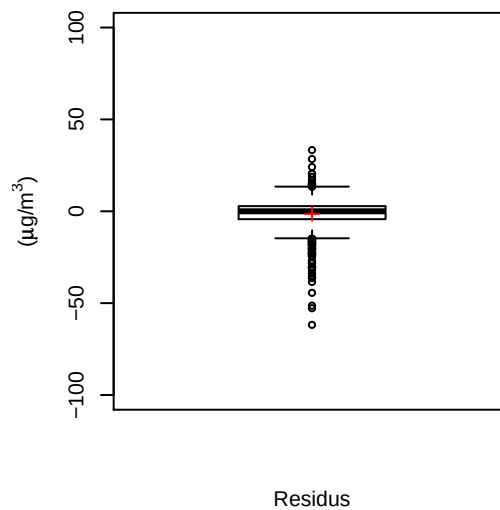
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

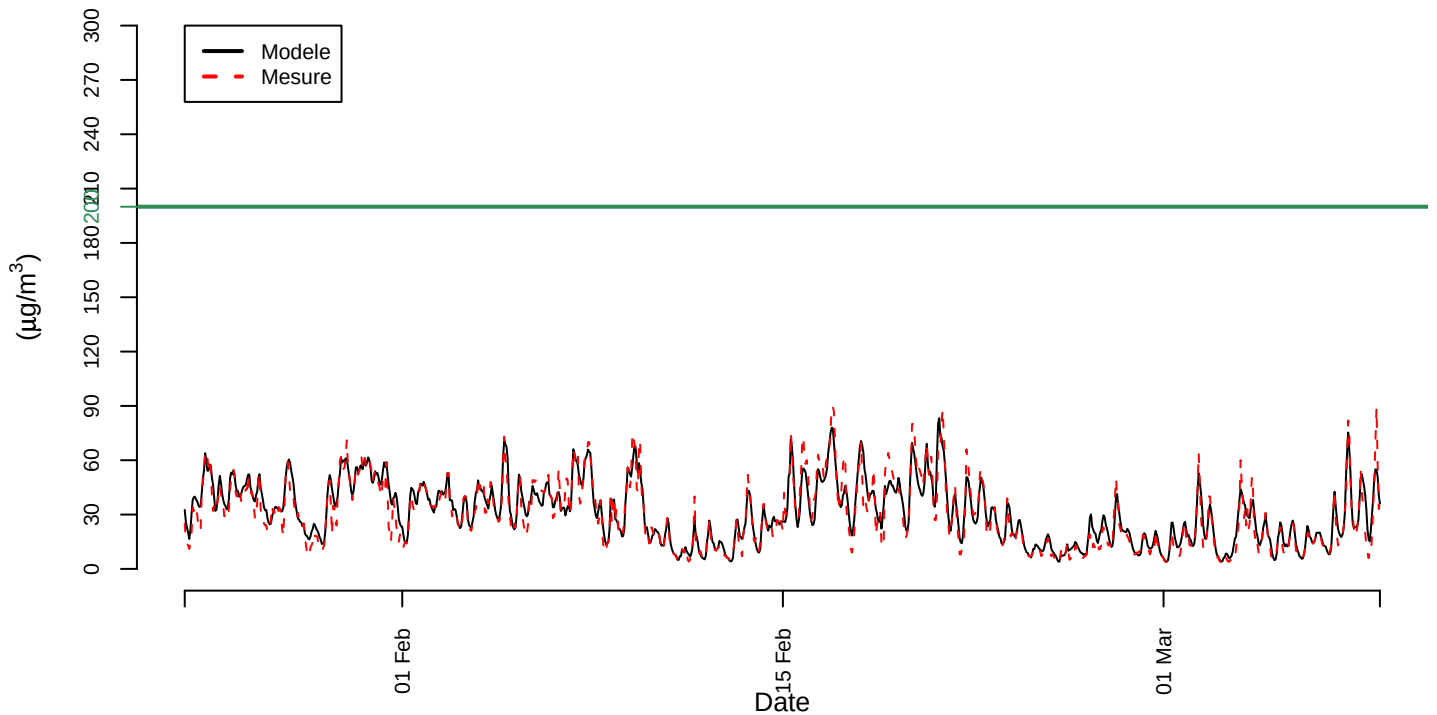


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Garches pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Garches



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

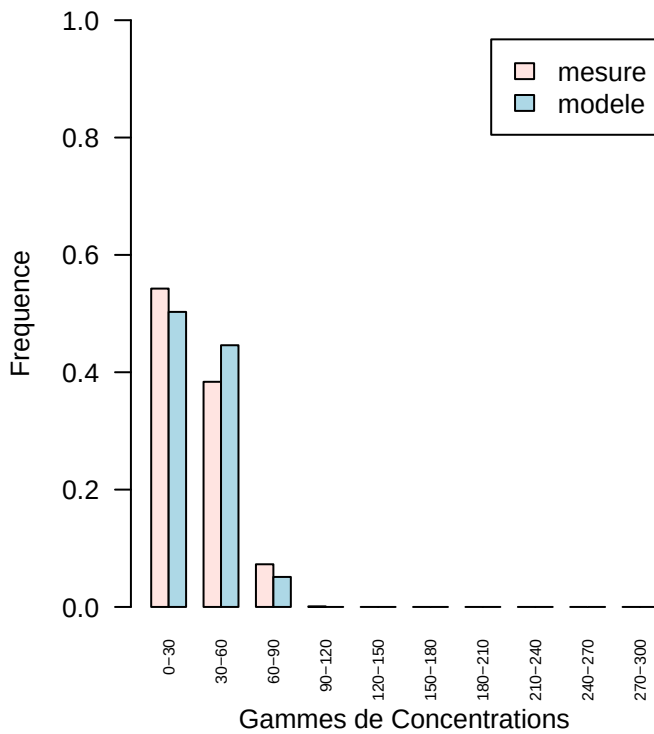


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

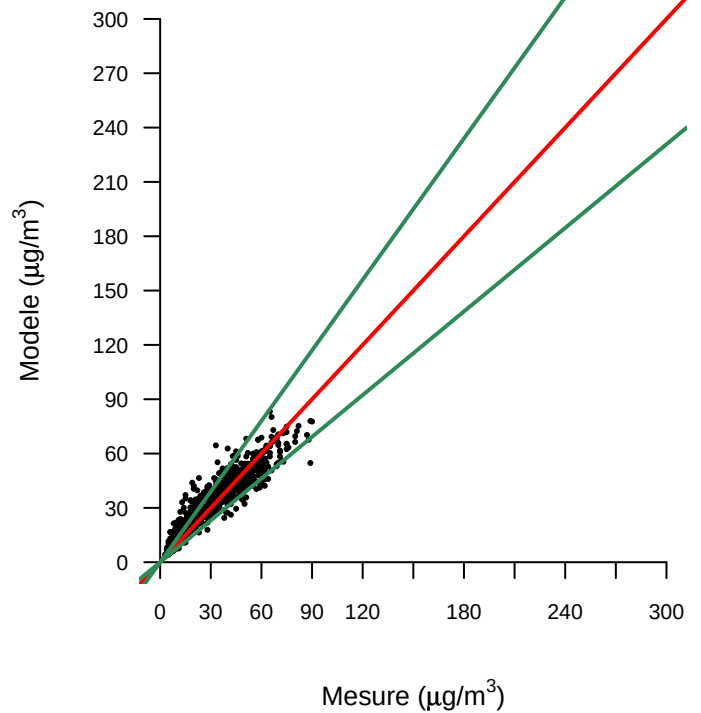
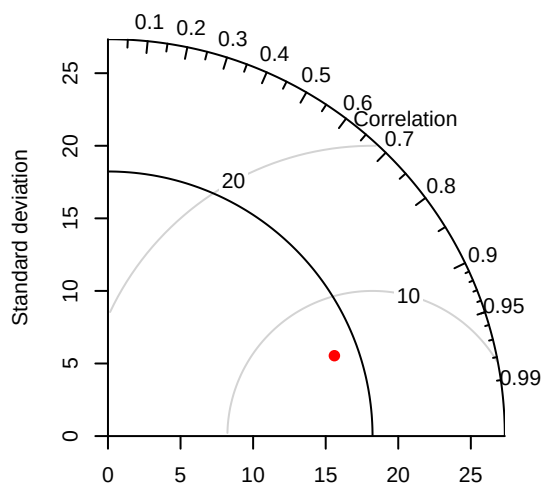
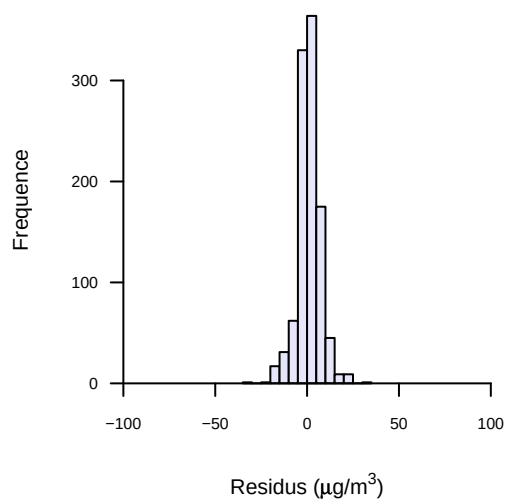


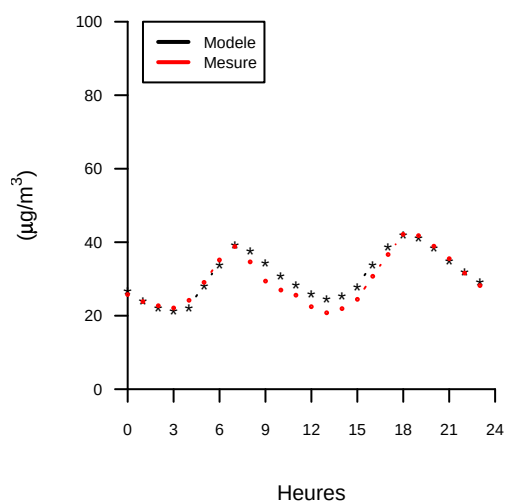
Diagramme de Taylor



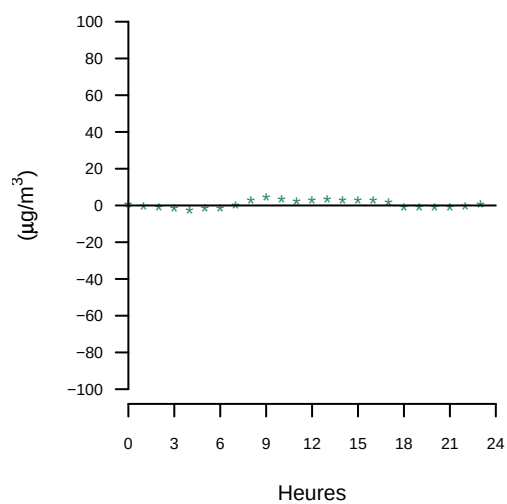
Histogramme des residus



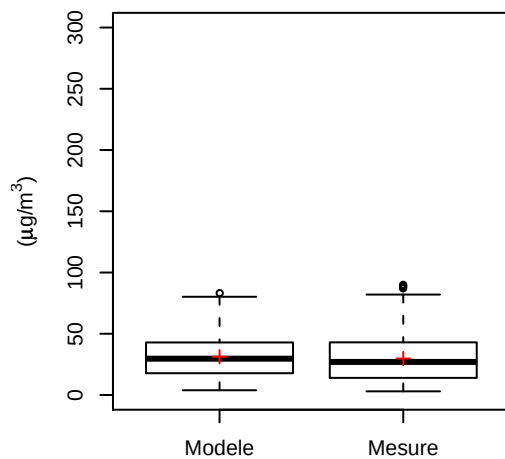
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



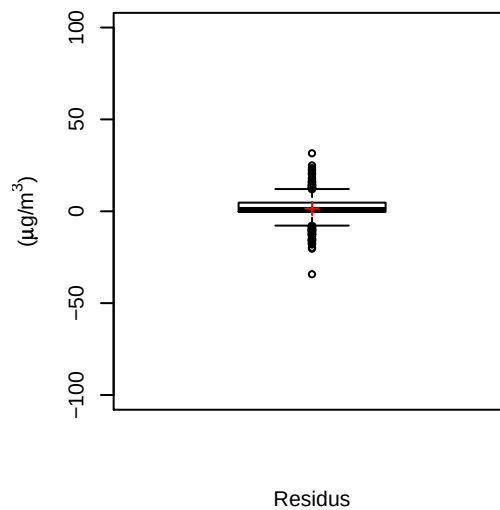
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

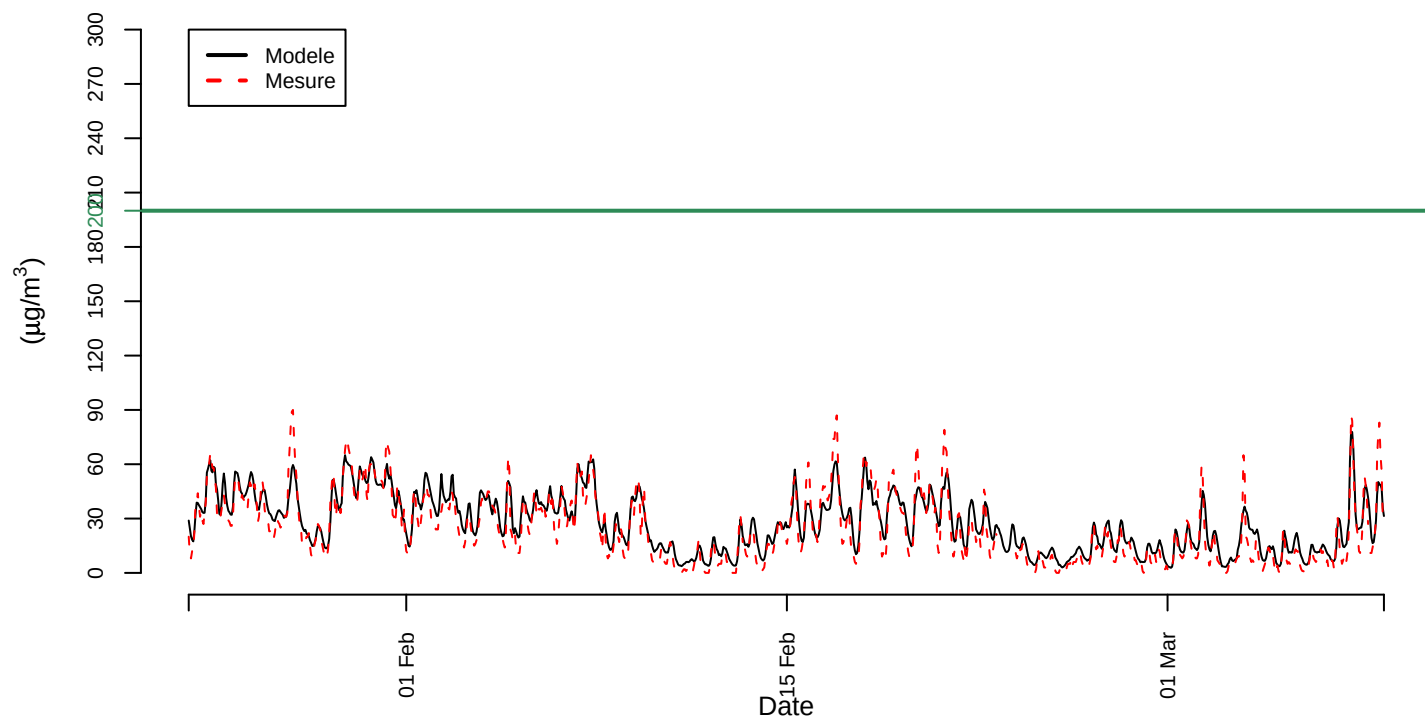


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Versailles pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Versailles



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

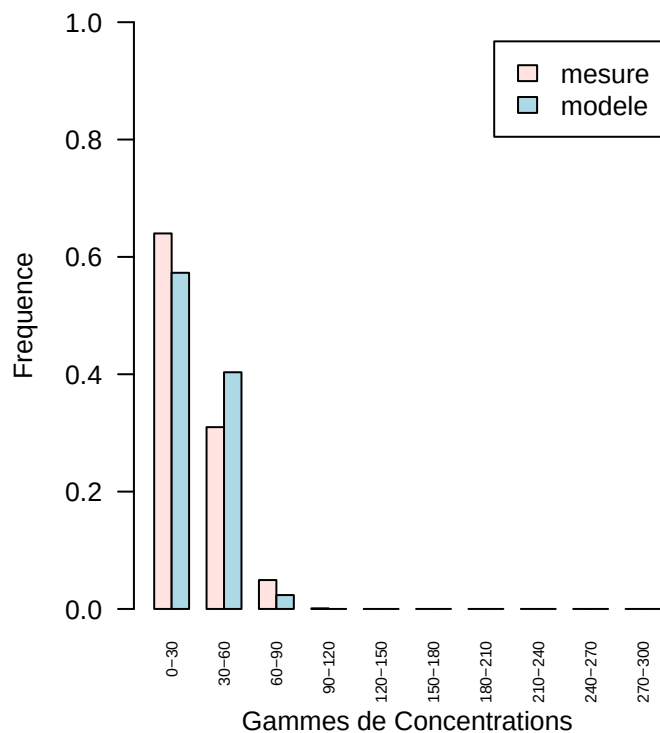


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

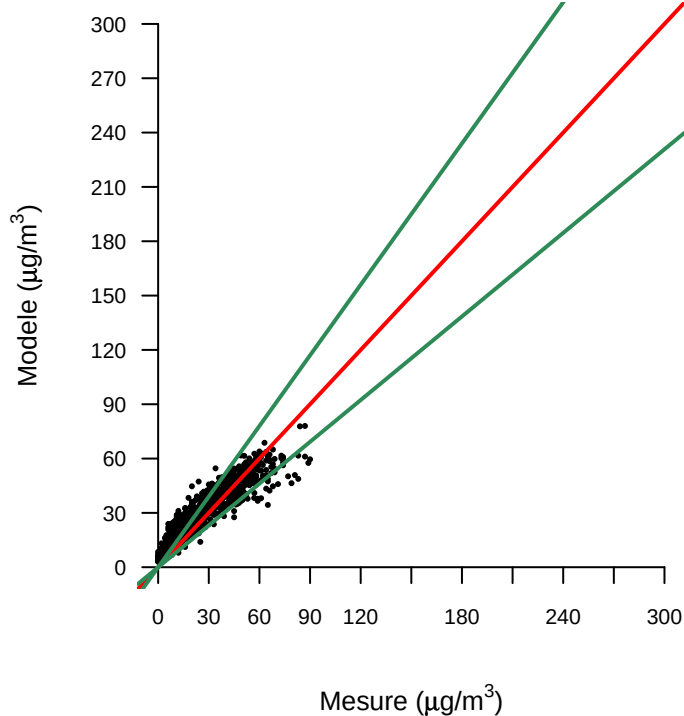
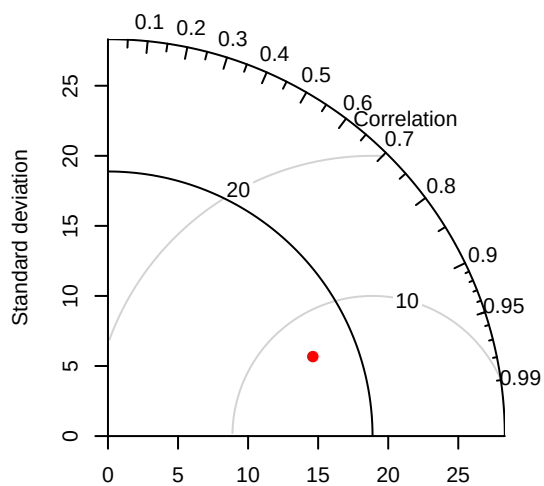
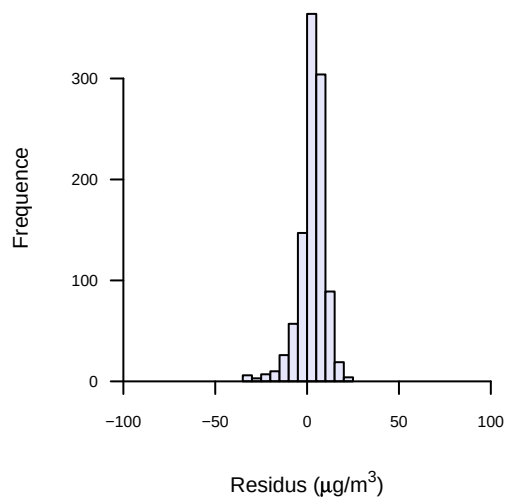


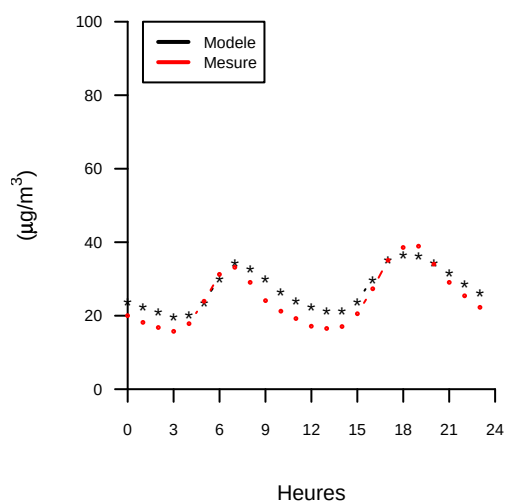
Diagramme de Taylor



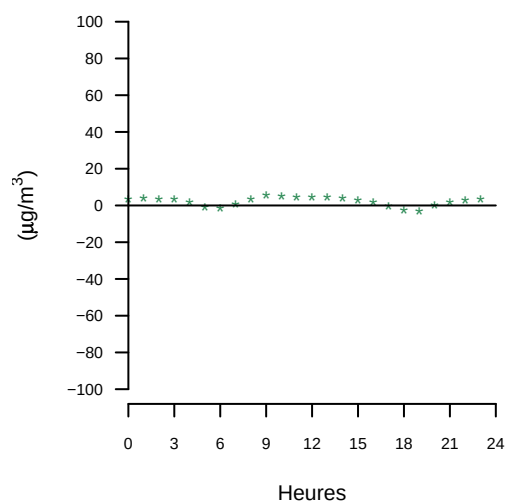
Histogramme des residus



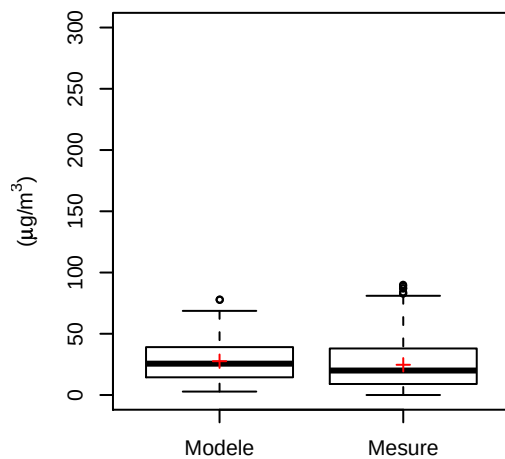
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



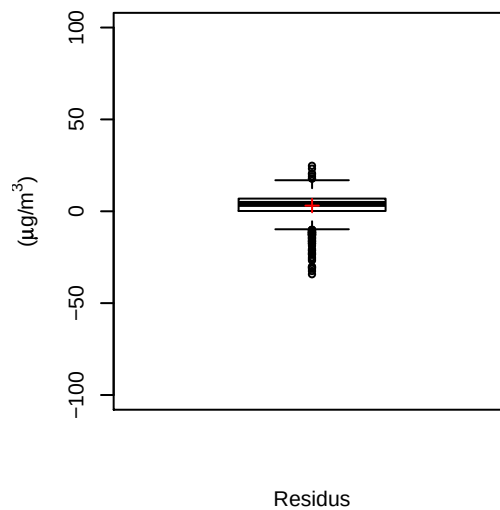
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote



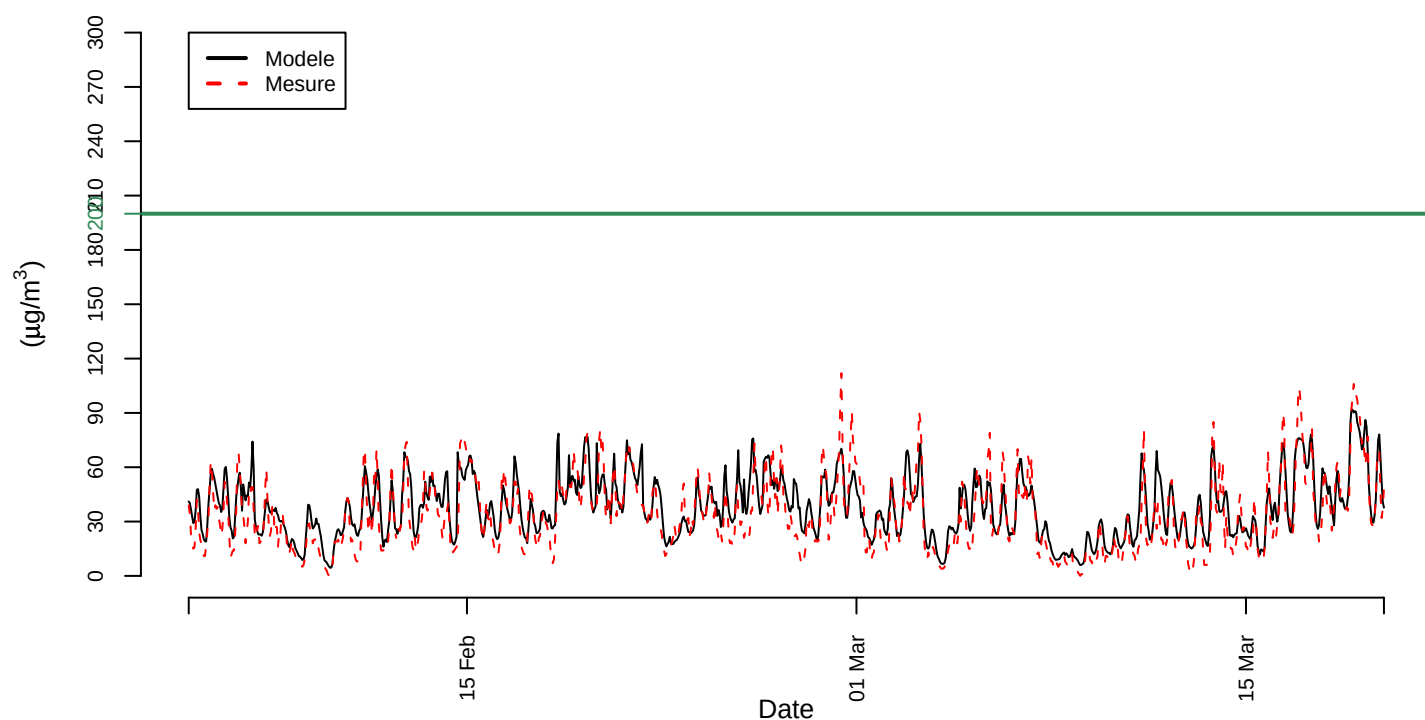
Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

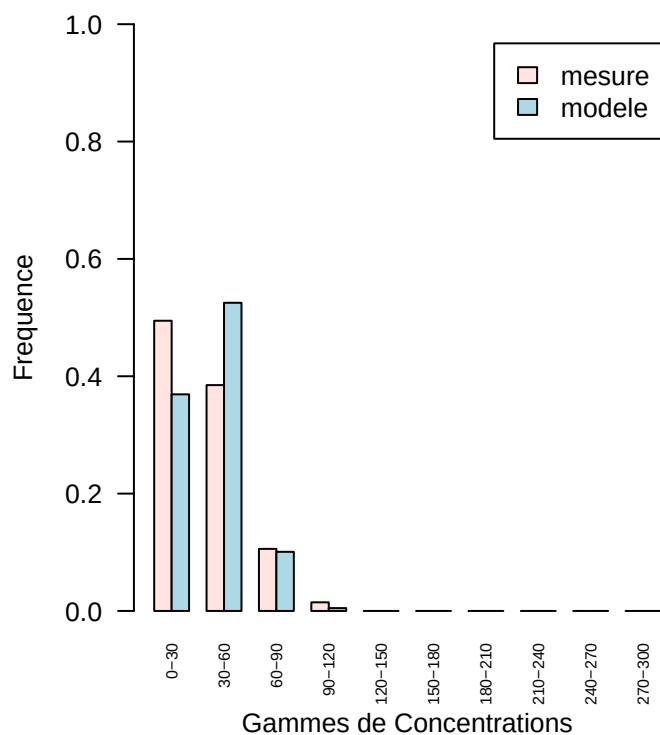


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

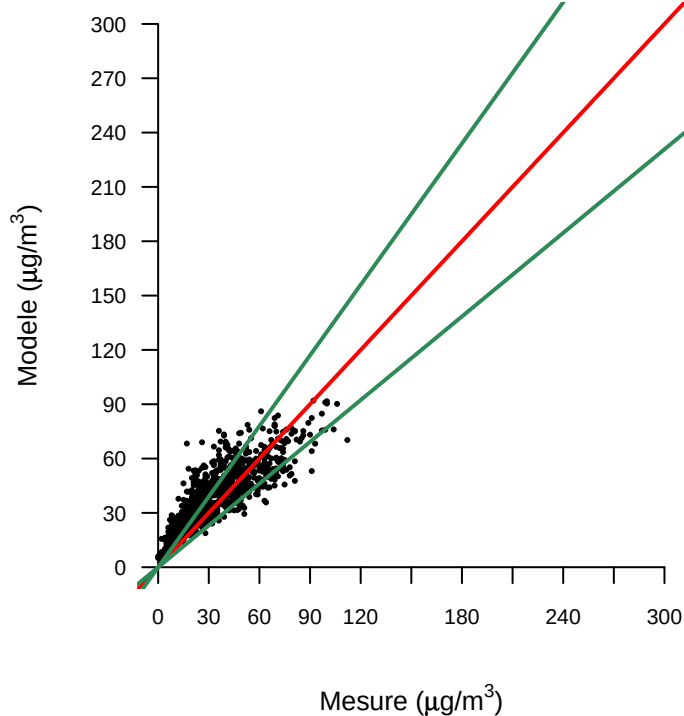
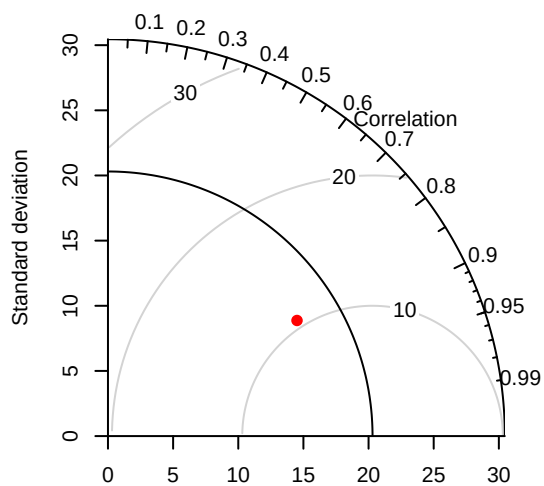
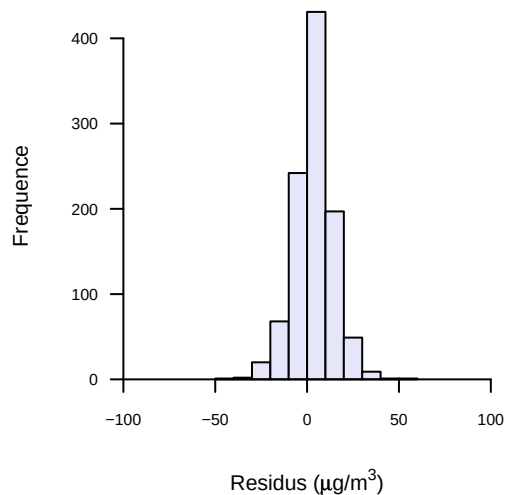


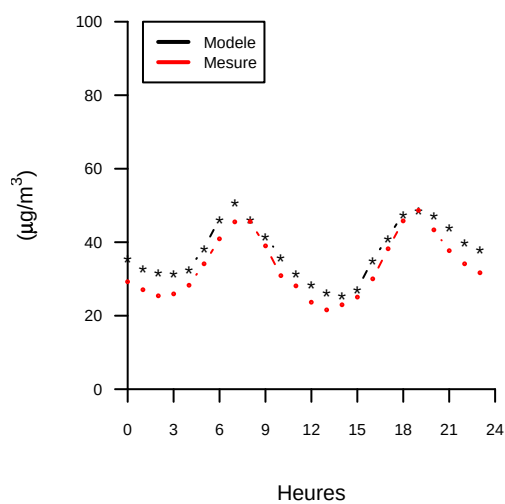
Diagramme de Taylor



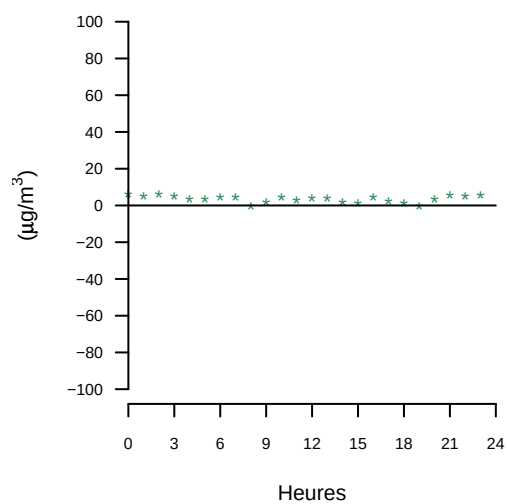
Histogramme des residus



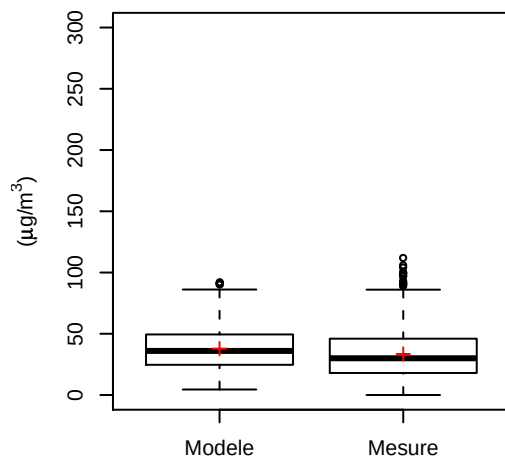
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



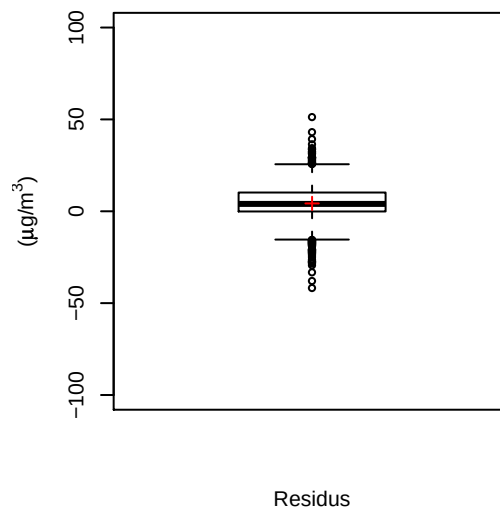
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

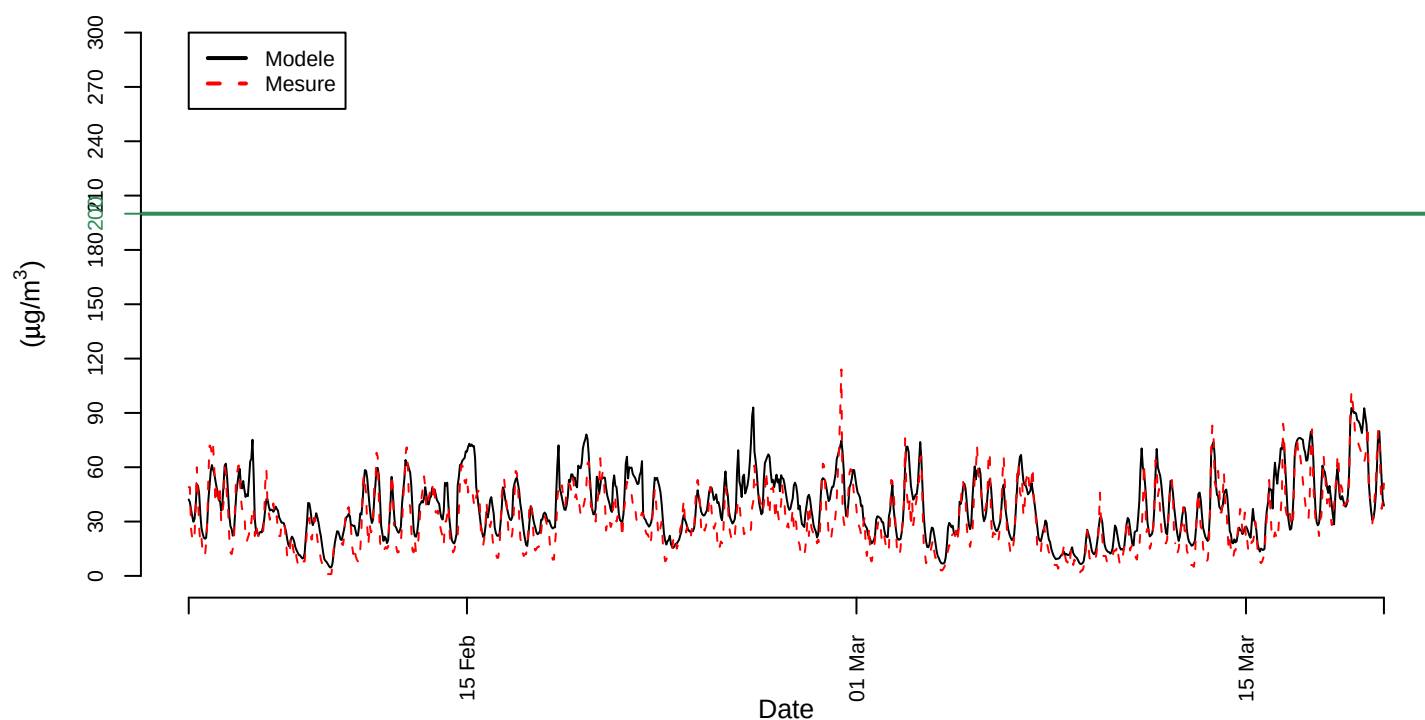


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

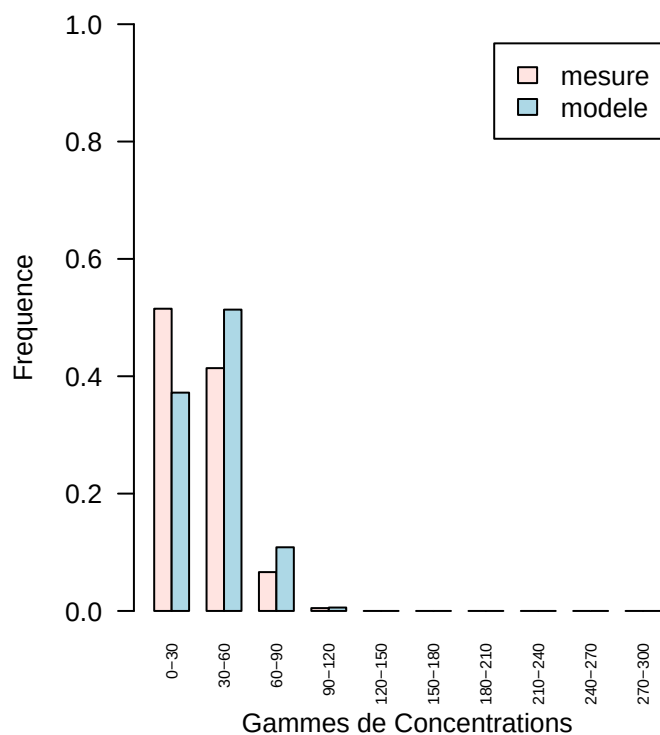


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

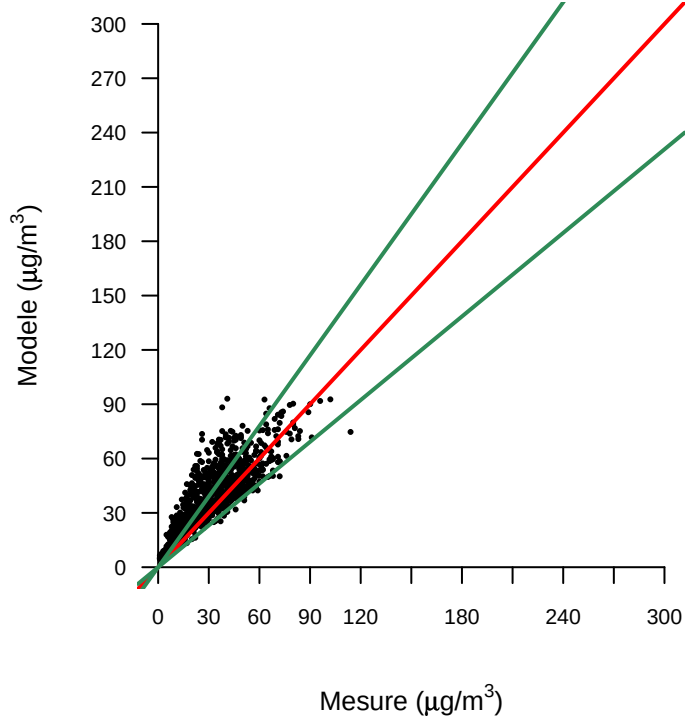
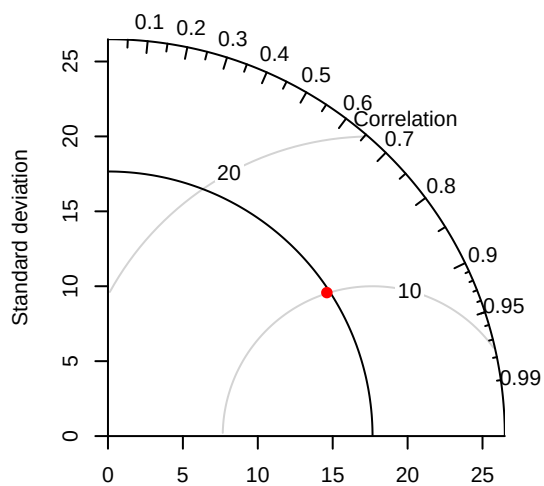
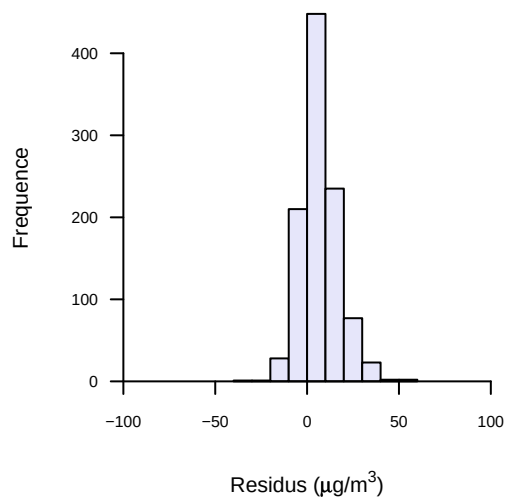


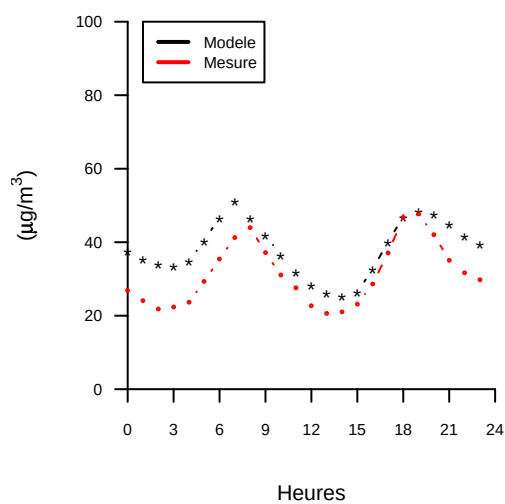
Diagramme de Taylor



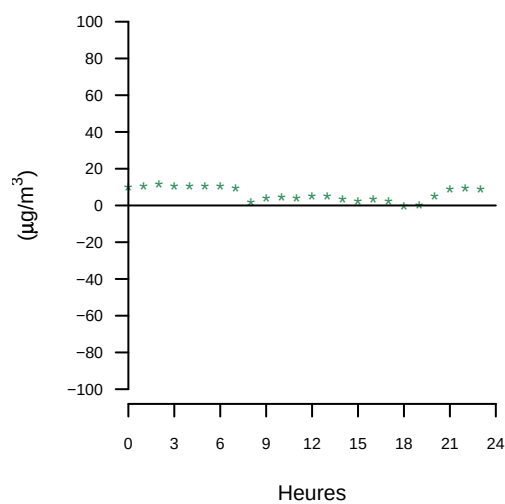
Histogramme des residus



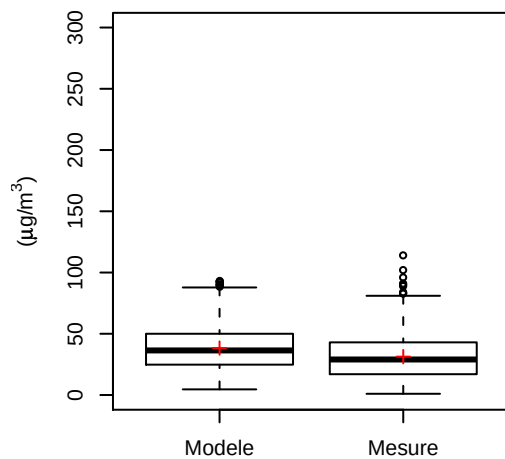
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



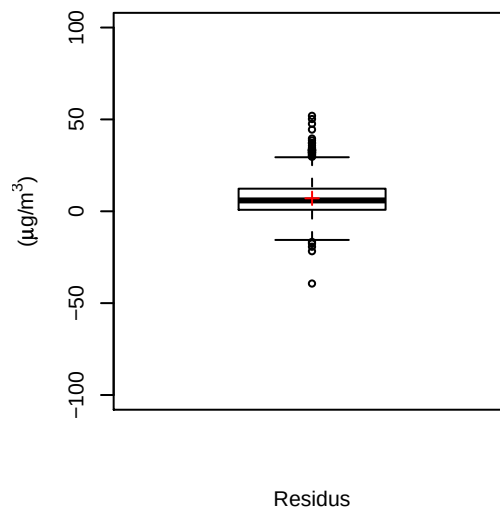
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

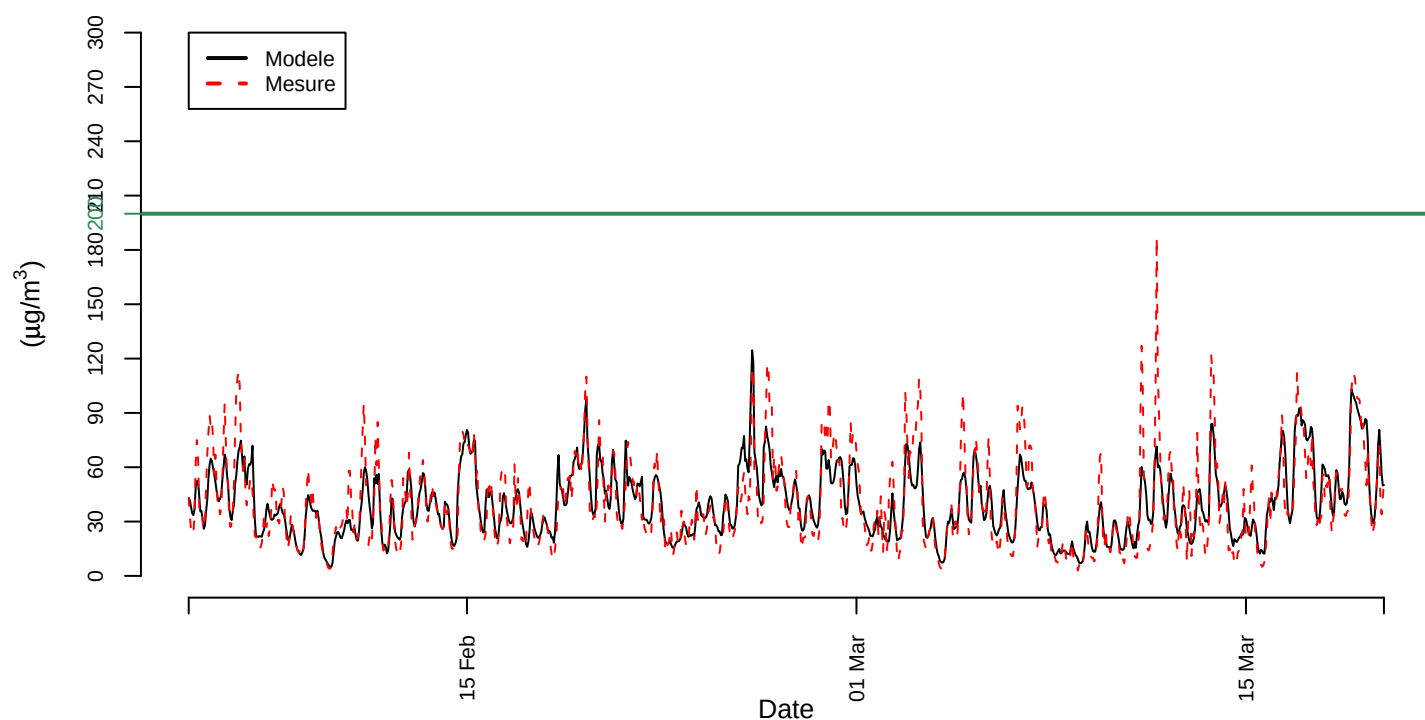


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

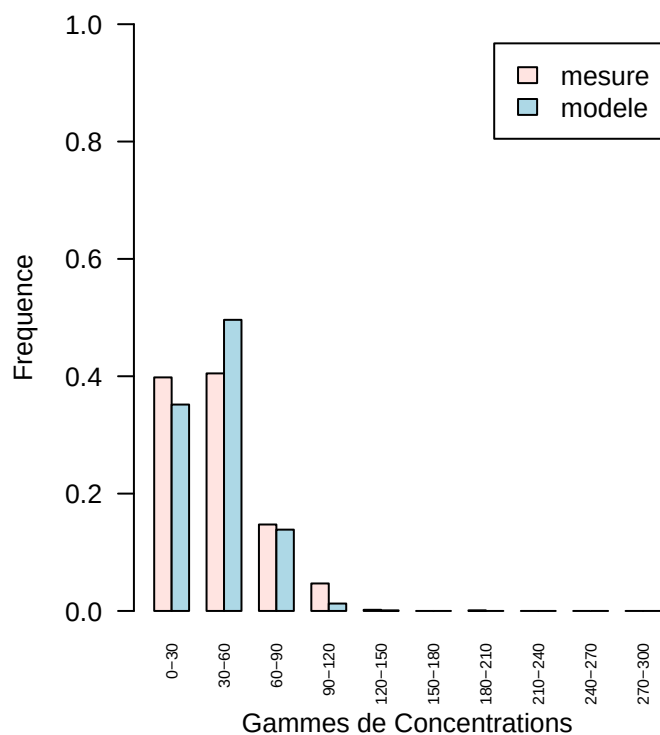


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

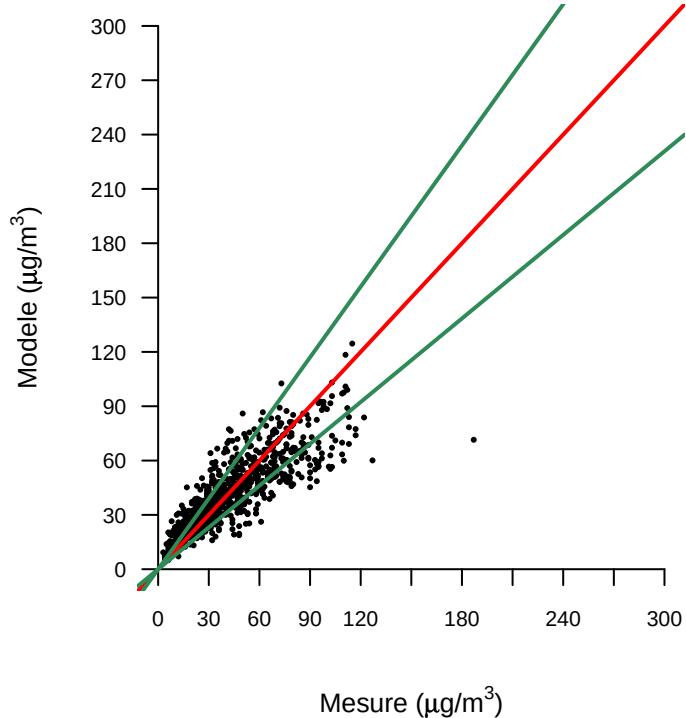
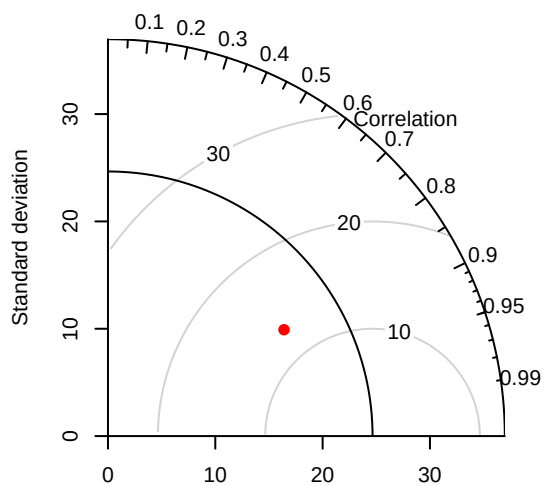
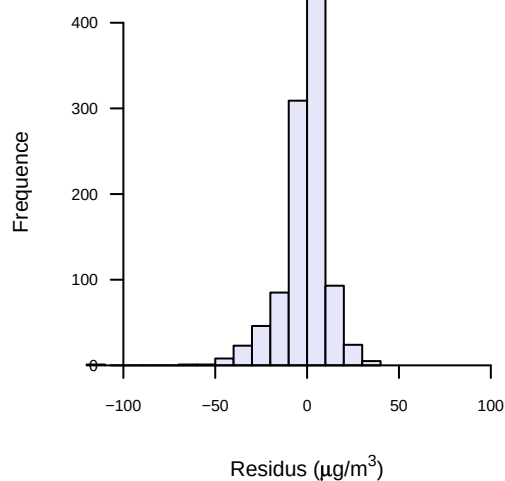


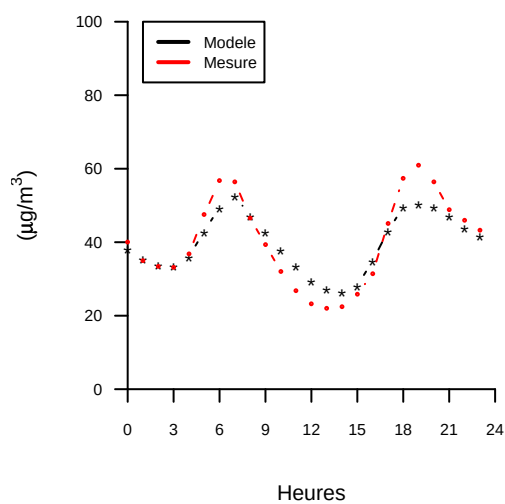
Diagramme de Taylor



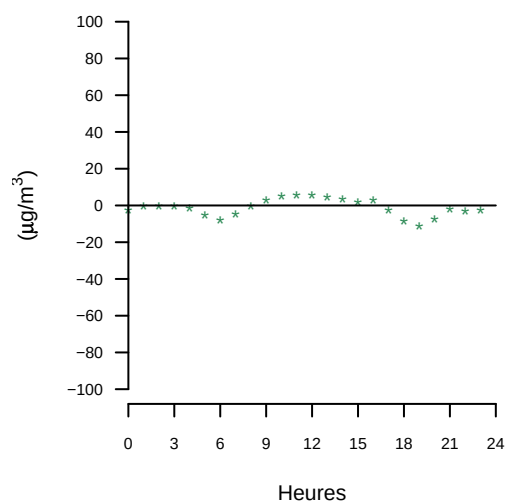
Histogramme des residus



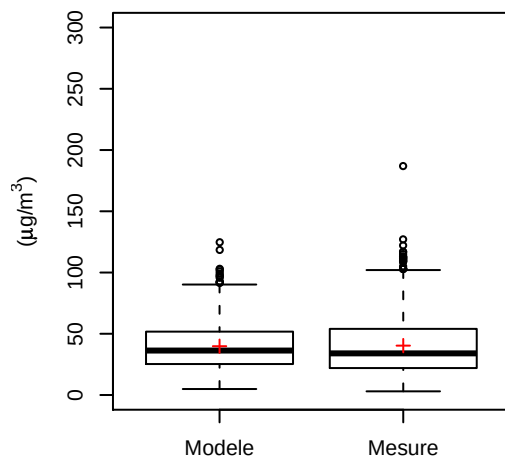
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



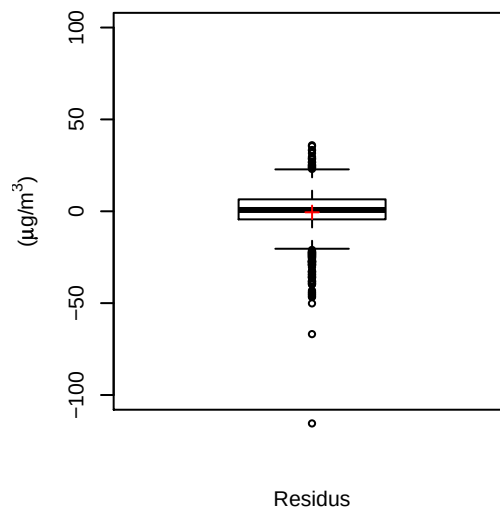
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

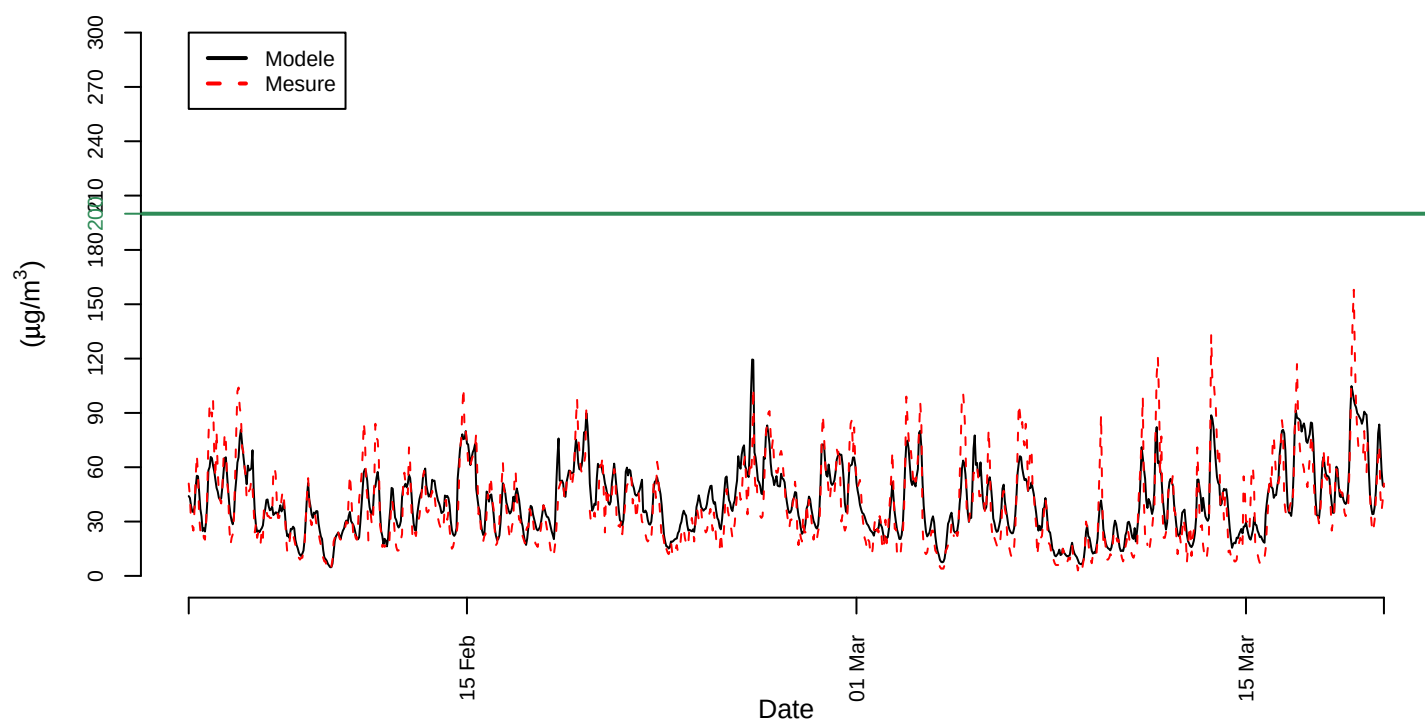


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

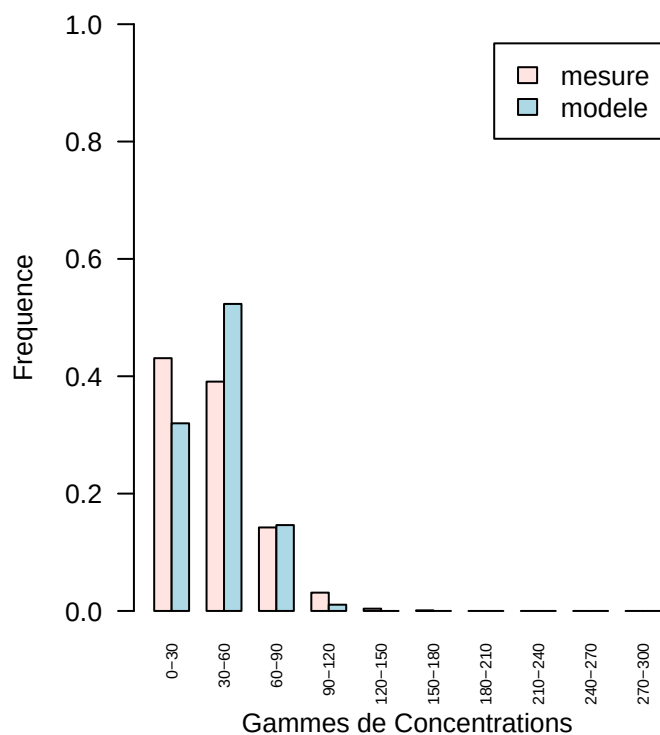


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

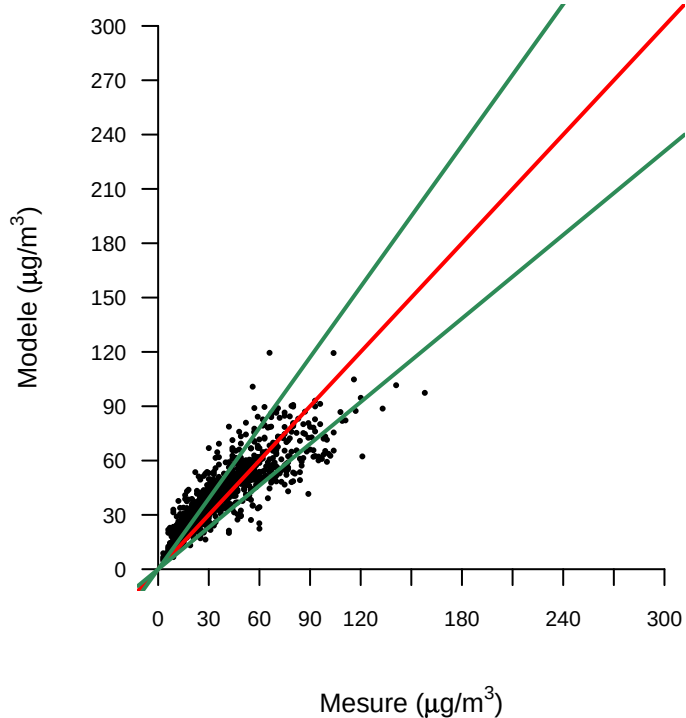
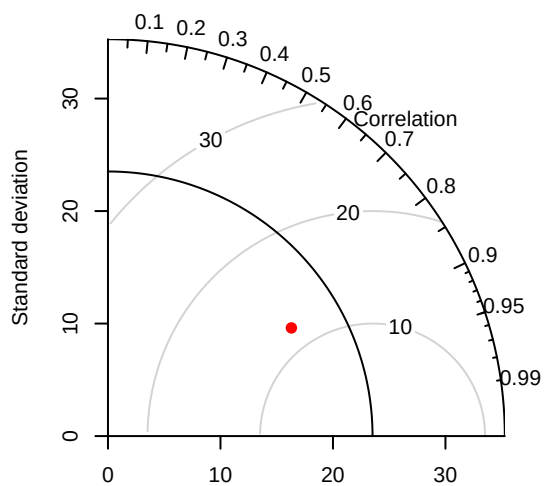
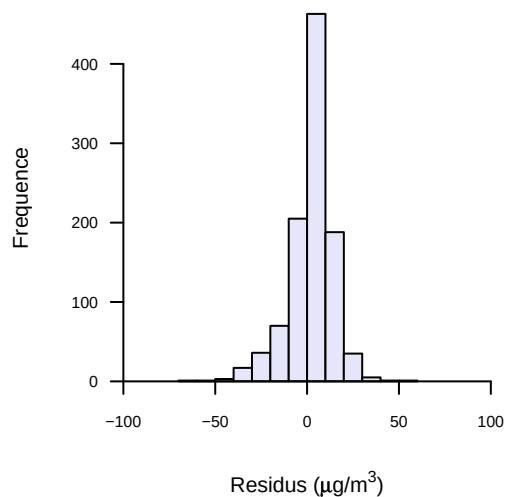


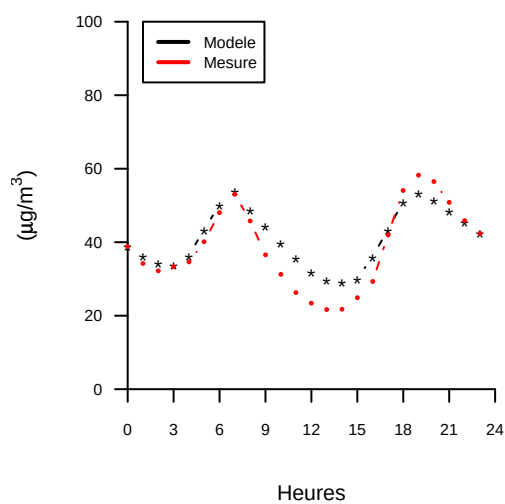
Diagramme de Taylor



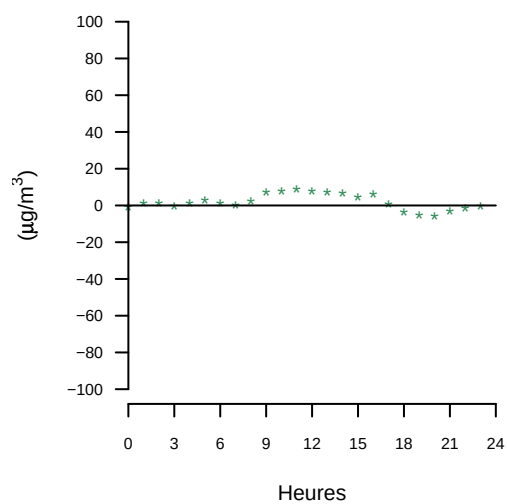
Histogramme des residus



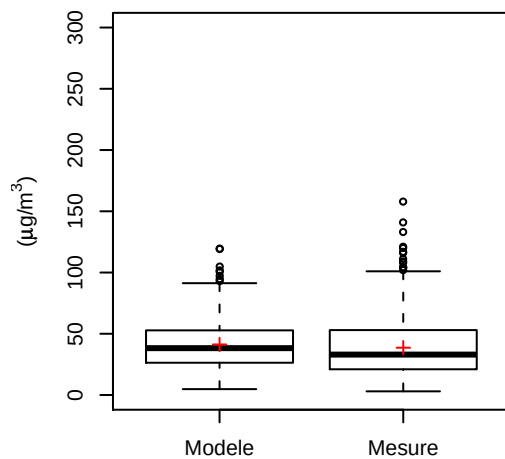
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



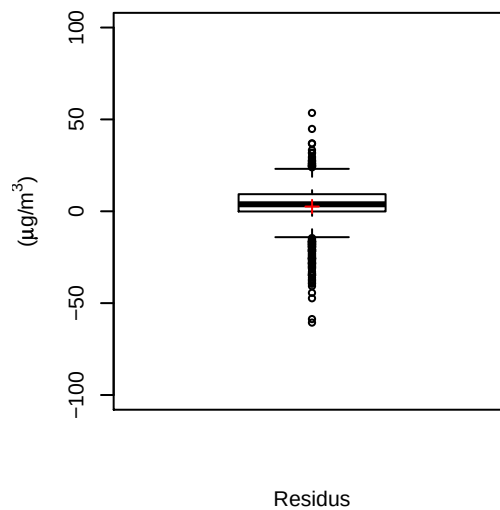
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

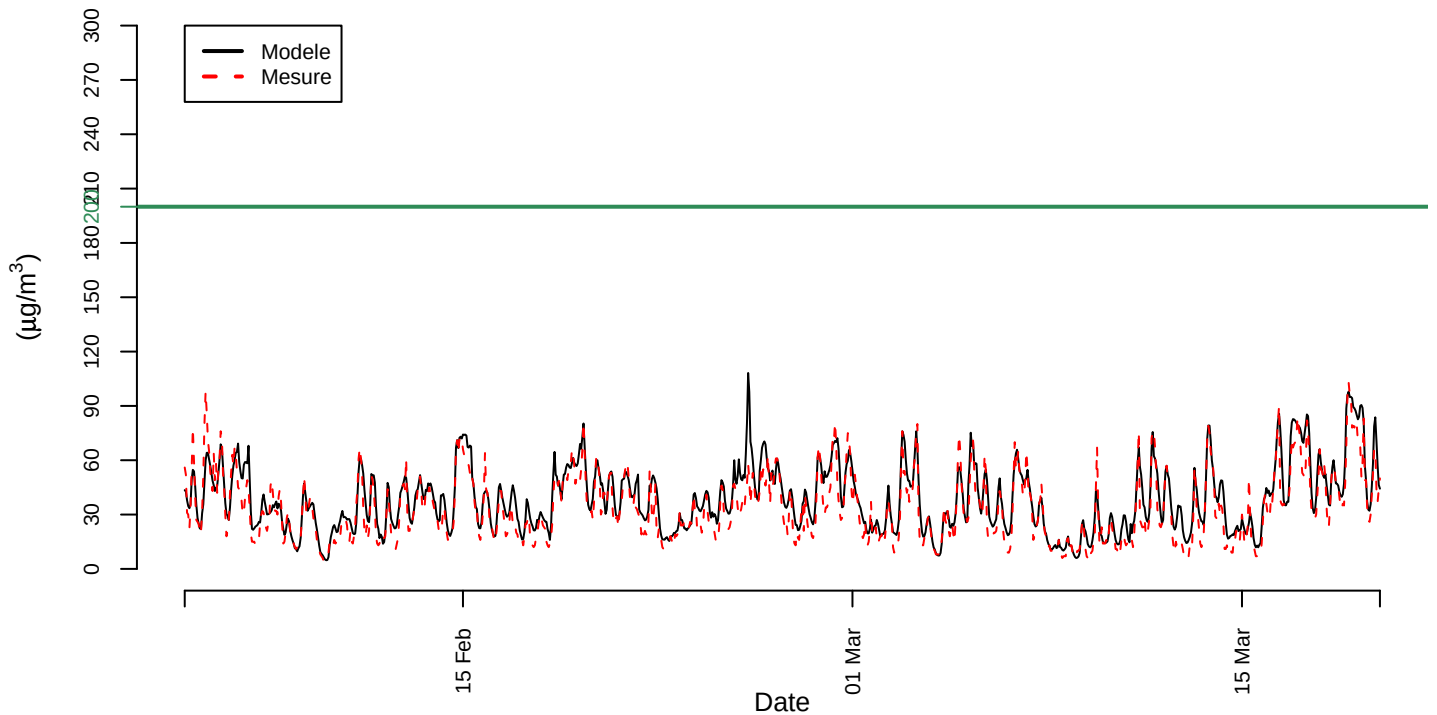


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Garches pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Garches



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

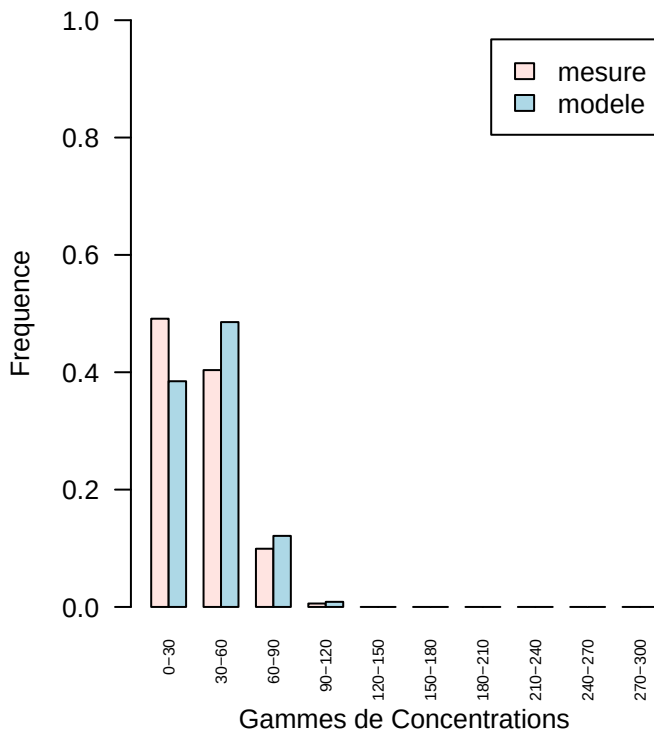


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

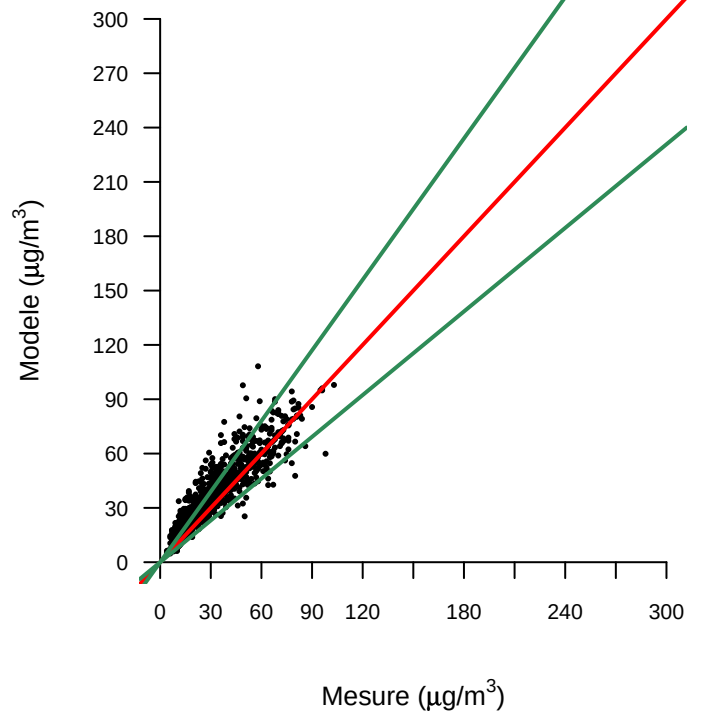
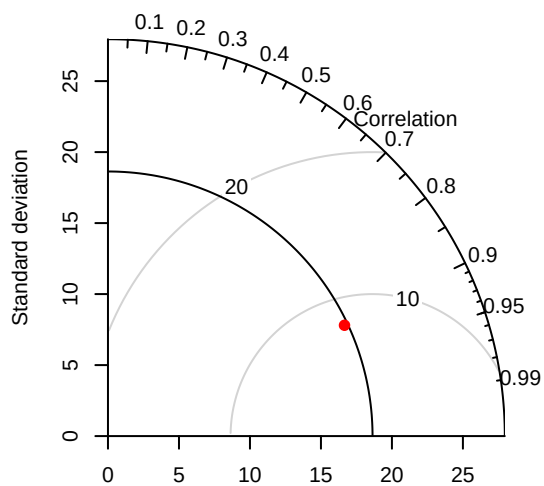
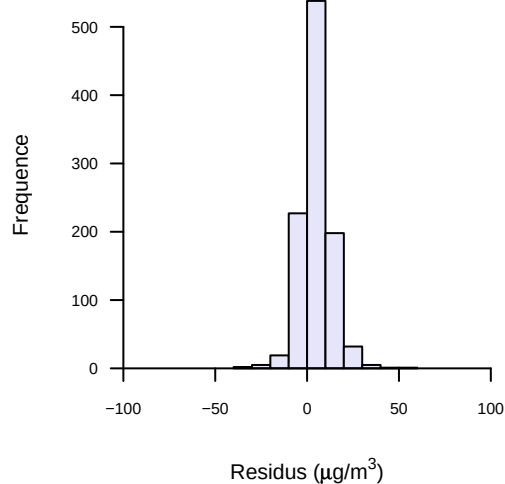


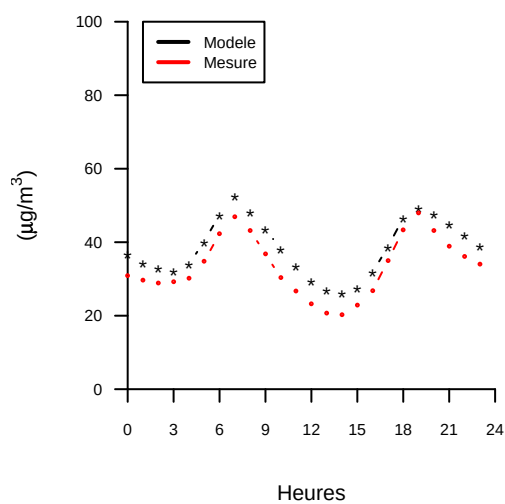
Diagramme de Taylor



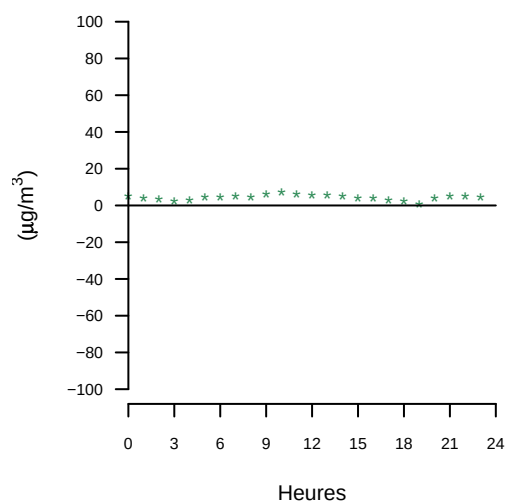
Histogramme des residus



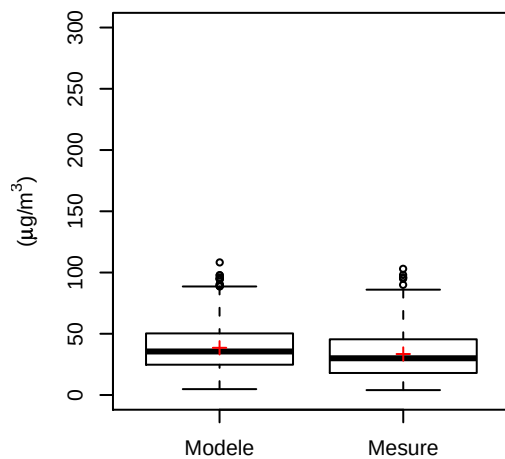
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



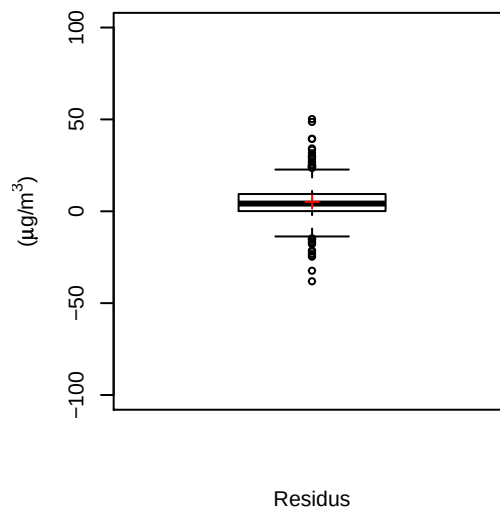
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote

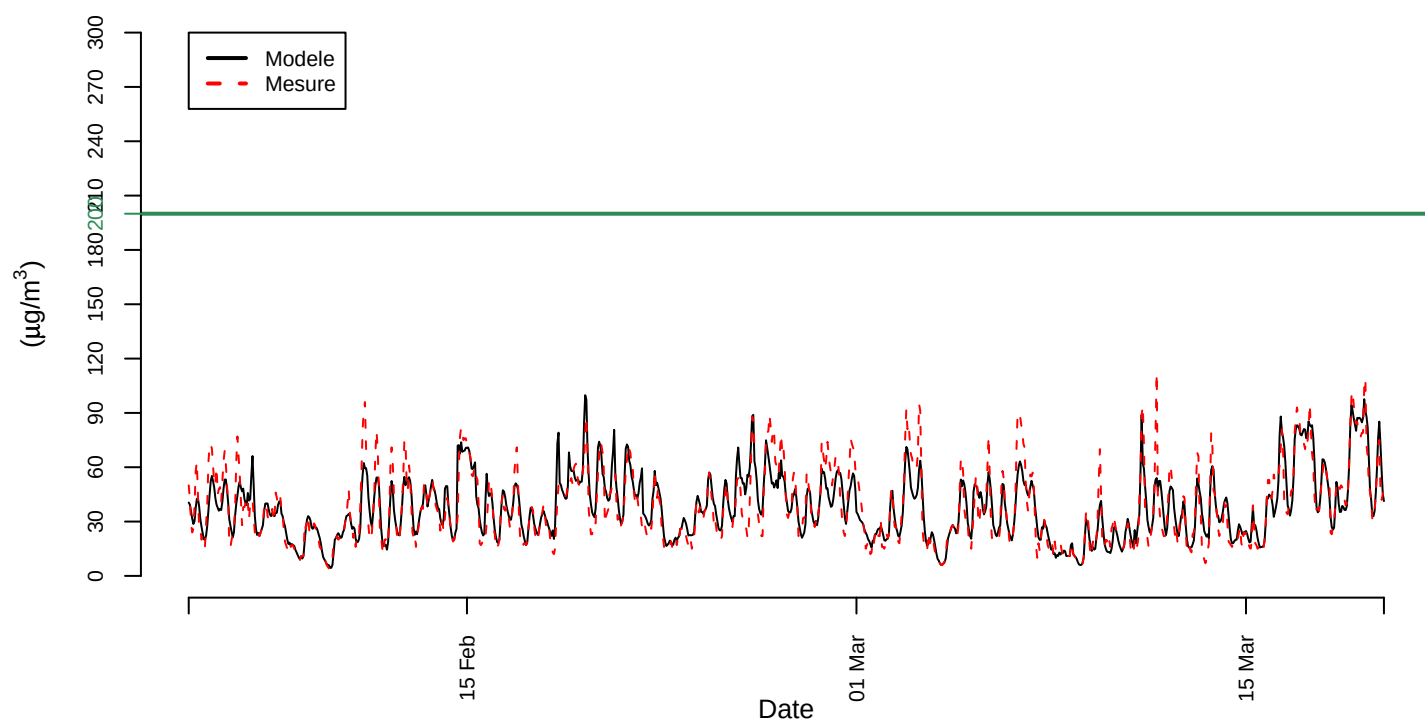


Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station Versailles pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a Versailles



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

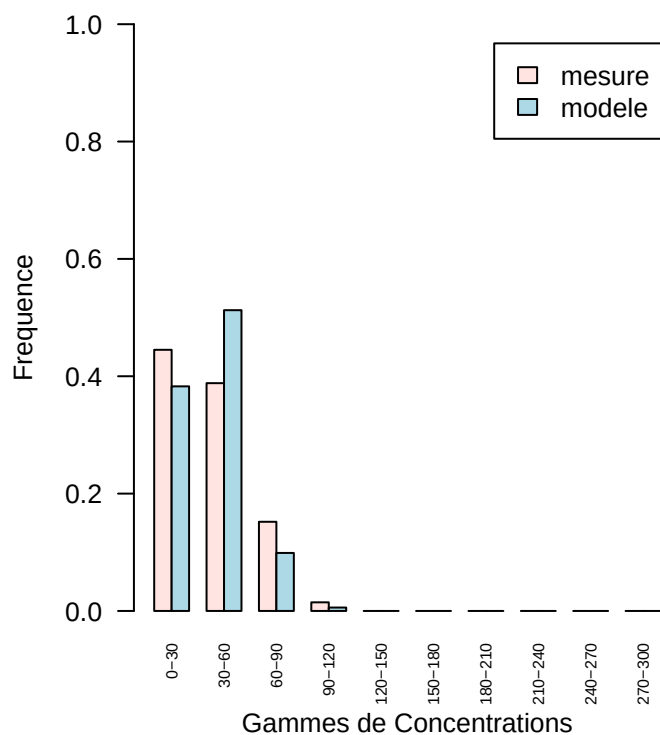


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

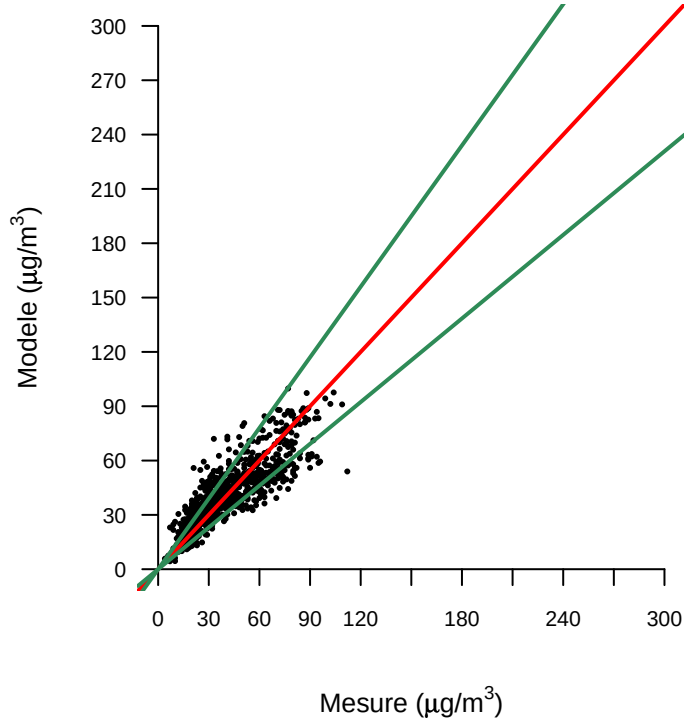
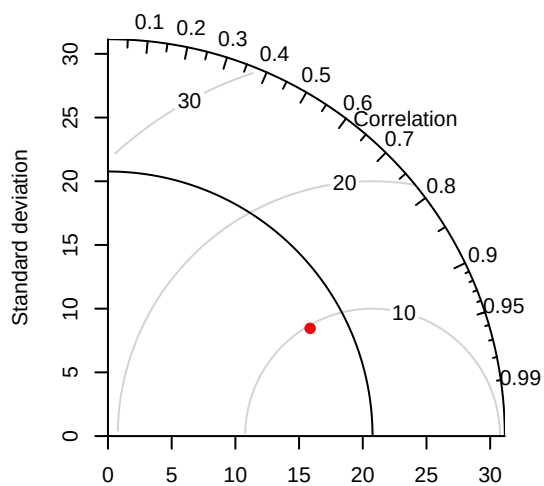
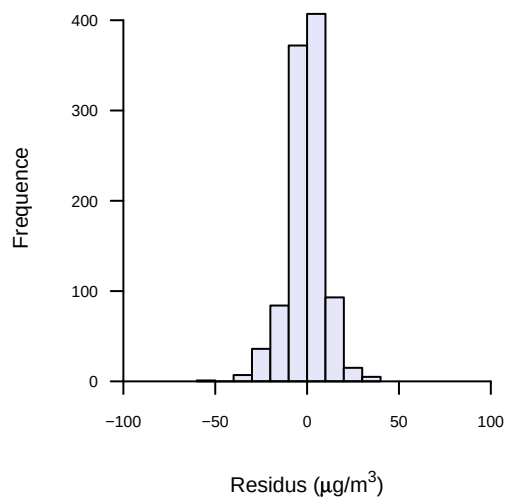


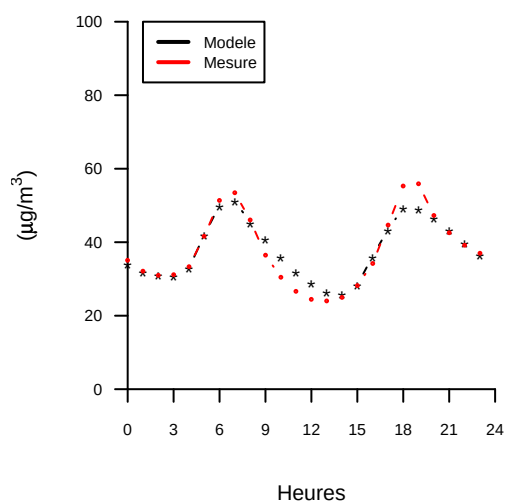
Diagramme de Taylor



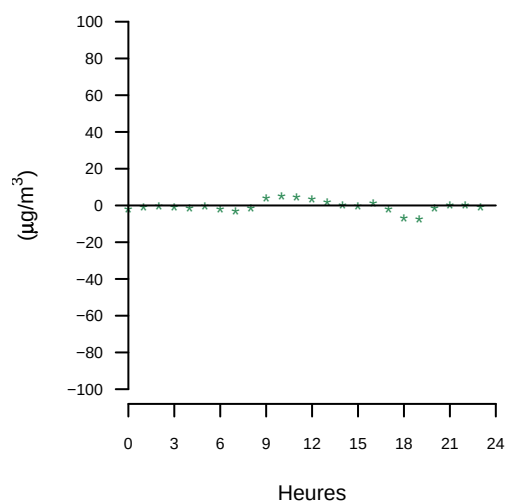
Histogramme des residus



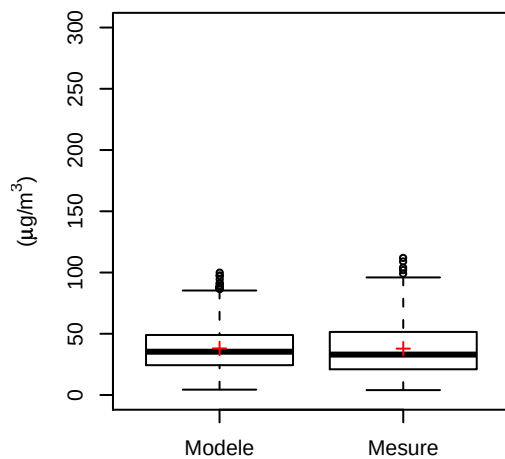
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



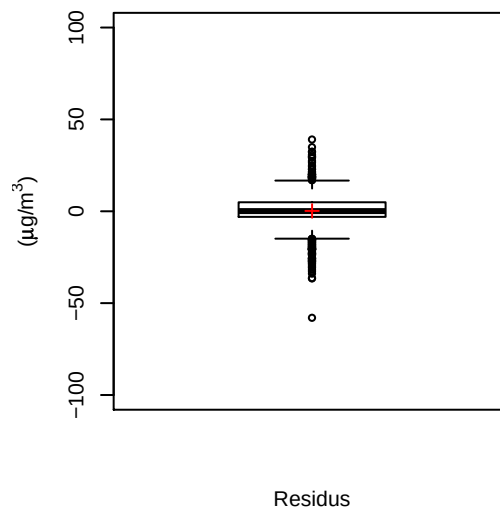
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Dioxyde d'azote



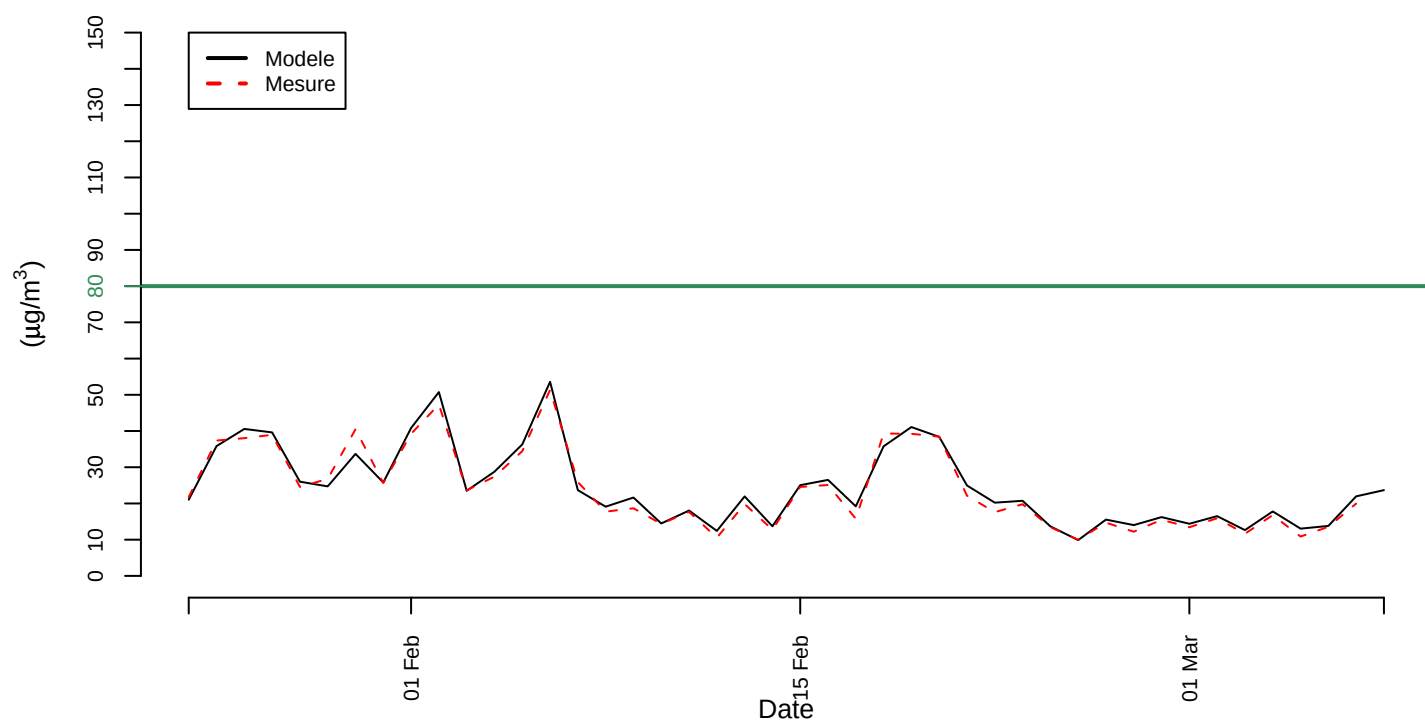
Boite a moustache des residus en Dioxyde d'azote



VIII.1.2. Particules PM10
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

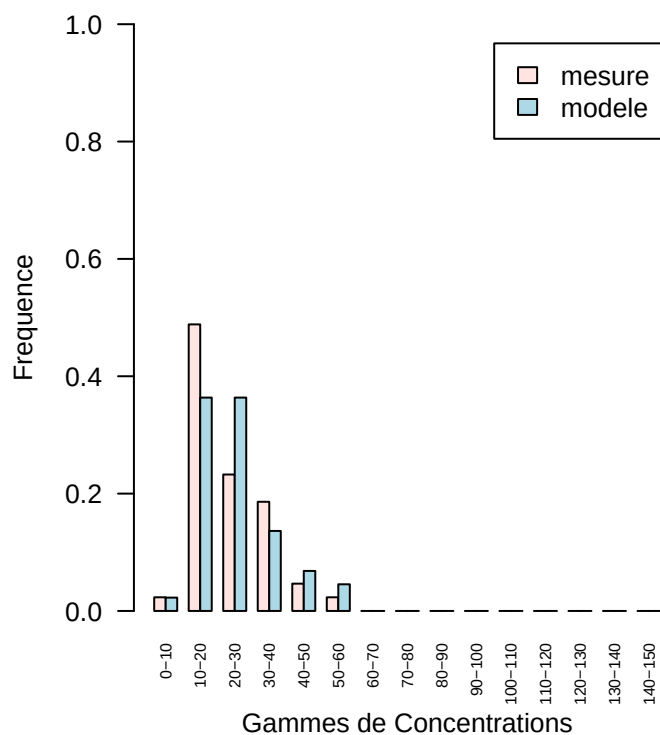


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

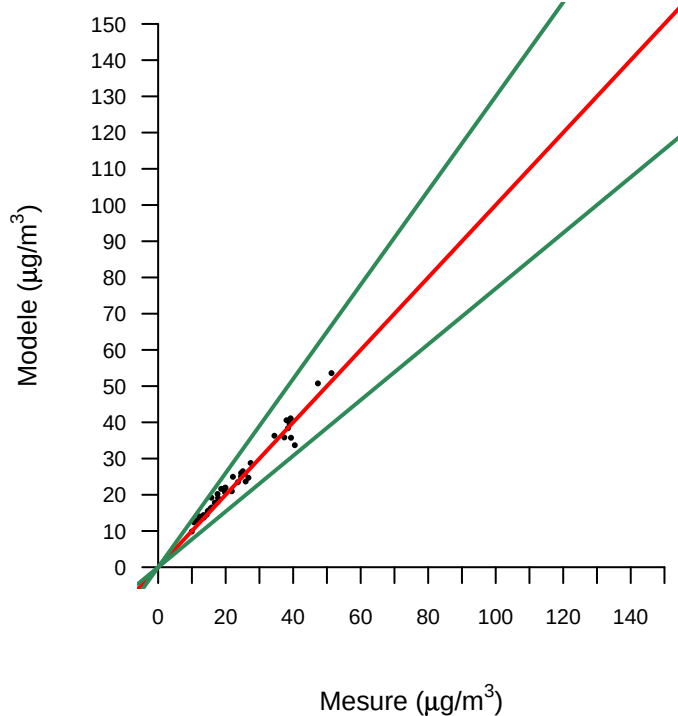
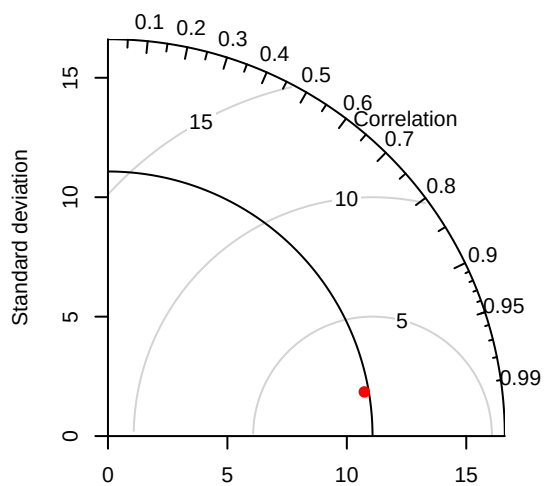
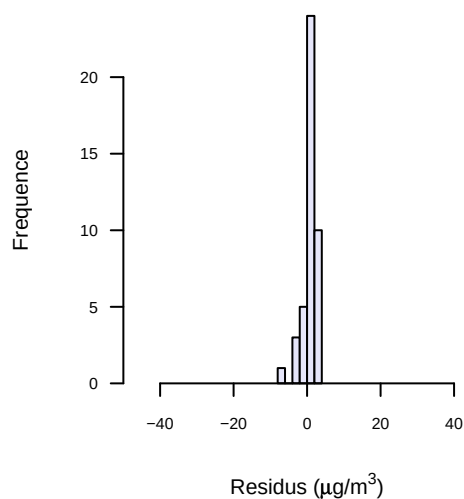


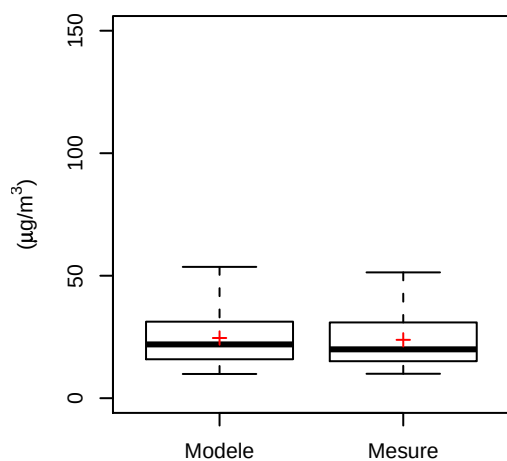
Diagramme de Taylor



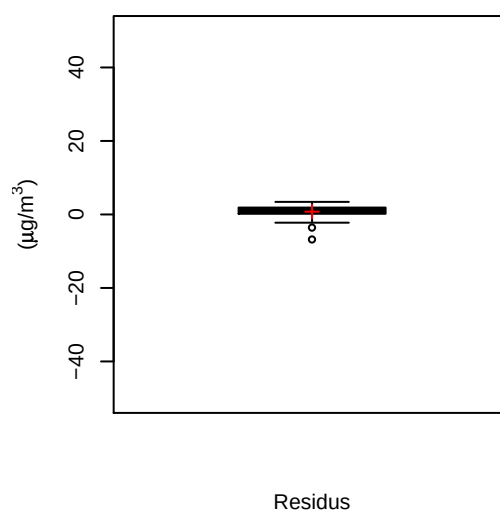
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

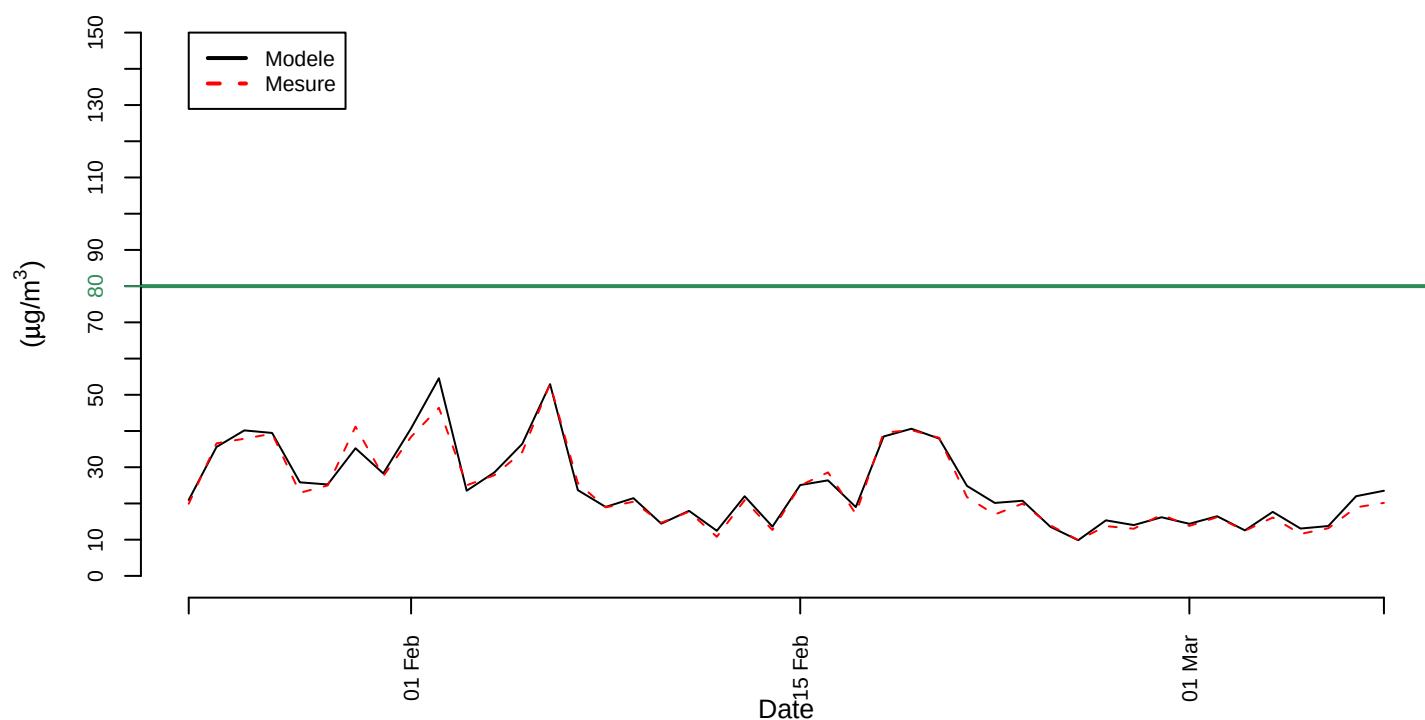


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

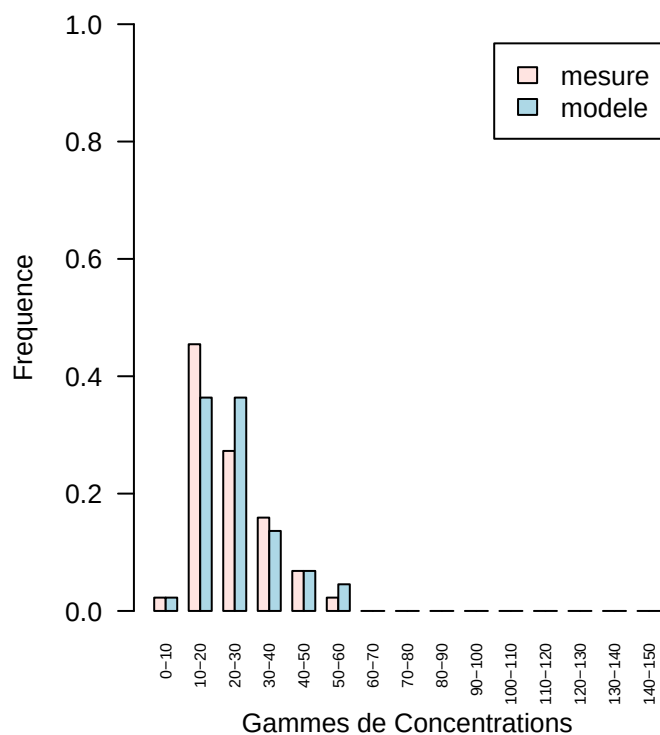


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

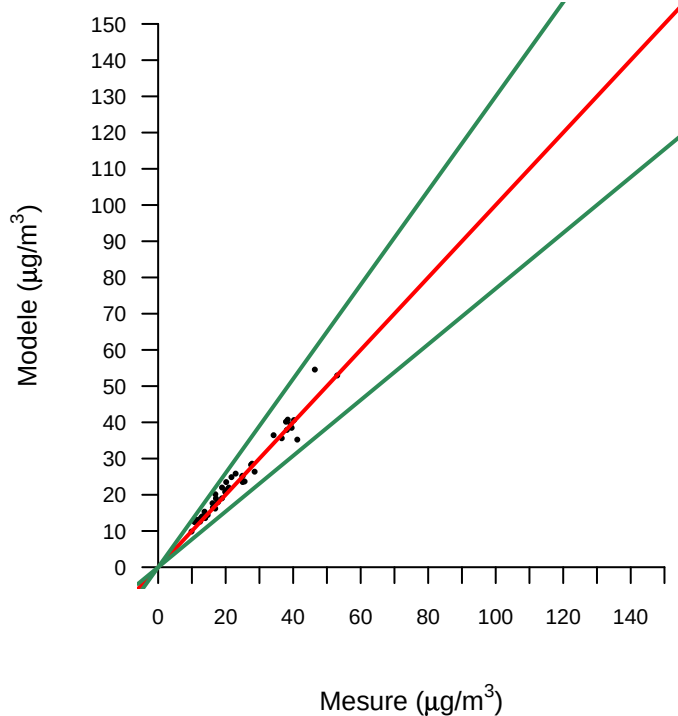
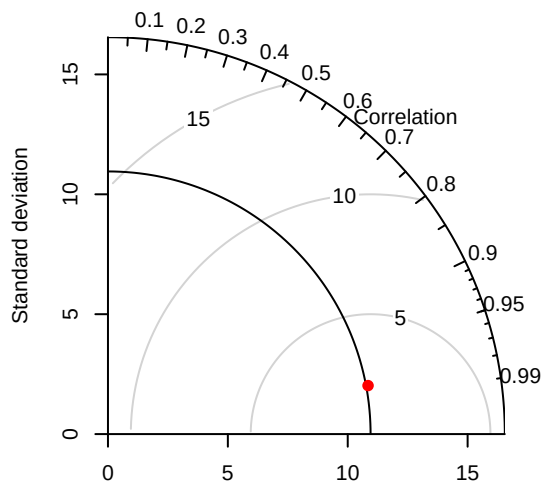
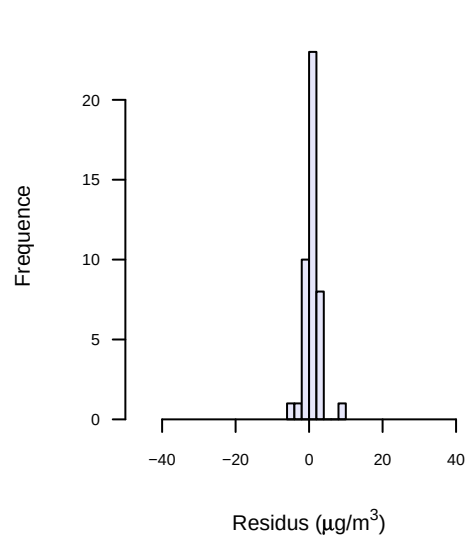


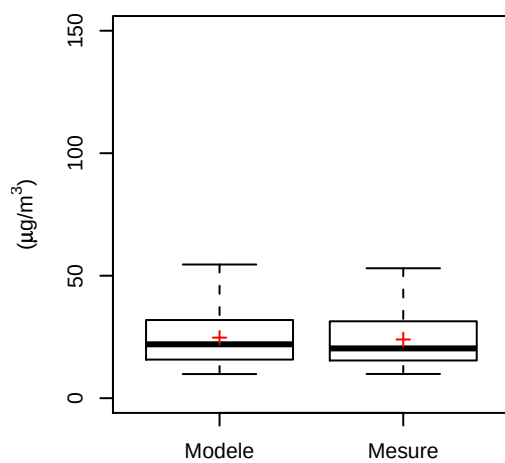
Diagramme de Taylor



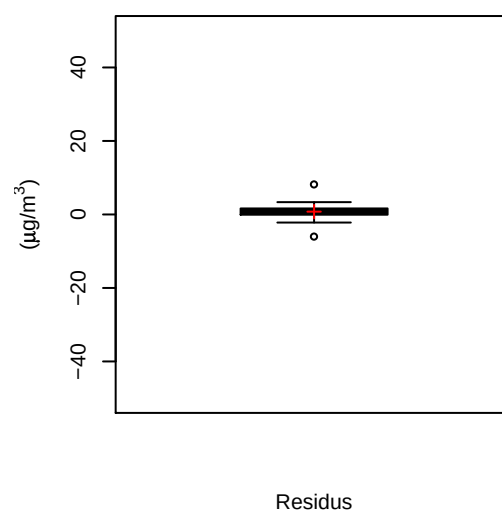
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

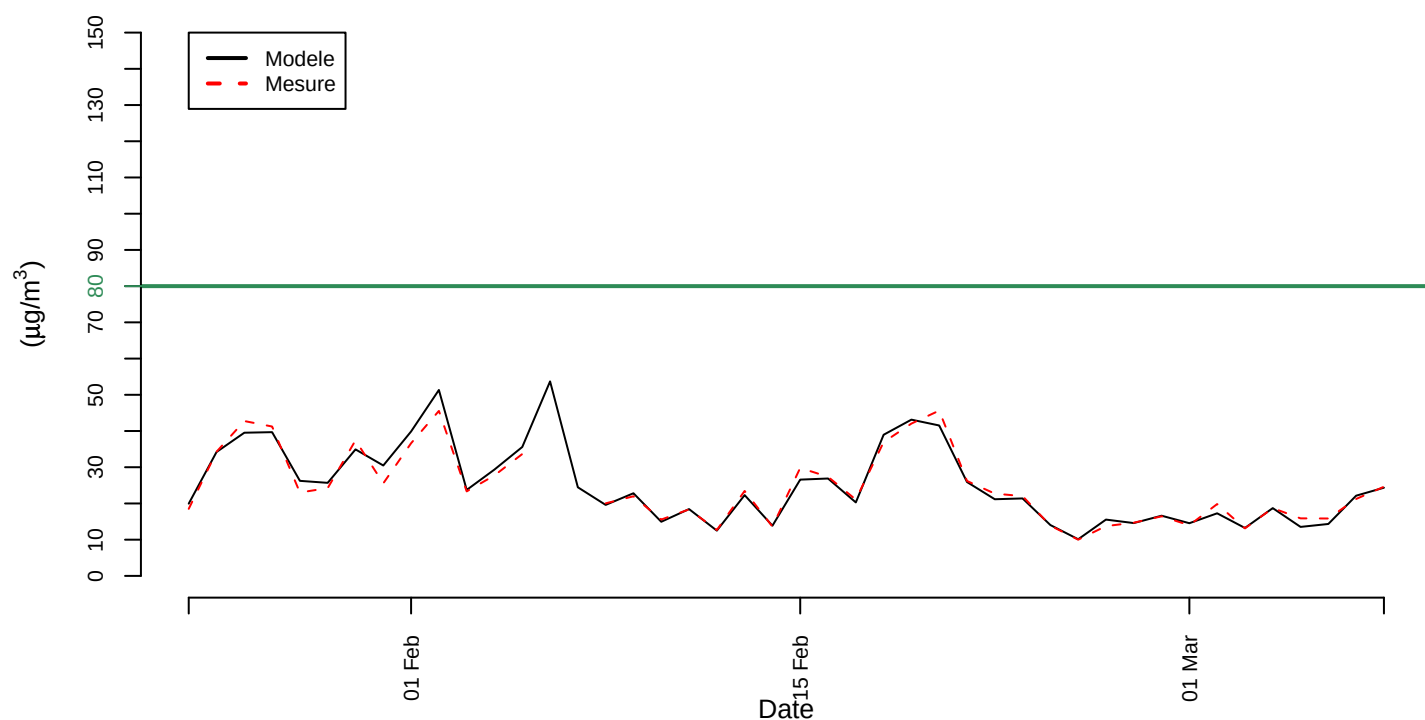


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

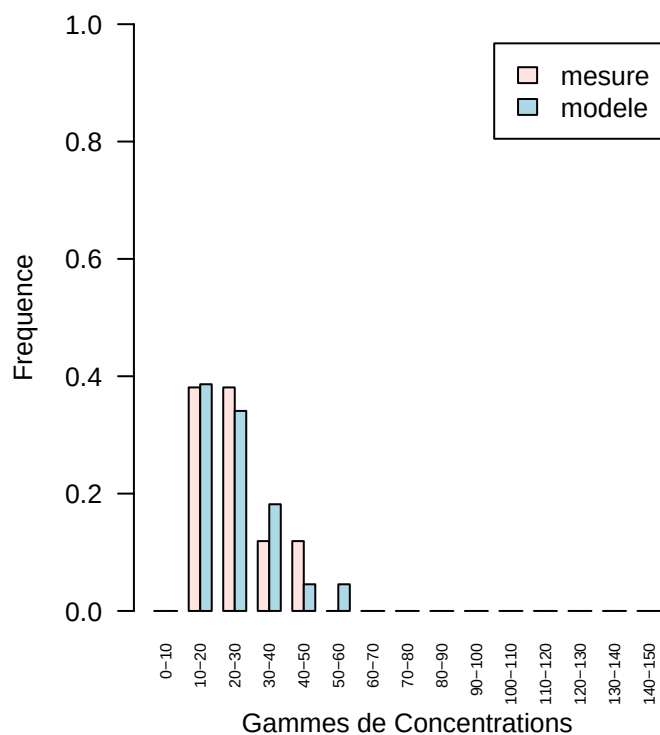


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

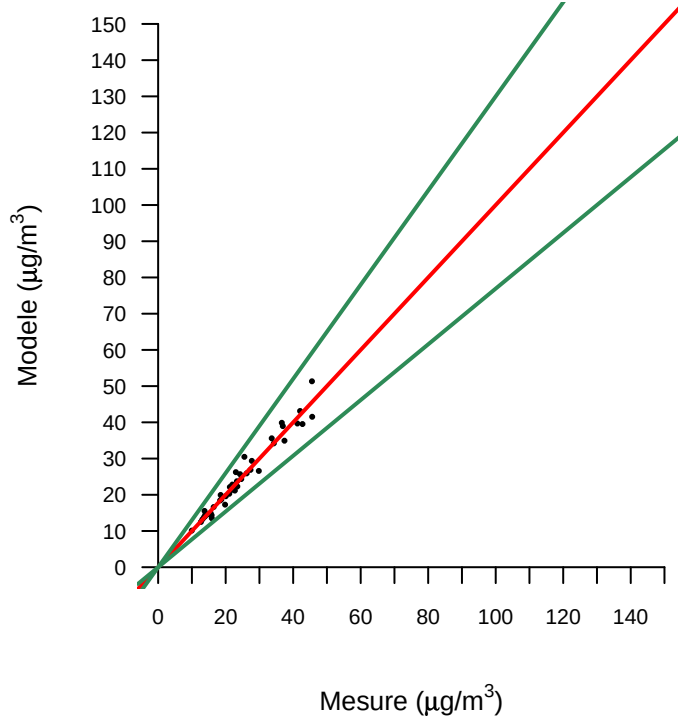
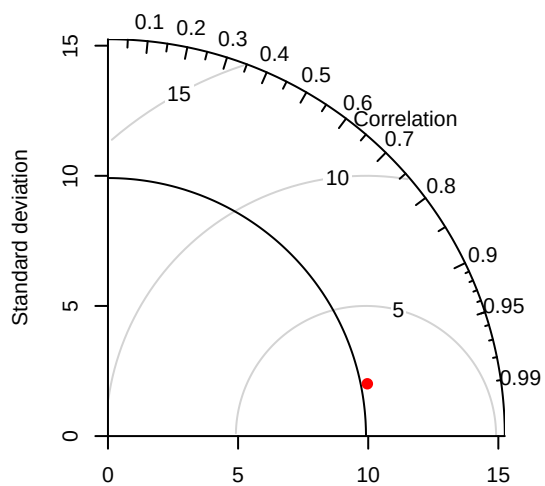
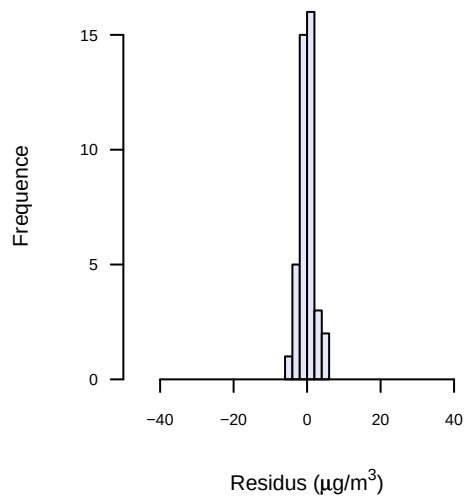


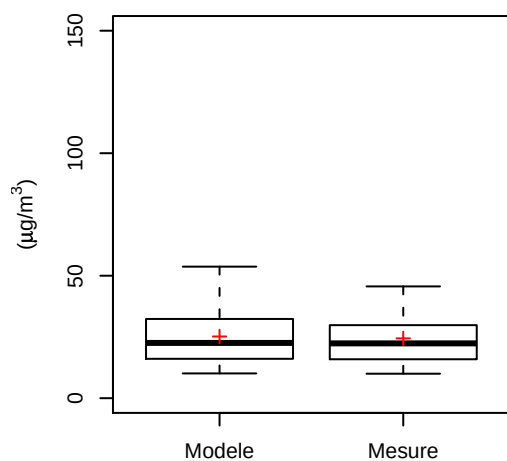
Diagramme de Taylor



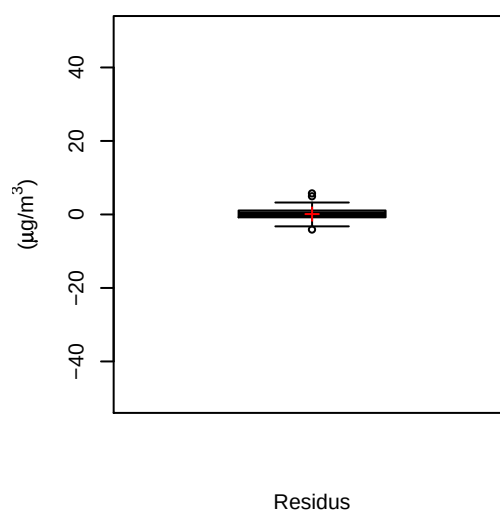
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

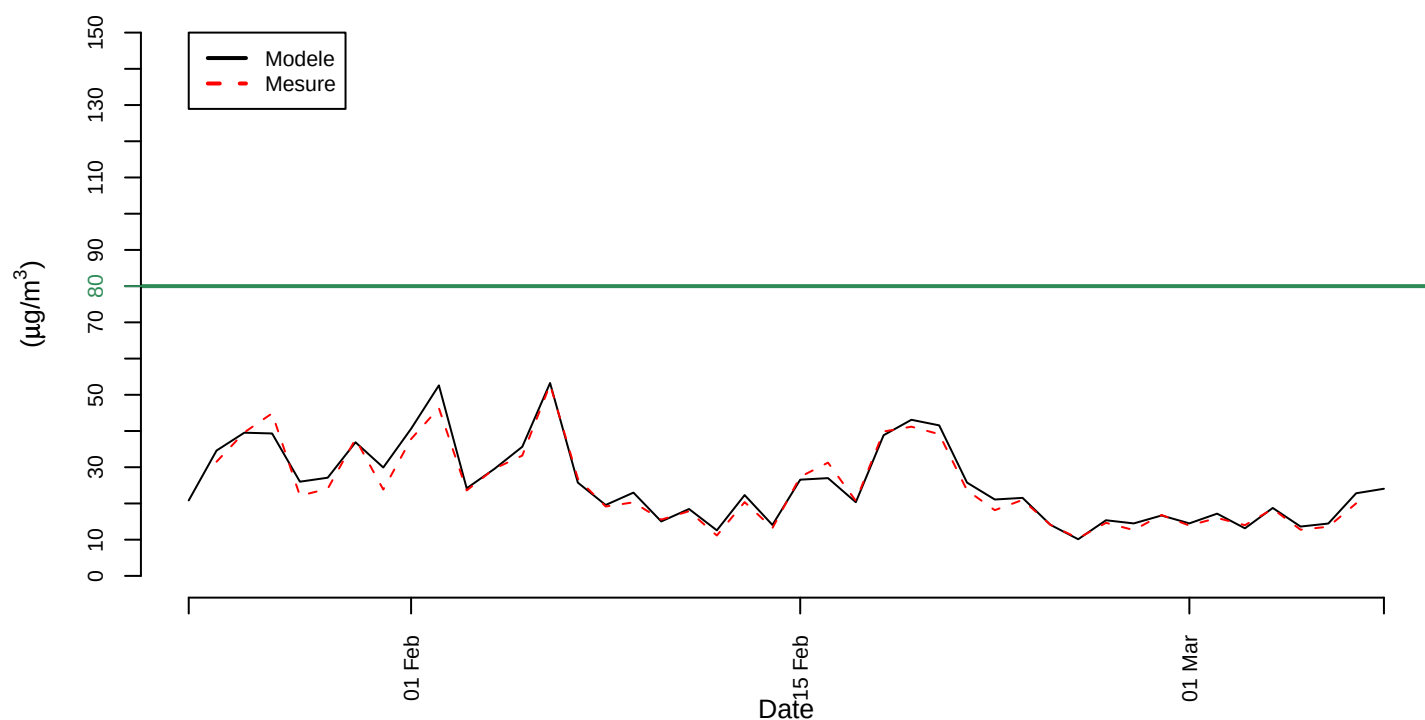


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

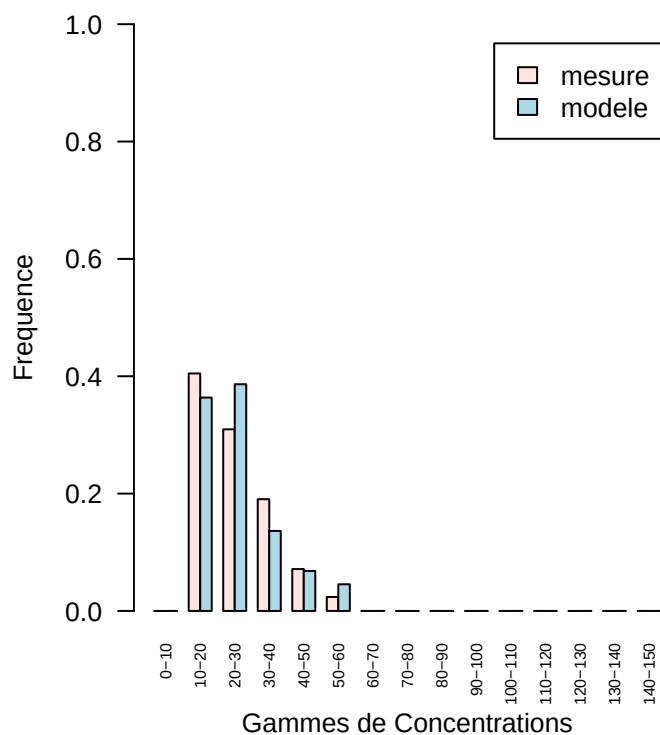


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

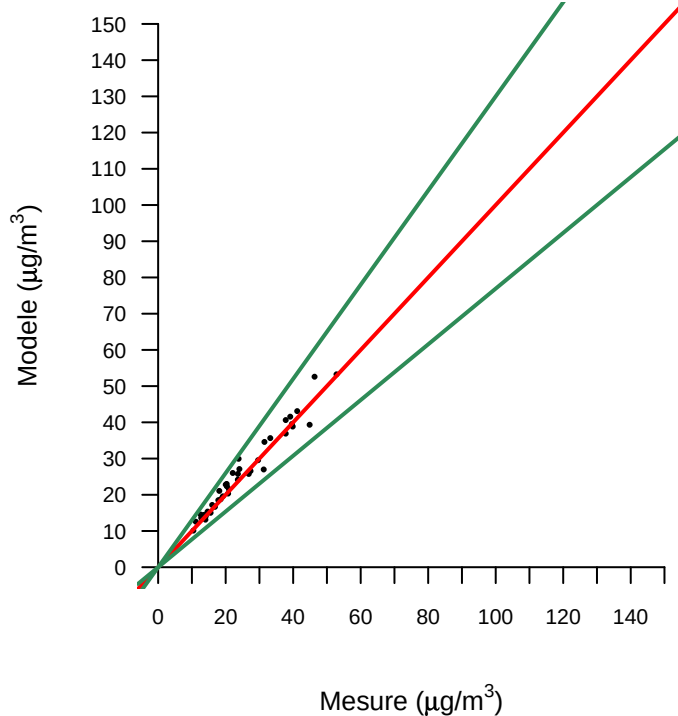
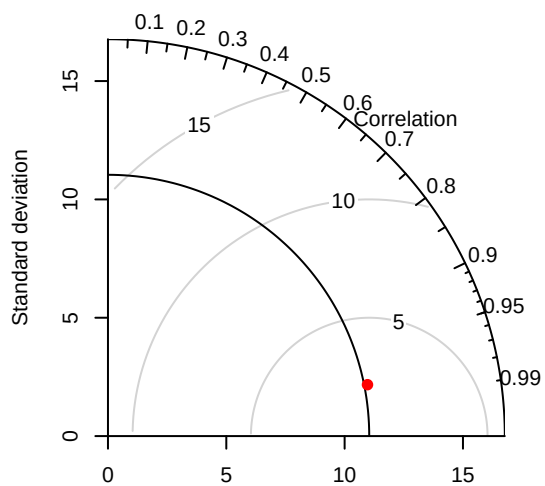
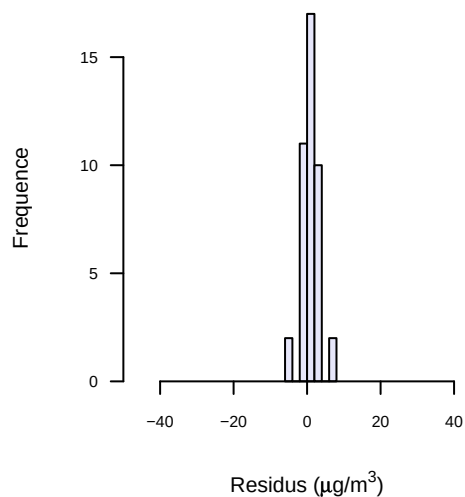


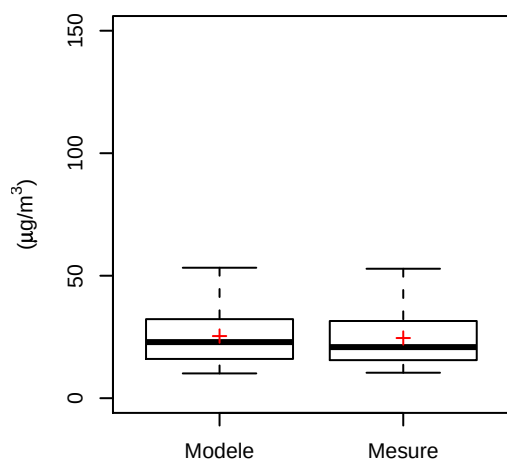
Diagramme de Taylor



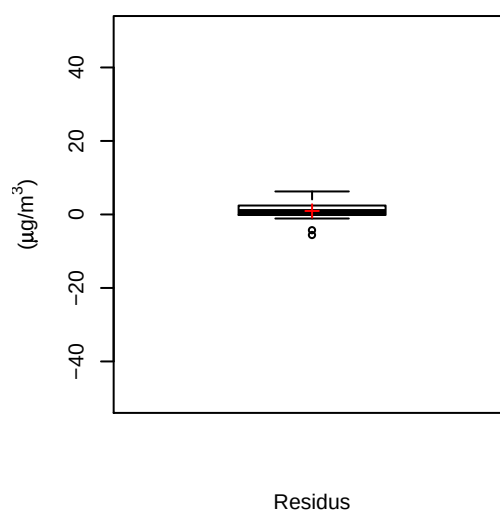
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10



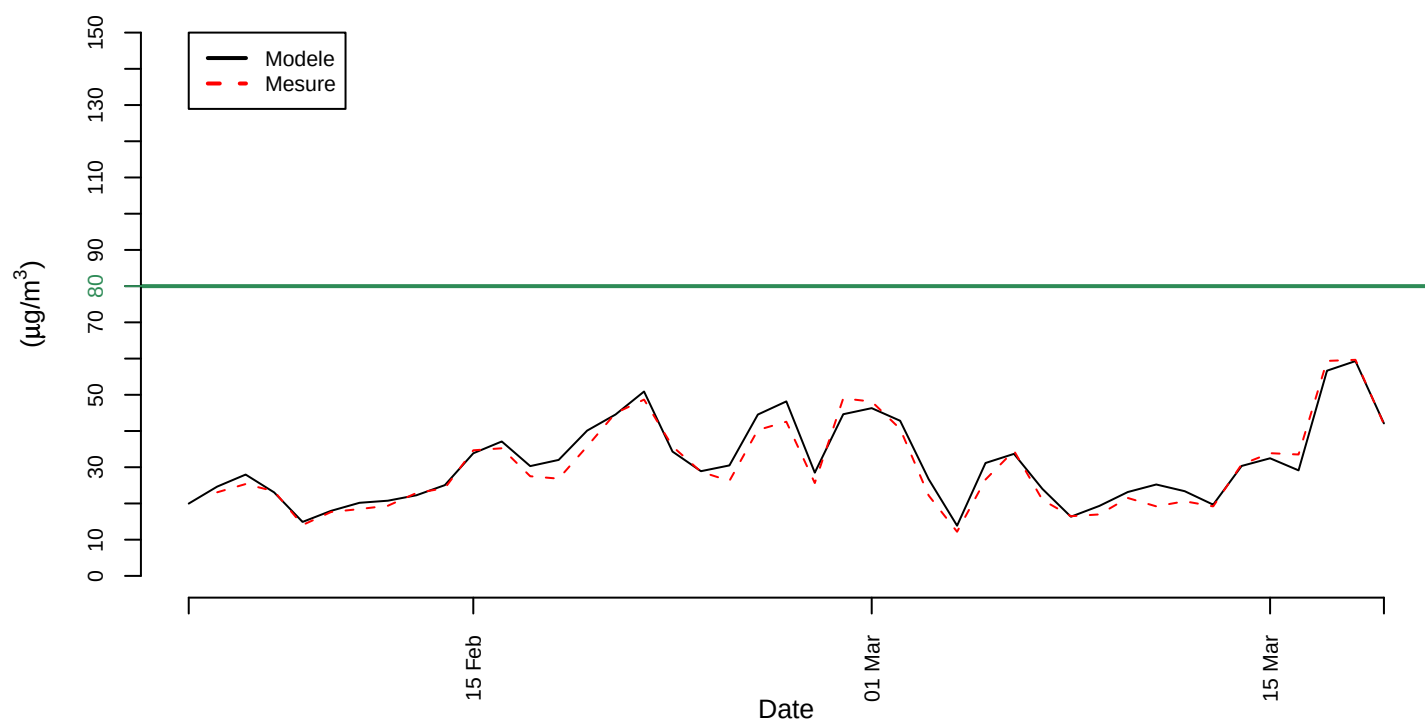
Boite a moustache des residus en Particules PM10



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

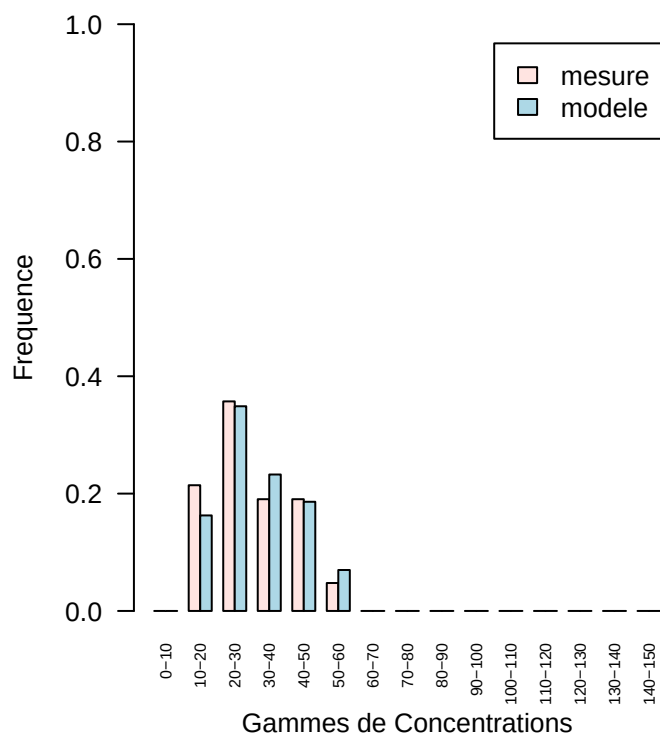


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

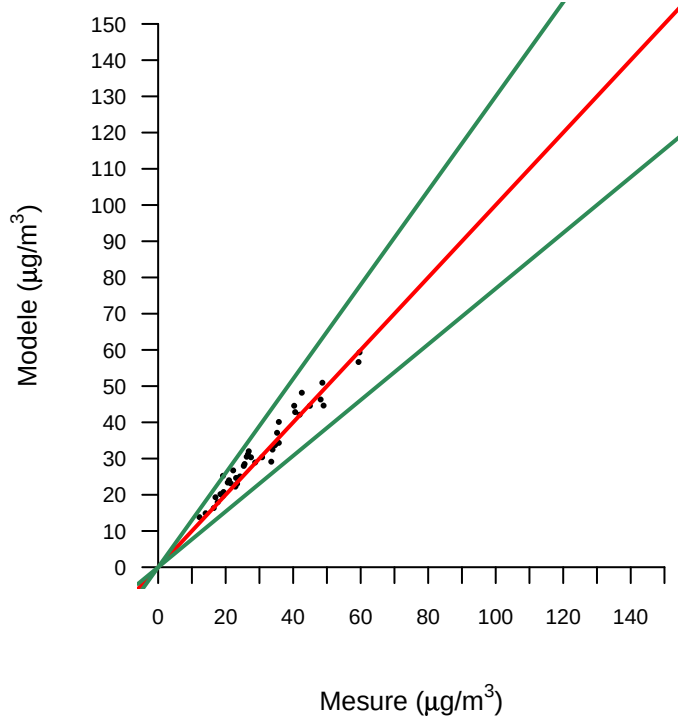
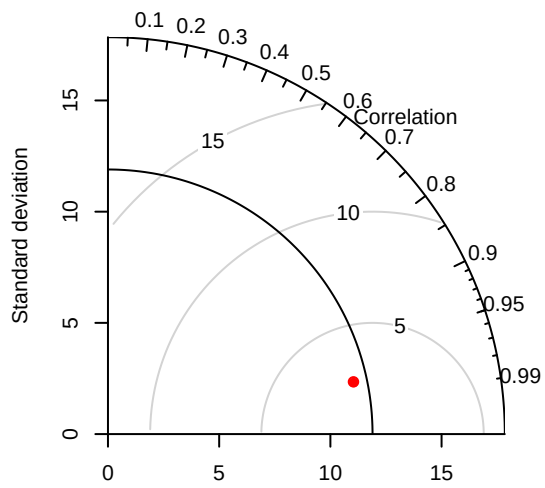
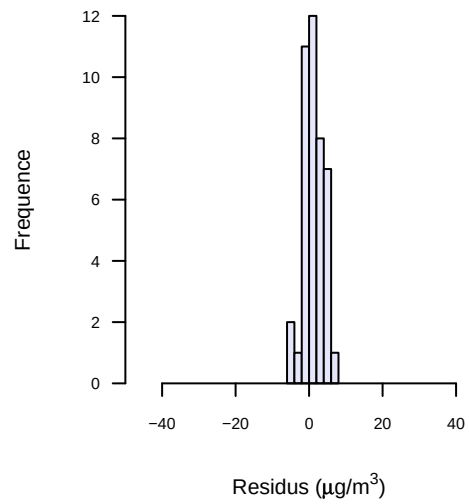


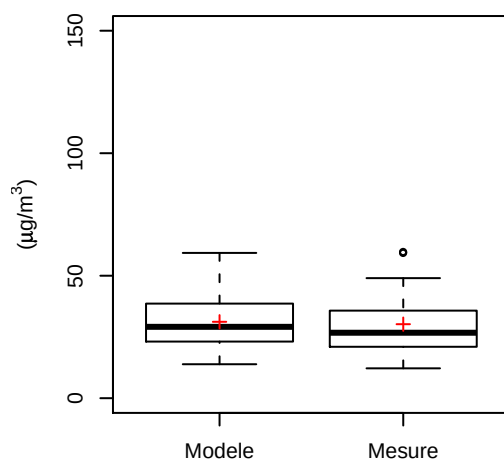
Diagramme de Taylor



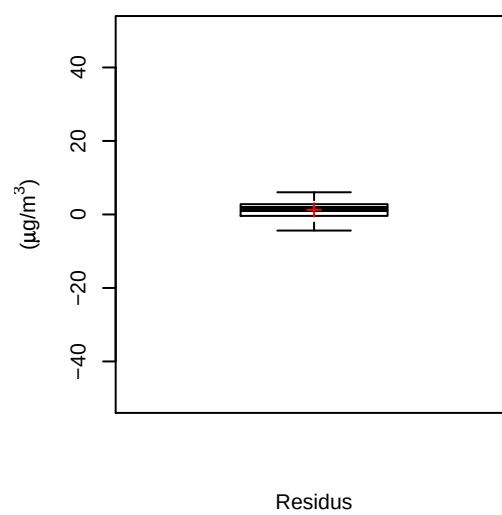
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

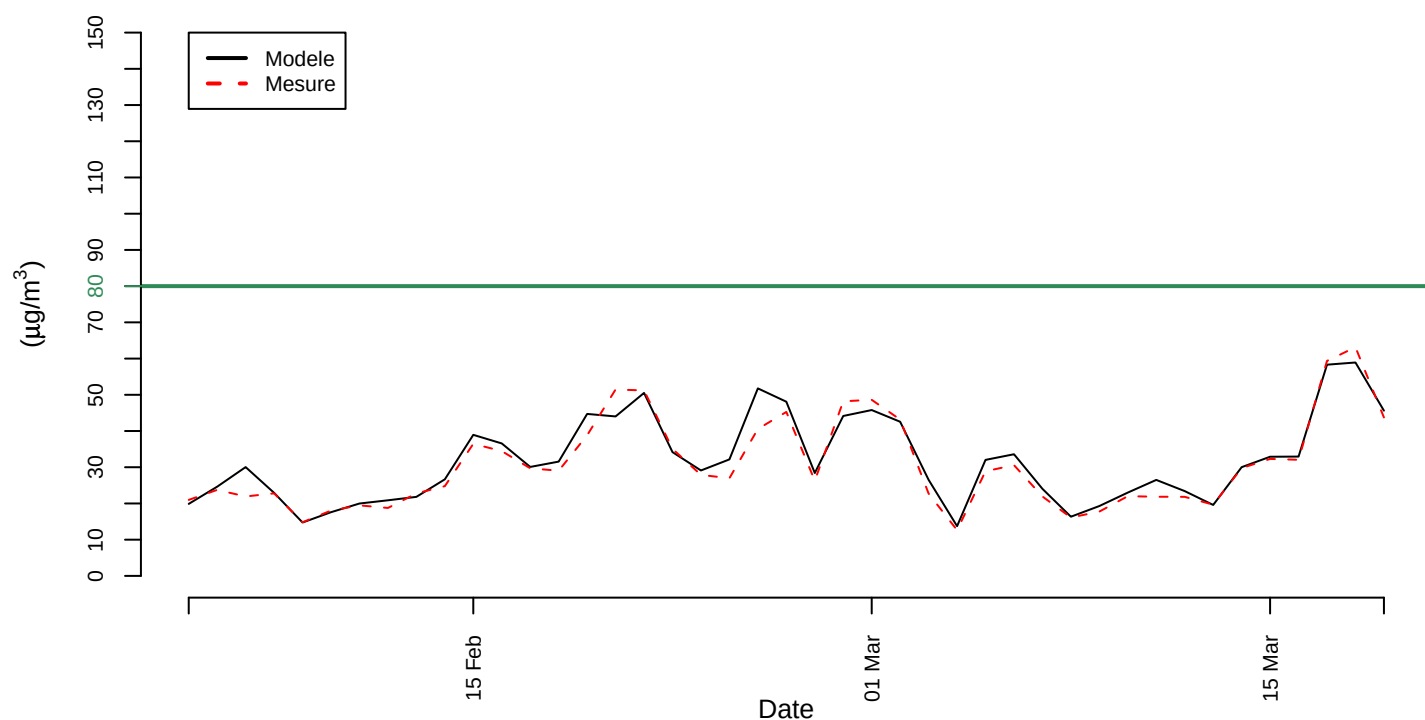


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

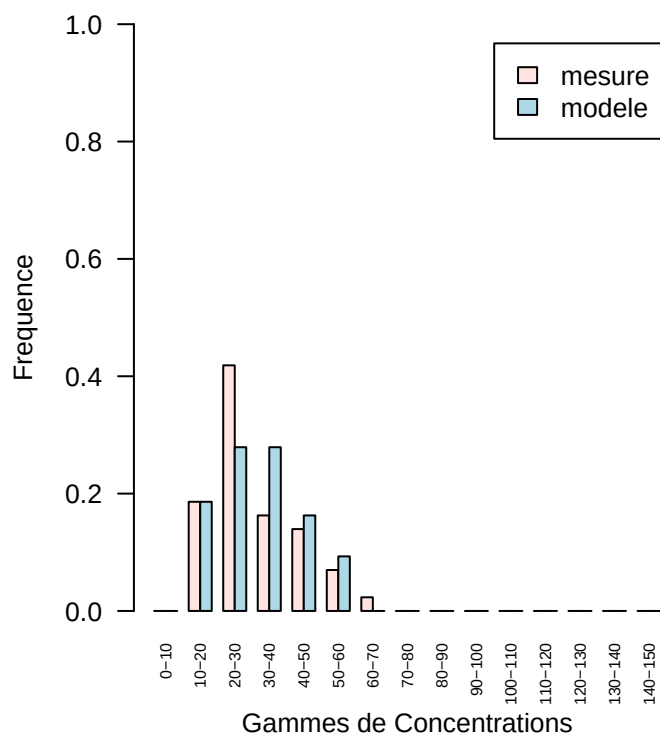


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

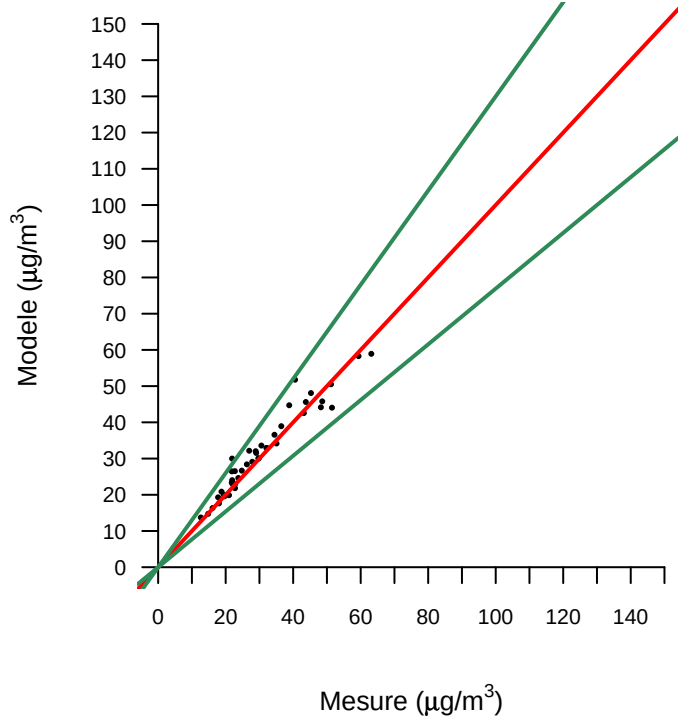
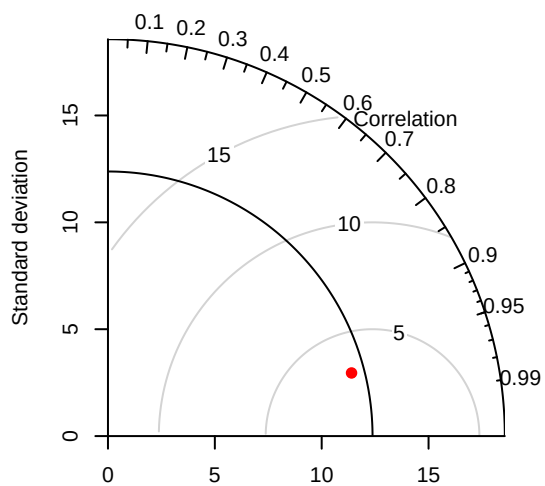
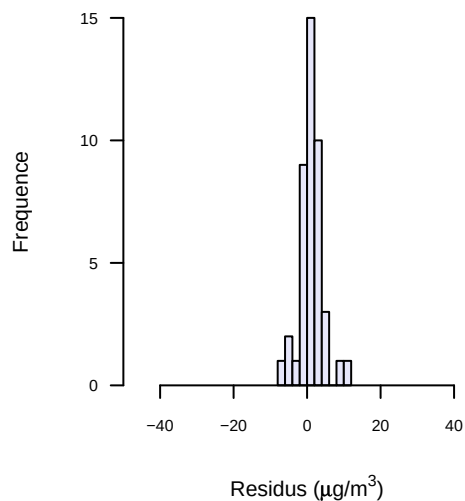


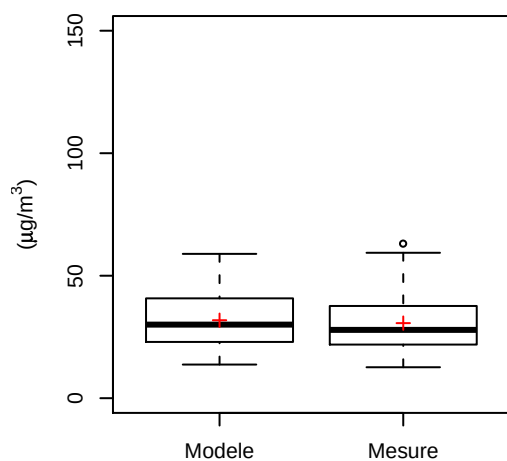
Diagramme de Taylor



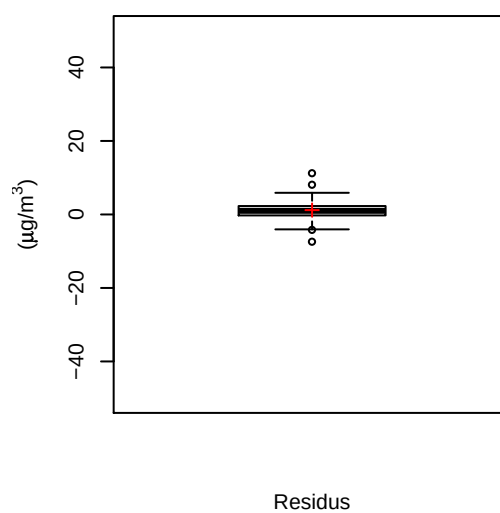
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

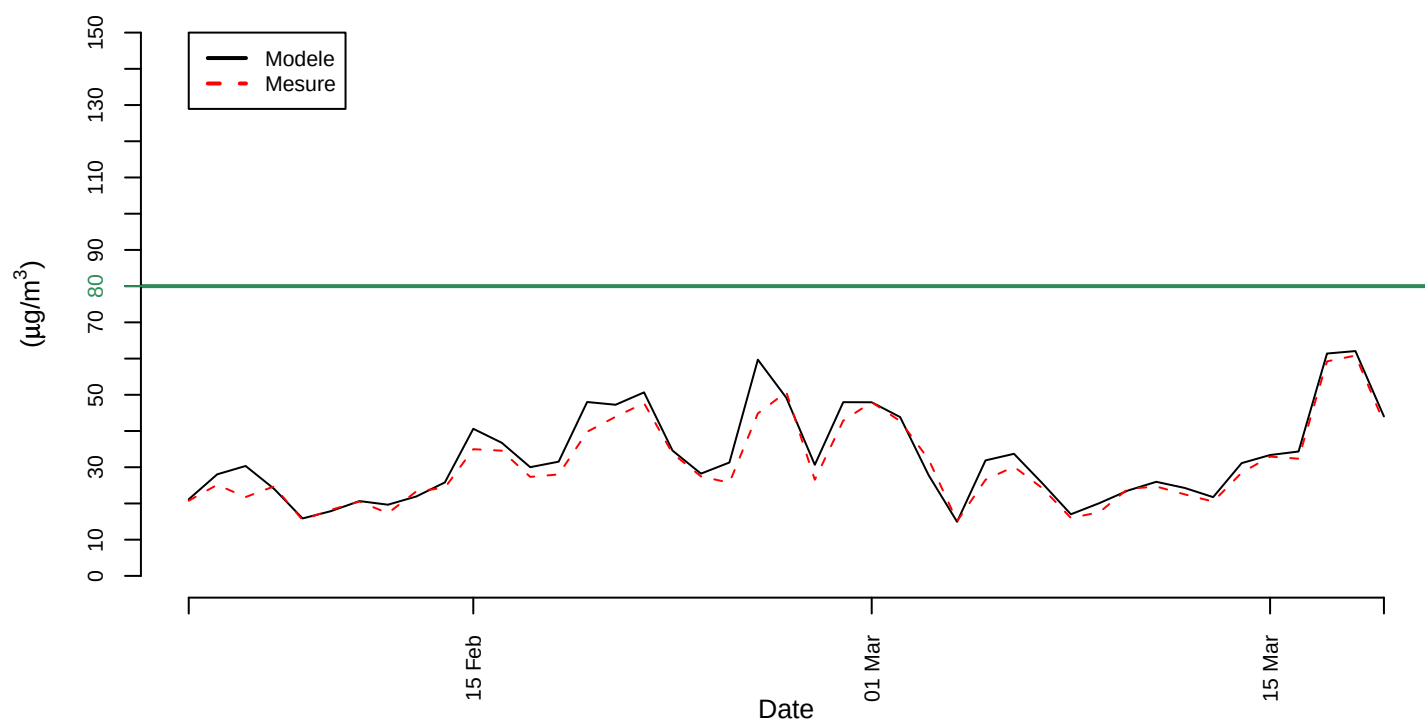


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

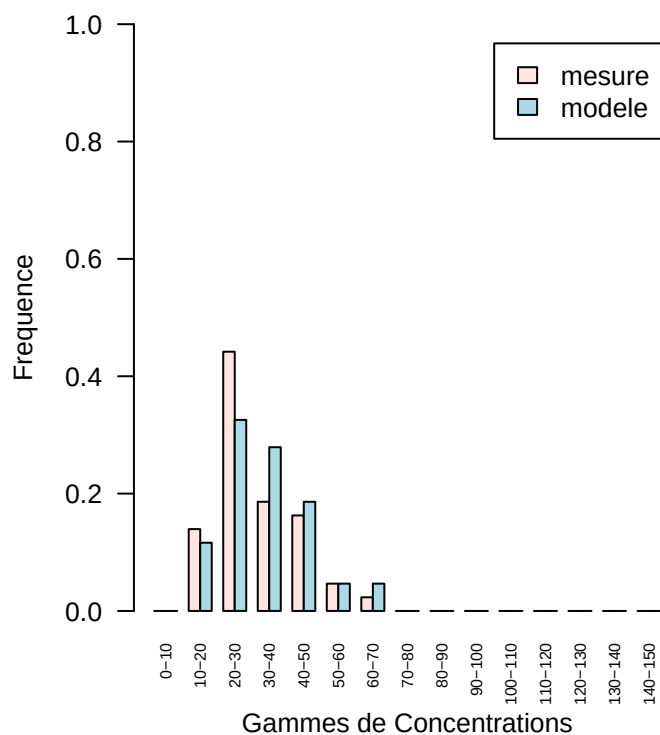


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

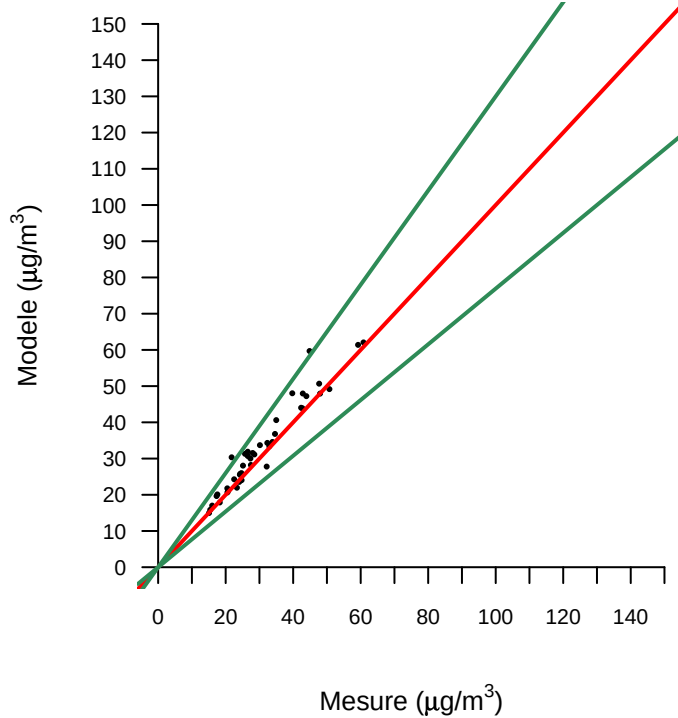
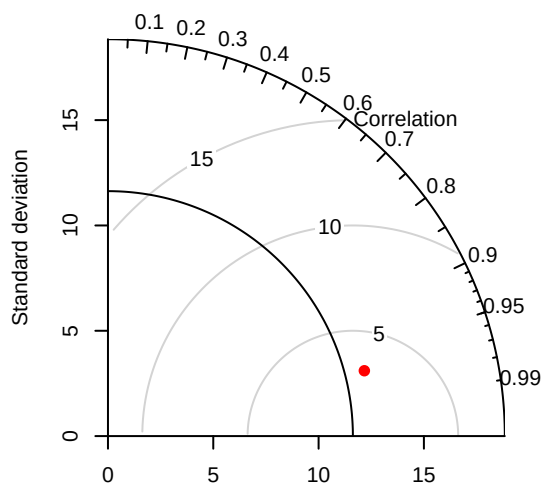
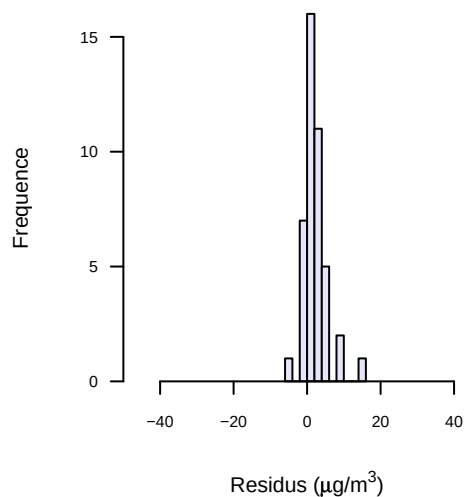


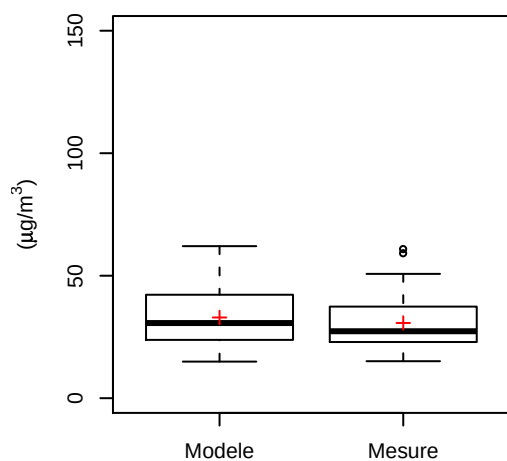
Diagramme de Taylor



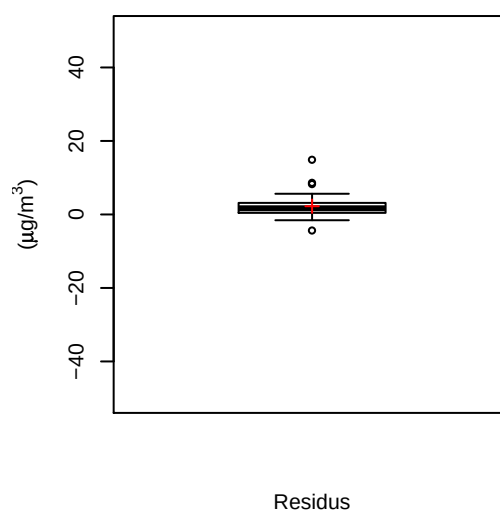
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10

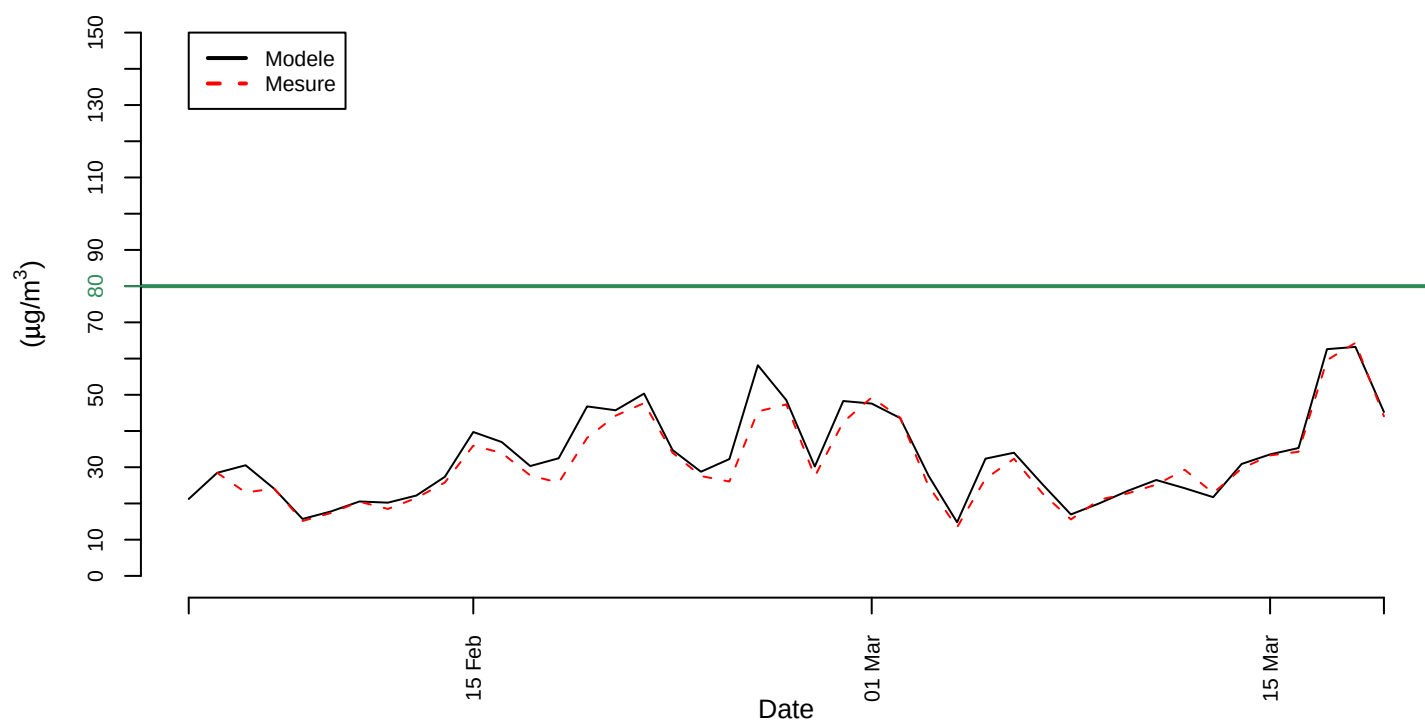


Boite a moustache des residus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM10 a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

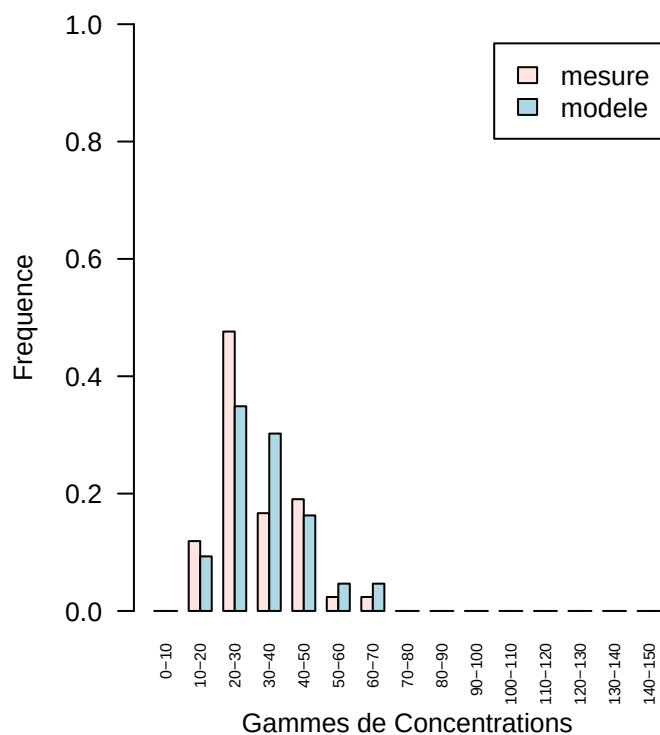


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

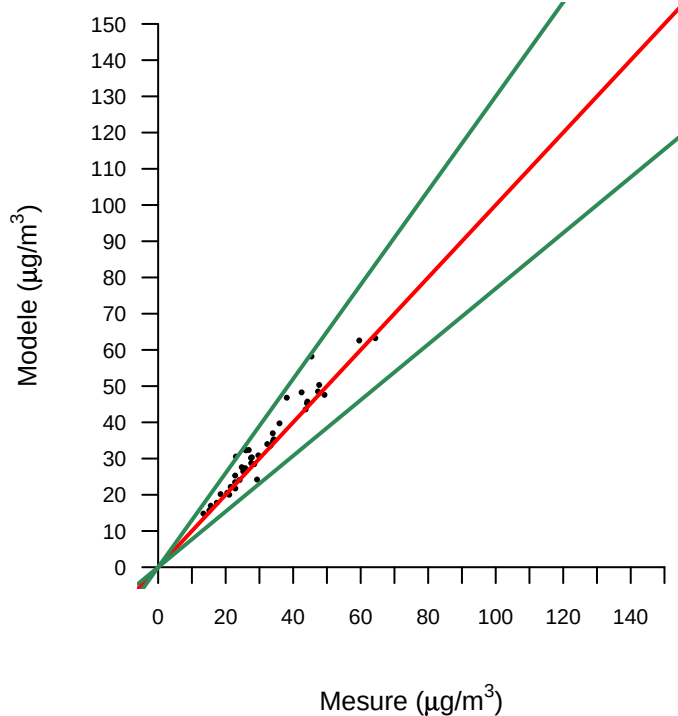
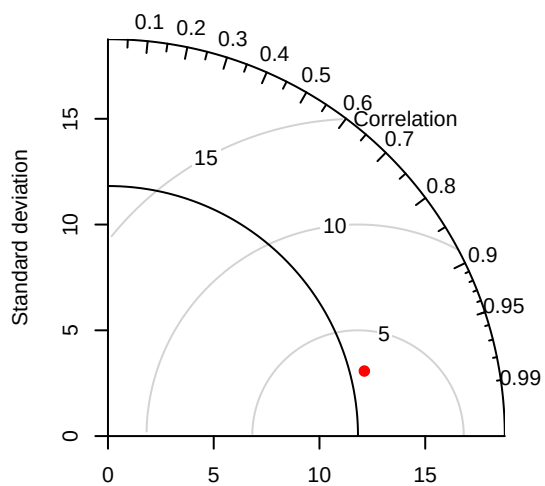
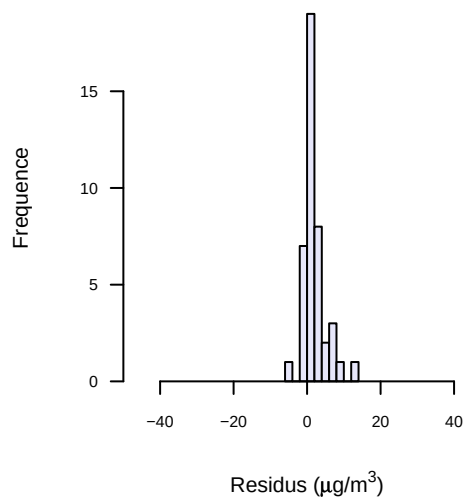


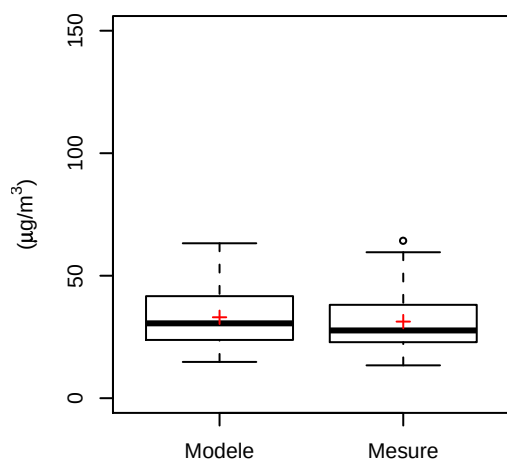
Diagramme de Taylor



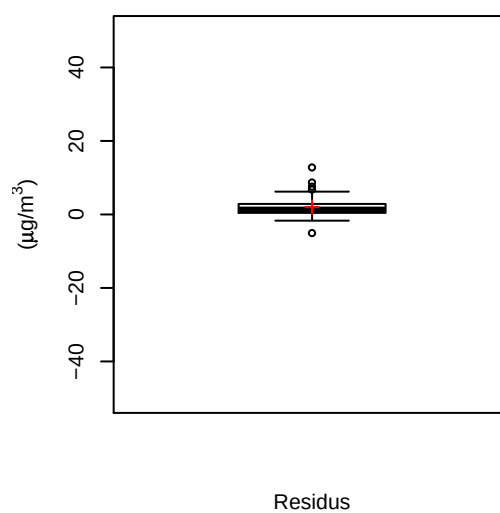
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM10



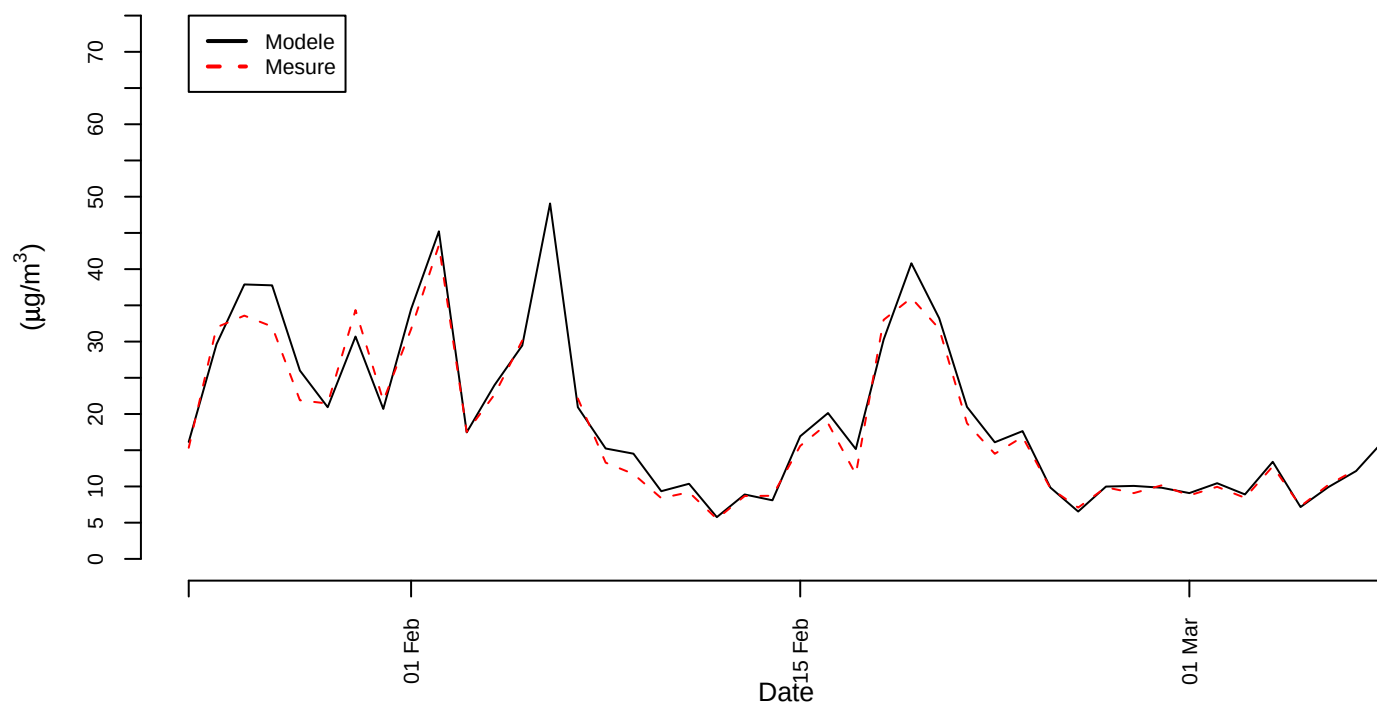
Boite a moustache des residus en Particules PM10



VIII.1.3. Particules fines PM2.5
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM2.5 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

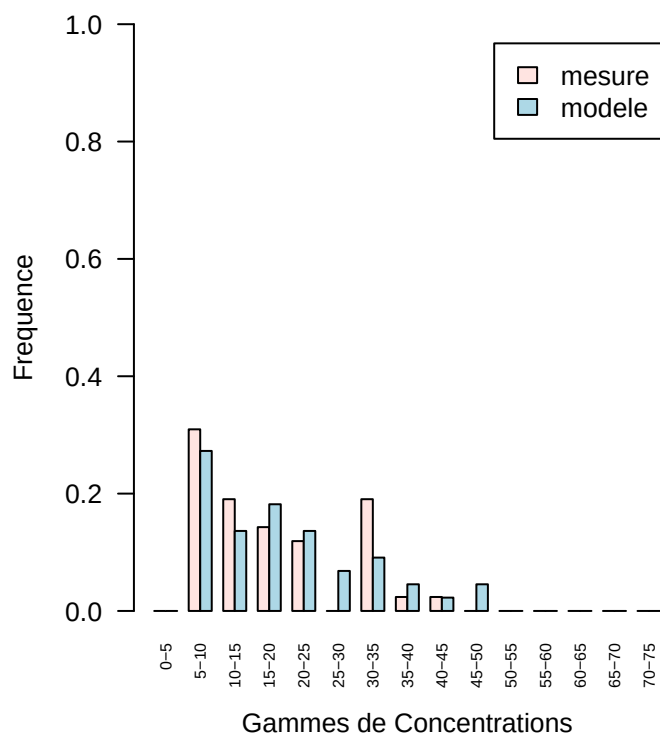


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

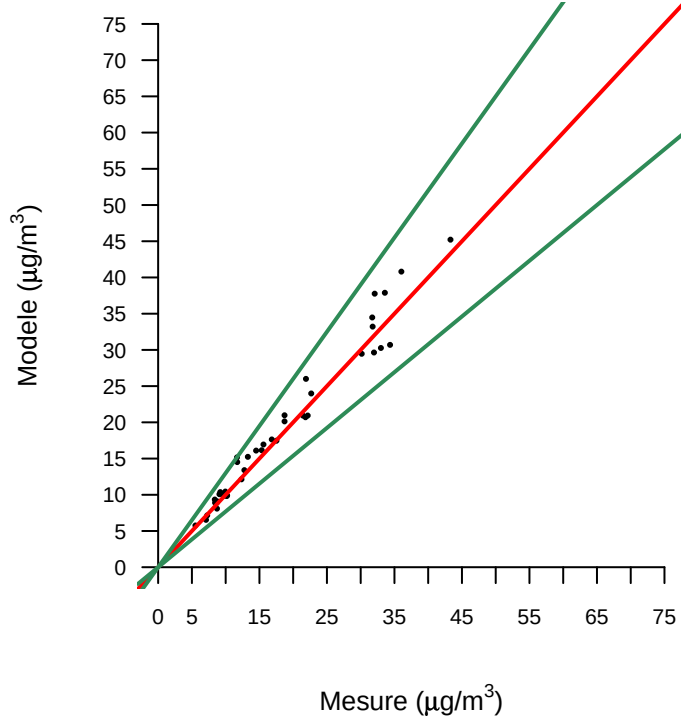
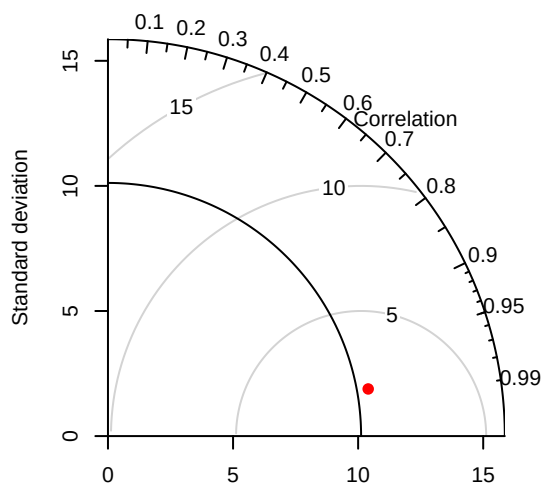
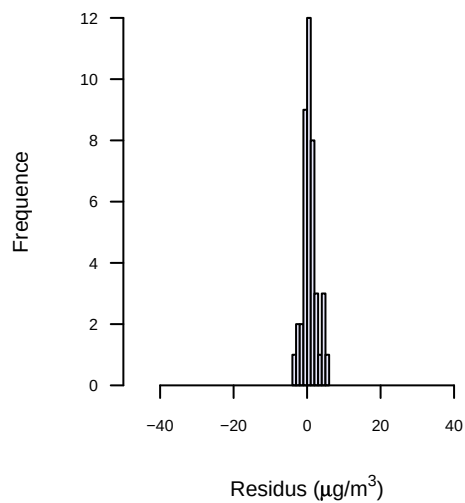


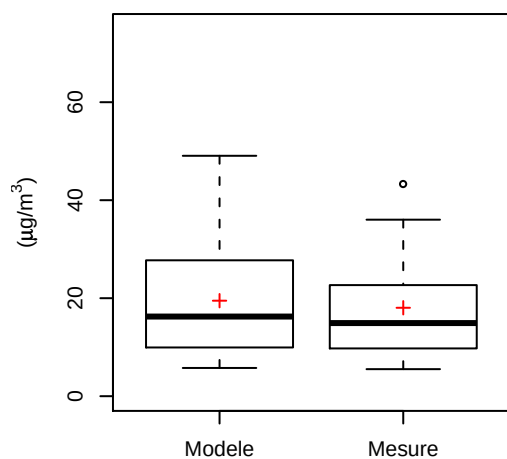
Diagramme de Taylor



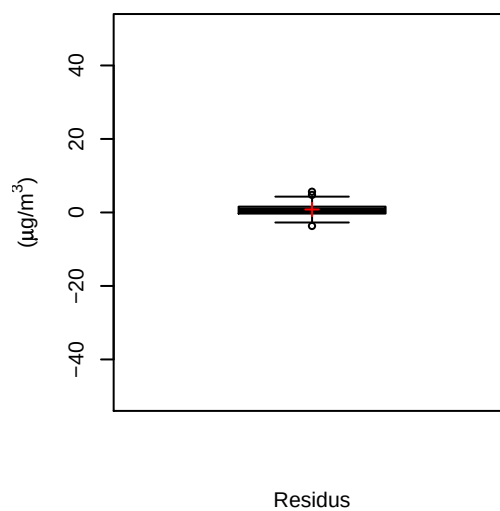
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM2.5



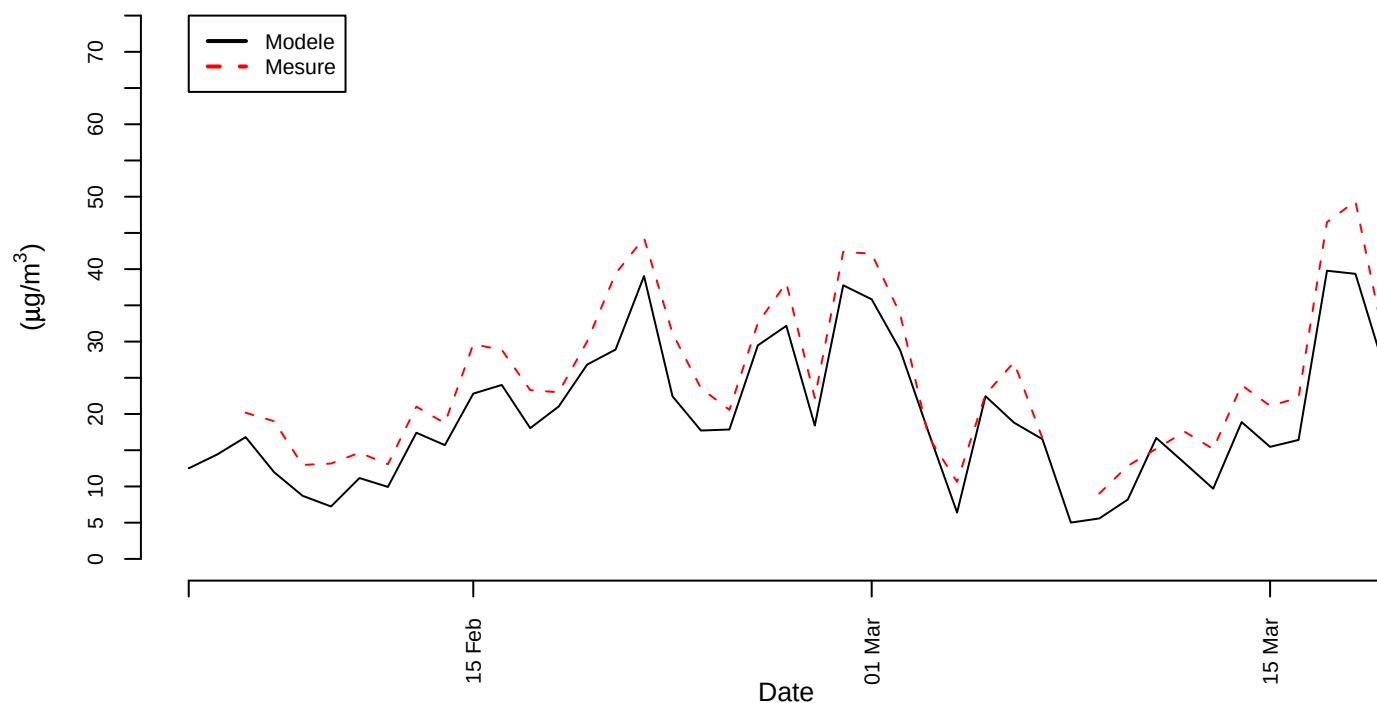
Boite a moustache des residus en Particules PM2.5



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM2.5 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

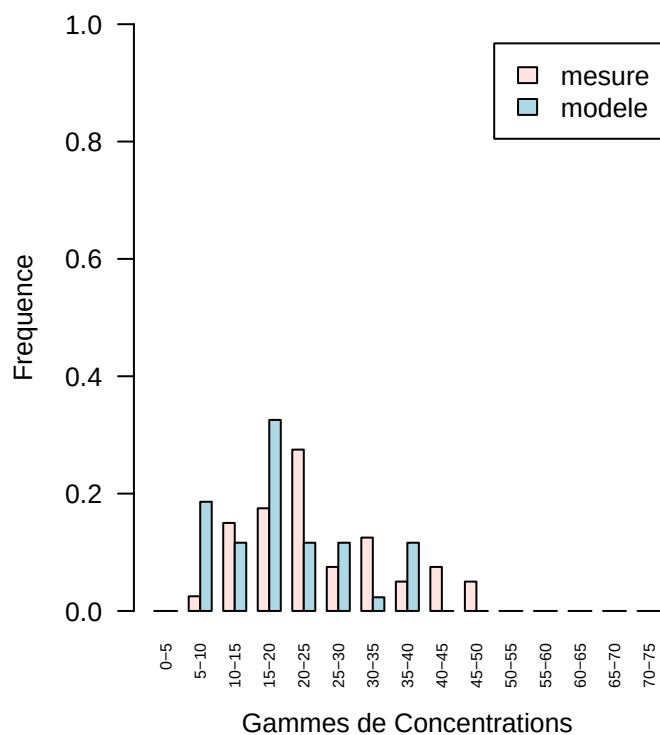


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

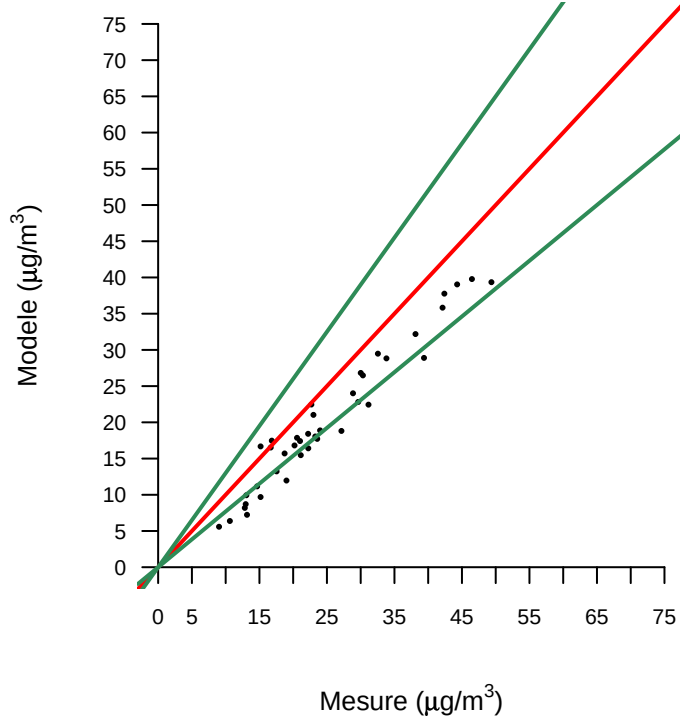
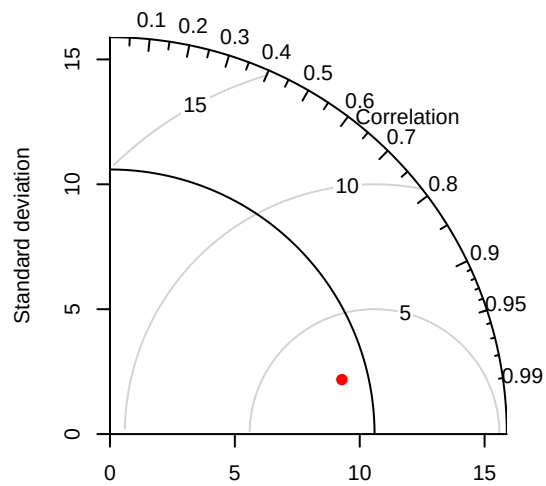
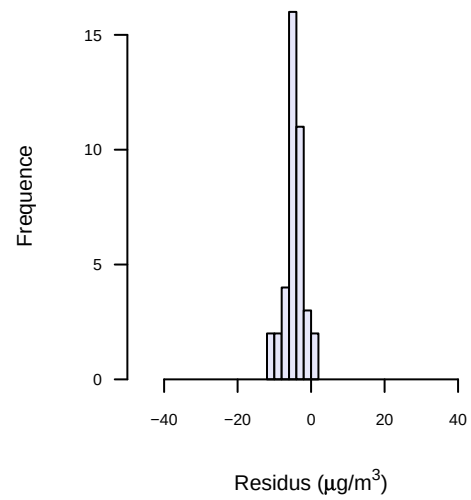


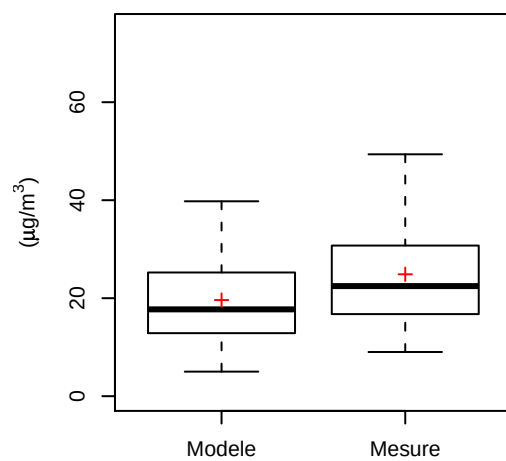
Diagramme de Taylor



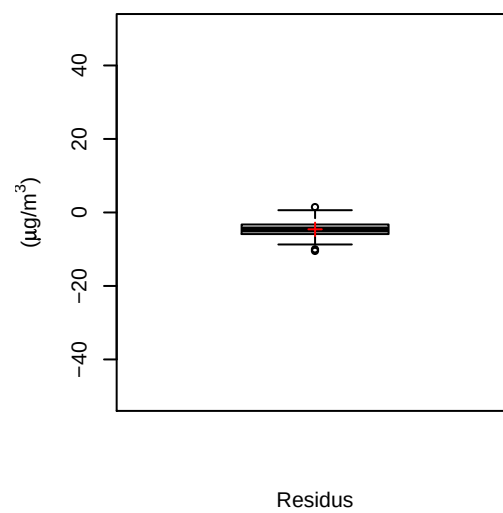
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM2.5

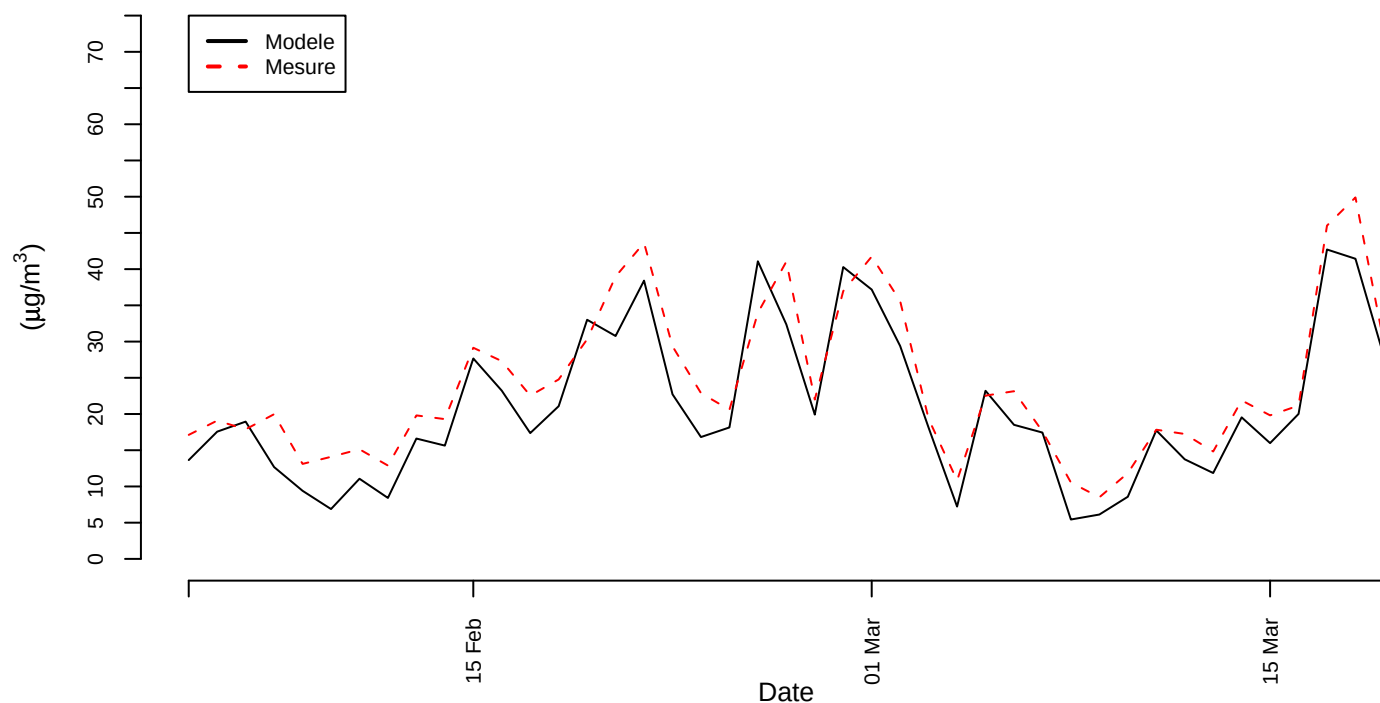


Boite a moustache des residus en Particules PM2.5



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalieres en Particules PM2.5 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

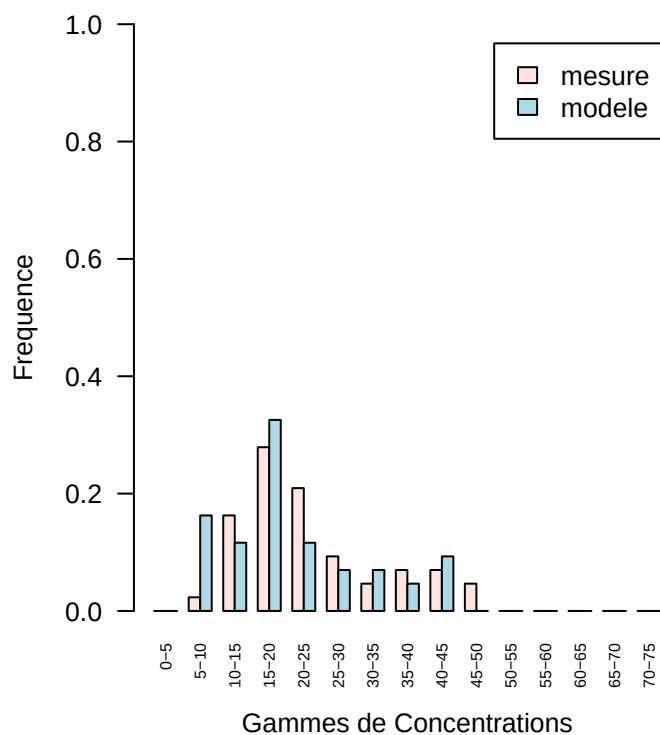


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalieres

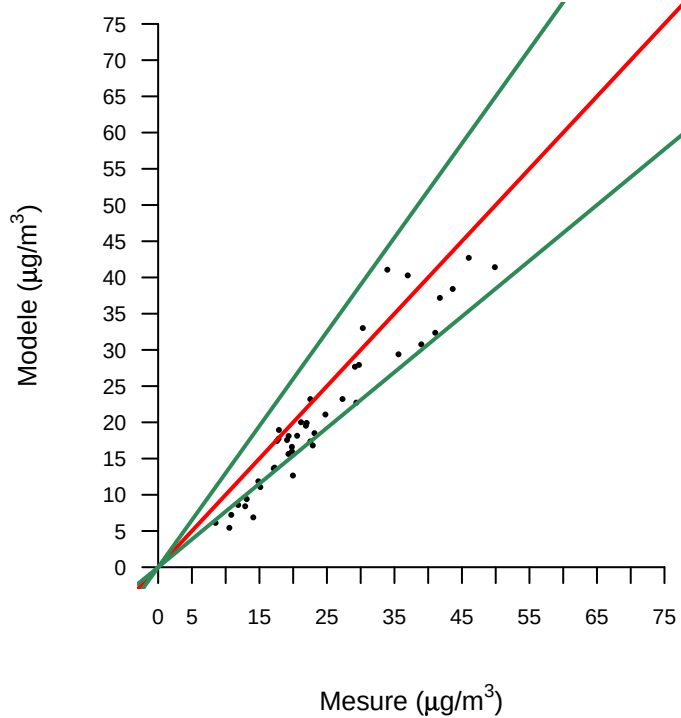
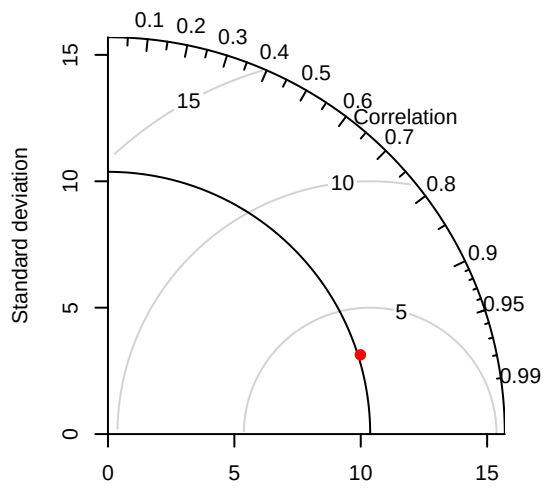
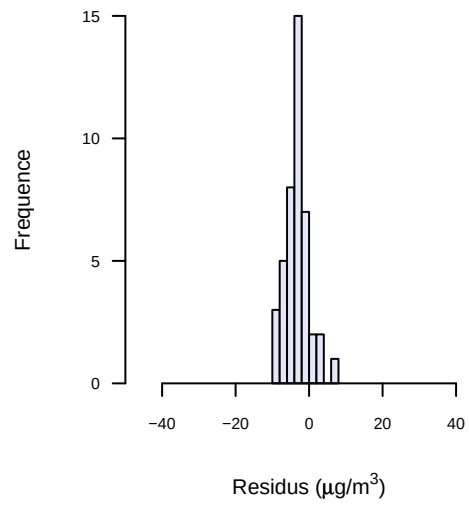


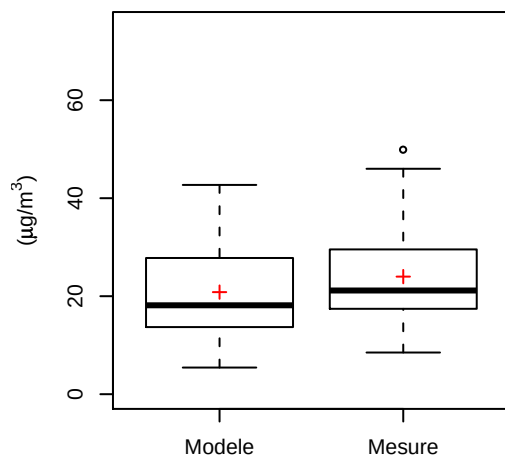
Diagramme de Taylor



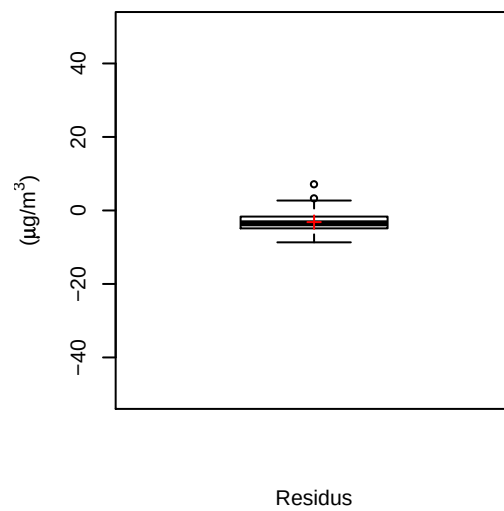
Histogramme des residus



Boite a moustache en Particules PM2.5



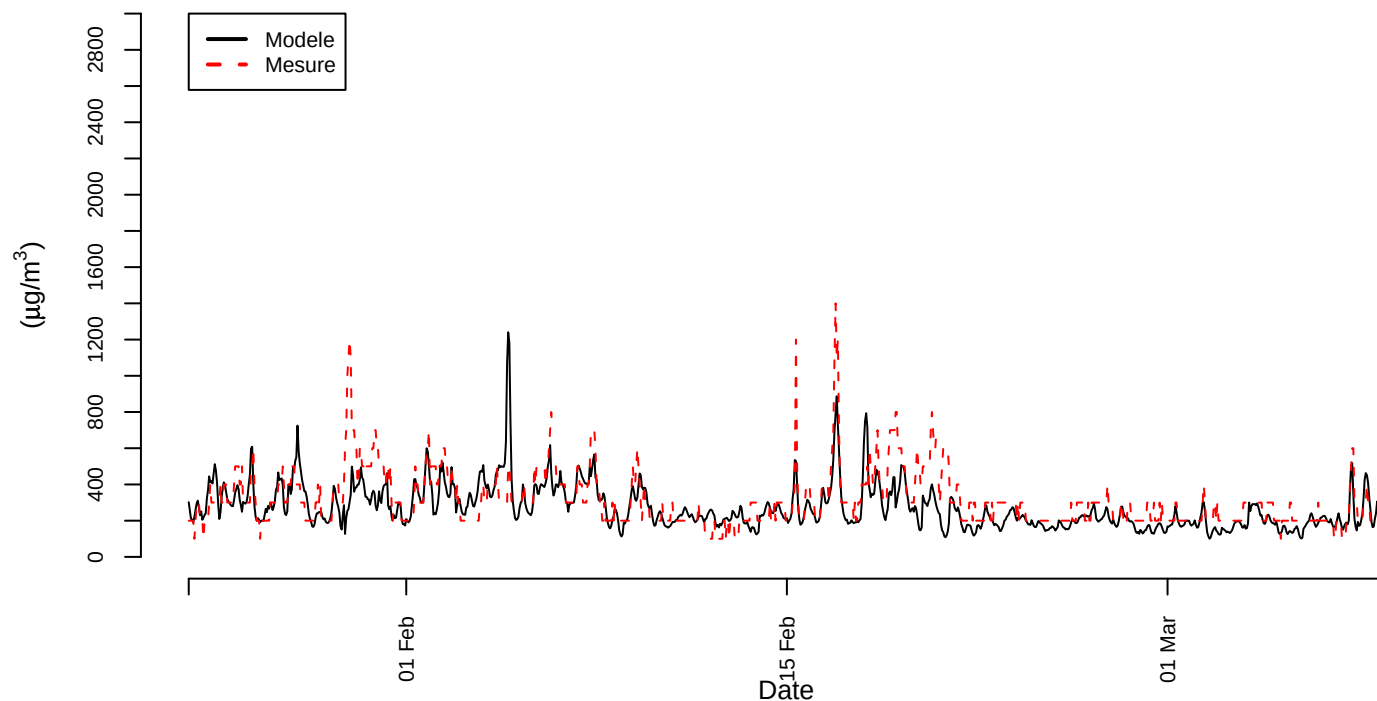
Boite a moustache des residus en Particules PM2.5



VIII.1.4. Monoxyde de carbone
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

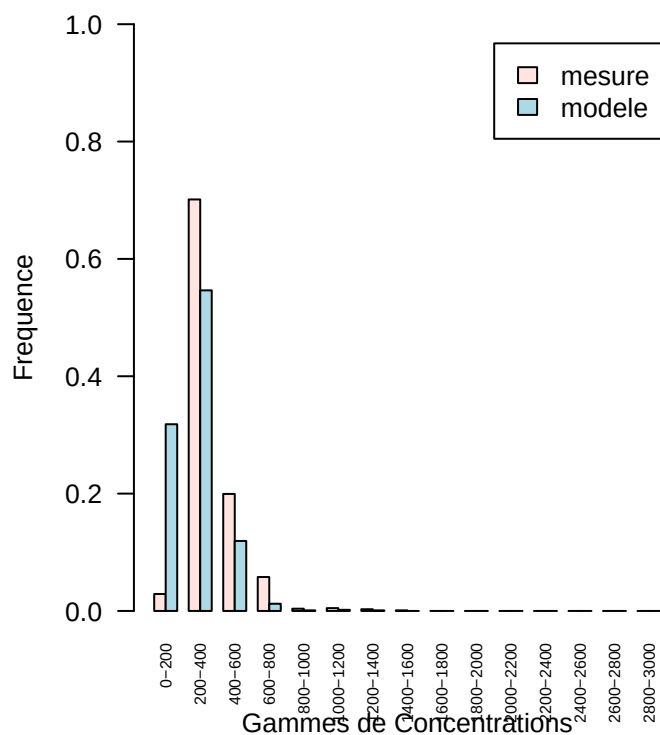


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

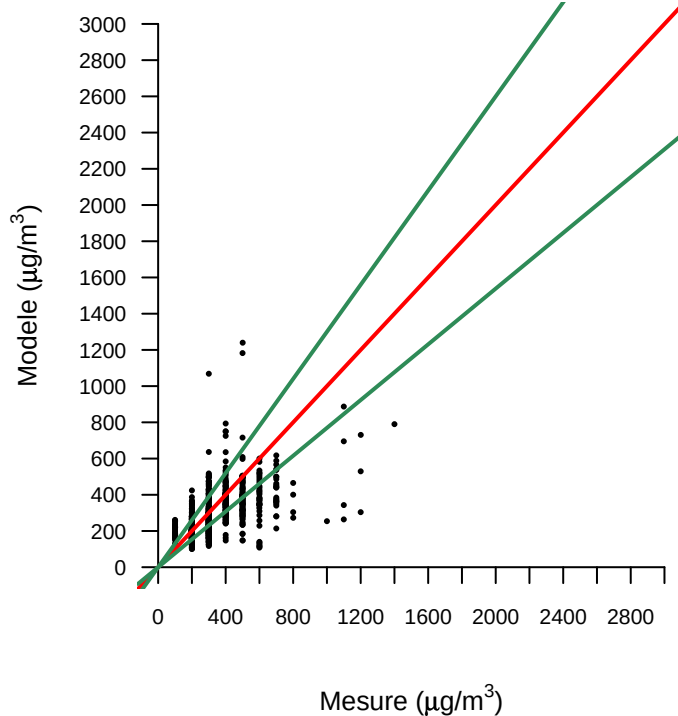
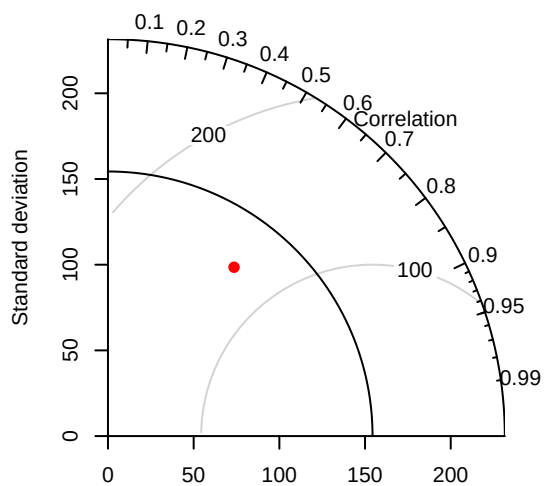
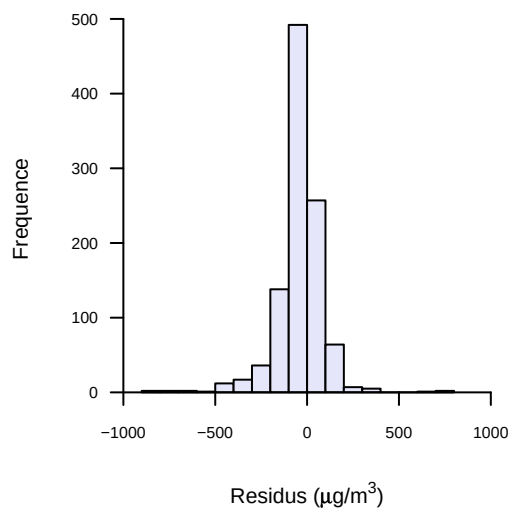


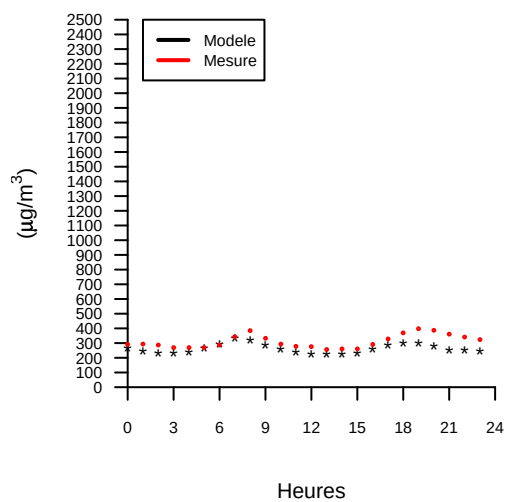
Diagramme de Taylor



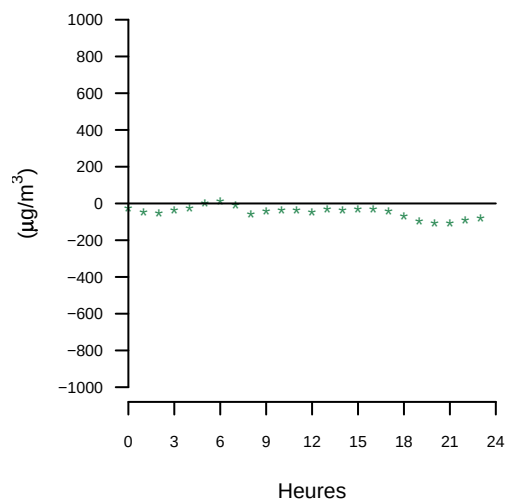
Histogramme des residus



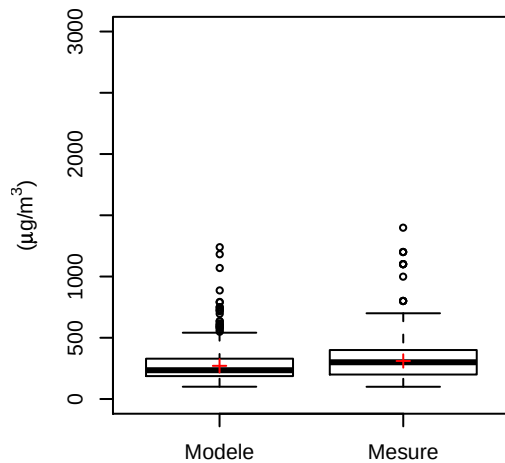
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



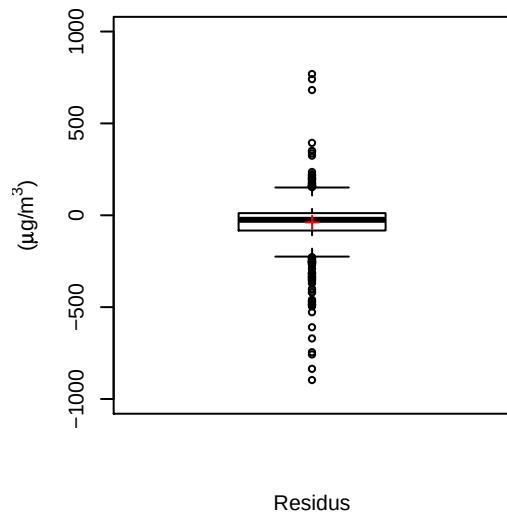
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

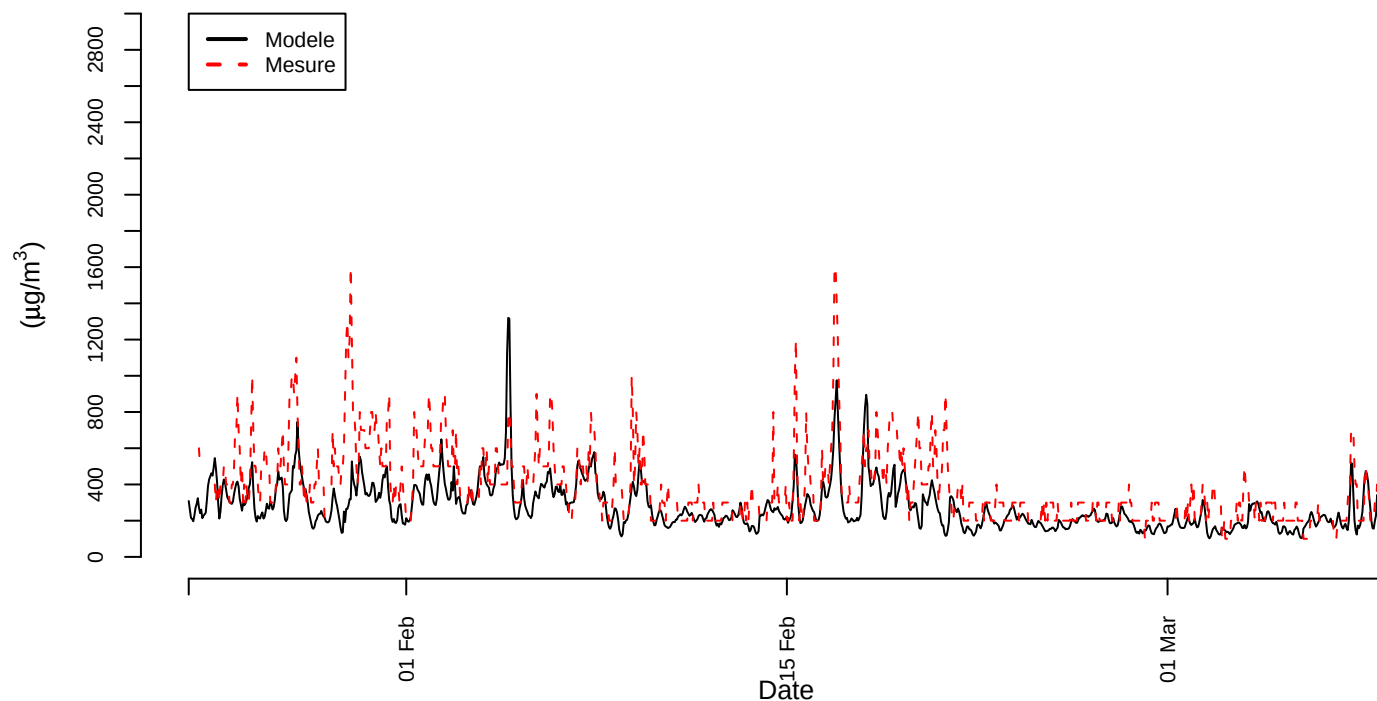


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

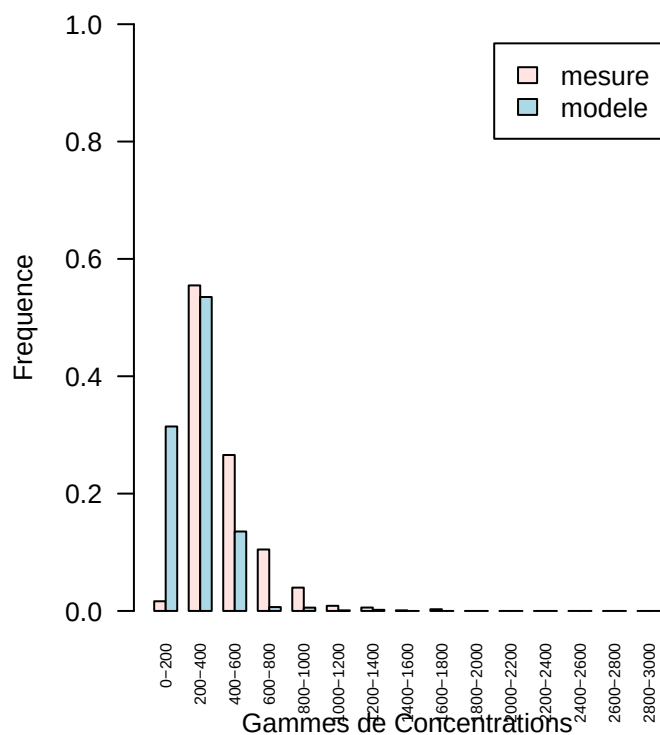


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

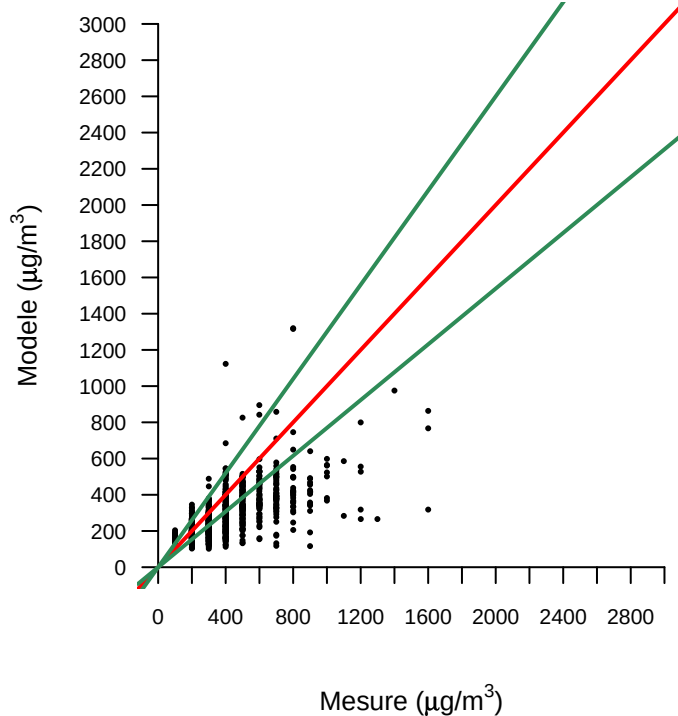
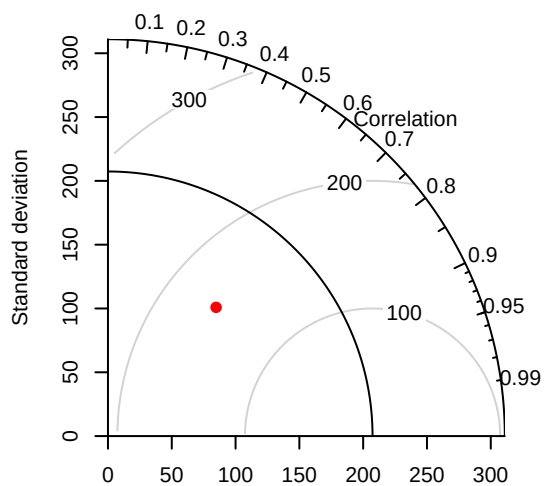
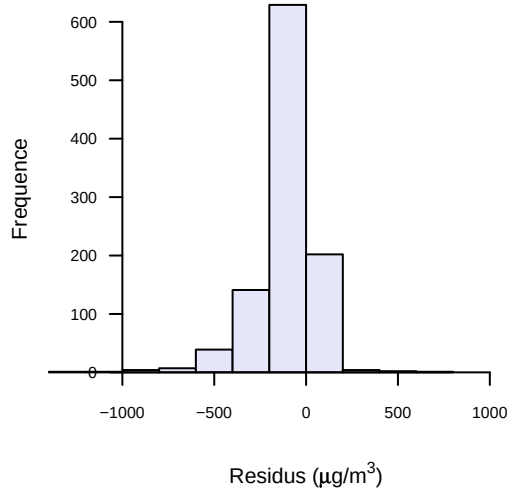


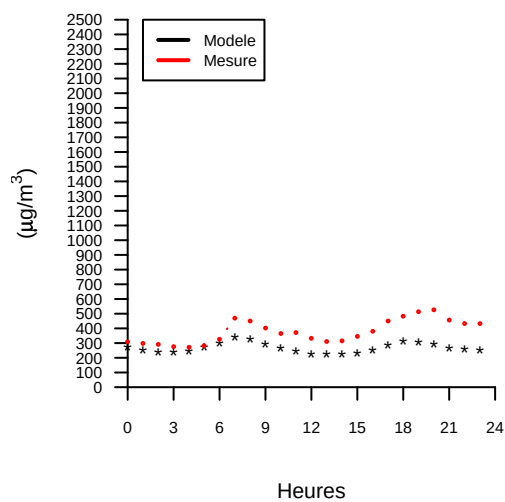
Diagramme de Taylor



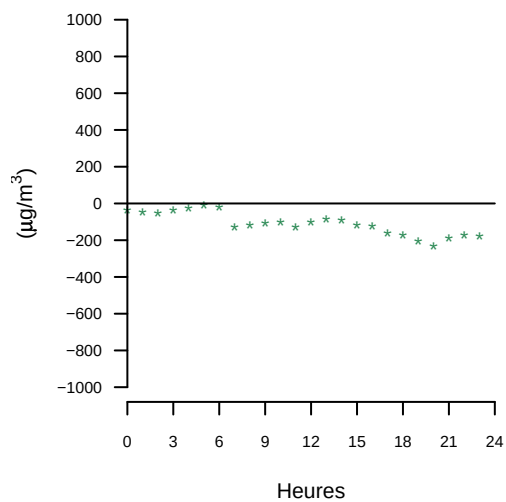
Histogramme des residus



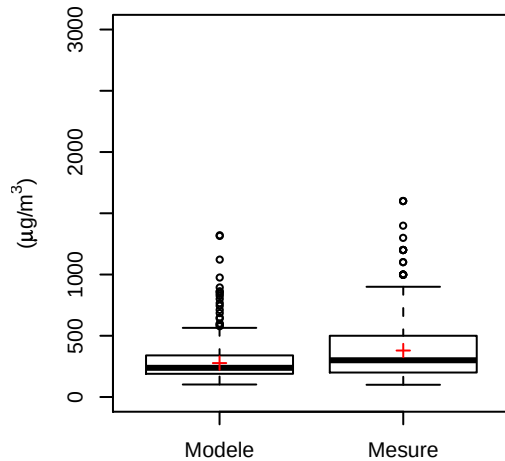
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



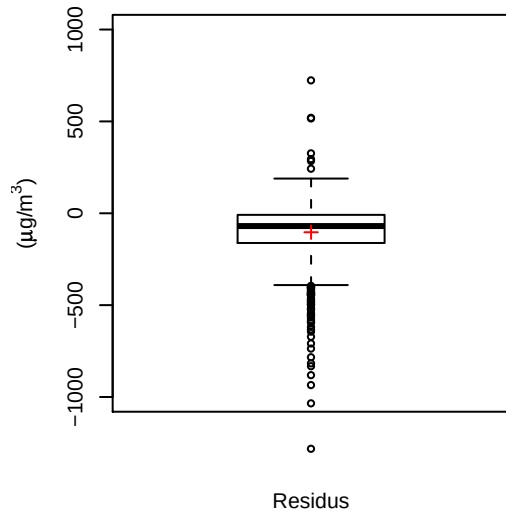
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

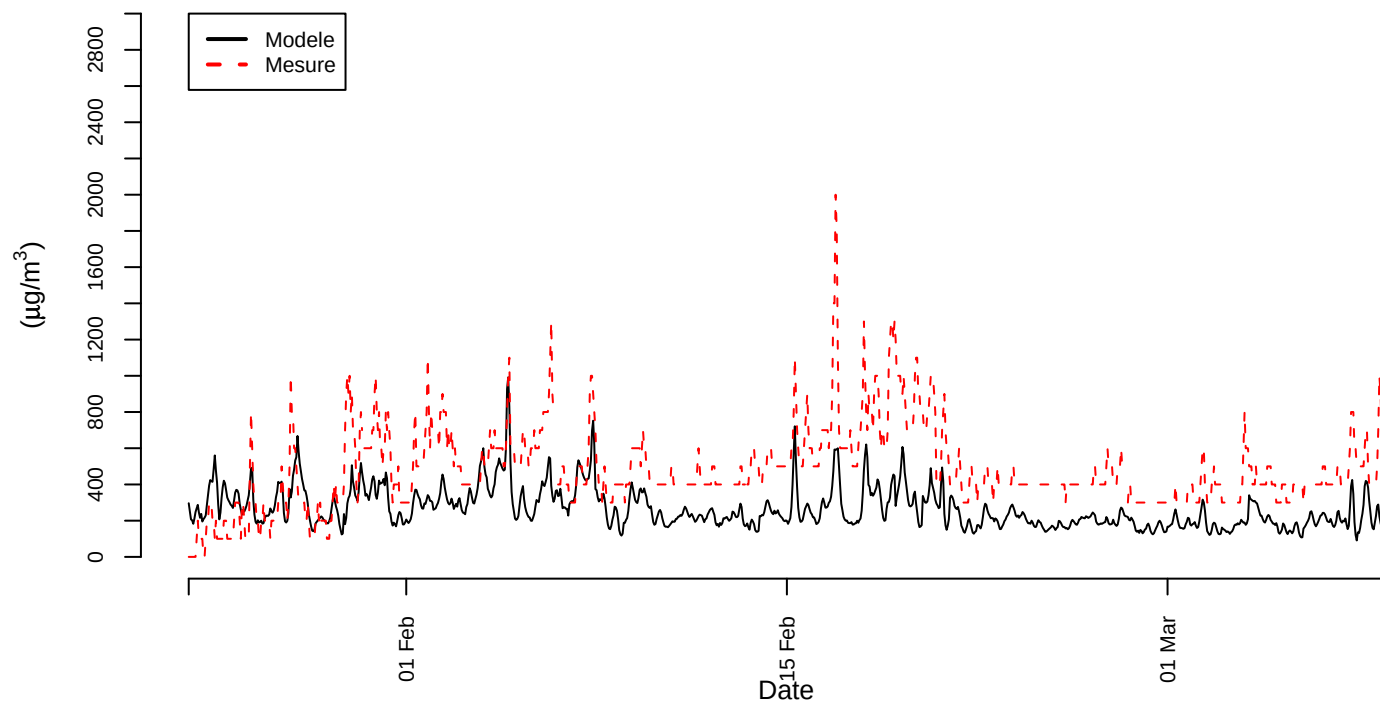


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

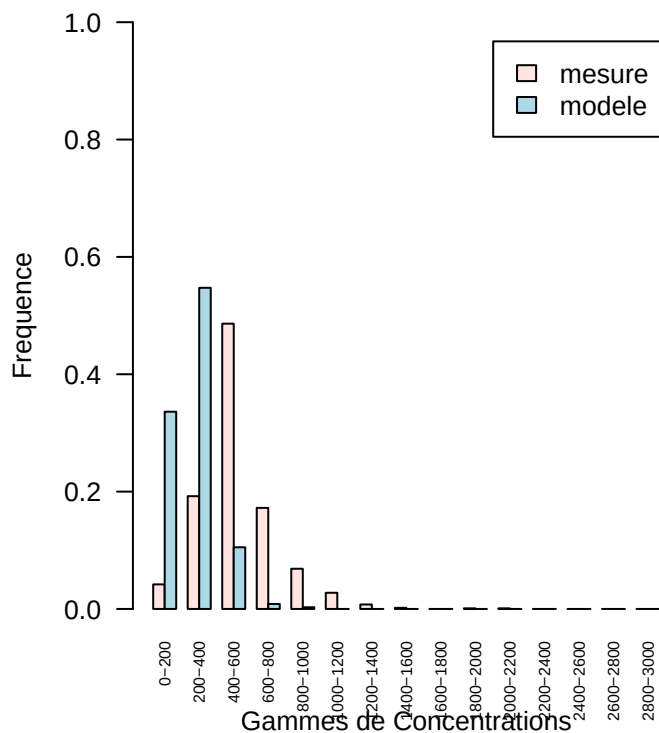


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

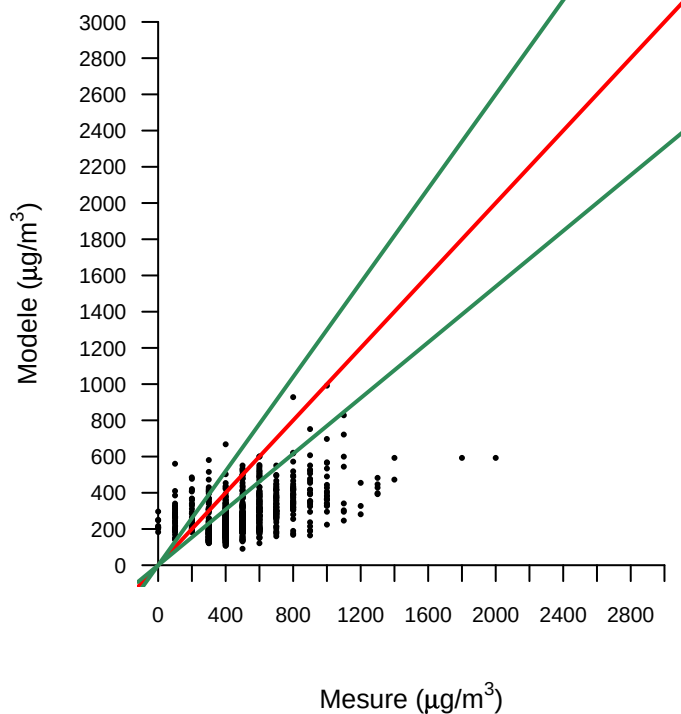
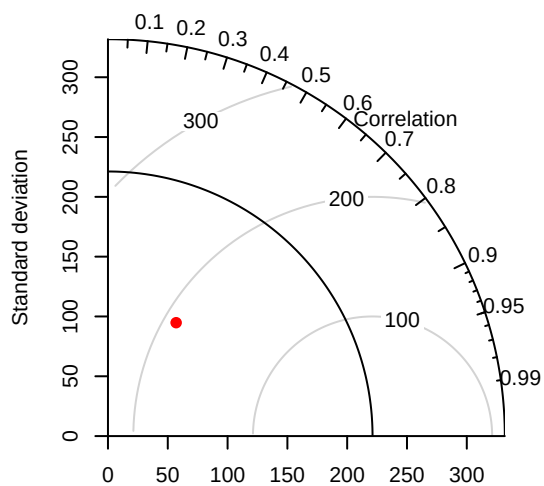
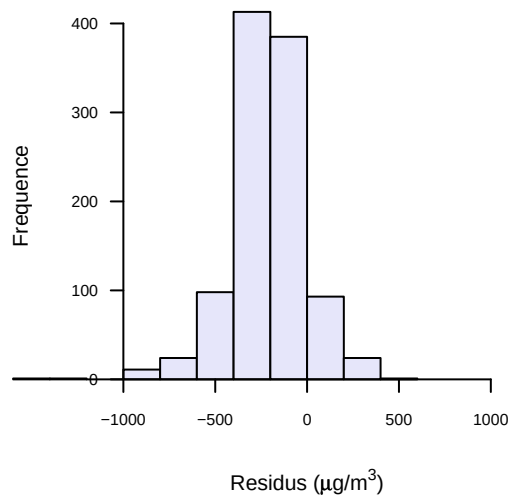


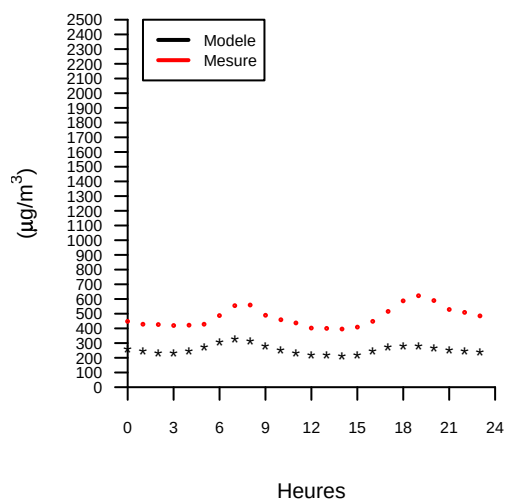
Diagramme de Taylor



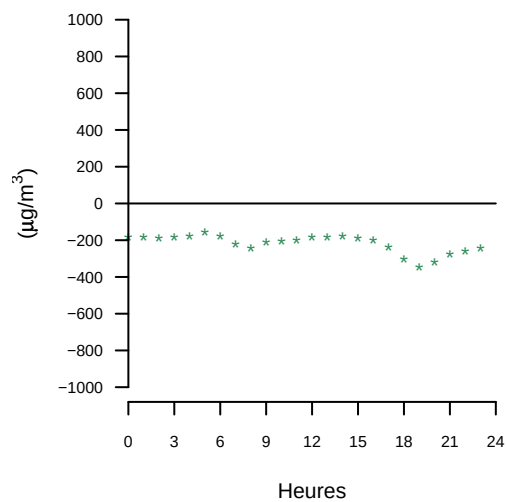
Histogramme des residus



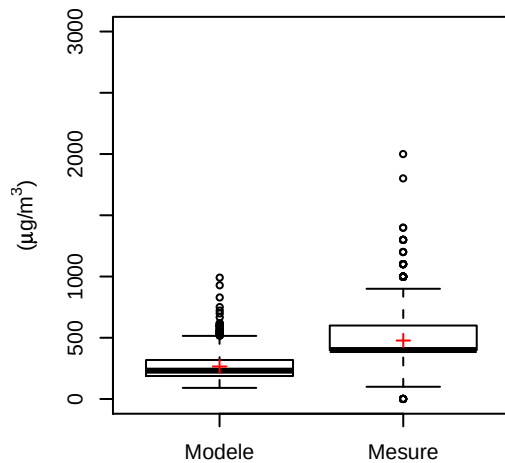
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



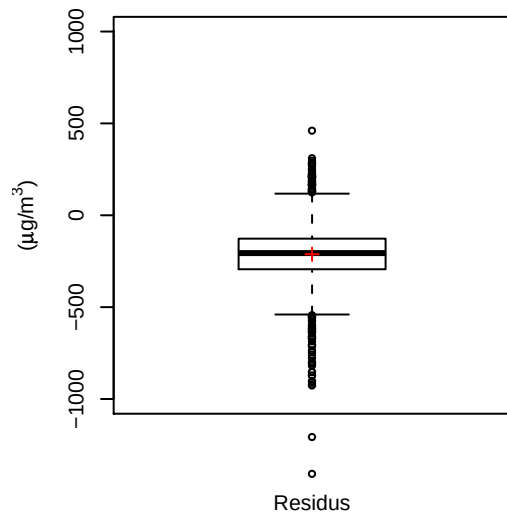
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

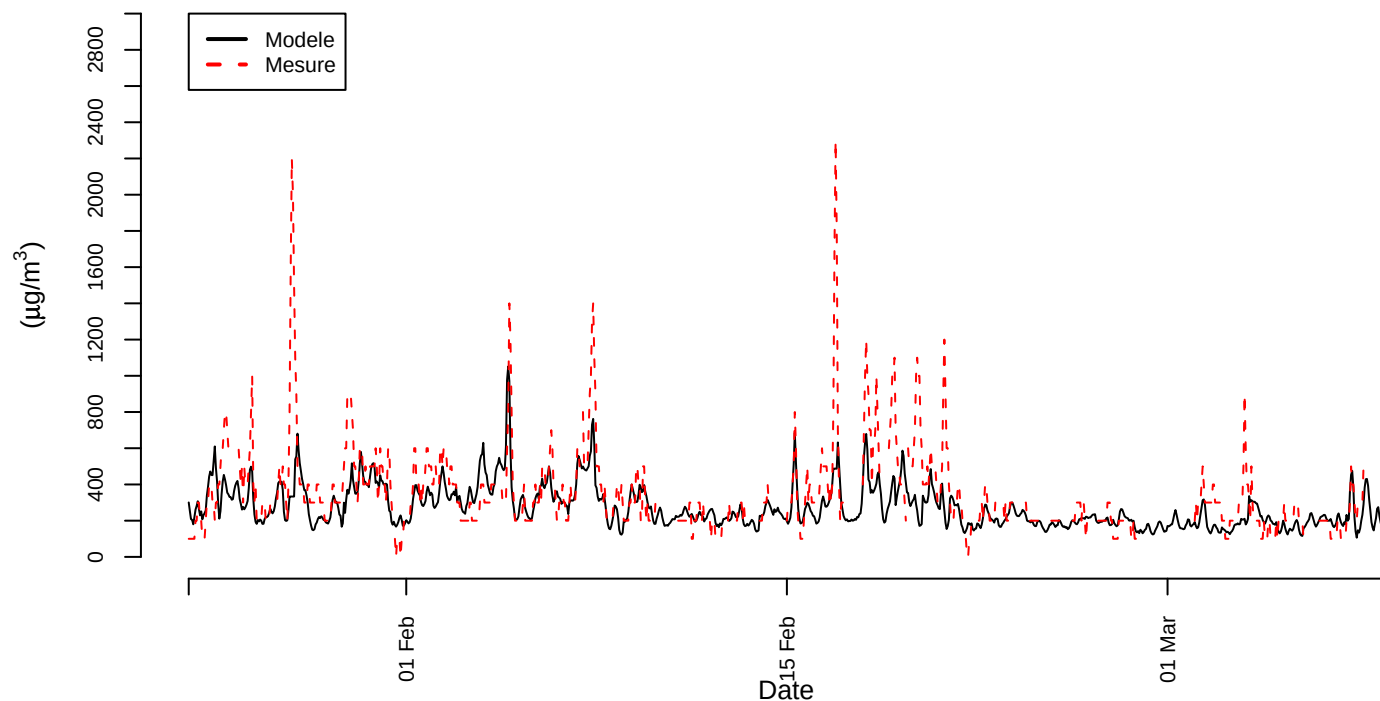


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

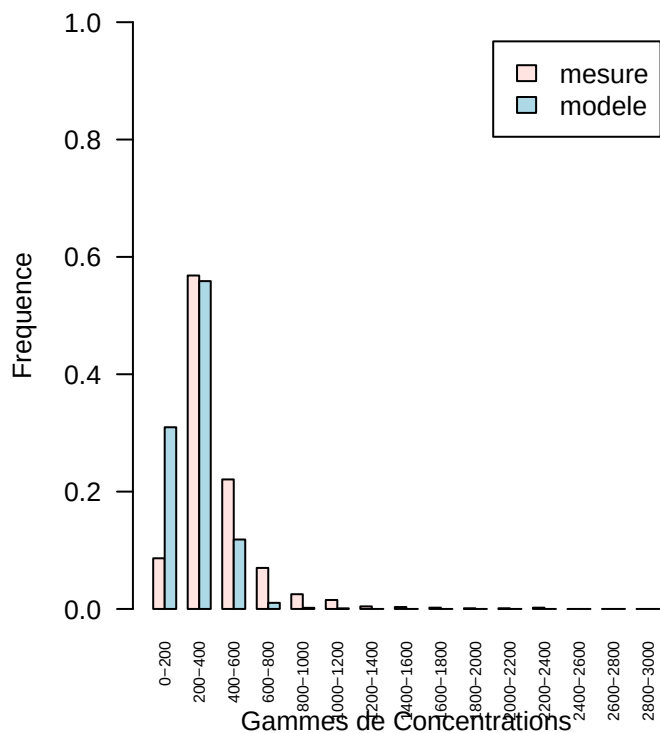


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

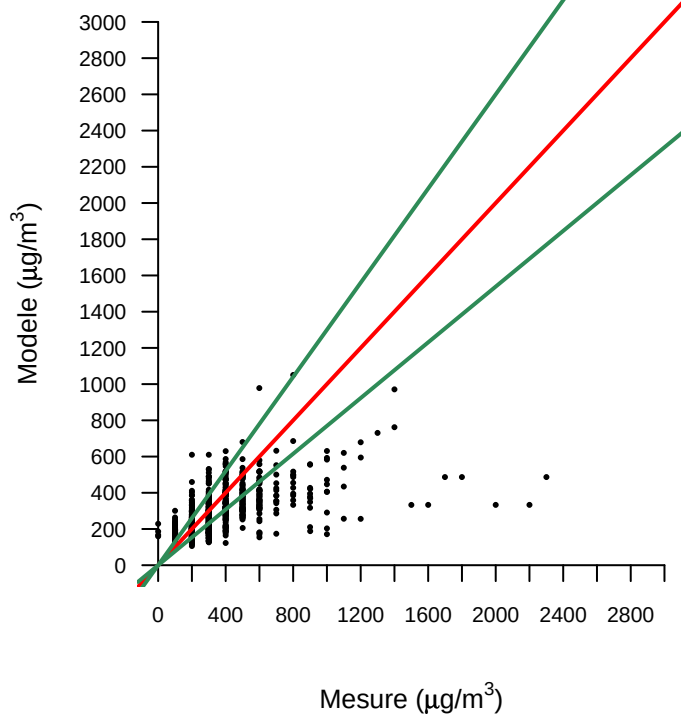
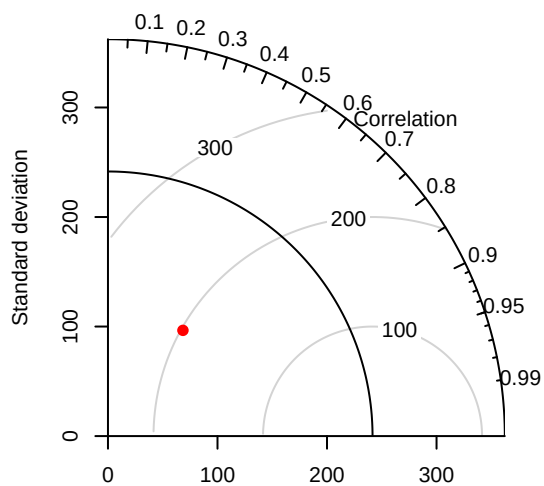
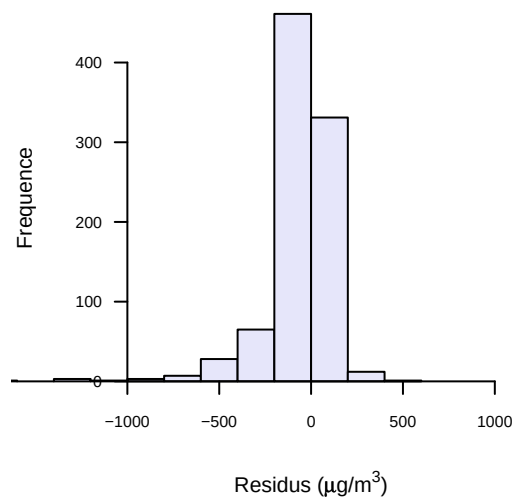


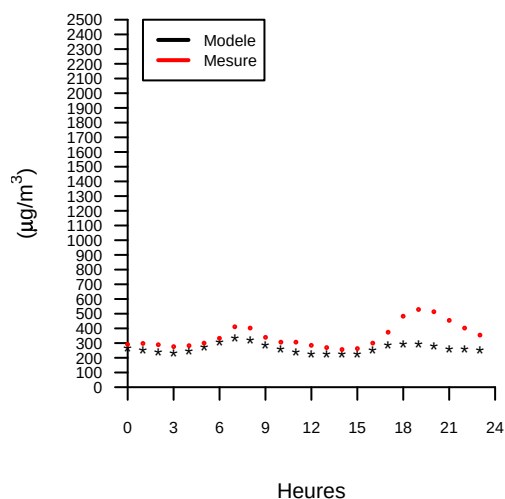
Diagramme de Taylor



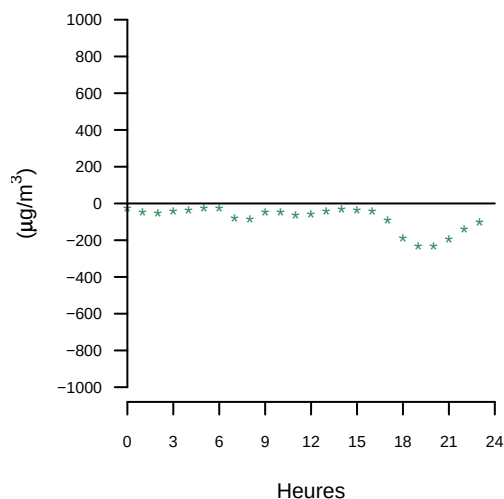
Histogramme des residus



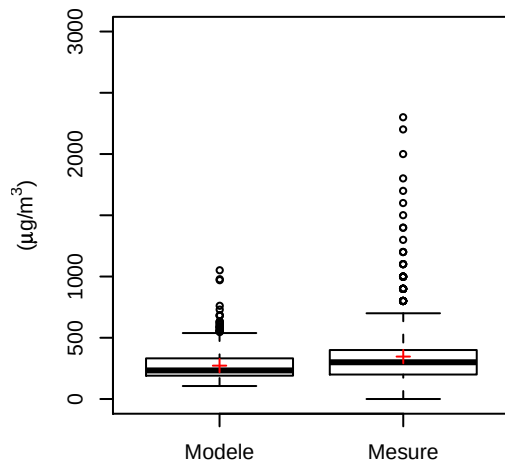
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



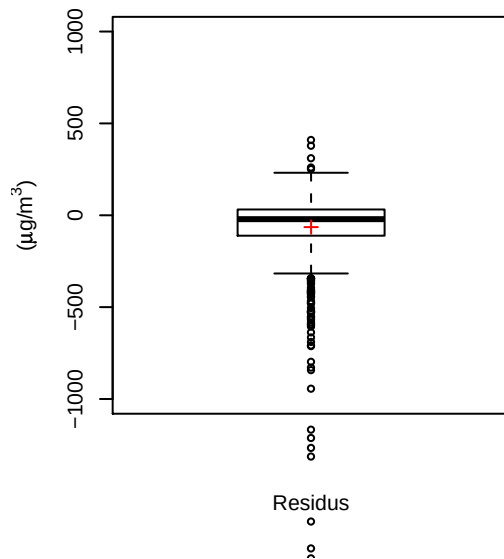
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide



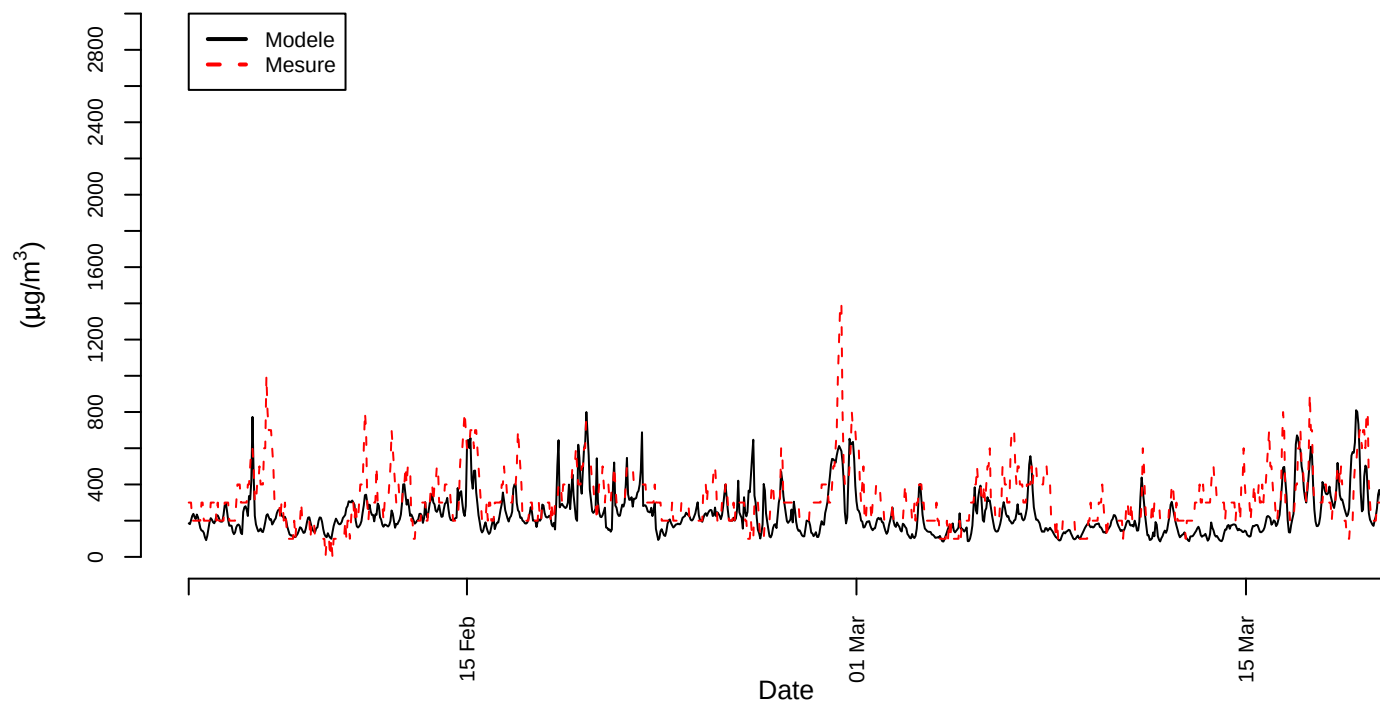
Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

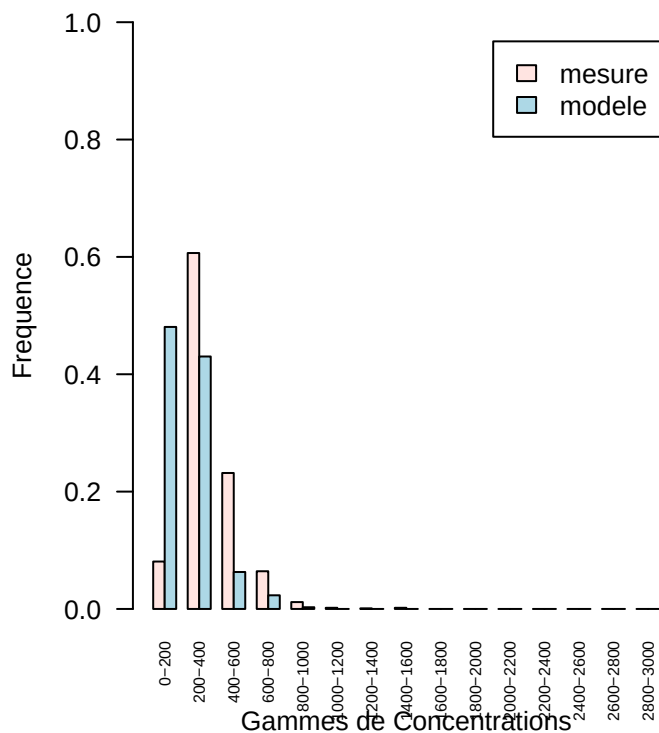


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

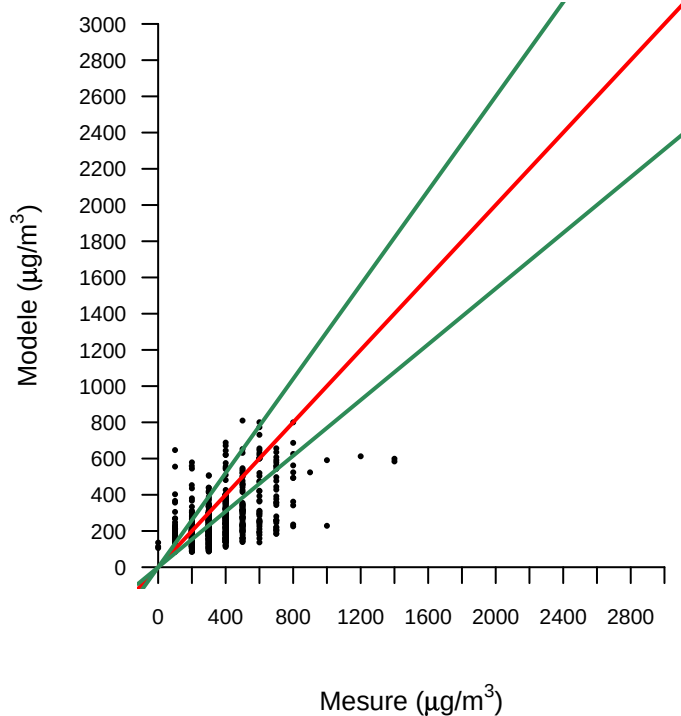
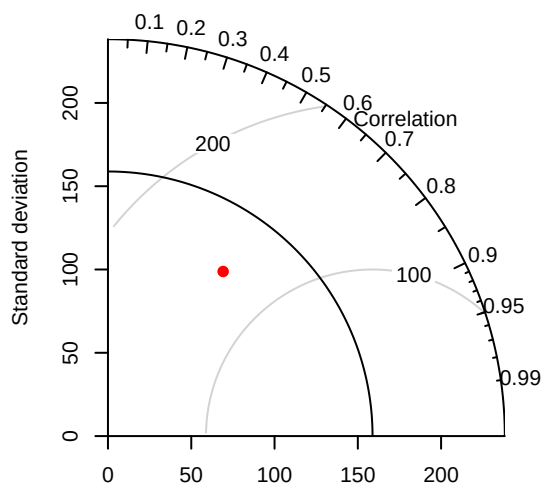
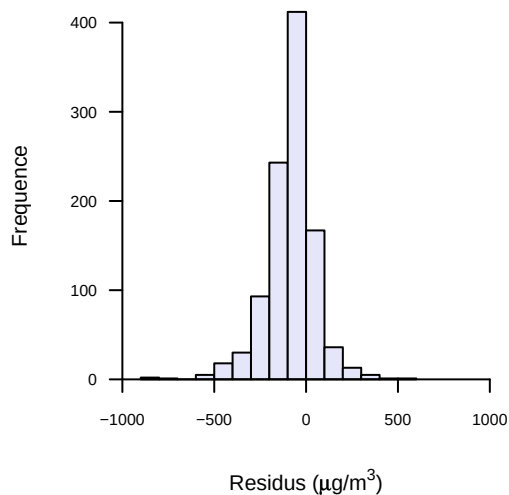


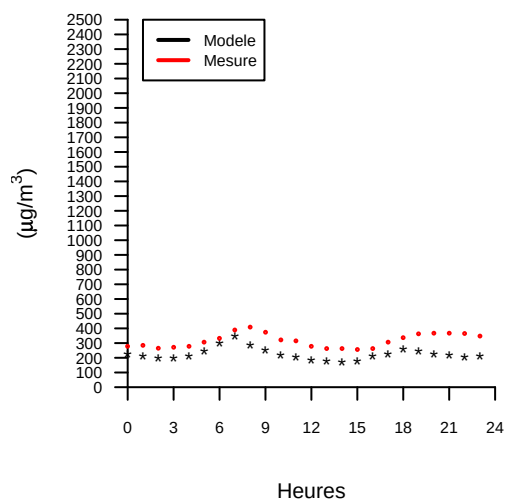
Diagramme de Taylor



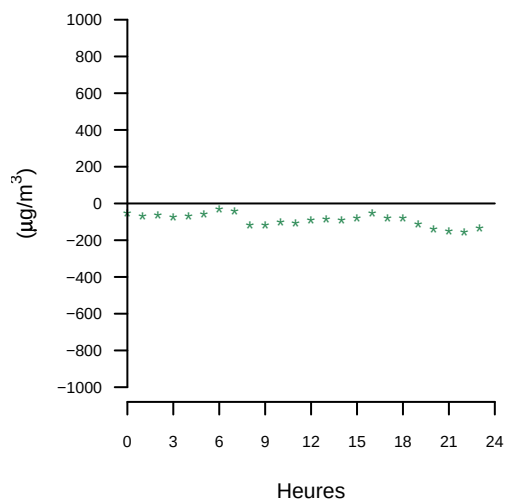
Histogramme des residus



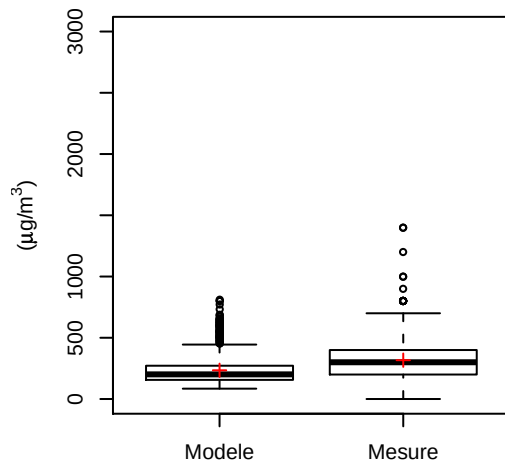
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



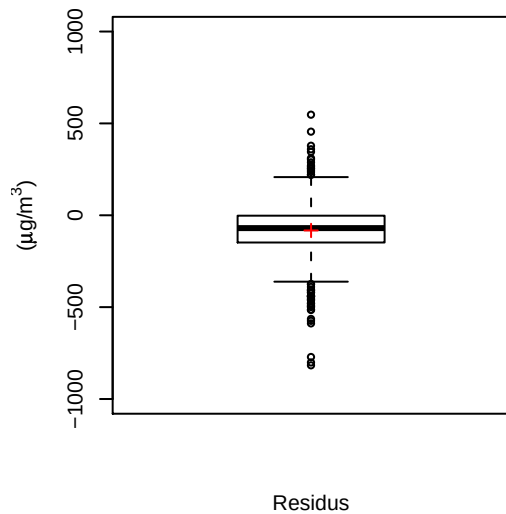
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

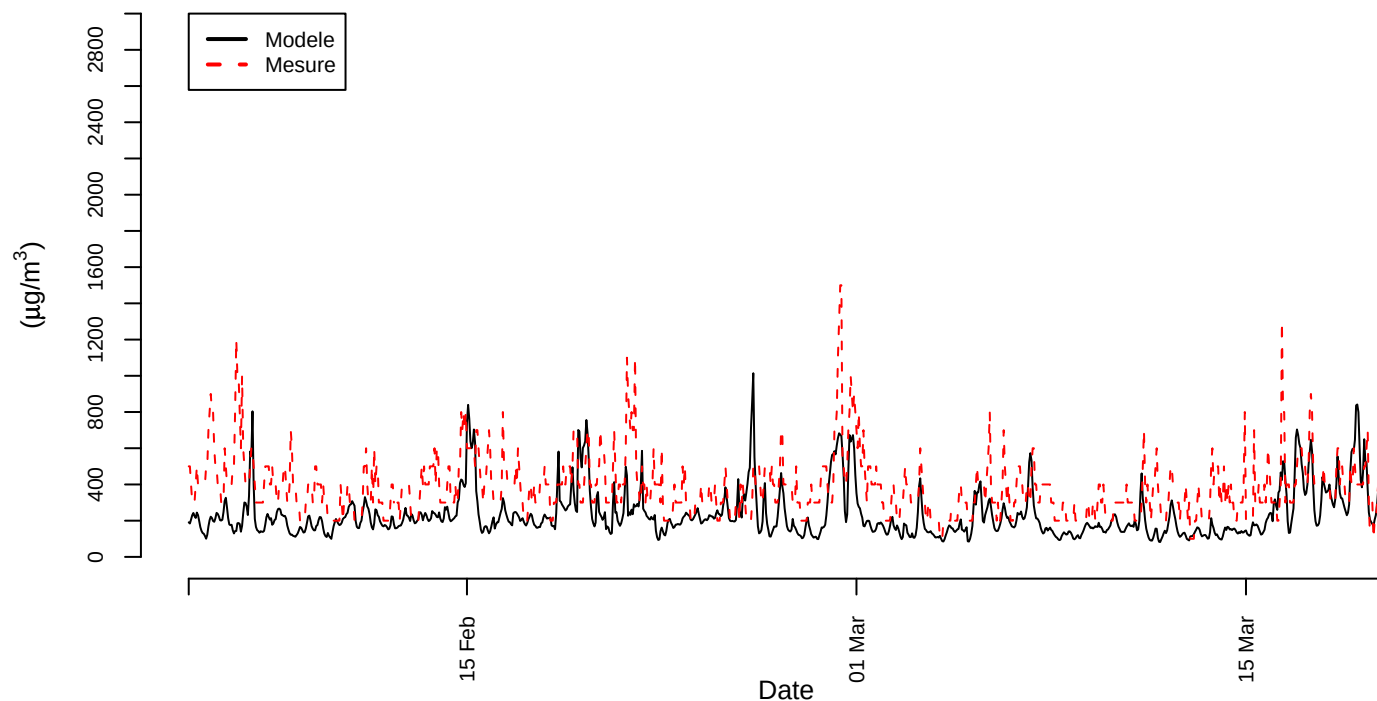


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a LABO2



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

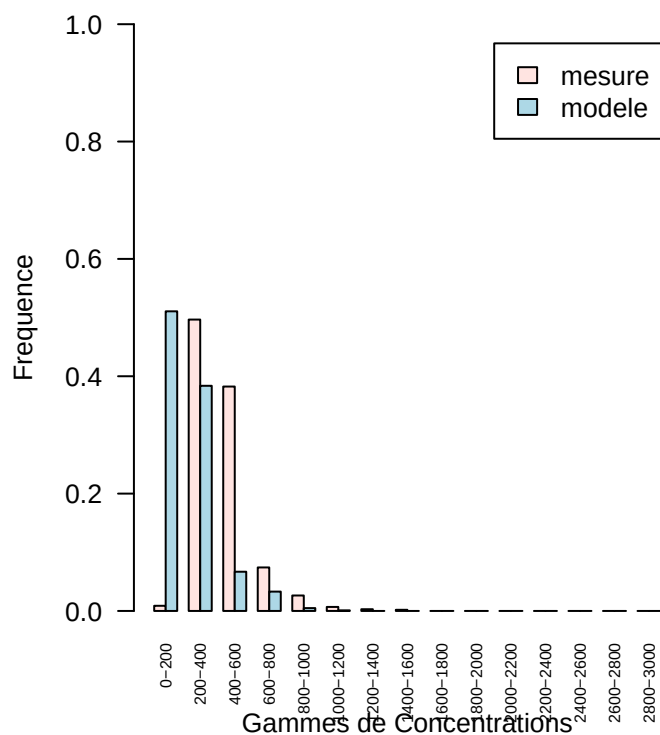


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

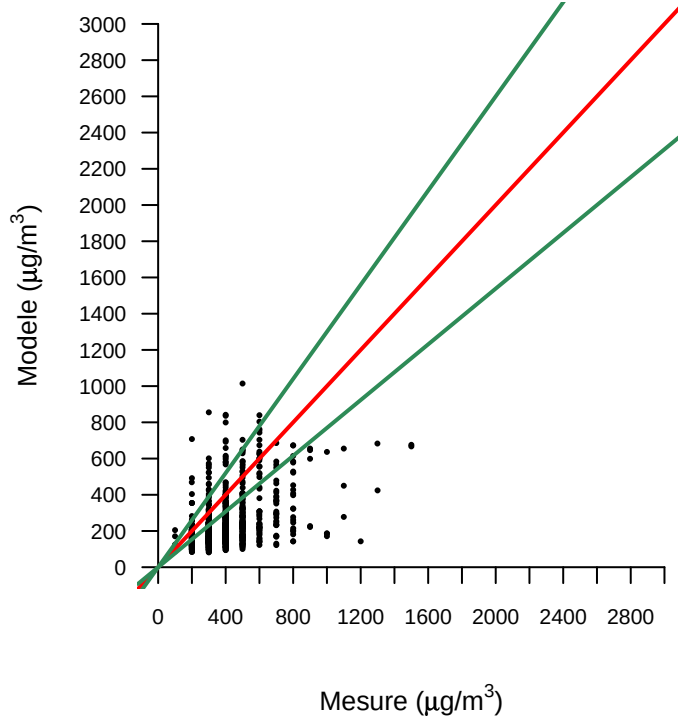
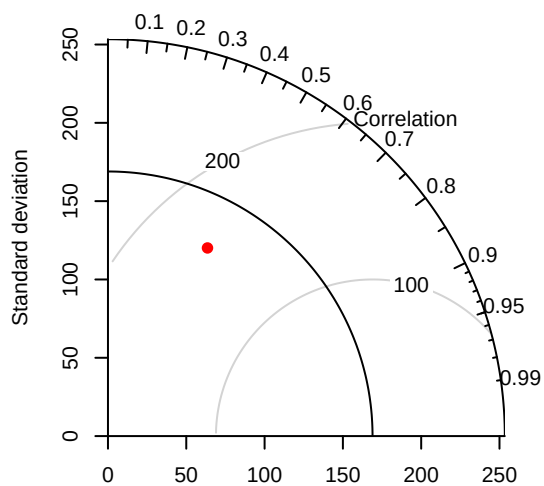
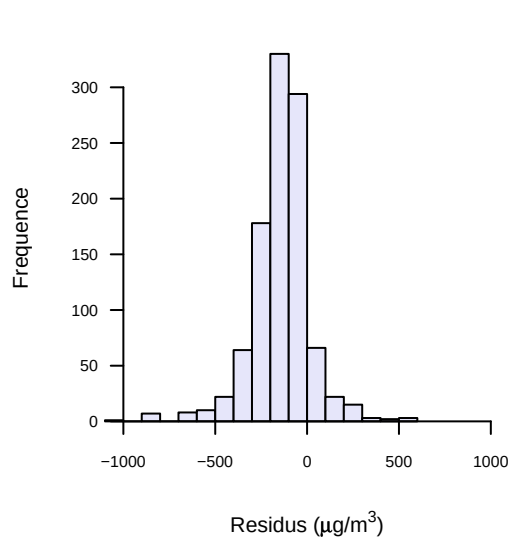


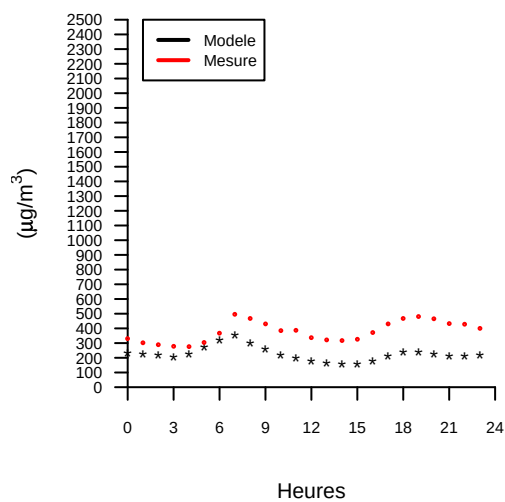
Diagramme de Taylor



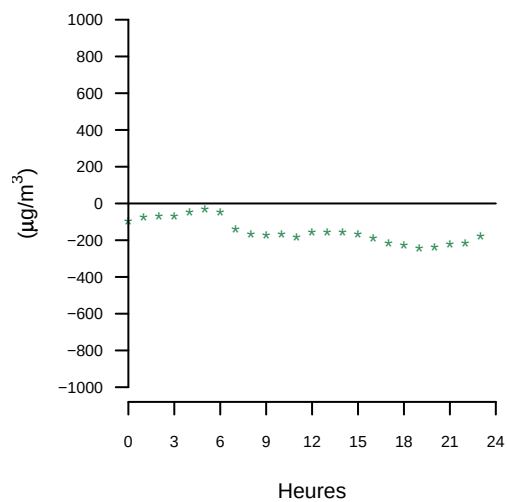
Histogramme des residus



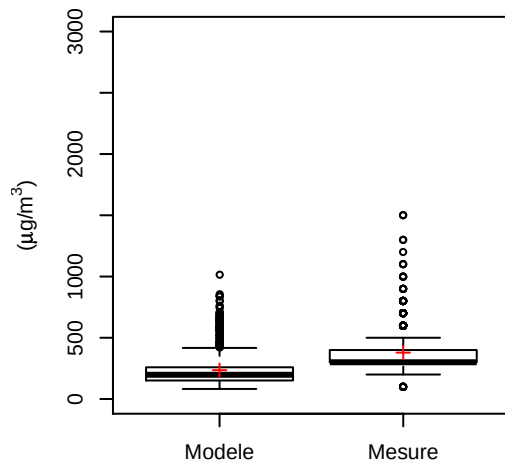
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



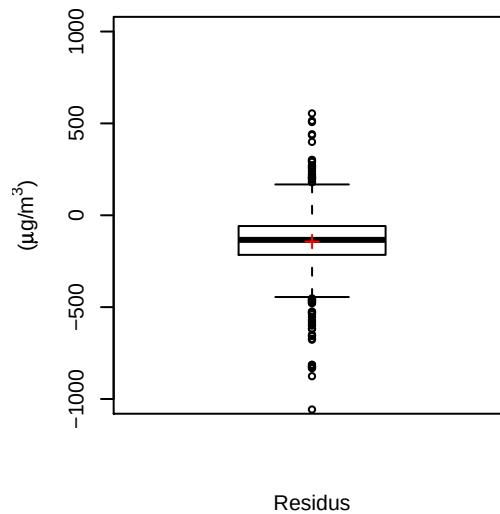
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

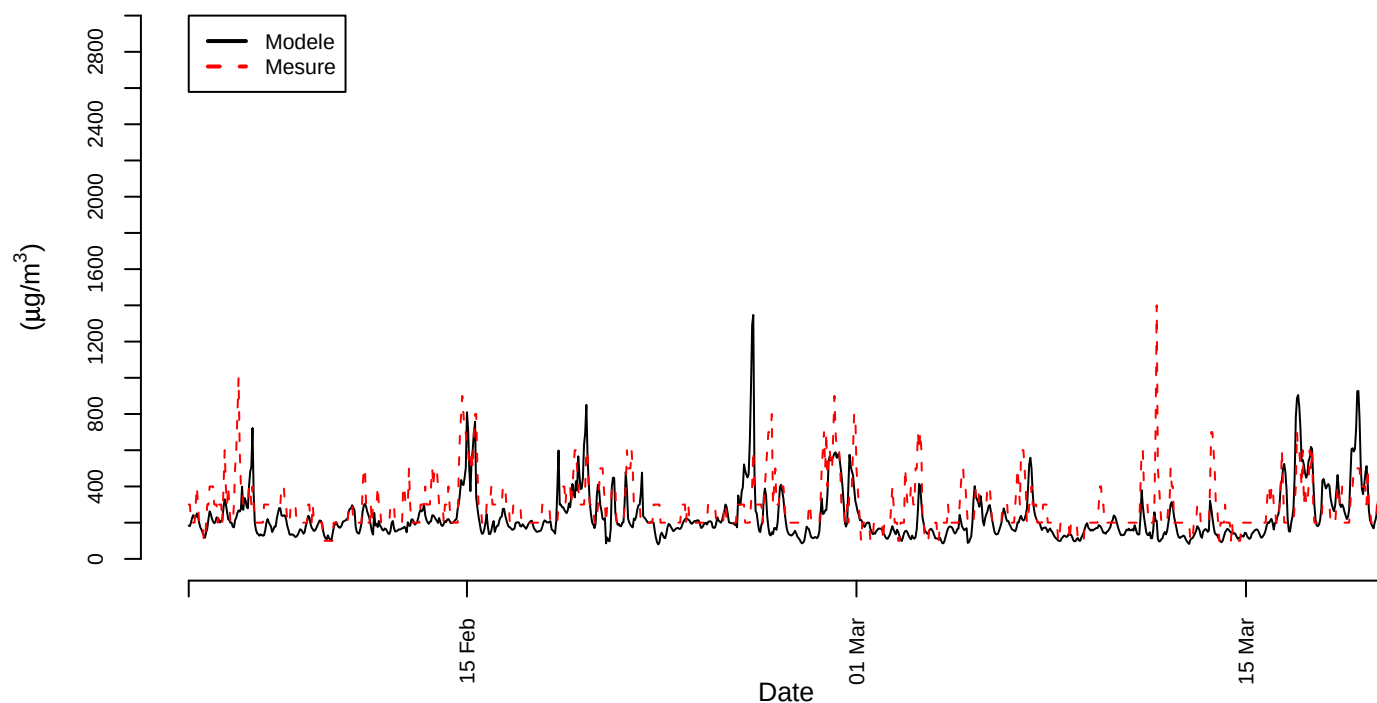


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE1



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

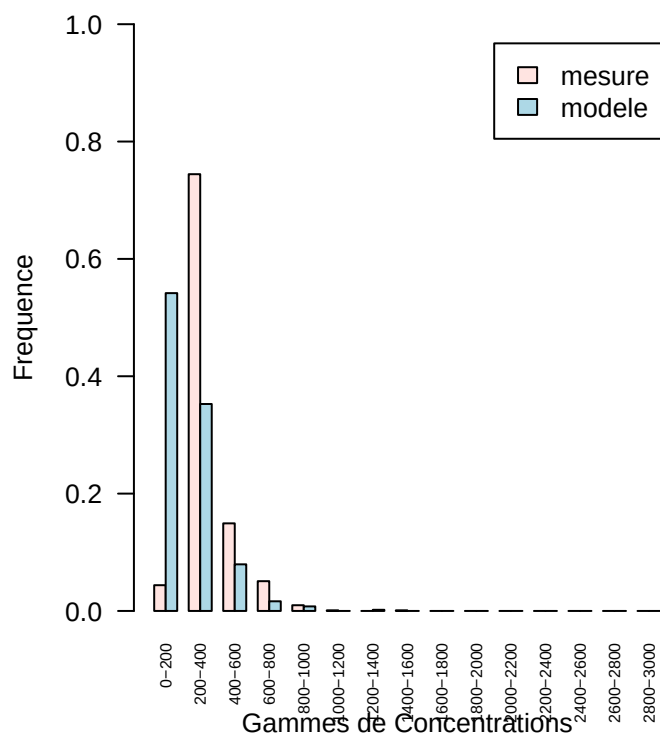


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

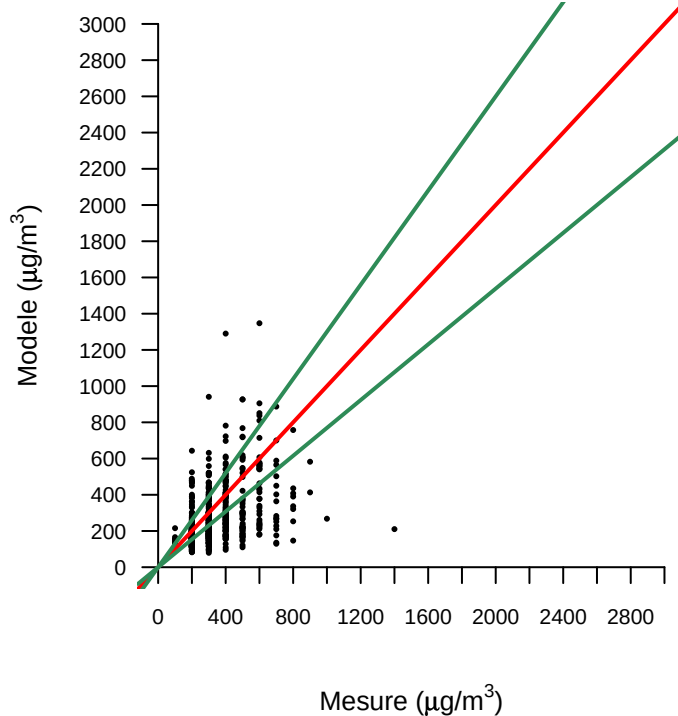
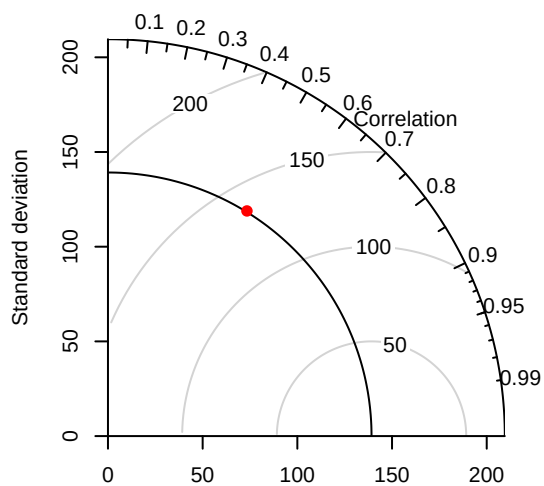
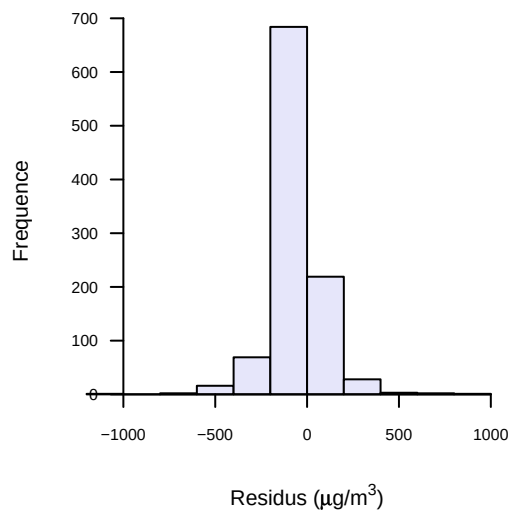


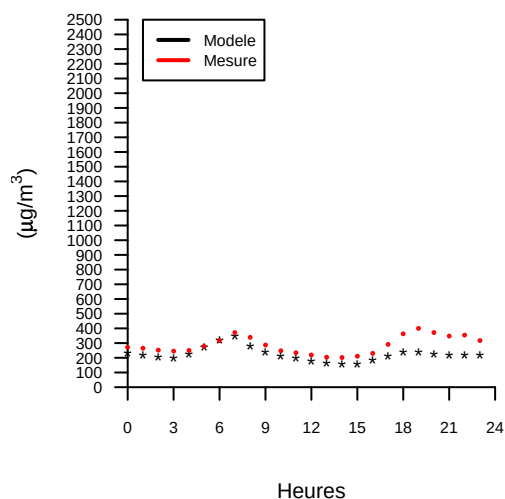
Diagramme de Taylor



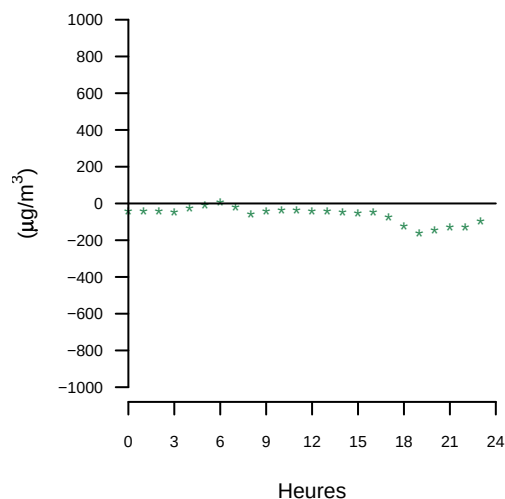
Histogramme des residus



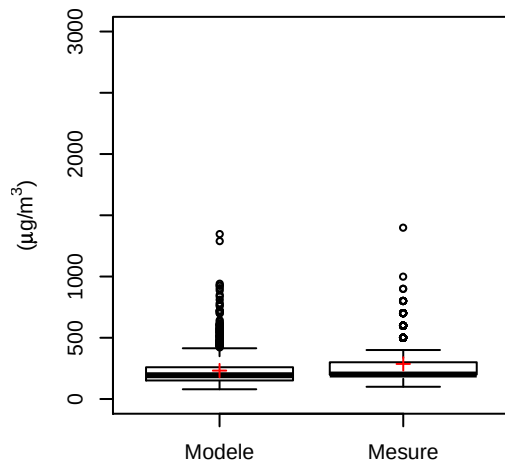
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



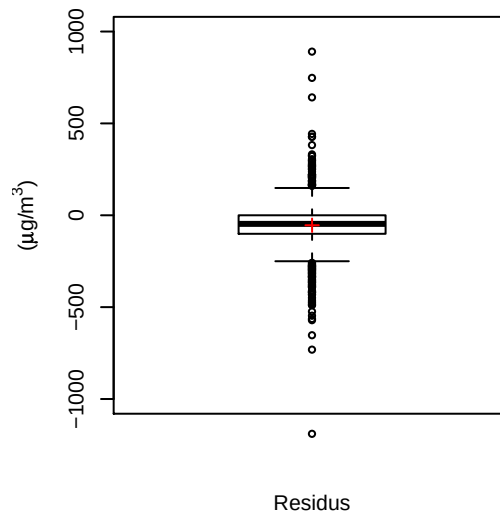
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide

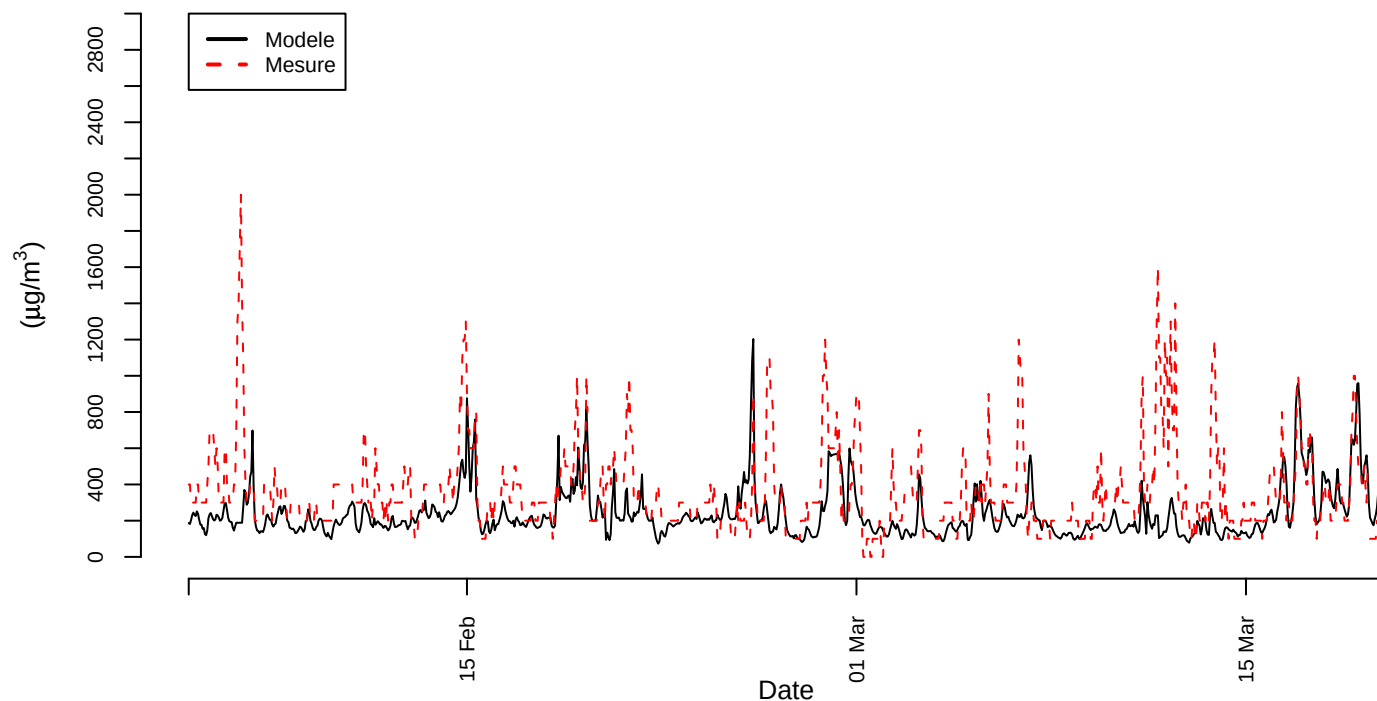


Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE5



Repartition des Concentrations modelisees et mesurees

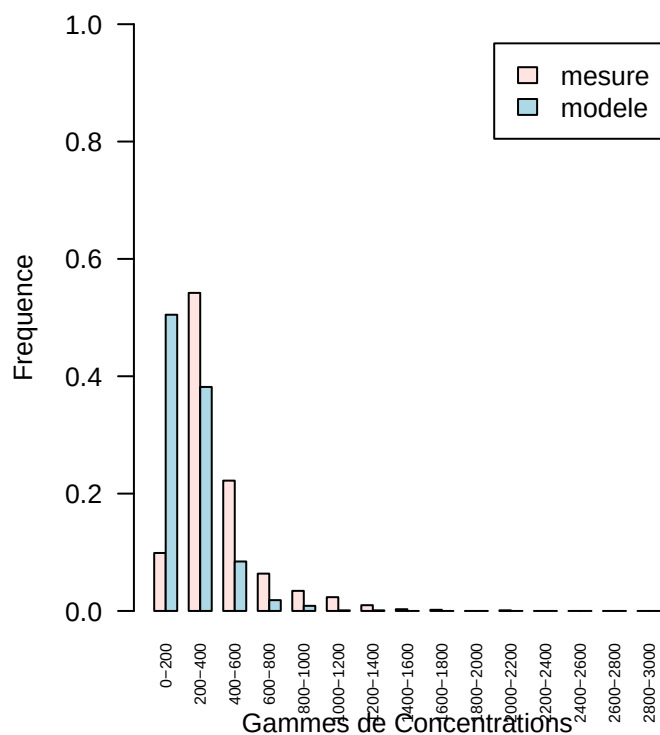


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

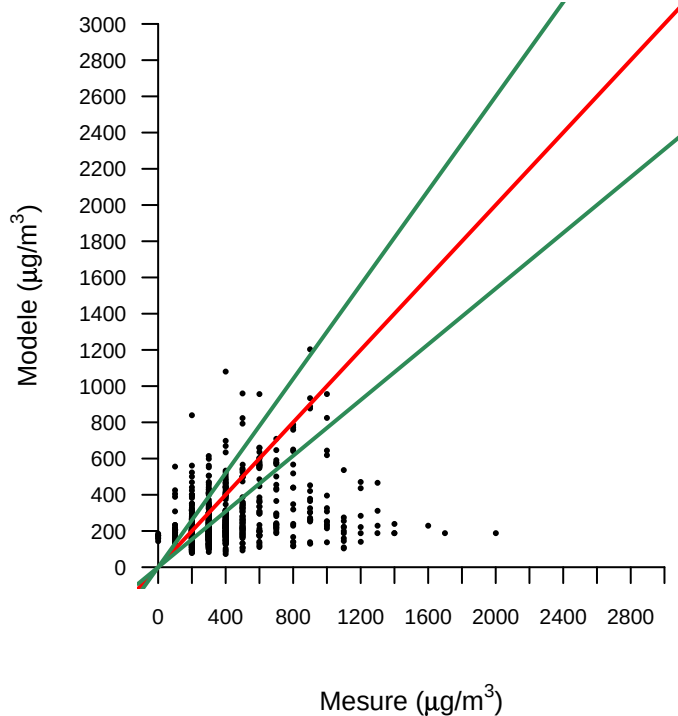
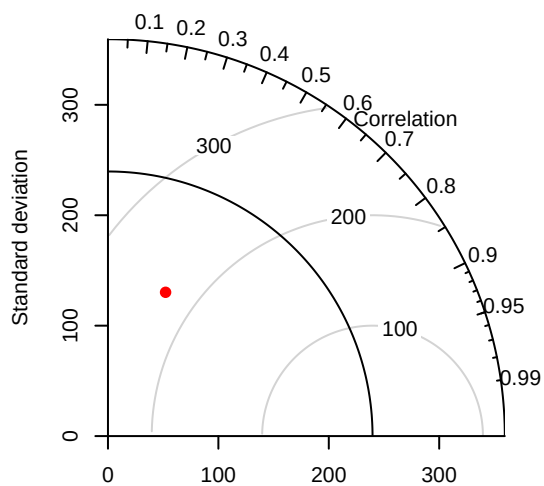
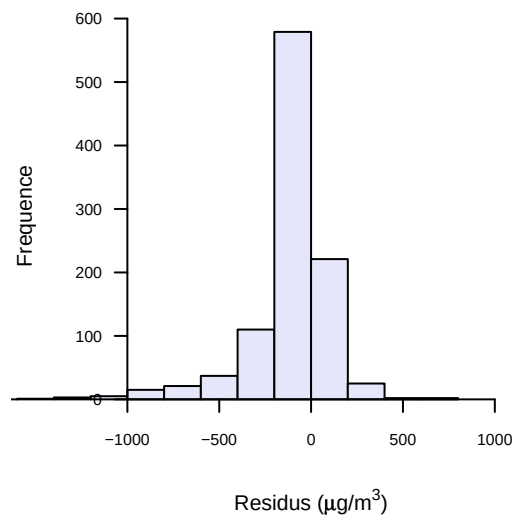


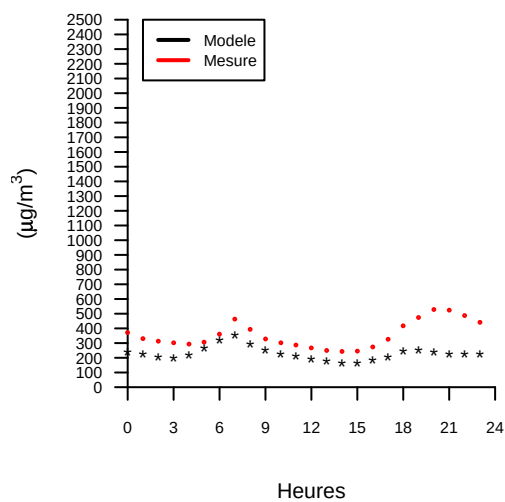
Diagramme de Taylor



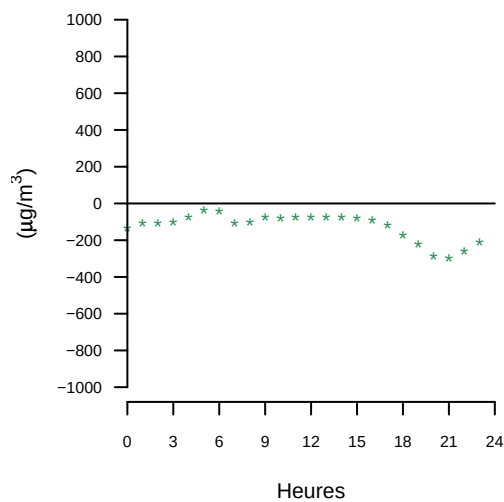
Histogramme des residus



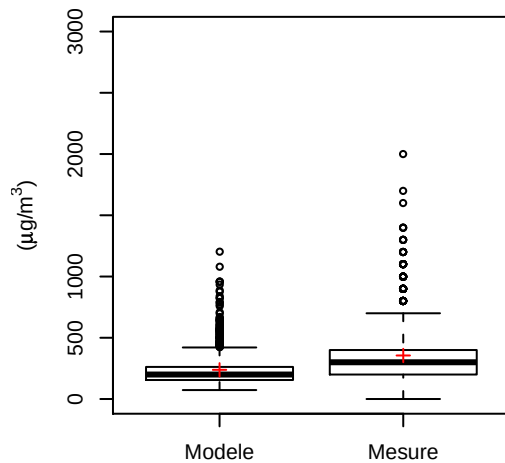
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



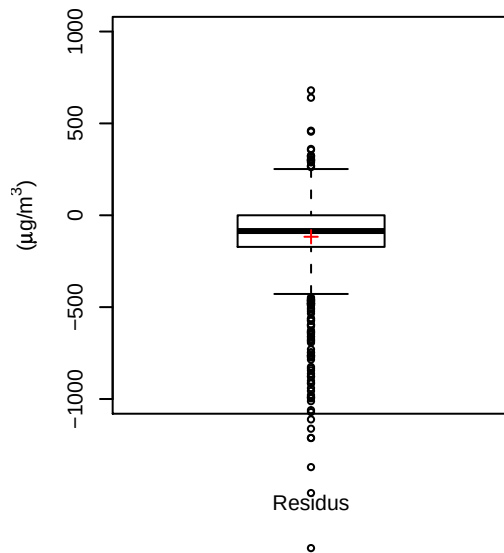
Profil journalier moyen des residus



Boite a moustache en Carbon monoxide



Boite a moustache des residus en Carbon monoxide



VIII.2. Tableaux des performances

Pour chacune des espèces considérées dans l'ObsAirvatoire A86 Ouest, les paramètres statistiques sont évaluées pour chacun des sites automatiques exploités dans le cadre de la campagne de mesure. En ce qui concerne de dioxyde d'azote, l'analyse concerne également les stations du réseau permanent Garches et Versailles.

VIII.2.1. Dioxyde d'azote

VIII.2.1.1. Critères statistiques au niveau des sites automatiques

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1012	0.6	19.6	7.1	7.1	0.93	11.4
Avenue Marmontel	974	2.8	44.5	6.8	7.3	0.92	12.0
Allée du collège	1051	-4.8	-37.8	8.6	9.9	0.92	15.2
Stade de la Marche	1032	-1.4	2.0	8.4	8.6	0.92	12.6
Garches	1045	1.5	25.0	6.1	6.3	0.94	10.4
Versailles	1036	3.0	52.5	7.2	7.8	0.93	12.2

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1021	4.3	39.1	10.6	11.4	0.85	18.6
Avenue Marmontel	1027	7.1	54.6	10.0	12.3	0.84	20.4
Allée du collège	1025	-0.6	14.5	12.9	12.9	0.86	20.7
Stade de la Marche	1026	2.6	39.1	12.0	12.3	0.86	19.5
Garches	1028	5.1	54.2	8.1	9.5	0.91	15.3
Versailles	1020	0.2	12.8	9.8	9.8	0.88	16.4

VIII.2.1.2. Résultats de l'ObsAirvatoire A86 Ouest au niveau des sites équipés de tubes passifs

Le suffixe mod dans les tableaux ci-après identifie les résultats issus du système de cartographie.

Campagne 2007

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	25	33	20	25		15
2	43	42	35	34	15	16
3	41	41	36	31	18	18
4	43	41	40	37	22	24
5	42	44	38	39	19	26
6	47	46	40	39	21	25
7	31	33	28	25	14	15
8	34	35	27	26	10	15
9	36	38	32	28	15	17
10	35	37	30	30		19
11	40	40	38	34	23	22
12	48	45	38	36	22	22
13	36	35	30	27	11	17
14	33	34	26	26	11	16
15		38	38	33	20	20
16		41	32	29	16	17
17	36	38	28	28	11	17
18	36	41		33	18	21
19		34	28	25		15
20	32	34	30	30		19
21	44	37	41	30	28	20
22	48	40	41	32	30	22
23	39	40	34	32	17	20
24		40	40	34	20	21
25	38	39		32		21
26	38	36	28	26	14	17
27	42	38	33	27	13	17
28		39	33	29	16	19
29	37	40	22	28	11	18
30	41	42	31	30	16	19
31	41	36	31	25	17	16
32	44	37	31	27	17	17
33	43	39	31	26	24	17
34	45	39	36	27	18	17
35	43	39	31	28	17	18
36	38	41	26	28	14	18
37	40	38	24	24	9	16
38	37	37	25	24	8	15
40	40	39	27	25	10	16
41	42	39	33	26	16	17
42	42	41		28	23	18
43	41	36	27	23	11	14
44	44	36	27	23	18	15
45	36	37	21	23		15
46	40	37	26	24	10	15
47	37	39	26	25	8	16
48	34	39	26	26	10	16
101	39	37	32	30	15	19
102	38	42	31	32	14	20
103	37	38	35	32	14	20
104	42	44	37	33	17	22
105	43	44	39	33	19	21
106	41	40	35	33	17	21

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107	39	39	33	31	14	19
108	65	51	75	44	61	34
109	35	41	26	31	13	20
110	40	41	31	32	14	20
111	36	42	30	29	21	19
112	42	41	37	34	18	21
113	38	42	30	31	22	20
114	38	40	31	30	12	19
115	41	41	34	31	13	19
116	35	39	30	29	12	18
117	39	40	37	30	19	19
118	38	40	30	30	12	19
119	37	39	29	30	13	19
120	38	40	30	30	13	19
121	35	39	31	30	13	19
122	41	39	28	29	13	18
123	39	39	32	30	16	18
124	36	39	29	30	12	19
125	38	39	31	30		19
126	36	42	31	31	15	20
127	43	43	43	36	26	25
128	38	43	31	32	22	21
ETU2	41	41	28	29	13	19
LAB2	45	41	40	31	24	20
151	46	38	35	30	25	20
152	41	39	33	31	17	21
153	41	39	33	31	20	20
154	42	38	36	31	22	20
155	45	39	37	32	22	20
156	43	39	38	32		21
157	45	39	39	31	26	20
158	46	40	43	33	30	22
159	43	39	40	32	26	21
160	45	41	42	35	31	23
161		39	29	28	15	17
162	40	39	34	28	16	18
163	50	41	29	28	11	18
164	45	43	32	29		20
165	43	43	29	29	14	20
166	45	38	33	28	18	18
167	43	39	31	28	17	18
168	43	40	31	28	12	18
169	43	40	31	28	15	19
170	41	40	31	28	12	18
171	44	39	33	28	17	18
172	40	39	31	28	18	18
173	39	39	29	28	15	17
174	48	40	31	28	14	18
175	41	39	27	28	12	18
176	40	38	32	30	15	19
177	41	38	33	30	16	19
ETU1	40	40	31	31	14	20
ETU5	45	43	37	36	20	22

Campagne 2009

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	20	30	20	34	19	31
2	38	37	39	39	39	39
3	36	37	39	39	36	36
4	40	39	43	41	42	40
5	42	46	42	54		46
6	44	43		50	43	45
7	29	29	29	33	28	31
8	29	31	28	35	28	33
9	32	35		38	30	35
10	33	35	32	39		36
11	34	35	41	41		38
12	46	41	47	47	46	43
13	29	32	29	36	31	34
14	24	31	23	34	25	33
15	38	37	40	40	41	40
16	35	35	37	39	34	37
17	29	34	28	39	28	37
18	37	37	35	41	35	40
19	29	30	29	34	32	32
20	30	31	30	35	29	33
21	40	34	45	40	40	37
22	44	37	48	44	45	39
23		37	37	41	35	39
24		37		41	39	40
25	34	33	36	37	39	40
26	31	33	31	38	31	35
27	33	34	36	38		36
28	40	35	37	40	39	38
29	28	35	27	39	27	37
30	36	37	35	40	35	39
31	35	33	37	38	36	36
32	30	35	30	40		38
33	35	35	38	39	34	38
34	37	35	37	41	36	38
35	36	34	37	38	36	37
36	32	35	31	39	30	38
37	31	34	33	38	34	37
38	29	31	29	35	29	34
40	34	34	34	38	35	36
41	33	33	33	38	31	36
42	37	37	38	41		40
43	33	30	35	33	32	32
44	35	30	35	33	37	32
45	26	31	26	34	23	33
46	31	31	31	34	29	33
47	31	32	31	35	30	35
48	29	33	26	36	25	35
101	35	35	36	39	36	36
102	34	39	34	45	33	39
103	36	38	35	41	34	39
104	38	42	39	48	37	40
105	36	39	38	46	35	41
106	35	38	35	44	37	38

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107		36	36	40	35	37
108	48	48	51	51	49	49
109	29	37	29	42		38
110	34	38	33	43	33	39
111	32	37	32	42	31	37
112	38	38	39	44	39	39
113	35	38	35	43	33	38
114	32	36	32	40	28	37
115	34	36	35	41	33	38
116	29	36	31	40	31	36
117	32	37	34	40	35	37
118	31	36	34	40	31	36
119	30	35	31	39	29	37
120	31	35	31	39	30	37
121	29	36	31	40	30	36
122	32	35	34	40	33	36
123	32	35	34	39	32	36
124	28	35	27	39	27	37
125	30	35		39		37
126	30	38	30	43	28	38
127	40	40	40	44	39	39
128	35	39	36	46	34	39
ETU2	32	36	36	40	32	36
LAB2	31	36	31	41	31	38
151	41	35	44	41	42	38
152	37	36	39	42	27	39
153	36	36	40	42	36	39
154	36	35	39	40	34	38
155	37	36	36	41	36	39
156	40	37	42	44	40	39
157	42	36	46	42	44	39
158		37	43	43	42	40
159	40	37	43	42	40	40
160	42	39	44	44	43	42
161	31	35	29	39		37
162	35	35	37	39	36	37
163	33	37	32	42	37	39
164	37	39	37	45	41	41
165	34	38	36	44	37	40
166	37	35	37	39	37	37
167	34	35	35	39	35	37
168	35	36	33	40		38
169	37	36	38	41	39	38
170	35	35	33	40	36	37
171	39	35	39	39	41	37
172	34	34	32	39	33	37
173	33	34	30	39	31	37
174	35	35	32	39	37	37
175	34	34	32	39	35	37
176	34	34	34	39	33	37
177		35	33	39	34	37
ETU1	40	38	42	42	39	39
ETU5	39	39	38	43	38	41

VIII.2.2. Particules PM10

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	43	0.8	58.1	1.9	2.0	0.99	2.9
Avenue Marmontel	44	0.8	45.5	2.0	2.1	0.98	3.1
Allée du collège	42	0.1	2.3	2.0	2.0	0.98	3.2
Stade de la Marche	42	0.9	38.1	2.2	2.3	0.98	3.8

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	42	1.2	33.3	2.5	2.8	0.98	4.5
Avenue Marmontel	43	1.2	39.5	3.1	3.3	0.97	5.1
Allée du collège	43	2.2	62.8	3.2	3.8	0.97	5.5
Stade de la Marche	42	2.0	62.8	3.1	3.7	0.97	6.2

VIII.2.3. Particules fines PM2.5

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	42	0.8	33.3	1.9	2.1	0.98	3.6

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	40	-4.6	-90.0	2.5	5.2	0.97	7.2
Avenue Marmontel	43	-3.2	-76.7	3.2	4.4	0.95	7.2

VIII.2.4. Monoxyde de carbone

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1038	-38.7	-32.8	127.4	133.1	0.60	180.1
Avenue Marmontel	1031	-103.3	-58.7	158.8	189.4	0.64	295.2
Allée du collège	1051	-216.0	-77.4	186.1	285.0	0.51	421.3
Stade de la Marche	915	-65.4	-22.1	198.0	208.4	0.58	237.0

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1027	-83.0	-55.4	133.1	156.8	0.58	249.6
Avenue Marmontel	1031	-142.8	-77.4	159.1	213.7	0.47	321.6
Allée du collège	1025	-54.4	-47.0	135.3	145.8	0.53	215.5
Stade de la Marche	1022	-118.7	-50.2	227.4	256.4	0.37	331.0

VIII.2.5. Benzène

Campagne 2007

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	1.2	1.2	1.2	1.2	0.6	0.6
2	1.8	1.6	1.5	1.2	0.7	0.7
3	1.6	1.3	1.6	1.1	1.3	0.6
4	2.6	1.4	2.2	1.4	0.8	0.7
5	2.1	1.8	1.8	1.5	0.9	0.8
6	2.5	1.6		1.4	1.1	0.8
7	1.5	0.9	1.6	0.8	0.9	0.4
8	1.6	1		0.8	0.8	0.5
9	1.8	1.1	1.5	0.9	0.8	0.5
10	2.3	1.9	1.9	1.5		0.9
11	1.7	1.6	1.6	1.3	0.9	0.7
12	2.1	1.7	1.9	1.3	1	0.8
13		1	1.4	0.8	0.7	0.5
14	1.3	1	1.1	0.9	0.6	0.5
15		1.5	1.6	1.2	0.8	0.7
16		1.4	1.4	1.3	0.8	0.7
17	1.5	1.4	1.2	1.1	0.7	0.6
18	1.5	1.2	1.4	1.1	0.8	0.6
19	1.5	1	1.3	0.9	0.7	0.5
20	1.7	1.6	1.3	1.2	0.8	0.7
21	1.4	1.1	1.3	0.9	0.7	0.5
22	1.8	1.3	1.2	1	0.9	0.6
23	1.8	1.3	1.4	1	0.9	0.6
24	1.9	1.2	1.6	1.1	0.9	0.6
25	1.5	1.5	1.3	1.2	0.7	0.7
26	1.4	1.3	1.1	0.9	0.7	0.5
27	1.5	1.2	1.3	0.9	0.6	0.5
28	1.8	1.3	1.3	1		0.6
29	1.5	1.3	1.1	0.9	0.6	0.6
30	1.7	1.3	1.5	1	0.8	0.6
31	1.8	1.2	1.4	0.8	0.9	0.5
32	1.5	1.2	1.2	0.9	0.8	0.5
33	1.9	1.3		0.9	0.8	0.5
34	1.6	1.3	1.4	0.9	0.8	0.5
35	1.7	1.2	1.3	0.9	0.8	0.5
36	1.6	1.2	1.2	0.9	0.7	0.6
37	1.5	1.2	1.3	0.8	0.8	0.5
38		1.3	1.1	0.9	0.6	0.5
40	1.6	1.2	1.4	0.8	0.8	0.5
41	1.6	1.2	1.3	0.8	0.8	0.5
42	1.6	1.3	1.3	0.9	0.8	0.6
43	2.2	1.1	1.7	0.7	0.9	0.4
44	1.6	1.2	1.3	0.8	0.8	0.5
45	1.4	1.1	1	0.8	0.6	0.5
46	1.6	1.1		0.8	0.8	0.5
47	1.4	1.1	1.2	0.8	0.6	0.5
48	1.5	1.1	1.3	0.8	0.7	0.5
101	2.1	1.2	1.6	1.1	1.1	0.6
102	1.8	1.7	1.6	1.2	0.8	0.7
103	1.7	1.3	1.4	1.1	0.8	0.7
104	1.8	1.6	1.7	1.2	0.8	0.7
105	2	1.8	1.7	1.3	0.9	0.7
106	1.6	1.5	1.5	1.2	0.8	0.7

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107		1.4		1.1	0.8	0.6
108	2.5	1.9	2.8	1.5	1.6	1
109	1.8	1.6	1.3	1.2	0.8	0.7
110		1.6	1.5	1.2	0.8	0.7
111	1.6	1.5	1.4	1	0.7	0.6
112		1.5	1.7	1.3	0.8	0.7
113	1.5	1.6	1.2	1.1	0.8	0.7
114	1.7	1.4		1.1	0.9	0.7
115	1.7	1.5	1.6	1.2	0.7	0.7
116	1.5	1.4	1.4	1	0.7	0.6
117	1.6	1.4	1.3	1.1	0.8	0.6
118	1.6	1.4		1	0.7	0.6
119	1.7	1.3	1.3	1.1	0.7	0.6
120	1.7	1.3	1.3	1.1	0.7	0.6
121	1.6	1.4		1	0.8	0.6
122	1.8	1.3		1	0.8	0.6
123	1.9	1.3	1.6	1		0.6
124	1.5	1.3	1.3	1	0.7	0.6
125	1.7	1.3	1.4	1		0.6
126	1.7	1.6	1.5	1.1	0.8	0.7
127	2.1	1.7	2	1.3	1	0.8
128	1.5	1.7	1.1	1.2	0.6	0.7
ETU2	2	1.5	1.5	1.1	0.7	0.7
LAB2	1.5	1.5	1.2	1.2	0.7	0.7
151	1.8	1.3	1.5	1	0.8	0.6
152		1.4		1.1	0.8	0.7
153	1.6	1.5	1.1	1.2	0.8	0.7
154	1.5	1.5		1.2	0.9	0.7
155	1.7	1.4	1.6	1.2	0.8	0.7
156	2	1.3	1.5	1	0.8	0.6
157	1.8	1.5	1.4	1.1	0.8	0.7
158	1.5	1.5	1.3	1.2	0.9	0.7
159	1.7	1.5	1.7	1.2	1	0.7
160	1.7	1.5	1.4	1.2	0.8	0.7
161	1.4	1.3	1.3	0.9	0.7	0.5
162	1.7	1.3	1.4	1	0.8	0.6
163	1.5	1.4	1.2	1	0.7	0.6
164	1.4	1.5	1.1	1.1		0.7
165	1.3	1.5	1	1.1	0.7	0.6
166	1.7	1.3	1.2	0.9	0.8	0.5
167	1.6	1.3	1.3	1	0.7	0.6
168	1.4	1.4	1.1	1	0.7	0.6
169	1.5	1.4	1.1	1	0.7	0.6
170	1.3	1.4	1	1	0.7	0.6
171	2	1.3	1.5	0.9	0.8	0.5
172	1.7	1.3	1.2	0.9	0.7	0.6
173	1.6	1.3	1.2	0.9	0.6	0.6
174	1.5	1.3	1.1	1	0.7	0.6
175	1.3	1.3	1	1	0.8	0.6
176	1.5	1.3	1.2	1.1		0.6
177	1.6	1.2		1	0.8	0.6
ETU1	1.5	1.5	1.2	1.2	0.6	0.7
ETU5	1.6	1.4	1.2	1.2	0.6	0.6

Campagne 2009

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	1.1	1.1	1	1.1	1	1.1
2	1.4	1.4	1.4	1.4	1.2	1.2
3	1.3	1.3	1.4	1.4	1.3	1.3
4	1.9	1.4	1.7	1.6	1.7	1.3
5	1.9	1.8	1.9	2.6		1.7
6	1.8	1.5	1.8	2.2	1.7	1.6
7	1.3	0.9	1.4	1.1	1.3	0.9
8	1.3	1	1.3	1.2	1.3	1
9	1.3	1.1	1.3	1.3	1.2	1.1
10	1.6	1.6	1.5	1.7	1.6	1.6
11	1.3	1.3	1.3	1.7	1.1	1.2
12	1.8	1.7	1.7	1.7	1.4	1.4
13	1.4	1	1.4	1.4	1.2	1.1
14	1	1.1	1	1.3	1.1	1.1
15	1.4	1.4	1.5	1.5	1.2	1.2
16	1.3	1.3	1.3	1.6	1.2	1.3
17	1.3	1.3	1.1	1.6	1.1	1.3
18	1.3	1.2	1.2	1.5	1.2	1.3
19	1.5	1.2	1.3	1.5	1.1	1.1
20	1.3	1.3	1.3	1.7	1.4	1.3
21	1.2	1.1	1.2	1.5	1.1	1.2
22	1.5	1.3	1.3	1.8	1.4	1.3
23	1.5	1.3	1.4	1.8	1.5	1.3
24	1.9	1.2	1.8	1.5	1.7	1.3
25	1.2	1.1	1.3	1.4	1.3	1.2
26	1.2	1.4	1.1	1.8	1.1	1.3
27	1.4	1.2	1.4	1.6	1.3	1.2
28	1.5	1.2	1.5	1.7	1.5	1.3
29	1.3	1.2	1.4	1.6	1.2	1.2
30	1.4	1.2	1.4	1.6	1.3	1.3
31	1.5	1.1	1.5	1.4	1.5	1.2
32	1.1	1.3	1.1	1.7	1.1	1.3
33	1.3	1.2	1.4	1.6	1.2	1.2
34	1.3	1.2	1.2	1.6	1.3	1.2
35	1.5	1.1	1.5	1.5	1.4	1.2
36	1.3	1.1	1.2	1.5	1.2	1.2
37	1.3	1.2	1.3	1.4	1.1	1.2
38	1	1.3	1.2	1.8	1	1.3
40	1.3	1.1	1.1	1.5	1.2	1.1
41	1.3	1	1.2	1.4	1.3	1.1
42	1.2	1.2	1.2	1.6	1.1	1.3
43	1.8	1	1.9	1.2	1.4	1
44	1.4	1.1		1.4	1.2	1.1
45	1.3	1	1.5	1.4	1.1	1
46	1.4	1	1.3	1.4	1.4	1
47	1.3	1	1.3	1.4	1.1	1.1
48	1.3	1	1.4	1.3	1.3	1.1
101	1.8	1.3	1.7	1.7	1.6	1.3
102	1.7	1.7	1.5	2.2	1.5	1.6
103	1.4	1.5	1.4	1.9	1.2	1.5
104	1.4	1.6	1.3	2.1	1.2	1.6
105	1.6	1.7	1.5	2.4	1.4	1.8
106	1.4	1.5	1.4	2	1.4	1.5

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107	1.6	1.4	1.4	1.8	1.6	1.4
108	1.6	1.7	1.6	2.1		1.6
109	1.3	1.6	1.4	2.1	1	1.6
110		1.6	1.5	2.1	1.3	1.6
111	1.2	1.4	1.3	1.8	1.1	1.3
112	1.6	1.5	1.9	2	1.9	1.5
113	1.3	1.5	1.2	2.1	1.1	1.5
114	1.3	1.4	1.2	1.8	1	1.4
115	1.3	1.5	1.3	2	1.2	1.5
116	1.2	1.3	1.2	1.7	1.1	1.2
117	1.2	1.3	1.2	1.7	1.4	1.3
118	1.2	1.3	1.1	1.7		1.3
119	1.2	1.3	1.2	1.7	1.3	1.3
120	1.2	1.3	1.2	1.7	1.2	1.4
121	1.2	1.3	1.2	1.7		1.2
122	1.2	1.3	1.3	1.7	1.1	1.3
123	1.3	1.3	1.3	1.7	1.2	1.3
124	1.1	1.2	1.2	1.6	1	1.3
125	1.3	1.2	1.4	1.6	1.3	1.3
126	1.2	1.5	1.1	2.1	1.2	1.5
127	1.7	1.7	1.6	2.1	1.5	1.6
128	1.3	1.6	1.2	2.2	1.1	1.5
ETU2	1.2	1.3	1.2	1.8	1.1	1.3
LAB2	1.5	1.5	1.5	2	1.4	1.6
151	1.3	1.4	1.4	1.8	1.2	1.4
152	1.4	1.6	1.4	2.2	1.4	1.6
153	1.2	1.6		2.3	1.3	1.6
154	1.4	1.6	1.3	2.2	1.2	1.6
155	1.4	1.6	1.4	2.1	1.2	1.6
156	1.5	1.3	1.4	1.8	1.3	1.3
157	1.3	1.6	1.4	2.1	1.2	1.6
158	1.2	1.6	1.2	2.2	1.1	1.6
159	1.6	1.7	1.6	2.3	1.4	1.7
160	1.3	1.6	1.3	2.2	1.1	1.6
161	1.2	1.3	1.2	1.7	1.2	1.3
162	1.4	1.3	1.4	1.7		1.3
163	1.1	1.5	1.3	2	1	1.5
164	1.2	1.6	1.3	2.1	1	1.6
165	1.2	1.5	1.3	2.1	0.9	1.5
166	1.5	1.2	1.4	1.6	1.2	1.3
167	1.2	1.3	1.2	1.7	1.1	1.3
168	1.1	1.3	1.4	1.8	1.1	1.4
169	1.2	1.4	1.3	1.9	1	1.4
170		1.3	1.4	1.8	0.9	1.4
171	1.5	1.2	1.6	1.6		1.3
172	1.3	1.2	1.3	1.7	1.2	1.3
173	1.4	1.2	1.4	1.7	1.2	1.3
174	1	1.3	1.3	1.8	1.1	1.3
175	1.1	1.3	1.2	1.7	0.9	1.3
176	1.2	1.5	1.2	2	1.2	1.5
177	1.2	1.3	1.1	1.8	1.1	1.3
ETU1	1.2	1.6	1.2	2.2	1.2	1.6
ETU5	1.3	1.5	1.2	2	1.5	1.5

ANNEXE IX

Performances du système de modélisation exploitant le modèle ADMS-Urban

IX.1. Fiches de validation pour les sites automatiques temporaires

La correspondance entre les identifiants des stations temporaires et leur localisation est définie dans le tableau suivant :

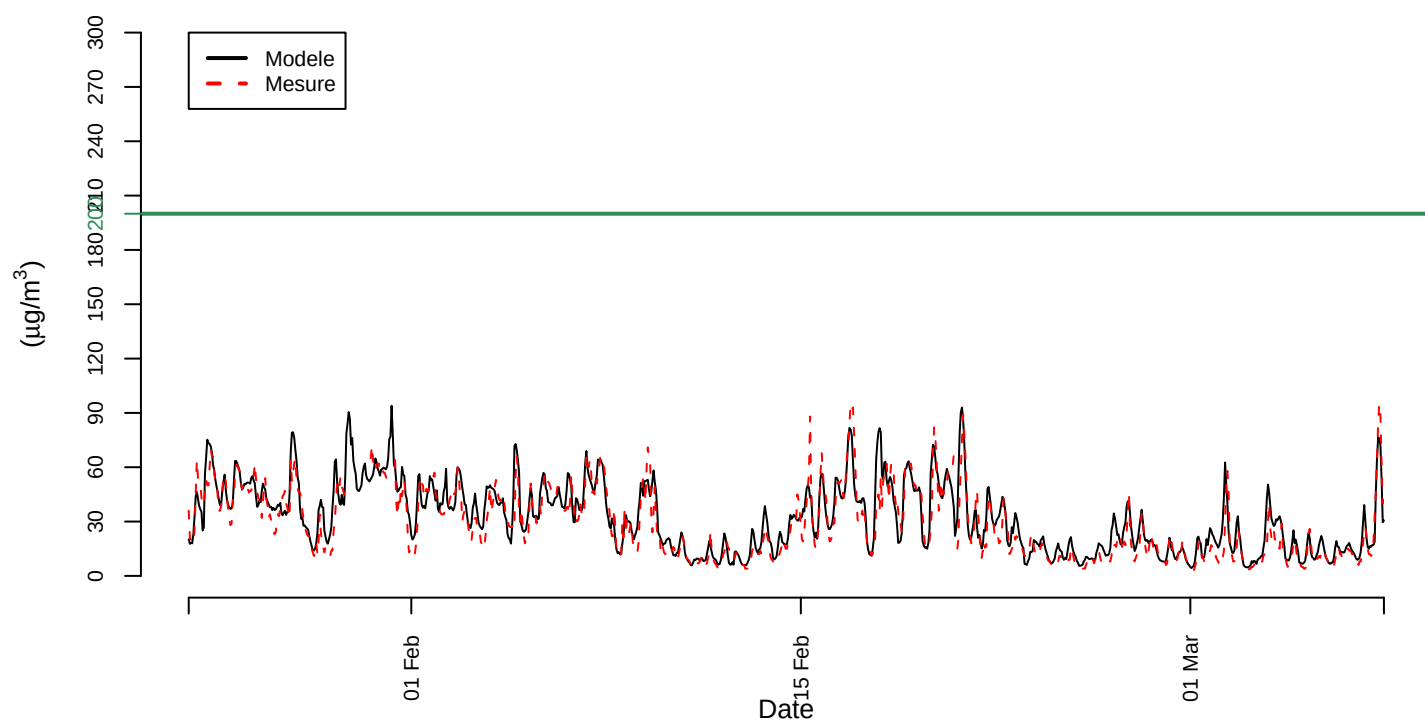
Identifiant	Localisation
ETUDE2	Stade du Vert-Bois
LABO2	Avenue Marmontel
ETUDE1	Allée du collège
ETUDE5	Stade de la Marche

IX.1.1. Dioxyde d'azote

Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

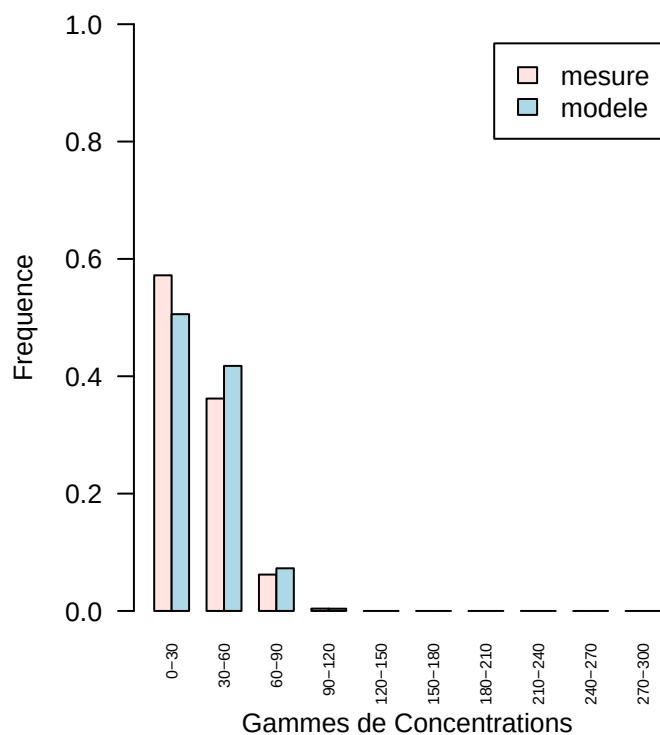


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

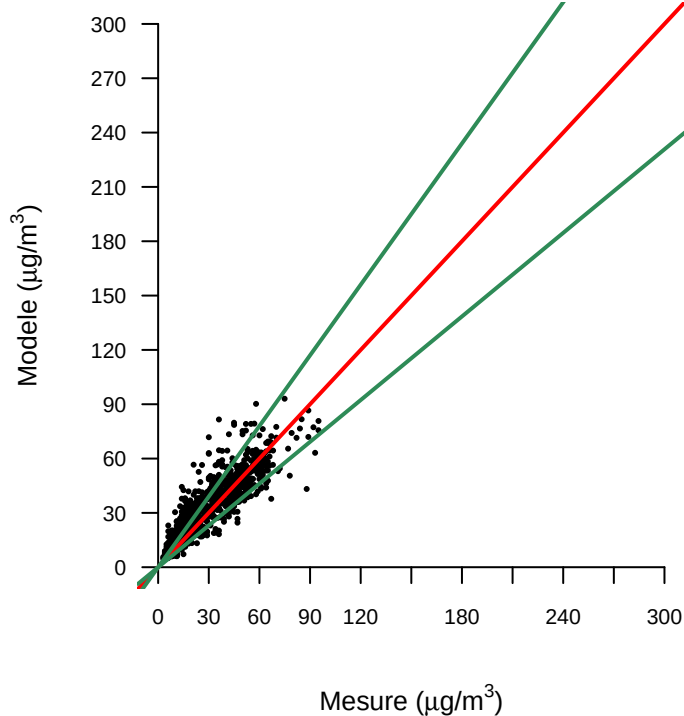
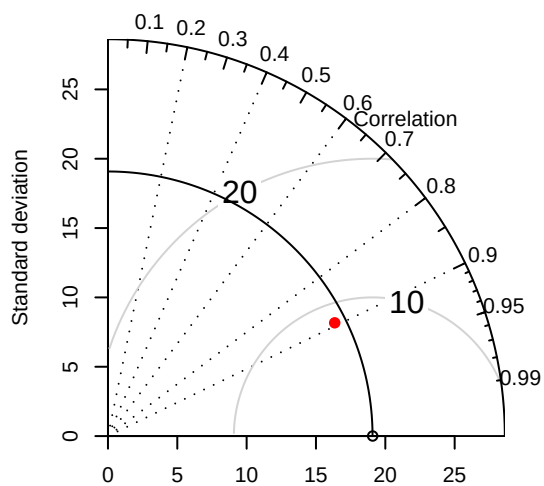
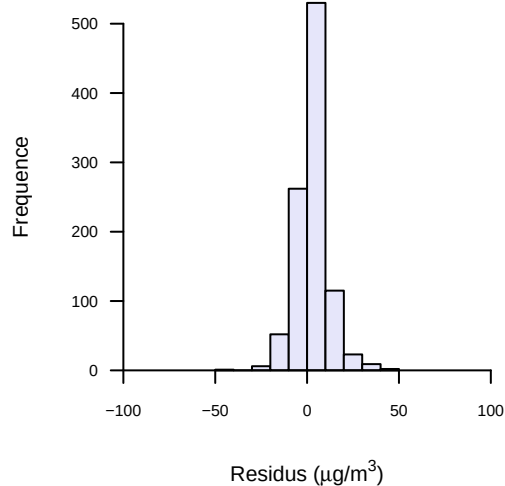


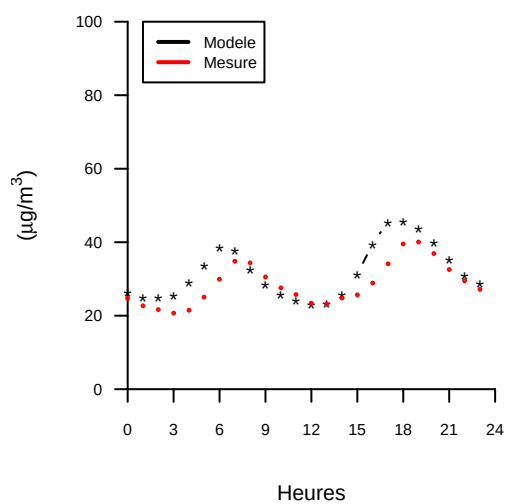
Diagramme de Taylor



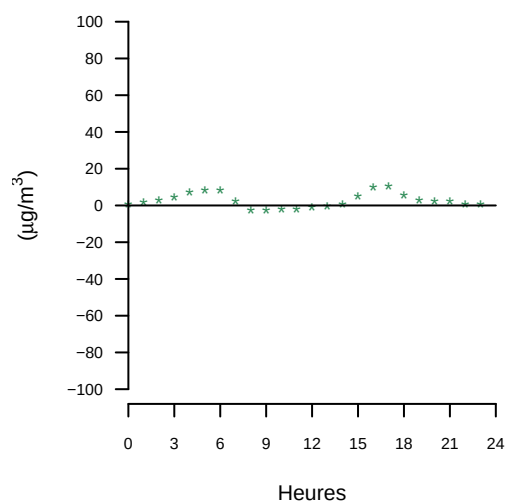
Histogramme des residus



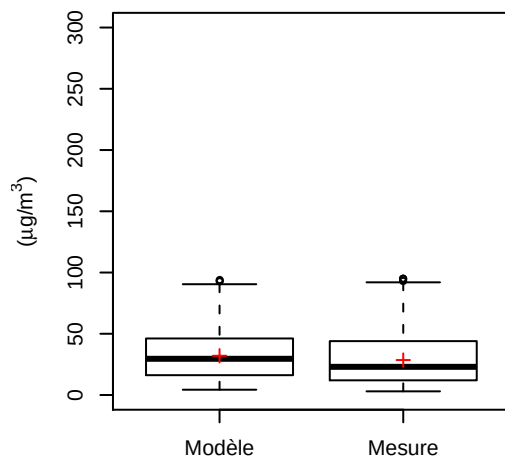
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



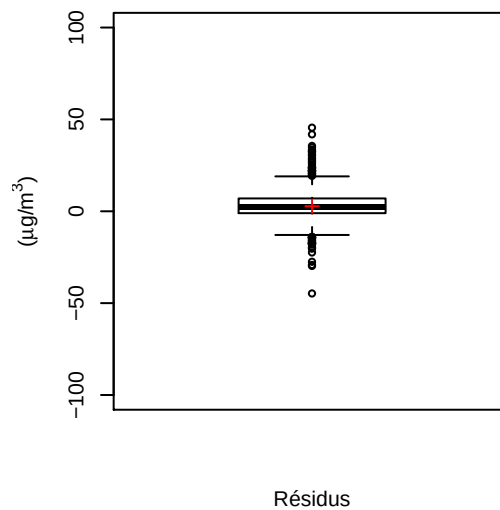
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

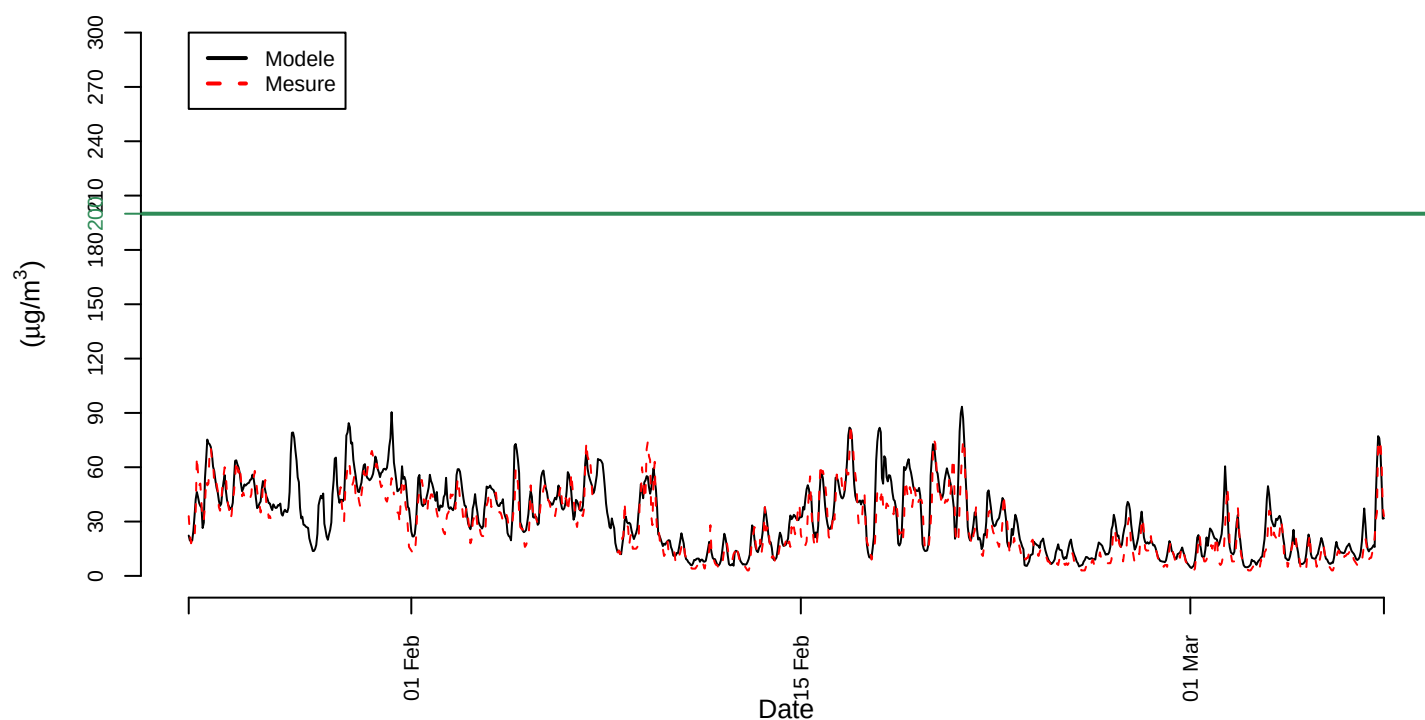


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

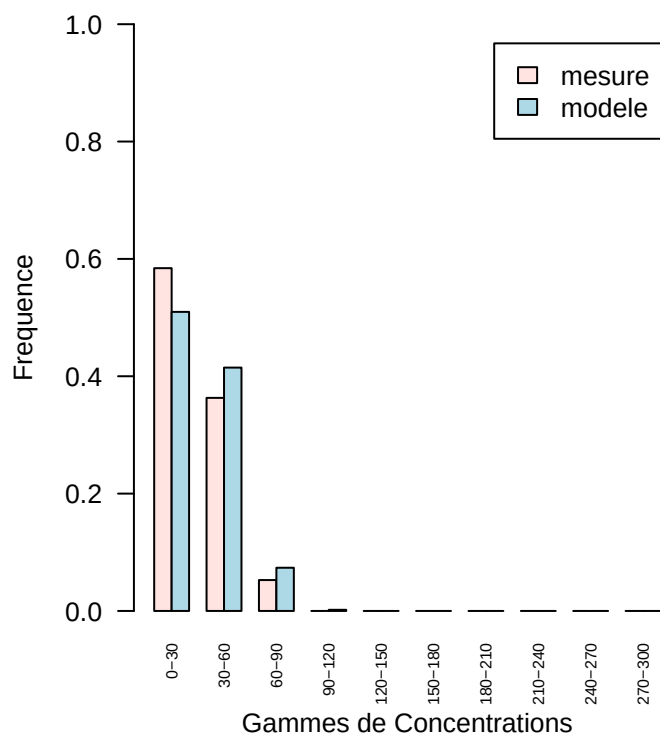


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

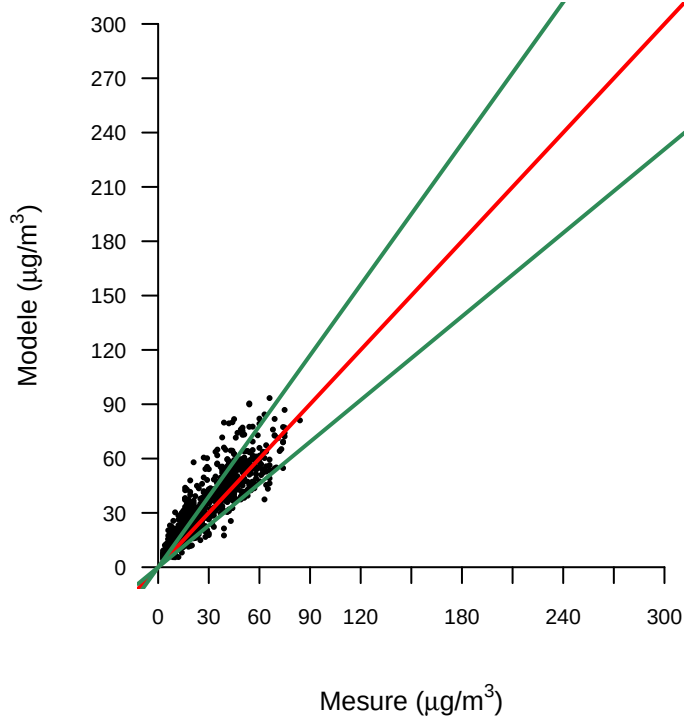
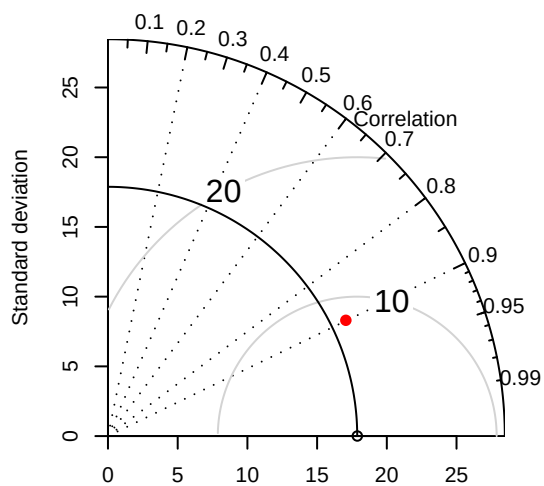
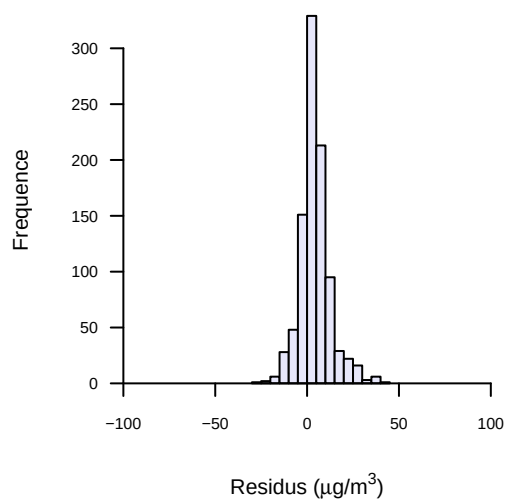


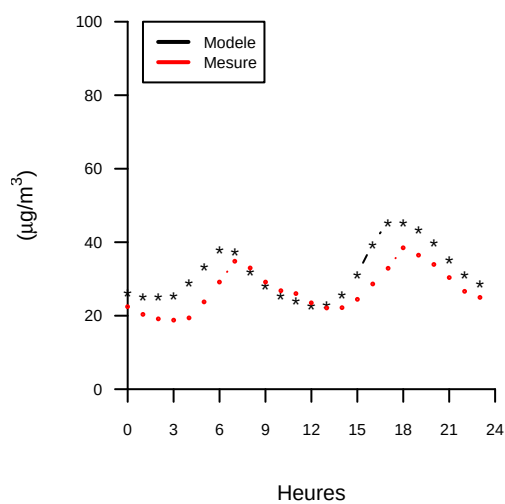
Diagramme de Taylor



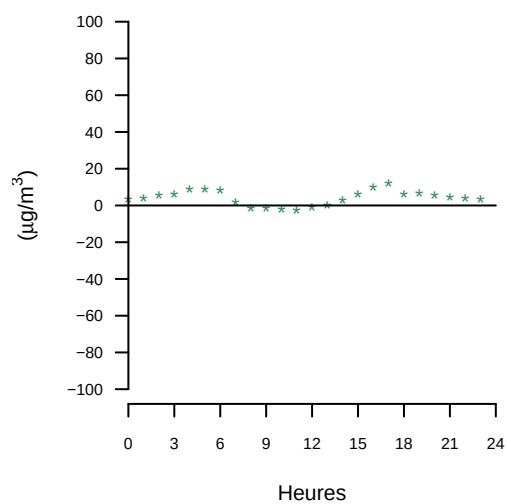
Histogramme des residus



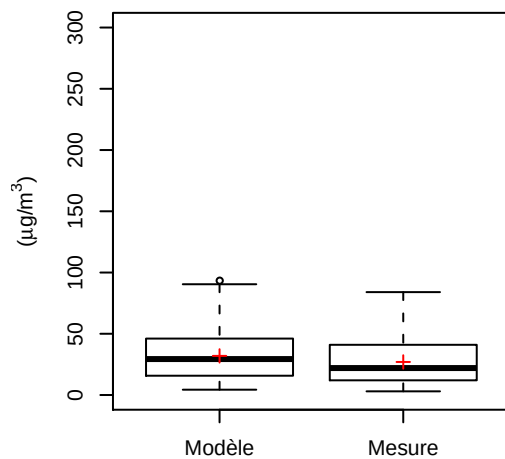
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



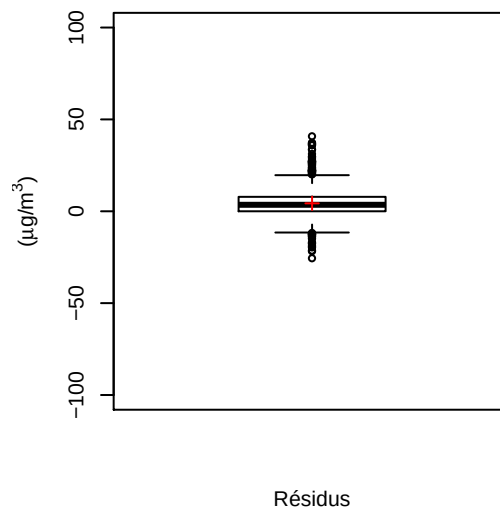
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

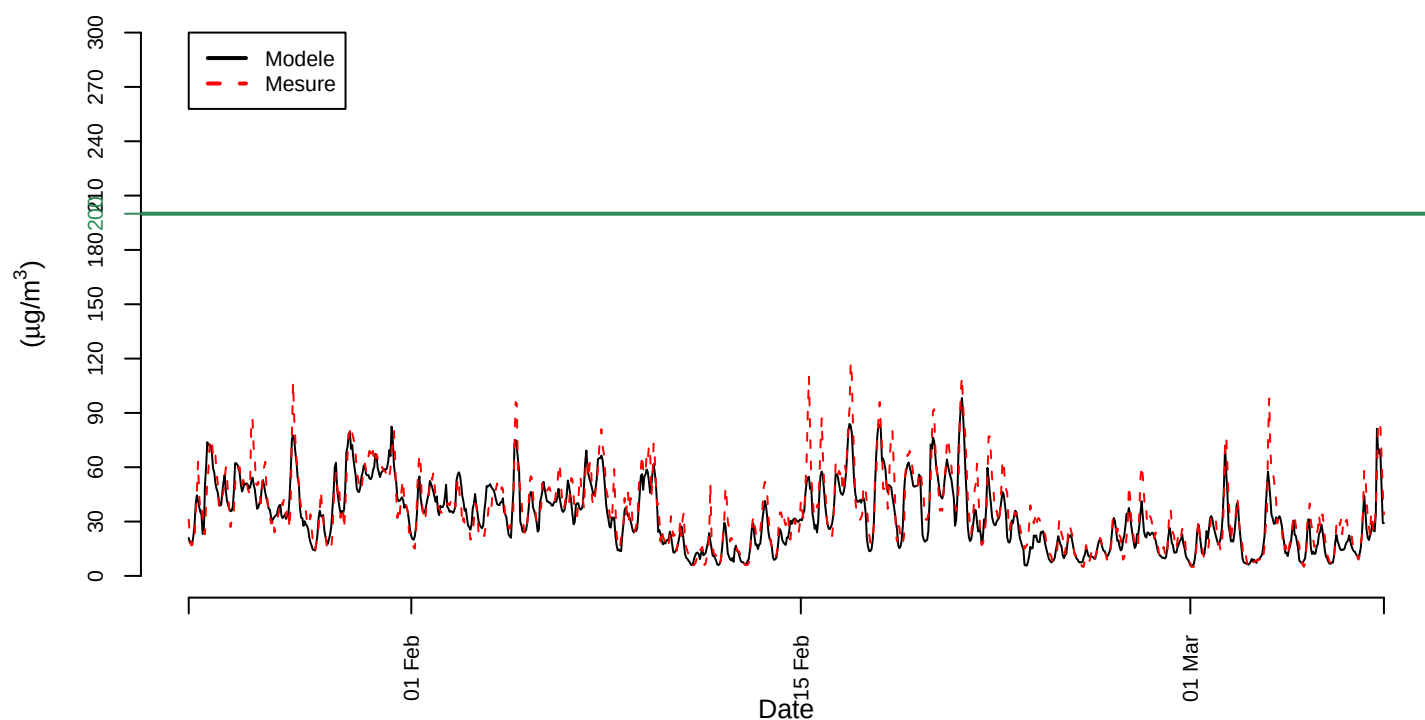


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

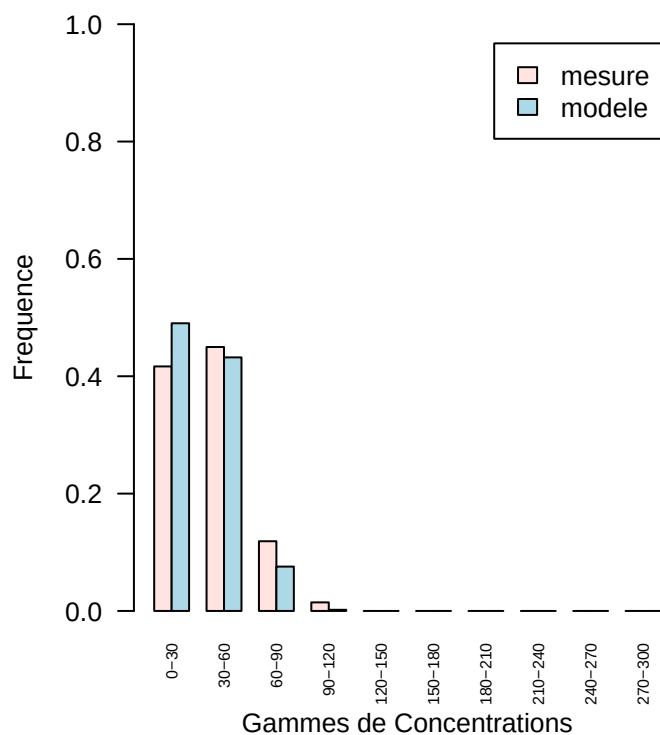


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

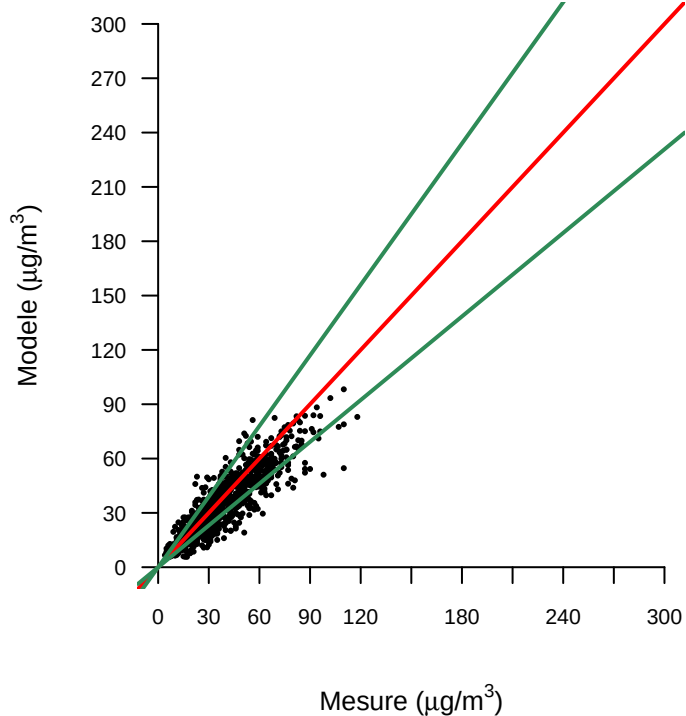
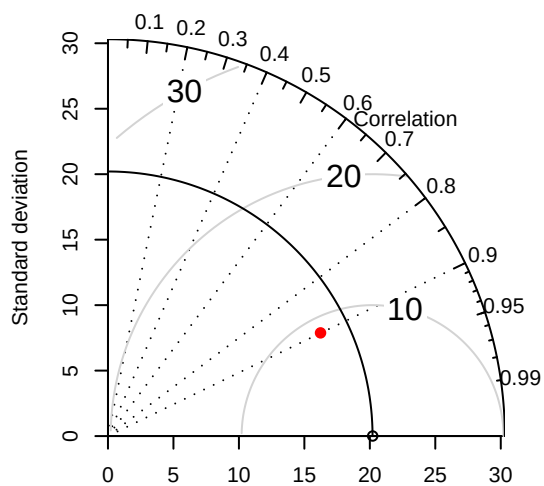
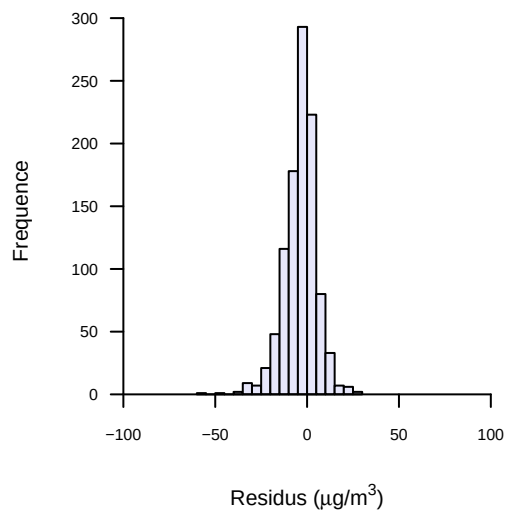


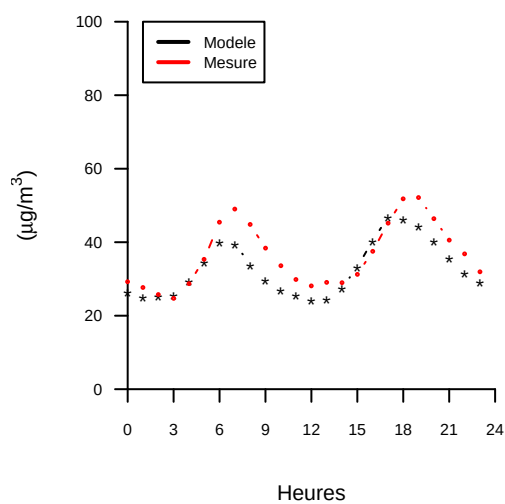
Diagramme de Taylor



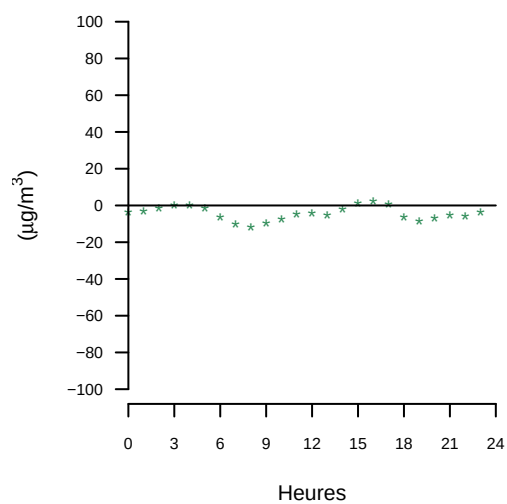
Histogramme des residus



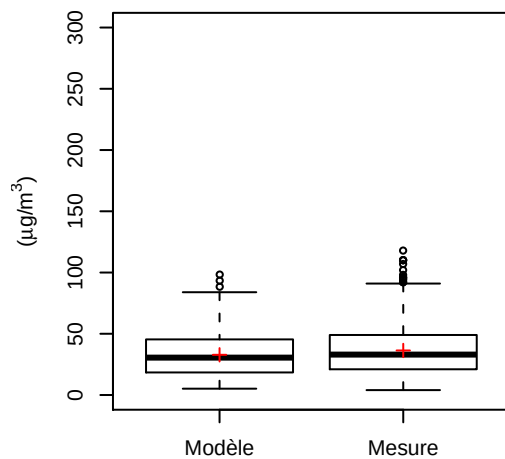
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



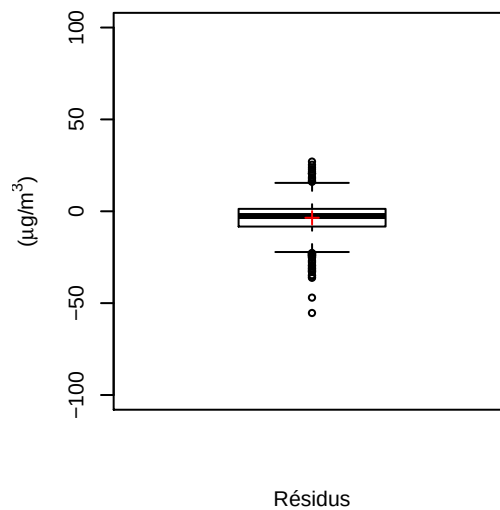
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

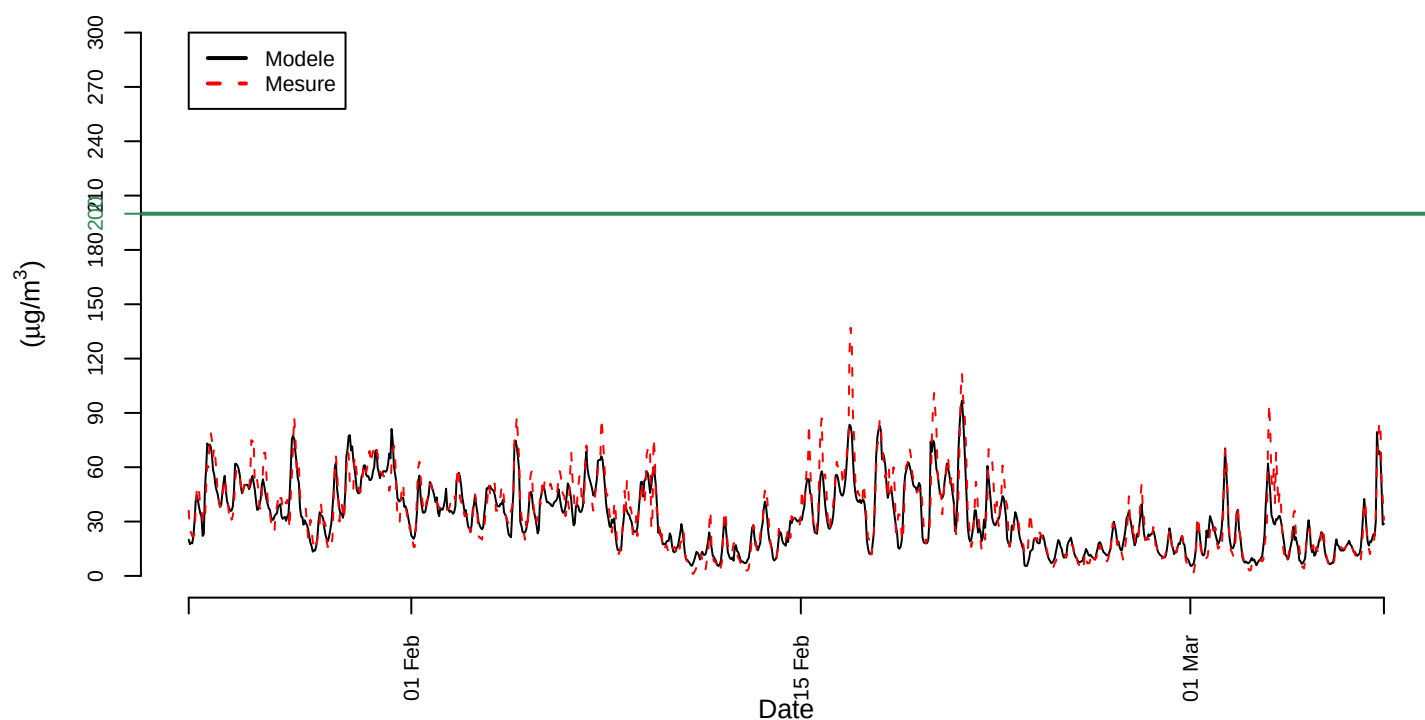


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

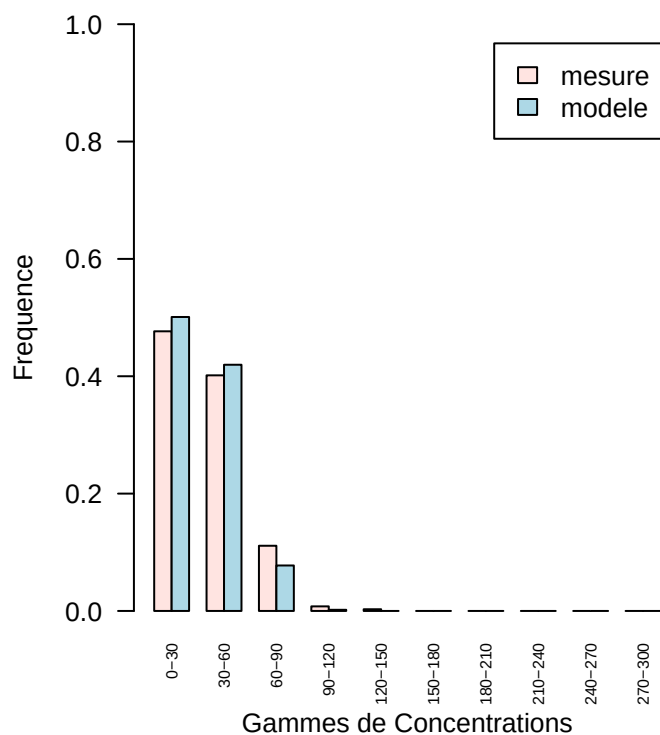


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

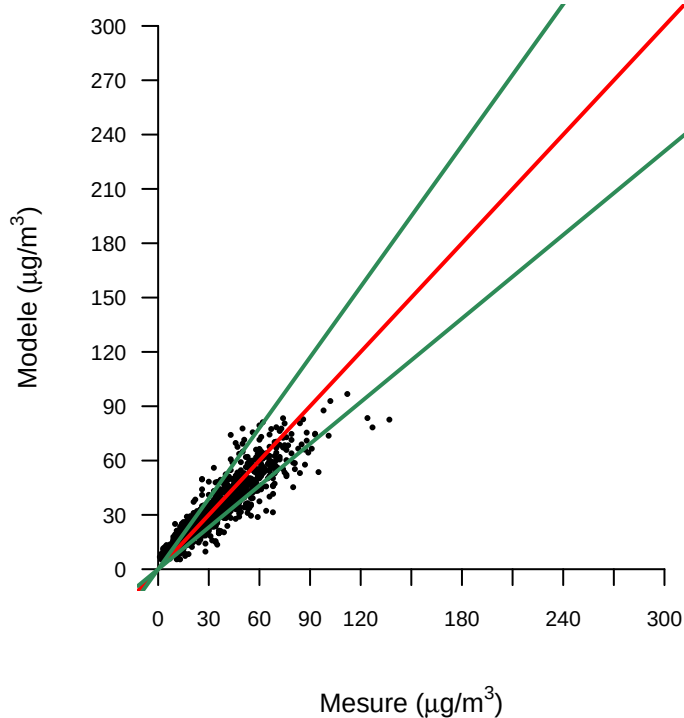
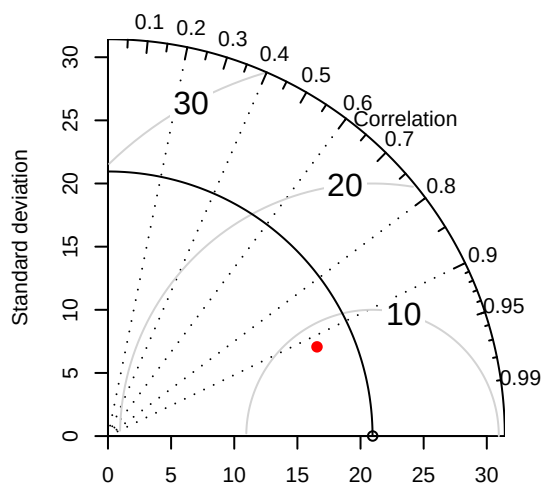
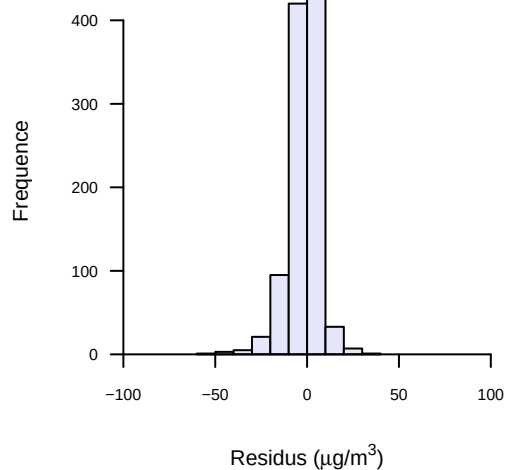


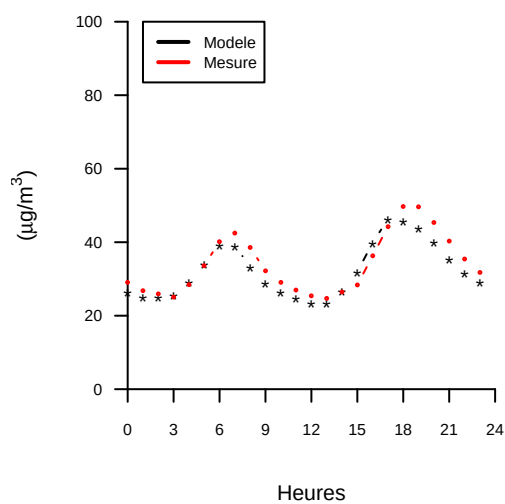
Diagramme de Taylor



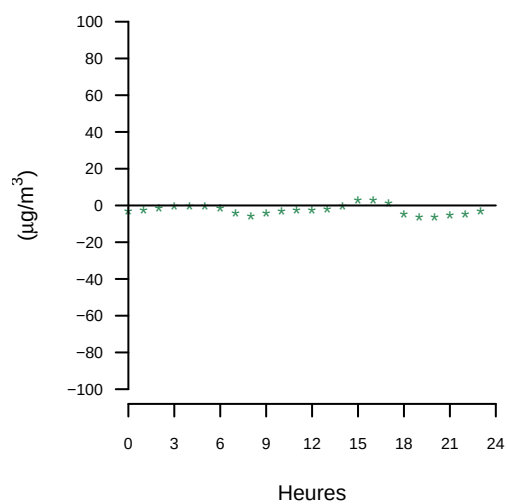
Histogramme des residus



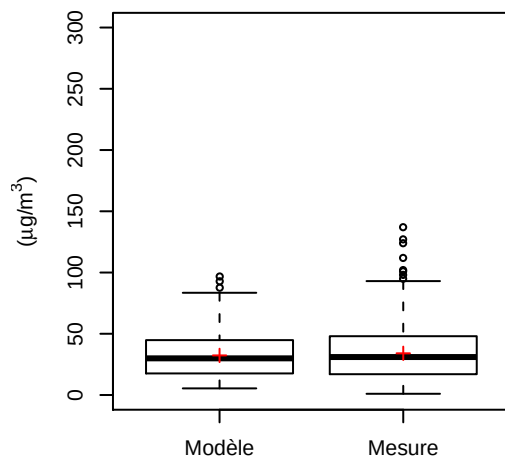
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



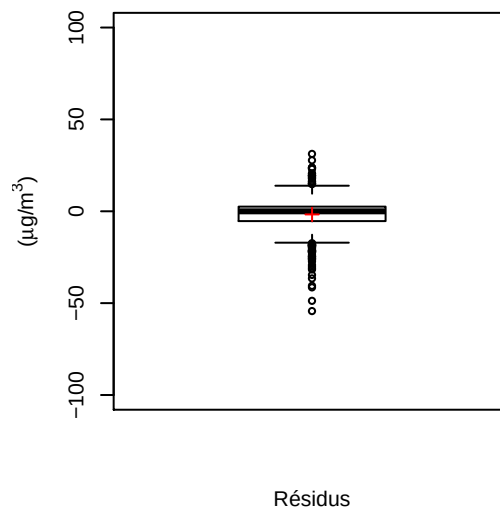
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote



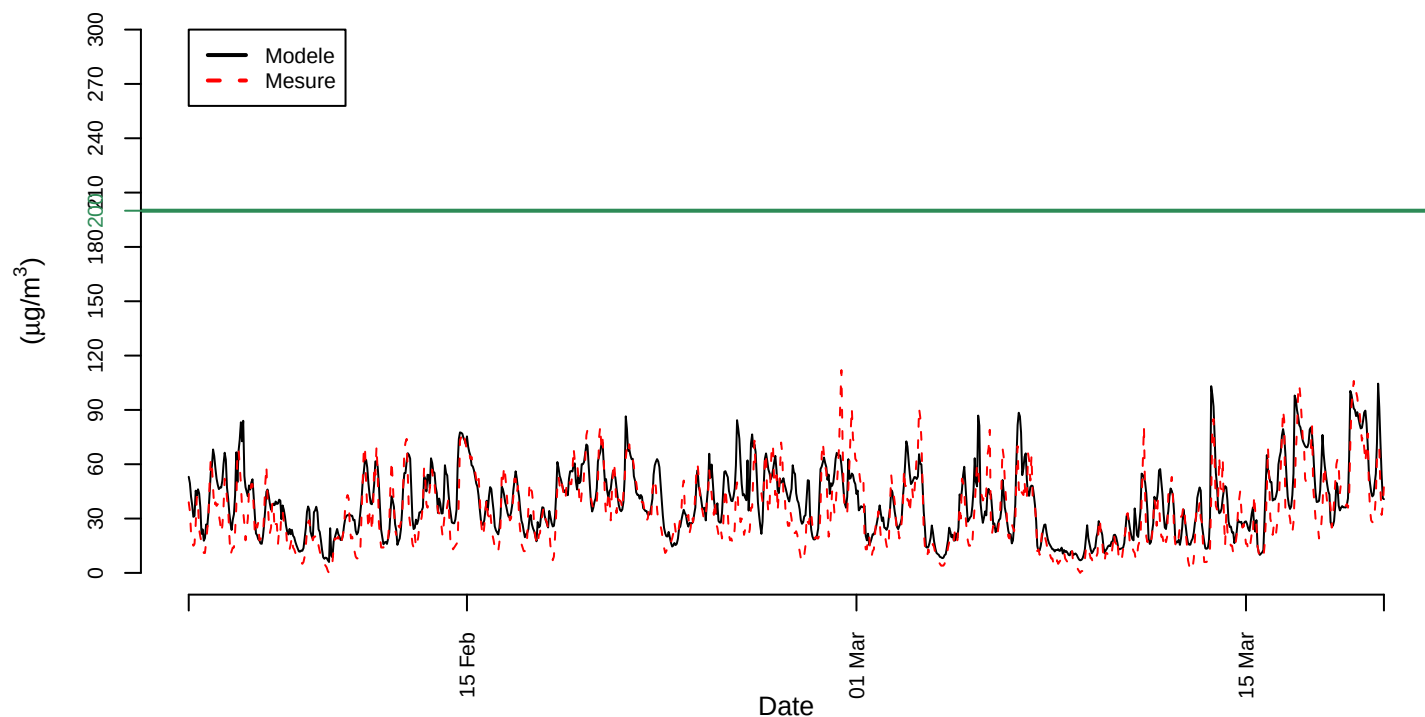
Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

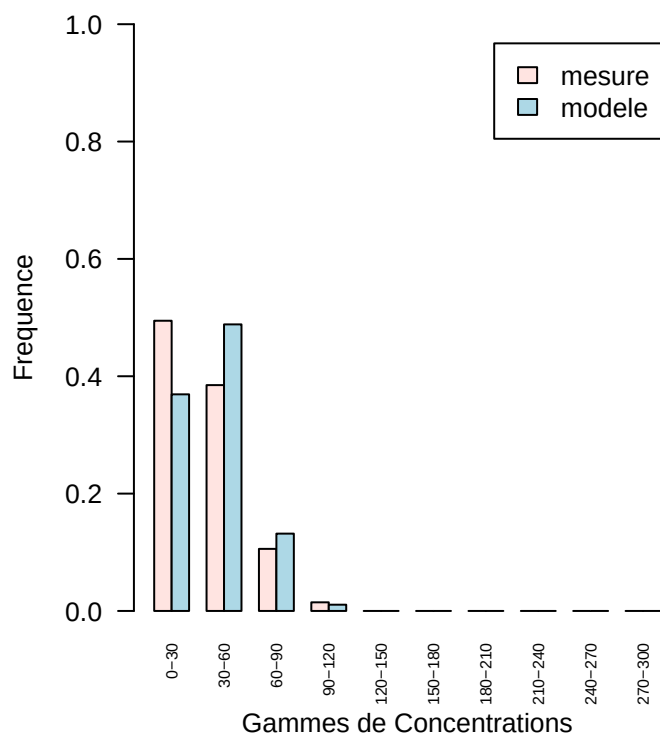


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

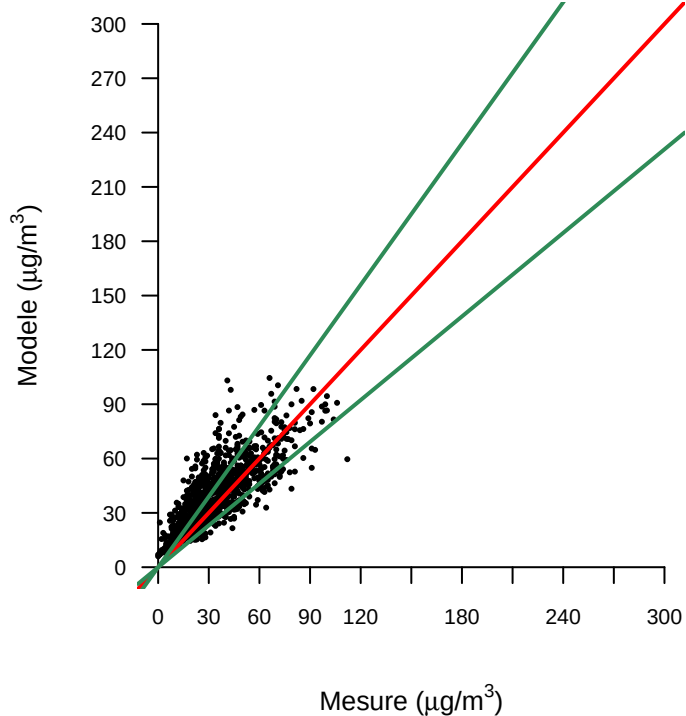
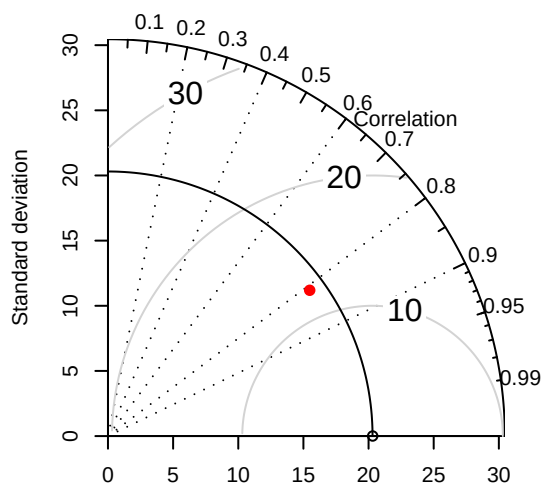
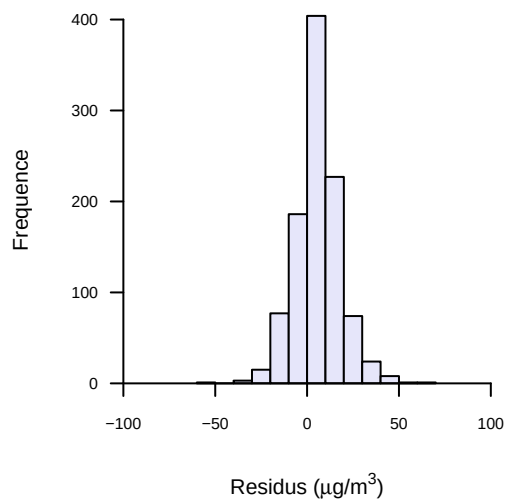


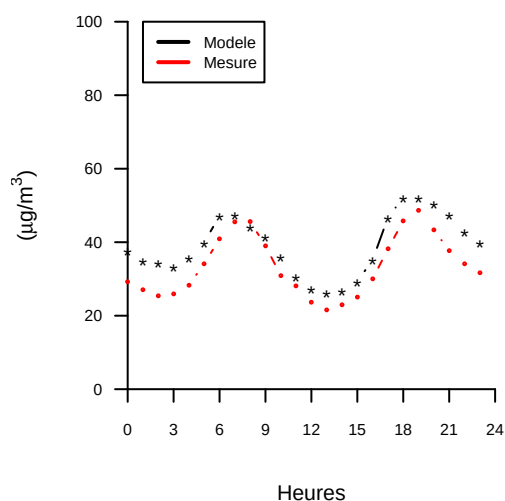
Diagramme de Taylor



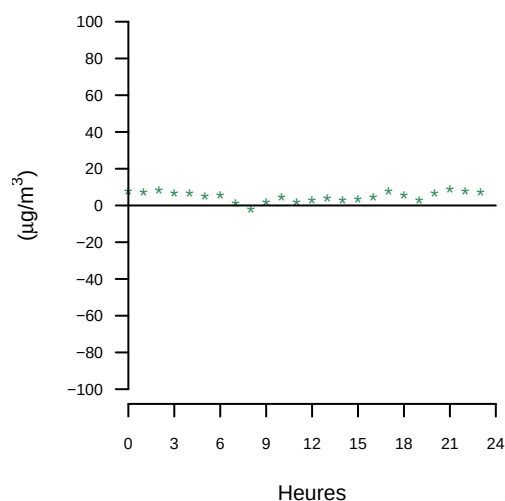
Histogramme des residus



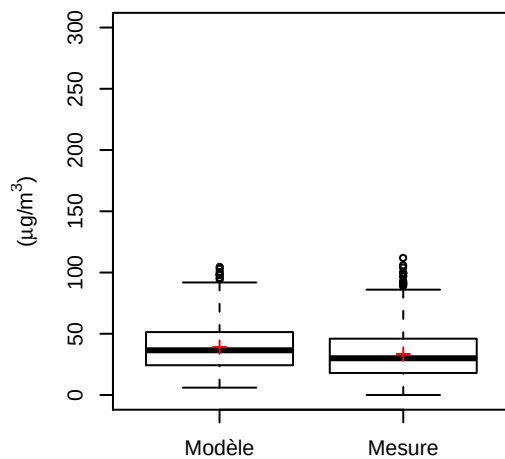
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



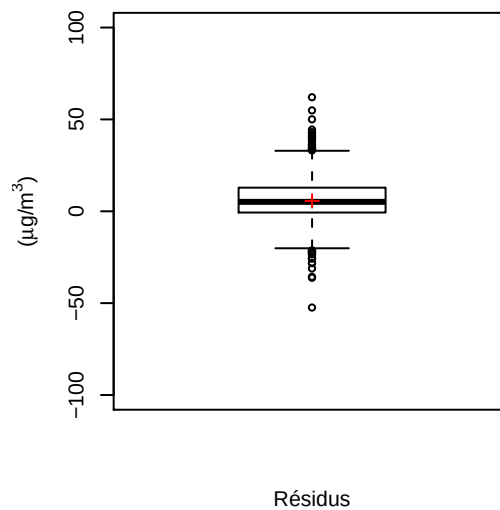
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

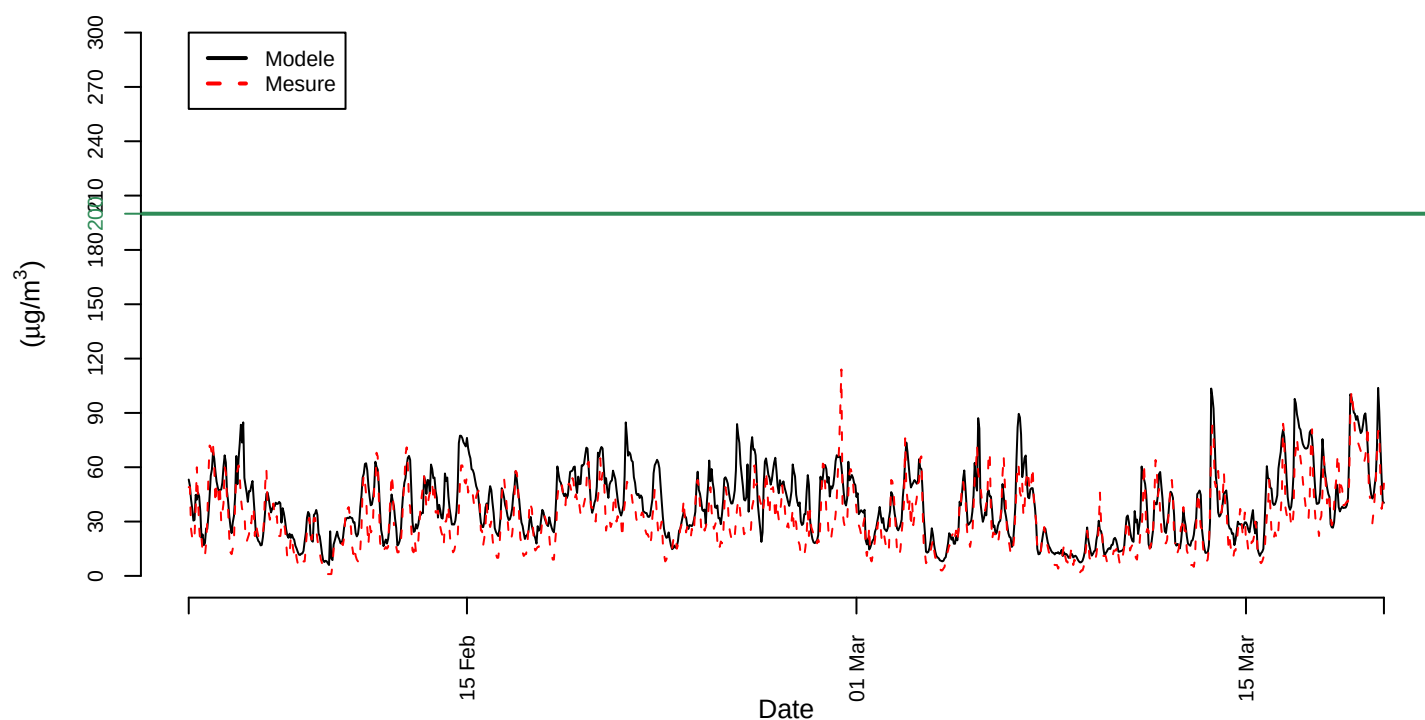


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

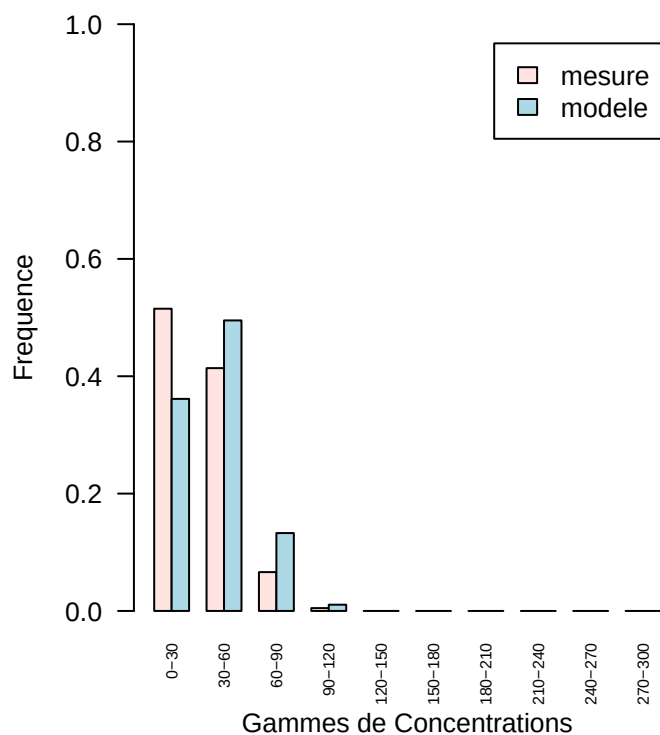


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

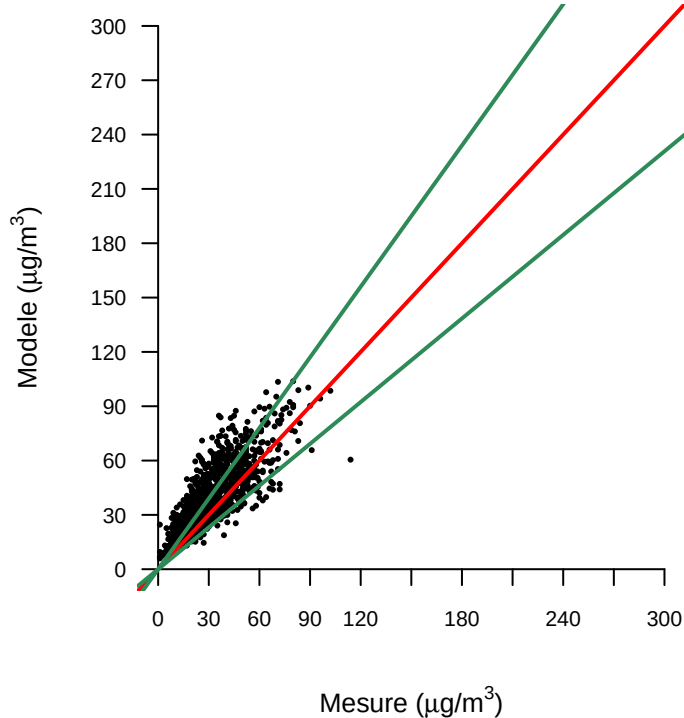
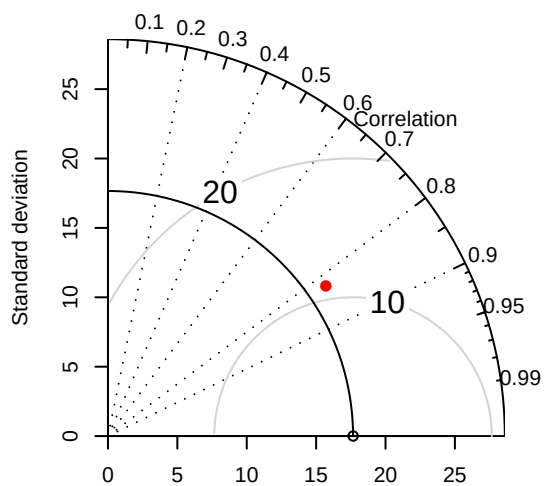
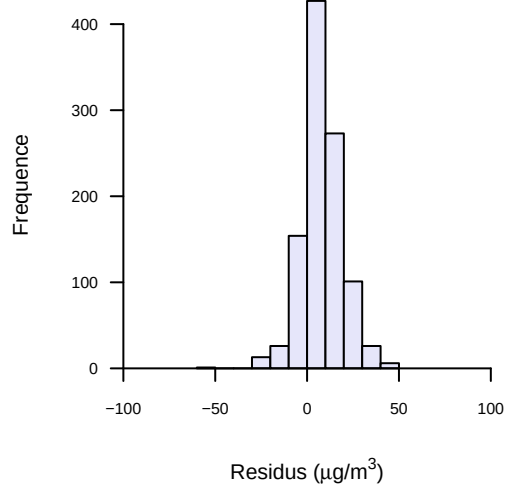


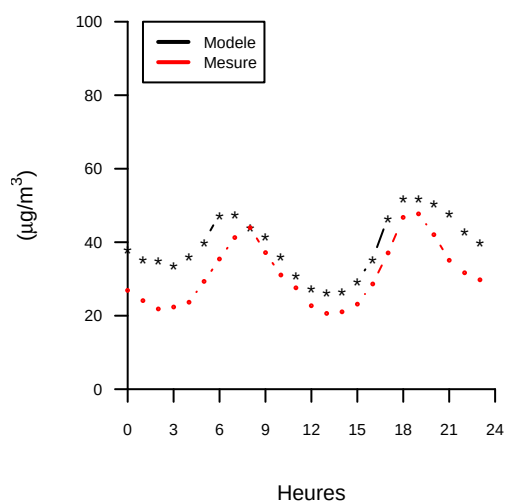
Diagramme de Taylor



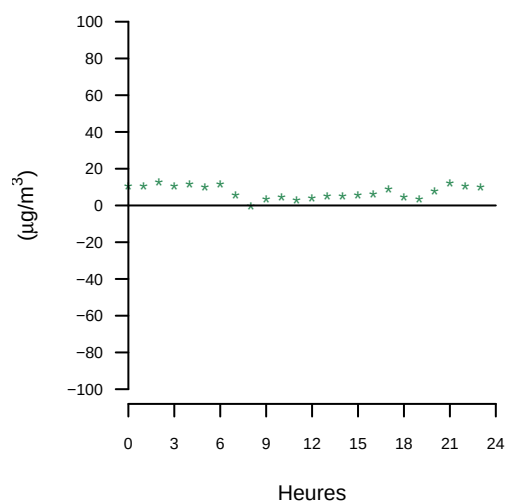
Histogramme des residus



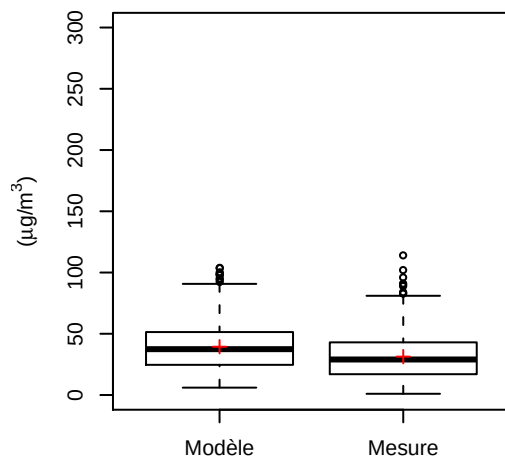
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



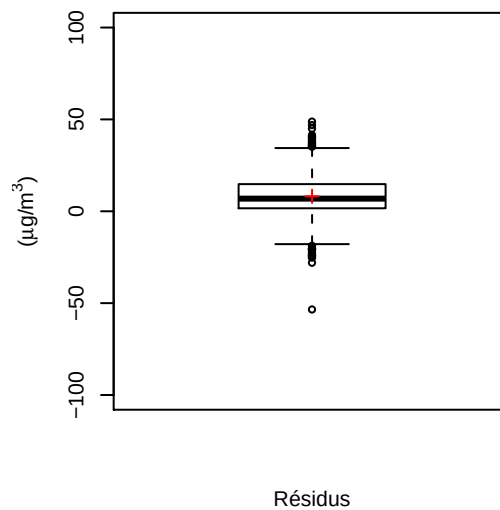
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

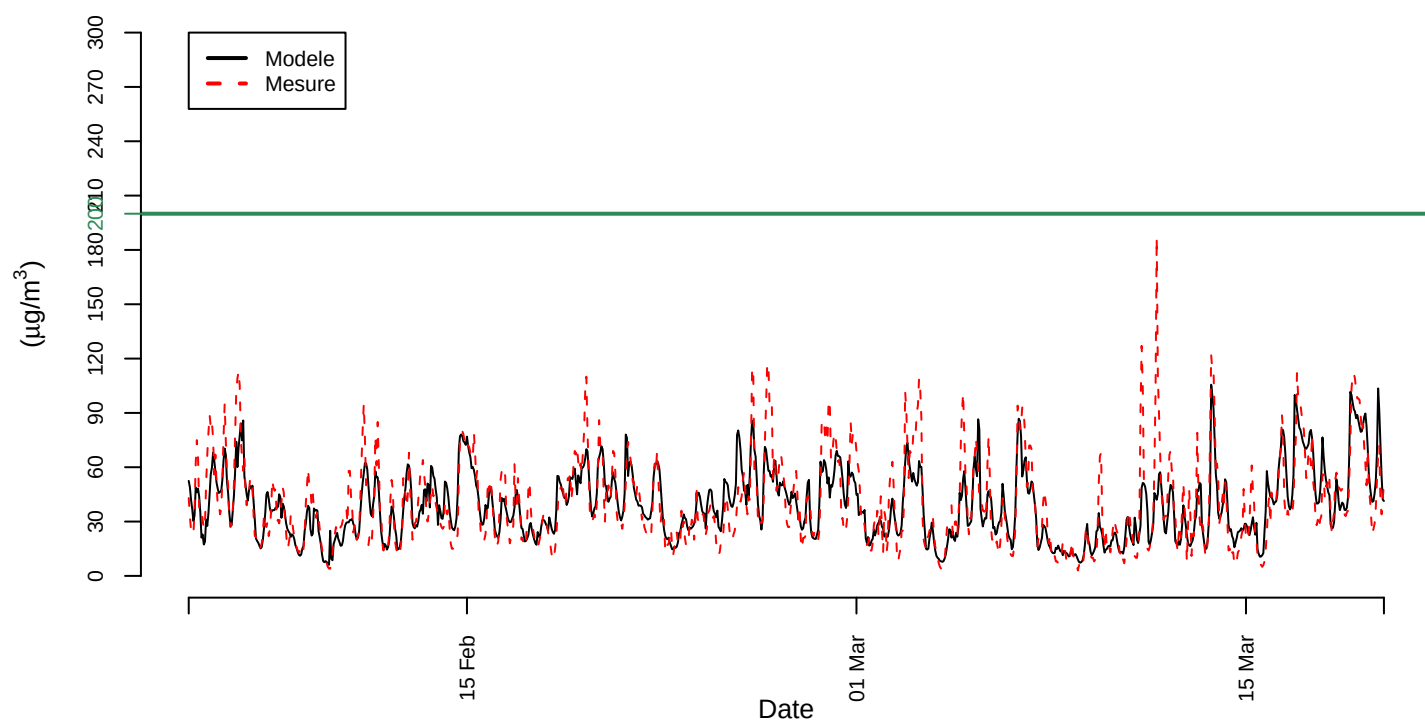


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

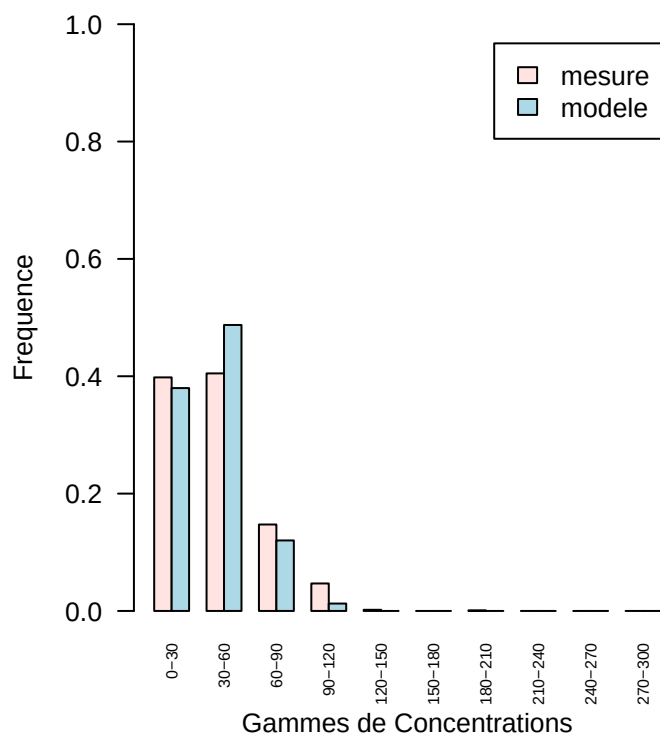


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

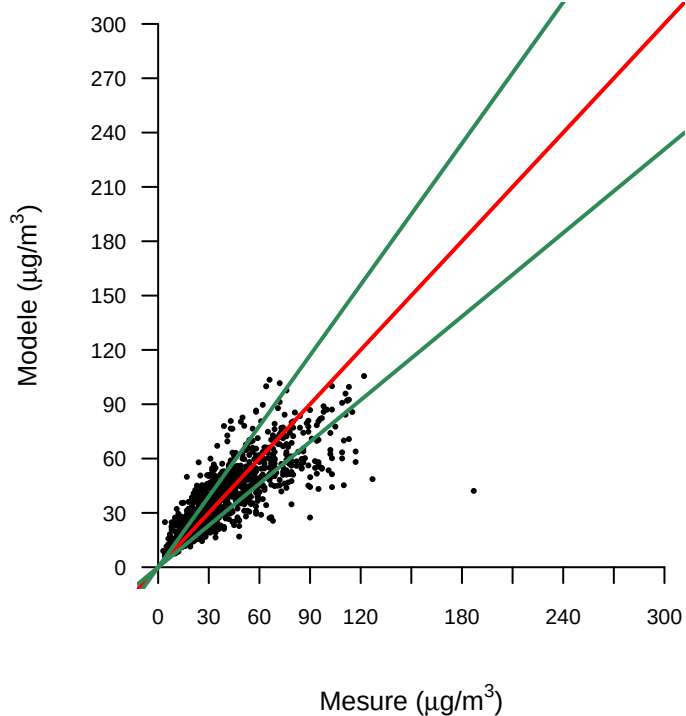
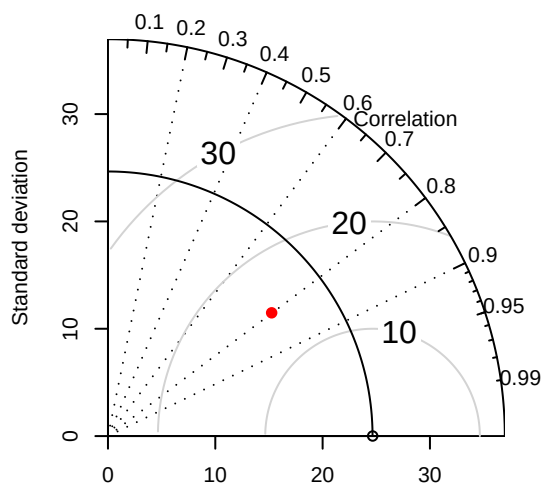
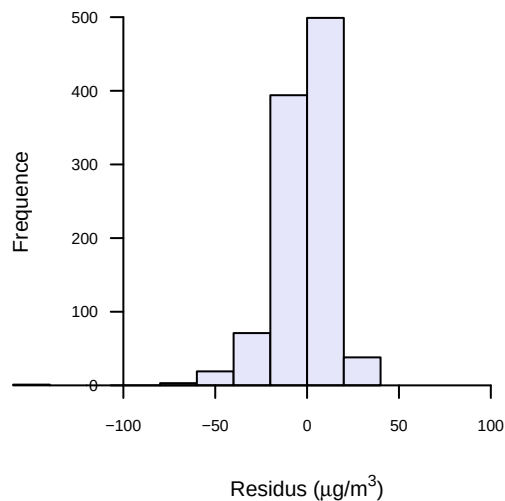


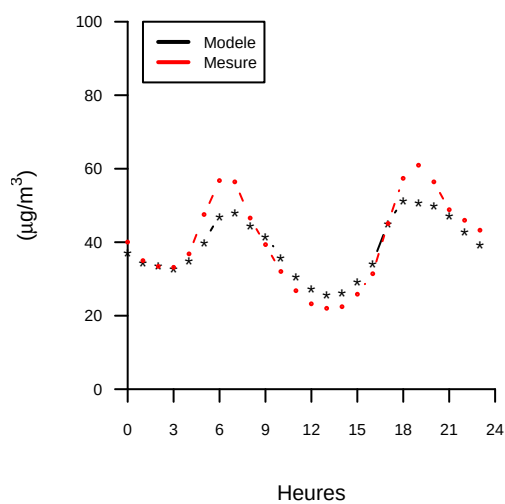
Diagramme de Taylor



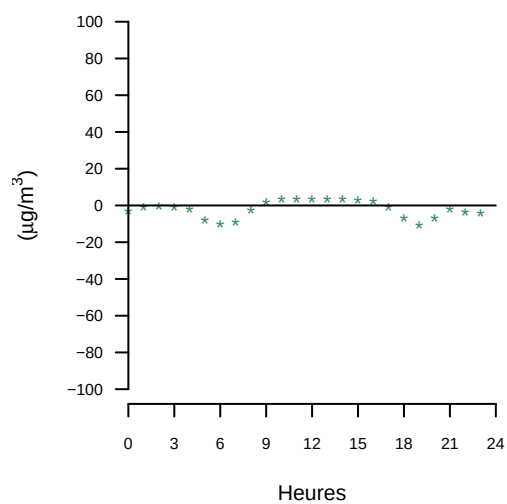
Histogramme des residus



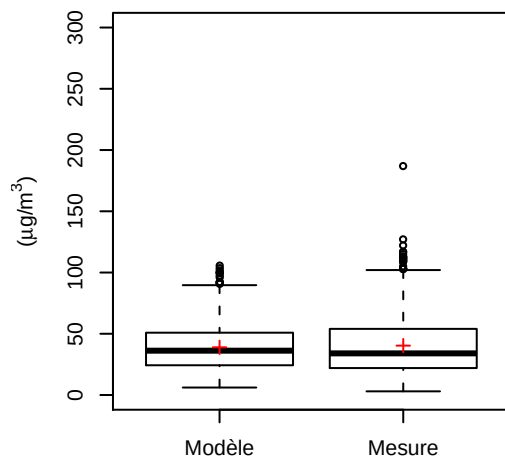
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



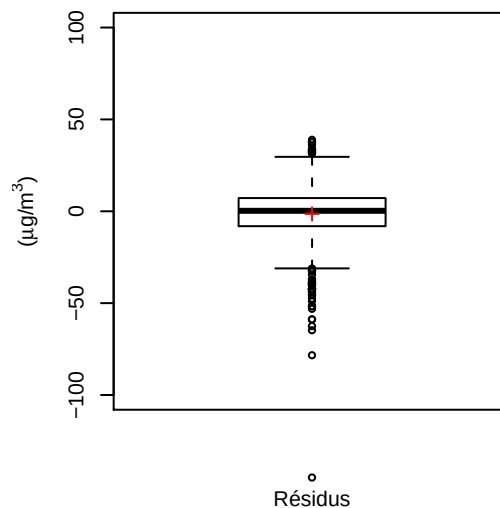
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote

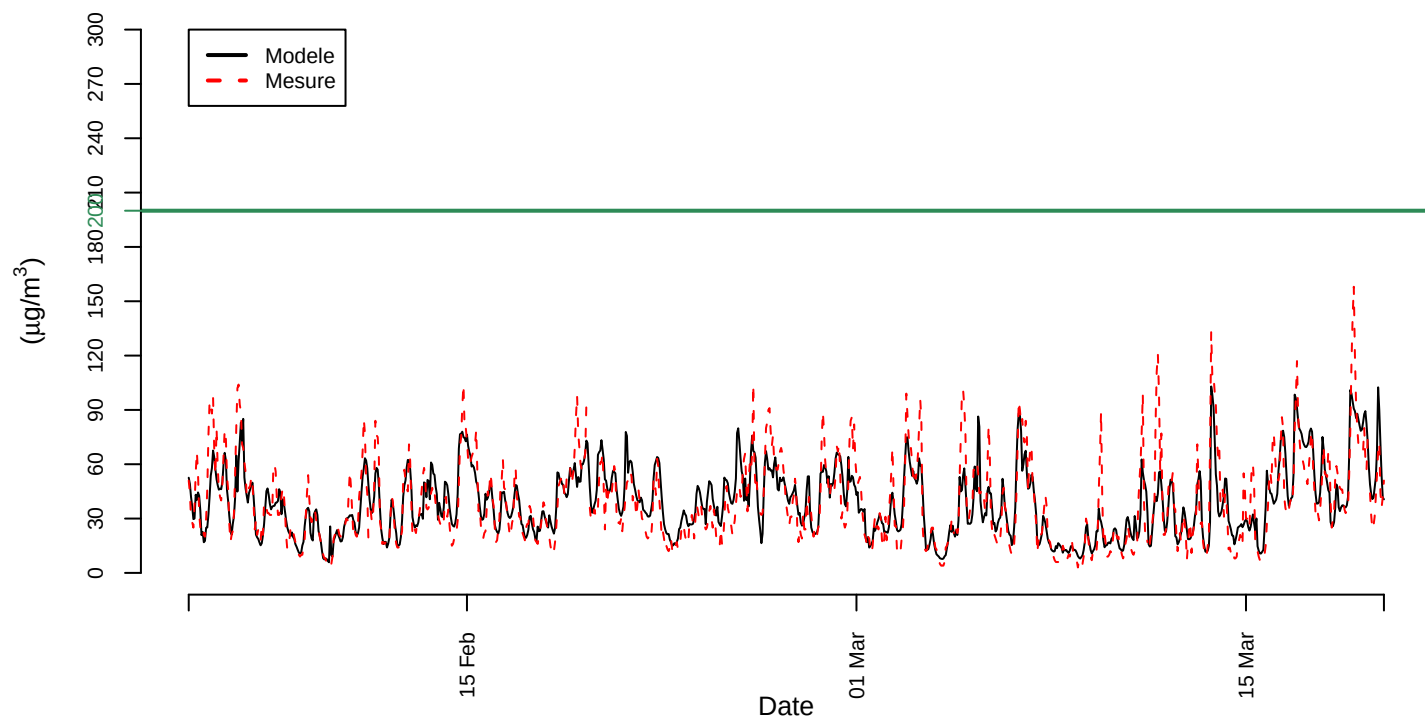


Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Dioxyde d'azote

Concentrations horaires en Dioxyde d'azote a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

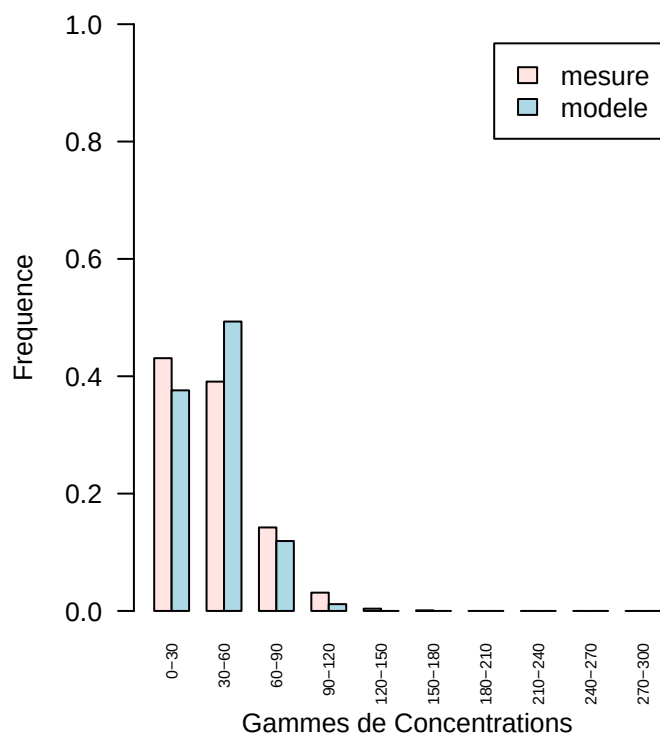


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

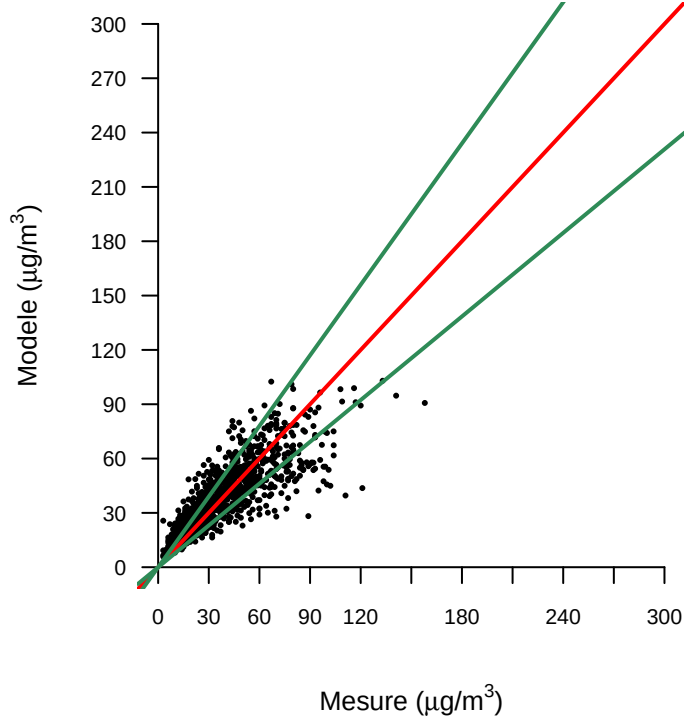
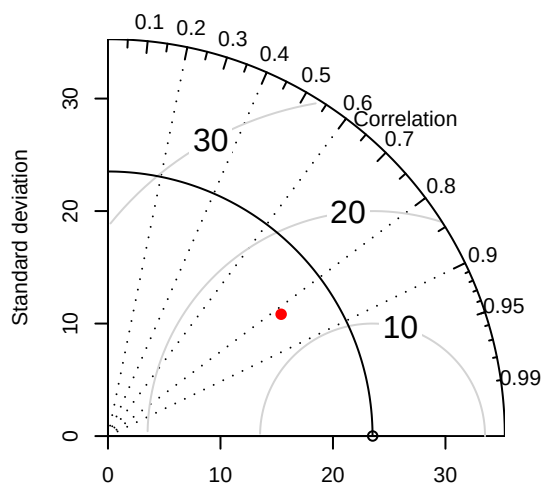
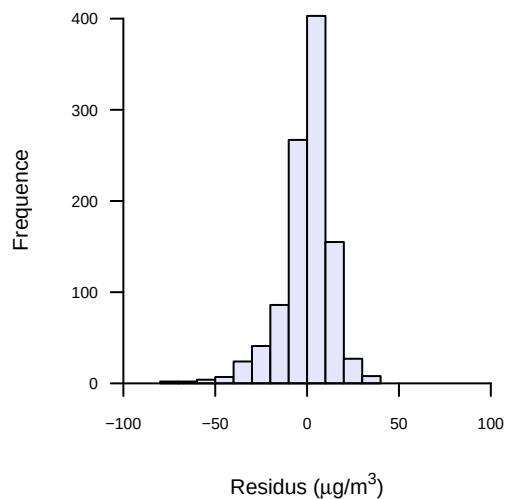


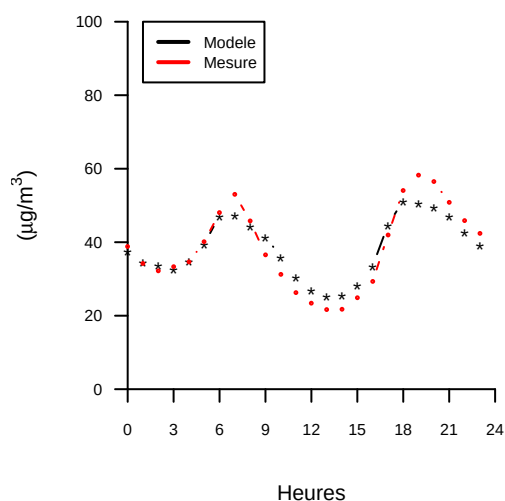
Diagramme de Taylor



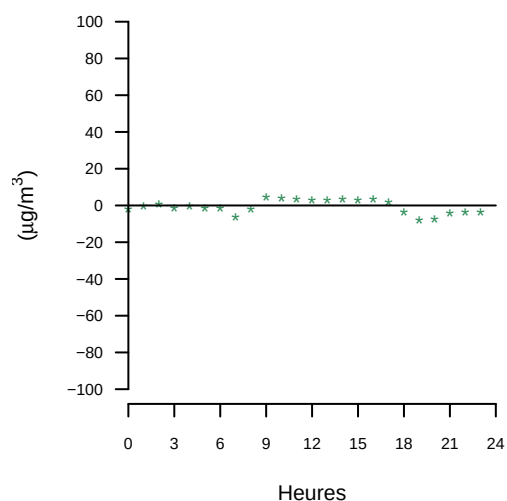
Histogramme des residus



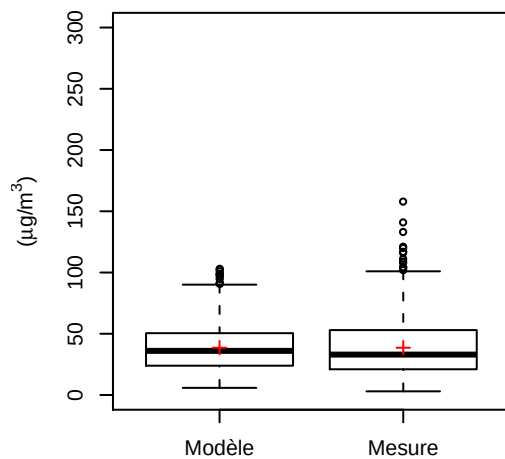
Profil journalier moyen en Dioxyde d'azote



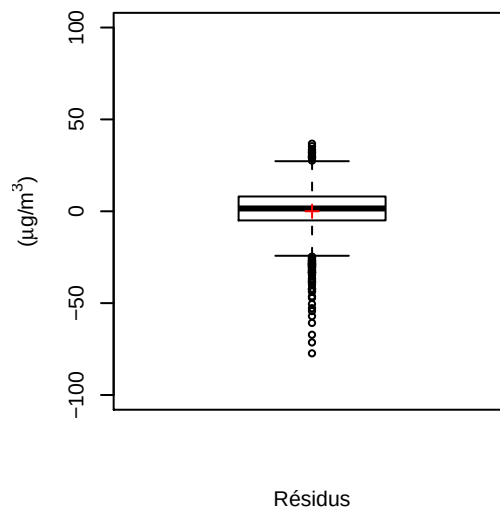
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Dioxyde d'azote



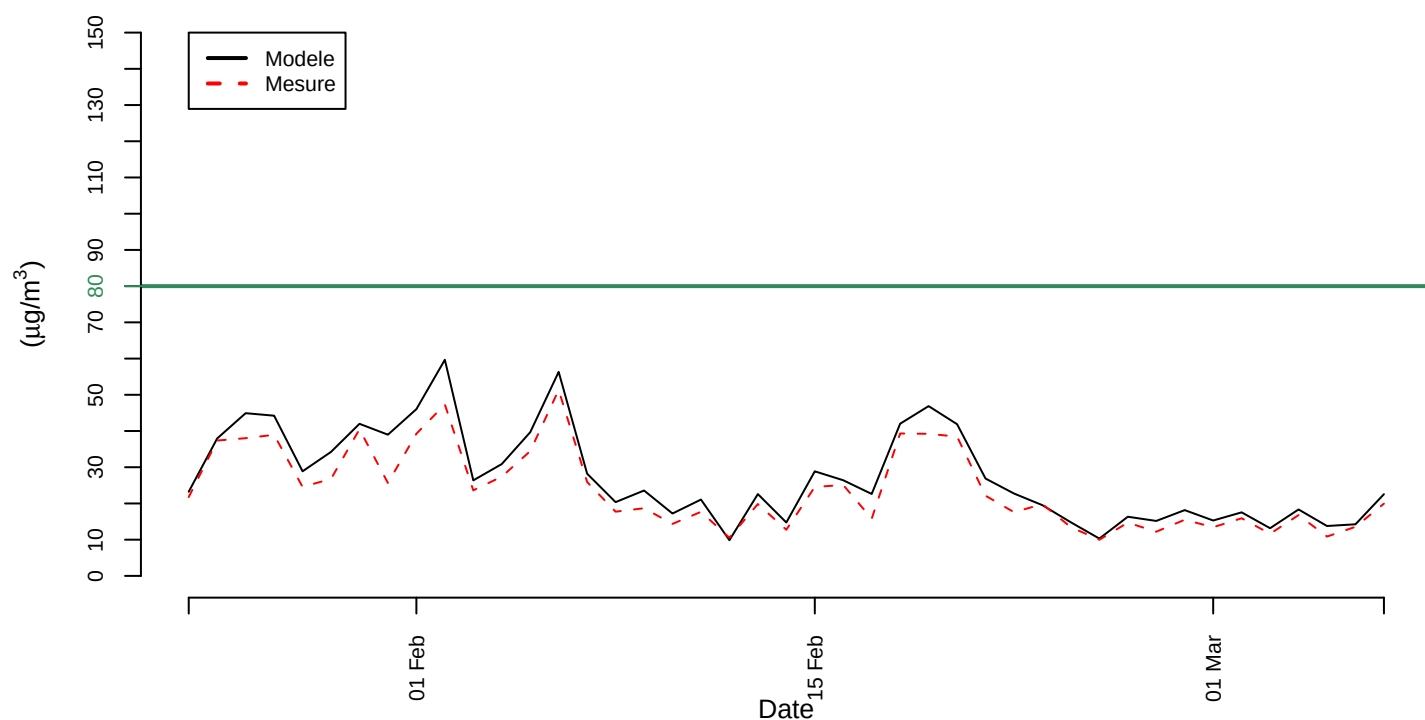
Boite à moustache des résidus en Dioxyde d'azote



IX.1.2. Particules PM10
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

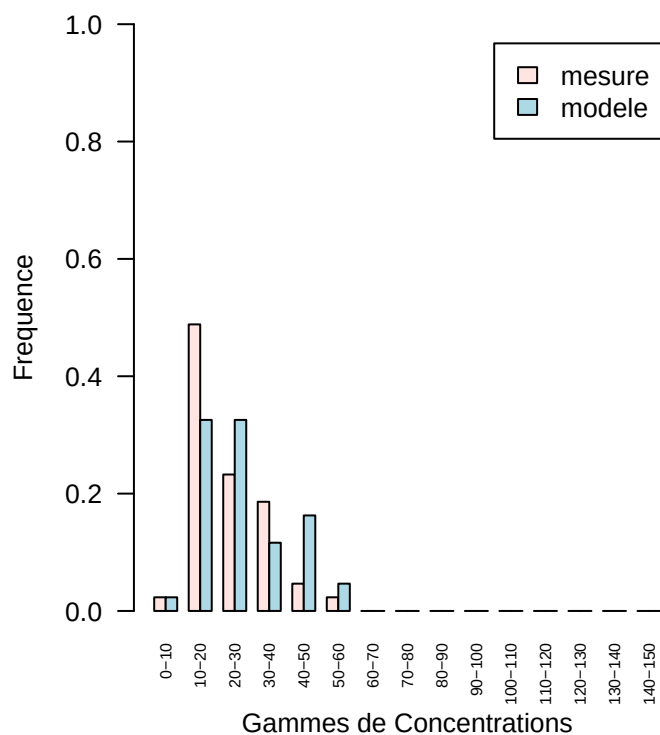


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

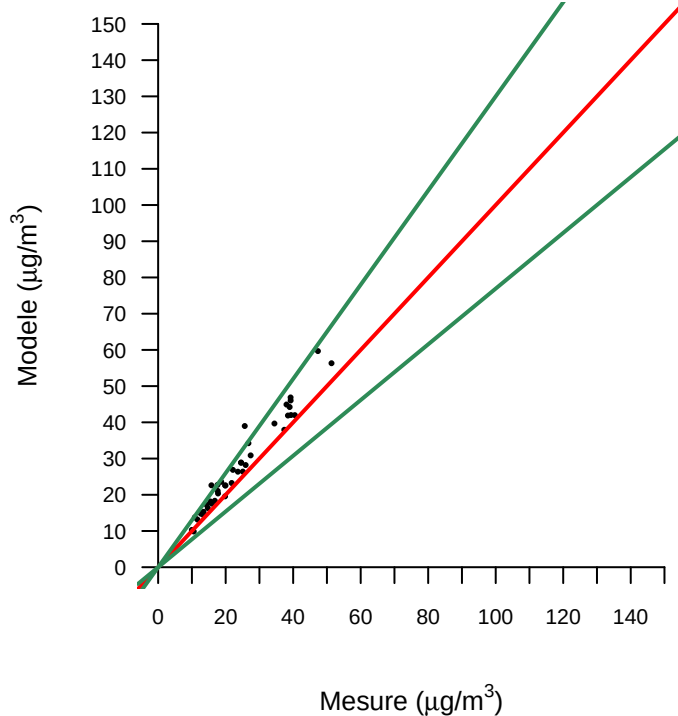
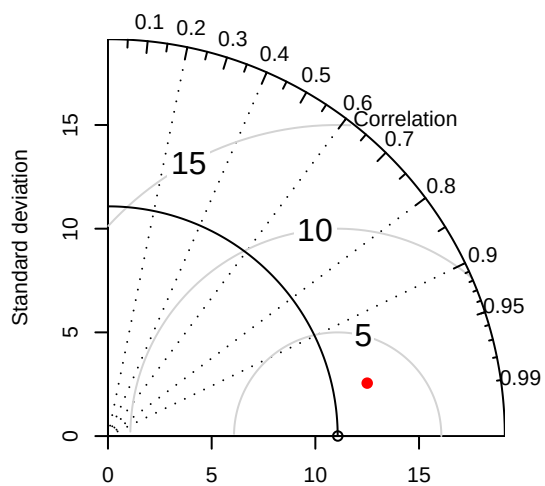
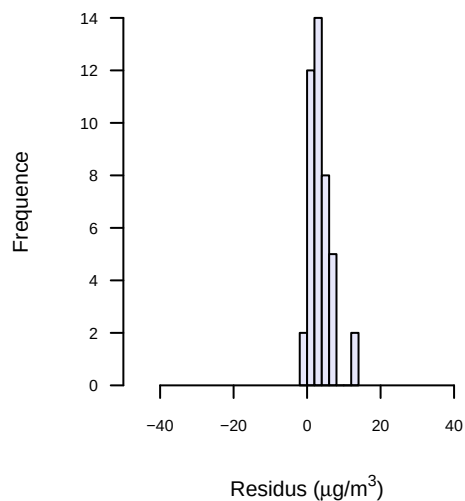


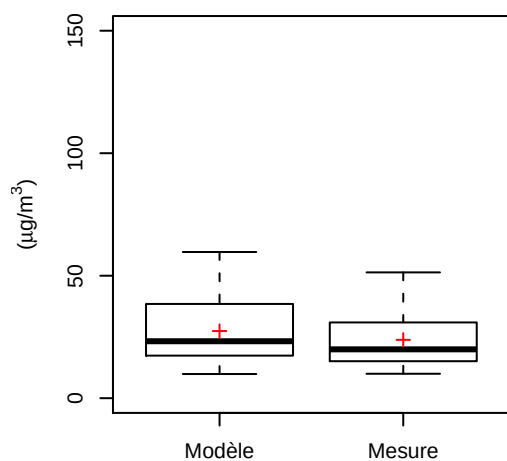
Diagramme de Taylor



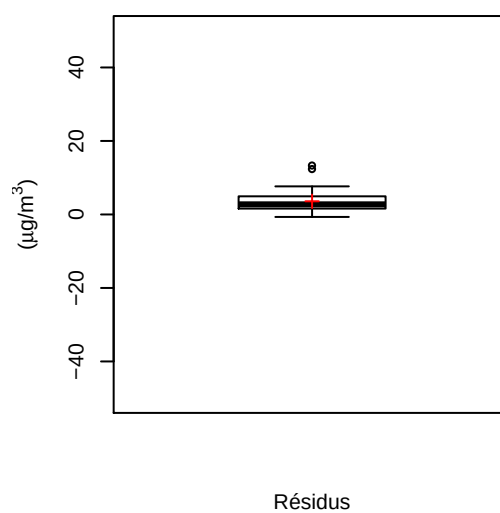
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

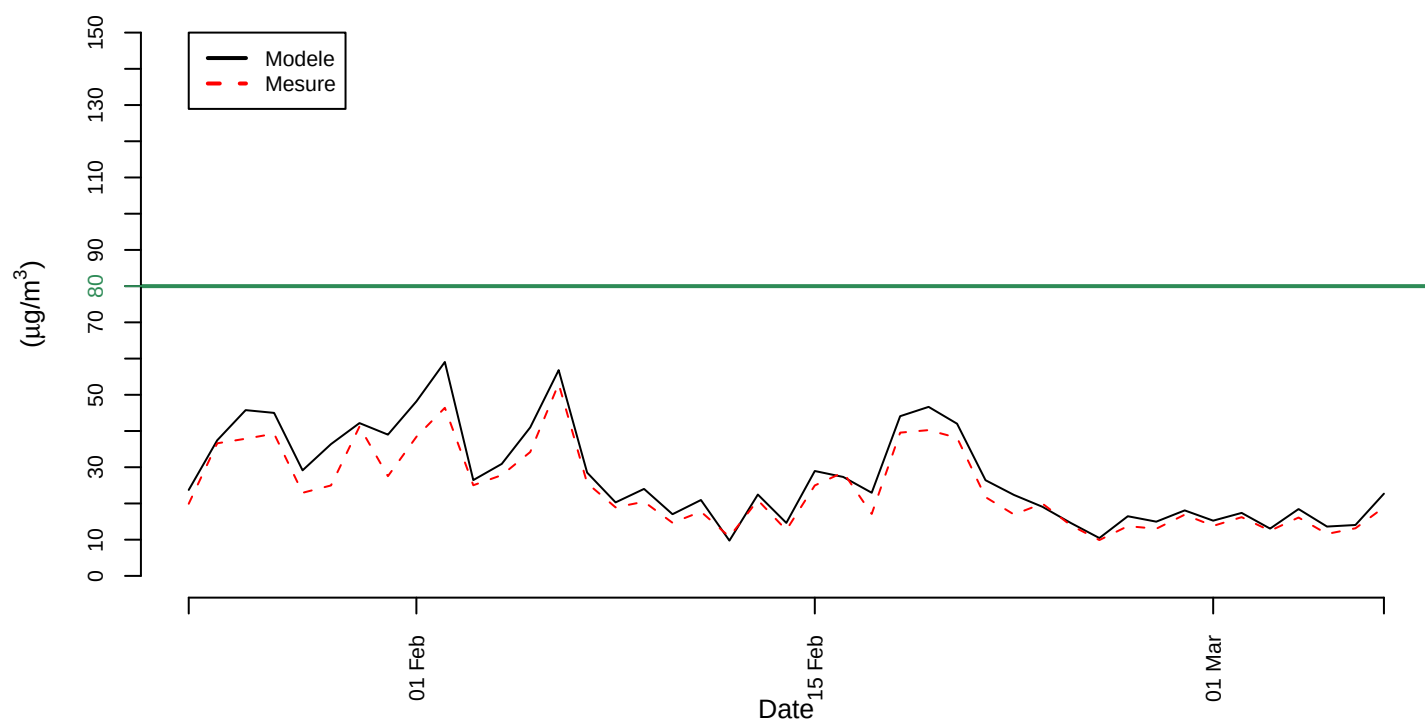


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

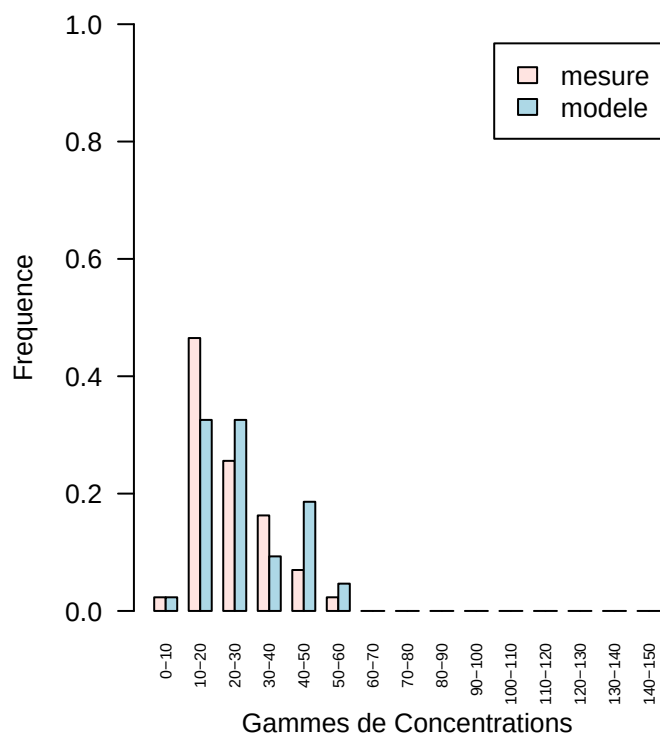


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

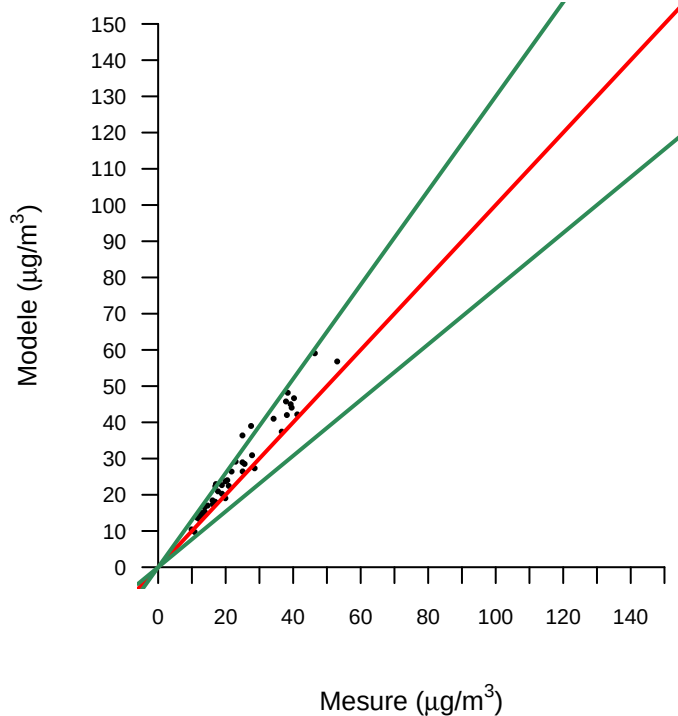
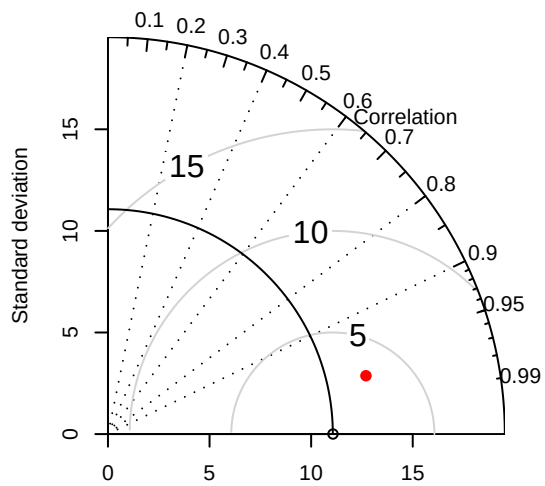
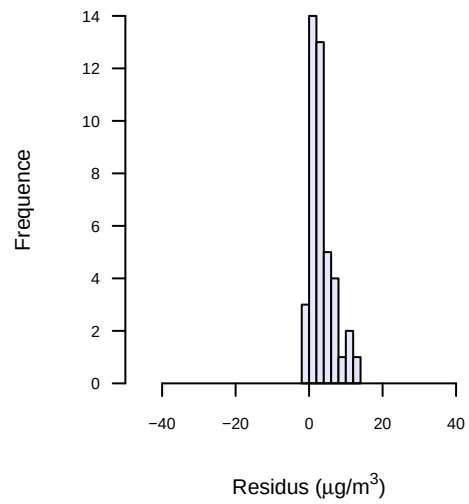


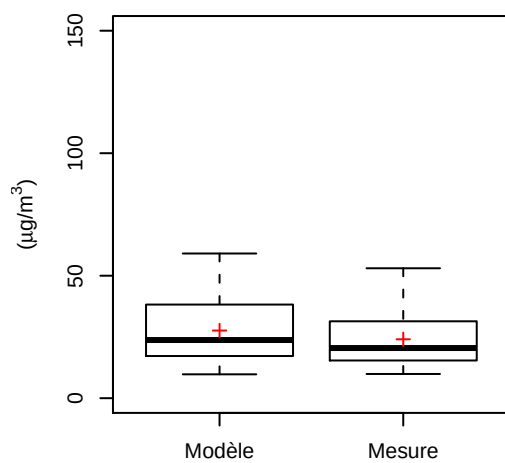
Diagramme de Taylor



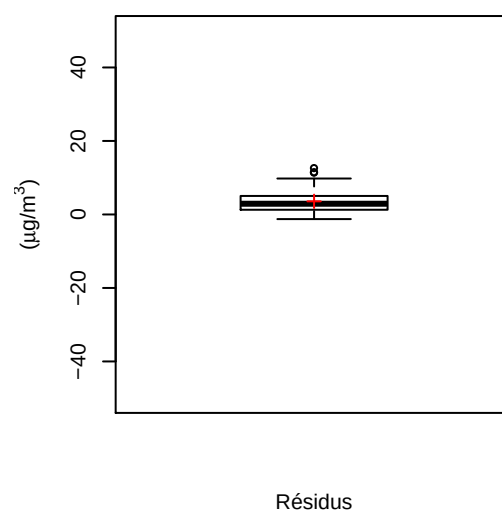
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

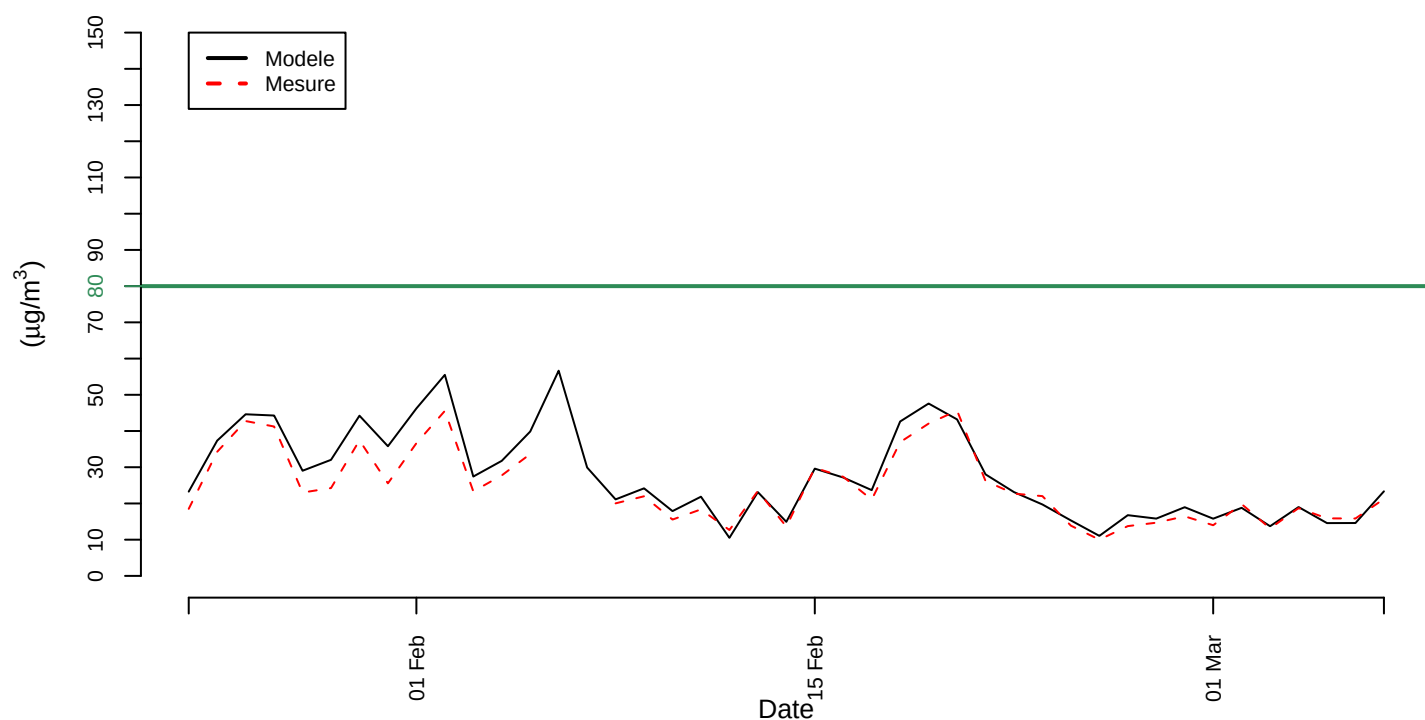


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

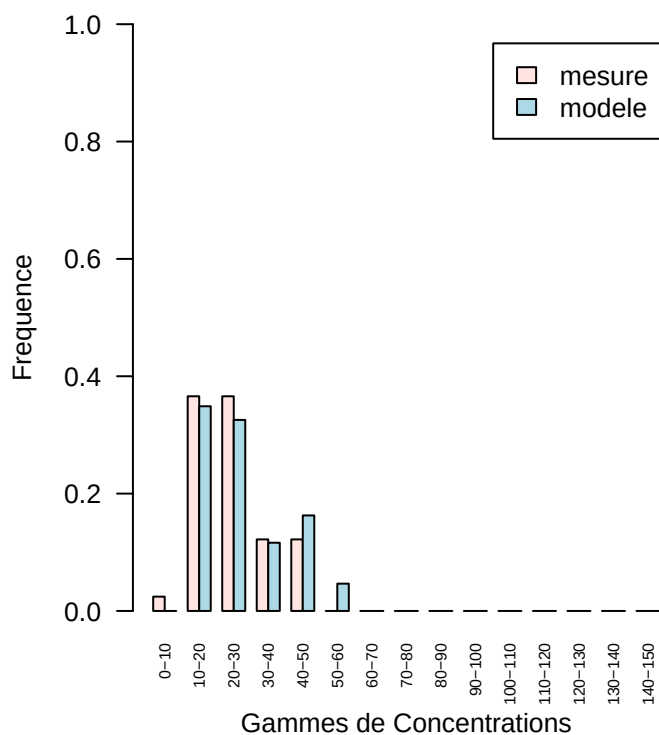


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

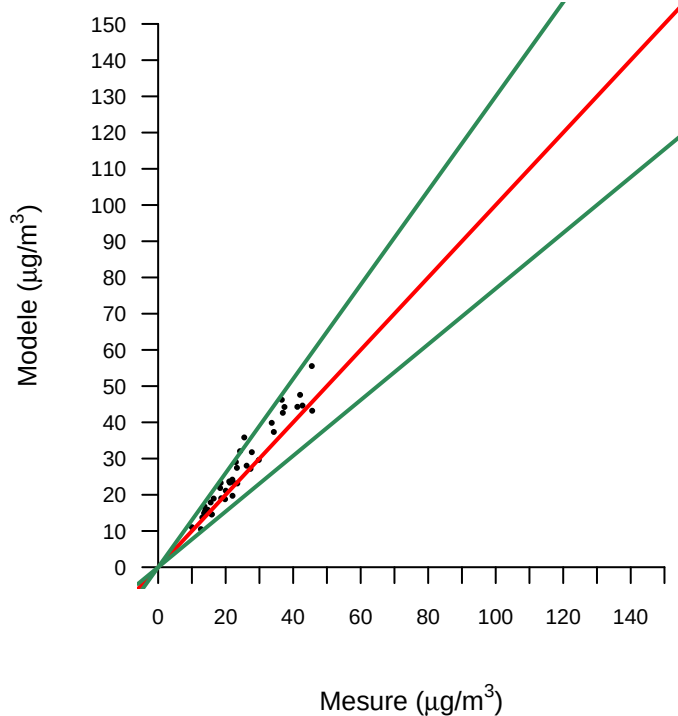
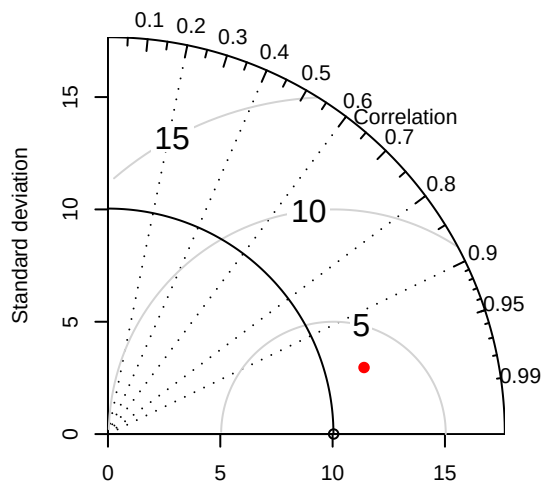
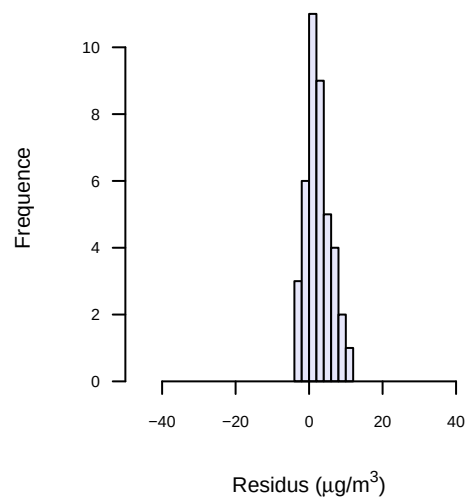


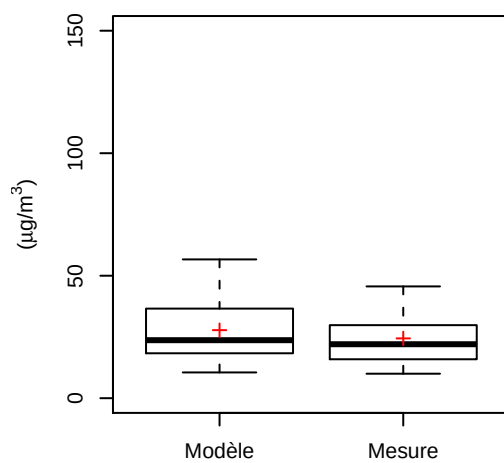
Diagramme de Taylor



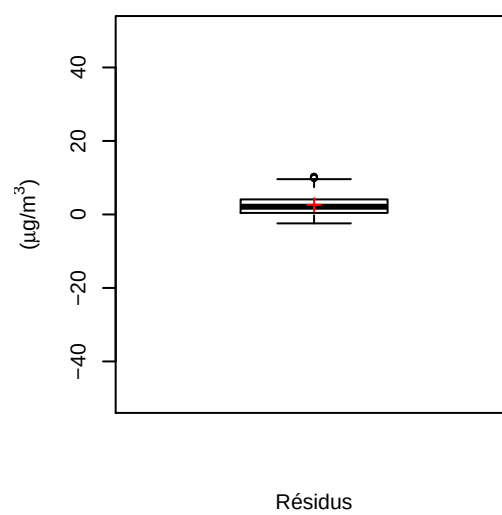
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

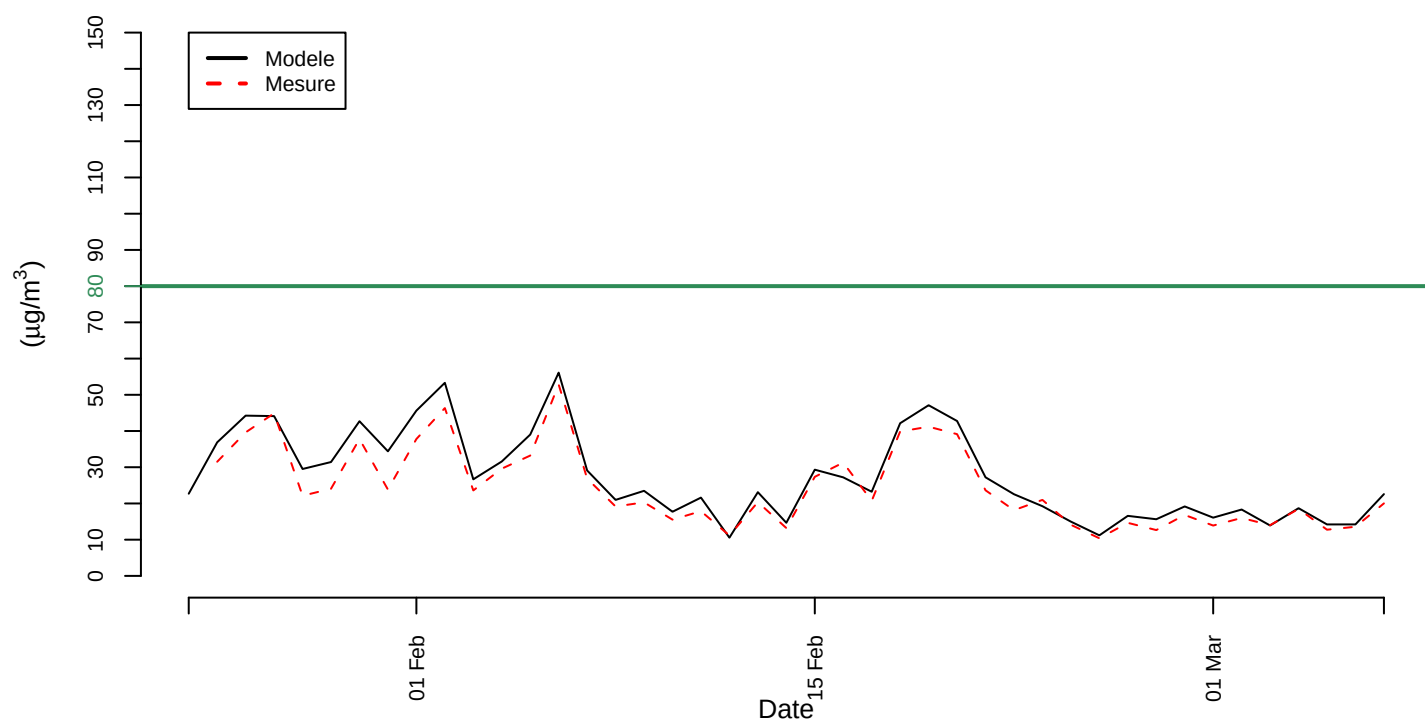


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

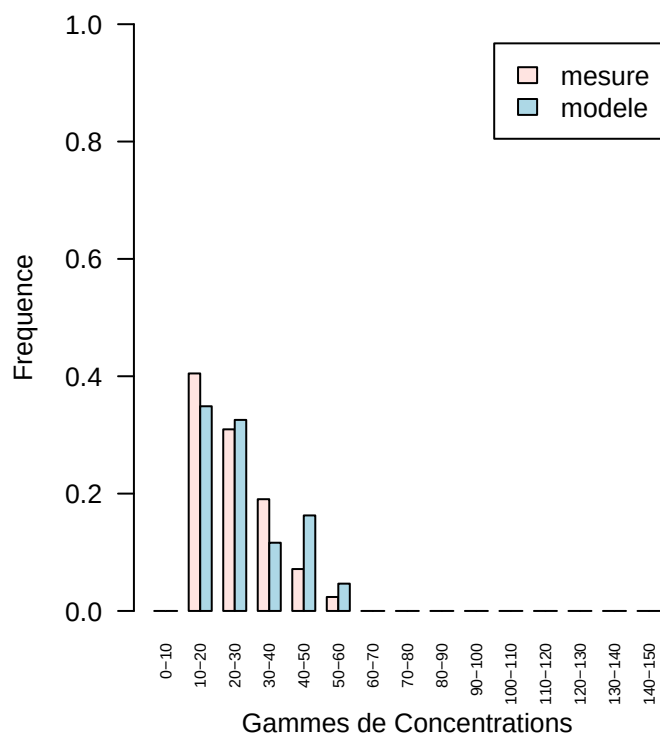


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

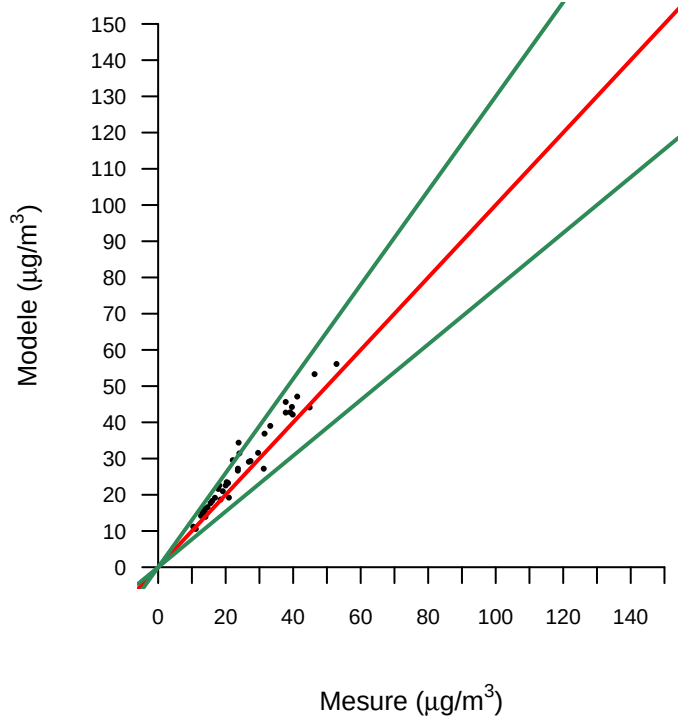
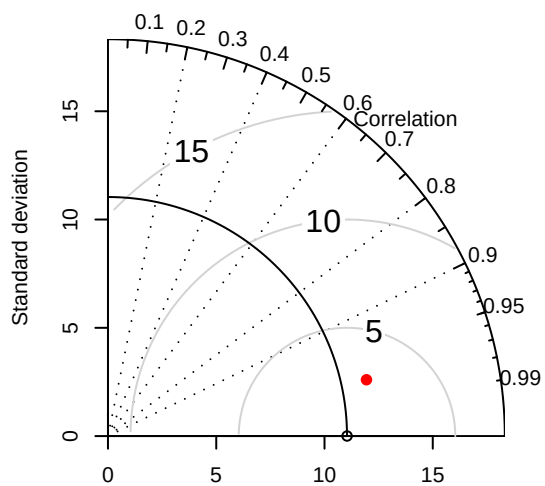
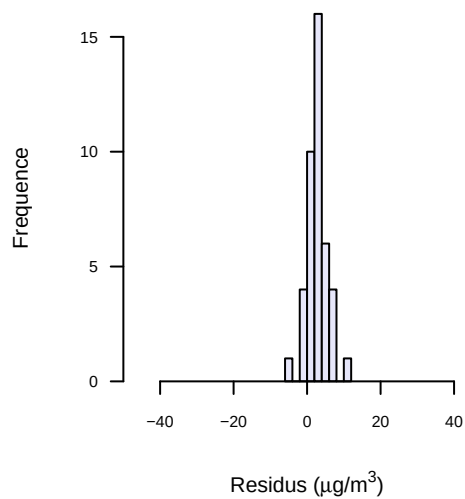


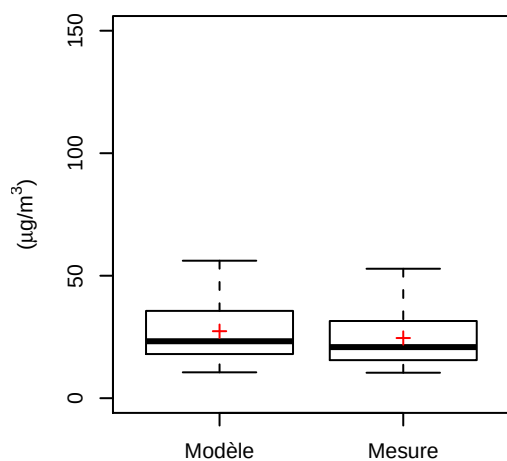
Diagramme de Taylor



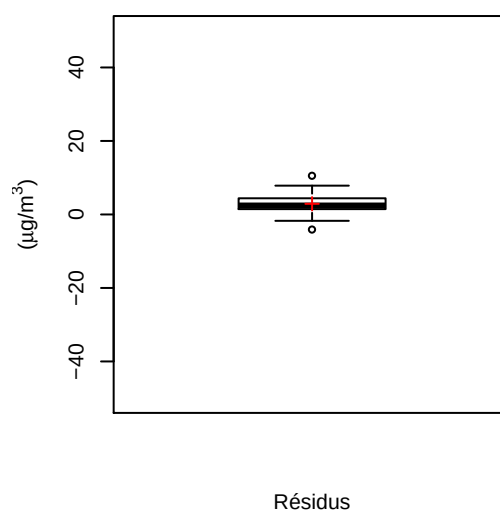
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10



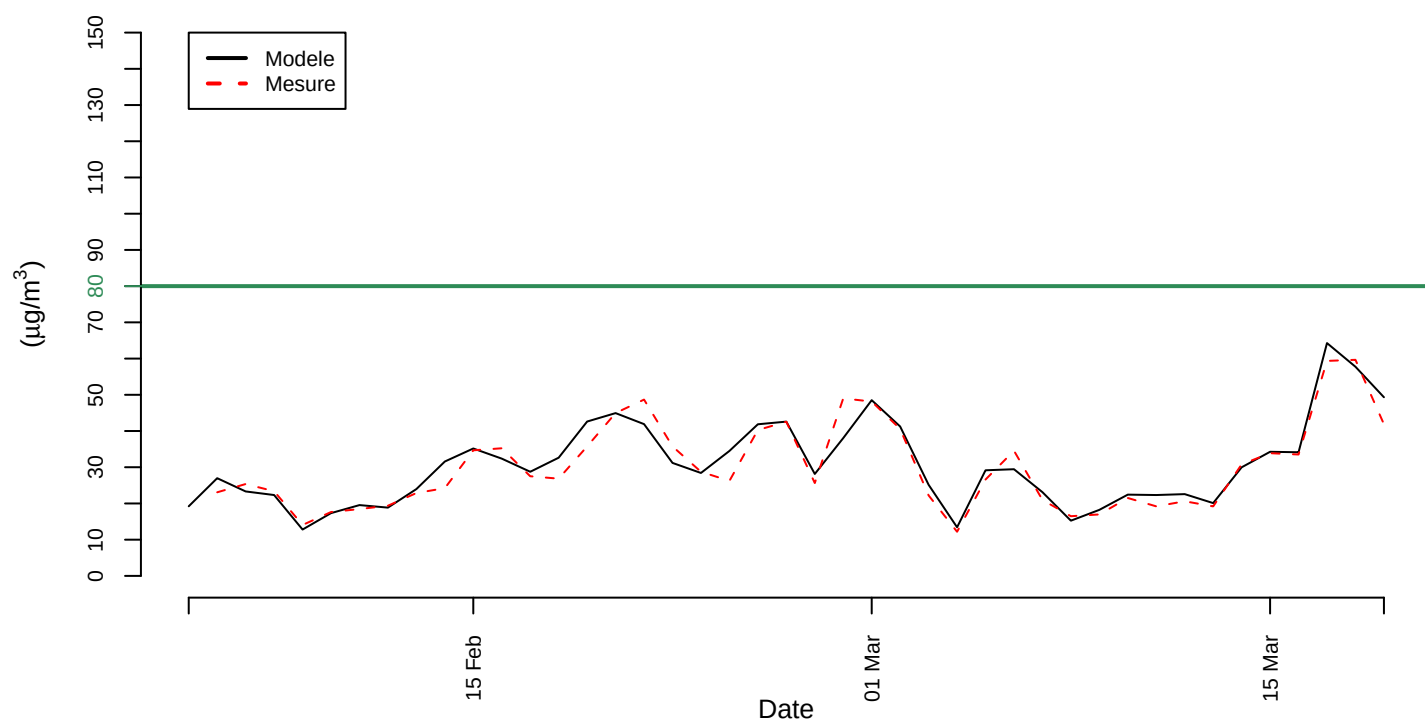
Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

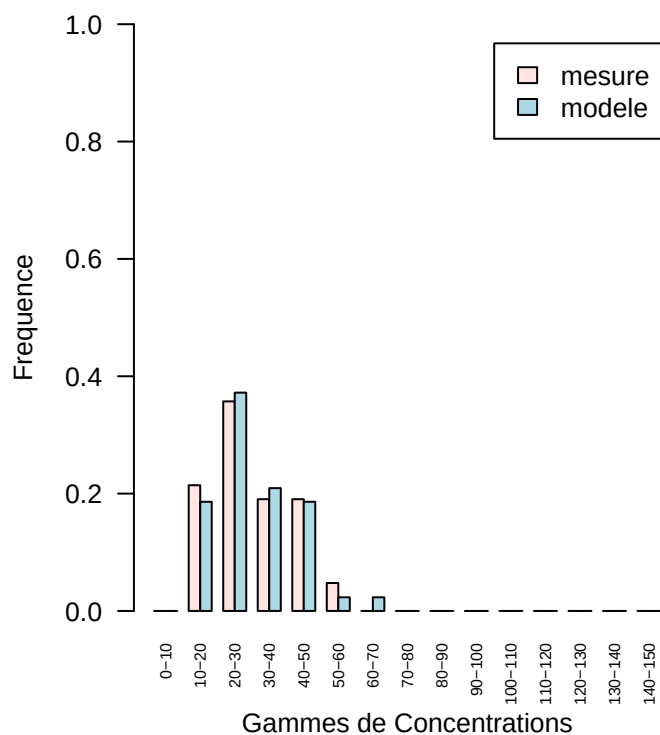


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

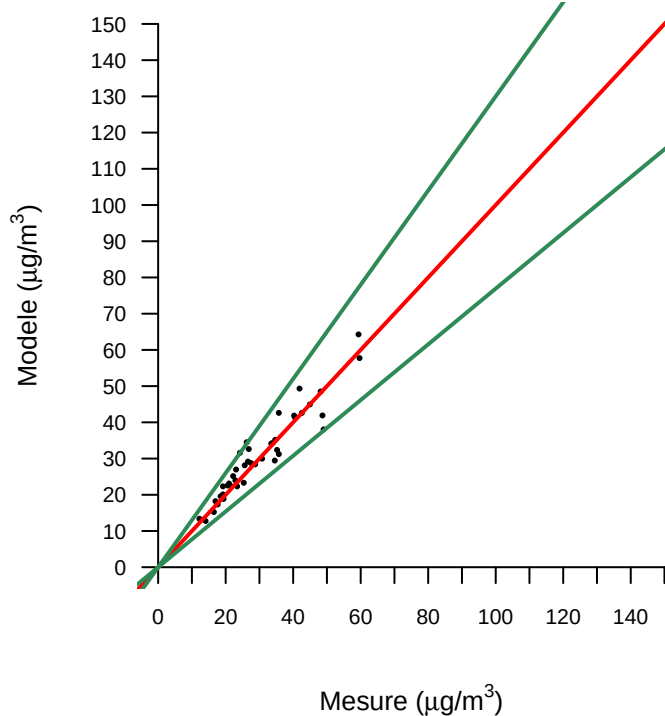
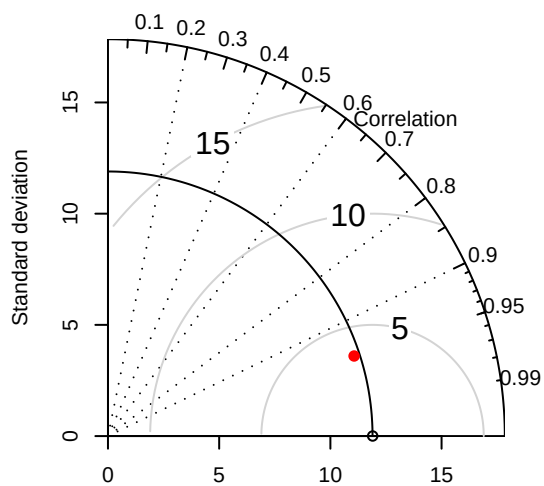
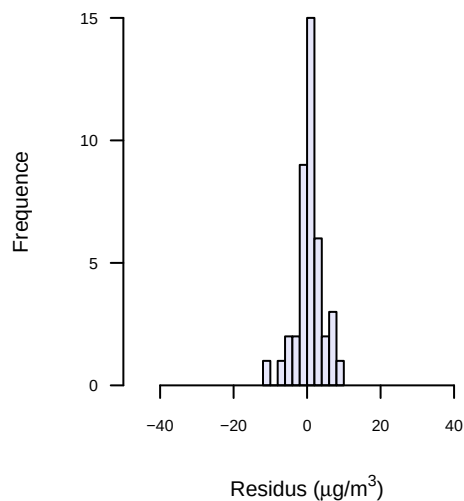


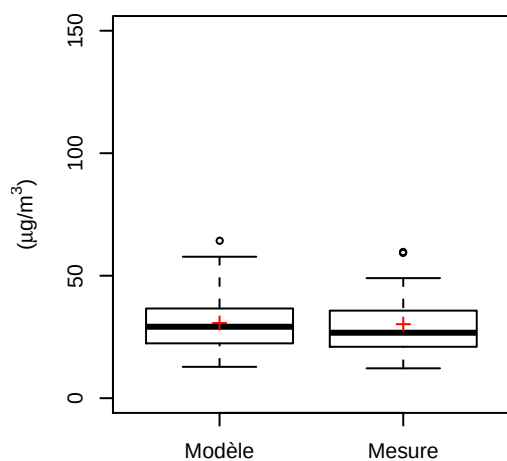
Diagramme de Taylor



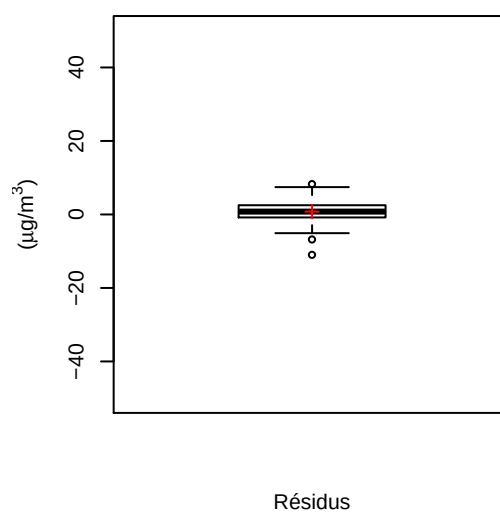
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

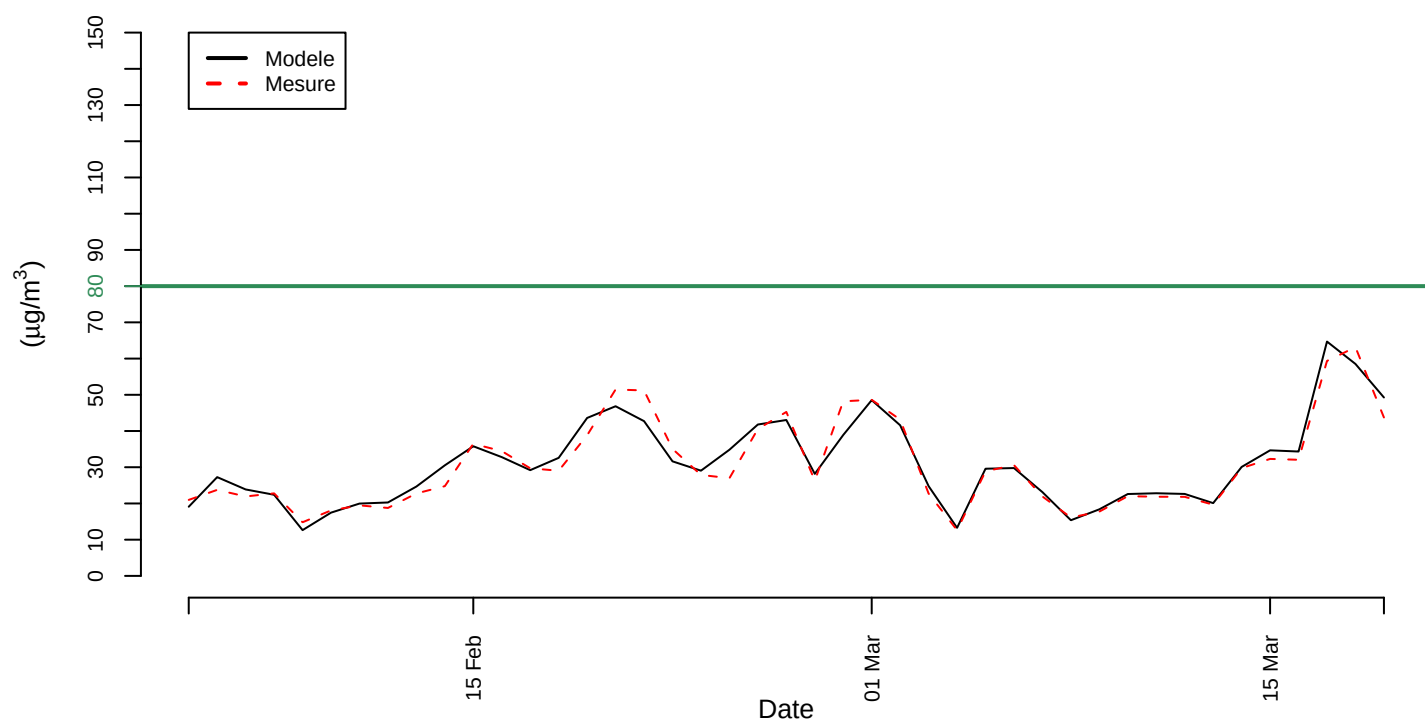


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

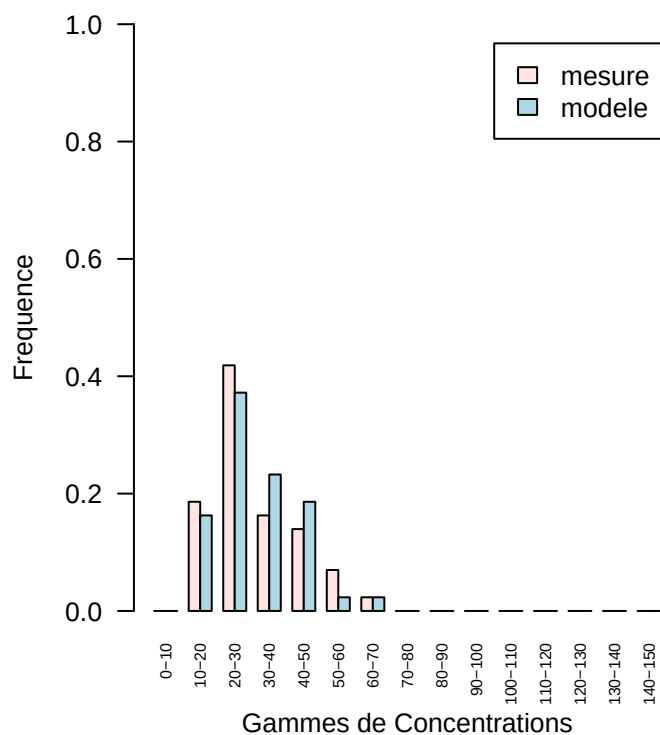


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

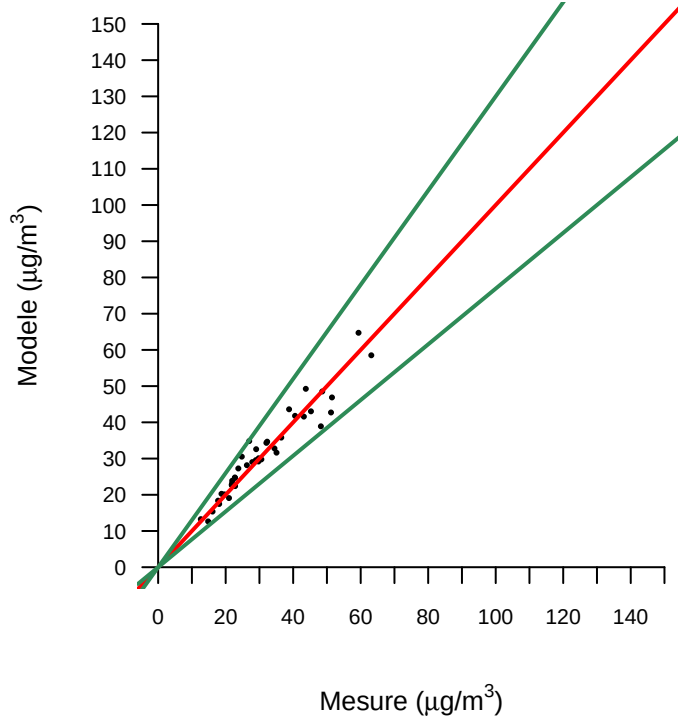
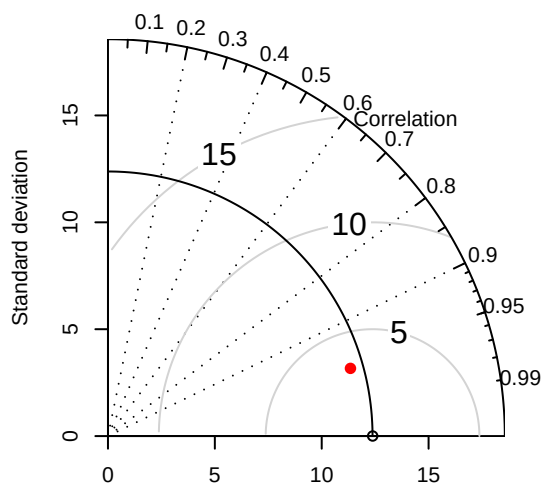
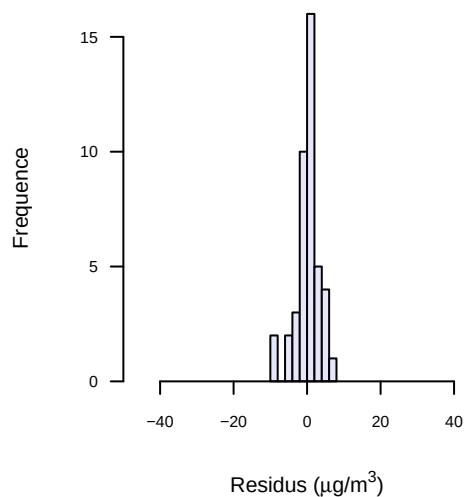


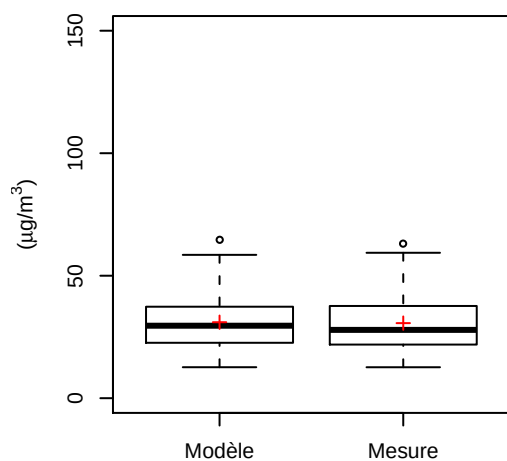
Diagramme de Taylor



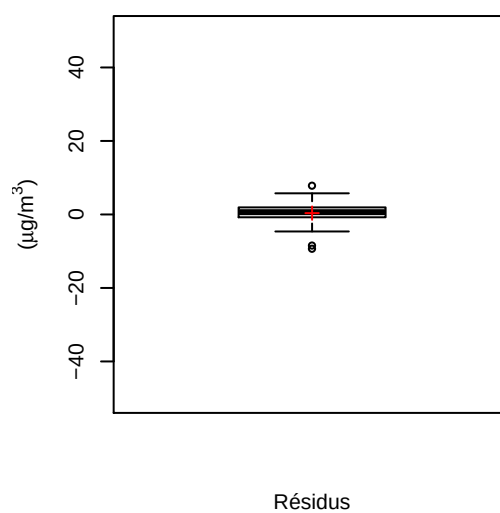
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

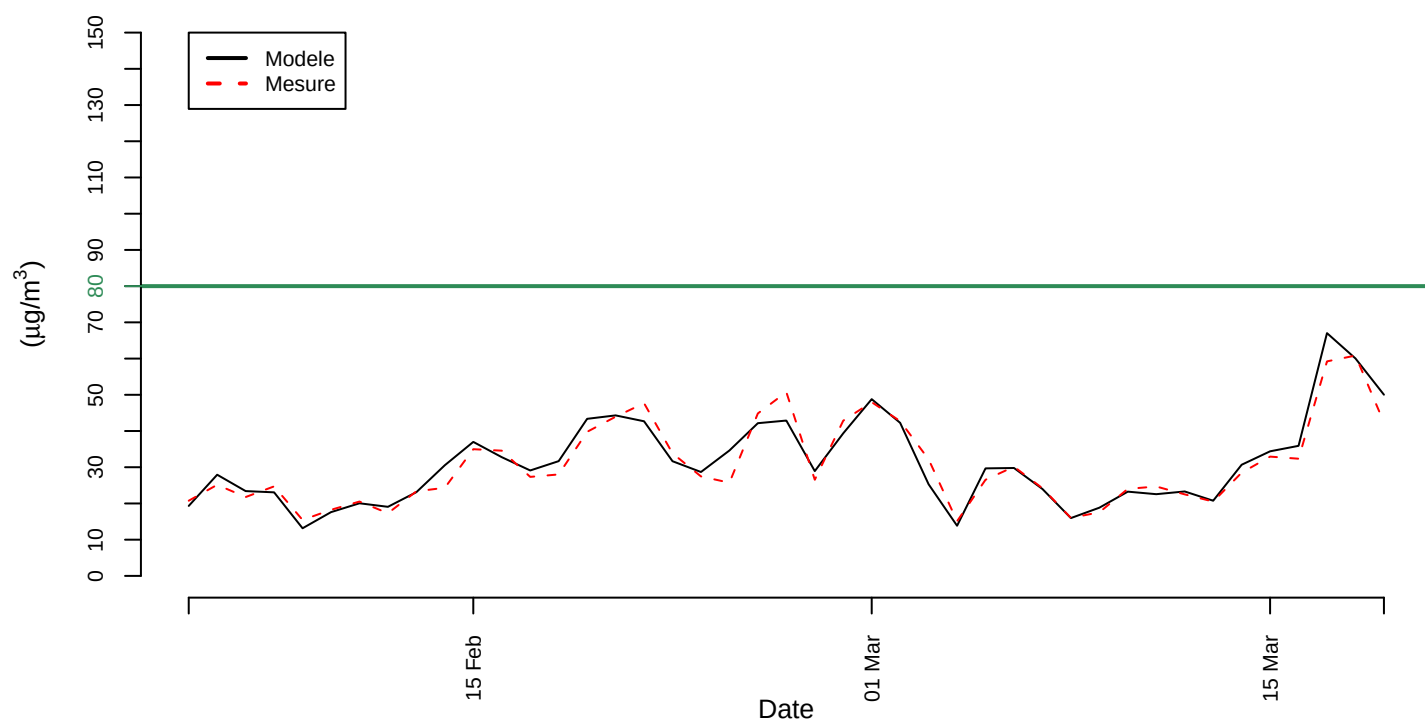


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

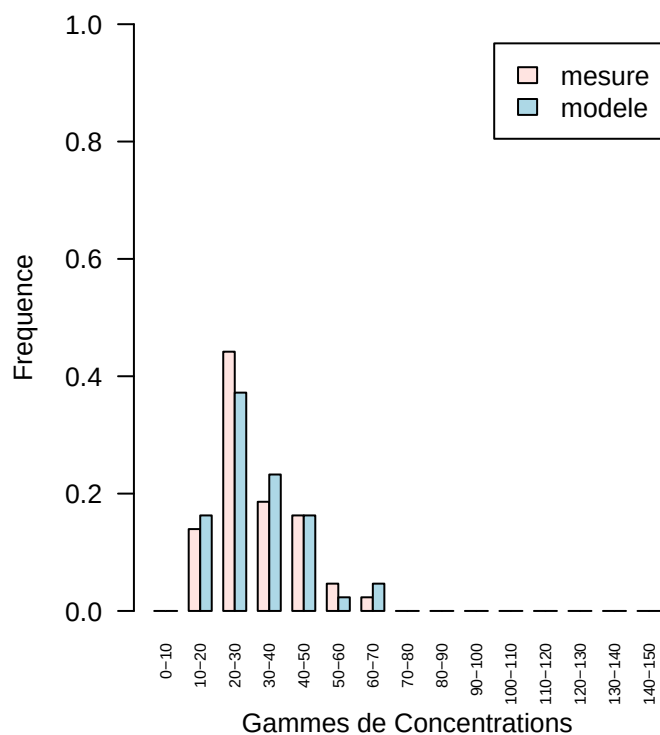


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

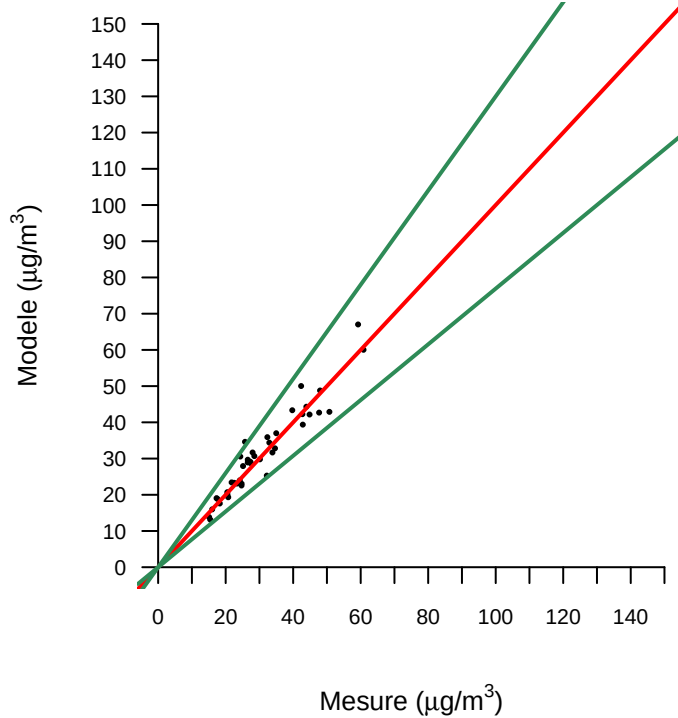
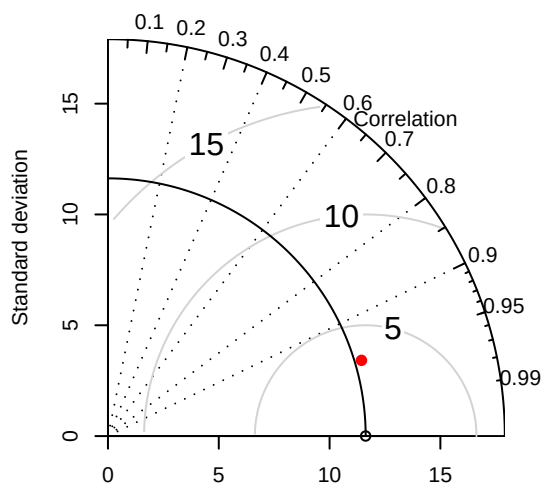
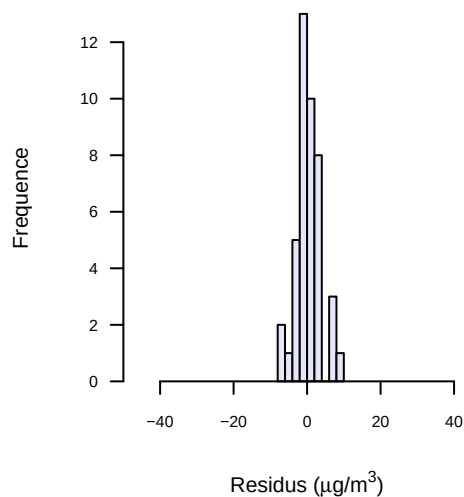


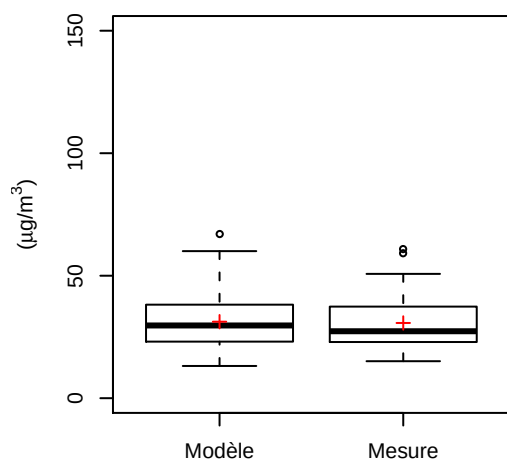
Diagramme de Taylor



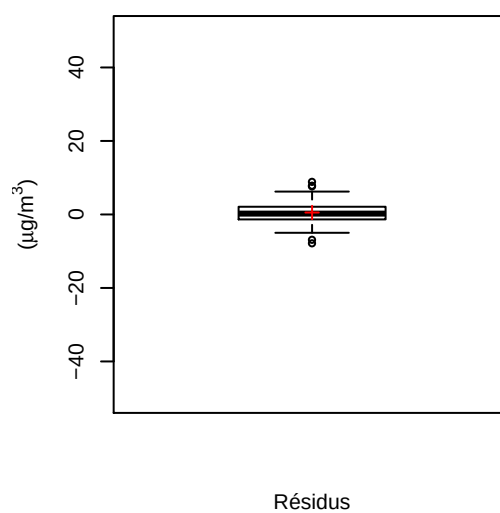
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10

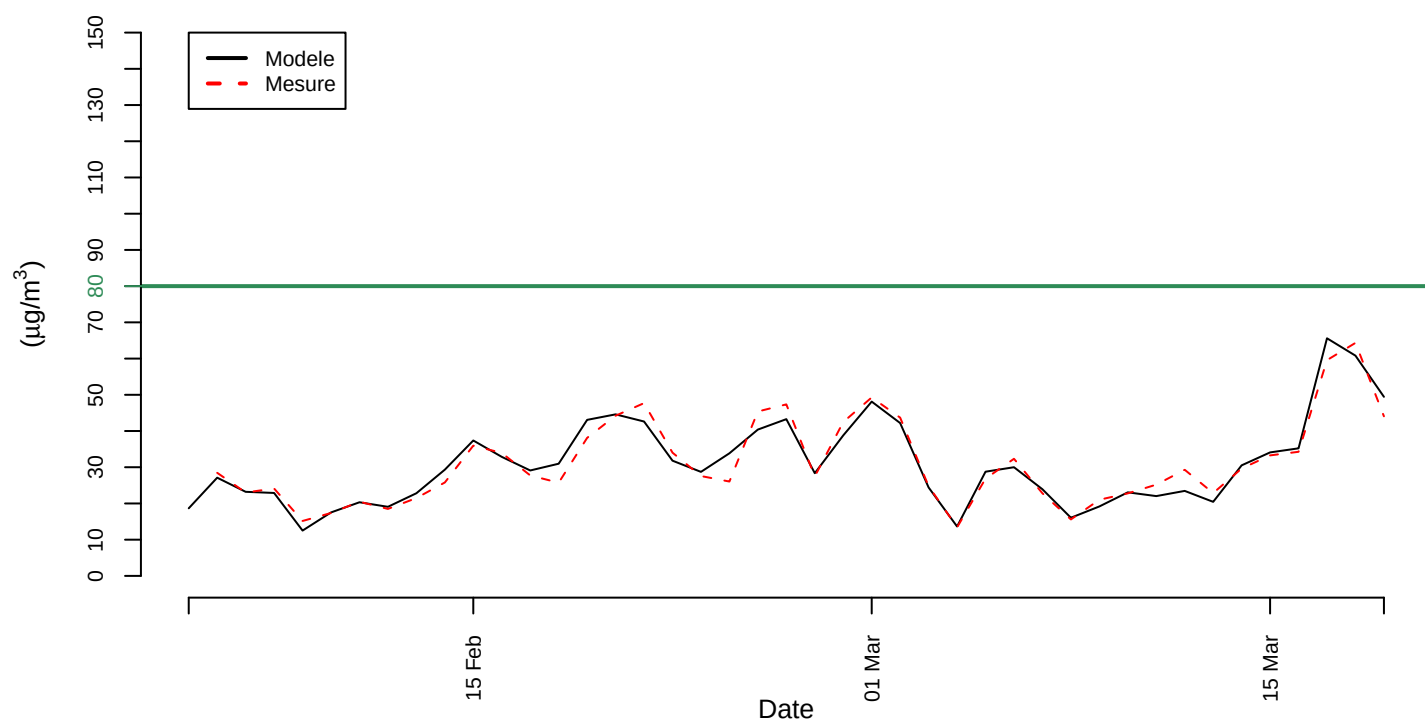


Boite à moustache des résidus en Particules PM10



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Particules PM10

Concentrations moyennes journalières en Particules PM10 a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

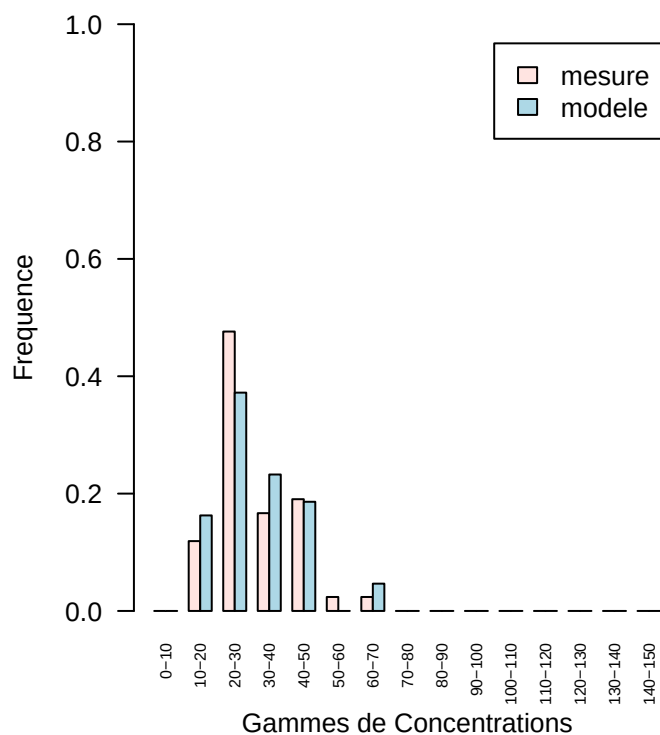


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

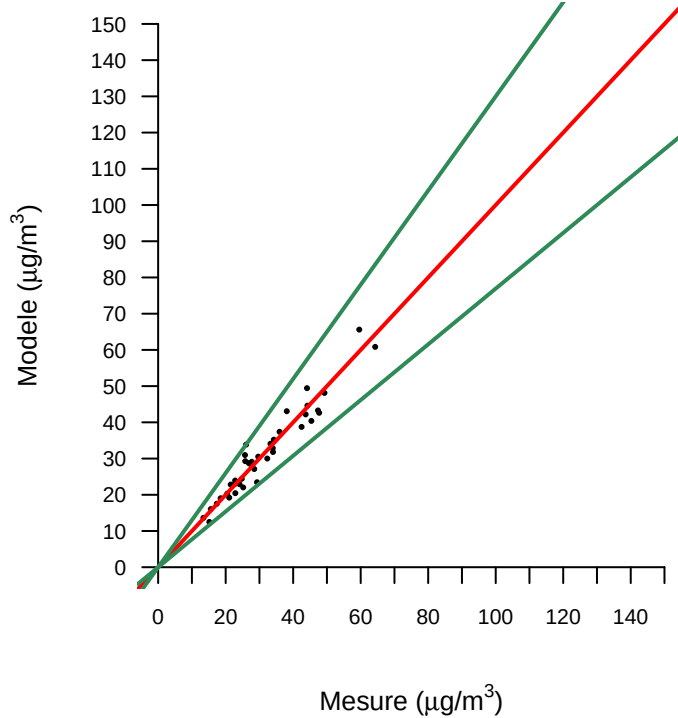
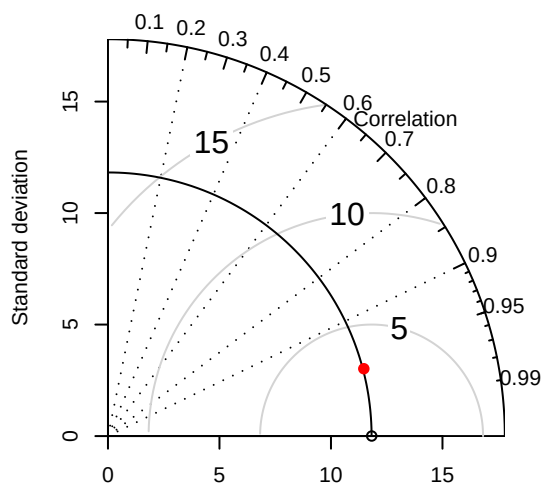
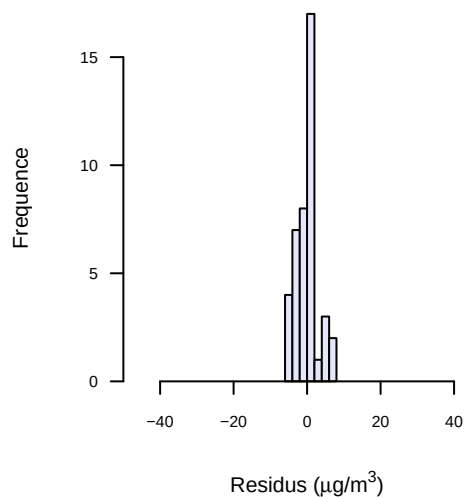


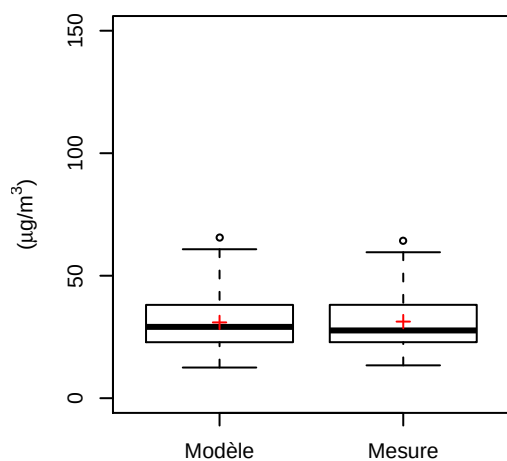
Diagramme de Taylor



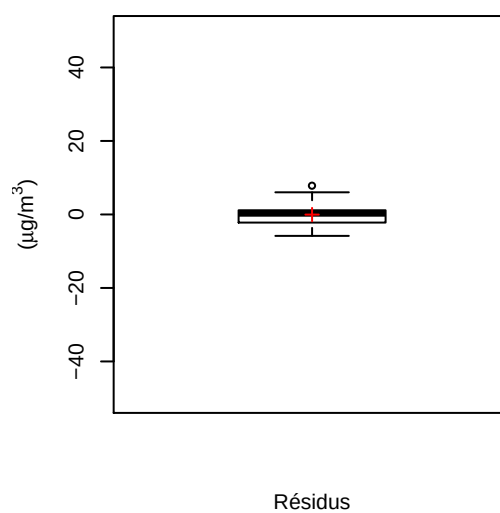
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM10



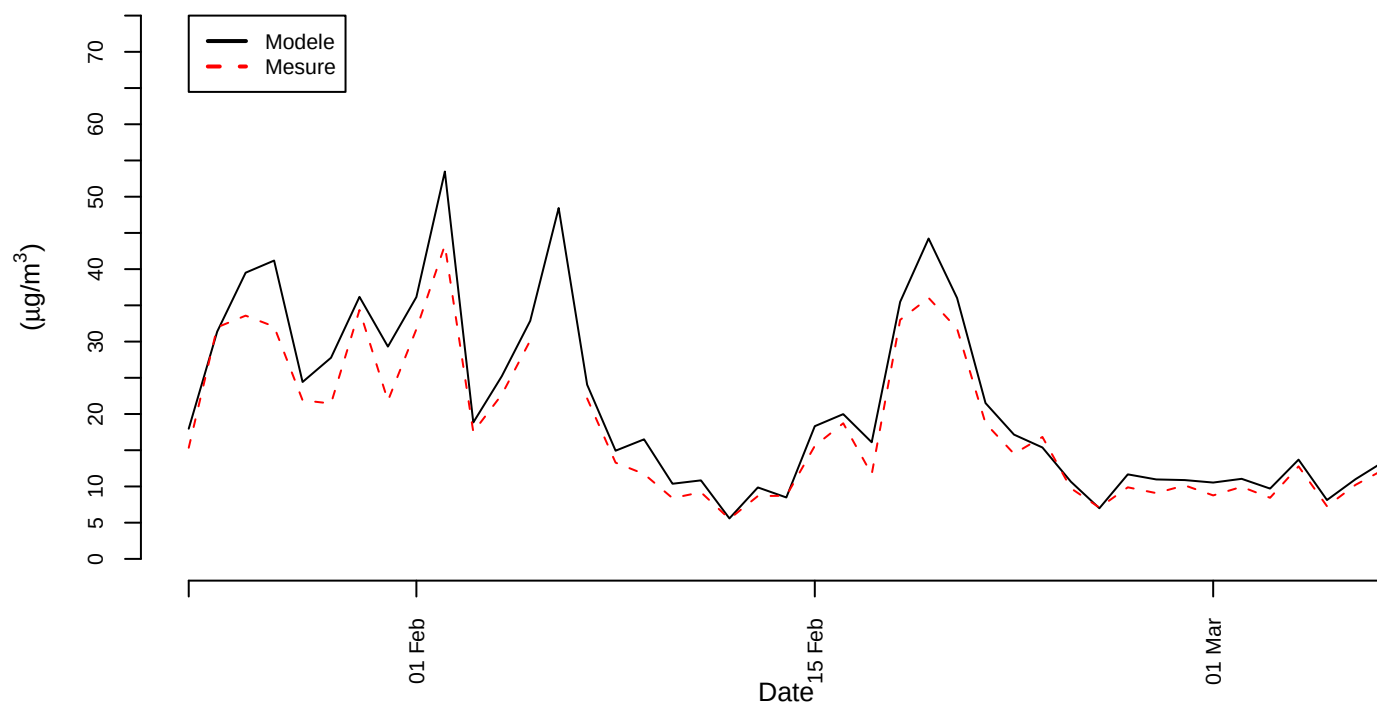
Boite à moustache des résidus en Particules PM10



IX.1.3. Particules fines PM2.5
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalières en Particules PM2.5 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

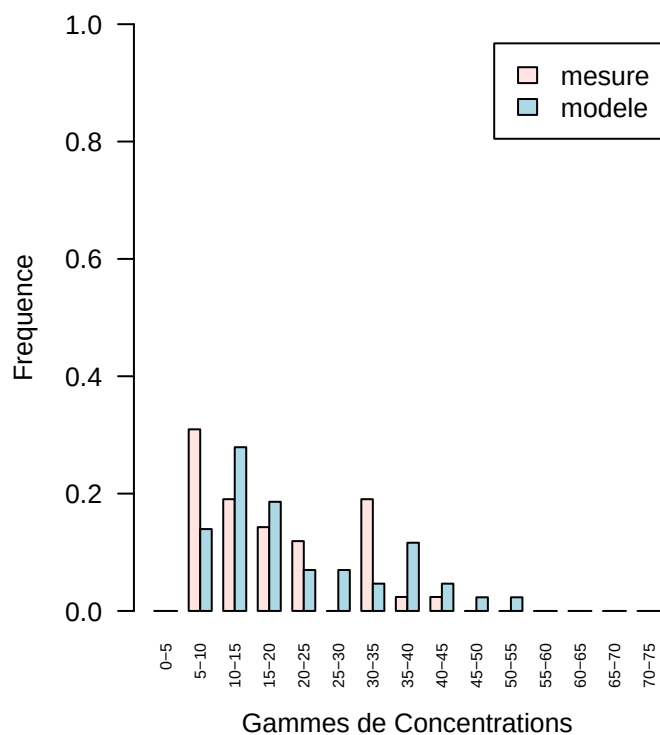


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

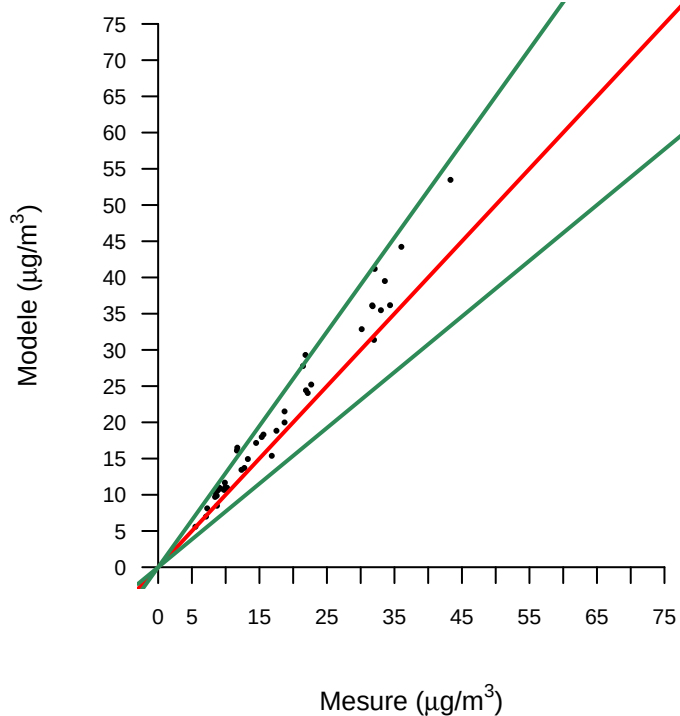
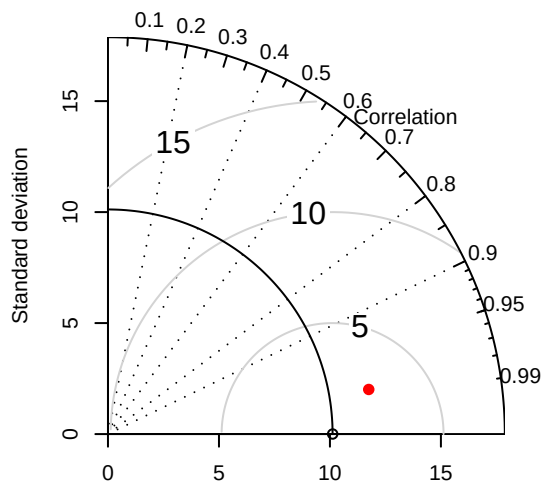
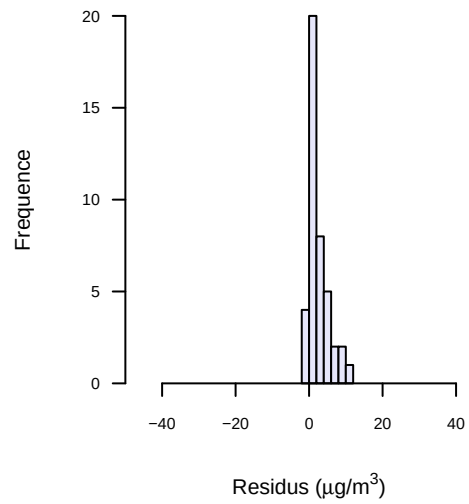


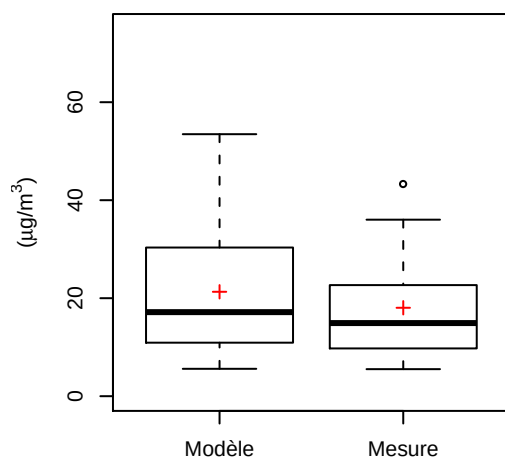
Diagramme de Taylor



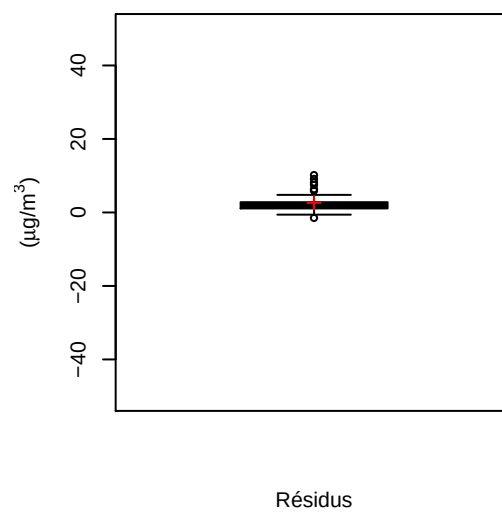
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM2.5



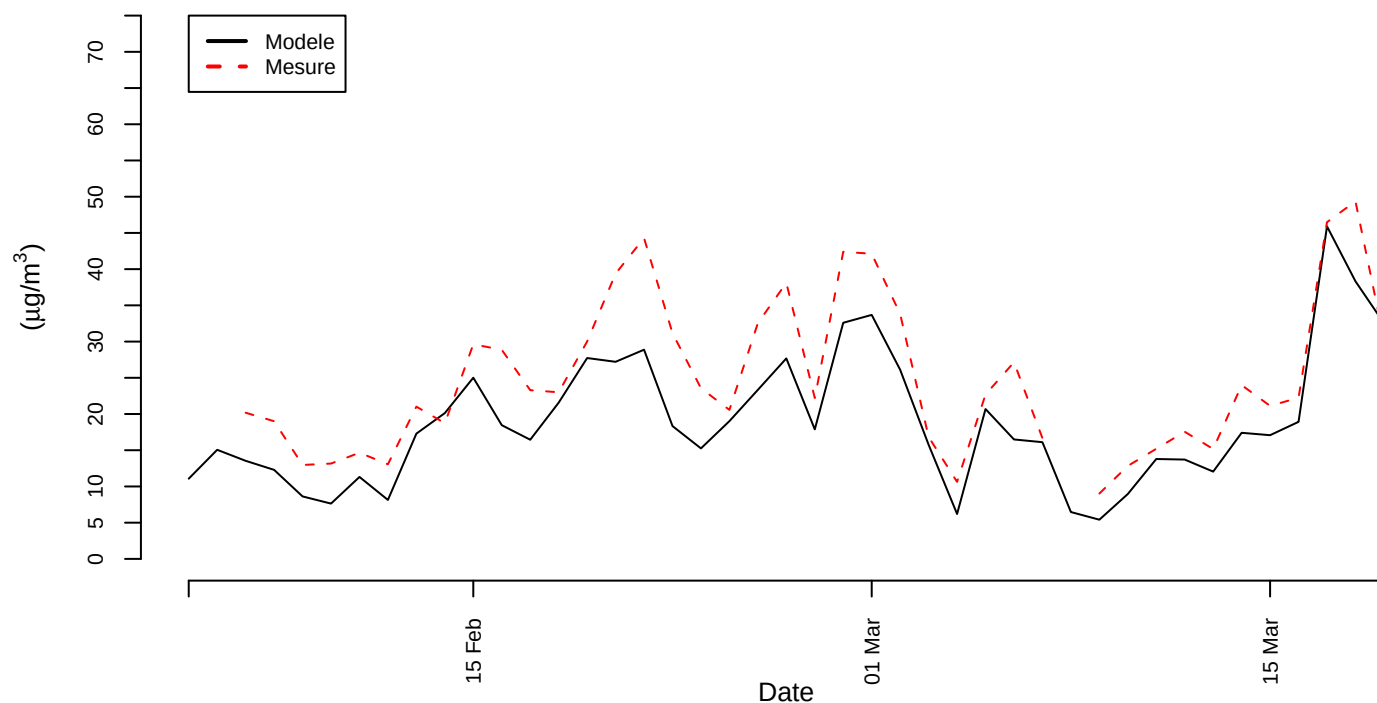
Boite à moustache des résidus en Particules PM2.5



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalières en Particules PM2.5 a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

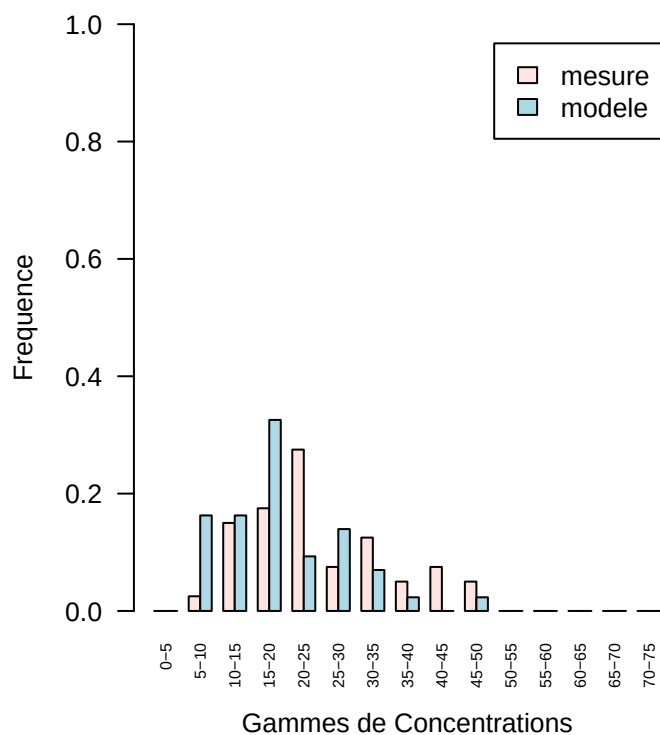


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

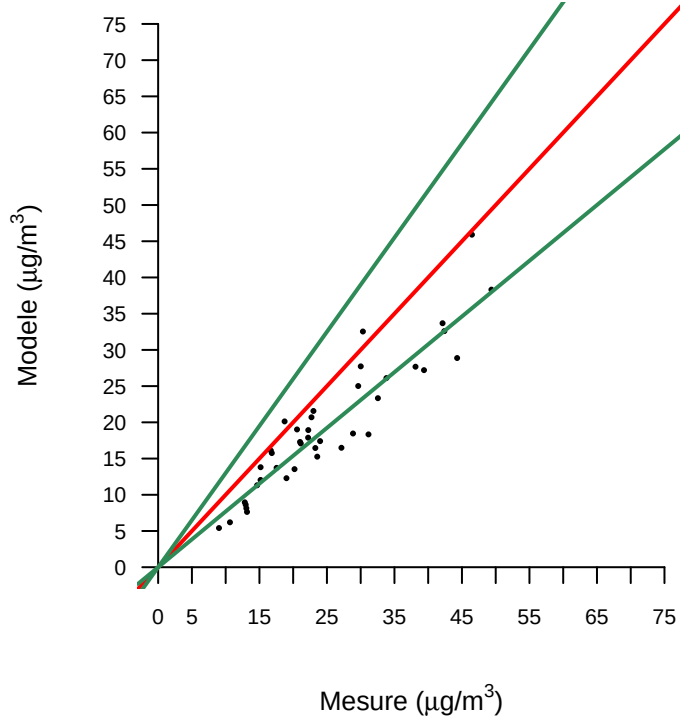
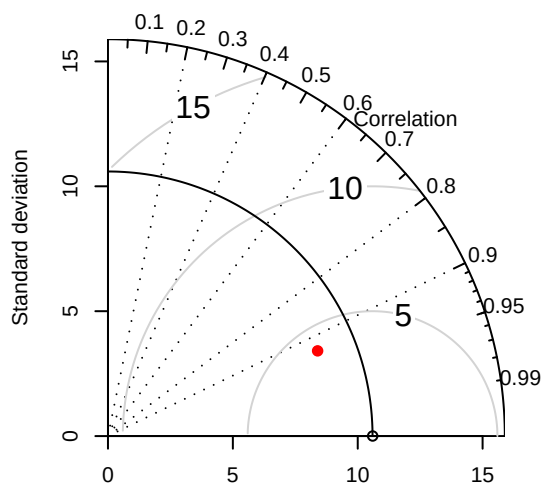
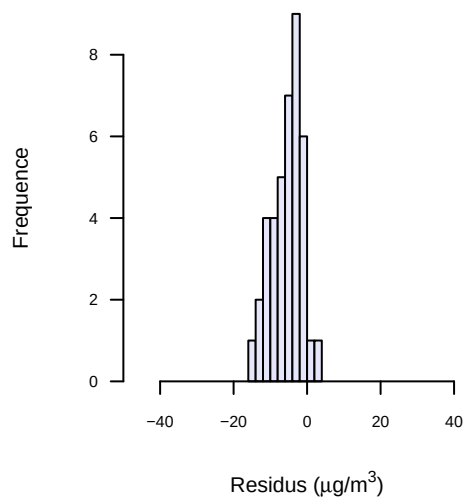


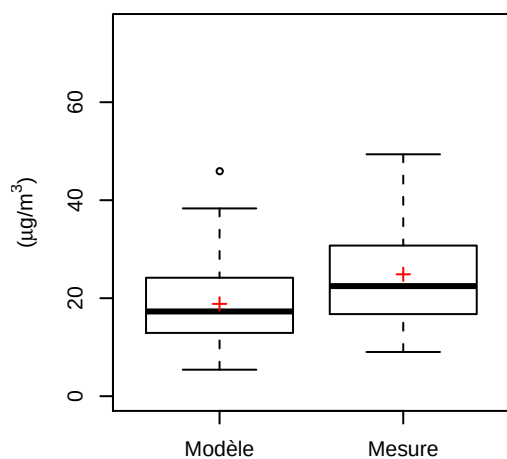
Diagramme de Taylor



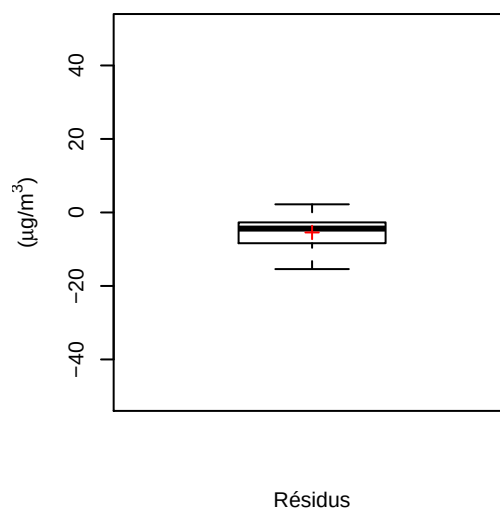
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM2.5

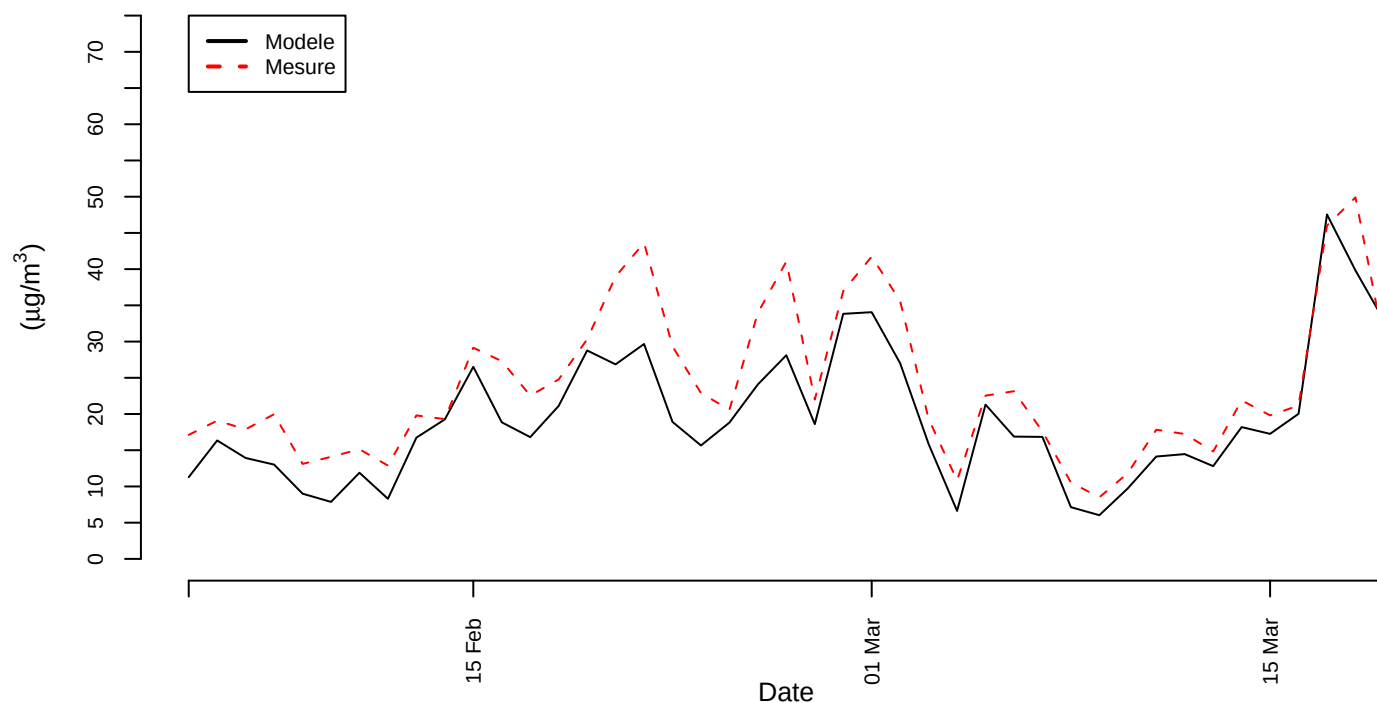


Boite à moustache des résidus en Particules PM2.5



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Particules PM2.5

Concentrations moyennes journalières en Particules PM2.5 a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

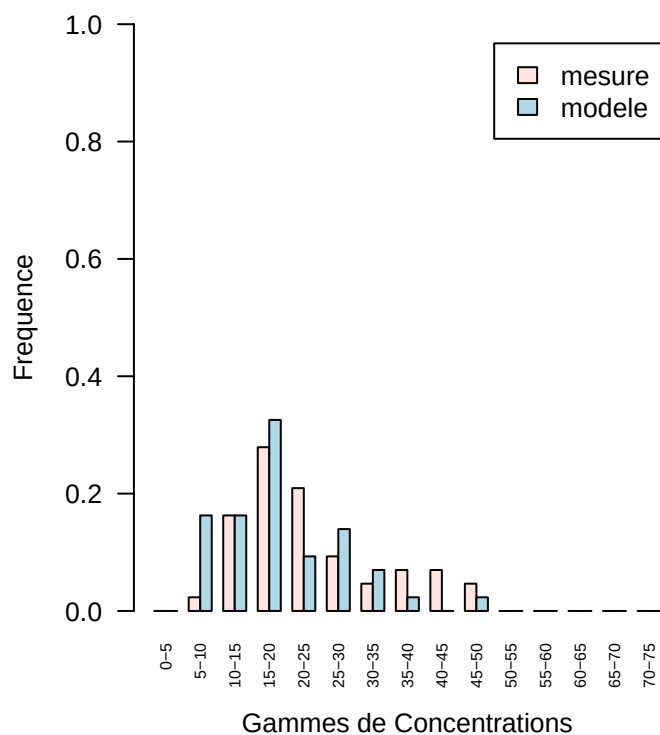


Diagramme de dispersion des Concentrations moyennes journalières

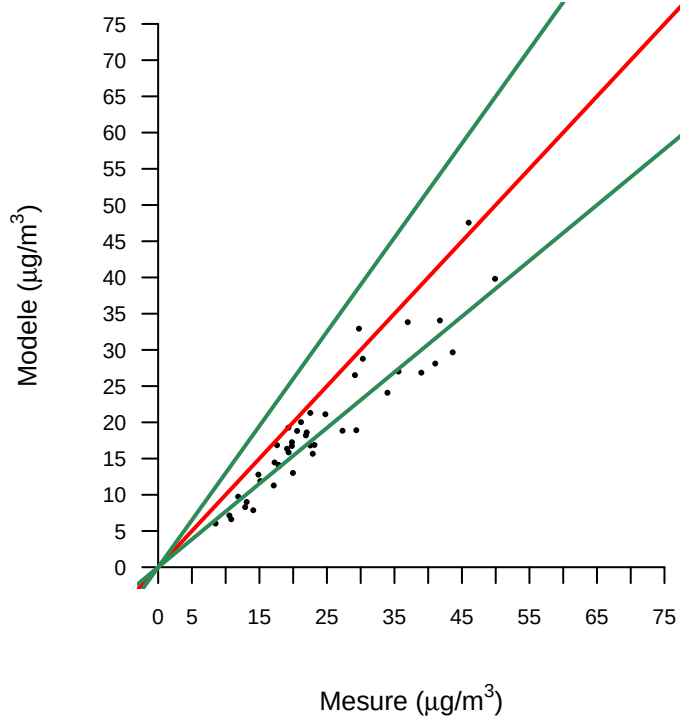
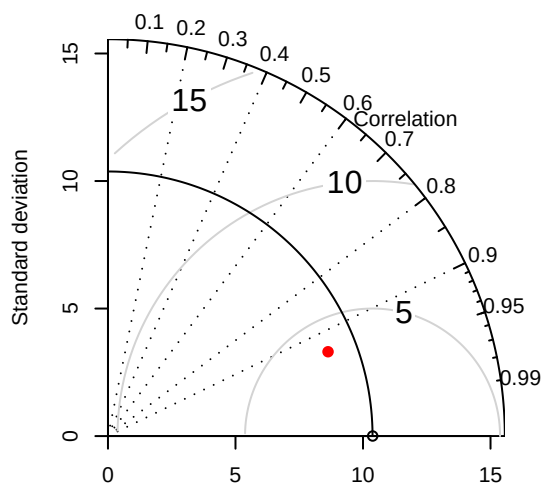
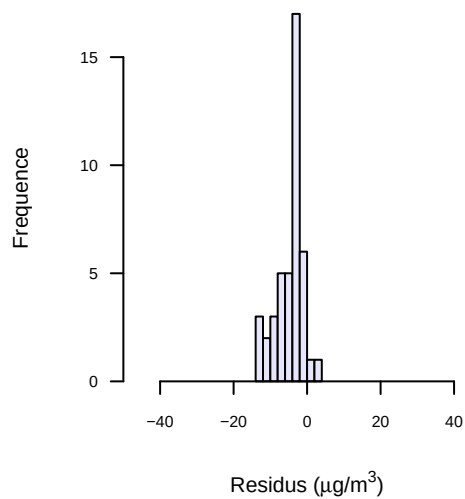


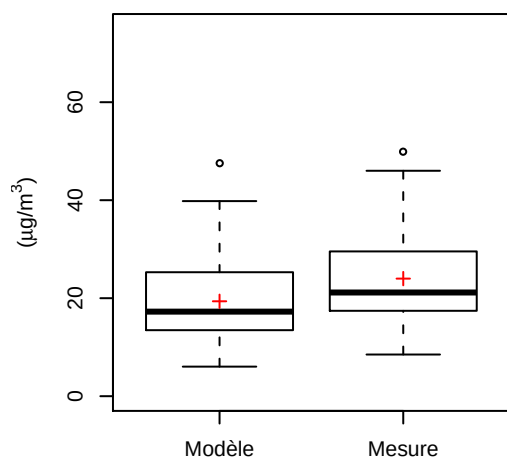
Diagramme de Taylor



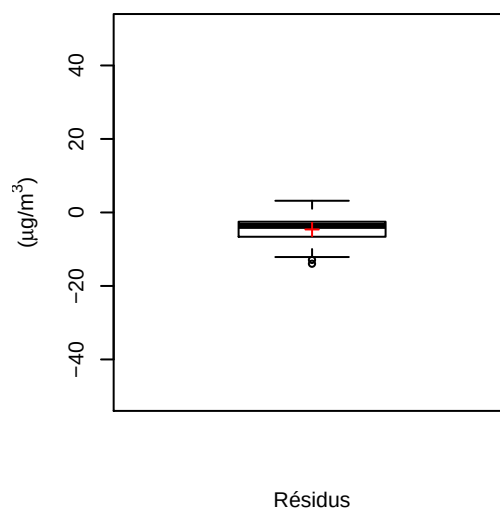
Histogramme des residus



Boite à moustache en Particules PM2.5



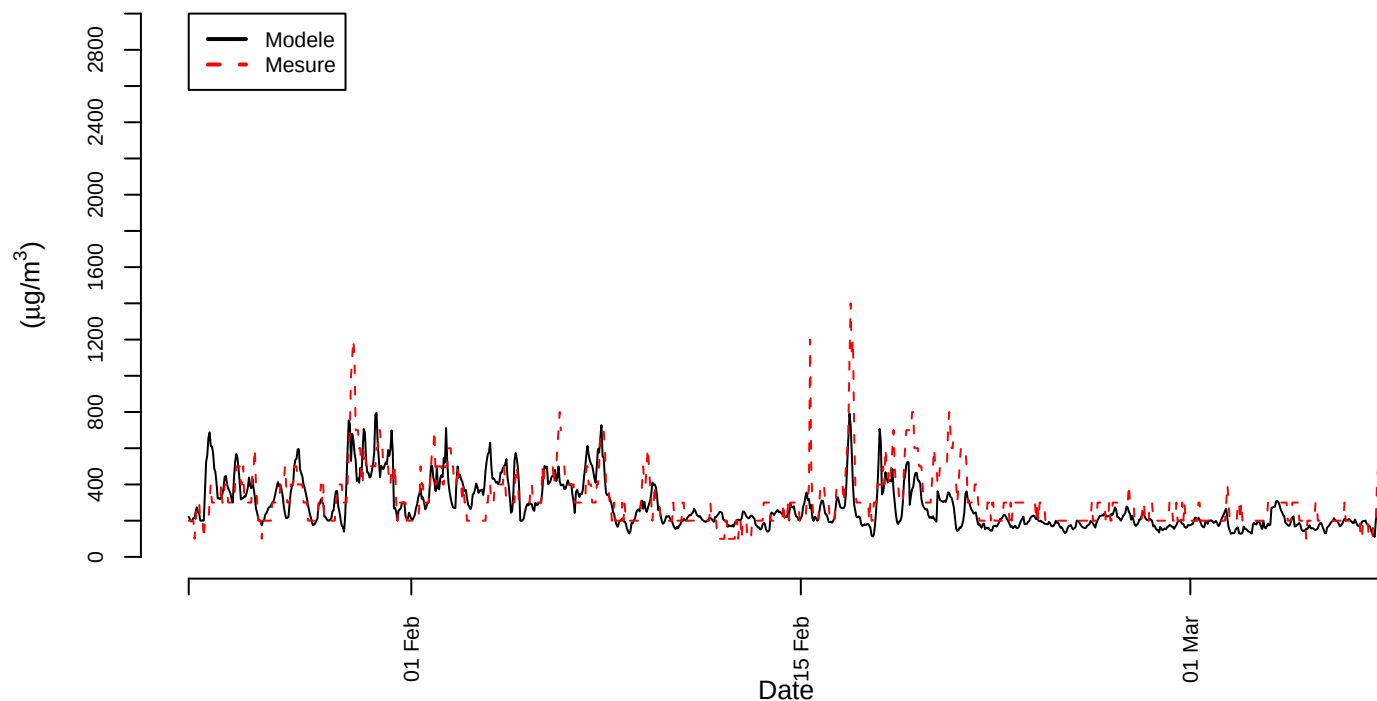
Boite à moustache des résidus en Particules PM2.5



IX.1.4. Monoxyde de carbone
Campagne 2007

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

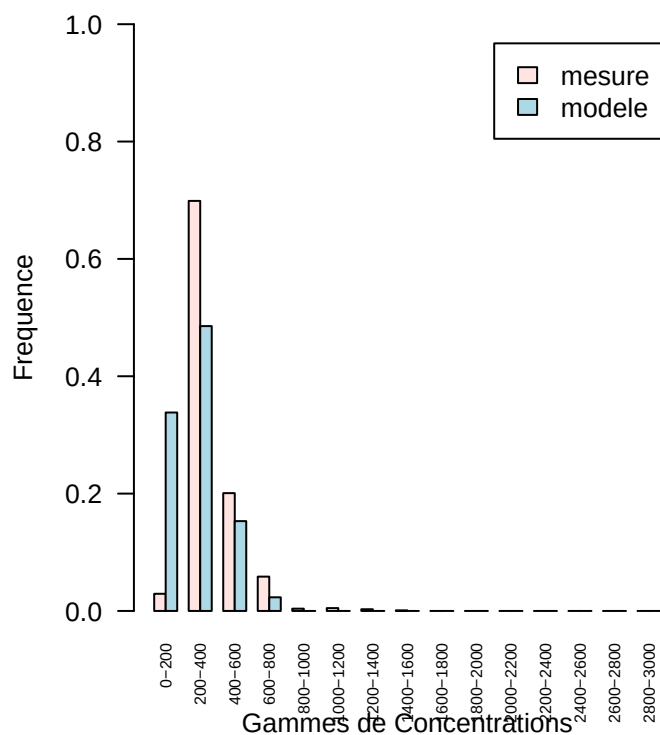


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

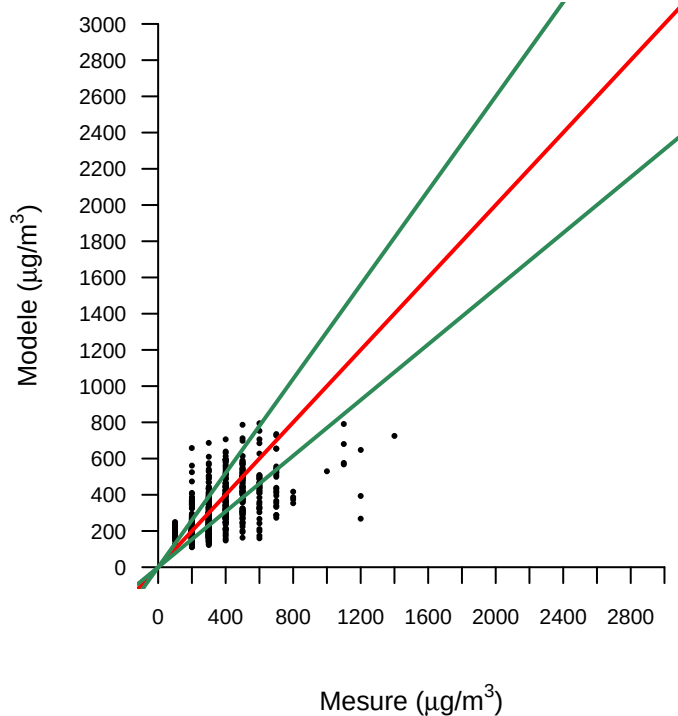
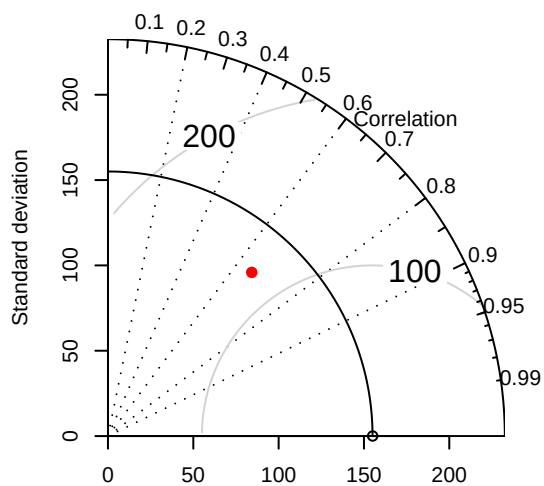
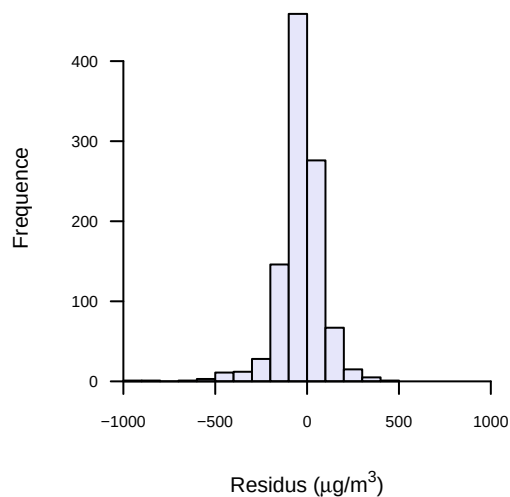


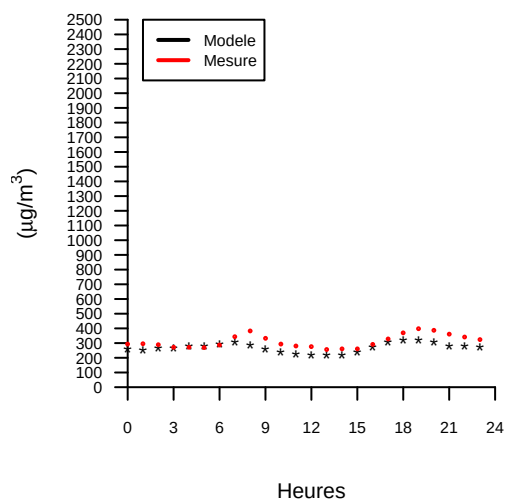
Diagramme de Taylor



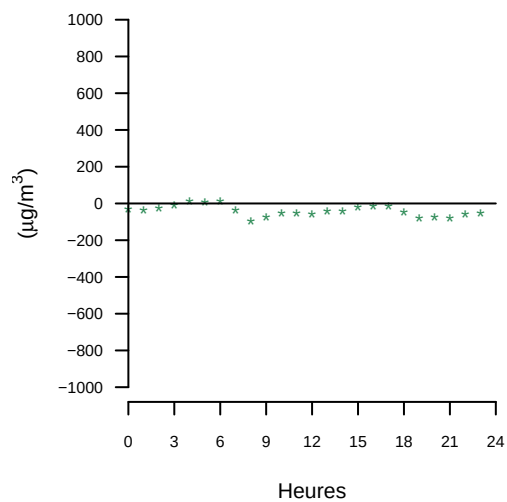
Histogramme des residus



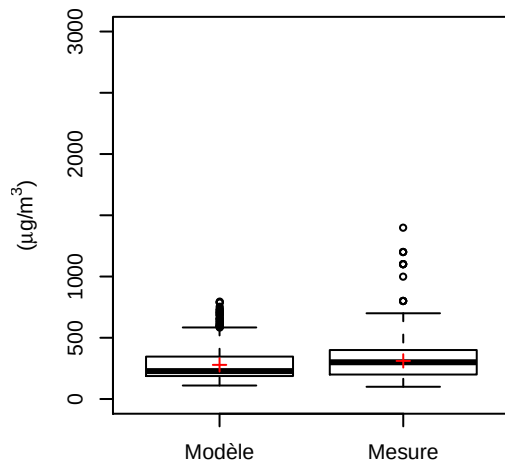
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



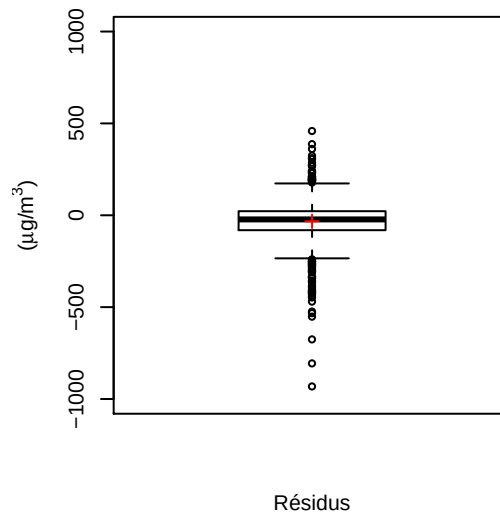
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

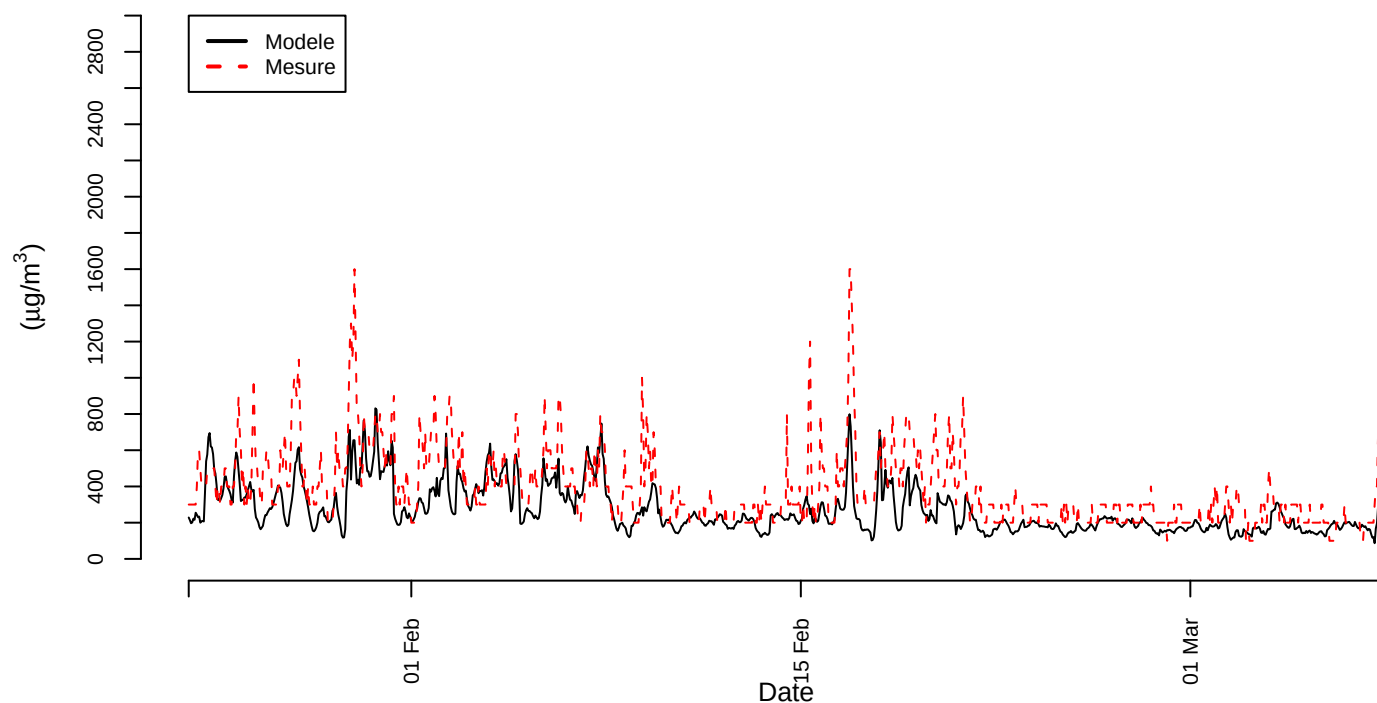


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

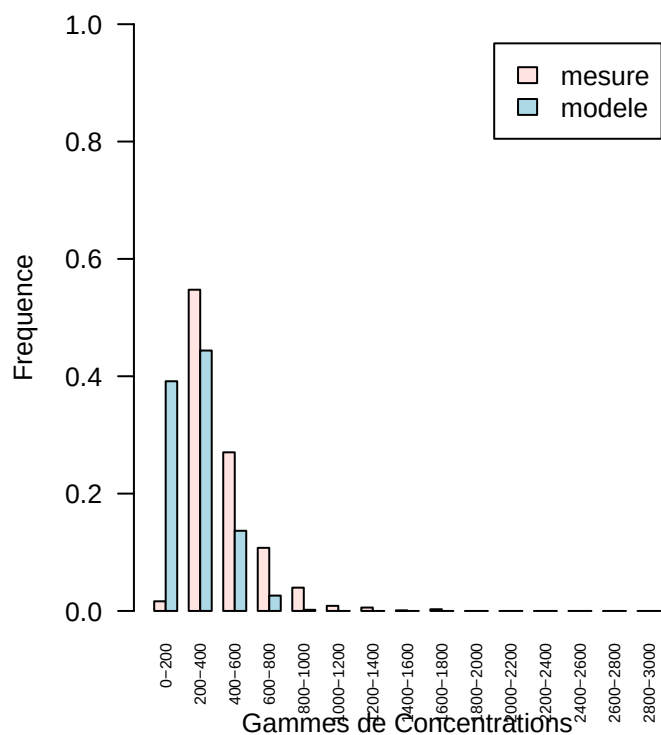


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

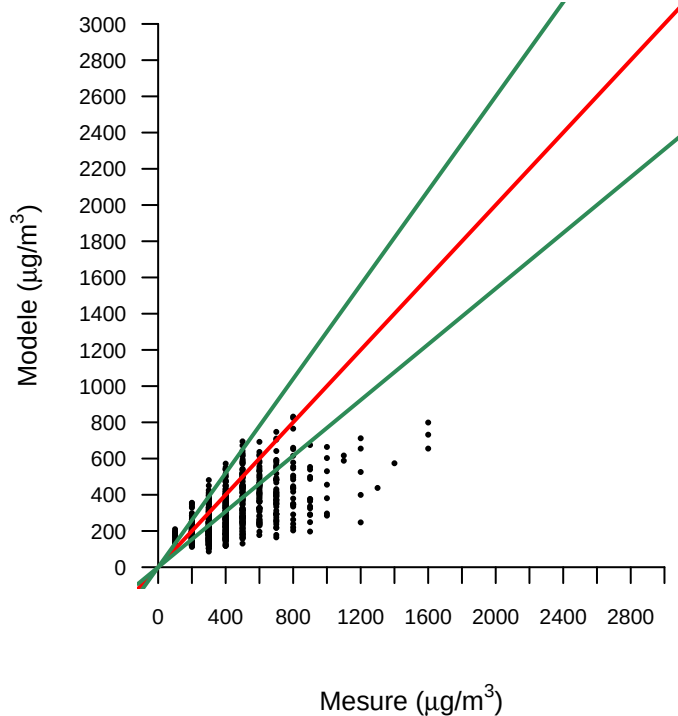
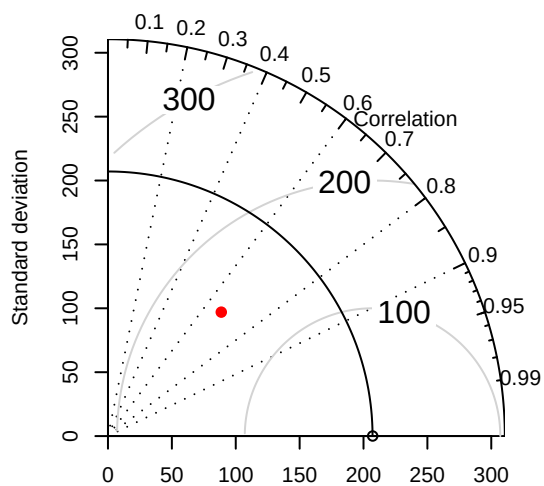
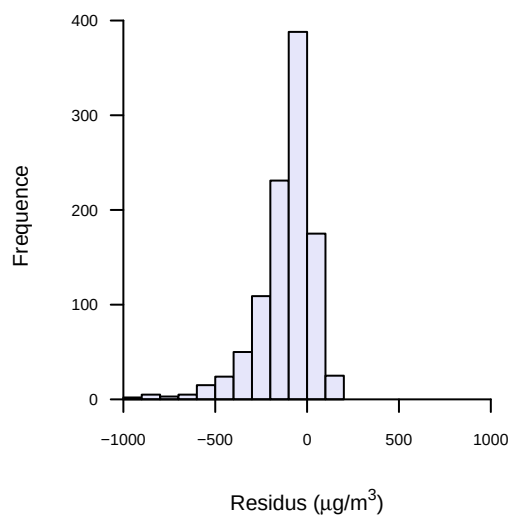


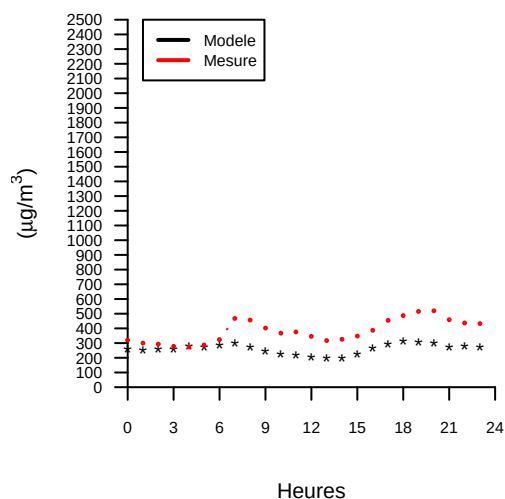
Diagramme de Taylor



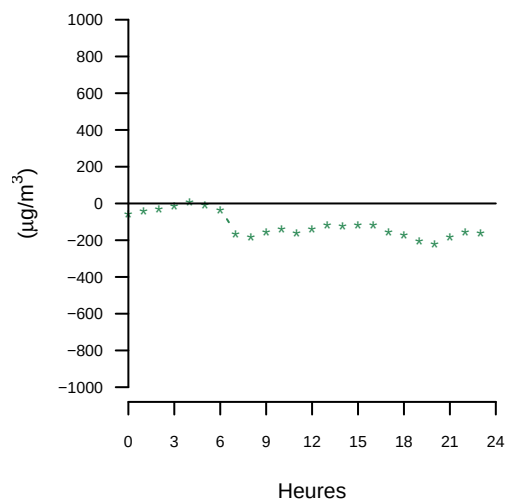
Histogramme des residus



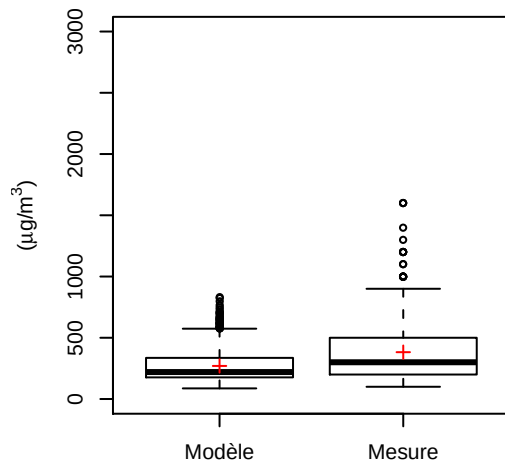
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



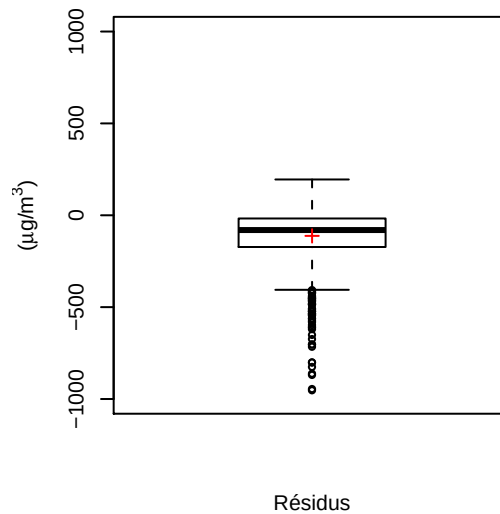
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

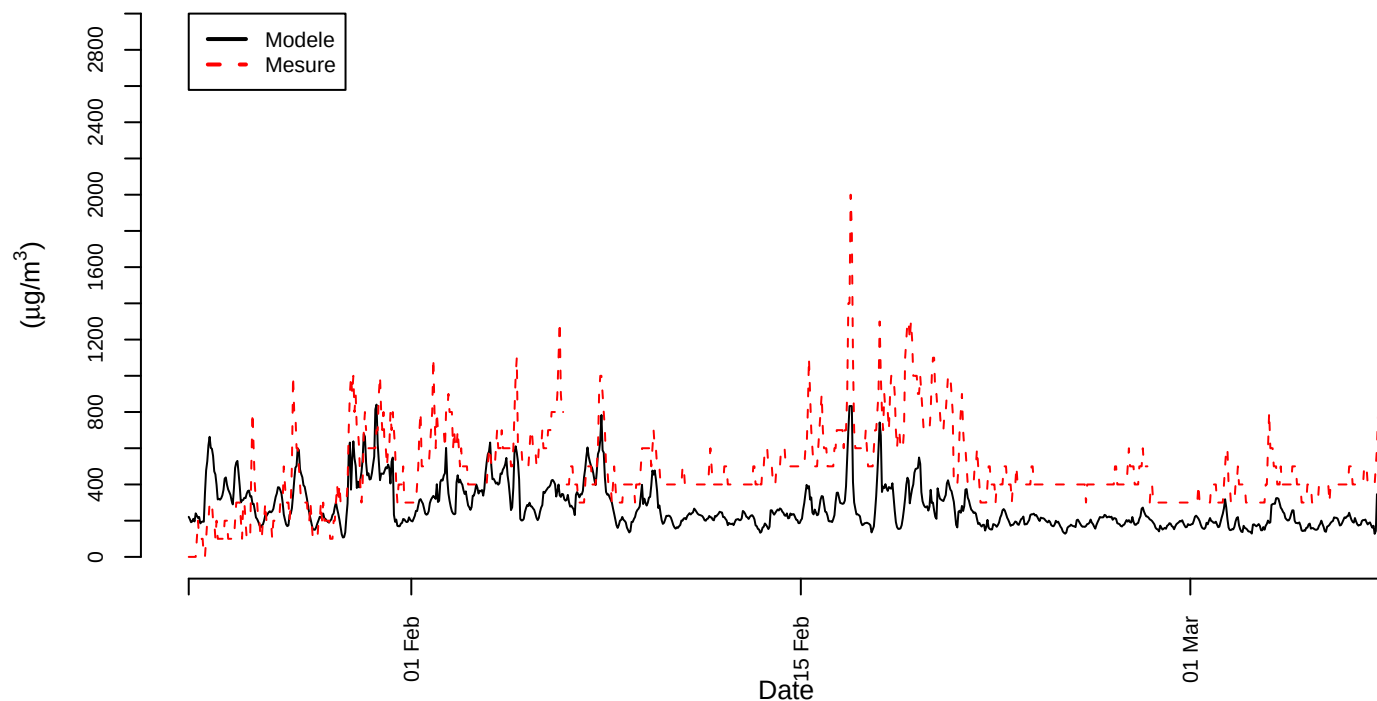


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

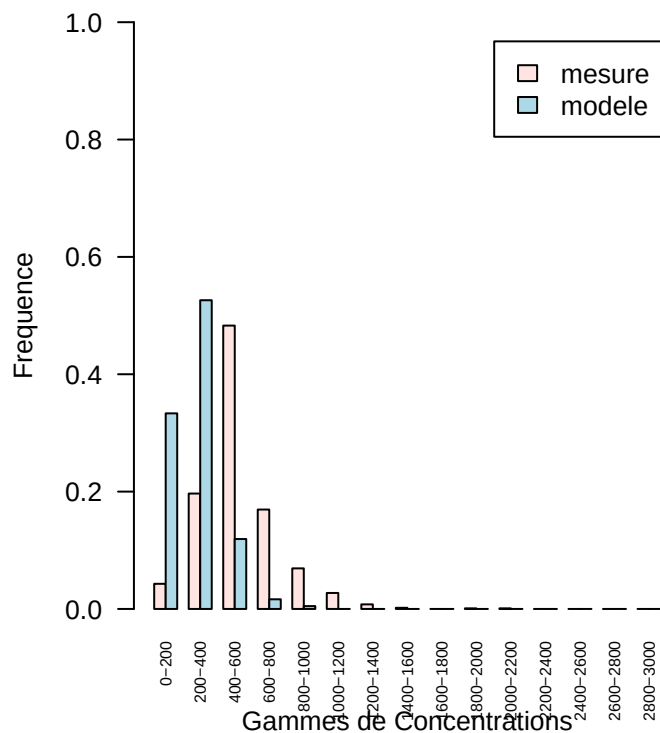


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

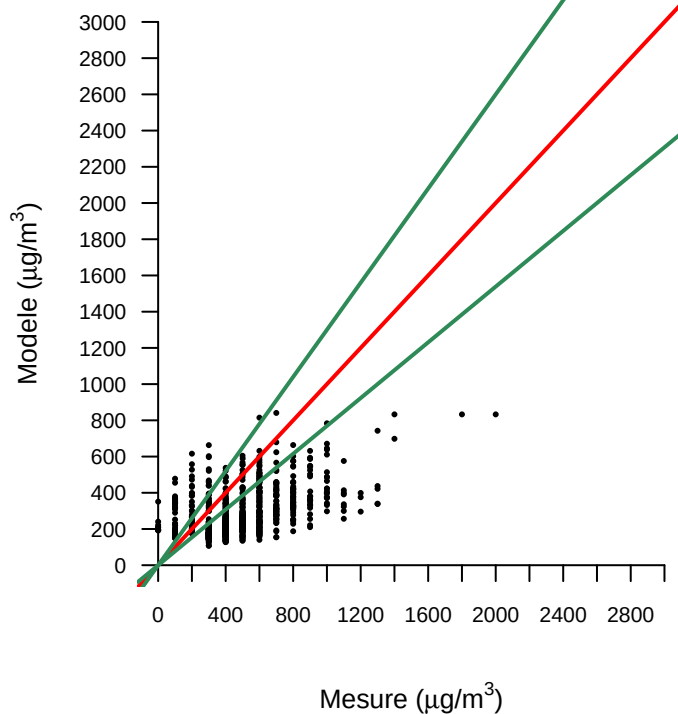
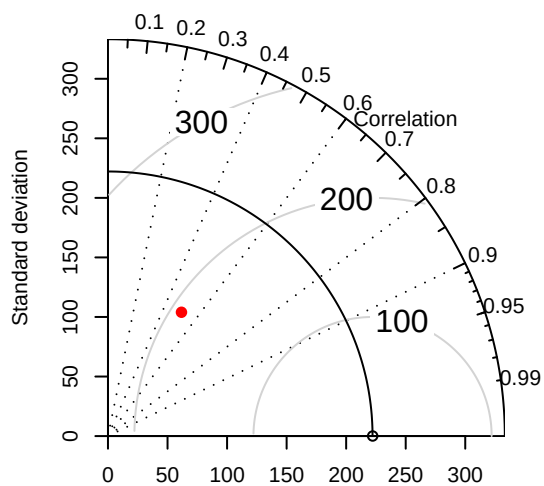
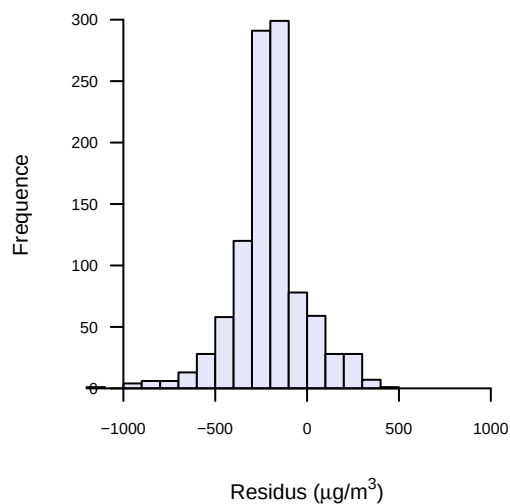


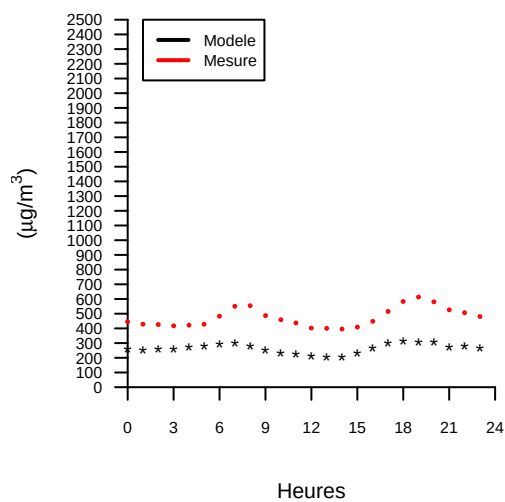
Diagramme de Taylor



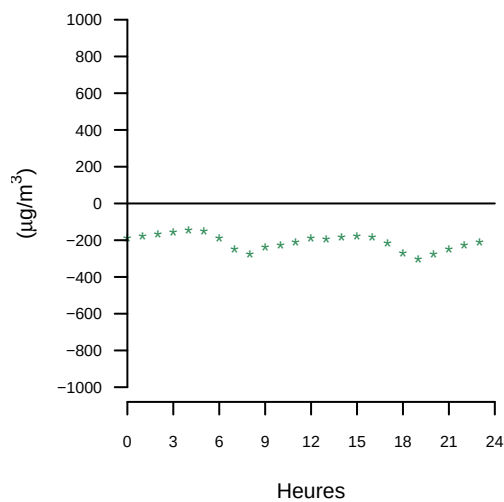
Histogramme des residus



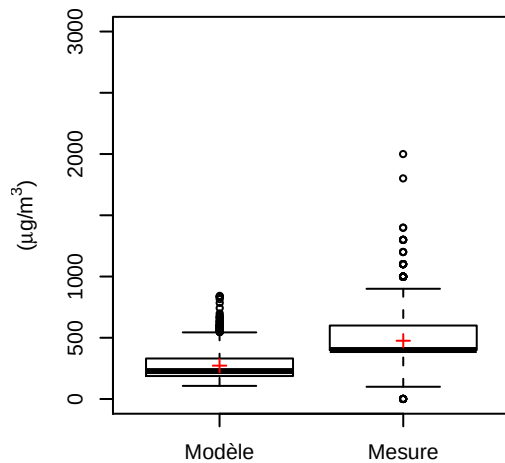
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



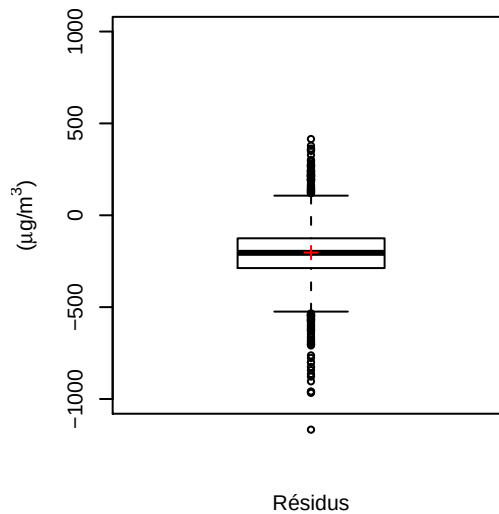
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

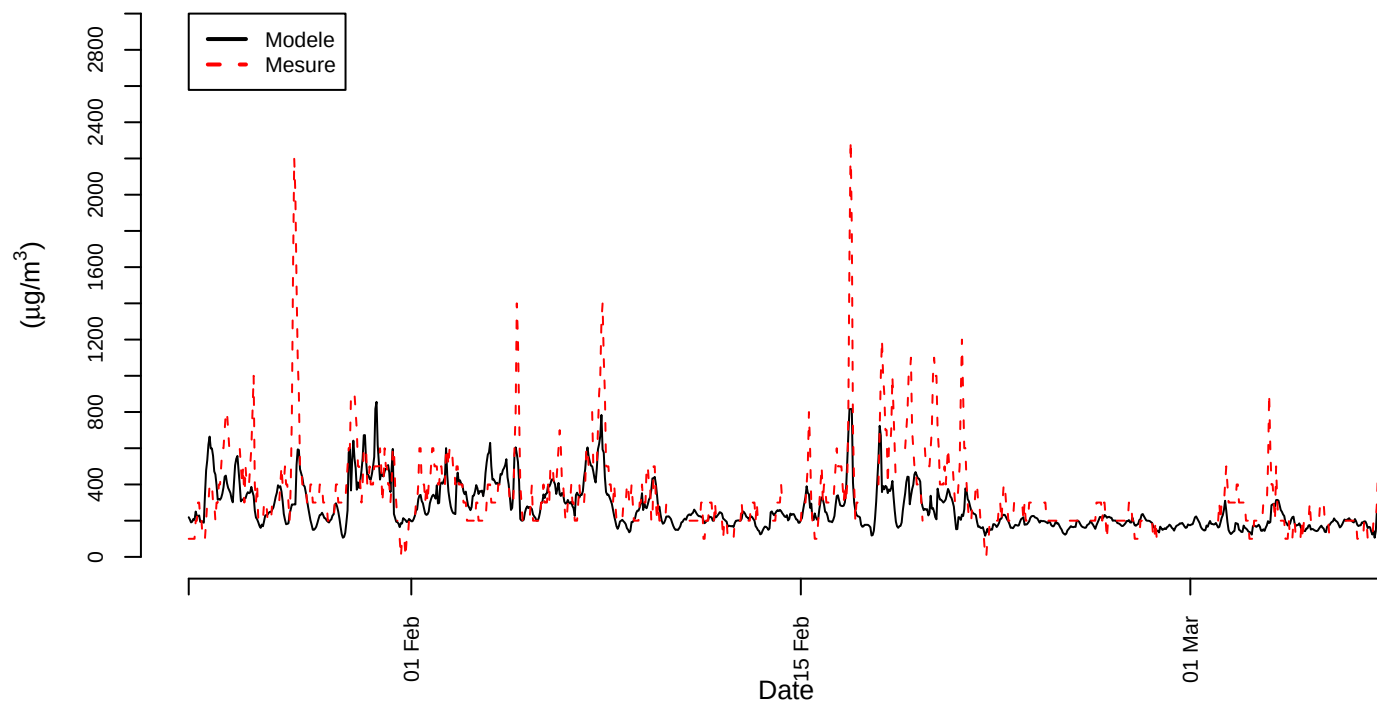


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

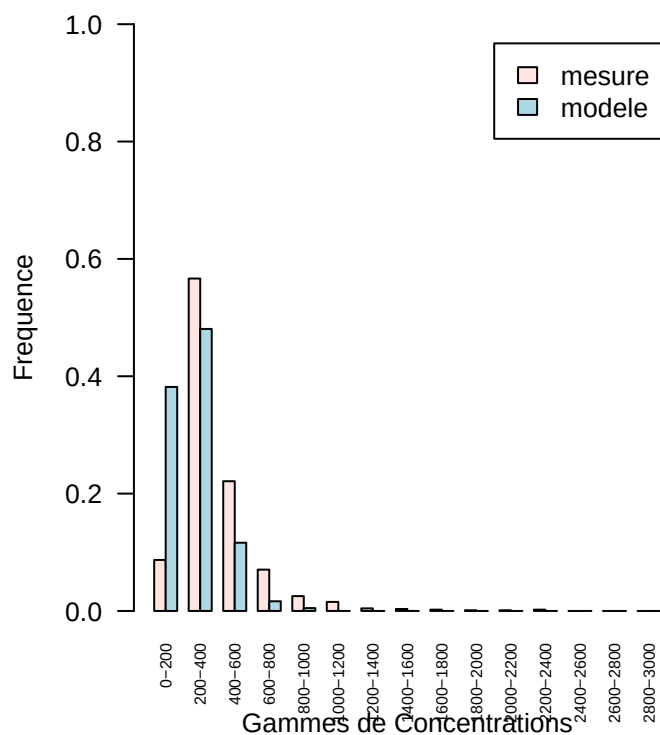


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

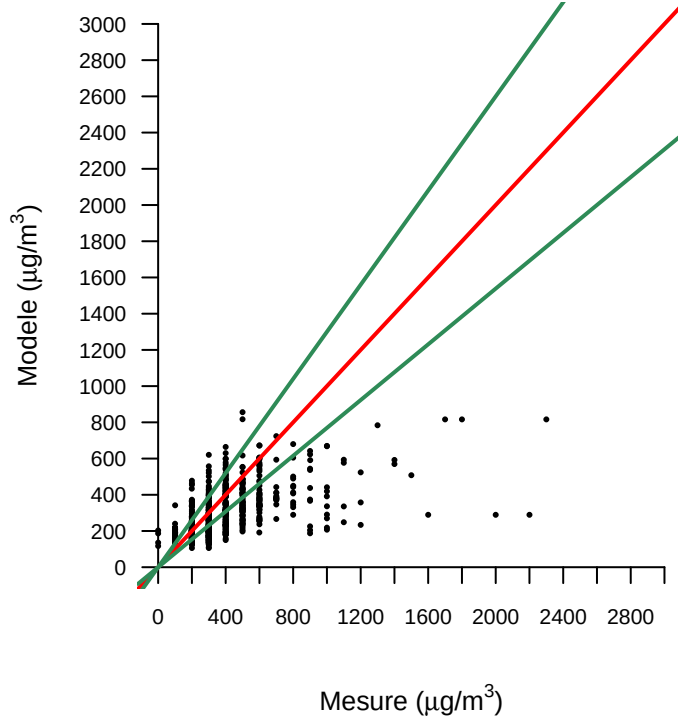
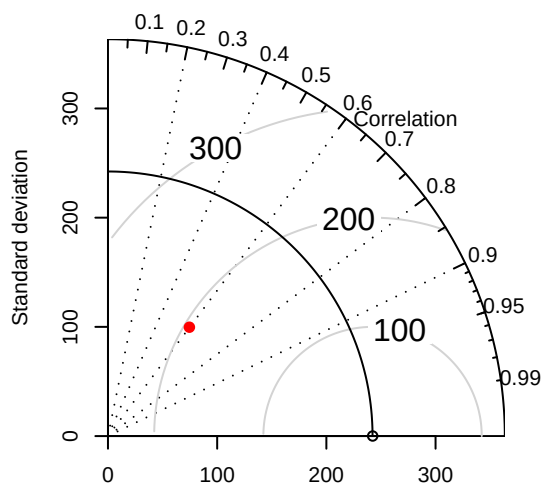
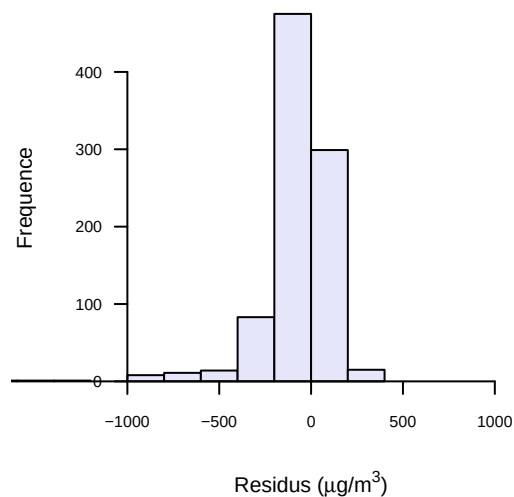


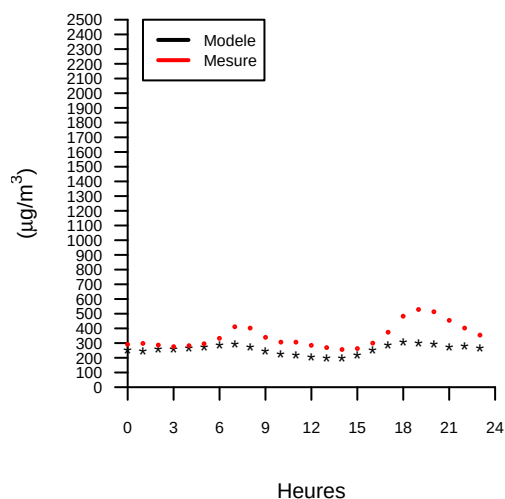
Diagramme de Taylor



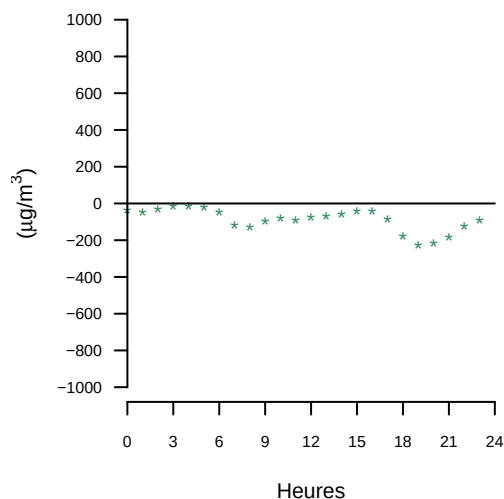
Histogramme des residus



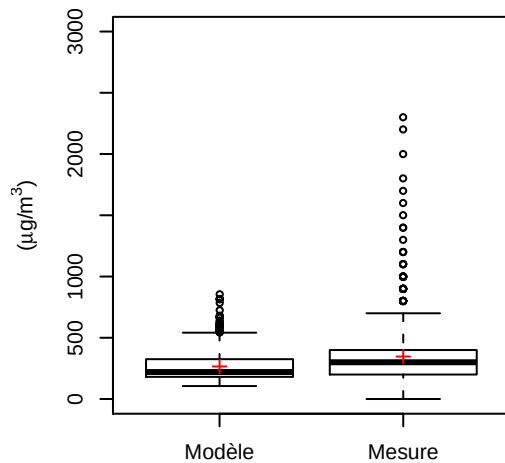
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



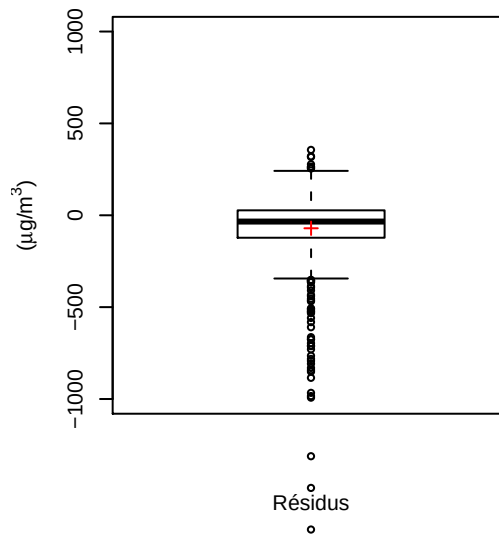
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide



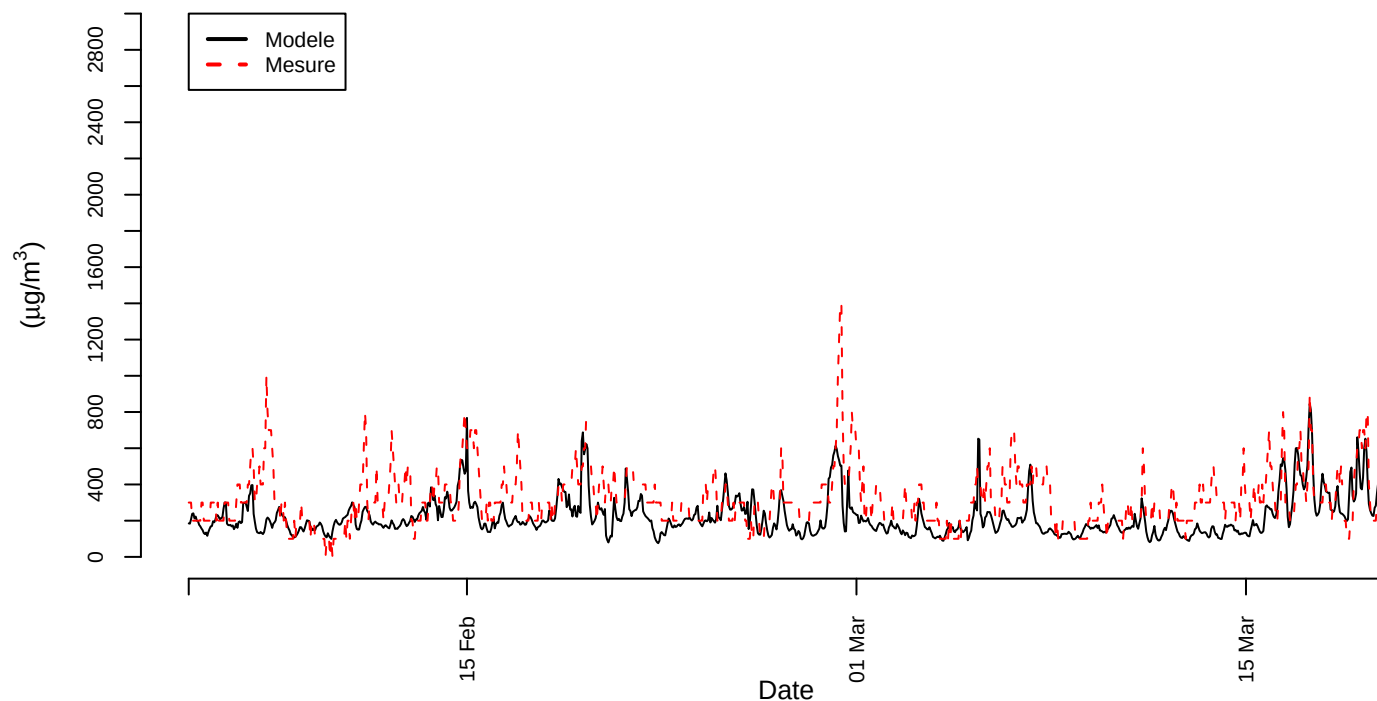
Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Campagne 2009

Statistiques concernant la station ETUDE2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

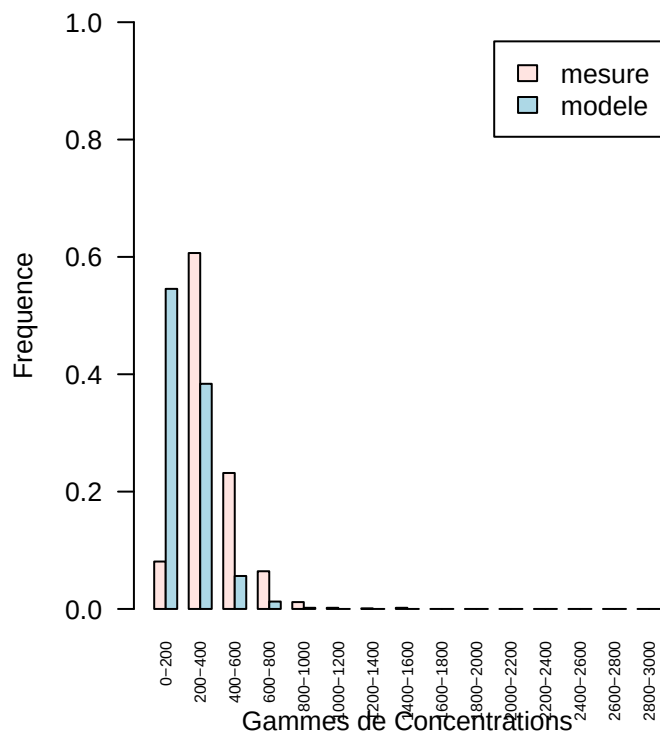


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

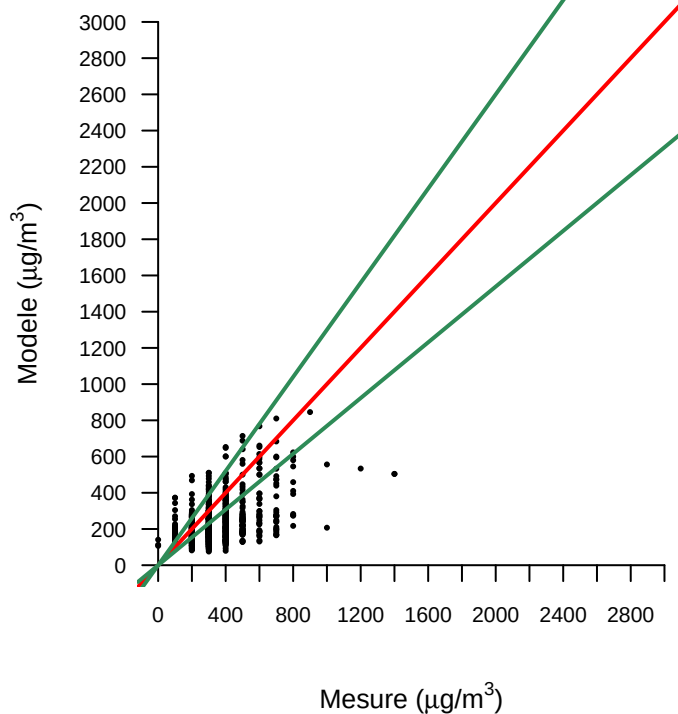
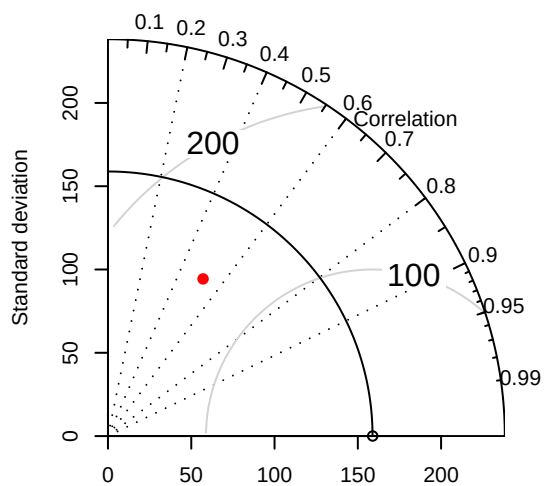
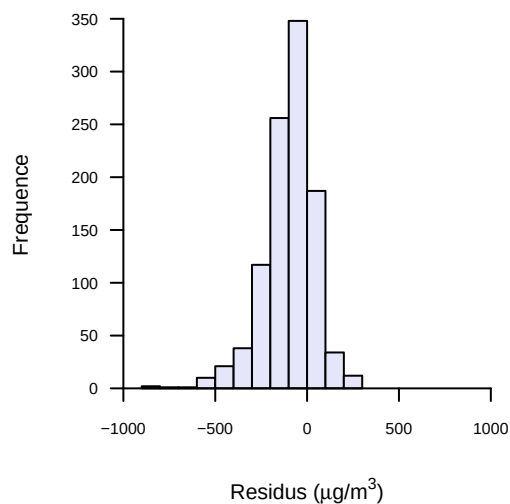


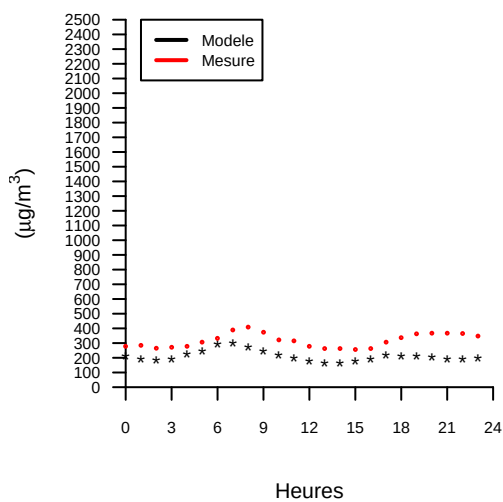
Diagramme de Taylor



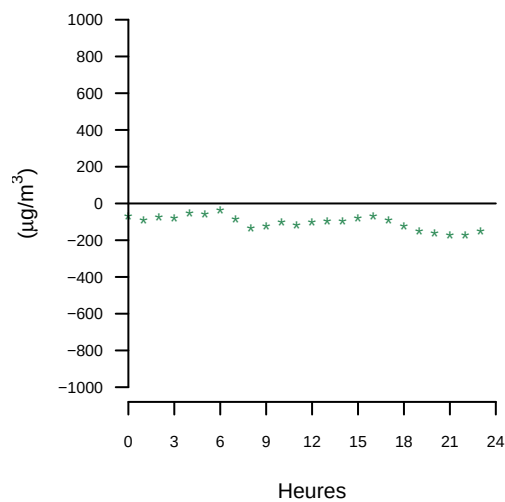
Histogramme des residus



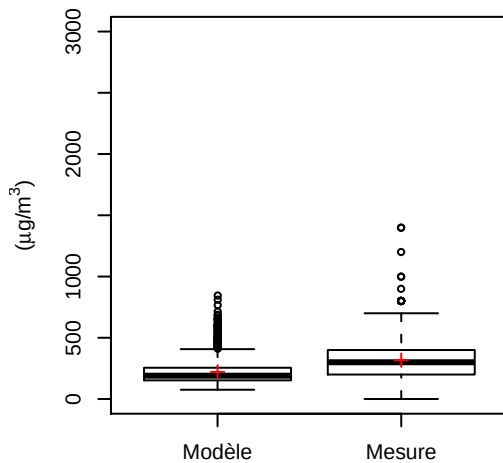
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



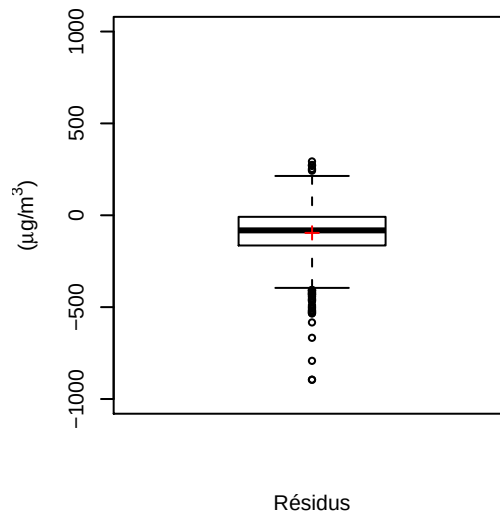
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

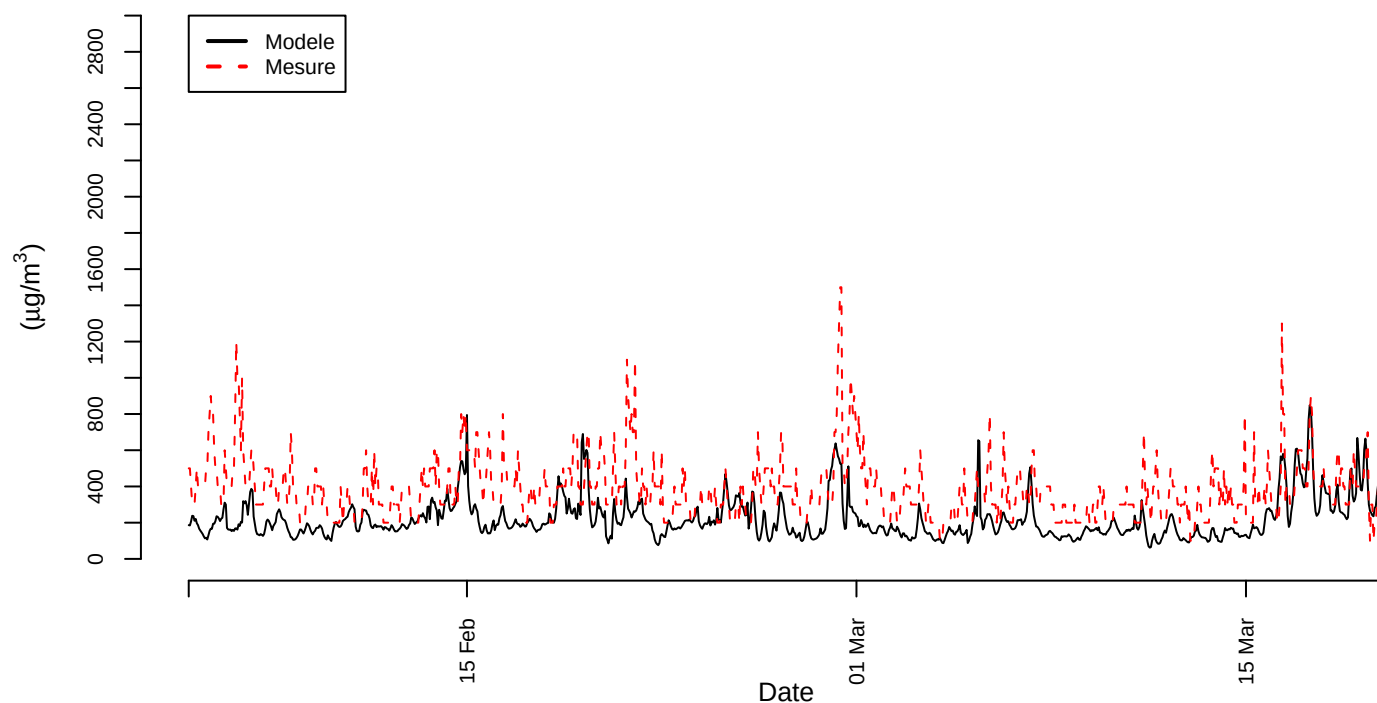


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station LABO2 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a LABO2



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

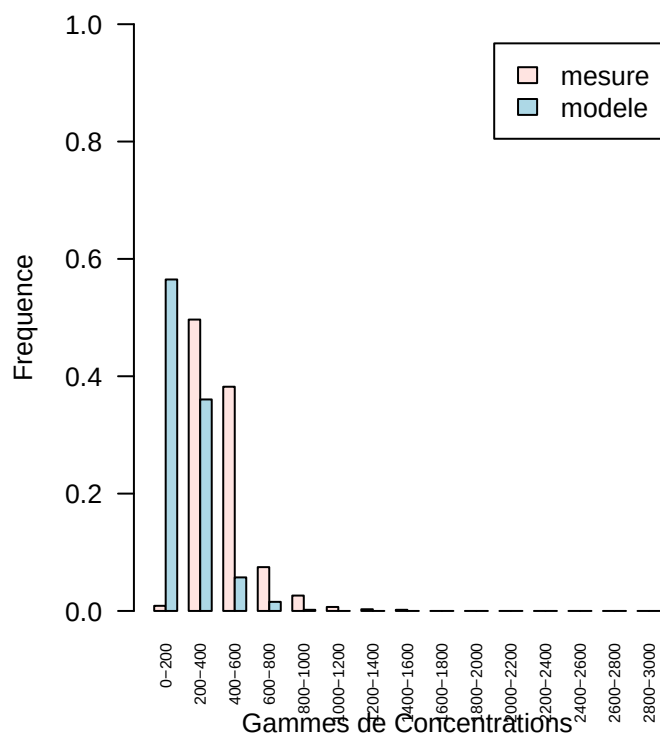


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

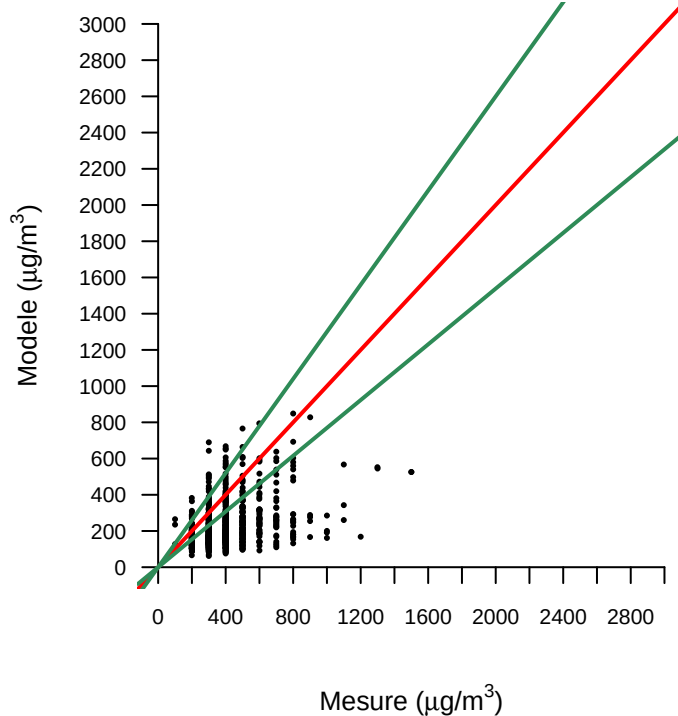
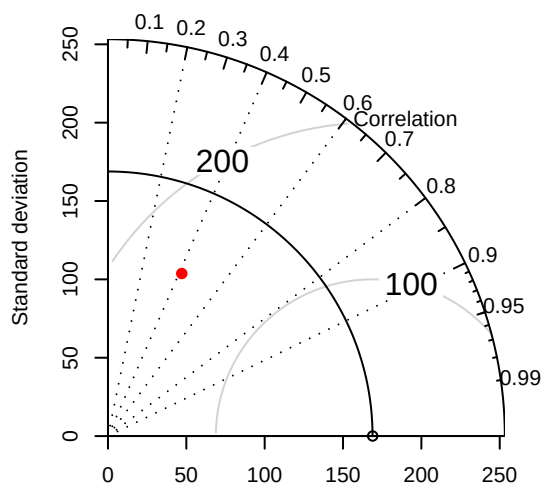
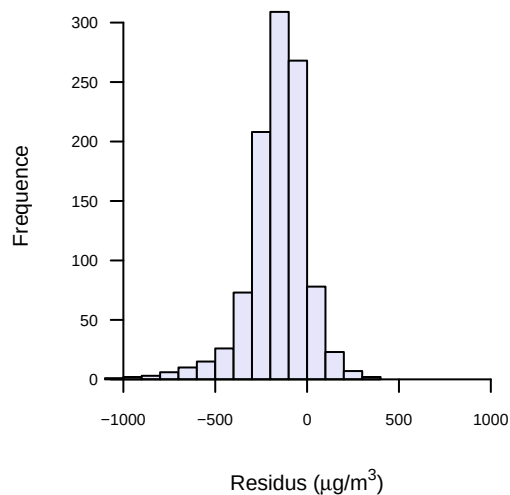


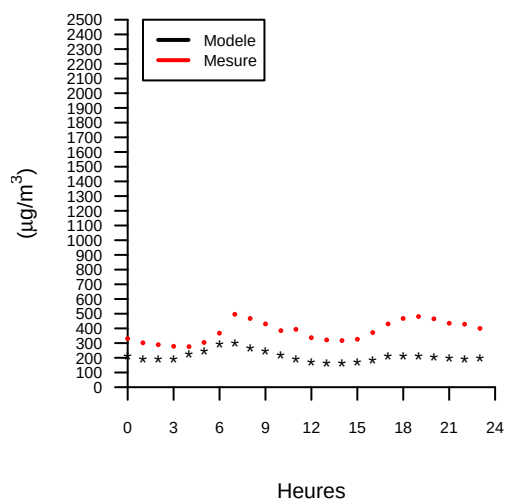
Diagramme de Taylor



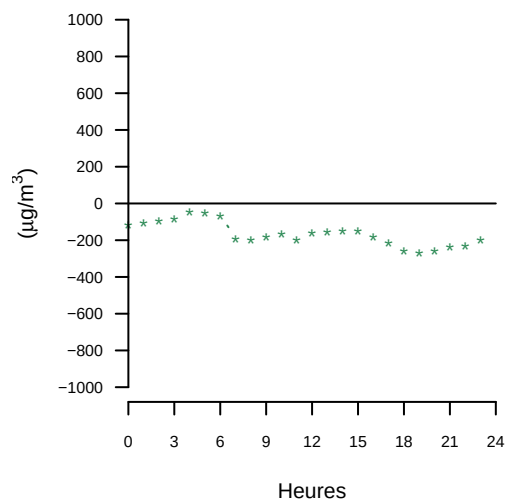
Histogramme des residus



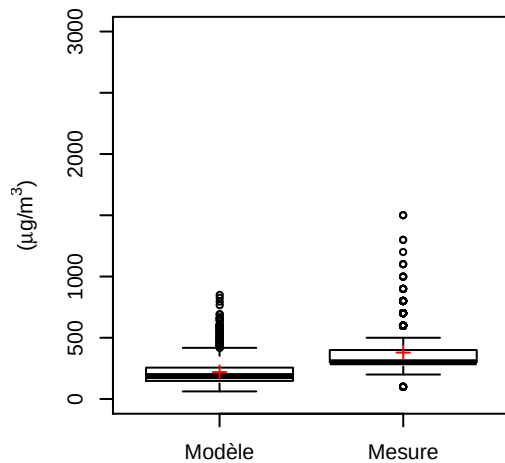
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



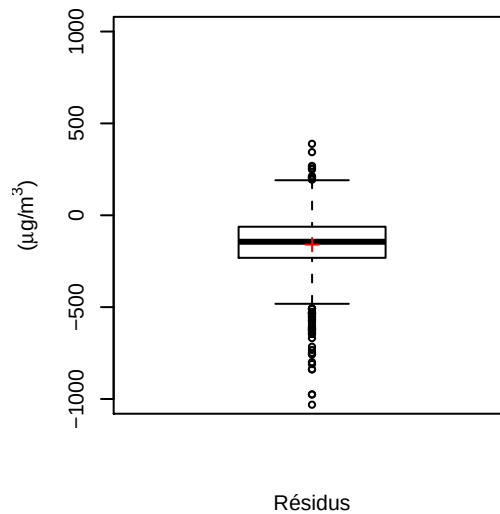
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

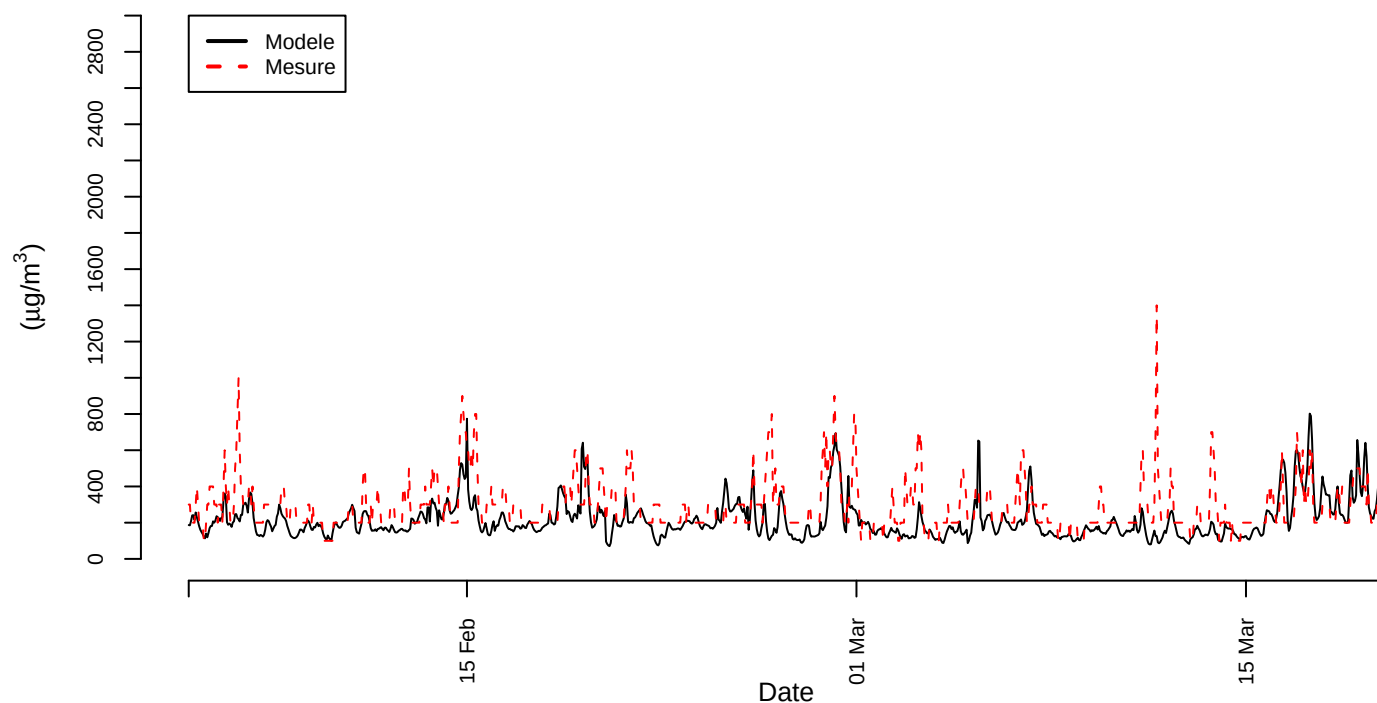


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE1 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE1



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

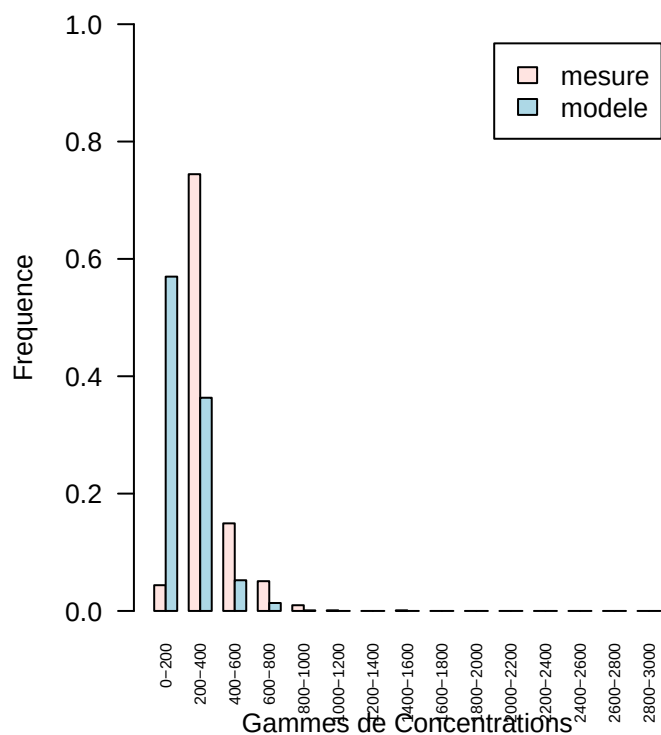


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

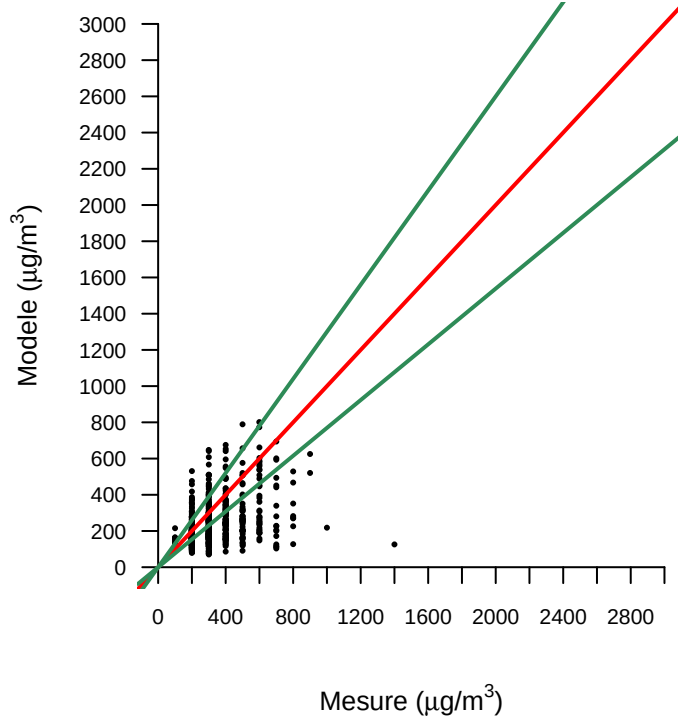
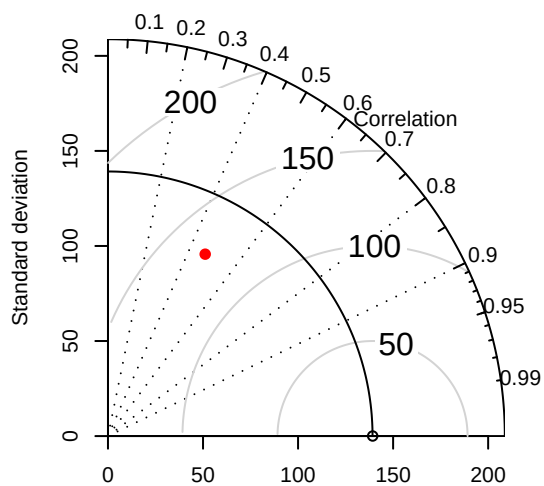
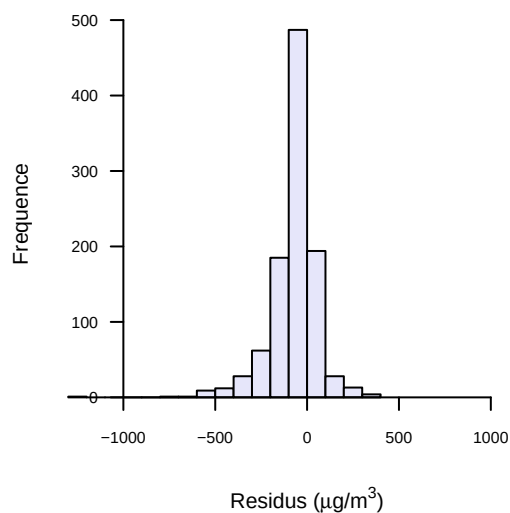


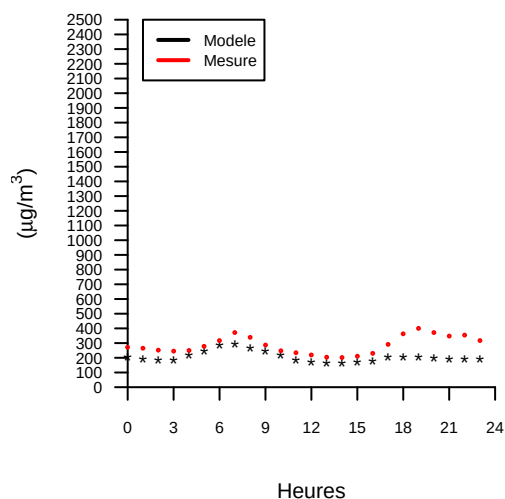
Diagramme de Taylor



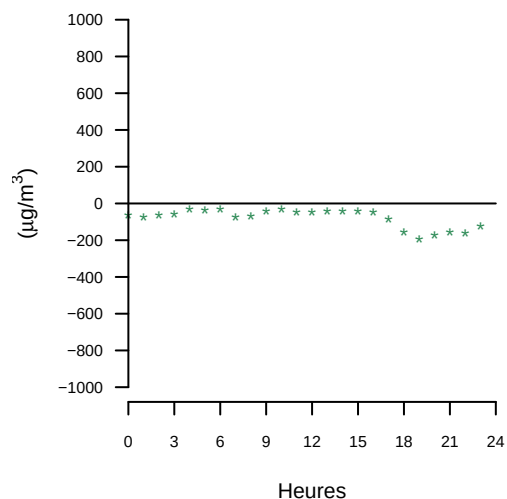
Histogramme des residus



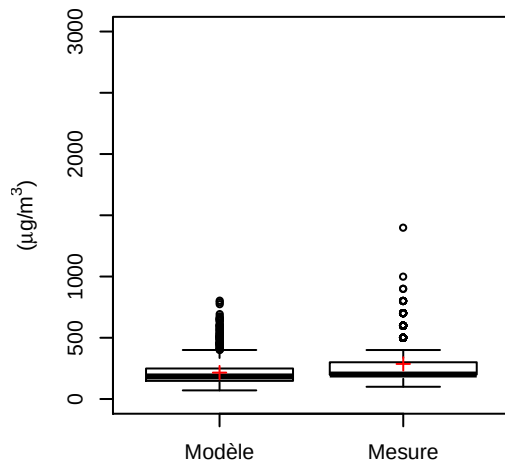
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



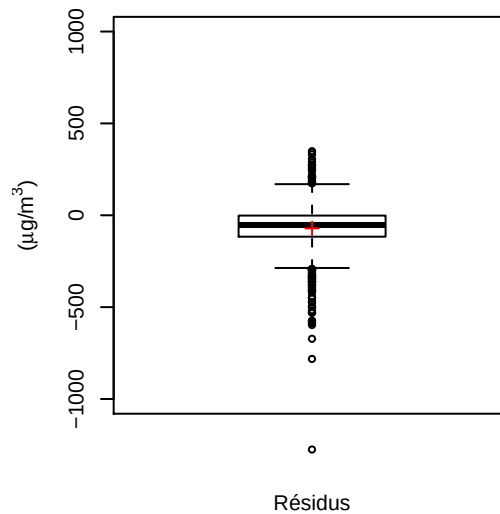
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide

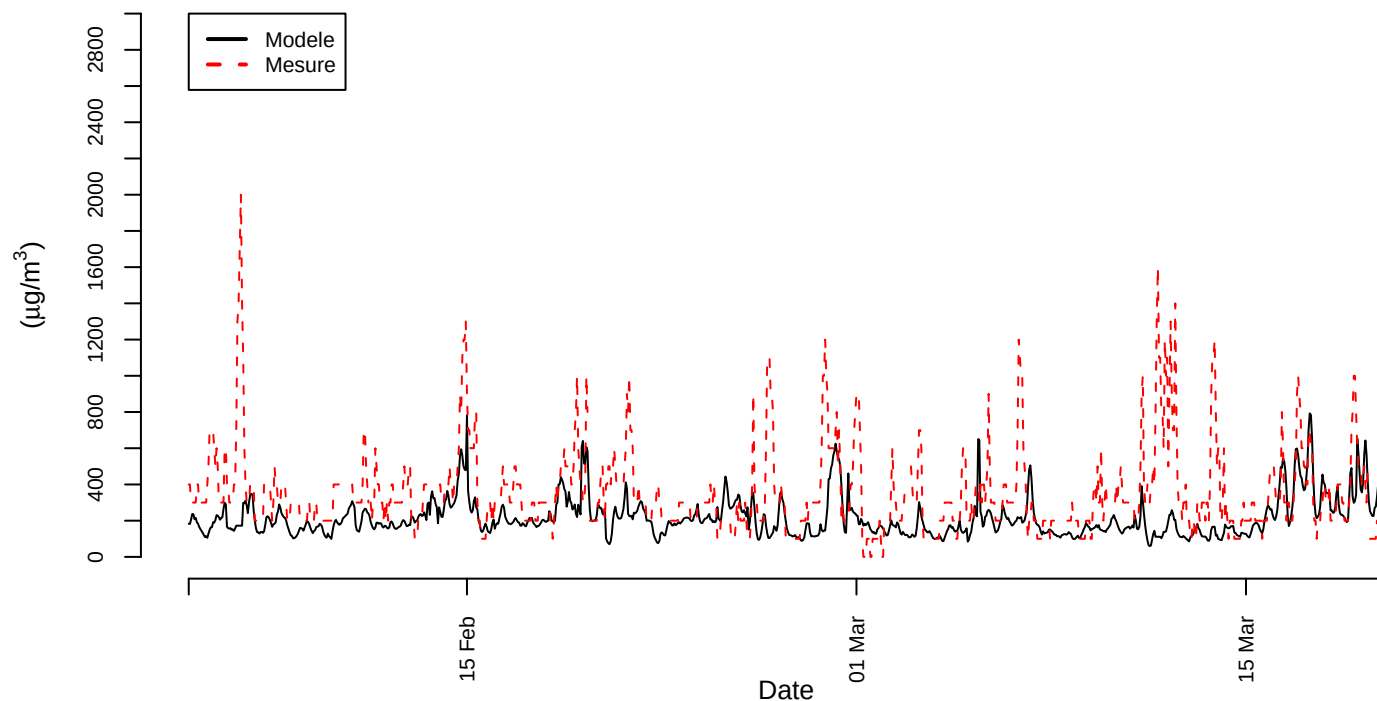


Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



Statistiques concernant la station ETUDE5 pour la variable Carbon monoxide

Concentrations horaires en Carbon monoxide a ETUDE5



Repartition des Concentrations modélisées et mesurées

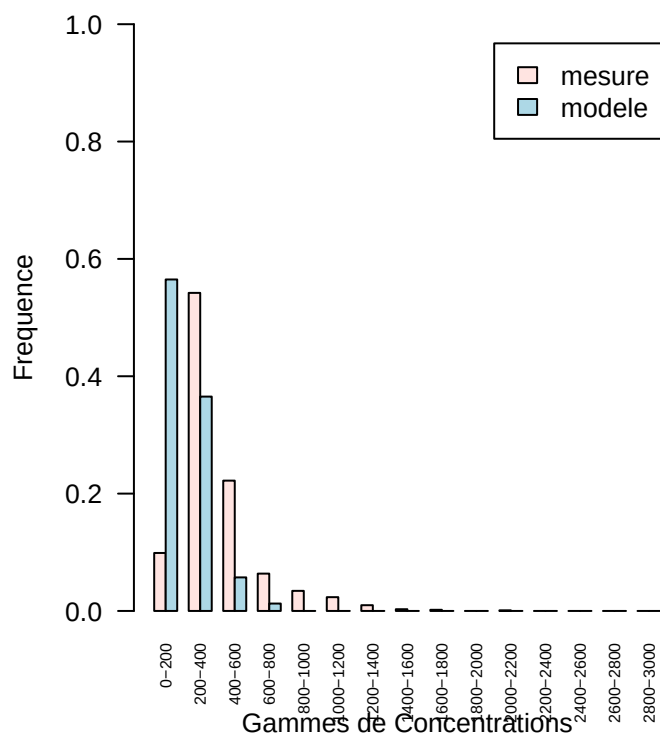


Diagramme de dispersion des Concentrations horaires

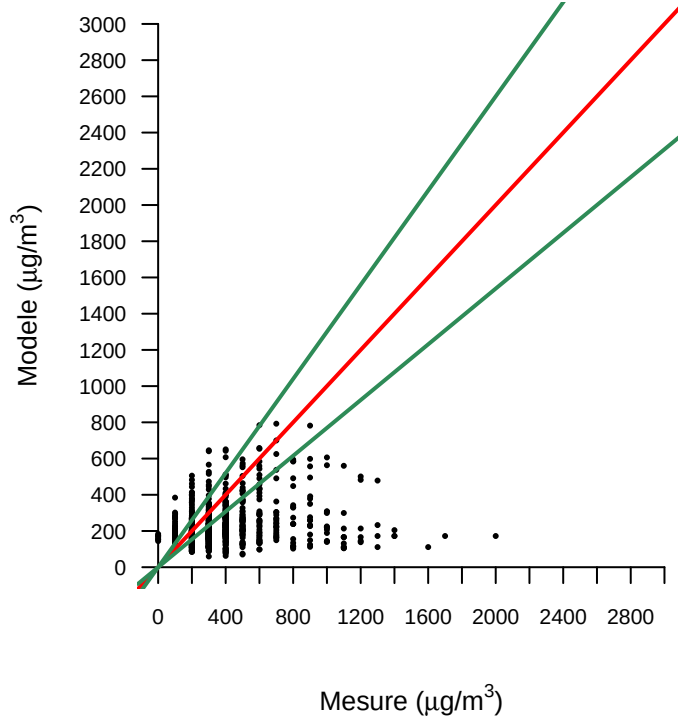
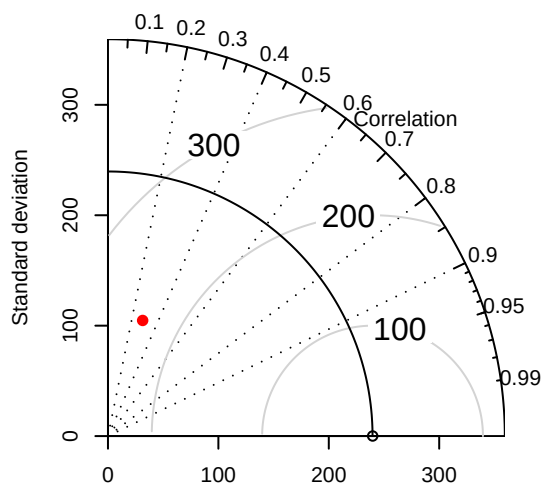
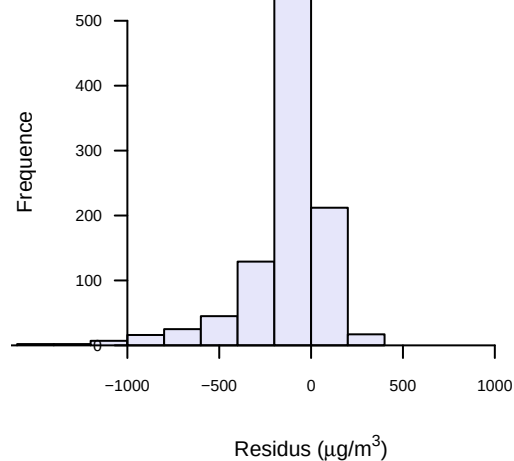


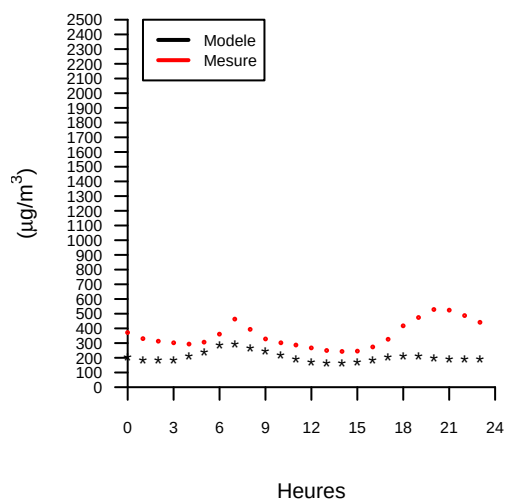
Diagramme de Taylor



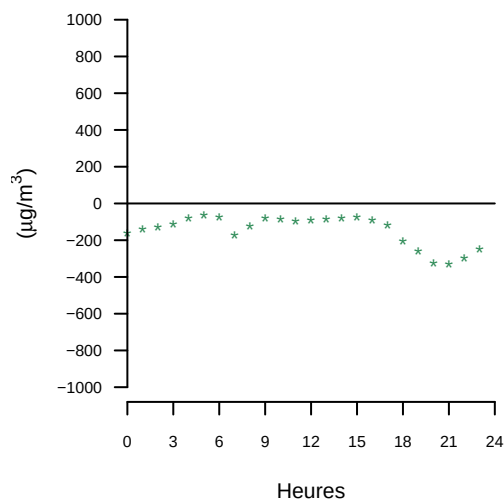
Histogramme des residus



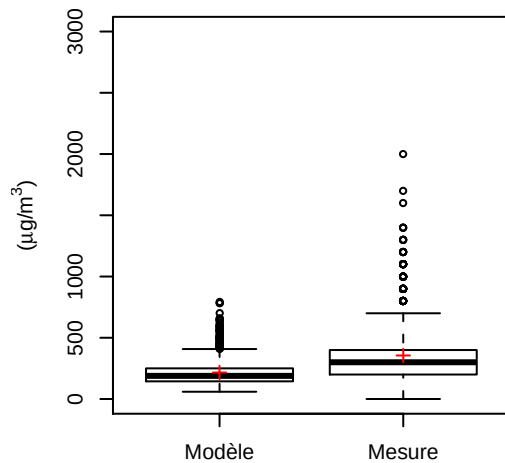
Profil journalier moyen en Carbon monoxide



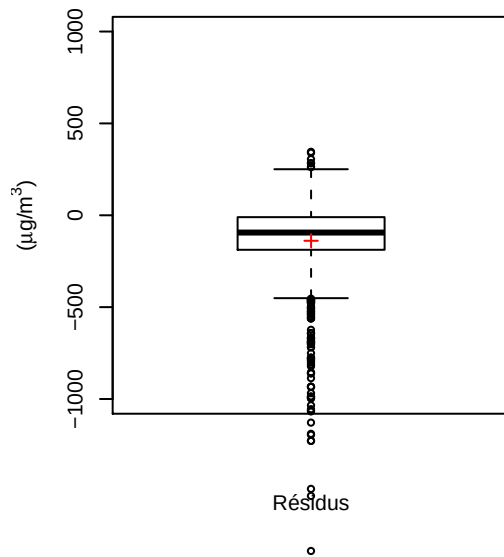
Profil journalier moyen des residus



Boite à moustache en Carbon monoxide



Boite à moustache des résidus en Carbon monoxide



IX.2. Tableaux des performances

Pour chacune des espèces considérées dans l'ObsAirvatoire A86Ouest, les paramètres statistiques sont évaluées pour chacun des sites automatiques exploités dans le cadre de la campagne de mesure. En ce qui concerne de dioxyde d'azote, l'analyse concerne également les stations du réseau permanent Garches et Versailles.

IX.2.1. Dioxyde d'azote

IX.2.1.1. Critères statistiques au niveau des sites automatiques

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1026	-32.5	-28.9	119.2	123.5	0.66	185.2
Avenue Marmontel	1032	-112.1	-61.1	153.0	189.6	0.67	299.7
Allée du collège	1027	-207.0	-76.0	187.7	279.4	0.51	417.6
Stade de la Marche	909	-71.7	-30.9	194.9	207.6	0.60	256.9

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1027	-96.6	-54.6	138.5	168.8	0.52	264.3
Avenue Marmontel	1031	-159.4	-78.7	160.0	225.8	0.41	334.9
Allée du collège	1025	-71.1	-53.4	130.0	148.1	0.47	229.2
Stade de la Marche	1022	-140.8	-55.2	232.5	271.7	0.29	388.1

IX.2.1.2. Résultats de l'ObsAirvatoire A86 Ouest au niveau des sites équipés de tubes passifs

Le suffixe mod dans les tableaux ci-après identifie les résultats issus du système de cartographie.

Campagne 2007

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	25	39	20	31		
2	43	42	35	35	15	19
3	41	44	36	36	18	21
4	43	42	40	36	22	21
5	42	45	38	37	19	22
6	47	46	40	36	21	21
7	31	40	28	31	14	16
8	34	42	27	32	10	16
9	36	44	32	34	15	18
10	35	44	30	34		
11	40	43	38	35	23	21
12	48	46	38	36	22	21
13	36	41	30	31	11	15
14	33	41	26	32	11	16
15			38	33	20	18
16			32	36	16	20
17	36	43	28	33	11	18
18	36	43			18	18
19			28	32		
20	32	41	30	32		
21	44	42	41	34	28	20
22	48	43	41	35	30	21
23	39	42	34	34	17	20
24			40	34	20	20
25	38	41				
26	38	42	28	32	14	18
27	42	43	33	33	13	17
28			33	33	16	19
29	37	43	22	32	11	17
30	41	43	31	33	16	18
31	41	42	31	32	17	18
32	44	42	31	32	17	17
33	43	43	31	32	24	16
34	45	43	36	32	18	17
35	43	42	31	32	17	17
36	38	43	26	32	14	17
37	40	43	24	31	9	16
38	37	42	25	31	8	15
40	40	42	27	31	10	15
41	42	42	33	31	16	16
42	42	43			23	17
43	41	41	27	30	11	15
44	44	41	27	30	18	15
45	36	41	21	30		
46	40	42	26	30	10	15
47	37	42	26	30	8	15
48	34	42	26	30	10	15
101	39	45	32	35	15	20
102	38	45	31	35	14	20
103	37	45	35	35	14	19
104	42	47	37	35	17	21
105	43	45	39	35	19	20
106	41	44	35	35	17	20

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107	39	45	33	34	14	19
108	65	48	75	38	61	23
109	35	45	26	34	13	19
110	40	45	31	34	14	19
111	36	45	30	34	21	19
112	42	44	37	35	18	20
113	38	45	30	34	22	19
114	38	44	31	33	12	18
115	41	45	34	33	13	18
116	35	44	30	34	12	19
117	39	44	37	34	19	19
118	38	44	30	34	12	19
119	37	43	29	33	13	18
120	38	43	30	33	13	18
121	35	43	31	34	13	19
122	41	44	28	33	13	19
123	39	43	32	33	16	18
124	36	43	29	33	12	18
125	38	43	31	33		
126	36	45	31	34	15	19
127	43	46	43	36	26	21
128	38	46	31	34	22	20
ETU2	41	44	28	33	13	19
LAB2	45	45	40	34	24	19
151	46	42	35	34	25	20
152	41	42	33	34	17	20
153	41	43	33	34	20	20
154	42	42	36	35	22	20
155	45	42	37	34	22	20
156	43	42	38	35		
157	45	43	39	34	26	20
158	46	43	43	35	30	21
159	43	43	40	35	26	21
160	45	43	42	35	31	22
161			29	33	15	18
162	40	43	34	33	16	18
163	50	44	29	33	11	18
164	45	45	32	33		
165	43	44	29	33	14	18
166	45	43	33	33	18	18
167	43	43	31	33	17	18
168	43	43	31	33	12	18
169	43	43	31	33	15	18
170	41	43	31	33	12	18
171	44	43	33	33	17	18
172	40	43	31	33	18	18
173	39	43	29	33	15	18
174	48	43	31	33	14	18
175	41	43	27	33	12	18
176	40	42	32	34	15	20
177	41	42	33	33	16	19
ETU1	40	43	31	35	14	20
ETU5	45	43	37	35	20	20

Campagne 2009

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	20	34	20	35	19	35
2	38	38	39	41	39	38
3	36	40	39	43	36	39
4	40	38	43	42	42	38
5	42	40	42	44		
6	44	42			43	41
7	29	35	29	36	28	35
8	29	36	28	37	28	36
9	32	39			30	38
10	33	39	32	42		
11	34	38	41	41		
12	46	41	47	44	46	40
13	29	35	29	37	31	35
14	24	36	23	37	25	36
15	38	38	40	39	41	37
16	35	40	37	42	34	38
17	29	38	28	39	28	37
18	37	39	35	41	35	38
19	29	35	29	37	32	35
20	30	36	30	37	29	36
21	40	38	45	40	40	38
22	44	38	48	41	45	39
23			37	39	35	38
24					39	38
25	34	36	36	38	39	36
26	31	37	31	39	31	37
27	33	39	36	41		
28	40	39	37	42	39	39
29	28	37	27	39	27	37
30	36	38	35	40	35	38
31	35	38	37	40	36	38
32	30	37	30	39		
33	35	39	38	41	34	39
34	37	38	37	41	36	39
35	36	38	37	40	36	38
36	32	38	31	40	30	37
37	31	38	33	40	34	38
38	29	37	29	38	29	37
40	34	38	34	39	35	37
41	33	38	33	40	31	37
42	37	37	38	39		
43	33	36	35	37	32	36
44	35	36	35	37	37	36
45	26	36	26	37	23	36
46	31	36	31	37	29	36
47	31	37	31	38	30	36
48	29	37	26	38	25	35
101	35	40	36	43	36	39
102	34	41	34	43	33	39
103	36	40	35	43	34	39
104	38	41	39	44	37	39
105	36	40	38	42	35	39
106	35	40	35	42	37	39

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107			36	42	35	39
108	48	43	51	46	49	41
109	29	39	29	42		
110	34	40	33	42	33	39
111	32	39	32	41	31	38
112	38	39	39	42	39	38
113	35	39	35	41	33	38
114	32	39	32	41	28	38
115	34	39	35	41	33	38
116	29	39	31	41	31	38
117	32	39	34	41	35	38
118	31	39	34	41	31	38
119	30	38	31	40	29	37
120	31	38	31	40	30	37
121	29	39	31	41	30	38
122	32	39	34	41	33	38
123	32	38	34	40	32	37
124	28	38	27	40	27	38
125	30	38				
126	30	39	30	41	28	38
127	40	40	40	43	39	39
128	35	40	36	42	34	39
ETU2	32	39	36	41	32	38
LAB2	31	39	31	41	31	38
151	41	38	44	40	42	38
152	37	38	39	40	27	38
153	36	38	40	40	36	38
154	36	38	39	40	34	38
155	37	38	36	41	36	39
156	40	38	42	41	40	38
157	42	38	46	40	44	38
158			43	40	42	38
159	40	38	43	41	40	39
160	42	38	44	41	43	39
161	31	38	29	41		
162	35	38	37	41	36	39
163	33	38	32	40	37	38
164	37	39	37	41	41	39
165	34	38	36	40	37	38
166	37	39	37	41	37	39
167	34	38	35	41	35	38
168	35	38	33	40		
169	37	38	38	40	39	38
170	35	38	33	40	36	38
171	39	39	39	41	41	39
172	34	39	32	41	33	39
173	33	38	30	41	31	38
174	35	38	32	40	37	38
175	34	38	32	40	35	37
176	34	38	34	40	33	38
177			33	40	34	38
ETU1	40	38	42	41	39	39
ETU5	39	38	38	40	38	38

IX.2.2. Particules PM10

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	43	3.6	90.7	2.9	4.6	0.98	6.9
Avenue Marmontel	43	3.6	86.0	3.3	4.8	0.98	7.7
Allée du collège	41	2.6	56.1	3.3	4.1	0.97	6.8
Stade de la Marche	42	2.9	76.2	2.8	4.0	0.98	6.9

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	42	0.8	28.6	3.7	3.7	0.95	6.9
Avenue Marmontel	43	0.4	20.9	3.3	3.3	0.96	5.5
Allée du collège	43	0.5	2.3	3.4	3.4	0.96	6.8
Stade de la Marche	42	0.0	9.5	3.0	3.0	0.97	5.2

IX.2.3. Particules fines PM2.5

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	42	2.6	81.0	2.6	3.7	0.99	6.3

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	40	-5.4	-90.0	4.1	6.8	0.93	10.7
Allée du collège	43	-4.6	-90.7	3.7	5.9	0.93	10.0

IX.2.4. Monoxyde de carbone

Campagne 2007

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1026	-32.5	-28.9	119.2	123.5	0.66	185.2
Avenue Marmontel	1032	-112.1	-61.1	153.0	189.6	0.67	299.7
Allée du collège	1027	-207.0	-76.0	187.7	279.4	0.51	417.6
Stade de la Marche	909	-71.7	-30.9	194.9	207.6	0.60	256.9

Campagne 2009

nomlong	NOK_0	BIAS_0	FOEX	SD_0	RMSE_0	COR	PERROR90_0
Stade du vert-bois	1027	-96.6	-54.6	138.5	168.8	0.52	264.3
Avenue Marmontel	1031	-159.4	-78.7	160.0	225.8	0.41	334.9
Allée du collège	1025	-71.1	-53.4	130.0	148.1	0.47	229.2
Stade de la Marche	1022	-140.8	-55.2	232.5	271.7	0.29	388.1

IX.2.5. Benzène

Campagne 2007

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	1.2	1.2	1.2	1.2	0.6	0.6
2	1.8	0.6	1.5	0.7	0.7	0.4
3	1.6	0.8	1.6	0.7	1.3	0.5
4	2.6	0.7	2.2	0.9	0.8	0.6
5	2.1	1.2	1.8	0.9	0.9	0.6
6	2.5	1.0			1.1	0.5
7	1.5	0.5	1.6	0.5	0.9	0.3
8	1.6	0.7			0.8	0.4
9	1.8	0.8	1.5	0.6	0.8	0.4
10	2.3	1.7	1.9	1.0		
11	1.7	1.6	1.6	1.0	0.9	0.7
12	2.1	1.8	1.9	1.2	1.0	0.8
13			1.4	0.6	0.7	0.3
14	1.3	0.7	1.1	0.6	0.6	0.3
15			1.6	0.6	0.8	0.4
16			1.4	1.1	0.8	0.7
17	1.5	0.9	1.2	0.5	0.7	0.4
18	1.5	0.7	1.4	0.6	0.8	0.4
19	1.5	0.7	1.3	0.6	0.7	0.4
20	1.7	0.7	1.3	0.7	0.8	0.4
21	1.4	0.7	1.3	0.6	0.7	0.4
22	1.8	0.8	1.2	0.6	0.9	0.5
23	1.8	0.7	1.4	0.7	0.9	0.5
24	1.9	0.7	1.6	0.6	0.9	0.4
25	1.5	0.7	1.3	0.5	0.7	0.3
26	1.4	1.0	1.1	0.6	0.7	0.4
27	1.5	0.8	1.3	0.6	0.6	0.4
28	1.8	0.9	1.3	0.6		
29	1.5	0.8	1.1	0.5	0.6	0.4
30	1.7	0.8	1.5	0.6	0.8	0.4
31	1.8	0.8	1.4	0.6	0.9	0.4
32	1.5	0.9	1.2	0.6	0.8	0.4
33	1.9	0.9			0.8	0.3
34	1.6	0.8	1.4	0.5	0.8	0.3
35	1.7	0.8	1.3	0.5	0.8	0.3
36	1.6	0.8	1.2	0.5	0.7	0.3
37	1.5	0.9	1.3	0.5	0.8	0.3
38			1.1	0.7	0.6	0.4
40	1.6	0.7	1.4	0.5	0.8	0.3
41	1.6	0.7	1.3	0.5	0.8	0.3
42	1.6	0.8	1.3	0.5	0.8	0.3
43	2.2	0.8	1.7	0.4	0.9	0.3
44	1.6	0.9	1.3	0.5	0.8	0.3
45	1.4	0.8	1.0	0.5	0.6	0.3
46	1.6	0.7			0.8	0.3
47	1.4	0.7	1.2	0.5	0.6	0.3
48	1.5	0.7	1.3	0.5	0.7	0.3
101	2.1	1.0	1.6	0.7	1.1	0.5
102	1.8	1.0	1.6	0.7	0.8	0.5
103	1.7	1.1	1.4	0.8	0.8	0.5
104	1.8	1.5	1.7	1.0	0.8	0.6
105	2.0	1.2	1.7	1.0	0.9	0.8
106	1.6	1.0	1.5	0.8	0.8	0.5

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107					0.8	0.5
108	2.5	1.6	2.8	1.0	1.6	0.8
109	1.8	1.7	1.3	0.9	0.8	0.6
110			1.5	1.0	0.8	0.7
111	1.6	1.2	1.4	0.7	0.7	0.5
112			1.7	0.8	0.8	0.5
113	1.5	1.4	1.2	0.7	0.8	0.5
114	1.7	1.4			0.9	0.4
115	1.7	1.5	1.6	0.8	0.7	0.5
116	1.5	1.0	1.4	0.6	0.7	0.4
117	1.6	1.1	1.3	0.7	0.8	0.5
118	1.6	1.1			0.7	0.4
119	1.7	1.0	1.3	0.6	0.7	0.4
120	1.7	1.0	1.3	0.6	0.7	0.4
121	1.6	1.0			0.8	0.4
122	1.8	1.0			0.8	0.4
123	1.9	0.9	1.6	0.6		
124	1.5	0.9	1.3	0.5	0.7	0.4
125	1.7	0.9	1.4	0.5		
126	1.7	1.5	1.5	0.7	0.8	0.5
127	2.1	1.8	2.0	1.2	1.0	0.8
128	1.5	1.5	1.1	0.8	0.6	0.5
ETU2	2.0	1.4	1.5	0.7	0.7	0.5
LAB2	1.5	1.6	1.2	0.9	0.7	0.7
151	1.8	0.7	1.5	0.6	0.8	0.4
152					0.8	0.5
153	1.6	1.5	1.1	1.0	0.8	0.6
154	1.5	1.3			0.9	0.8
155	1.7	1.1	1.6	0.9	0.8	0.8
156	2.0	0.7	1.5	0.6	0.8	0.4
157	1.8	1.3	1.4	0.8	0.8	0.4
158	1.5	1.6	1.3	0.9	0.9	0.6
159	1.7	1.7	1.7	1.1	1.0	0.7
160	1.7	1.4	1.4	0.9	0.8	0.7
161	1.4	0.9	1.3	0.6	0.7	0.4
162	1.7	0.9	1.4	0.6	0.8	0.4
163	1.5	1.2	1.2	0.6	0.7	0.4
164	1.4	1.4	1.1	0.6		
165	1.3	1.3	1.0	0.6	0.7	0.4
166	1.7	0.9	1.2	0.6	0.8	0.4
167	1.6	0.9	1.3	0.5	0.7	0.4
168	1.4	1.0	1.1	0.6	0.7	0.4
169	1.5	1.0	1.1	0.6	0.7	0.4
170	1.3	1.0	1.0	0.6	0.7	0.4
171	2.0	0.9	1.5	0.6	0.8	0.4
172	1.7	0.9	1.2	0.5	0.7	0.4
173	1.6	0.9	1.2	0.5	0.6	0.4
174	1.5	0.9	1.1	0.5	0.7	0.4
175	1.3	0.9	1.0	0.5	0.8	0.4
176	1.5	0.7	1.2	0.9		
177	1.6	0.7			0.8	0.5
ETU1	1.5	1.5	1.2	1.0	0.6	0.6
ETU5	1.6	1.1	1.2	0.8	0.6	0.6

Campagne 2009

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
1	1.1	1.1	1.0	1.1	1.0	1.1
2	1.4	1.1	1.4	1.3	1.2	1.1
3	1.3	1.2	1.4	1.3	1.3	1.2
4	1.9	1.2	1.7	1.3	1.7	1.2
5	1.9	1.4	1.9	1.5		
6	1.8	1.4	1.8	1.5	1.7	1.3
7	1.3	1.0	1.4	1.1	1.3	1.1
8	1.3	1.2	1.3	1.2	1.3	1.2
9	1.3	1.2	1.3	1.3	1.2	1.2
10	1.6	1.6	1.5	1.5	1.6	1.6
11	1.3	1.3	1.3	1.4	1.1	1.2
12	1.8	1.8	1.7	1.5	1.4	1.5
13	1.4	1.1	1.4	1.2	1.2	1.2
14	1.0	1.2	1.0	1.2	1.1	1.2
15	1.4	1.2	1.5	1.3	1.2	1.2
16	1.3	1.4	1.3	1.5	1.2	1.3
17	1.3	1.2	1.1	1.3	1.1	1.2
18	1.3	1.2	1.2	1.3	1.2	1.2
19	1.5	1.2	1.3	1.3	1.1	1.2
20	1.3	1.2	1.3	1.4	1.4	1.2
21	1.2	1.2	1.2	1.3	1.1	1.2
22	1.5	1.2	1.3	1.3	1.4	1.2
23	1.5	1.3	1.4	1.4	1.5	1.3
24	1.9	1.2	1.8	1.3	1.7	1.2
25	1.2	1.1	1.3	1.2	1.3	1.2
26	1.2	1.3	1.1	1.4	1.1	1.3
27	1.4	1.3	1.4	1.3	1.3	1.3
28	1.5	1.3	1.5	1.4	1.5	1.3
29	1.3	1.2	1.4	1.3	1.2	1.2
30	1.4	1.2	1.4	1.3	1.3	1.2
31	1.5	1.2	1.5	1.3	1.5	1.2
32	1.1	1.3	1.1	1.4	1.1	1.3
33	1.3	1.3	1.4	1.4	1.2	1.3
34	1.3	1.2	1.2	1.3	1.3	1.2
35	1.5	1.2	1.5	1.3	1.4	1.2
36	1.3	1.2	1.2	1.3	1.2	1.2
37	1.3	1.2	1.3	1.3	1.1	1.2
38	1.0	1.4	1.2	1.5	1.0	1.4
40	1.3	1.2	1.1	1.2	1.2	1.1
41	1.3	1.1	1.2	1.2	1.3	1.2
42	1.2	1.2	1.2	1.3	1.1	1.2
43	1.8	1.1	1.9	1.2	1.4	1.2
44	1.4	1.2			1.2	1.2
45	1.3	1.2	1.5	1.2	1.1	1.2
46	1.4	1.2	1.3	1.2	1.4	1.1
47	1.3	1.2	1.3	1.2	1.1	1.2
48	1.3	1.1	1.4	1.2	1.3	1.1
101	1.8	1.3	1.7	1.4	1.6	1.3
102	1.7	1.4	1.5	1.5	1.5	1.4
103	1.4	1.4	1.4	1.5	1.2	1.4
104	1.4	1.6	1.3	1.8	1.2	1.5
105	1.6	1.6	1.5	1.8	1.4	1.5
106	1.4	1.3	1.4	1.4	1.4	1.3

Numéro de site	SERIE1	SERIE1mod	SERIE2	SERIE2mod	SERIE3	SERIE3mod
107	1.6	1.3	1.4	1.4	1.6	1.4
108	1.6	1.5	1.6	1.6		
109	1.3	1.7	1.4	1.8	1.0	1.6
110			1.5	1.9	1.3	1.6
111	1.2	1.3	1.3	1.4	1.1	1.3
112	1.6	1.3	1.9	1.4	1.9	1.4
113	1.3	1.4	1.2	1.4	1.1	1.4
114	1.3	1.4	1.2	1.5	1.0	1.3
115	1.3	1.6	1.3	1.8	1.2	1.5
116	1.2	1.3	1.2	1.4	1.1	1.3
117	1.2	1.3	1.2	1.4	1.4	1.3
118	1.2	1.3	1.1	1.4		
119	1.2	1.3	1.2	1.4	1.3	1.2
120	1.2	1.3	1.2	1.4	1.2	1.2
121	1.2	1.3	1.2	1.4		
122	1.2	1.3	1.3	1.4	1.1	1.2
123	1.3	1.2	1.3	1.3	1.2	1.2
124	1.1	1.2	1.2	1.4	1.0	1.2
125	1.3	1.2	1.4	1.3	1.3	1.2
126	1.2	1.5	1.1	1.5	1.2	1.5
127	1.7	1.7	1.6	1.9	1.5	1.6
128	1.3	1.5	1.2	1.5	1.1	1.5
ETU2	1.2	1.3	1.2	1.4	1.1	1.3
LAB2	1.5	1.6	1.5	1.8	1.4	1.5
151	1.3	1.2	1.4	1.3	1.2	1.2
152	1.4	1.4	1.4	1.5	1.4	1.4
153	1.2	1.7			1.3	1.7
154	1.4	1.7	1.3	1.9	1.2	1.7
155	1.4	1.6	1.4	1.8	1.2	1.6
156	1.5	1.2	1.4	1.3	1.3	1.3
157	1.3	1.4	1.4	1.5	1.2	1.5
158	1.2	1.6	1.2	1.7	1.1	1.7
159	1.6	1.8	1.6	1.9	1.4	1.8
160	1.3	1.7	1.3	1.9	1.1	1.6
161	1.2	1.2	1.2	1.3	1.2	1.3
162	1.4	1.2	1.4	1.3		
163	1.1	1.3	1.3	1.3	1.0	1.3
164	1.2	1.5	1.3	1.5	1.0	1.3
165	1.2	1.5	1.3	1.6	0.9	1.3
166	1.5	1.2	1.4	1.3	1.2	1.3
167	1.2	1.3	1.2	1.3	1.1	1.2
168	1.1	1.2	1.4	1.3	1.1	1.2
169	1.2	1.3	1.3	1.3	1.0	1.2
170			1.4	1.4	0.9	1.2
171	1.5	1.2	1.6	1.3		
172	1.3	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2
173	1.4	1.2	1.4	1.3	1.2	1.2
174	1.0	1.2	1.3	1.3	1.1	1.2
175	1.1	1.2	1.2	1.3	0.9	1.2
176	1.2	1.4	1.2	1.6	1.2	1.3
177	1.2	1.2	1.1	1.4	1.1	1.2
ETU1	1.2	1.6	1.2	1.6	1.2	1.6
ETU5	1.3	1.4	1.2	1.6	1.5	1.5