

THÈSE

Présentée devant

L'UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE

En vue de l'obtention du grade de

Docteur de l'Université des Antilles et de la Guyane (UAG)

Spécialité : Sciences de l'Univers

Par

Thomas PLOCOSTE

**ÉTUDE DE LA DISPERSION NOCTURNE
DE POLLUANTS ATMOSPHERIQUES
ISSUS D'UNE DÉCHARGE D'ORDURES MÉNAGÈRES
MISE EN ÉVIDENCE D'UN ÎLOT DE CHALEUR URBAIN**

Soutenu le 29 avril 2013 devant la commission d'examen

JURY

M. Narcisse ZAHIBO

Pr., UAG - **Président**

Mme. Nadine LOCOGE

Pr., Ecole des Mines de Douai - **Rapporteur**

M. Christophe GUY

Pr., Ecole Polytechnique de Montréal - **Rapporteur**

Mme. Rose-Helen PETIT

Pr., UAG - **Directeur de Thèse**

Mme. Sandra JACOBY-KOALY

MCF, UAG - **Co-directeur**

Mme. Victorine PERARNAUD

Dir. Interrégionale de Météo France - **Examineur**

REMERCIEMENTS

La thèse a été réalisée à l'UFR des Sciences Exactes et Naturelles de l'université des Antilles et de la Guyane, au sein du Laboratoire de Recherche en Géosciences et Energies (LARGE).

Madame le Professeur Rose-Helen PETIT a dirigé mes travaux. Au cours de ces années de thèse, elle a guidé ma recherche, m'a apporté un soutien constant et témoigné une grande confiance. J'ai beaucoup appris. Je la remercie vivement pour tout.

Je tiens à exprimer ma gratitude à madame Sandra JACOBY-KOALY qui a attaché un grand intérêt à la réalisation de cette contribution qu'elle a suivi de près, à l'écoute des difficultés, apportant de nombreux éclairages, prodiguant de précieux conseils. Mes remerciements vont également à M. Jack MOLINIE et à M. François BADE dont les observations m'ont ouvert des perspectives.

M. Jean-François DORVILLE m'a apporté une aide appréciable dans la maîtrise des outils informatiques et le traitement des données SODAR. Je lui dis merci.

Il me faut absolument remercier le Professeur Olivier GROS, M. André ROUSSAS, M. Léon PHILIS, Mme Francine NAGOT, M. Grégory LEGRASSE, M. Jérémy GOTIN, Mme Corinne JEAN-MARIUS et M. France-Nor BRUTE. Sans leur concours, le calibrage des appareils ainsi que mes campagnes de mesure auraient été bien compromis.

Mes remerciements vont aux différents organismes qui ont facilité l'avancée de ma recherche. Il faut citer en particulier :

- le Syndicat Intercommunal de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères (SICTOM) de l'agglomération pointoise (M. Michel RINCON, Président ; M. Etienne SALIERE ; Mme Kate CIPOLIN) ;
- le Groupe Séché (M. Aurélien MASSE, Mme Malika PHIBEL, M. Tély CARPIN) ;
- Météo France Guadeloupe (M. Claude CAYOL, M. Christophe MONTOUT, M. Hugues BERTHELOT) ;
- L'association GWAD'AIR (Mme Christina RABOT).

Un grand merci à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de mon travail : Joël JOCK, Ericka IBALO, Grégory PETRELLUZZI, « Papy » BICHARA, Lionèl SUZIN, Soïnie POLLION, Christian CHULEM, Murielle MANTRAN, Nil BLANC, Dimitri ROMIL, Johann PIERRE, « Les » REFILD, Colette NIVELLE, Christian DARIUS, Yann ROMAIN, Cédric CREVE-COEUR, Lucien DEGLAS, Mitch JOSEPH, Livio PIERRE, Sylvio LAVENTURE, Xavier et Francis PHERON, Stéphane MONTAUBAN, Djibril SUCCAB, Cédric PATER, Christophe MOCO, Osé BORDIN, Diana NICHOLS, Aveline BELSON, Ericka LAURENT, Florine BADE, Vanessa TARDEL, Audrey GIRARD, Kelly GUSTARIMAC, Emilie SELBONNE, Iris MUNDIERTE, Nicolas BOC, Dimitri JACQUET,

Guylène ERNATUS, Max BOURGUIGNON, Guylaine BEAUZIERES, Chantale PACOME-ISIDORE Stéphane SERVANT, Bruno JEANNE, Thierry SOPHIYAIR, Kenny MARIETTE, Norila MARLIN, ainsi que Jean-Luc LOUBLI.

Une pensée particulière pour tous mes collègues doctorants. Je leur dis « kenbé rèd pa moli - bòdlanmè pa lwen ».

Je remercie affectueusement les miens, ma grand-mère Alexandrine, mon père Jean-Claude, ma mère Marie-Laure, ma sœur Amandine, qui m'ont toujours soutenu, ainsi que ma compagne Lyvline pour sa patience et ses encouragements quotidiens.

A la mémoire de mes grands parents Ariste Plocoste, Emile et Claudette Louis, de Maryline Bichara, Yves-Marie Cabidoche et Sarah Salibur.

INTRODUCTION	9
CHAPITRE I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	12
I. LA COUCHE LIMITE ATMOSPHERIQUE EN MILIEU URBAIN	13
<i>I.1 Définitions-Généralités</i>	13
I.1.1 Présentation de la CLA	14
I.1.2 La Couche Limite Convective (CLC).....	16
I.1.2.1 La Couche de surface (CS)	17
I.1.2.2 La Couche de Mélange (CM).....	17
I.1.2.3 La Couche d’Inversion (CI)	18
I.1.3 La Couche Limite Résiduelle (CLR)	18
I.1.4 La Couche Limite Nocturne (CLN)	18
I.1.5 L’Inversion de surface (IS)	19
I.1.6 L’Inversion de Subsidence (ISU).....	20
<i>I.2 La Couche Limite polluée</i>	21
I.2.1 La pollution gazeuse primaire	21
I.2.1.1 Les oxyde d’azote	21
I.2.1.2 Le dioxyde de soufre.....	22
I.2.1.3 Le monoxyde de carbone	22
I.2.1.4 Les composés organiques volatils.....	22
I.2.1.5 La pollution particulaire.....	23
I.2.1.6 Récapitulatif	23
I.2.1 La pollution gazeuse secondaire	24
<i>I.3 La CLA Urbaine</i>	25
I.3.1 Description.....	25
I.3.2 L’îlot de Chaleur Urbain (ICU).....	27
I.3.2.1 Généralités	27
I.3.2.2 Définition	28
I.3.2.3 Evolution temporelle.....	28
I.3.2.4 Facteurs influençant l’amplitude de l’ICU.....	28
I.3.2.5 Brise générée par l’ICU	30
I.3.2.6 Aspect sanitaire	31
<i>I.4 La pollution par les décharges à ciel ouvert</i>	31
I.4.1 Généralités	31
I.4.2 La dégradation des déchets	32
I.4.2.1 Phase aérobie ou hydrolyse.....	32
I.4.2.2 Phase anaérobie.....	33
I.4.2.2.1 L’acidogenèse	33
I.4.2.2.2 L’acétogenèse.....	33
I.4.2.2.3 La méthanogenèse.....	34
I.4.2.3 Phase aérobie ou oxydation.....	34
I.4.2.4 Facteurs influençant la dégradation des déchets	35
I.4.2.4.1 Effet du site	35
I.4.2.4.2 Nature des déchets.....	36
I.4.2.4.3 Humidité dans les déchets	36
I.4.2.4.4 La température	36
I.4.2.4.5 L’acidité	36

I.4.3 Les COV dans les déchets.....	37
I.4.3.1 Impact sanitaire de COV issus de décharges dans une zone d'habitation.....	38
I.4.3.2 Dispersion de COV issus d'une décharge dans un environnement proche.....	40
CHAPITRE II. INSTRUMENTATIONS ET MÉTHODES	42
I. PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE ET DES SITES DE MESURE.....	43
I.1 Site de la décharge de la Gabarre	43
I.2 Campagne de mesures - Les différents sites.....	48
I.3 Climatologie de la zone d'étude.....	51
II. MESURES MÉTÉOROLOGIQUES MISES EN ŒUVRE POUR DÉTERMINER LA STRATIFICATION	
VERTICALE DE LA CLA.....	51
II.1 Mesures par le SODAR Remtech PA0.....	51
II.1.1 Principe de la mesure SODAR	51
II.1.2 Caractéristiques des systèmes mono-statique et bi-statique	53
II.1.3 Limite de la mesure SODAR	54
II.1.3 1 Portée verticale	54
II.1.3 2 Situation climatique	54
II.1.3 3 Problème lié au bruit ambiant.....	54
II.1.4 SODAR PA0.....	55
II.2 Sondages météorologiques par Météo France	63
II.3 Rétro-trajectoires.....	64
III. MISE EN ÉVIDENCE DE L'ÎLOT DE CHALEUR URBAIN (ICU) A L'AIDE DE MESURES DE	
TEMPÉRATURE DANS LA ZONE URBAINE JOUXTANT LA DÉCHARGE	65
III.1 Capteurs de température	65
III.1.1 Capteur EBRO electronics EBI-2T	65
III.1.2 Capteurs ACR Smart Button	65
III.1.3 Sites de mesure pour les capteurs EBRO et ACR Smart Button.....	66
III.1.4 Observations de Météo France au sol.....	67
III.1.5. Mesure de température dans le biogaz Le PeakTech 3335.....	67
IV. MESURES DES POLLUANTS	68
IV.1 Le Multitec® 540 de SEWERIN.....	68
IV.2 Spectromètre Infrarouge à Transformée de Fourier Portable	70
IV.2.1 La spectroscopie.....	70
IV.2.2 Calcul des concentrations.....	72
IV.2.3 Interférométrie et transformée de Fourier	72
IV.2.4 Protocole expérimental sur site	74
IV.2.5 Identification des COV émis par la Gabarre	75
IV.2.5.1 Difficultés liée à la vapeur d'eau.....	75
IV.2.5.2 Choix de la ligne de base (background).....	76
IV.2.5.3 Le spectre	76
IV.2.5.4 Les bibliothèques de spectres.....	76
IV.2.6 Les « méthodes » d'analyse	77
IV.2.6.1 Le choix des régions dans les différents spectres.....	77
IV.2.6.2 Le traitement « Smooth ».....	79
IV.2.6.3 Le traitement SBQ des spectres.....	79
IV.2.6.4 La méthode d'analyse retenue.....	80
IV.3 Spectromètre de masse portatif	84
IV.3.1 Présentation du Kore MS 200	84

IV.3.2 Acquisition et traitement des données.....	86
IV.3.3 Traitement de la vapeur d'eau. Le Nafion.....	87
IV.3.4 Calibrage	87
IV.3.4.1 Création de la ligne de base pour calibration	89
IV.3.4.2 Mesure d'un échantillon de concentration connue : exemple du benzène	89
IV.3.4.3 Sensibilité.....	90
IV.3.5 Création de la ligne de base pour les mesures de terrain.....	91
IV.3.6 Programmation du MS 200	93
IV.4 Réseau de qualité de l'air GWAD'AIR	94
IV.5 Mesure de CO ₂ et CO en air extérieur: IAQ-CALC 7545.....	96
CHAPITRE III. CONCENTRATIONS DES GAZ ÉMIS PAR LA DÉCHARGE ET ANALYSE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES DE LEUR TRANSFERT VERS LA ZONE URBAINE	97
I. CONCENTRATION DES GAZ DE DÉCHARGE DANS LA ZONE ENTOURANT LA GABARRE	98
I.1 Mesures de COV au spectromètre de masse MS 200 dans la décharge et son environnement	98
I.1.1 Les composés aromatiques.....	103
I.1.2 Les composés organochlorés.....	105
I.1.3 L'acétaldéhyde	106
I.1.4 Choix d'un traceur.....	107
I.1.5 Suivi journalier du benzène à l'extérieur de la décharge	108
I.1.5 Effet du brassage et de la compaction de déchets récents sur le taux de COV émis.....	109
I.1.6 Fortes odeurs à l'extérieur de la décharge, synonyme de présence de COV provenant de la décharge.....	111
I.2 Comparaison entre les concentrations de COV mesurées avec le FTIR et le MS 200	113
I.3 Risques représentés par une décharge en agglomération urbaine. Mesure du monoxyde de carbone à la Gabarre	115
I.4 Répartition spatiale du CO ₂	118
II. CARACTÉRISTIQUES DU BIOGAZ DE LA GABARRE	120
II.1 Teneur en CH ₄ et CO ₂	120
II.2. Température.....	121
III. DÉTERMINATION DU TAUX D'ÉMISSION DE GAZ DE LA DÉCHARGE DE LA GABARRE	122
III.1 Mesure du débit annuel de biogaz pour 2012	122
III.2 Calcul d'un taux d'émission de gaz pour la décharge de La Gabarre	123
III.2.1 Choix d'un modèle	123
III.2.2 Le Modèle LandGEM.....	123
III.2.3 Les caractéristiques de la Gabarre pour ce modèle	124
III.2.3.1 Date d'ouverture et fermeture de la décharge	124
III.2.3.2 Taux d'acceptation annuel des déchets	125
III.2.3.3 Capacité nominale de la décharge	125
III.2.4 Les paramètres du modèle pour la Gabarre	125
III.2.5 Résultats du LandGEM	128
III.2.6 Comparaison entre le débit mesuré et le débit calculé par le LandGEM	129
III.2.7 Comparaison des données de la Gabarre avec celles d'autres études utilisant le LandGEM.....	130
IV. MISE EN ÉVIDENCE D'UN ILOT DE CHALEUR URBAIN DANS LA ZONE AVOISINANT LA DÉCHARGE	132
IV.1 Influence de la nébulosité. Etude entre 2006 et 2011.....	132

IV.1.1 Toutes saisons confondues	132
IV.1.2 Saison sèche et saison humide	133
IV.2 Influence de la vitesse du vent	133
IV.3 Variation nocturne du vent synoptique au dessus de la Guadeloupe	135
IV.4 Influence des zones maritimes proches de la Gabarre	138
IV.5 Etude détaillée de l'îlot de chaleur urbain	140
IV.6 Effet de la nébulosité, de la vitesse du vent et du rayonnement global sur l'intensité de l'ICU	143
IV.7 Décroissance de la Température Nocturne (Immeubles, Météo France, Mangrove)	147
IV.7.1 Etude des nuits sans pluie.....	149
IV.7.1.1 Nuits sans rotation.....	149
IV.7.1.2 Nuits avec rotation	150
IV.7.1.3 Nuits avec pluies et rotation du vent	154
IV.8 Dispersion de COV issus de la décharge pour un jour avec brise et un jour sans brise.....	155
IV.9 Fréquence mensuelle du nombre de rotations à Météo France	156
IV.9.1 Méthode d'analyse	156
IV.9.2 Résultats	157
IV.10 Calcul de l'intensité de la brise urbaine.....	158
IV.10.1 Nombre de Grashof	158
IV.10.1.1 Détermination des paramètres permettant le calcul du nombre de Grashof et de la brise urbaine	159
IV.10.1.2 Application pour la nuit du 3/02/2012	159
IV.10.2 Modèle de Poreh.....	160
IV.10.2.1 Hypothèses pour utiliser le modèle	160
IV.10.2.2 Résultat.....	162
IV.10.3 Discussion et conclusion	163
V STRATIFICATION VERTICALE DE L'ATMOSPHÈRE DANS LES BASSES COUCHES	164
V.1 Préambule : dissolution de la couche d'inversion de surface en début de matinée	164
V.2 Fréquence d'apparition des différents profils d'inversion à partir des sondages effectués en fin de nuit.....	165
V.2.1 Profil type obtenu avec les données Météo France (MF)	165
V.2.1.1 Inversion de surface (IS).....	165
V.2.1.2 Inversion de surface élevée (ISE)	166
V.2.1.3 Pas d'inversion de surface (PI) dans les basses couches	167
V.2.2 Résultats	168
V.3 Détection des inversions de surface à partir des sondages effectués en début de nuit.....	174
V.3.1 Résultats	174
V.3.2 Comparaison des caractéristiques des inversions de surface sur les sondages de 20h et 7h	176
V.4 Détection des inversions de surface par la mesure SODAR.....	177
V.4.1 Détection de la hauteur des inversions par le logiciel constructeur.....	177
V.4.1.1 Protocole pour la détection automatique	177
V.4.1.2 Résultats	178
V.5 Mise au point d'une méthode permettant l'évaluation de la hauteur d'inversion de surface par les mesures SODAR dans la couche limite nocturne de fin de nuit	180
V.5.1 Méthodes évoquées dans la littérature.....	180
V.5.1.1 Méthode de la rétrodiffusion acoustique (méthode CT).....	180
V.5.1.2 Méthode de l'intensité turbulente (méthode IT)	181

V.5.2 Analyse de profils types au sein de la couche nocturne de fin de nuit	181
V.5.2.1 Etude de 2 cas	182
V.5.2.1.1 Profil CT_{moyen} pour deux cas	182
V.5.2.1.2 Profil IT_{moyen} pour deux cas	182
V.5.2.2 Analyse de profils adimensionnés	184
V.5.2.2.1 Profils médians et moyens pour CT.....	184
V.5.2.2.2 Profils médians et moyens pour IT	186
V.5.2.2.3 Profils médians et moyens des gradients CT et IT	188
V.5.3 Comparaison de différentes méthodes permettant la détection de Z_i en continu à partir des mesures SODAR CT et IT	191
V.5.3.1 Détection de Z_i par les paramètres CT ou IT	191
V.5.3.2 Détection de Z_i en utilisant conjointement les paramètres CT et IT : « Méthode hybride »	193
V.5.4 Evolution nocturne de l'inversion de surface à partir des mesures SODAR.....	196
V.6 <i>Impact de l'inversion de surface sur la concentration des polluants atmosphériques</i>	199
V.6.1 Introduction	199
V.6.2 Méthode d'analyse.....	199
V.6.3 Influence de l'intensité de l'inversion sur la concentration des polluants	202
CONCLUSION ET PERSPÉCTIVES	204
RÉFÉRENCES	209
LISTE DES FIGURES.....	219
LISTE DES TABLEAUX	225
ANNEXE. PUBLICATIONS ET COLLOQUES	228
RESUME.....	237
ABSTRACT	237

Introduction

Le problème de la gestion des décharges à ciel ouvert est récurrent en Guadeloupe. La décharge de la Gabarre est la principale de l'île. Elle a la particularité de se situer à la fois à proximité d'une agglomération et non loin d'un environnement protégé constitué par une mangrove.

La production de gaz et de lixiviats liée au stockage des déchets crée des nuisances pour la population. Celles-ci constituent un danger potentiel pour la santé auquel s'ajoutent des risques d'incendie et d'explosion, des dommages sur la végétation, la pollution de la nappe phréatique, la pollution de l'air et la production d'odeurs nauséabondes.

Suite aux nombreuses plaintes exprimées par les riverains au sujet des émanations nauséabondes de la décharge, une première campagne de mesures nocturnes à l'aide d'un spectromètre infrarouge à Transformée de Fourier (FTIR) fut effectuée en juin 2004 dans le but d'apprécier un éventuel transport des gaz de la décharge vers les cités environnantes. Cette campagne avait permis d'identifier, à proximité des cités avoisinantes, la plupart des gaz déjà détectés au-dessus de la décharge en 2003. Cependant, les cités où nous retrouvons ces COV ont la particularité d'être situées à l'opposé du flux synoptique d'Alizés d'Est (N-E, S-E). En journée, d'autres zones sous le vent synoptique sont polluées mais moins gravement, étant à des distances plus grandes.

Le travail développé dans cette thèse a donc pour but de :

- mesurer des gaz dans la décharge et les zones environnantes;
- déterminer les phénomènes météorologiques pouvant permettre la dispersion nocturne de ces gaz de la décharge vers les zones contigües (zones opposées au flux dominant).

Pour mener à bien cette investigation, ce manuscrit se présentera en trois parties :

La première partie est axée sur l'étude bibliographique comprenant :

- la description de la couche limite atmosphérique, siège de la majeure partie des phénomènes climatiques nous concernant ;
- la présentation de l'îlot de chaleur urbain, phénomène météorologique lié à l'accroissement de l'urbanisation ;
- la définition du terme décharge, qu'est ce qu'une décharge, la fermentation des déchets, les polluants gazeux émis.

La deuxième partie, Instrumentation et méthodes, se divise en trois sections.

- Une section physique présentant les instruments utilisés pour la mise en évidence de l'îlot de chaleur urbain ainsi que l'étude de la couche limite nocturne.
- Une section chimie avec les divers appareillages permettant d'identifier et de quantifier les polluants, plus précisément les COV, issus de la décharge.

Dans cette partie nous détaillerons les protocoles utilisés pour chaque campagne de mesures.

La troisième partie du manuscrit est dédiée aux Résultats.

- Dans un premier temps nous présenterons les caractéristiques des gaz émis par la décharge de la Gabarre : teneur en méthane (CH_4) et dioxyde de carbone (CO_2) du biogaz, température du biogaz, quantification des composés organiques volatils (COV) avec un spectromètre de masse portatif KORE MS 200 à l'intérieur et l'extérieur de la décharge. Nous validerons les mesures FTIR de 2003 et 2004 avec les mesures MS 200 de 2012. Nous analyserons la teneur en monoxyde de carbone (CO) de la décharge durant un incendie.
- Par la suite, nous étudierons les phénomènes locaux responsables du transport des COV vers les zones opposées au flux synoptique.
 - Le premier phénomène est l'îlot de chaleur urbain. Après vérification d'un non établissement d'une brise terre-mer lié à la faible profondeur de la mer au voisinage de la zone étudiée, nous identifions une brise thermique froide générée par les différences de température mesurées entre la mangrove et les agglomérations voisines. Cette brise sortant de la mangrove et passant au dessus de la décharge va provoquer une chute de la température atmosphérique nocturne dans les cités ainsi qu'un transport des COV de la décharge vers les cités. Notre étude montre que ce phénomène de brise urbaine est plus important en début et en fin d'année. Différents modèles nous permettront de calculer l'intensité de cette brise.
 - Une étude approfondie de la couche limite nocturne (CLN) nous a permis d'identifier des inversions de surface d'environ 120m d'altitude. Cette inversion va bloquer la dispersion atmosphérique des COV et favoriser leur accumulation au voisinage de la décharge. Tout comme la brise urbaine, l'occurrence de ces inversions est plus grande en début et en fin d'année.

CHAPITRE I

Synthèse Bibliographique

I. La Couche Limite Atmosphérique en milieu urbain

I.1 Définitions-Généralités

L'atmosphère peut être schématiquement découpée en quatre zones selon l'altitude (Delmas *et al.*, 2005) :

- La troposphère pour des altitudes allant jusqu'à 8 kilomètres au dessus des pôles et 18 km au dessus de l'équateur ;
- Au dessus de la troposphère, la stratosphère jusqu'à 50 km ;
- Au-dessus, la mésosphère jusqu'à 85 km ;
- Enfin, la thermosphère puis l'ionosphère jusqu'à environ 150 km.

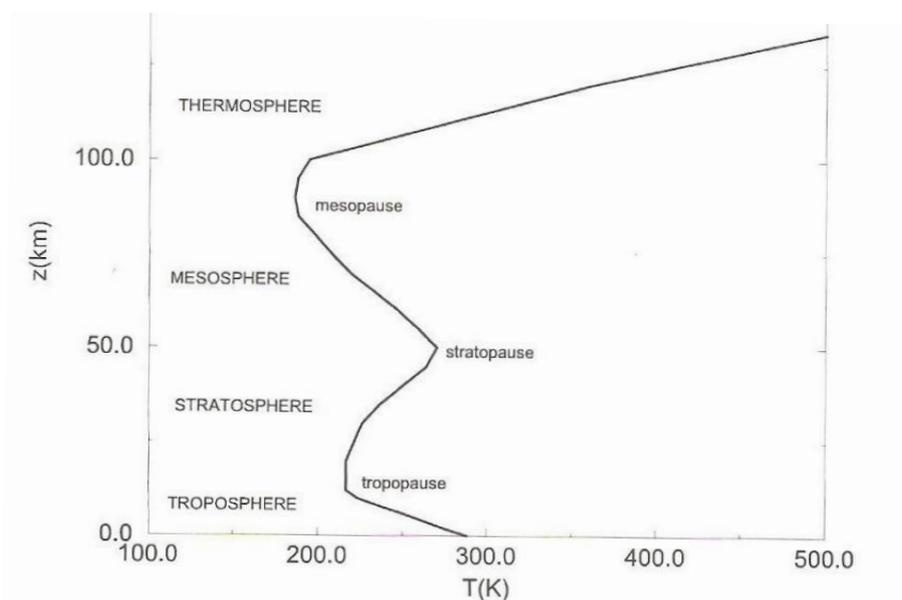


Figure 1 Profil vertical de température (Sportisse, 2008)

Dans chacune de ces couches, l'évolution de la température en fonction de l'altitude (traduite par le gradient de température = dT/dz) n'évolue pas de façon identique (Sportisse, 2008) :

- Pour la troposphère, la température y est essentiellement décroissante jusqu'à $-53,2^{\circ}\text{C}$ au dessus des pôles et $-83,2^{\circ}\text{C}$ au dessus de l'équateur.
- En ce qui concerne la stratosphère, la température est d'abord constante puis croît (jusqu'à $-3,2^{\circ}\text{C}$) du fait de l'absorption par l'ozone (O_3) et par l'oxygène moléculaire (O_2) des ultraviolets (UV) solaires.
- Dans la mésosphère, elle est décroissante jusqu'à $-103,2^{\circ}\text{C}$ (le point le plus froid de l'atmosphère) du fait de la décroissance des concentrations d'ozone et d'oxygène.
- En définitive pour la thermosphère la température augmente, les rayonnements UV dissocient le diazote (N_2) et O_2 et ionisent les molécules. On ne peut plus définir une température unique car l'équilibre thermodynamique disparaît.

De ces quatre couches atmosphériques, celle qui va nous intéresser est la troposphère.

La troposphère, d'un point de vue météorologique, est une zone d'étude essentielle puisqu'elle est le siège de transferts d'énergie et de vapeur d'eau qui vont alimenter la circulation générale de la plupart des phénomènes météorologiques.

Cette couche se subdivise en deux parties (figure 2 ; Stull, 1988) :

- La Couche Limite Atmosphérique (CLA) au contact de la surface terrestre;
- L'atmosphère libre au dessus.

Entre ces deux couches, les mélanges verticaux sont inhibés par un couvercle plus ou moins poreux au niveau de la partie supérieure de la CLA caractérisé par une forte stabilité.

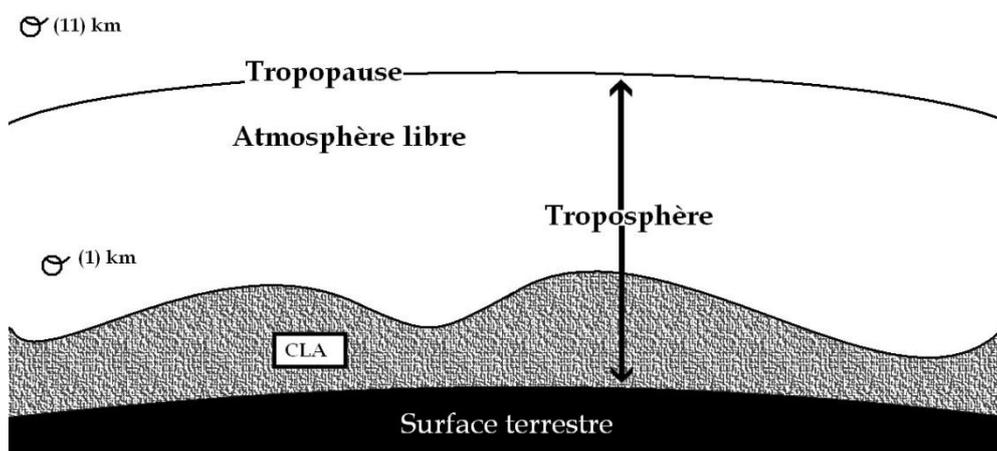


Figure 2 Subdivision de la troposphère en deux parties (figure inspirée de Stull, 1988)

La CLA est très peu étudiée en région tropicale. La majeure partie des investigations existantes à ce sujet ont été menées en milieu tempéré. La disproportion du nombre d'études entre ces deux latitudes peut s'expliquer par le coût onéreux des appareillages permettant son exploration. Depuis environ deux décennies, les mesures de CLA en région tropicale sont devenues plus fréquentes.

I.1.1 Présentation de la CLA

La CLA est la partie inférieure de l'atmosphère placée sous l'influence directe des processus terrestres (Stull, 1988 ; Menut, 1997 ; Emeis, 2011) et à l'intérieur de laquelle les propriétés de la surface sont communiquées au fluide atmosphérique de façon assez rapide (temps de réponse d'une heure ou moins) grâce à des processus de transport tels que la turbulence.

La turbulence à deux origines :

- Thermique (effets convectifs liés aux forces de flottabilité et aux gradients de température) ;
- Dynamique (cisaillement vertical du vent consécutif au frottement de l'air sur le sol).

La majeure partie des polluants atmosphériques, anthropiques comme naturels, sont directement émis dans la CLA (figure 3 ; Delmas et al., 2005).

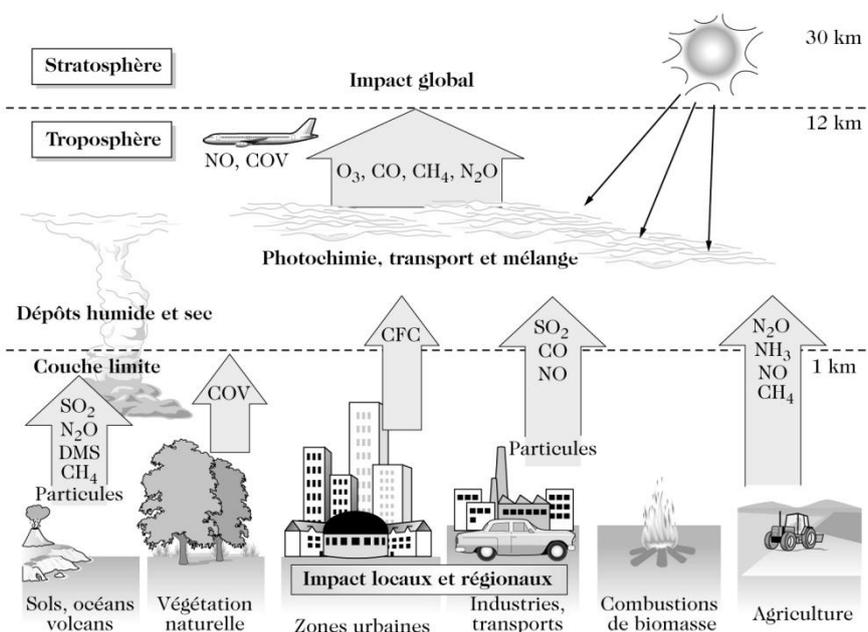


Figure 3 Emission de polluants dans les différentes couches atmosphériques (Delmas et al., 2005)

Les facteurs météorologiques ont un impact majeur sur le niveau de pollution dans les basses couches troposphériques. Les polluants émis sont en effet plus ou moins rapidement dispersés selon deux phénomènes :

- L'advection, déplacement des polluants sur de longues distances ;
- La convection, brassage vertical par la turbulence atmosphérique d'origine thermique (liée aux effets de flottabilité).

Sur le plan temporel, l'épaisseur de la CLA varie en fonction du cycle diurne et annuel du rayonnement solaire. Son épaisseur peut varier de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres.

Traditionnellement on considère trois états de CLA (figure 4):

- La Couche Limite Convective (CLC) ou Couche limite Mélangée (CM) ;
- La Couche Limite Résiduelle (CLR) ou couche limite neutre ;
- La Couche Limite Nocturne (CLN) ou couche limite stable.

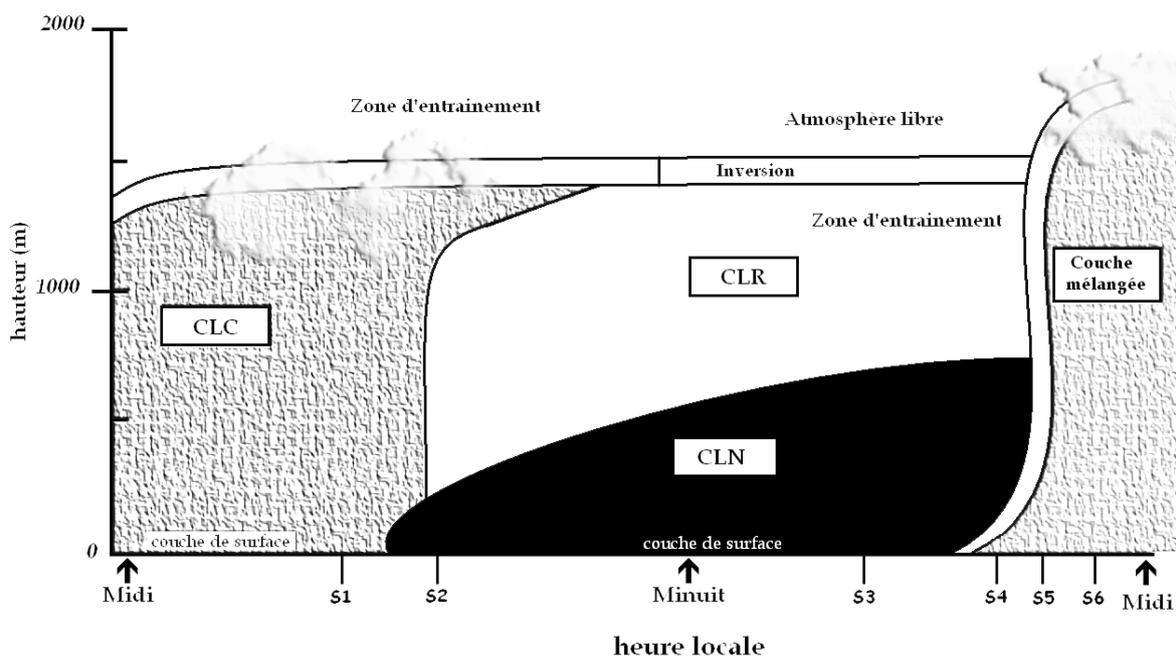


Figure 4 Cycle journalier de la CLA pour terrain plat en régime anticyclonique (figure inspirée de Stull, 1998)

I.1.2 La Couche Limite Convective (CLC)

Elle commence à se développer en début de matinée (en l'absence de voiles nuageux et dans des conditions anticycloniques). Son épaisseur continue est liée au réchauffement progressif de la surface qui engendre des courants convectifs dus à l'ascension de thermiques d'air chaud à partir du sol. Une autre source de production thermique ou convective peut apparaître en présence de nuages, c'est le refroidissement radiatif au sommet des nuages qui donne alors naissance à des thermiques d'air froid subsident.

La turbulence d'origine convective est également renforcée par des processus dynamiques de cisaillement de vent au sommet de la CLC. Cependant le mécanisme générant le plus de turbulence dans la CLC est la flottabilité (production thermique).

Sur le plan thermodynamique, le gradient vertical de température potentielle, $d\theta/dz$ où θ est la température potentielle, est négatif. Quand la surface est chaude (figure 4, S4 à S6), elle propage cette chaleur à l'air qui est en contact avec elle. Le flux de chaleur est positif (orienté vers le haut). Ce gradient donne naissance à la force d'Archimède qui déplace les particules de leur état d'équilibre, ce qui engendre une instabilité thermique et qui crée une turbulence. Le mélange des masses d'air sera donc très important jusqu'au sommet de la CLA. La turbulence y est importante véhiculée par des tourbillons de différentes tailles ce qui permettra une homogénéisation de la couche et facilitera la dispersion verticale des polluants depuis le lieu de leur émission.

La CLC atteint sa hauteur maximale en fin d'après midi et se caractérise par un important mélange qui établit des quantités moyennes des paramètres caractéristiques de la couche sur toute son étendue (figure 5).

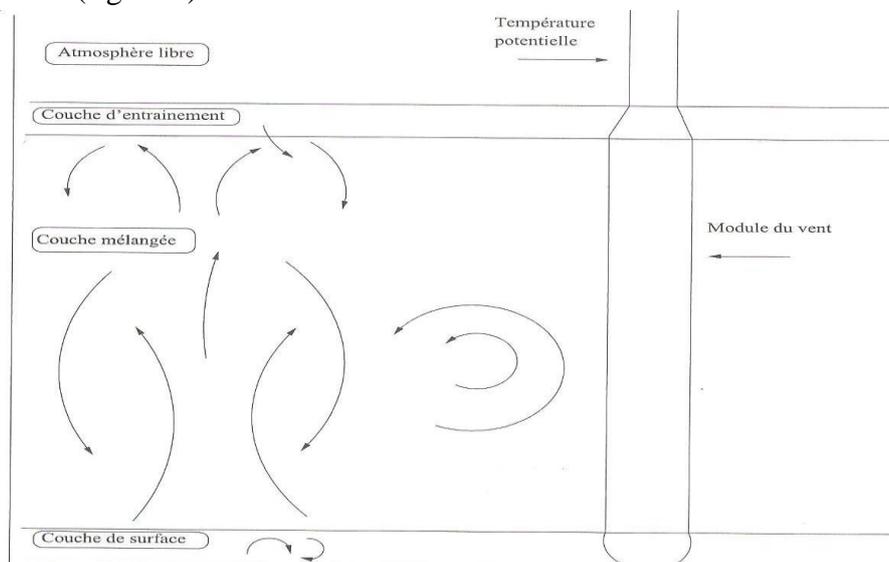


Figure 5 Représentation schématique de la CLC mélangée (De Moor, 1996)

Cette couche est la superposition de trois couches (figure 5): la Couche de Surface (CS), la couche de mélange (CM) et la couche d'entraînement plus connue sous le nom « couche d'inversion ».

1.1.2.1 La Couche de surface (CS)

La CS est présente tout au long du cycle diurne avec une épaisseur pouvant atteindre approximativement 10% de la hauteur moyenne de la CLA. A l'intérieur de cette couche, l'écoulement de l'air est quasi-stationnaire et les effets des forces de pression ainsi que de Coriolis peuvent être négligés. On peut considérer que les flux y sont à peu près constants, non nuls et égaux à leurs valeurs de surface.

1.1.2.2 La Couche de Mélange (CM)

C'est la couche où le mélange est le plus important dû à la forte turbulence, d'où son nom. Les grandeurs comme la température, l'humidité, la vitesse et la direction du vent ont tendance à conserver des valeurs moyennes constantes en raison de l'intensité du brassage turbulent.

I.1.2.3 La Couche d'Inversion (CI)

Celle ci est caractérisée par une forte stabilité qui empêche la progression des thermiques ascendants. Elle est souvent marquée par une inversion de température. La base de cette couche est le niveau Z_i définissant le sommet de la CLC. A ce stade, la présence de la couche stable annihile la turbulence et les paramètres moyens tendent brutalement vers leurs valeurs d'atmosphère libre.

La transition entre les conditions diurnes et nocturnes donne lieu parfois une à CLA neutre. Du point de vue thermodynamique, cela signifie que $d\theta/dz$ est nul ainsi que le flux de chaleur à la surface. La turbulence est créée uniquement par production dynamique (cisaillement). Cet état très rare est la liaison entre CLA instable et CLA stable. Néanmoins, on peut observer une CLA « quasi neutre » lorsque la forte nébulosité réduit les échanges thermiques ou dès que le vent est suffisamment fort.

I.1.3 La Couche Limite Résiduelle (CLR)

Lorsque la température de surface devient égale à celle de l'air situé au dessus, il n'y a plus de production de turbulence par flottabilité et les flux de chaleur à la surface deviennent nuls.

Elle est stratifiée de manière neutre, la turbulence a presque la même intensité dans toutes les directions. La température potentielle diminue doucement durant la nuit.

La CLR existe toujours le matin avant d'être entraînée par la CM. Quand le sommet de la nouvelle CM touche la base de la CLR précédente, l'épaisseur de CM augmente rapidement

Toutefois contrairement à la CLC qui est directement en contact avec la CS, la CLR ne l'est pas car durant la nuit l'épaisseur de la CLN stable augmente petit à petit jusqu'à modifier la base de la CLR.

I.1.4 La Couche Limite Nocturne (CLN)

La CLA stable apparaît peu avant le coucher du soleil (figure 4, entre S1 et S2) et s'épaissit au fil de la nuit lors du refroidissement de la surface (figure 4, S2 à S3). $d\theta/dz$ est alors positif. Dans ce cas, la force d'Archimède tend à faire disparaître la turbulence d'origine dynamique.

Au cours de la nuit, la température de la surface devient inférieure à celle de l'air au-dessus par rayonnement du sol. L'apparition d'un flux de chaleur dirigé vers le bas aboutit à l'apparition d'une couche limite stable non turbulente en dessous de la CLR, c'est la CLN. A l'opposé de la journée où le sommet de la CM est clairement défini, le sommet de la CLN est mélangé avec la base de la CLR du dessus. Les polluants émis dans cette couche se dispersent faiblement à la verticale et se déplacent plus rapidement à l'horizontale (Stull, 1988).

Dans cette couche, on peut fréquemment observer un phénomène météorologique typique des conditions nocturnes : l'inversion de température.

Une inversion de température se produit lorsque la température augmente avec l'altitude. Sur le plan thermodynamique, l'inversion de température est une condition sous adiabatique où une couche chaude se trouve au dessus d'une couche froide (Yasmeen, 2011). C'est l'un des phénomènes météorologiques les plus importants pour la dispersion des polluants atmosphériques car il est associé à de faibles brassages, des conditions atmosphériques très stables d'où une concentration de pollution plus importante au niveau des basses couches atmosphériques (Thistle, 2000). Il existe plusieurs types d'inversions. Les principales sont les inversions de surface (au sol) et de subsidence (à des altitudes plus élevées).

I.1.5 L'Inversion de surface (IS)

L'inversion de surface ou inversion nocturne (Yasmeen, 2011) se développe couramment après le coucher du soleil si les conditions favorables à son apparition sont établies : un temps clair (faible nébulosité) couplé à des vents calmes ou légers (Lepas et Roche, 1973 ; Abdul-Wahab et *al.*, 2005). Si ces critères ne sont pas respectés, l'inversion se manifeste dans une couche beaucoup plus épaisse ce qui provoque un phénomène moins prononcé entraînant le plus souvent une simple isothermie ou seulement une faible décroissance de la température avec l'altitude (Lepas et Roche, 1973).

L'inversion de surface est causée par refroidissement radiatif du sol. En effet, le sol réémet par rayonnement infrarouge toute la chaleur emmagasinée durant la journée (Baumbach et Vogt, 2003; Sportisse, 2007; Fritz et *al.*, 2008 ; Iacobellis et *al.*, 2009).

Après le coucher du soleil, son épaisseur va croître à mesure que le refroidissement s'effectuera (figure 6).

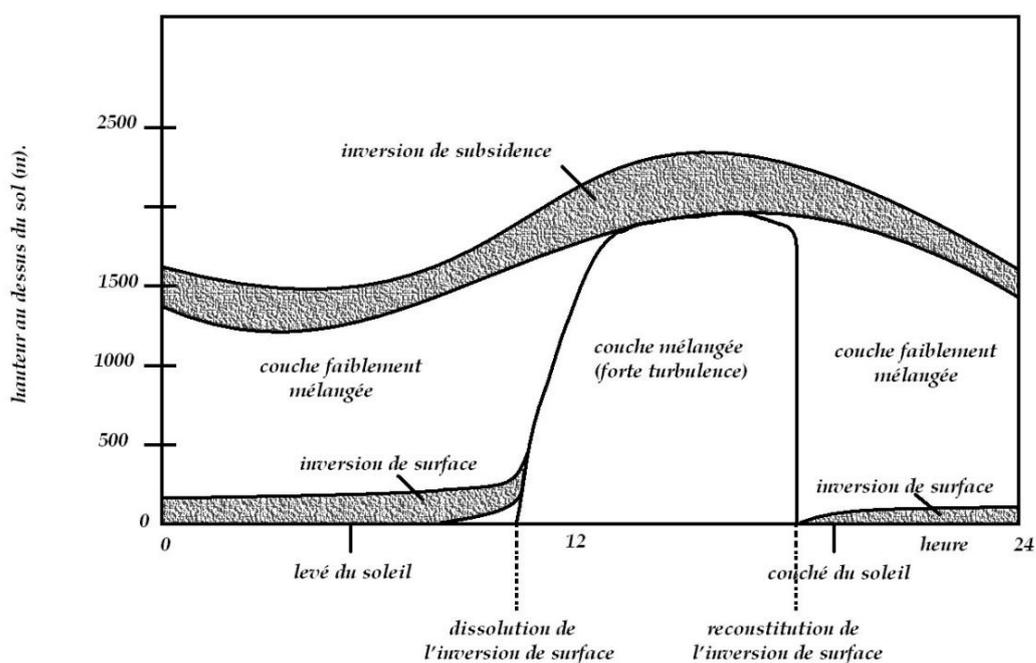


Figure 6 Evolution journalière de l'inversion de surface (Baumbach et Vogt, 2003)

Durant la matinée, la couche d'inversion sera dissoute de bas en haut à cause du réchauffement du sol par le rayonnement solaire. Cependant avant la complète dissolution (peu de temps après lever du soleil), il y aura une légère augmentation de la hauteur de l'inversion (Baumbach et Vogt, 2003). Deux critères caractérisent une inversion : hauteur et intensité. Dans la littérature, l'intensité de l'inversion se calcule de la manière suivante (Abdul-Wahab *et al.*, 2005) :

$$\Delta T_{inv} (^{\circ}C) = T^{\circ}_{\text{sommet de l'inversion}} - T^{\circ}_{\text{au sol}}$$

avec $\Delta T_{inv} (^{\circ}C)$, l'intensité de l'inversion ; $T^{\circ}_{\text{sommet de l'inversion}}$, la température au sommet de l'inversion et $T^{\circ}_{\text{au sol}}$, la température au sol.

Généralement l'intensité maximale de l'inversion de surface se situe durant le lever du soleil (Iacobellis *et al.*, 2009). Selon Abdul-Wahab *et al.* (2005), les inversions de surface de fortes intensités sont souvent associées à des couches d'inversions de larges épaisseurs.

Si la hauteur d'émission des polluants est inférieure au sommet de l'inversion, les polluants seront piégés à l'intérieur de cette couche et resteront proches du sol (Baumbach et Vogt, 2003 ; Abdul-Wahab *et al.*, 2005).

Empêchant le mouvement ascendant des polluants, cette inversion inhibe leur dispersion verticale ou une dilution efficace avec l'air situé juste au dessus, accentuant les risques sanitaires. C'est pour ces raisons que sur certaines étiquettes de produits utilisés pour l'épandage agricole par exemple, une étude des conditions atmosphériques est exigée (cas dans certains états des Etats-Unis) visant à proscrire cette pratique durant des phénomènes d'inversion de température (Fritz *et al.*, 2008). D'autres travaux vont jusqu'à démontrer la corrélation entre inversion de température et impact sanitaire. C'est le cas d'Abdul-Wahab *et al.* (2005) qui étudièrent quatre types de maladies liées aux pollutions atmosphériques. Cette étude montre que le nombre quotidien moyen de visites à l'hôpital augmente avec l'intensité de l'inversion de surface.

I.1.6 L'Inversion de Subsidence (ISU)

L'inversion de subsidence est une inversion qui se développe à des altitudes élevées. Elle n'a donc aucun contact avec le sol (Yasmeen, 2011). Ces inversions sont généralement associées à des systèmes anticycloniques ou à haute pression (Abdul-Wahab *et al.*, 2005). Les hautes pressions vont forcer la parcelle d'air vers la bas d'où la subsidence. Cet affaissement d'air dans les hautes pressions peut atteindre des altitudes de l'ordre de 1000 à 1500m au dessus du sol. En dessous de ces altitudes, l'air ne descend plus mais s'échappe latéralement, et donc ne se réchauffe pas par compression.

Dans notre étude, nous nous limiterons uniquement à l'étude de l'inversion de surface (IS). La décharge à ciel ouvert que nous étudions n'étant pour l'instant qu'un tas de déchets dépourvu de procédé industriel (incinérateur, torchère etc.), l'émission des gaz issus de ces déchets s'effectuera uniquement au niveau du sol.

I.2 La Couche Limite polluée

Comme décrit précédemment, la couche limite (CL) est la tranche d'atmosphère dans laquelle nous vivons et effectuons nos activités. D'une épaisseur pouvant varier en fonction de la stabilité atmosphérique, elle est directement ou indirectement soumise aux rejets de pollutions d'origine anthropique affectant la qualité de l'air que nous respirons. Avec l'essor économique et l'accroissement de l'urbanisation durant ces dernières décennies, l'air que nous inhalons est souvent chargé en gaz ou en particules toxiques. Ces nombreux polluants ont un impact non négligeable sur la santé humaine.

A l'inverse des impacts climatiques des émissions de gaz à effet de serre qui se manifestent sur des dizaines ou centaines d'années, l'impact des émissions polluantes sur la qualité de l'air de la couche limite est beaucoup plus rapide : de quelques heures à quelques semaines. Ce sont les processus physiques et chimiques agissant sur les polluants qui vont déterminer leur durée de séjour dans l'atmosphère : la dispersion, le dépôt au sol et sur la végétation ainsi que les transformations chimiques.

En ce qui concerne la pollution gazeuse, on peut distinguer deux catégories :

- Une pollution gazeuse primaire ;
- Une pollution gazeuse secondaire.

I.2.1 La pollution gazeuse primaire

Les polluants primaires sont les polluants qui sont directement émis sans subir aucune transformation. Néanmoins certains d'entre eux comme le dioxyde d'azote (NO_2) peuvent résulter de réactions chimiques. Pour exemple, le NO_2 est formé à partir du monoxyde d'azote (NO). Parmi ces polluants, on discerne plusieurs grandes familles dont les origines peuvent être assez différentes : les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone et les composés organiques volatils.

Pour la suite, nous allons brièvement présenter les caractéristiques et les origines de chacun.

I.2.1.1 Les oxyde d'azote

Dû fait de leur rôle central dans les cycles photochimiques de formation de pollution secondaire (l'ozone par exemple), les oxydes d'azote (NO_x), NO et NO_2 , sont des composés

primaires essentiels pour la qualité de l'air. Ils proviennent essentiellement de la combustion de carburants fossile ou de biomasse. Sur le plan toxicologique, on porte une plus grande attention au NO₂ qui est oxydant qu'au NO qui est réducteur et peu toxique. En zone rurale, le NO₂ est traditionnellement moins concentré avec une concentration qui varie typiquement entre 0 et 10 ppb.

La valeur limite d'exposition de NO₂ en France est en moyenne annuelle de 40 µg/m³ (Directive 2008/50/CE). Pour le NO, la valeur limite d'exposition est identique à celle du NO₂ (Directive 2008/50/CE).

1.2.1.2 Le dioxyde de soufre

Parmi tous les polluants d'origine anthropique, le dioxyde de soufre (SO₂) est le principal contenant du soufre. Il est principalement émis lors de la combustion du charbon et d'autres carburants fossiles. Sa concentration peut atteindre des centaines de ppb à proximité des sources lorsque l'on a une faible dispersion tandis que ce rapport de mélange peut être de 0 à 1 ppb quand on est loin de la source.

La valeur limite de SO₂ en France en moyenne journalière est de 125 µg/m³. Selon la directive, cette valeur ne doit pas être dépassée plus de trois jours par an (Directive 2008/50/CE).

1.2.1.3 Le monoxyde de carbone

Les émissions de monoxyde de carbone (CO) sont quasi strictement d'origine anthropique. Elles résultent de la combustion. Pour des rapports de mélange très élevés, entre 50 et 100 ppm, le CO s'avère toxique. Les plus fortes concentrations sont mesurées au voisinage des grands axes routiers ou des zones industrielles.

Le maximum journalier en France sur une moyenne de 8h est de 10000 µg/m³ pour le CO (Directive 2008/50/CE).

1.2.1.4 Les composés organiques volatils

Les composés organiques volatils (COV) correspondent à l'ensemble des composés contenant du carbone, à l'exception du monoxyde et du dioxyde de carbone, ayant une pression saturante assez élevée pour être présents à l'état gazeux dans l'air. Les sources de COV sont nombreuses : évaporation de solvants, combustion, décharge, etc. Dans ces composés, les principales espèces présentes dans la couche limite sont : les alcanes, les aromatiques légers (benzène, toluène, xylène) et les alcènes. Dans la CLA, le rapport de mélange d'un COV (hormis le méthane) éloigné de sa source se compte en ppt (partie par billion, 10⁻¹²). Les concentrations sont 10 à 100 fois plus grandes près des sources.

La plupart des définitions sur les COV sont basées sur leurs propriétés physico-chimiques. Selon un arrêté ministériel du 1^{er} Mars 1993, est considéré comme COV tout composé qui, à l'exclusion du méthane, contient du carbone et de l'hydrogène, lequel peut être substitué par d'autres atomes (halogènes, soufre, oxygène, phosphore etc.). Ces composés se trouvent à l'état de gaz ou de vapeur dans les conditions normales de température et de pression (Le Cloirec, 1998).

Selon le type de COV, la valeur limite d'exposition atmosphérique varie. Le benzène, composé très toxique, à une valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (Directive 2008/50/CE).

Par la suite, nous reviendrons plus spécifiquement au paragraphe II sur les COV provenant de la pollution par les décharges.

1.2.1.5 La pollution particulaire

Les particules en suspension regroupent toutes les particules solides et liquides en suspension dans l'air dont bon nombre sont dangereuses (OMS, 2003-2004). Ces particules sont directement émises dans l'air par des sources telles que les processus de combustion ainsi que le vent soulevant la poussière ou bien, formées dans l'atmosphère suite à la transformation de gaz émis tels que le SO_2 .

Les particules atmosphériques sont couramment caractérisées par leur distribution en taille, leur morphologie et leur composition chimique (Delmas et *al.*, 2005). Leur taille peut varier de quelques nanomètres à plusieurs dizaines de micromètres.

Pour tout ce qui concerne la surveillance de la qualité de l'air, la communauté scientifique a choisi les fractions de taille suivante : PM10 et PM2,5. Les PM10 ou particules fines sont des particules dont le diamètre est compris entre 2,5 et 10 micromètres. Pour les PM2,5 ou particules ultrafines, le diamètre est compris entre 0,1 et 2,5 micromètres.

La valeur limite en PM10 pour la protection de la santé humaine est de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (16 ppb) pour une période de 24 heures. Cette valeur ne doit pas être dépassée plus de 35 jours par année civile (Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 – Valeurs limites pour les particules (PM10)). En ce qui concerne les PM2,5, la valeur limite est de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8 ppb) en moyenne sur 1 an (Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 – Valeurs limites pour les particules (PM2,5)). La marge de dépassement autorisé ne doit pas excéder 20% de la valeur limite.

1.2.1.6 Récapitulatif

Le tableau 1 récapitule les concentrations typiques des polluants primaires (hors COV) dans différents milieux.

Polluants	Environnement urbain dense (en $\mu\text{g.m}^{-3}$)	Environnement « trafic » (en $\mu\text{g.m}^{-3}$)	Environnement Rural (en $\mu\text{g.m}^{-3}$)
NO ₂	50	80	10
NO	100	150	1
SO ₂	5	10	0,1
CO	500	1000	150
PM10	50	80	10
PM2.5	30	50	5

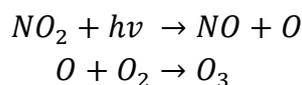
Tableau 1 Concentrations typiques rencontrées dans différents milieux, pour différents polluants (Delmas et al., 2005)

I.2.1 La pollution gazeuse secondaire

A l'opposé des polluants primaires qui proviennent directement des sources d'émission, les polluants secondaires eux résultent de transformations chimiques. Parmi tous ces polluants, le plus célèbre et le plus nocif est l'ozone.

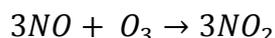
L'ozone troposphérique (O₃) est issu de la photodissociation de NO₂.

Cette réaction est l'une des principales sources chimiques effectives d'ozone troposphérique au niveau local.



Comme le montre la première équation, la dissociation de NO₂ en NO et O requiert du rayonnement solaire (des photons). O ainsi formé va ensuite réagir avec O₂ présent dans l'atmosphère pour former O₃. On observe donc une variation diurne de l'ozone qui est définie par le cycle diurne du rayonnement solaire.

En l'absence de rayonnement solaire, nous avons une destruction d'ozone le soir:



L'ozone n'est généralement pas considéré comme étant un polluant urbain car il est détruit par les fortes concentrations en NO_x liée à la circulation automobile dense dans les villes (Roussel *et al.*, 2001). En revanche, les niveaux d'O₃ dans les atmosphères périurbaines sont très élevés puisque les réactions de formation de l'ozone sont plus actives que les réactions de destruction dans cette zone (figure 7).

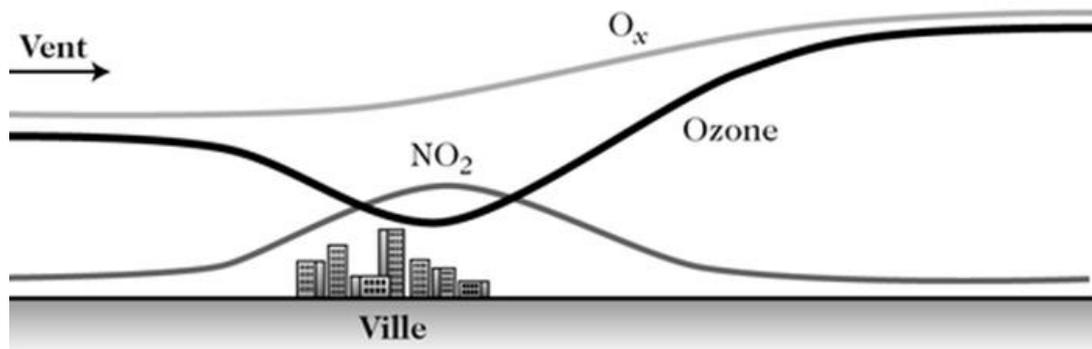


Figure 7 Traversée schématique d'une agglomération par une masse d'air transportée par le vent (de gauche à droite). Les courbes indiquent les niveaux de concentrations obtenus au cours de la traversée (Delmas et al., 2005)

Pour la communauté européenne, pour l'ozone, le seuil de recommandation pour la santé est de $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (environ 60 ppb) en moyenne sur 8 heures (Delmas et al., 2005).

Dans ce chapitre, nous avons vu les différents polluants gazeux que nous sommes susceptibles de trouver dans une couche limite polluée principalement à proximité des zones d'activités. Leur localisation, à proximité ou loin de la source, dépendra de nombreux paramètres :

- La nature du polluant (primaire ou secondaire) ;
- La source du polluant (trafic routier, transformation chimique etc)
- Les conditions météorologiques (stabilité, vent etc) ;
- La dispersion et le dépôt au sol.

Les polluants dont nous venons de faire l'inventaire peuvent affecter la qualité de l'air dans la CLA. Ils sont principalement rencontrés dans les environnements urbains. Les propriétés de la CLA diffèrent suivant les caractéristiques du milieu dans lequel elle se développe. Nous allons donc nous intéresser ci-dessous aux principales caractéristiques d'une CLA urbaine par rapport à une CLA classique (ou rurale).

I.3 La CLA Urbaine

I.3.1 Description

Les surfaces urbaines sont caractérisées par des éléments de forte rugosité et des possibilités accrues de stockage de chaleur. La rugosité ainsi que la conservation de la chaleur augmentent l'intensité turbulente dans la couche limite urbaine (CLU) et renforcent les flux de chaleur sensible rencontrés au niveau de la surface urbaine. Ces facteurs vont générer une plus grande profondeur de la couche limite.

Pour un écoulement horizontal, la présence de la ville est un changement dans les propriétés de surface. Une couche interne due à ce changement de propriété se forme et est souvent nommée « panache urbain ».

La CLU se compose généralement de quatre couches (Emeis, 2011) :

- La sous-couche de la canopée urbaine (CU) : couche la plus basse qui atteint en hauteur moyenne le sommet des bâtiments ;
- La sous-couche du sillage : l'influence des bâtiments sur le flux est toujours notable. Cette couche s'étend usuellement d'environ trois à cinq fois la hauteur moyenne des bâtiments.

Ces deux couches constituent la sous couche de rugosité urbaine (CRU).

- Au dessus de la CRU nous avons la couche à flux constant (CFC) ou la sous-couche d'inertie (CI) : au dessus de terrains homogènes, elle est souvent désignée comme la couche de surface ou la couche de Prandtl ;
- Par-dessus la CFC, la direction du vent tourne selon la direction du vent géostrophique : c'est la couche d'Ekman.

Si une CLC est présente (cas diurne), aucune distinction n'est faite entre la couche de Prandtl et la couche d'Ekman. C'est la CM évoquée plus haut.

Les différentes couches de la CLU urbaine sont présentées dans la figure 8.

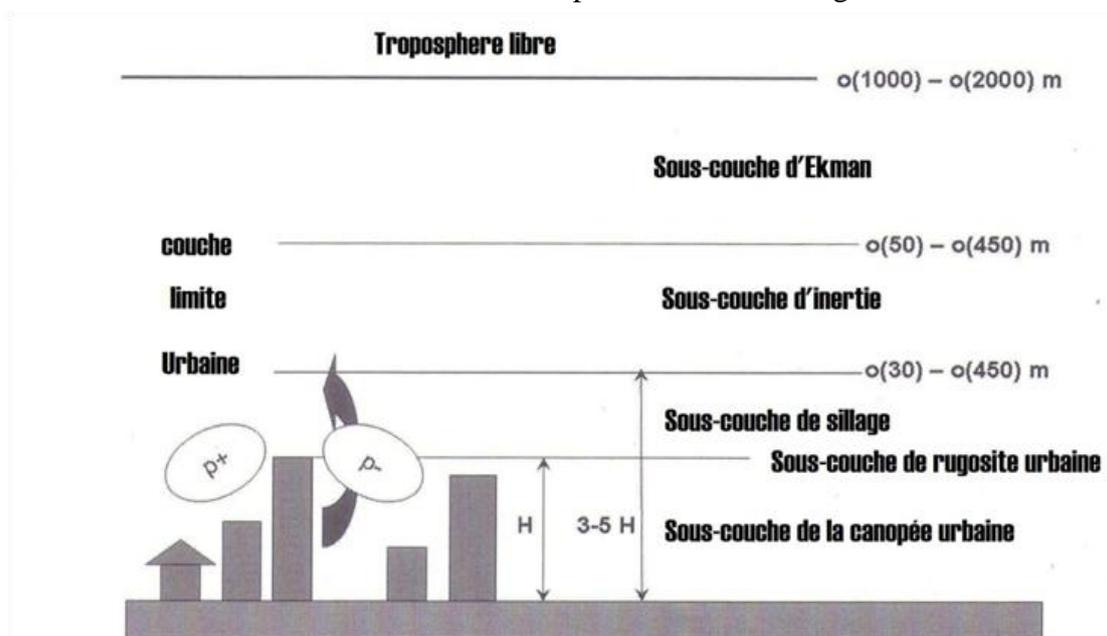


Figure 8 Stratification verticale dans une couche limite urbaine. H donne la hauteur moyenne des bâtiments, p_+ et p_- désignent les perturbations de la pression atmosphérique en amont et en aval des bâtiments isolés (figure inspirée d'Emeis, 2011)

L'augmentation du flux de chaleur sensible le jour et la réduction du refroidissement radiatif la nuit provoquent une augmentation de la température nocturne dans la CLU comparée à la CL rurale avoisinante. Ce phénomène spécifique au milieu urbain se nomme « îlot de chaleur urbain » (ICU).

I.3.2 L'îlot de Chaleur Urbain (ICU)

I.3.2.1 Généralités

Durant ces dernières décennies, l'urbanisation fut l'une des réponses à l'augmentation exponentielle des populations au niveau mondial ainsi qu'à diverses révolutions industrielles. En 2004, la population vivant en région urbaine était estimée à 3,3 milliards (ou 49% de la population mondiale) pour 6,4 milliards prévus en 2050 (Department of Economic and Social Affairs - Population Division, 2008).

De nombreuses études prouvent que dans certaines conditions, les villes sont plus chaudes que les régions environnantes (figure 9) [Ackerman, 1985; Menut, 1997; Klysiak et Fortuniak, 1999; King et Davis, 2007; Rizwan *et al.*, 2008].

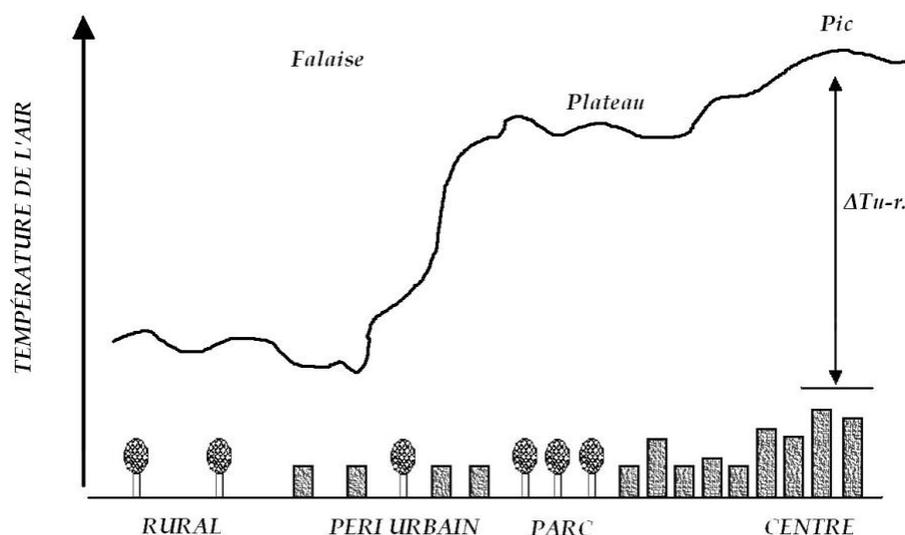


Figure 9 Structure générale de l'îlot de chaleur dans la canopée (figure inspirée d'Oke, 1988)

De multiples facteurs contribuent au réchauffement relatif des villes (Ackerman, 1985; King et Davis, 2007):

- Durant la journée, dans les milieux ruraux, l'énergie solaire absorbée près du sol évapore l'eau de la végétation et du sol. Bien qu'il y ait un gain d'énergie net, il est compensé par cette évaporation. Dans les villes, il y a moins de végétation, les rues, trottoirs et buildings absorbent la majeure partie de l'énergie solaire apportée pour la restituer uniquement le soir venu. Due au manque de végétation et à l'augmentation du bâti dans les cités, une diminution de l'évapotranspiration de 38% entre 1972 et 1995 a été trouvée dans certaines villes comme Tokyo (Kondoh et Nishiyama, 1999).
- Le ruissellement est meilleur dans les villes à cause des chaussées qui sont non poreuses. D'où un refroidissement par évaporation moins important qu'en zone rurale, ce qui contribue à maintenir une température de l'air plus élevée en zone urbaine.

- Les propriétés thermiques des bâtiments contribuent au réchauffement de l'air par conduction. Goudron, brique et asphalte ont des capacités calorifiques supérieures à celles des milieux ruraux environnants.

1.3.2.2 Définition

L'ICU est généralement défini comme la différence de température entre un milieu urbain et un milieu rural (Giridharan *et al.*, 2005; Lai et Chang, 2009). Selon Rizwan *et al.* (2008), l'ICU est une réponse à de nombreux facteurs qui peuvent être caractérisés comme contrôlables (population, chaleur anthropogénique, composition et structure des bâtiments, espaces verts) et incontrôlables (saison, vitesse du vent, nébulosité, conditions anticycloniques).

1.3.2.3 Evolution temporelle

De nombreux écrits montrent que ce phénomène est plus important la nuit que le jour (Klysik et Fortuniak, 1999 ; Pigeon, 2007). La journée, l'ICU a souvent un caractère résiduel. Un îlot urbain froid peut même être observé le matin ou durant la journée (Pearlmutter *et al.*, 1999). Cet ICU froid ou « négatif » durant la journée est observé surtout le matin (Alonso *et al.*, 2003). Les bâtiments aux abords de la cité réduisent en effet la pénétration de la lumière du soleil dans les artères de la cité durant les premières heures de la matinée. Cet effet est cependant limité si les mesures de température sont réalisées à des hauteurs suffisamment élevées pour que les effets d'ombrage dûs aux immeubles soient faibles.

L'ICU « chaud » a une intensité maximale généralement mesurée 3 à 5 heures après le coucher du soleil dans les régions urbaines (Oke, 1981 ; Klysik et Fortuniak, 1999; Chow et Roth, 2006). L'environnement rural restitue rapidement son stock d'énergie alors que pour l'urbain ce processus est plus lent (King et Davis, 2007). Plus tard durant la nuit les températures tendent à s'harmoniser, diminuant l'intensité de l'ICU.

Les paramètres climatiques locaux ou synoptiques tels que la vitesse du vent, la nébulosité et la pluviométrie diminuent son intensité (Pigeon, 2007). D'autres critères tels que la taille et la morphologie de la ville jouent aussi un rôle non négligeable sur son amplitude (Eliasson et Svensson, 2003).

1.3.2.4 Facteurs influençant l'amplitude de l'ICU

Dans la littérature, la majorité des études montrent qu'un temps anticyclonique (Pongracz *et al.*, 2006) avec des vents faibles (inférieurs à 2 m/s) et une nébulosité réduite (inférieure à 4 octas) sont favorables au développement de l'ICU (Klysik et Fortuniak, 1999 ; Arnfield, 2003; Pigeon, 2007 ; Rizwan *et al.*, 2008; Lai et Cheng, 2009 ; Mirzaei et Haghghat, 2010;

Szymanowski et Kryza, 2011). Ces travaux déduisent donc que l'intensité de l'ICU est négativement corrélée avec la vitesse du vent et la nébulosité (Oke, 1982; Kim et Baik, 2005). Pour le vent, ce résultat peut s'expliquer par le fait qu'une augmentation de la vitesse induit une augmentation du mélange horizontal ce qui homogénéise les différences de température existantes entre les différentes zones. La nébulosité, par effet de serre, réduit le refroidissement radiatif nocturne pendant la formation de l'ICU. La nature des nuages va même influencer l'intensité de l'îlot. Les nuages à faible altitude, plus chauds, vont fortement diminuer son intensité (Runnalls et Oke, 2000). Le vent ainsi que la nébulosité sont les paramètres les plus significatifs agissant sur la force de l'ICU (Pigeon, 2007).

Dans la configuration où il existerait plusieurs points chauds à proximité d'une source plus froide, l'ICU peut être de nature multicellulaire pour des vents synoptiques inférieurs à 2 ms^{-1} et pour une très faible nébulosité. C'est le cas de la ville de Lodz en Pologne (Klysik et Fortuniak, 1999 ; Szymanowski et Kryza, 2011) où la densité des constructions relativement faible entraîne une diminution de l'intensité de l'ICU, comparée à des villes de même population. Le mode d'occupation des sols est en effet la première cause d'une variation spatiale de température autour d'un point (Eliasson et Svensson, 2003).

L'approche multicellulaire se révèle ainsi la plus adaptée lorsque la géographie de l'ICU est rendue plus complexe de par l'existence de points chauds urbains et de points froids ruraux mal définis ou éclatés. C'est le cas des petites agglomérations comparativement aux grandes métropoles.

Des études sur plusieurs villes ont été effectuées pour déterminer l'influence du climat sur l'ICU. Il en résulte aussi bien pour les milieux tempérés (Yagüe et Zurita (Madrid), 1991; Runnalls et Oke (Vancouver), 2000; Kim et Baik (Séoul), 2002) que pour les zones intertropicales (Roth, 2007) une intensité ainsi qu'une fréquence d'apparition moindres de l'ICU en période pluvieuse (tableau 2). Dans la zone tropicale que nous étudions, il existe une période pluvieuse de mi-juin à mi-octobre (Brévignon, Atlas Climatique 2003 ; Roth, 2007).

Ville	Pays	Saison sèche ΔT urbain-rural (°C)	Saison humide ΔT urbain-rural (°C)	Type de Climat selon la classification de Köppen
Mexico	Mexique	5	2.2	H
Monterrey	Mexique	2.75	0	BSh
Guadalajara	Mexique	4	0.5	H
Lima	Pérou	1.5	0	BWh
Gaborone	Botswana	1	0.5	BSh

Tableau 2 Variation saisonnière de la moyenne mensuelle nocturne de l'ICU (ΔT urbain-rural (°C)) selon le type de climat pour différentes villes (Roth, 2007)

Légende tableau

Classification de Köppen-Geiger pour distinguer la diversité des régimes (sub)tropicaux :

- (Af) tropical humide: pluviométrie significative pendant toute l'année (Singapour, Salvador) ;
- (Aw) tropical humide/sec: avec une saison sèche prononcée (Guadeloupe) ;
- (H) tropical des terres en altitude : haute altitude sans laquelle le climat serait tropical humide/sec (Bogota, Mexico) ;
- (BWh) subtropical désertique: faible altitude (Phoenix, Koweït) ;
- (BSh) subtropical de steppe: basse altitude semi-sèche (Delhi).

Signalons que dans certains cas l'îlot peut être responsable d'une augmentation de la nébulosité ainsi que des précipitations (King et Davis, 2007). Ce phénomène est caractéristique de certaines grandes agglomérations américaines. C'est le cas de la ville d'Atlanta en Géorgie où l'ICU est suffisamment important pour augmenter et générer des orages ainsi que des précipitations (Dixon et Mote, 2003). Néanmoins dans cette étude, Dixon et Mote démontrent que l'ICU n'est pas le facteur principal de cette augmentation. L'îlot de chaleur y contribue mais le facteur fondamental est un faible taux d'humidité.

D'autres études montrent que l'ICU est corrélé positivement avec l'augmentation de la population (Oke, 1973). La population a un double impact sur la chaleur anthropique générée. Selon Rizwan et *al.* (2008), on peut qualifier ces impacts de directs (plus de population signifie plus de métabolisme humain) ou indirects (circulation automobile, nombre de bâtiments, usines, etc.). De ce fait, la relation entre l'intensité de l'ICU et la population n'est pas évidente.

1.3.2.5 Brise générée par l'ICU

La différence de température entre le milieu urbain et rural est à l'origine de la formation d'une brise. La température plus chaude de la zone urbaine (T_u) induit une densité de la masse d'air (ρ_u) moins importante dans cette région. Cette faible densité favorise l'ascension de l'air par flottabilité créant au sol une baisse de la pression atmosphérique. L'instabilité atmosphérique générée par l'apparition de cette zone dépressionnaire provoque un afflux d'air de la zone rurale, dont la température (T_r) est plus froide et la densité de l'air (ρ_r) est plus importante, vers la ville. C'est la brise urbaine. La figure 10 illustre son cycle.

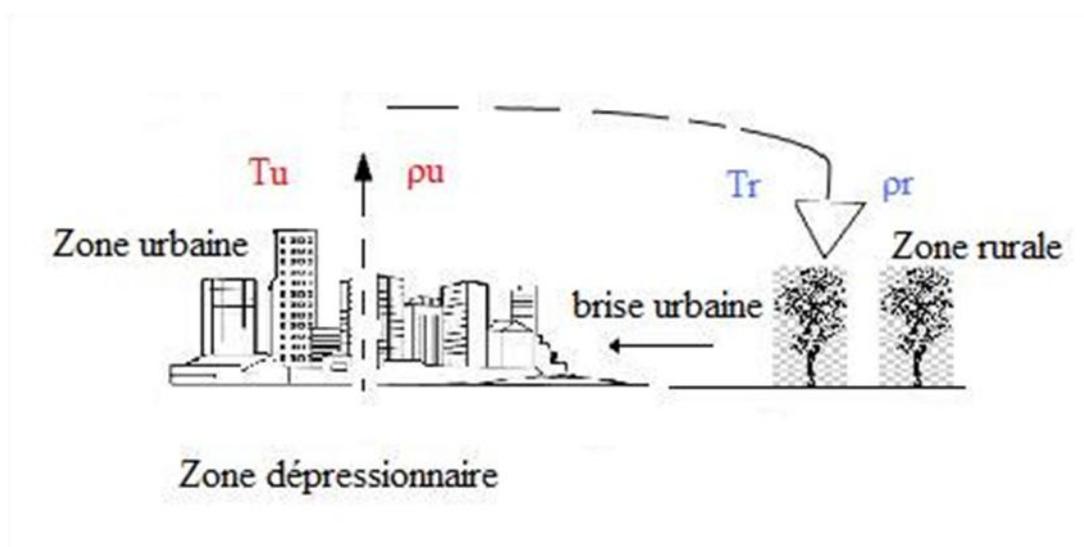


Figure 10 Cycle de la brise urbaine

La première mesure quantitative de cette brise fût effectuée par Edmonds en 1954 (Barlag et Kuttler, 1990/1991). A l'aide d'un laboratoire mobile, il mesura à Bonn (Allemagne) une brise liée à l'effet de la ville avec une vitesse maximale de 2 m/s pour des vents synoptiques inférieurs à 3 m/s. Par la suite des résultats similaires furent trouvés pour d'autres études : au Canada, aux Etats-Unis, en Europe et au Japon (Barlag et Kuttler, 1990/1991). Néanmoins, comme l'a démontré Pigeon en 2007 cette brise n'est pas toujours mesurable. Dans ces travaux, l'auteur propose une valeur seuil du vent synoptique pour la détection de la brise urbaine. Pigeon estime que pour des vents synoptiques supérieurs à 3m/s, il n'est plus possible d'extraire la brise urbaine du vent synoptique.

I.3.2.6 Aspect sanitaire

Dans certains cas, les températures élevées liées à l'ICU peuvent augmenter le taux de mortalité (Changnon *et al.*, 1996). En effet les épisodes caniculaires sont l'une des conséquences directes de l'ICU

La brise urbaine quant à elle est responsable de problèmes de pollution atmosphérique accrue (Jonsson *et al.*, 2004 ; Weng et Yang, 2006 ; Zhao *et al.*, 2006 ; Roth 2007 ; Lai et Cheng, 2009). Elle va emmener les polluants émis en zone rurale vers la ville où la population réside généralement en immeubles. Par ce processus la pollution rurale vient accroître le niveau de pollution préexistant en milieu urbain.

I.4 La pollution par les décharges à ciel ouvert

I.4.1 Généralités

Les Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) rassemblent l'ensemble des déchets venus de la collecte municipale : les déchets ménagers (Ordures Ménagères, OM), les déchets non dangereux des entreprises, les encombrants en provenance de collectes spécifiques, les déchets verts, les boues de station d'épuration et différents matériaux recyclables (Lornage, 2006).

Le dépôt d'ordures dans un milieu naturel est le mode « d'élimination » des déchets le plus ancien et le plus répandu car c'est la stratégie la moins coûteuse (Chiriak, 2004 ; Durmusoglu *et al.*, 2010). Néanmoins cette technique montre rapidement ses limites car après dégradation, les déchets sont à l'origine de pollutions secondaires telles que : le rejet de gaz toxiques (pollution atmosphérique) et la présence à même le sol de lixiviats pouvant s'infiltrer dans la nappe phréatique (pollution du sol et de l'eau).

Dans notre étude, nous nous focaliserons sur la pollution atmosphérique liée à ces décharges.

I.4.2 La dégradation des déchets

Pour un déchet il est possible de distinguer deux types de fractions :

- Une fraction organique biodégradable par les microorganismes (incluse dans les déchets de cuisine et de jardin, cartons, papiers, textiles) moyennant certaines conditions de température et d'humidité. Cette fraction peut être présente à la fois dans les déchets dits non dangereux et dangereux.
- Une fraction inerte biologiquement (plastiques par exemple).

Lors de la dégradation des Déchets Ménagers et Assimilés deux phases prédominent : une phase aérobie (en présence d'oxygène) et une phase anaérobie (absence d'oxygène).

I.4.2.1 Phase aérobie ou hydrolyse

La phase aérobie se produit durant la mise en place des déchets (déchets frais). Sa durée varie en fonction de l'oxygène disponible durant le processus qui à son tour dépend de la quantité d'air piégé dans les déchets.

Lors de cette phase, les microorganismes préexistants dans les déchets (principalement des bactéries, actinomycètes et champignons) métabolisent l'oxygène disponible ainsi qu'une portion de la fraction organique des déchets pour produire des hydrocarbures simplifiés, du dioxyde de carbone, de l'eau et de la chaleur (Lornage, 2006). La chaleur produite par la réaction de cette dégradation peut accroître la température des déchets à des valeurs pouvant atteindre 70°C à 90°C sur certains sites (Williams, 2005). Un tel dégagement de chaleur provoque des modifications thermiques considérables du milieu nécessitant l'adaptation de la flore microbienne. Le profil de température au cours du processus biologique permet d'identifier quatre phases (Lornage, 2006, d'après Francou, 2003) :

1. La phase mésophile : montée en température du milieu causée par la dégradation de la matière organique facilement biodégradable par des bactéries et des champignons.
2. La phase thermophile : températures élevées, où seuls les microorganismes thermorésistants peuvent survivre, coïncidant à une perte importante de la matière organique principalement sous forme de CO₂ et d'eau.
3. La phase de refroidissement : diminution de substrat pour les microorganismes entraînant une baisse de l'activité microbienne qui ne fabrique plus suffisamment de chaleur pour contrer les pertes thermiques dues à l'évaporation et aux échanges de chaleur avec le milieu environnant. Cette phase ouvre la voie à une nouvelle colonisation du milieu par une flore mésophile.

4. La phase de maturation : dominée par des processus d'humidification et par la dégradation lente de matière organique difficilement biodégradable.

Dans certains cas lorsque les déchets sont énormément compactés, ils atteignent des températures plus basses en raison de la baisse d'oxygène disponible dans les déchets.

En résumé, la phase aérobie dure quelques jours à quelques semaines en fonction de l'oxygène disponible durant le processus qui à son tour dépend de la quantité d'air piégé dans les déchets en fonction du degré de compaction et de la rapidité du recouvrement des déchets.

1.4.2.2 Phase anaérobie

La phase anaérobie se déroule après la phase aérobie. Elle est associée au recouvrement des déchets.

Au cours de cette phase, les étapes impliquées dans la dégradation de la matière organique peuvent prendre plusieurs décennies pour s'effectuer complètement.

Suite à l'appauvrissement en l'oxygène dans la masse de déchets (hydrolyse), les étapes se mettant successivement en place lors de la phase anaérobie sont : l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse. Durant cette phase, les sous-produits d'une étape deviennent les substrats de l'étape suivante.

1.4.2.2.1 L'acidogenèse

Durant l'acidogenèse, différents microorganismes tolérant la réduction de l'oxygène deviennent dominants. Les glucides, les protéines et les lipides sont hydrolysés en sucres qui sont ensuite décomposés en dioxyde de carbone, hydrogène, ammoniac et acides organiques par des bactéries fermentatives. La température au niveau des déchets chute entre 30 et 50°C (Williams, 2005). Les gaz produits lors de cette phase sont composés majoritairement de dioxyde de carbone (CO₂) et d'hydrogène (H₂) pour des valeurs pouvant atteindre 80% de CO₂ et 20% d'H₂.

1.4.2.2.2 L'acétogenèse

Les acides organiques formés durant l'acidogenèse sont convertis par les microorganismes acétogènes en acide acétique, dérivés d'acide acétique, dioxyde de carbone et hydrogène dans des conditions anaérobiques. D'autres organismes convertissent les glucides directement en acide acétique en présence de dioxyde de carbone et d'hydrogène. Les niveaux d'hydrogène et de dioxyde de carbone commencent à diminuer durant cette phase. Les faibles niveaux

d'hydrogène favorisent les micro-organismes générant le méthane (CH_4). C'est la méthanogenèse.

1.4.2.2.3 La méthanogenèse

La méthanogenèse est la principale productrice de gaz. La dégradation des déchets va engendrer la production d'un mélange gazeux constitué de: méthane (CH_4), dioxyde de carbone (CO_2), azote (N_2) et d'autres composés organiques en faibles quantités (gaz traces) tels que les COV aussi appelés COV Non Méthaniques (COVNM). Ce mélange principalement constitué de méthane (CH_4 , en moyenne 60% en volume) et de dioxyde de carbone (CO_2 , en moyenne 40% en volume) est plus communément appelé biogaz (Williams, 2005). Les réactions sont relativement lentes et prennent plusieurs années pour arriver à terme. Lors de cette phase, les gaz peuvent être générés pour des températures de l'ordre de 30 à 65°C, avec une gamme de température optimale comprise entre 30 et 45°C.

Cette étape ne peut commencer qu'après 6 mois ou de nombreuses années après le placement des déchets en cellule d'enfouissement. Tout dépend du contenu en eau dans les déchets et de la circulation de cette eau dans la cellule. Par la suite, des concentrations significatives de méthane sont générées après entre 3 et 12 mois en fonction du développement des micro-organismes anaérobies. Le CH_4 continue à être généré pendant 15 à 30 ans après le dépôt final de déchets. Des faibles niveaux de gaz peuvent être générés même 100 ans après. Tout dépend des caractéristiques des déchets ainsi que du site recevant ces déchets.

Contrairement aux bactéries acétogènes et méthanogènes qui sont anaérobies strictes, les acidogènes sont anaérobies facultatives ce qui signifie qu'elles vont prioritairement consommer l'oxygène présent mais peuvent vivre en conditions anaérobies (Lornage, 2006).

1.4.2.3 Phase aérobie ou oxydation

L'étape finale de la dégradation des déchets résulte en la fin des réactions de dégradation. Les acides sont utilisés jusqu'à la production du méthane et du dioxyde de carbone. De nouveaux micro-organismes remplacent doucement les formes anaérobies et rétablissent les conditions aérobies. Les micro-organismes aérobies qui convertissent le méthane résiduel en dioxyde de carbone et en eau peuvent s'établir.

La figure 11 récapitule les différentes étapes de la dégradation des déchets et montre l'évolution du gaz produit par cette dégradation en fonction du temps.

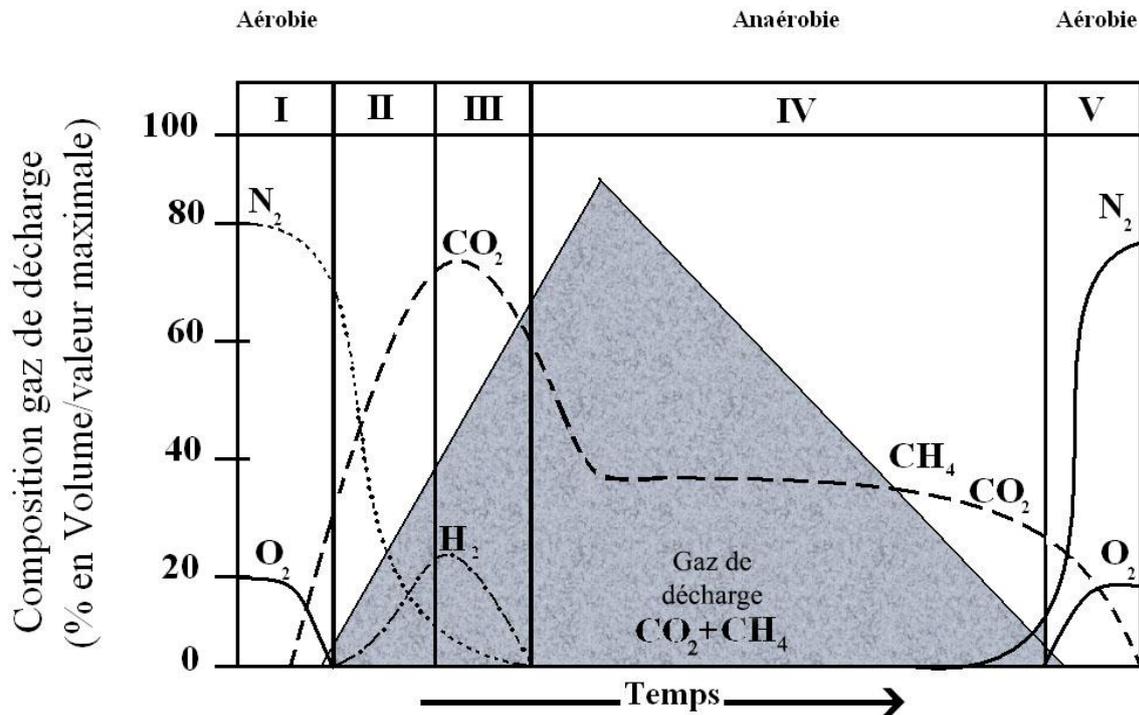


Figure 11 Composition des gaz de décharge en fonction de la dégradation des déchets solides biodégradables (figure inspirée de Williams, 2005)

Légende figure

I: phase aérobie

II: acidogénèse

III: acétogénèse

IV: méthanogénèse

V: phase aérobie ou oxydation

Il existe de nombreux facteurs influençant la dégradation des déchets au sein d'une décharge. Ces facteurs peuvent inhiber ou accentuer la dégradation.

1.4.2.4 Facteurs influençant la dégradation des déchets

1.4.2.4.1 Effet du site

A plus de 5m de profondeur, les conditions anaérobiques se développent plus facilement d'où une production de biogaz plus importante. Si le dépôt de déchets est peu profond, les émissions de gaz seront plus faibles du fait des interactions avec l'air.

De la même façon, un recouvrement rapide des déchets diminue la phase aérobie. Celle-ci étant la phase d'augmentation de la température, ce recouvrement rapide aura tendance à garder la température des déchets faible. Un recouvrement rapide des déchets réduit aussi les chances d'augmentation de la teneur en humidité due aux précipitations, ce qui a pour conséquence une réduction du taux initial de biodégradation.

I.4.2.4.2 Nature des déchets

Un changement de nature des déchets mis en décharge a été observé ces dernières années. Actuellement la proportion des déchets biodégradables est plus importante.

Le déchiquetage ou la pulvérisation des déchets avant enfouissement permet une augmentation de l'homogénéisation ainsi qu'un accroissement des taux de dégradations biologiques. De même lorsque l'on compacte les déchets, mais pas trop. En effet un trop fort degré de compaction limite la percolation de l'eau à travers le site, et donc empêche la libre circulation des éléments nutritifs pour les microorganismes responsables de la fermentation anaérobie.

I.4.2.4.3 Humidité dans les déchets

Le processus de biodégradation des déchets nécessite de l'humidité et c'est un facteur majeur dans la détermination de production de gaz d'enfouissement. L'humidité à l'intérieur d'un site dépendra de l'humidité inhérente contenue dans les déchets, du niveau des précipitations sur le site, de la percolation de la surface et des eaux souterraines. Des taux de production de gaz sont trouvés plus élevés pour des sites très humides. Néanmoins, ce n'est pas uniquement l'humidité contenue dans les déchets qui est importante, mais aussi le mouvement de l'humidité pour distribuer les microorganismes, les nutriments et évacuer le produit de la dégradation.

I.4.2.4.4 La température

L'activité de tel ou tel microorganisme dépend de la température. La température des déchets passe de 80°C en fermentation aérobie à 30-35°C en anaérobie. Dans les deux cas, ce ne sont pas les mêmes microorganismes qui sont actifs. Quand leur température baisse (hiver en zones tempérées), la production de gaz est moins importante.

I.4.2.4.5 L'acidité

Pour débiter, le pH type d'un site est neutre. Par la suite les microorganismes acétogènes font tomber le pH à 4. Les acides organiques résultant fournissent des nutriments pour les bactéries méthanogènes et lorsque les acides sont consommés, le pH augmente.

Les bactéries méthanogènes sont plus actives dans la gamme de pH comprise entre 6,4 et 7,2 (Farquhar et Rovers, 1973). Si le pH augmente ou chute en dehors de cette plage optimale la production de gaz est significativement réduite.

I.4.3 Les COV dans les déchets

Suite au dépôt des déchets à même le sol ainsi que leur dégradation, les émissions de Composés Organiques Volatils (COV) sont les principales sources de pollution atmosphérique liée à une décharge à ciel ouvert. Même présents sous forme de traces, du fait de leur nocivité, les COV nécessitent une attention majeure.

Dans le biogaz, les COV ne représentent qu'un à deux pourcents du volume total de gaz émis par la décharge cependant leur impact sur l'environnement et potentiellement sur la santé humaine peut être plus important que celui causé par CH₄ et CO₂ lors de la phase anaérobie (Chiriac, 2007).

Plus de 500 composés ont été recensés dans les gaz issus de décharges d'ordures ménagères (Parker et al., 2002). Leurs types et leurs concentrations sont tributaires de la nature des déchets déposés ainsi que de la nature des processus chimiques et biologiques qui se déroulent dans la décharge (Chiriac, 2004).

Les COV provenant des ordures ménagères peuvent avoir deux origines (Matthew et al., 1997 ; Chiriac, 2004) : soit ils proviennent de la fermentation anaérobie des déchets (production par voie microbiologique), soit de la volatilisation directe de substances issues principalement des Déchets Toxiques en Quantité Dispersées (DTQD). Les Déchets Toxiques en Quantité Dispersées contiennent entre autre : huiles de vidanges, solvants, peintures, aérosols, chiffons et emballages souillés etc.

Selon le type de fermentation des déchets, les principaux groupes de COV sont (Christensen *et al.*, 1996) :

Dans le cas de la fermentation aérobie (décharge à ciel ouvert) :

- Hydrocarbures (HC) aromatiques ;
- HC chlorés.

Dans le cas de la fermentation anaérobie (recouvrement des déchets) :

- Composants contenant de l'oxygène ;
- Composants contenant du soufre ;
- Hydrocarbures.

Dans une décharge où les deux types de fermentations sont présents, nous aurons de fortes chances de trouver les cinq types de COV cités ci-dessus.

Indépendamment du type de fermentation, la nature des déchets est le paramètre crucial déterminant la nature des COV émis. A titre d'exemple, le tableau 3 fournit une liste de composés organiques qui ont été identifiés pour différents objets de consommation courante et sur des composantes des DTDQD.

Produits de consommation	COV identifiés	Références
Papiers et cartons	Alcanes linéaires C4-C14, Benzène, toluène, éthylbenzène, m,p,o-xylène, styrène, naphtalène, C3-C4-alkylbenzènes, α - β -pinène, limonène, camphène, n-butanol, n-hexanol, formol, acétaldéhyde, propanal, butanal, pentanal, hexanal, heptanal, benzaldéhyde, acétone, 2-butanone, 2-pentyl-furane	Hansen, 2003
Brosse à dent	Naphtalène, tétrachloréthène, Tétraméthyl-benzène	Svendson, 2004
Colle à bois, colle d'écolier	Acétaldéhyde, formaldéhyde	Nillson, 2003
Autocollants, adhésifs de loisir	Alcanes linéaires C5-C8, isobutane, cyclohexane, toluène, naphtalène, acétone, méthyl-acétate, éthyl-acétate, butyl-acétate, éthanol, n-butanol	Nillson, 2003
Textiles (coton, laine)	Naphtalène, formaldéhyde	Laursen, 2003
Produits anti-tâches	Butyl-acétate	Glensvig, 2003
Textiles nettoyés à sec	Tétrachloroéthylène	Thomas, 1991
Feuilles de merisiers, pommiers, épinettes de pin	α -pinène, camphène, limonène	Moukhtar, 2006 Rapparini, 2001
Vernis	Chlorobenzène, toluène, mésithylène, éthylbenzène, m,p,o-xylène	Lee, 2003
Poivrons rouges, jaunes et verts	Esters d'acide butanoïque et pentanoïque	Sousa, 2006
Boissons alcoolisées (Vodka)	Aldéhydes (C1-C6) et cétones, éthanol	Wardencki, 2003
Détergents	Alkylbenzènes	Holt, 1992
Emballages composites	Acétone, 3-heptanone, cyclohexane, acide acétique, acide hexanoïque, 3-méthylbutanal, 2-éthylhexanal, aldéhydes linéaires (C4-C12)	Ezquerro, 2002
Maroquinerie	Toluène, benzène	Tang, 2005
Détergent, désodorisant	Benzène, toluène, éthylbenzène, m,p,o-xylène	Nazaroff, 2004

Tableau 3 Emission de COV par différents objets de consommation courante (Lornage, 2006)

1.4.3.1 Impact sanitaire de COV issus de décharges dans une zone d'habitation

Les populations résidant à proximité des décharges sont exposées aux substances chimiques libérées dans l'air.

En 2002, Parker *et al.* publient une liste des 25 COV les plus toxiques issus de décharges (tableau 4). Ces COV sont classés en fonction de leur importance toxicologique sur une échelle variant 4 à 50 (50 étant la toxicité la plus importante). Cette notion d'importance toxicologique est liée à la fois à la toxicité du produit et à la concentration trouvées dans le biogaz.

N°	Composé	Importance Toxicologique
1	Chloroéthane	50
2	Chlorure de vinyle	50
3	Benzène	50
4	2-Butoxy-Ethanol	25
5	Arsenic	25
6	1,1-Dichloroéthane	10
7	Trichloroéthylène	10
8	Tétrachlorométhane	10
9	Méthanal	10
10	Furane	10
11	Hydrogène sulfuré	8
12	1,1-Dichloroéthylène	10
13	1,2-Dichloroéthylène	8
14	1,3-Butadiène	10
15	Mercure	10
16	Sulfure de carbone	8
17	Tétrachloroéthylène	5
18	1,2-Dichloroéthane	5
19	Dichlorométhane	5
20	Chlorométhane	6
21	Trichlorométhane	5
22	Ethanal	5
23	Styrène	5
24	n-Hexane	4
25	Dichlorodifluorométhane	4

Tableau 4 Importance toxicologique des 25 composés prioritaires identifiés par l'US EPA (Chiriac 2004 inspiré de l'US EPA 2002)

Dans ce tableau les composés prioritaires sont les chlorés. Ils sont au nombre de 13. En ce qui concerne les composés aromatiques nous retrouvons uniquement le benzène dans ce tableau. Son importance toxicologique est de 50. Nous pouvons donc supposer que les autres composés aromatiques ont une importance toxicologique moindre (inférieure à 4).

Il est important de noter que le tableau 4 indique la toxicité pour chaque composé individuellement. Néanmoins à ce jour, la toxicité d'un mélange de plusieurs composés reste inconnue. Pour exemple, un mélange de plusieurs composés ne faisant pas partie de ce tableau peut avoir une importance toxicologique identique à celui du benzène.

Un grand nombre de chercheurs font état d'une relation entre problèmes de santé et résidence à proximité d'une décharge.

De par leur toxicité et leur nuisance olfactive (Davoli *et al.*, 2003), les COV issus de décharge en milieu urbain ont fait l'objet d'études portant sur leur impact sanitaire (Environmental Protection Agency (EPA), 1991 ; Kim *et al.*, 2005 ; Kim *et al.*, 2008).

Une grande partie des investigations a été menée sur les COV aromatiques (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes connu sous le nom de BTEX) et chlorés (trichloréthylène, chlorure de vinyle, tétrachloroéthylène etc.) à cause du danger potentiel qu'ils représentent pour les employés des sites ainsi que pour les habitants des régions avoisinantes (Kim et Kim,

2002 ; Zou *et al.*, 2003 ; Kim *et al.*, 2006). Le sulfure d'hydrogène (H₂S) qui est un Composé Inorganique Volatil à l'origine de l'odeur caractéristique des déchets (œufs pourris) est aussi étudié à cause de son impact sanitaire (Muezzinoglu, 2003 ; AFSSET, 2008). Une forte présence d'H₂S est synonyme de forte diffusion de COV. Dans une étude datant de 2005, Kim *et al.* associent une forte quantité d'H₂S émis équivalent à des forts taux de COV aromatiques. H₂S peut être donc considéré comme un traceur olfactif des COV issus des déchets

Selon les études, les maladies mises en cause diffèrent. Néanmoins les auteurs sont unanimes sur le champ d'action de la décharge.

Pour les personnes résidant dans un rayon inférieur à 3 km de la décharge, les risques sont plus grands:

- Dolk *et al.* (The Lancet, 1998), trouve un risque d'anomalies congénitales non chromosomique dans 295 cas sur un total de 511 personnes;
- Elliot *et al.* (2001), détecte chez les femmes un risque de mort fœtale inférieur à 10%;
- Sitruk-Ware *et al.* (1998), estime à 34% l'augmentation du risque de malformation fœtale due à la décharge.

Une enquête menée par Vrijheid *et al.*(2002) sur 245 cas d'anomalies chromosomiques pour 23 décharges en Europe montre que l'incidence de la décharge sur son environnement peut s'étendre à des rayons de 7 km.

Ces études sont importantes car elles évaluent le champ d'action et l'impact sanitaire lié à la décharge. Néanmoins pour des résultats encore plus précis de cet impact il faudrait prendre en compte d'autres facteurs tels que (Goodman, 2007) :

- Temps de résidence de chaque personne à proximité de la décharge ;
- Antécédents familiaux de cancer ou autres maladies ;
- Tabagisme, profession (exposition à d'autres produits toxiques sur le lieu de travail etc.).

Lors d'une étude, il n'est pas toujours évident de disposer d'informations précises permettant de considérer simultanément tous ces facteurs. Cependant, il n'en reste que les rejets des décharges sont nuisibles pour l'homme ainsi que pour l'environnement. Leurs rejets ont un impact non négligeable sur la qualité de vie des riverains.

1.4.3.2 Dispersion de COV issus d'une décharge dans un environnement proche

Comme vu dans la section précédente, la dispersion de COV issus d'une décharge dans un environnement urbain a un impact sanitaire non négligeable. Quelques travaux mettent en évidence cette dispersion. Les conditions météorologiques telles que la vitesse et la direction du vent, la pluviométrie ainsi que la topographique sont les paramètres fréquemment utilisés pour expliquer la dissémination des COV à l'extérieur de la décharge. Pour une décharge en France, Chiriac *et al.* (2009) montrent que la pluviométrie et la topographie sont les 2 facteurs influençant cette dispersion tandis que pour Kim *et al.* (2008) à Dae Gu en Corée du Sud, ces facteurs sont la vitesse et la direction du vent.

Dans toutes les études recensées, aucune ne fait de lien entre dispersion de COV issus d'une décharge, inversion de surface et îlot de chaleur urbain.

La comparaison des effets d'une décharge par rapport à une autre est très délicate. Chaque décharge est unique. Elles ont toutes leurs propres caractéristiques (types de déchets, gestion des déchets), leur propre climatologie (vent, pluie, etc.), leur propre environnement (présence d'autres sources de pollution : usines, routes ; forêt etc.) et comme nous le verrons leur propre type de couverture des déchets.

CHAPITRE II

Instrumentations et Méthodes

I. Présentation de la zone d'étude et des sites de mesure

La Guadeloupe, 453 028 habitants (INSEE, 2011), est un archipel de 1780 km² situé à 1000 kilomètres au Sud du tropique du Cancer, entre 16° et 18° Nord et 61° et 63° Ouest. Cet archipel est constitué d'un ensemble de 7 îles principales et de nombreux îlots coralliens déserts.

Il y a, d'une part la « Guadeloupe proprement dite » constituée de l'ensemble Basse-Terre et Grande-Terre (figure 12) séparées par un étroit bras de mer nommé Rivière Salée et de l'autre les îles proches (au Sud Marie Galante et les Saintes, à l'Est la Désirade). Sur ces différentes composantes la variété des paysages est très importante.

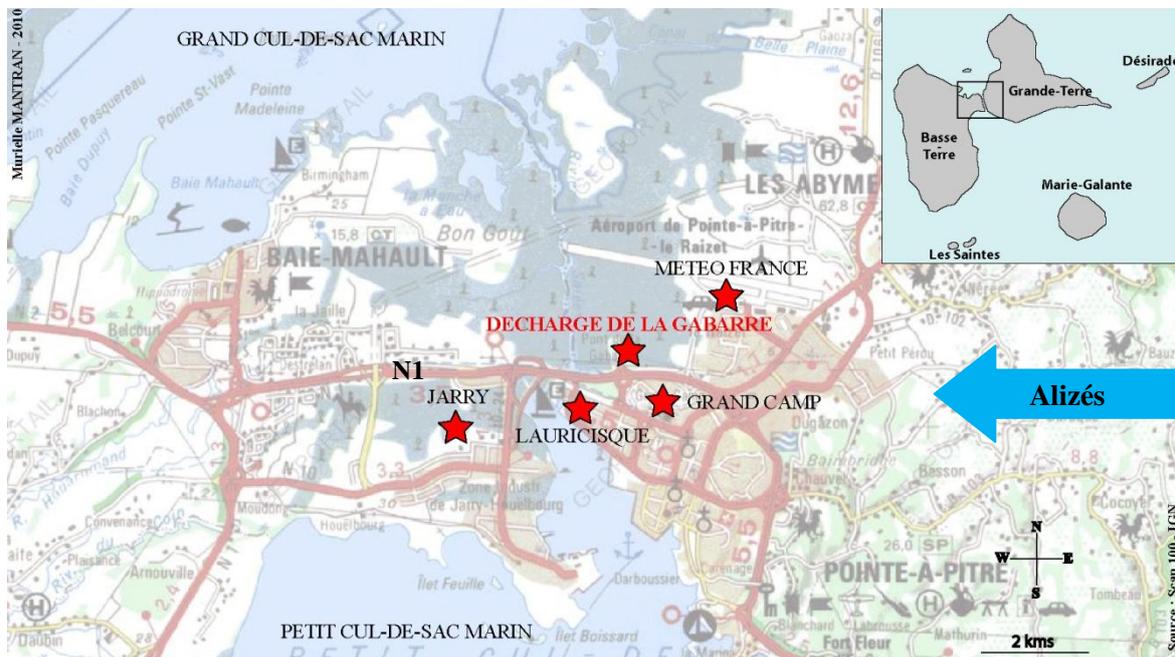


Figure 12 Carte de la Guadeloupe avec un zoom sur la zone d'étude (Mantran, 2010)

La Grande Terre (570 km²) est une vaste table calcaire (Fevre et *al.*, 1999) dont l'altitude maximale (135 mètres) est atteinte au sud de l'île dans les Grands-Fonds. La Basse-Terre (950 km²) est une chaîne massive de montagnes dont l'altitude maximale se situe au Sud de l'île à la Soufrière (1467 mètres). La Rivière Salée séparant les deux îles est entourée de deux bras de mer avec au nord le Grand Cul-De-Sac Marin et au sud le Petit Cul-De-Sac Marin.

I.1 Site de la décharge de la Gabarre

La décharge intercommunale de la Gabarre ou décharge de la Gabarre (latitude: 16°15'33" N, longitude : 61°32'28" O) se localise dans la commune des Abymes au nord ouest de la Grande Terre et à l'est de la Rivière Salée (figure 12). C'est une décharge à ciel ouvert gérée par le Syndicat Intercommunal de Traitement des Ordures Ménagères (SICTOM) de la Guadeloupe. Elle a la particularité d'être située à la fois dans une zone forestière marécageuse et de

mangrove mais aussi à proximité d'une région fortement urbanisée. En effet on retrouve à environ 600 m au Nord : l'aéroport du Raizet, 700 mètres à l'Est (juste en dessous du point Météo France sur la figure 12): le Raizet, 800 m au Sud-Est : Grand Camp, 1200 mètres au Sud-Ouest : Lauricisque et 250 mètres à l'Ouest : la Rivière Salée (Agenda SICTOM, 2004 ; Google Earth).

Le Raizet, Grand-Camp et Lauricisque sont des zones d'habitation en immeubles de 4 étages et quelques uns à 18 étages, tous construits vers 1970. Le tableau ci-dessous donne leurs populations.

	Nombre d'habitants	Densité (habitant/hectare)
Raizet	8179	71
Grand-Camp	5890	95,3
Lauricisque	5465	118,8

Tableau 5 Nombre d'habitants et densité des agglomérations entourant la décharge
(Plan local d'urbanisme Ville des Abymes, 2004)

Les caractéristiques de la décharge (superficie, ancienneté, type de stockage, installations) déterminent les émissions de gaz ; les connaître est donc indispensable pour la détermination des protocoles de mesures. La décharge de la Gabarre se découpe du sud au nord en trois zones.

- La première se compose d'une déchetterie pour le tri (mise en service fin 2003) et d'un pont-bascule de 50 tonnes obligatoire pour les décharges recevant plus de 100 tonnes de déchets journaliers.
- La seconde combine à la fois le hangar pour matériel d'exploitation (bulldozers, compacteurs de déchets, pelle hydraulique), les locaux du groupe industriel Séché Environnement (responsable de la réhabilitation de la décharge qui a débuté en décembre 2010 et qui doit prendre fin au 2^{ème} semestre de 2013) et le centre de tri de déchets industriels banals (DIB) de la société ECODEC spécialisée dans le recyclage des déchets plastiques, des pneumatiques usagés et la fabrication d'écoproduits (opérationnelle depuis mars 2004).
- La troisième, la plus vaste, est l'espace réservé à la collecte de différents types de déchets, le tri n'étant pas encore complètement rentré dans les mœurs.

Au fil des ans, la superficie de la décharge n'a cessé de croître depuis son ouverture en 1973. Avec 5 hectares en 1985 (tableau 6), elle atteint 36 hectares en 2001 (Agenda SICTOM, 2004) et n'a plus beaucoup varié depuis. A l'origine, la décharge se situait dans une zone de mangrove et de forêt marécageuse aux abords de la Nationale 1 N1 (figure 12). Elle s'est étendue vers le nord par remblais successifs pour atteindre les 36 hectares en 2001 (Sylvanise, 2003).

Date	Superficie (hectares)
1985	5
1992	21
1998	33
2001	36

Tableau 6- Evolution de la superficie de la décharge sur 16 ans (SICTOM, 2004)

A ses débuts, le site présentait une topographie plate avec 1 à 2 mètres d'altitude (Sylvanise, 2003). En 2012 le dôme de déchets atteignait une hauteur avoisinant 24 mètres pour une superficie de 12 hectares.

L'exploitation de la Gabarre est entièrement assurée par le Syndicat Intercommunal de Traitement des Ordures Ménagères (SICTOM) de la Guadeloupe. Le SICTOM Guadeloupe est un regroupement de communes mettant en commun leurs moyens techniques et financiers pour la gestion des déchets.

Durant ces 3 dernières décennies le nombre de communes membres du SICTOM de la Guadeloupe n'a cessé de croître. A sa genèse en 1973, le SICTOM de la Guadeloupe se nommait le SICTOM de l'Agglomération pointoise et ne comprenait que 4 communes (Abymes, Pointe-à-Pitre, Gosier, Baie-Mahault). Jusqu'en 2008, les déchets collectés par la Gabarre étaient uniquement ceux de la Guadeloupe « proprement dite » (Grande-Terre, plus certaines communes de Basse-Terre). A partir de 2010, les déchets de certaines dépendances (Marie-Galante ; les Saintes) sont acheminés par barge jusqu'au port de Jarry puis par camion à la Gabarre. Cette même année, la Gabarre devient l'unique décharge de la Grande-Terre. Au final en 2012 le SICTOM de la Guadeloupe compte 19 communes : Abymes, Anse-Bertrand, Baie-Mahault, Désirade, Gosier, Goyave, Morne-à-l'eau, Moule, Petit-Bourg, Petit-Canal, Pointe-à-Pitre, Port-Louis, Sainte-Anne, Saint-François, Terre-de-Bas, Terre-de-Haut et la communauté de communes de Marie-Galante : Grand-Bourg, Saint-Louis et Capesterre.

L'augmentation du nombre de communes adhérentes va donc engendrer une augmentation du tonnage annuel. Entre 2002 et 2010, ce tonnage annuel va quasiment quadrupler (passage de 56 439 tonnes à 214 168 tonnes, voir tableau 7).

	2002	2003	2008	2009	2010
Tonnage annuel	56 439,35	69 478,46	214 735,55	227 481,48	214 168,37

Tableau 7 Tonnage annuel des déchets
(Agenda SICTOM, 2004; Note d'information SICTOM, 2008, 2009, 2010)

Au fil des ans, la nature des déchets collectés à la Gabarre à évolué. Avant le Plan Régional d'Élimination des Déchets Dangereux (PREGEDD) de 2008, le site recevait en plus des ordures ménagères tous types de déchets dangereux : solvants, Véhicules hors d'Usage (VHU), piles et batteries etc. Suite à la mise en place du PREGEDD en 2008, les déchets dangereux sont maintenant officiellement collectés par des organismes spéciaux puis redirigés vers l'hexagone pour traitement. Normalement, après 2008 la Gabarre totaliserait uniquement les ordures ménagères. Mais la réalité est tout autre. La fraction des déchets dangereux a effectivement diminué néanmoins le tri n'étant pas parfaitement en place, nous retrouvons bon nombre de ces déchets dans les ordures ménagères

Selon la documentation fournie par le SICTOM, la Gabarre collecte uniquement les déchets solides. Nous présentons brièvement le type de déchets solides que collecte la décharge en plus des ordures ménagères : bois, boues de station d'épurations, déchets d'abattoirs, verre, refus de tri, granulé de vinasse etc. (Agenda SICTOM, 2004 ; Note d'information du SICTOM, 2008-2010).

Les deux approches majeures de la conception et l'exploitation des décharges à ciel ouvert sont (US EPA, 1991) :

- La méthode de tranchée (MT) ;
- La méthode de surface (MS).

La méthode de tranchée est plus appropriée pour les terrains plats ou légèrement ondulés avec une faible nappe phréatique. Des tranchées journalières sont creusées avec une certaine longueur et profondeur. Les déchets sont étalés sous forme de couche puis compactés avant qu'une autre couche soit appliquée.

Au contraire si la nappe phréatique est importante on applique la méthode de surface. Les déchets sont étalés à même le sol sous forme de couche, compactés (figure 13) et recouverts avec une couche de matériaux (si possible terre végétale) capable de supporter de la végétation.



Figure 13 Compacteur à pied de mouton (engin à gauche) en action à la Gabarre

Une technique commune aux 2 méthodes d'exploitation est la cellule d'enfouissement (US EPA, 1991). Une cellule est généralement conçue pour recevoir des déchets journaliers et est refermée à la fin de la journée. Les déchets sont compactés dans la cellule. Après compactage, il est nécessaire que ces derniers soient recouverts de matériaux capables de supporter de la végétation (terre végétale par exemple).

Sur le site de la Gabarre, du fait de la proximité de la mangrove, le problème de la nappe phréatique se pose. Pour ce qui concerne les ordures ménagères qui représentent près de 60 % du tonnage annuel (Note d'information SICTOM, 2008, 2009, 2010), les déchets journaliers ne sont pas placés dans des cellules d'enfouissement. Ils sont uniquement étalés en vrac sur des aires ou plate-forme de stockage, compactés à même le sol et recouverts avec une couche de tuf calcaire pour éviter odeurs et prolifération des insectes (Sylvanise, 2003). Cet empilement de couches « déchets plus tuf » successives donne lieu à un « mille feuilles de déchets » (figure 14) se présentant sous forme de dôme.



Figure 14 Exemple d'une coupe verticale du mille feuilles déchets plus tuf

Le dôme de déchets est sur 12 hectares. Ce qui représente un tiers de la surface totale de la Gabarre (36 hectares). La figure 15 présente la partie émergente du dôme.



Figure 15 Vue du dôme de déchets

Notons que le tuf n'est pas propice à l'apparition de végétation. La méthode appliquée à la Gabarre se rapproche de la méthode de surface.

Sur le site de la Gabarre, les deux types de fermentation permettant la dégradation des déchets sont donc présents.

I.2 Campagne de mesures - Les différents sites

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés à la dispersion des polluants dans l'environnement autour de la décharge. Plusieurs mesures physiques et chimiques ont ainsi été réalisées en différents points de l'agglomération pointoise afin de mettre en évidence les caractéristiques de cette pollution. La présentation des méthodes employées et des résultats obtenus fait l'objet des paragraphes suivants.

Les différents points de mesure correspondent à différents types d'environnements (urbain, périurbain, naturel, maritime...)

Les mesures sont effectuées de façon à ce que des analyses par transects soient possibles suivant différentes directions : Nord, Sud, Est, Ouest (figure 16).

Le tableau ci-dessous indique le numéro et la lettre affecté à chaque point de mesure, le lieu de la pose, et les coordonnées GPS :

Numéro	Lieu	Latitude N	Longitude O	Type de mesures	Zone du site	Trafic Routier
1	Manche à Eau	16° 16' 34"	61° 33' 27"	T	Maritime	-
2	Rivière Salée	16° 15' 38"	61° 32' 91"	T	Maritime	-
3	Alliance	16° 16' 10"	61° 33' 15"	C, T	Périurbaine	I
4	Mangrove	16° 16' 03"	61° 33' 12"	C, T	Rurale	M
5	Décharge (au fond)	16° 15' 30"	61° 32' 27"	T	Source	F
6	Décharge (devant)	16° 15' 18"	61° 32' 32"	C, T	Périurbaine	M
7	Mini Foot (Grand-Camp)	16° 15' 05"	61° 32' 40"	C, T	Urbaine	M
8	Le Lagon (Lauricisque)	16° 15' 01"	61° 32' 45"	C, T	Urbaine	M
9	Chicanes	16° 15' 12"	61° 32' 24"	C, T	Urbaine	M
10	Résidence Marbri	16° 15' 06"	61° 32' 08"	T	Urbaine	M
11	Capitaines Murphy	16° 15' 10"	61° 32' 23"	T	Urbaine	M
12	Météo France (bureaux)	16° 15' 44"	61° 31' 38"	S, N	Périurbain	F
13	Quartiers	16° 15' 12"	61° 31' 58"	C, T	Urbaine	M
14	Aéroport MF (capteurs Météo France)	16° 15' 47"	61° 30' 53"	C, T, FF, RR, DD, R	Périurbaine	I
15	Terrain Agathon	16° 15' 20"	61° 33' 15"	C	Périurbaine	I
16	Fond Sarail	16° 15' 44"	61° 34' 31"	C	Périurbaine	M
17	Papyrus	16° 15' 25"	61° 32' 07"	C	Urbaine	F
18	Sous le pont de l'Alliance	16° 16' 16"	61° 32' 55"	C	Rurale	I
A	SODAR PA0	16° 15' 29"	61° 32' 27"	FF, W, INVMI	Périurbaine	F
B	Gwad'Air Raizet	16° 15' 40"	61° 31' 37"	C, T	Périurbaine	F
C	Gwad'Air Pointe-à-Pitre	16° 14' 32"	61° 32' 29"	C, T	Urbaine	M
D	Gwad'Air Baie-Mahault	16° 15' 22"	61° 35' 25"	C, T	Urbaine	F

Tableau 8 Coordonnées GPS et type de mesures pour les différents sites

Légende Tableau

T : température

C : analyse chimique

FF : vitesse horizontale du vent

INVMI : inversion mesurée par SODAR.

S : sondage Météo France

DD : direction du vent N : nébulosité

RR : pluviométrie

R : rayonnement

W : vitesse verticale du vent

I : important

M : modéré

F : faible

- : aucun

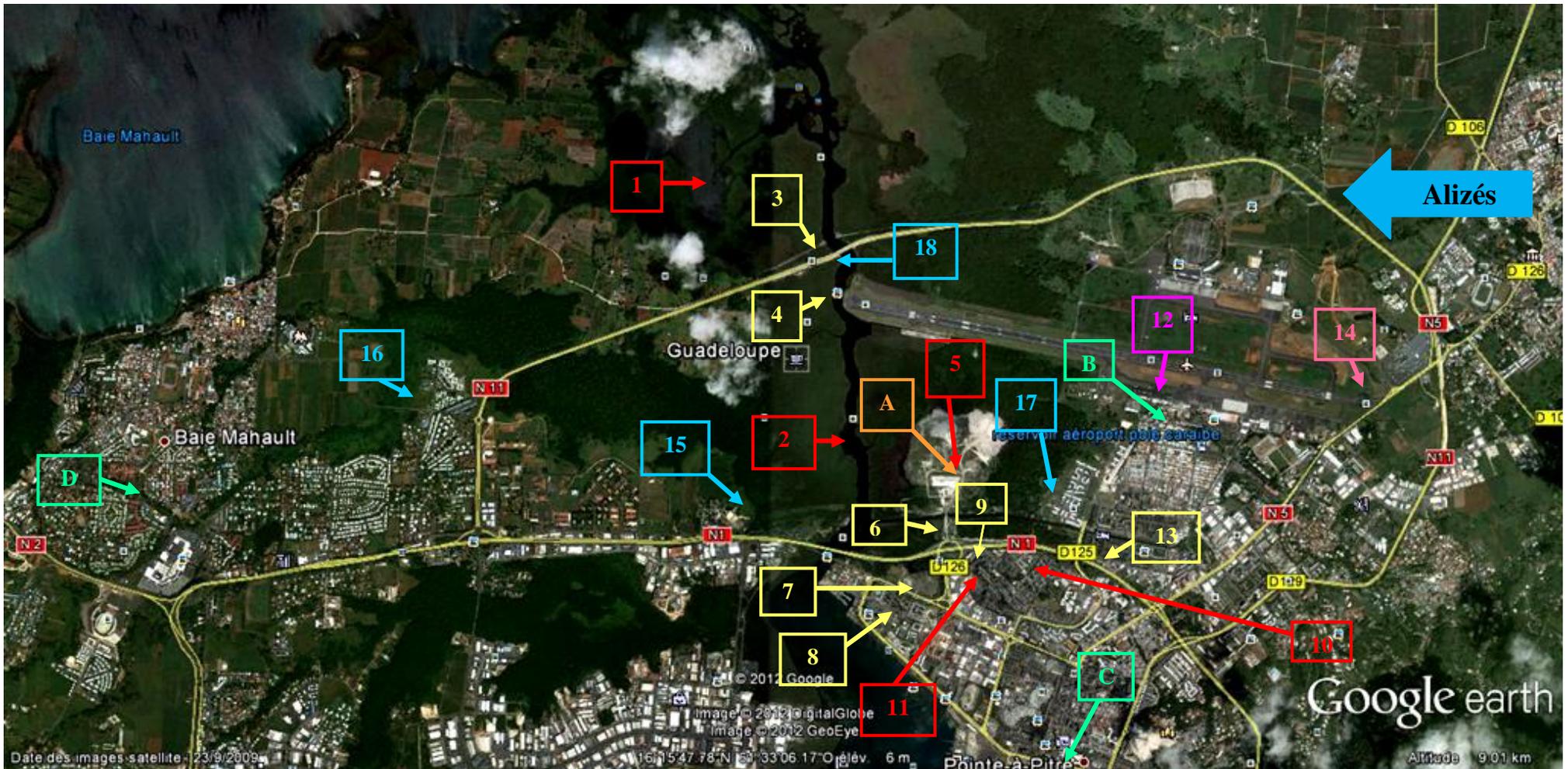


Figure 16 Répartition spatiale des différents points de mesure de l'étude

Légende Figure

- Mesure de température (ACR + EBRO)
- Mesure MS 200
- MS 200+Mesure température (ACR)

- Mesure SODAR
- Mesure Météo France
- Mesure Météo France + MS 200

- Réseau GWAD' AIR

I.3 Climatologie de la zone d'étude

La dissémination des polluants dans l'atmosphère dépend de l'intensité du brassage de l'air dans la couche limite atmosphérique (CLA) et de l'altitude de celle-ci. Plus l'altitude de la CLA est basse et plus la pollution atmosphérique locale est importante (Baumbach et Vogt, 2003). La dispersion des polluants issus de la décharge dans ses alentours dépend des conditions météorologiques synoptiques et locales.

En Guadeloupe, pour des conditions diurnes, les alizés (vent d'Est) permettent un transport des masses d'air vers l'Ouest (Figure 12) et la convection crée une forte dilution des polluants dans la CLA. Le cycle journalier des alizés diffère en fonction des différents régimes de vent. On distingue en effet trois principaux régimes de vent sur l'archipel guadeloupéen (Brévignon, Atlas Climatique, 2003):

- Le régime des côtes-au-vent, côtes Est de la Grande-Terre et Sud-Est de la Basse-Terre;
- Le régime de la côte sous-le-vent ou côte ouest de la Basse-Terre;
- Le régime continental insulaire, dans les terres, compris entre les régimes des côtes-au-vent et sous le vent.

Notre zone d'étude est soumise au régime continental insulaire. Pour ce régime, en période diurne les alizés ne sont pas perturbés dans les basses couches atmosphériques ce qui n'est pas le cas en période nocturne. En début de nuit, en raison de la topographie de l'île; le refroidissement radiatif du sol forme une pellicule d'air froid qui rejette l'alizé en altitude et à l'extérieur de l'île laissant place aux phénomènes locaux. A la Gabarre, le soir, dans les basses couches atmosphériques (en dessous de 300 mètres au Raizet ; Brévignon, Atlas Climatique 2003) on observe une accalmie des alizés. En présence de vent faible (vitesse de vent inférieure à 2 m/s) voire nul, un accroissement de la pollution est donc possible dans cette zone.

II. Mesures météorologiques mises en œuvre pour déterminer la stratification verticale de la CLA.

II.1 Mesures par le SODAR Remtech PA0

II.1.1 Principe de la mesure SODAR

Les SODARS (Sound Detection And Ranging) sont des outils de télédétection qui donnent accès aux profils des trois composantes du vent (u , v et w) sur une tranche d'atmosphère.

Durant ces dernières décennies, l'utilisation de SODARs Doppler a fortement augmenté (Crescenti, 1997). La détermination des paramètres de la CLA (Coulter, 1979 ; Beyrich, 1995; Gassmann et Mazzeo, 2001 ; Tampieri et Maurizi, 2003; Fisch et Dos Santos, 2008; Neff et *al.*, 2008; Kallistratova et *al.*, 2009), les recherches en matière de pollution atmosphérique (Gera et Singal, 1990 ; Crescenti, 1994), brises de mer ou de terre (Giannini et al 1997) et îlot de chaleur urbain (Yushkov 2008) ont grandement bénéficié des techniques de sondage acoustique.

Le SODAR Doppler existe sous 3 configurations (Crescenti, 1997) :

- Mono-statique, émetteur et récepteur colocalisés. Trois antennes émettrices-réceptrices sont utilisées pour cette configuration;
- Bi-statique, émetteur et récepteur distant avec un écart pouvant varier de 100 à 300 m;
- « Phased-Array » ou multi-éléments (figure 16). Version modifiée du système à trois axes mono-statiques. Au lieu d'utiliser trois antennes plates qui ont 1 à 2 m de diamètre, un tableau d'émetteurs-récepteurs pointé vers la verticale est utilisé. Chaque émetteur-récepteur mesure environ 10 cm de diamètre et leur nombre varie entre 20 et plus de 100.

Les SODARs fonctionnent sur le principe de la rétrodiffusion acoustique (figure 17). Des transducteurs (cristaux piézoélectriques) sont utilisés pour générer des impulsions acoustiques émises directement dans l'atmosphère. Les fréquences de ces impulsions varient entre 1000 et 4500 Hz ce qui correspond à une longueur d'onde entre 8 et 34 cm. Quand l'onde sonore se propage à travers l'atmosphère, une fraction de son énergie est rétrodiffusée par des inhomogénéités de température de petite échelle (environ 10-30 cm), dont l'échelle est similaire à celle de la longueur d'onde de l'impulsion acoustique. Ces inhomogénéités de température sont produites par la turbulence dans des régions ayant de forts gradients de température, des couches d'inversions, des couches de cisaillement du vent, ou des panaches thermiques produits par des surfaces plus chaudes (Crescenti, 1998).

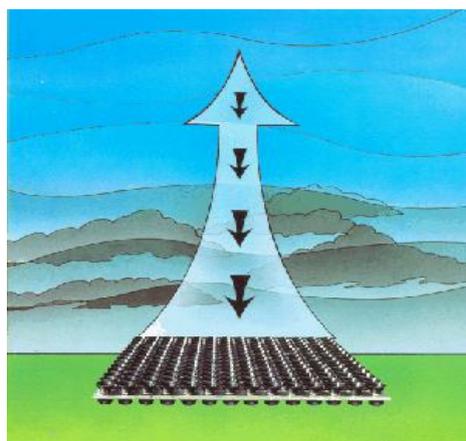


Figure 17 Principe de la rétrodiffusion pour un système "phased array" (Remtech, 2008)

Selon Little (1969), en supposant une atmosphère homogène, une turbulence isotropique et l'existence d'une inertie de Kolmogorov; la puissance diffusée en air sec par unité de volume,

par unité de flux incident et par angle solide pour une configuration bi-statique s'écrit de la manière suivante :

$$\sigma(\theta_s) = 0.03k^{1/3} \cos^2\theta_s \left(\frac{C_v^2}{C_s^2} \cos^2\frac{\theta_s}{2} + 0.13 \frac{C_T^2}{T^2} \right) \left(\sin\frac{\theta_s}{2} \right)^{-11/3}$$

avec θ_s l'angle de diffusion de la direction initiale de propagation des faisceaux acoustiques, k le nombre d'onde acoustique ($k = 2\pi/\lambda$, λ étant la longueur d'onde acoustique), C_s la vitesse du son et T la température de l'air ambiant.

Les fonctions de structure de la température C_T^2 et de la vitesse C_V^2 sont définies comme étant :

$$C_T^2 = \left[\frac{T(z) - T(z + \Delta z)}{\Delta z^{1/3}} \right]^2$$

$$C_V^2 = \left[\frac{V(z) - V(z + \Delta z)}{\Delta z^{1/3}} \right]^2$$

où les mesures de température T et de vitesse V sont effectuées sur une distance verticale finie Δz .

Suite à l'émission de la pulsation acoustique dans l'atmosphère, un récepteur à la surface reçoit et amplifie le signal rétrodiffusé (Crescenti 1997). Ce signal rétrodiffusé est échantillonné et enregistré numériquement. Une transformée de Fourier est généralement employée pour calculer les principales fréquences des signaux rétrodiffusés.

Le déplacement Doppler, qui est la différence entre les fréquences transmises f et les fréquences rétro diffusées f_s , est directement proportionnel à la vitesse radiale du vent tout le long de l'axe du faisceau acoustique. L'expression de la vitesse radiale du vent V_r le long de l'axe du faisceau pour un émetteur-récepteur colocalisé est :

$$V_r = -\frac{C_s}{2} \left(\frac{f_s}{f} - 1 \right)$$

II.1.2 Caractéristiques des systèmes mono-statique et bi-statique

Chaque configuration présente ses avantages et ses inconvénients. Les systèmes mono-statiques ne requièrent pas de grand espace au sol contrairement aux systèmes bi-statiques. Les mono-statiques doivent se fier uniquement à l'inhomogénéité des températures (turbulence thermique) des signaux acoustiques rétro diffusés tandis que le bi-statique est capable de recevoir les signaux rétrodiffusés par la turbulence aussi bien thermique que mécanique (cisaillement de vent). Les antennes mono-statiques demandent plus de protection acoustique et sont plus sensibles aux bruits de fond à cause des nombreuses interférences régissant l'émission et de la réception du signal.

II.1.3 Limite de la mesure SODAR

Les principales limites de cet instrument sont sa gamme de mesure (selon le type de SODAR) pour l'étude de la CLA en continu ainsi qu'une diminution des données disponibles en fonction de situations climatiques particulières (notamment une CLA de profil adiabatique durant l'après midi) ou du bruit ambiant (Baumann et Piringer, 2001).

II.1.3 1 Portée verticale

Le SODAR peut suivre le sommet de la CLS en continu ; néanmoins, pour la CLC c'est uniquement lors de la première moitié de la journée que son évolution peut être suivie. Durant l'après midi soit son sommet est à l'extérieur de la gamme de mesure de l'appareil, soit le gradient de température potentielle devient trop faible pour une réflexion des ondes sonores (Piringer et Baumann, 1999 ; Emeis et *al.*, 2004). Les ondes sonores étant amorties efficacement dans l'atmosphère, la portée verticale des SODARs est inférieure à celle de la télédétection optique (Lidar) (Emeis et Schâfer, 2006).

II.1.3 2 Situation climatique

La stabilité atmosphérique (Contini et *al.*, 2008) tout comme le critère saisonnier influe sur le rendement de l'instrument. Avec une convection plus prononcée en été qu'en hiver, la portée verticale est plus importante en été (Crescenti, 1998).

II.1.3 3 Problème lié au bruit ambiant

Le facteur limitant dans la détermination de la vitesse du vent est généralement la part du bruit ambiant dans le signal rétrodiffusé (Neff et Coulter, 1986). Le SODAR doit donc être en mesure de différencier le signal rétrodiffusé par effet Doppler de tous les bruits de fond.

Les sources occasionnant du bruit peuvent être classées en 2 catégories (Crescenti, 1998) :

- Actif (objet en mouvement réfléchissant les impulsions acoustiques émises) ou passif (objet fixe reflétant les impulsions acoustiques émises),
- Large bande (fréquence aléatoire) ou bande étroite (fréquence fixe).

Les principaux bruits de fond sont les actifs à large bande (trafic routier, avion, installations industrielles etc.). Ces sources créent un signal à large bande qui peut chevaucher les bandes de fréquence utilisées par le SODAR. Le rapport signal sur bruit va diminuer ce qui engendre une baisse de la portée maximale de l'appareil car les signaux rétrodiffusés ne peuvent être différenciés du bruit actif à large bande. Généralement, ces sources ont un caractère répétitif quotidien, hebdomadaire ou saisonnier.

Voici une liste des autres catégories pouvant occasionner du bruit ainsi que des exemples :

- Actif à bande étroite : les bips de marche arrière (sur les camions, bulldozer etc.), éolienne, oiseaux, insectes etc. ;
- Passif : bâtiments, arbre, ligne de transmission etc

Des conditions climatiques comme de fortes précipitations (pluie) peuvent aussi augmenter le bruit ambiant (Baumann et Piringer, 2001).

Face à toutes ces contraintes, l'utilisation de ce type d'instrument en milieu urbain s'avère très complexe. Pour une efficacité optimale, les terrains plats sans obstacles sont préconisés. Ce type d'espace se trouvant plutôt en milieu rural, pour la mesure en zone urbaine des toits de bâtiments sont privilégiées (Yushkov, 2008 ; Kallistatrova et *al.*, 2009).

Néanmoins malgré toutes ces contraintes, le SODAR obtient de bons résultats lors d'études des paramètres de la CLA (turbulence, hauteur etc.). Parmi les différents systèmes de télédétection, le SODAR est le plus utilisé. Selon Beyrich (1997), il n'existe aucun système respectant tous les critères pour la détermination de la CLA (voir tableau 9). Ils sont tous complémentaires. Noter que dans le tableau, les notes entre parenthèses indiquent que la fonction correspondante n'est pas standard (disponible en option).

	Fonctionnement En continu	Haute résolution pour h< 200m	Plage couverte 2-3 km	Mesures liées à la turbulence/au mélange
Systeme in situ				
Radiosonde	-	(X)	X	-
Ballon captif	-	X	-	(X)
Mât météo	X	(X)	-	X
Avion	-	-	X	X
Télédétection				
Lidar	(X)	(X)	X	(X)
Sodar	X	X	-	X
Radar	X	-	X	X

Tableau 9 Evaluation critique des différents systèmes de mesure pour la détermination de la CLA (Beyrich, 1997)

II.1.4 SODAR PA0

Le PA0 dont nous disposons est un SODAR Doppler mono statique de type « phased array ». C'est l'un des plus petits profileurs de vent (12 kg avec support). Il est constitué d'une antenne extérieure unique et plate et d'un boîtier électronique (ordinateur, électronique d'émission-réception + amplificateur de puissance) (figure 18 et 19).

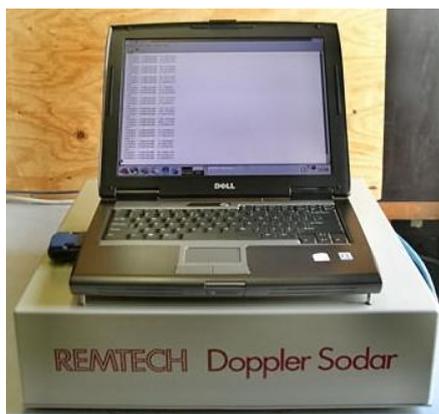


Figure 18 Boitier électronique



Figure 19 Antenne extérieure

L'antenne, constituée de 52 transducteurs de type Motorola/Remtech, commute entre les modes émission et réception. Le système assure le contrôle des faisceaux de l'antenne qui sont dirigés électroniquement. Quatre d'entre eux sont inclinés afin de fournir la composante horizontale de la vitesse du vent et le dernier est orienté verticalement pour fournir la composante verticale du vent.

Durant la pulsation électronique (ou « Bip »), 9 fréquences sont émises avec une fréquence centrale de 3,5 kHz. La puissance acoustique du PA0 est de 3 W.

Sa plage de mesure se trouve entre 0 et 50 m/s pour la vitesse horizontale et entre -4 et $+4$ m/s pour la vitesse verticale. La hauteur minimale de mesure est de 20 m pour une portée moyenne de 700 m (bruit ambiant 40 dBA, température de l'air 15°C, humidité relative 70 %) avec une résolution verticale de 10 m.

Outre sa fonction de profileur de vent, il existe de nombreuses options (détection automatique des inversions, calcul automatique des hauteurs de mélange, détection automatique des classes de stabilité, estimation du gradient de température) permettant d'étudier la structure de la CLA. Le PA0 dont nous disposons a pour option la détection automatique des inversions. Cette option fournit directement et en temps réel la hauteur de la couche d'inversion. Elle applique des algorithmes basés sur une reconnaissance de forme du profil vertical du signal rétrodiffusé, des composantes du vent et de la turbulence. La détection automatique des inversions requiert comme option de calcul l'écart-type de la vitesse verticale ainsi que l'écart-type de la direction (Remtech, 2008).

Le programme de détection des inversions se déroule en deux étapes. Durant la première étape, 3 types de profils sont distingués : pas de couche d'inversion, une inversion de surface (au sol) et une inversion de subsidence (élevée). Lors de la seconde étape, les profils verticaux sont testés. Les inversions citées lors de la première étape sont divisées en quatre classes finales : activité thermique, fine couche d'inversion au sol, inversion élevée avec plafonnement d'activité thermique ou épaisse couche d'inversion au sol. Conjointement, l'épaisseur de l'inversion de surface ou la hauteur de la base de l'inversion élevée sont estimées dans cette procédure (Keder, 1999).

L'utilisation du PA0 sur le site de la Gabarre nécessite la prise en compte de nombreux problèmes. Le premier est la gêne occasionnée par le bruit provenant de l'instrument pour les

salariés du site et le gardien la nuit. Le second est d'éloigner l'appareil des sources d'alimentation électrique pour éviter les interférences. Le dernier est la complexité topographique du site de la décharge et la circulation incessante de nombreux chiffonniers surtout la nuit.

Il a donc fallu choisir un site assez central dans la décharge et des conditions expérimentales permettant de :

- protéger l'appareillage d'éventuelles dégradations ;
- empêcher l'intrusion d'animaux (chiens, rats, etc.) ;
- éviter au maximum la pollution sonore venant du sol (voiture, camion, bulldozer etc-).

D'où la confection d'un caisson dont les caractéristiques physiques ont été définies de façon à tenir compte des contraintes du milieu.

Tous ces critères ont permis l'ébauche de l'esquisse suivante :

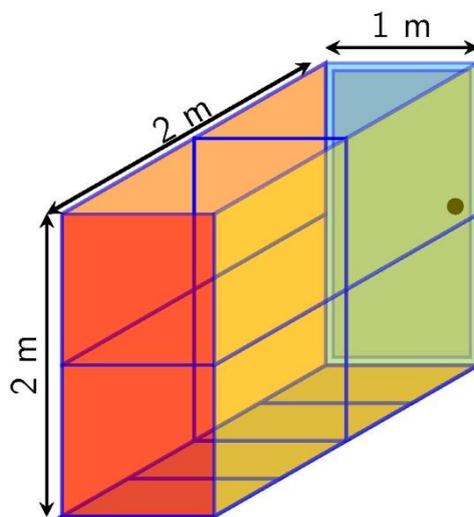


Figure 20 Esquisse du caisson

Nous avons donc réalisé un caisson de deux mètres de longueur et de hauteur pour un mètre de largeur.

L'isolation thermique a été effectuée à partir de plaques de mousse avec deux parois externes en film d'aluminium. L'étanchéité est réalisée à partir de silicone que l'on applique dans toutes les jointures. Au départ, ce caisson devait être parfaitement autonome en énergie et étanche via l'utilisation de panneaux solaires. Mais vu les difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre du système d'alimentation solaire, nous nous sommes finalement directement branchés sur le réseau électrique du SICTOM en reliant notre caisson à la terre.

Pour que l'unité centrale dans le caisson ne souffre pas de la chaleur, nous avons dû installer un climatiseur de 9000 btu. Entre l'ébauche de l'esquisse, la confection du caisson (figure 21) et l'installation sur le site (figure 22), l'élaboration et la mise en œuvre du dispositif expérimental ont duré 9 mois.



Figure 21 Confection du caisson dans l'atelier avec le doctorant (à gauche) et un technicien de notre laboratoire (à droite)



Figure 22 SODAR PA0 sur le site de la Gabarre avec l'antenne fixée au dessus du caisson

Après plusieurs mois de test effectués de juillet 2009 à avril 2010 sur le toit du bâtiment enseignement de la Faculté de Sciences Exactes et Naturelles de l'Université des Antilles et de la Guyane ainsi que sur la décharge lors de son installation, nous avons pu évaluer l'influence du bruit ambiant sur la portée moyenne du PA0 puis optimiser les conditions de fonctionnement.

Pour une atmosphère à 15°C et 70% d'humidité, la société Remtech trace l'évolution de la portée moyenne en fonction du bruit ambiant pour ces différents systèmes. La courbe numéro 1 de la figure 23 correspond au PA0.

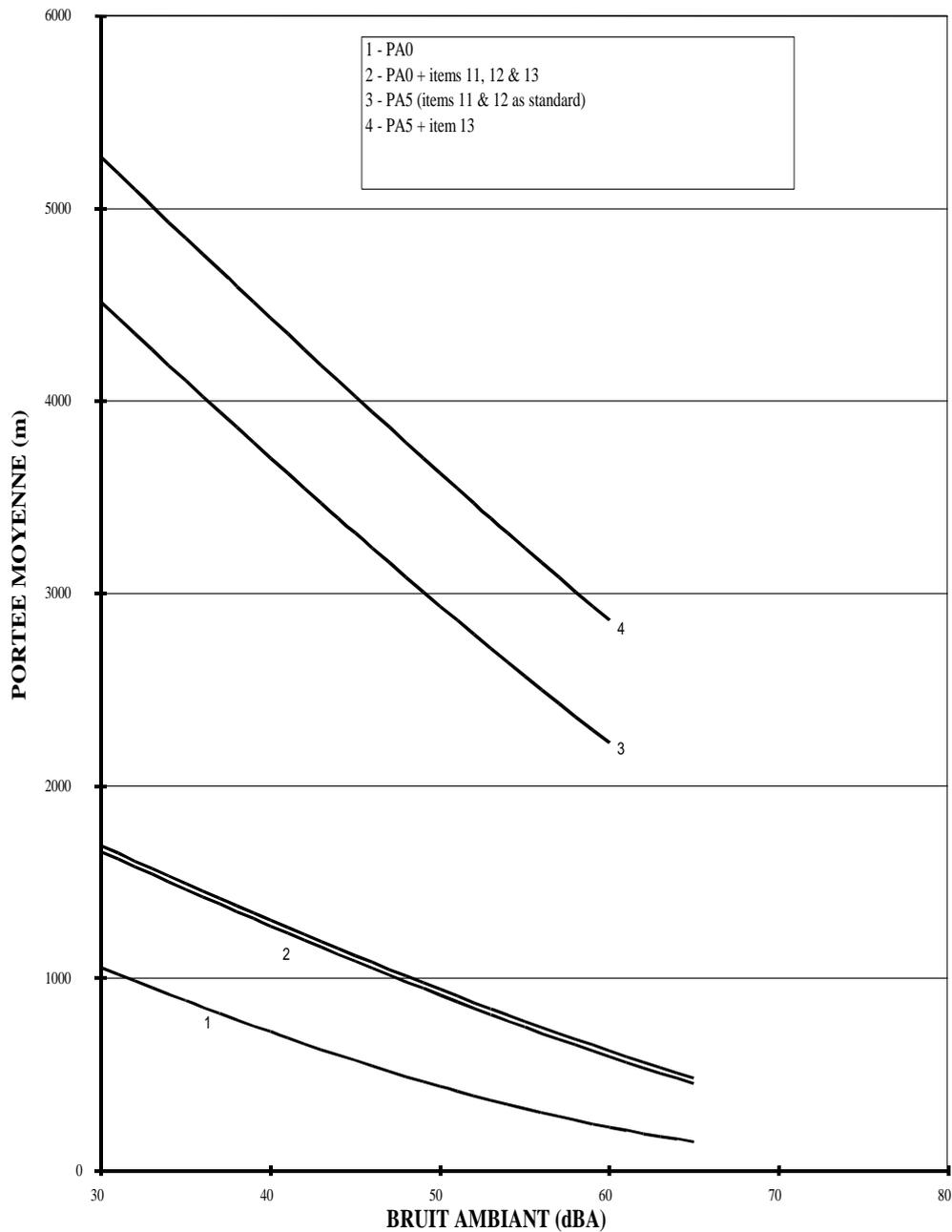


Figure 23 Courbes REMTECH donnant l'altitude moyenne atteinte dans une atmosphère standard (15°C, 70 % d'humidité) pour différents SODAR en fonction du bruit ambiant (Remtech, 2008)

Comme l'antenne du PA0 mesure le bruit ambiant, par projection orthogonale des différents points de la courbe 1 sur l'axe des abscisses nous pouvons établir une équation permettant de calculer la portée moyenne du SODAR PA0 en fonction du niveau de bruit (figure 24).

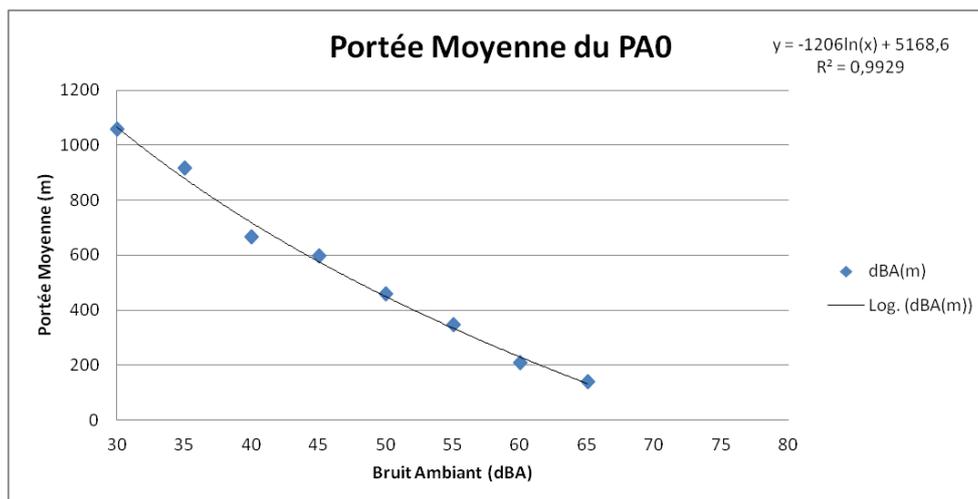


Figure 24 Portée moyenne du PA0 en fonction du bruit ambiant

L'équation permettant de calculer la portée moyenne en fonction du bruit ambiant est donc :

$$y = -1206 \ln x + 5168,6$$

avec x le bruit ambiant fournie par le SODAR.

Le tableau 10 compare la portée moyenne constructeur et celle calculée avec l'équation précédente.

Bruit (dBA)	Portée moyenne constructeur (m)	Portée moyenne calculée (m)	Pmc-Pm (m)
30	1056	1067	11
35	917	881	-36
40	667	720	53
45	597	578	-19
50	458	451	-7
55	347	336	-11
60	208	231	23
65	139	134	-5
70	-	-	/
75	-	-	/

Tableau 10 Comparaison entre la portée moyenne fournie par le constructeur et la portée moyenne calculée

Légende tableau

- : pas de données constructeur

Pmc-Pm : différence entre la portée moyenne calculée et constructeur

/ : calcul non réalisable

En utilisant l'équation précédente pour calculer la portée moyenne, le biais moyen est de plus ou moins 20m ce qui est un résultat satisfaisant.

Les figures 25 et 26 sont des courbes caractéristiques du bruit ambiant au niveau du toit du bâtiment d'enseignement à l'université ainsi qu'à la décharge.

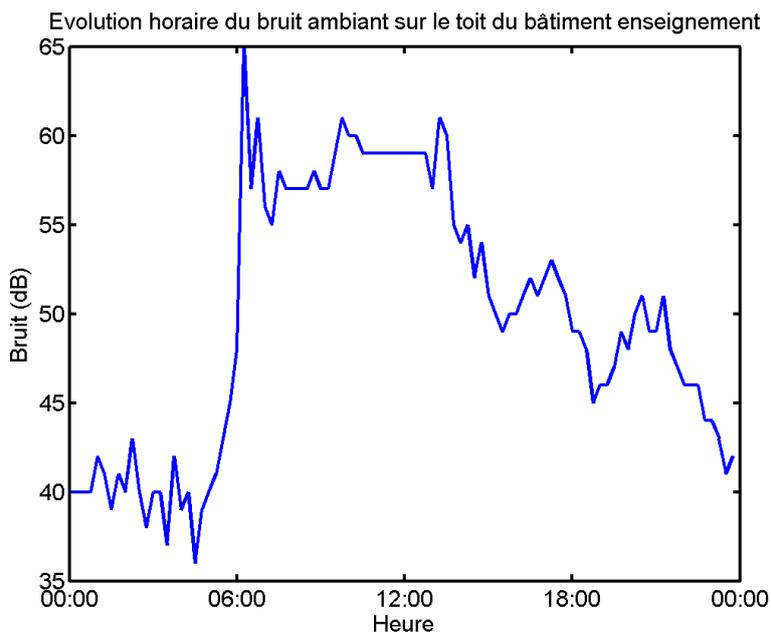


Figure 25 Cycle journalier typique du bruit ambiant sur le toit du bâtiment enseignement de la Faculté de Sciences Exactes et Naturelles de l'Université des Antilles et de la Guyane

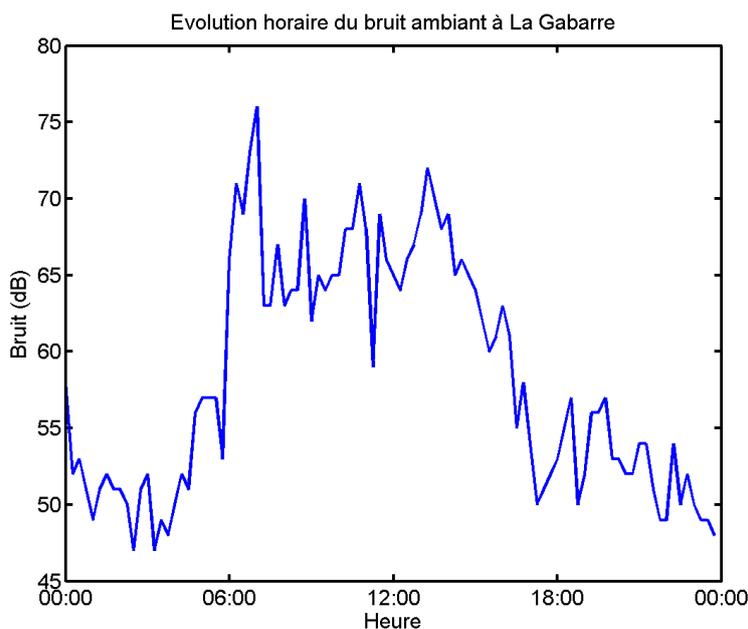


Figure 26 Cycle journalier typique du bruit ambiant sur la décharge de la Gabarre

Les deux courbes de la figure 25 et 26 ont presque la même allure. Un niveau de décibel moins élevé entre 0h et 6h puis une forte augmentation après 6h causée par l'activité anthropique qui reprend. A partir de 17h le bruit ambiant tend à diminuer dans les 2 cas. Sur la figure 25 on observe 2 pics, l'un entre 6h et 8h (77 dBA) correspondant au flux important d'engins acheminant les déchets vers le dôme puis un autre légèrement moins important (72 dBA) correspondant à la reprise des activités moins intensives qu'en début de matinée.

En termes d'intensité les amplitudes sont plus importantes à la décharge. Entre 6h et 8h 77 dBA à la Gabarre contre 65 dBA sur le toit du bâtiment enseignement. Même pour les valeurs minimales (entre 0h et 6h) elles sont plus importantes : environ 47 dBA à la Gabarre contre 37 dBA sur le toit du bâtiment enseignement. Cet écart fréquent de l'ordre de 10 dBA entre la décharge et l'Université a un gros impact sur la portée moyenne. Pour exemple en considérant la portée moyenne entre 6h et 8h pour les 2 sites, avec l'équation 65 dBA à l'Université correspondent à 134m (tableau 8) tandis que 77 dBA à la Gabarre correspondent à 0m. Ce résultat démontre que durant les heures de forte circulation à la décharge le rendement de l'appareil peut être quasi nul. Pour les conditions nocturnes, les valeurs sont généralement comprises entre 47 et 57 dBA ce qui devrait correspondre à une portée moyenne comprise entre 293 et 525m.

Cependant les résultats théoriques de la portée moyenne sont valables uniquement lorsque la mesure SODAR est stabilisée.

Sur le site de la décharge de nombreuses coupures d'électricité nocturne sont à déplorer empêchant des mesures en continu de l'appareil. Pour des mesures en continu réalisées sur le toit du bâtiment enseignement de la Faculté des Sciences de l'Université des Antilles et de la Guyane début 2010, la portée moyenne nocturne était de 300m tandis qu'elle n'est que de 120m sur le site de la Gabarre

Ces coupures d'électricité ont un impact considérable sur le rendement de certaines mesures. Après arrêt et redémarrage, la réinitialisation du SODAR est d'1h pour les mesures de vent : direction et vitesse horizontale, vitesse verticale ainsi que l'écart type de ces paramètres. Ce délai est beaucoup plus long pour « l'INVMI » programme permettant la détection automatique de l'inversion de surface: entre 4 à 5h.

Ces pannes de courant nocturnes ont gravement nuit au bon fonctionnement de l'acquisition SODAR, nous empêchant de disposer du principal atout de cet instrument, à savoir la continuité temporelle des données.

Après de multiples changements dans la configuration (d'altitude minimale, d'altitude maximale, de résolution verticale et de durée d'intégration), nous avons abouti à la programmation suivante :

- altitude minimale : 20m (pour minimiser les effets de sol) ;
- altitude maximale : 600m (possible le plus souvent en week-end quand la décharge n'est pas en exploitation) ;
- durée d'intégration: 15min (temps minimum requis pour l'observation de processus dans la CLA) ;
- résolution verticale : 20 m ;
- mode de mesure : en continu. Nous avons commencé par des mesures uniquement la nuit, mais le SODAR ne fonctionne bien qu'après plusieurs heures de stabilisation nécessitées essentiellement par le bruit ambiant.

En conclusion, nous choisissons de découper la troposphère au dessus de la décharge en 30 couches comprises entre 20 et 600m.

La campagne de mesure a débuté à la mi-décembre 2010 et s'est terminée fin juin 2012

II.2 Sondages météorologiques par Météo France

Outre les mesures du PA0, nous avons pu disposer des sondages de la station Météo France (MF) du Raizet située à 1,5 kilomètre au Nord Est de la décharge pour l'étude de la stratification verticale de la CLA. Le radiosondage qui permet l'acquisition de ces données est un système en 2 parties : un ballon en latex gonflé à l'hélium (figure 27) plus un boîtier contenant toutes les sondes de mesure (figure 28).



Figure 27 Ballon gonflé à l'hélium



Figure 28 Boîtier contenant toutes les sondes de mesures + émetteur permettant contact avec satellite (vers le bas)

Chaque jour, un lâcher de ballon est effectué entre 7h et 8h (11h UTC ou 12h UTC, en temps universel ; heure locale en Guadeloupe = temps universel – 4h). C'est uniquement durant la période cyclonique qu'un deuxième lâcher de ballon est effectué entre 19h et 20h (23h UTC ou 0h UTC du jour suivant). Ce nombre réduit de sondages hors saison cyclonique s'explique par le coût d'un lâcher de ballon (environ 300 euros en majeure partie dû au coût de l'hélium). Une fois le ballon lâché, il éclate à des altitudes comprises entre 25 et 30 km à cause de la baisse de la pression atmosphérique.

Les horaires de sondage sont fixés par l'Organisation Météorologique Mondiale pour donner la possibilité d'effectuer des comparaisons et un partage gratuit de données entre stations quelle que soit leur localisation dans le monde.

Dans la Caraïbe, du nord au sud, il y a un radiosondage tous les 200 km : Porto Rico, Guadeloupe, Trinidad.

Les paramètres tels que la pression, la température et l'humidité sont mesurés directement lors de l'ascension du ballon grâce aux capteurs embarqués tandis que le vent est déduit du mouvement du ballon.

II.3 Rétro-trajectoires

Les rétro-trajectoires (backward trajectory) peuvent être calculées par le modèle HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory). Celles-ci permettent la visualisation des trajectoires des masses d'air arrivant en Guadeloupe à une certaine altitude et ainsi la détermination de l'origine de ces masses d'air. Pour notre zone, le modèle utilise en paramètre d'entrée des données météorologiques du « Global Data Analysis System » (GDAS). Jusqu'à fin 2006, les données GDAS étaient enregistrées toutes les 6h sur une projection hémisphérique à 191 km de résolution. Les nouvelles archives GDAS d'un degré et d'un demi-degré sont disponibles toutes les 3h. La figure 29 montre une rétro-trajectoire classique d'un flux d'Alizés Est à une hauteur de 30m.

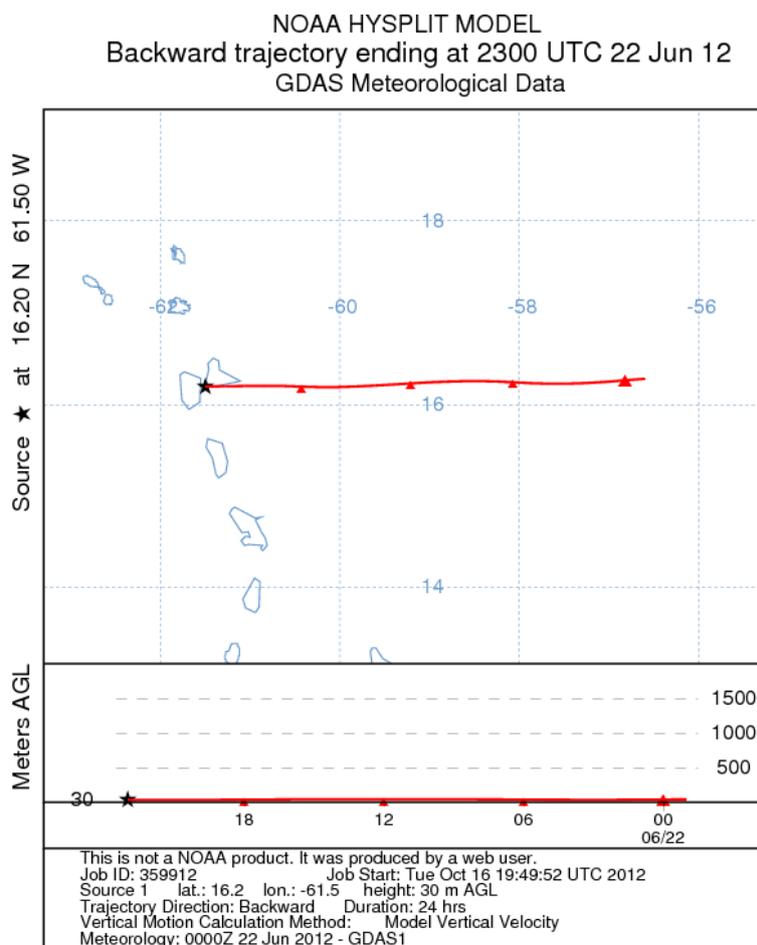


Figure 29 Rétro-trajectoire du 22/06/2012 à 19h locale (2300 UTC) à 30m

III. Mise en évidence de l'îlot de chaleur urbain (ICU) à l'aide de mesures de température dans la zone urbaine jouxtant la décharge

Comme nous l'avons vu au chapitre 1, il peut exister plusieurs types d'ICU : unicellulaire ou multicellulaire. Dans un premier temps, nous avons mis en évidence un effet d'ICU en utilisant un seul capteur de température (EBI-2T) placé dans la zone de Grand-Camp. Courant 2011 nous avons fait l'acquisition de 8 capteurs ACR Smart Button qui nous ont permis d'effectuer un quadrillage de la zone jouxtant la décharge.

III.1 Capteurs de température

III.1.1 Capteur EBRO electronics EBI-2T

Le capteur EBI-2T (figure30) est un système d'enregistrement et de mémorisation de température étanche pesant environ 100 g, alimenté par une pile au lithium (d'où une très grande autonomie). L'électronique de cet appareil est commandée par un microprocesseur qui lui confère une haute précision de mesure : $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ pour des températures comprises entre -40°C et 75°C (Klün, 1998). Nous avons choisi de programmer ce thermomètre pour qu'il enregistre la température toutes les 15 minutes comme le SODAR. Pour un intervalle de mesure de 15 minutes, la durée de vie de la pile est comprise entre 5 ans et 10 ans. Les données sont collectées mensuellement par PC portable.



Figure 30 Thermomètre Ebro Electronic EBI-2T

III.1.2 Capteurs ACR Smart Button

Les thermomètres ACR Smart Button (figure 31) sont constitués d'un petit bouton en acier inoxydable de 18 millimètres de diamètre, de 5 millimètres d'épaisseur pour un poids de 3

grammes. Ces capteurs ont une durée de vie de 10 ans ou 1 million de mesures (Cocheo, 2002).

Le thermomètre est collé à un adaptateur vertical de type Radiello et les deux forment le paquet de code 126.



Figure 31 Thermomètre code 126 (ACR Smart Button (entouré) + un adaptateur vertical Radiello)

Ces thermomètres peuvent fonctionner pour une gamme de température allant de -20°C à $+70^{\circ}\text{C}$ avec une précision de $0,5^{\circ}\text{C}$. L'intervalle d'enregistrement entre chaque mesure peut être d'1 à 255 minutes.

Chaque capteur est placé sur un support vertical (poteau électrique ou arbre) à une hauteur de 3 mètres du sol (à l'aide d'un tube témoin en PVC de 3 mètres), sous abri : la partie de l'abri collée au poteau est orientée vers le Sud et l'autre côté vers le Nord, afin de minimiser les effets du rayonnement solaire.

Les directions et les coordonnées de chaque capteur sont déterminées à l'aide d'un GPS numérique de la marque Magellan. Les capteurs ont débuté leurs mesures de manière simultanée à 17h le 18/11/2011 avec une mesure toutes les 10 minutes. Ceci représente un stockage de 2048 données ou 14 jours, 5 heures et 20 minutes de fonctionnement des capteurs. Pleins, les capteurs arrêtent automatiquement leurs mesures afin d'éviter un écrasement des données stockées. Toutes les deux semaines les données sont donc extraites à l'aide d'un PC portable.

Usuellement, selon les normes, les capteurs de température sont placés sur un mât à une hauteur de 2m Pour les ACR Smart Button, des contraintes de sécurité nous ont amené à les placer à 3m pour éviter toute dégradation (abris arraché, capteur volé etc.). Contrairement au capteur de Météo France placé dans un lieu sécurisé, ces derniers, à 2m se trouveraient à portée de main dans des sites fréquentés.

Les capteurs étant tous placés à la même altitude, cette élévation d'1m par rapport aux normes météorologiques n'a aucune incidence sur le phénomène que nous cherchons à caractériser.

III.1.3 Sites de mesure pour les capteurs EBRO et ACR Smart Button

Lors de la première étude, le capteur EBRO fut déplacé au fil des années dans différents emplacements à l'intérieur de Grand-Camp. Pour chaque mesure, le protocole de disposition

est le même. Le capteur est placé sur le balcon en acier inoxydable d'un particulier à une distance suffisante du mur du bâtiment pour ne pas subir l'influence directe du béton. Les différents points de mesure sont les suivants :

- Période de janvier à mars en 2006 et en 2007 puis 2009 (de septembre à décembre) : point 10 ;
- Février 2010 à janvier 2011 : point 11.

Pour la deuxième campagne visant à quadriller la zone de la décharge, nous plaçons les capteurs dans différents types d'environnement : urbain (ex : le lagon, nom d'un groupe d'immeubles), périurbain (ex : Mini Foot) et naturel (ex : la mangrove). Les capteurs sont positionnés aux points 3 à 9, 13 et 14 pour que des analyses par transects soient possibles suivant différentes directions : Nord, Sud, Est, Ouest (figure 16).

III.1.4 Observations de Météo France au sol

La mise en évidence de l'ICU ne se limite pas à l'analyse des températures. Il faut tenir compte des facteurs influençant l'évolution nocturne de la température : la nébulosité, le vent et les précipitations.

Tout comme les sondages, nous nous sommes procuré ces paramètres mesurés par la station Météo France se situant au Raizet (point de mesure N°12 et 14). Outre ces grandeurs, nous avons utilisé aussi des données de température sous abri et de rayonnement global.

Les données horaires dont nous disposons pour tous ces paramètres sont issues de mesures hormis la nébulosité qui est une observation humaine directe du couvert nuageux à un instant donné.

III.15. Mesure de température dans le biogaz Le PeakTech 3335

La réhabilitation de la décharge par le groupe Séché a engendré la mise en place de têtes de puits pour la collecte du biogaz issu du dôme de déchets. Le PeakTech 3335 (figure 32) qui est un multimètre digital de 380 grammes a permis la mesure de température du biogaz à la sortie de différente tête de puits.



Figure 32 PeakTech 3335

Couplé à un thermocouple de type K, ce multimètre permet la mesure de température pour une gamme allant de -20°C à $+760^{\circ}\text{C}$. La précision sur la mesure est d' 1°C .

Le protocole d'utilisation, identique au Multitec[®] 540, est détaillé dans le paragraphe suivant. On allume le multimètre puis on plonge le thermocouple dans le gaz à sa sortie du puits. Le résultat est quasi instantané. Pour chaque puits mesurés les températures trouvées seront notées manuellement.

IV. Mesures des polluants

Dans cette partie nous présenterons les différents systèmes permettant d'acquérir des données chimiques pour la suite de notre étude.

IV.1 Le Multitec[®] 540 de SEWERIN

Le Multitec[®] 540 est un appareil d'1kg permettant la mesure de gaz de décharge. Il est composé d'un boîtier permettant la visualisation et la collecte des données ainsi qu'un capteur de mesure qui diffère selon le gaz mesuré. Cet appareil d'une autonomie de 7h fonctionne par alimentation électrique par 4 piles LR6.

Il permet de mesurer 5 gaz simultanément : le méthane, le dioxyde de carbone, l'oxygène, le sulfure d'hydrogène et le monoxyde de carbone. L'utilisation de la technique de mesure par infrarouge pour le méthane et le dioxyde de carbone exclut toute altération des données de mesure par influence croisée d'autres gaz.

Le tableau 11 récapitule les plages de mesure du Multitec[®] 540 ainsi que le type de capteur utilisé pour chaque gaz.

Type de gaz	Plage de mesure	Type de capteur	Incertitude sur la mesure Limite de détection
Méthane	0,0 - 100 % Gaz	Capteur infrarouge	$\pm 1,5\%$ -
Dioxyde de carbone	0 - 100 % Gaz	Capteur infrarouge	$\pm 1,5\%$ -
Oxygène	0,0 - 25 % Gaz	Cellule de mesure électrochimique	$\pm 3\%$ -
Sulfure d'hydrogène	0 - 2000 ppm	Cellule de mesure électrochimique	$\pm 3\%$ 2 ppm
Monoxyde de carbone	0 - 500 ppm	Cellule de mesure électrochimique	$\pm 2\%$ 4 ppm

Tableau 11 Plage de mesure et type de capteur pour chaque gaz quantifié par le Multitec[®] 540

Le protocole d'utilisation de cet appareil est très simple. Chaque tête de puits est munie d'une vanne ainsi que d'un regard de 2,1 cm de diamètre pour effectuer des analyses (figure 33). En position ouverte la totalité du gaz provenant du puits s'échappe par le regard tandis qu'en position fermée les gaz s'évacuent par la sortie prévue pour le branchement en réseau des puits afin de collecter et brûler le biogaz par un système de torchère.

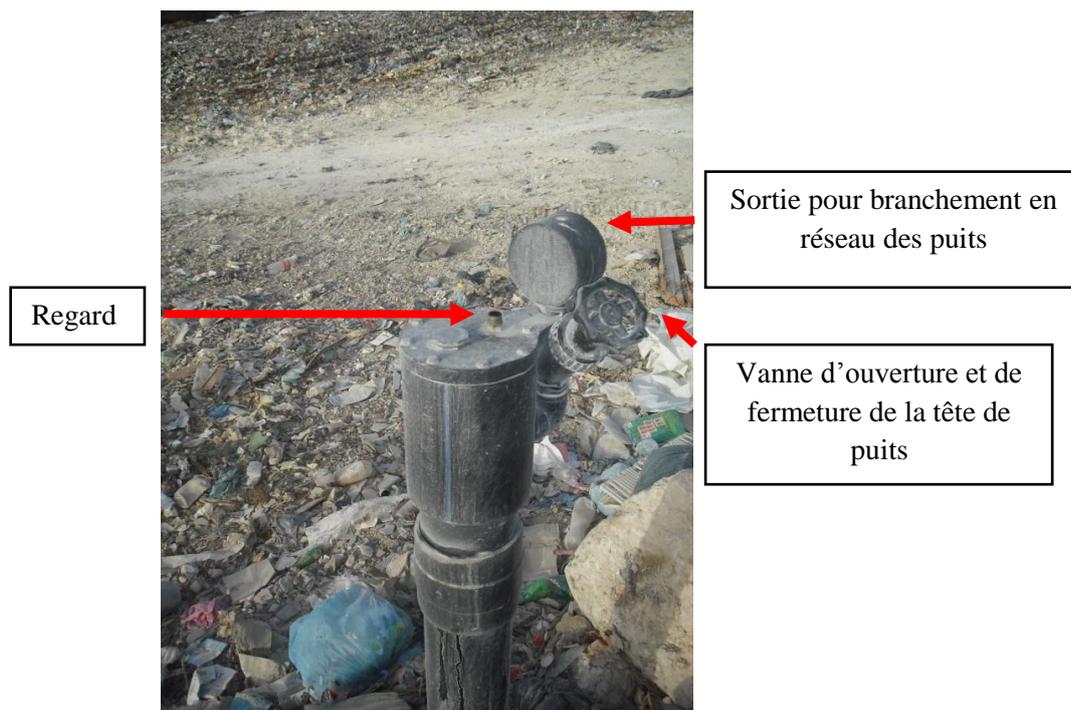


Figure 33 Description d'une tête de puits

Il suffit d'allumer le boîtier principal puis plonger le capteur dans le regard de la tête de puits à examiner (figure 34). En quelques secondes les valeurs s'affichent sur l'écran du boîtier. Les données collectées dans le boîtier sont extraites par port USB via PC.

Cet instrument est utilisé par le groupe Séché Environnement pour quantifier en pourcentage la teneur en méthane et dioxyde de carbone du biogaz selon la localisation du puits sur le dôme de déchets (vieux déchets ou déchets récents).



Figure 34 Ingénieur S ch  Environnement réalisant une mesure de biogaz dans une tête de puits

IV.2 Spectromètre Infrarouge à Transformée de Fourier Portable

Entre 2004 et 2008, de nombreuses campagnes de mesures furent réalisées à la Gabarre par notre laboratoire via un spectromètre InfraRouge à Transformée de Fourier (IRTF) portable (OP-FTIR en anglais) dans le but d'identifier et quantifier les polluants gazeux émis par la décharge. L'OP-FTIR utilisé est le M2400 de la société MIDAC (USA). C'est un spectromètre avec émetteur et récepteur séparés, capable de caractériser en nature et concentration les gaz atmosphériques, « in situ » et à distance (Louis, 2003).

L'OP-FTIR se compose de trois principaux éléments : un émetteur, un télescope-récepteur équipé d'un détecteur et d'un interféromètre (figure 35).

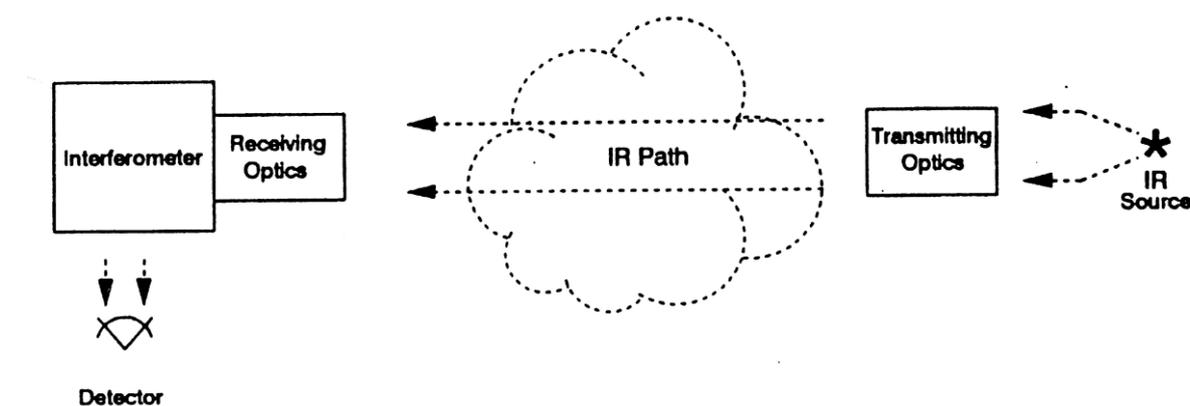


Figure 35 Représentation schématique du spectromètre IRTF (mode bistatique)

Le principe de fonctionnement de cet appareil est basé sur des résultats de spectroscopie et d'interférométrie.

Pour la suite, nous évoquerons dans un premier temps les notions de base de la spectroscopie et de l'interférométrie puis nous présenterons en détails l'appareil, le protocole expérimental utilisé pour la collecte des mesures sur site ainsi que la technique appliquée pour le traitement des données.

IV.2.1 La spectroscopie

La spectroscopie est l'étude des rayonnements électromagnétiques émis, absorbés ou diffusés par la matière plus précisément l'interaction des radiations électromagnétiques avec une substance quelconque.

L'analyse chimique des composants organiques présents dans l'atmosphère peut être fondée sur l'observation du spectre d'absorption de différents gaz. Le mécanisme fondamental de l'absorption (et de l'émission) d'un rayonnement est celui décrit dans le cadre de la théorie de Bohr. Selon la mécanique quantique, chaque atome ou chaque molécule peut être caractérisé par une suite discontinue d'états d'énergie qui vont de l'état fondamental E_0 jusqu'aux niveaux excités E_c . Lors de la transition énergétique entre deux états E_m et $E_m + \Delta E$, il y a émission ou absorption d'une radiation de fréquence ν telle que la variation d'énergie du système :

$$\Delta E = h\nu = \frac{hc}{\lambda}$$

avec h la constante de Planck, c la vitesse de la lumière et λ la longueur d'onde. La grandeur caractéristique de chaque radiation utilisée est le nombre d'onde spectroscopique $\sigma=1/\lambda$ exprimé en cm^{-1} .

Le spectre d'absorption d'une espèce chimique correspond aux transitions permises entre les différents niveaux énergétiques. Lorsqu'une radiation traverse un échantillon (solide, liquide, gaz), il y a absorption de cette radiation par les différentes molécules qui constituent cet échantillon. Les niveaux d'énergies quantifiés caractéristiques d'une molécule dépendent des états énergétiques des électrons, de l'énergie de vibration de ces groupes d'atomes les uns par rapport aux autres et aussi de l'énergie de rotation des groupes d'atomes par rapport aux axes de symétrie ou de torsion de cette molécule. Les transitions entre niveaux électroniques sont dans le visible. Les transitions de vibration et de rotation correspondent à des énergies plus faibles qui sont dans l'InfraRouge (IR). A l'exception des gaz composés d'éléments identiques (O_2 , H_2 , N_2 ...) tous les gaz absorbent dans l'infrarouge (IR proche : 12500 à 4000 cm^{-1} , IR moyen: 4000 à 200 cm^{-1} , IR lointain : 200 à 12.5 cm^{-1}). Les molécules organiques présentent dans l'IR un certain nombre de bandes de vibration-rotation communes, faciles à identifier et qui sont peu modifiées par les atomes du reste de la molécule. Elles correspondent aux radicaux C-H ; C=C ; C≡C ; C-O ; C=O. Les fréquences de vibrations caractéristiques de ces radicaux sont tabulées dans des bibliothèques.

Pour mesurer le phénomène d'absorption, on utilise la Transmittance (T) ou l'Absorbance (A) :

$$T(\lambda) = \frac{I(\lambda)}{I_0(\lambda)}$$

$$A(\lambda) = \log\left(\frac{1}{T(\lambda)}\right) = \log\left(\frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)}\right)$$

Avec $I_0(\lambda)$ l'intensité de la radiation incidente et $I(\lambda)$ l'intensité de la radiation transmise par l'échantillon pour la longueur d'onde λ .

La figure 36 montre un exemple de transmittance en fonction de la longueur d'onde : la substance traversée par le rayonnement I_0 absorbe autour d'une longueur d'onde donnée.

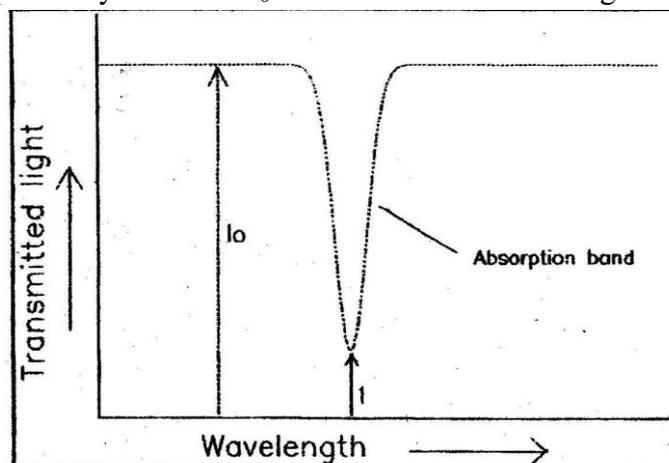


Figure 36 Exemple de spectre de Transmittance T en fonction de la longueur d'onde λ .

IV.2.2 Calcul des concentrations

Considérons un échantillon de concentration C et de longueur L . Dans le cas où les interactions entre les molécules du composé étudié sont négligeables (gaz parfait, solution diluée), l'absorbance suit la loi de Beer-Lambert ci-dessous où ε est le coefficient d'extinction molaire caractéristique de la molécule pour une longueur d'onde donnée :

$$A(\lambda) = \varepsilon(\lambda)CL$$

IV.2.3 Interférométrie et transformée de Fourier

L'OP-FTIR utilise le principe de spectroscopie mais également celui de l'interférométrie (interféromètre de Michelson). En effet, en spectroscopie classique, les longueurs d'onde séparées sont observées séquentiellement (monochromateur à balayage). Par contre, en spectroscopie à transformée de Fourier, le disperseur utilisé est un interféromètre, et toutes les fréquences IR sont mesurées simultanément.

Dans le dispositif OP-FTIR, la source émet un rayonnement poly chromatique qui après avoir traversé l'échantillon à mesurer, est envoyé dans l'interféromètre de Michelson puis à un détecteur. Le spectre que l'on cherche à mesurer est constitué des différentes valeurs $G(\sigma_0)$ proportionnelles à l'intensité lumineuse à la longueur d'onde $\lambda_0=1/\sigma_0$.

Le Michelson est constitué d'une lame séparatrice qui permet d'envoyer une partie du faisceau transmis par l'échantillon vers un miroir fixe tandis que l'autre partie est envoyée vers un miroir mobile oscillant (son déplacement $x(t)$ est sinusoïdal). L'interféromètre effectue ainsi le « codage spectral » (les franges créées par les phénomènes d'interférences sont suffisamment fines pour permettre une séparation spatiale de longueur d'onde, comme le fait un réseau).

Après réflexion, l'onde réfléchiée par le miroir fixe et celle par le miroir oscillant sont transmises vers le détecteur où elles se superposent. Mais il existe entre ces ondes une différence de marche variable : $\delta = 2(OA_2 - OA_1) = 2x$ où x est une fonction sinusoïdale du temps t (figure 37). δ est responsable au cours du temps d'interférences constructives ou destructives.

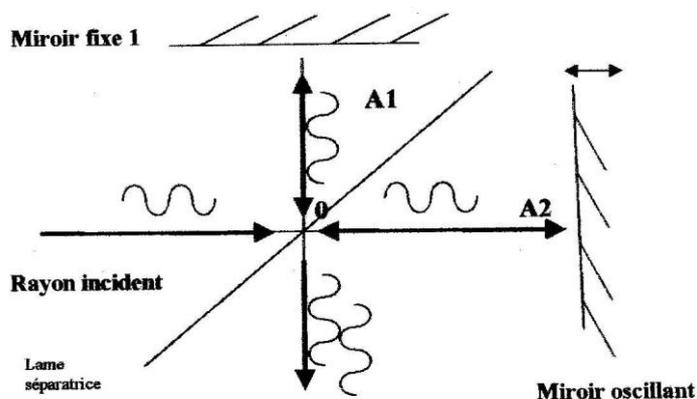


Figure 37 Chemins optiques dans l'interféromètre de Michelson

Le déphasage entre les deux ondes est :

$$\Theta = 2\pi\sigma \cdot x$$

Où σ est le nombre d'onde spectroscopique et x la différence de marche fonction de la position du miroir oscillant.

Le signal optique mesuré par le détecteur, intensité lumineuse en fonction de la différence de trajet optique des deux faisceaux à l'intérieur de l'interféromètre vaut :

$$I(x) = I_0 (1 + \cos 2\pi \sigma x)$$

La lumière incidente étant poly chromatique, on remplace I_0 par l'intensité incidente $G(\sigma)d\sigma$ entre σ et $\sigma + d\sigma$ qui arrive sur le Michelson après traversée de l'échantillon..

$$\text{Soit } I(x) = G(\sigma) (1 + \cos 2\pi \sigma x) d\sigma$$

Les lumières de longueur d'onde différentes étant incohérentes, elles interfèrent indépendamment les unes des autres et l'intensité totale après traversée est la somme des intensités monochromatiques.

$$I(x) = \int_0^{\infty} G(\sigma) (1 + \cos 2\pi \sigma x) d\sigma$$

$$\text{D'où } I(x) = \int_0^{\infty} G(\sigma) d\sigma + \int_0^{\infty} G(\sigma) \frac{e^{i2\pi\sigma x} + e^{-i2\pi\sigma x}}{2} d\sigma$$

Lorsque $x = 0$ toutes les longueurs d'onde donnent des interférences constructives qui s'ajoutent. Et la première intégrale ou intensité totale pour toutes les longueurs d'onde est égale à $I(0)$,

$$\text{ou } I(x) = I(0) + \int_{-\infty}^{\infty} G(\sigma) e^{i2\pi\sigma x} d\sigma$$

donc $I(x) - I(0) = TF[G(\sigma)]$, TF : transformée de Fourier.

On voit donc qu'on peut déduire le spectre $G(\sigma)$, par transformée de Fourier inverse, du signal mesuré $I(x) - I(0)$. Notons que la variable x dépend sinusoïdalement du temps de façon connue.

Il s'agit donc de spectroscopie par transformée de Fourier.

Le signal global obtenu est digitalisé et envoyé vers un ordinateur qui effectue la transformée de Fourier. Le Spectre IR correspondant est ainsi obtenu : intensité lumineuse en fonction de du nombre d'onde spectroscopique $\sigma = 1/\lambda$.

La figure 38 récapitule le dispositif pour l'utilisation de l'OP-FTIR sur site.

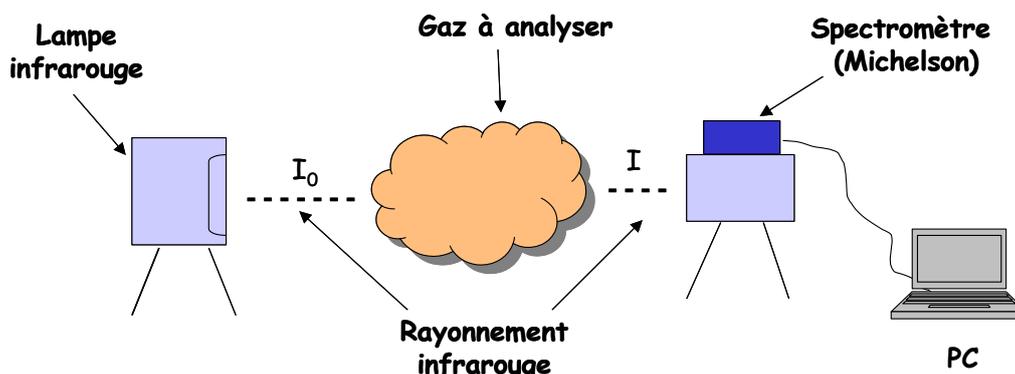


Figure 38 Dispositif de l'OP-FTIR pour des mesures sur site

Pour couvrir une large bande de longueur d'onde on a utilisé un détecteur MCT (de 1 à 16,5 μm ou 10000 à 600 cm^{-1}). Un deuxième détecteur permet de se concentrer sur la gamme 1 à 5,5 μm ou 10000 à 1800 cm^{-1} .

IV.2.4 Protocole expérimental sur site

Pour réaliser les mesures d'OP-FTIR à la Gabarre le matériel requis est le suivant (Figure 39):

- La source IR, l'émetteur;
- Le télescope récepteur équipé du détecteur ;
- Deux trépieds pour l'alignement de la source et du récepteur ;
- Un ordinateur portable (acquisition des données avec le logiciel AutoQuant Pro) ;
- De l'azote liquide pour le refroidissement du détecteur (une heure minimum avant le début des mesures) ;
- La carte d'acquisition (interface PC-détecteur) et le câble de connexion PC-détecteur ;
- La clé du logiciel GRAMS/AI pour le traitement des spectres ;
- Un décimètre (pour mesure la distance source - récepteur).



Figure 39 Spectromètre M2400 de MIDAC à la Gabarre avec à gauche le récepteur et à droite la source

Le protocole est le suivant:

1. Choisir l'endroit où faire les mesures de la topographie du terrain. Le dispositif est placé perpendiculairement au vent de manière à minimiser ses effets.
2. Disposer sur le terrain les 2 éléments principaux, la source et le récepteur (figure 39). Choisir et mesurer la distance séparant ces 2 éléments. Régler les trépieds au niveau horizontal puis aligner grossièrement le détecteur et la source.
3. Etablir la connexion détecteur-PC, alimentation de l'appareil
4. Remplir le réservoir de refroidissement du détecteur avec l'azote liquide
5. Allumer le PC avant le détecteur afin de ne pas détériorer les miroirs du Michelson. Lancer le logiciel d'acquisition AutoQuant Pro (version 4).
6. Effectuer l'alignement précis de la source et du détecteur avec la commande « connect » puis « align » depuis AutoQuant.
7. Régler les paramètres de mesures (nombre de scans, résolution, taille de l'échantillon) en utilisant la commande « parameters ».
8. Faire l'acquisition d'un ou plusieurs spectres de référence obtenus en n'incluant pas l'échantillon dans le chemin séparant la source et le détecteur (commande « Background » ou ligne de base en Français). Cela suppose généralement de se trouver non loin de la décharge, au même moment pour avoir des conditions comparables de température et de pression mais loin des émanations de la décharge.
9. Choisir une méthode de traitement des données ou méthode d'analyse. Cette méthode pourra être modifiée en laboratoire, de même que la ligne de base.
10. Faire ensuite l'acquisition du spectre de l'échantillon à étudier. L'absorbance est calculée automatiquement pour la dernière ligne de base acquise.

IV.2.5 Identification des COV émis par la Gabarre

Comme nous l'avons vu dans la Synthèse bibliographique, le type de COV produits par les déchets va dépendre en majeure partie de la nature des déchets. Avant le PREGEDD de 2008, la Gabarre réceptionnait tous types de déchets d'où une forte probabilité de trouver un grand nombre de COV toxiques.

Parmi une liste de 94 COV (Air emission from municipal solid waste, US EPA 1991), nous sélectionnons les gaz les plus toxiques rencontrés le plus souvent et en grande concentration dans les décharges. Une liste de 35 COV est ainsi retenue pour les mesures d'identification et d'évaluation des concentrations (Jock, 2007). Ce choix a aussi été motivé par le fait que la superposition des spectres d'absorption d'un très grand nombre de composés rend difficile la détection fine des polluants.

IV.2.5.1 Difficultés liée à la vapeur d'eau

Aux nombreuses raies de COV, s'ajoutent les très nombreuses raies de la vapeur d'eau dans la zone de l'infrarouge correspondant aux COV. Du fait de la forte humidité ambiante (83%

d'humidité en moyenne), ces raies masquent littéralement les raies des COV. Le traitement des raies de vapeur d'eau dans le spectre a donc été une priorité pour l'optimisation de la technique de mesure.

IV.2.5.2 Choix de la ligne de base (background)

Dans le cadre de nos expériences, il est impossible de réaliser la ligne de base sur le site de mesure en raison de la présence des polluants. Le Logiciel AutoQuantPro propose des méthodes d'analyse lorsque la ligne de base n'est pas mesurable in situ : les méthodes Smooth et SBQ. Les deux méthodes consistent à créer un background artificiel. L'étape 8 du protocole expérimental sur site est donc supprimée. Le background est construit en laboratoire par l'une ou l'autre des méthodes précitées à partir des spectres d'échantillons mesurés. Une façon de procéder consiste à considérer le spectre de plus haute intensité. Ce spectre correspond au signal le moins absorbé (faible présence des polluants dans l'air) et par conséquent le plus proche du background. Nous faisons subir à ce spectre brut des corrections afin de donner le spectre background le plus caractéristique de l'expérience.

IV.2.5.3 Le spectre

Le signal de sortie du détecteur est transmis à un ordinateur qui analyse les données et affiche le résultat sous forme de spectre. Les **logiciels** utilisés sont **GRAMS/AI** de ThermoGalactic et **AutoQuant Pro** de MIDAC.

GRAMS/AI permet de :

- traiter les spectres IRTF (correction ligne de base, opérations arithmétiques sur les spectres, lissage, quantification, zap, ...),
- convertir les données dans différents formats.

AutoQuant Pro permet de :

- contrôler le spectromètre et faire les acquisitions (spectres affichés et actualisés en temps réel).
- traiter les données IRTF grâce à un algorithme multivariable avancé (méthode d'analyse permettant d'obtenir les courbes de concentration en fonction du temps,...)
- Transférer les spectres vers GRAMS/AI (traitement avancé des spectres).

IV.2.5.4 Les bibliothèques de spectres

L'analyse du spectre expérimental nécessite la sélection dans une bibliothèque des spectres d'absorbance des composés que l'on pense trouver dans l'échantillon mesuré. AutoQuant est couplé à au moins une bibliothèque de spectres de référence obtenus pour des composés purs. La bibliothèque **Standards** (de Midac) composée d'environ 150 spectres de référence obtenus suivant le protocole EPA, pour des résolutions de 0.5, 1 et 2 cm^{-1} , pour différentes concentrations C et à différentes températures. Au cours des mesures, de nouveaux composés ont été ajoutés à cette bibliothèque.

Une recherche bibliographique d'études portant sur les compositions des émanations des décharges (biogaz) a permis de faire une liste des composés à rechercher dans les spectres d'absorbance mesurés. Nous avons utilisé le spectre de référence : du méthane (CH₄) (principal composant des émanations, du dioxyde et mono-oxyde de carbone (CO₂ et CO), du monoxyde d'azote (NO), ainsi qu'un certain nombre de composés traces (COV, HAP, ...) qui peuvent avoir des effets toxiques, voire cancérigènes. On rappelle que les composés tels que N₂, O₂, H₂ ne présentent pas de bandes d'absorption dans l'IR et ne peuvent être mesurés par cette technique.

IV.2.6 Les « méthodes » d'analyse

L'identification et l'évaluation des gaz se font par comparaison des spectres d'absorption mesurés à ceux tirés de la bibliothèque de référence du programme de calcul.

En utilisant la méthode des moindres carrés, le logiciel AutoQuant calcule la meilleure combinaison linéaire des spectres de référence des composés reproduisant les spectres mesurés. La contribution de chaque composé représente sa concentration.

La difficulté principale à ce stade est l'élaboration d'une méthode (bouton **method**) qui permet de faire une analyse spécifique (et non globale : bouton **Search**).

IV.2.6.1 Le choix des régions dans les différents spectres

La nature des raies IR liées à des liaisons chimiques définies fait que différents COV ont des raies à la même énergie ou à des énergies voisines. Ainsi le benzène, le chlorobenzène, l'éthylbenzène ont tous des raies de vibration dans la région 3000-3150 cm⁻¹. Les combinaisons linéaires de spectres de gaz faites par AutoQuant doivent être programmées à l'avance dans ces régions de fréquences communes à plusieurs gaz. Seules les régions d'absorption significative sont prises en compte dans le calcul des concentrations. Pour qu'il soit recherché, un composé est introduit dans la méthode avec l'indication des régions le concernant, régions pour lesquelles les combinaisons linéaires d'intensité d'absorption seront réalisées.

La figure 40 montre une région choisie pour le trichloréthylène.

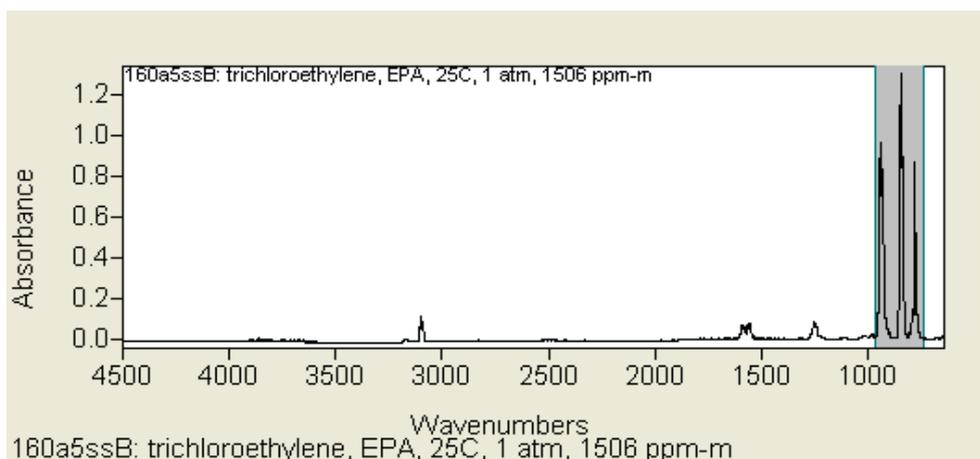


Figure 40 Région choisie pour le trichloréthylène

Toutefois il apparaît qu'une région ne suffit pas pour un composé donné. En effet ces composés organiques ont souvent des énergies de vibration très voisines correspondant à des liaisons chimiques identiques. Le benzène et l'éthylbenzène en sont le parfait exemple (tableau 12). La différence est dans l'intensité relative des raies. Il est donc nécessaire d'introduire dans la méthode ces 2 spectres avec l'indication de ces deux régions de fréquences pour chacun.

1_4-dichlorobenzene	1044.159	1143.930
Chlorobenzene	980.669	1162.070
	3007.156	3139.340
Benzene	3003.229	3146.005
	668.853	677.027
Ethylbenzene	2812.818	3148.410
	670.889	829.949
Trichlorobenzene	791.008	839.497
Trichloroethylene	820.512	877.809
Trifluoroethane	1137.042	1325.331
	926.248	1044.159
111_trichloroethane	684.817	782.123
	1042.772	1157.539
	2930.729	3048.639
Ethane	2830.958	3111.200

Tableau 12 Région voisine pour différents composés

Un tel tableau constitue une « méthode » d'analyse.

Le choix des régions est dicté par trois contraintes:

- 1) le nombre de pics par composés.
- 2) la superposition des pics entre composés différents.
- 3) l'interférence des raies de l'eau sur toute la largeur du spectre.

IV.2.6.2 Le traitement « Smooth »

Le smooth (lissage) consiste à moyenner (Savitsky et al, 1964) les points de régions sélectionnées sur le spectre d'étude pour reconstituer la ligne de base du signal (background). Nous avons remarqué que le spectre obtenu a une intensité inférieure à celle des autres spectres d'échantillons d'air pollué. Il en résulte que les absorbances calculées seront négatives ($I_0 < I$), donc inutilisables pour le calcul des concentrations (figure 41).

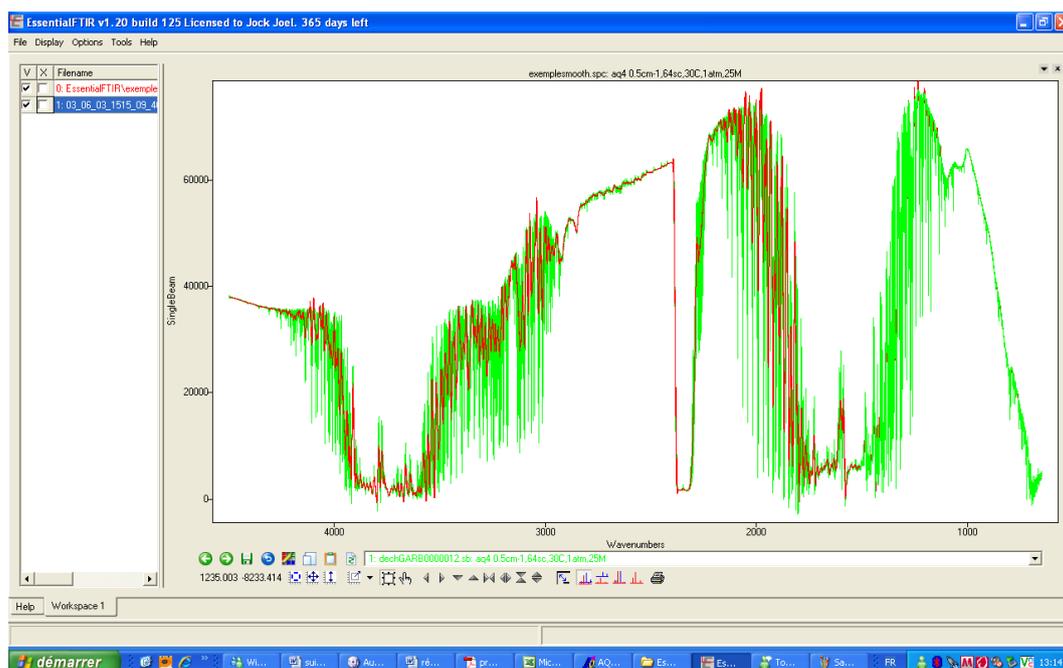


Figure 41 Spectre d'étude et spectre lissé (smoothing)

Légende figure

- Spectre obtenu par la méthode « Smooth »
- Spectre d'étude

IV.2.6.3 Le traitement SBQ des spectres

Elle consiste à tracer un trait entre les points des régions d'analyse des composés recherchés pour remonter à la ligne de base du signal. Cette méthode est inutilisable car les raies de la vapeur d'eau masquent celles des autres composés (figure 42). Les régions d'analyses ne peuvent être coupées correctement parce qu'on ne les voit pas.

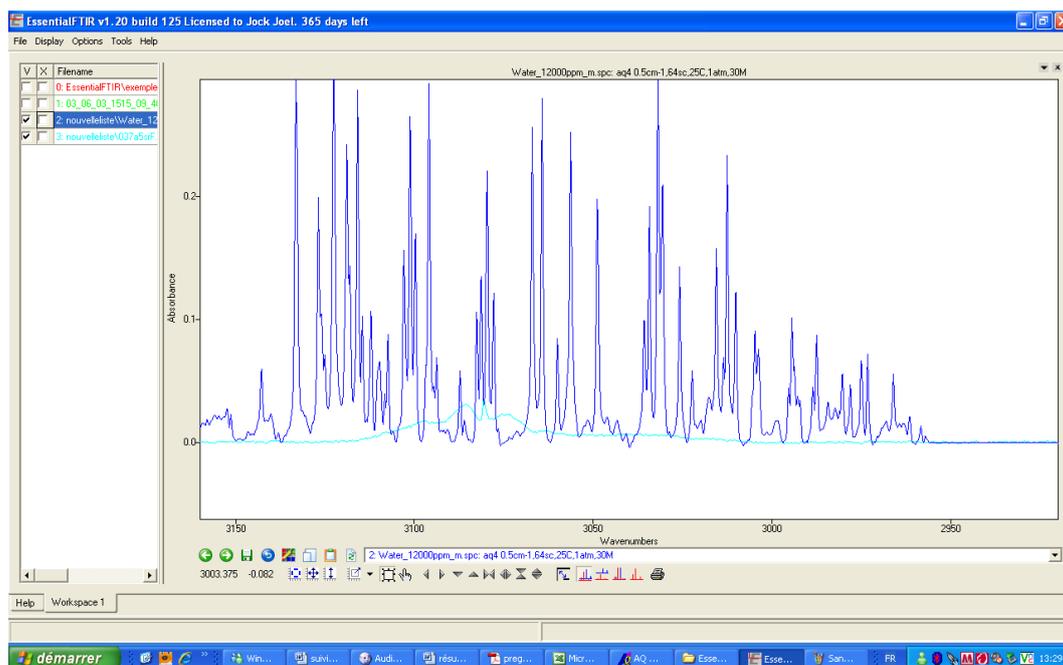


Figure 42 Exemple des raies de vapeur d'eau et du chlorobenzène entre 2900 et 3200 cm^{-1}

Légende figure

- Spectre d'absorption de la vapeur d'eau
- Spectre d'absorption du chlorobenzène

IV.2.6.4 La méthode d'analyse retenue

Nous avons fabriqué de nombreuses méthodes d'analyse et retenu cette dernière comme cohérente et fiable. Cette méthode s'articule autour d'un composé majeur qui est la vapeur d'eau. La vapeur d'eau est très importante aux latitudes tropicales : l'humidité avoisine 100% en permanence. L'observation des spectres d'échantillons nous montre la prépondérance de la vapeur d'eau. En effet, les raies d'absorption de la vapeur d'eau masquent celles des autres composés présents dans l'air mais en plus faible concentration. Désormais nous ne nous intéressons pas aux raies des composés pour remonter à la ligne de base mais aux raies de la vapeur d'eau. Cette technique suppose l'intégration de la vapeur d'eau dans la liste des composés à rechercher. Jusque là, les précédentes méthodes (utilisant les traitements smooth et SBQ) ne prenaient pas en compte la vapeur d'eau dans l'analyse parce qu'elle faisait partie du background. Nous reconstituons la ligne de base du signal en coupant (traitement ZAP du spectre background) les régions d'absorption de la vapeur d'eau.

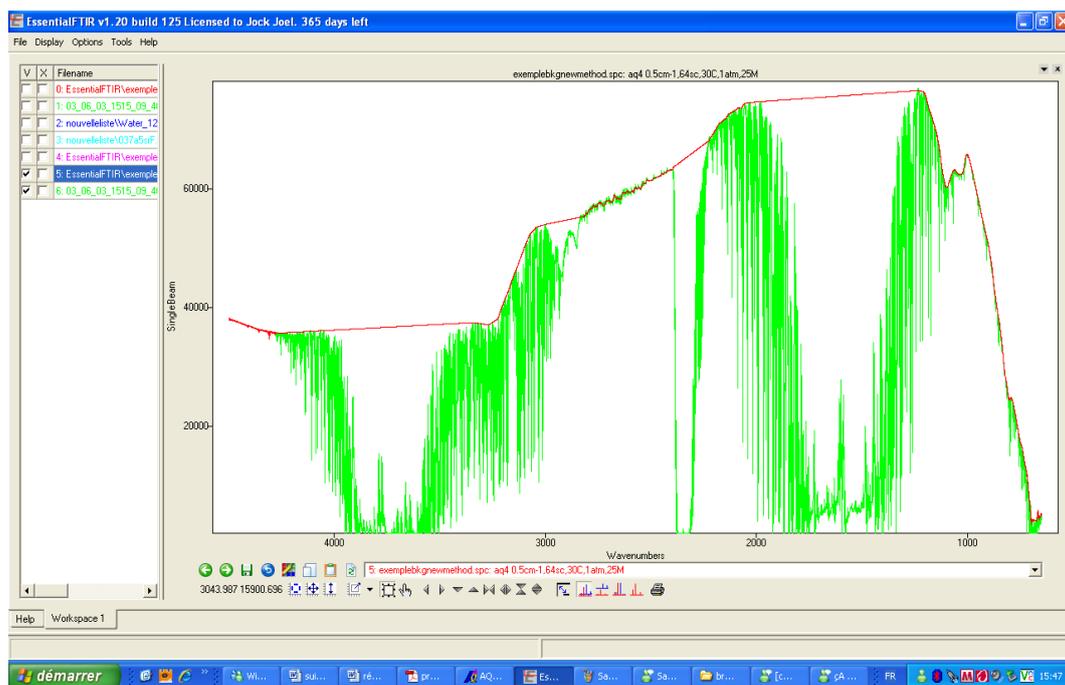


Figure 43 Spectre d'étude et spectre « zappé »

Légende figure

- Spectre d'étude
- Spectre « zappé »

Cette dernière méthode d'analyse permet d'obtenir des absorptions positives pour le calcul des concentrations en milieu tropical (tableau 13):

Composés	Régions d'analyse	
	début	Fin
111_trichloroethane	684.817	782.123
	1042.772	1157.539
	2930.729	3048.639
1_4-dichlorobenzene	1044.159	1143.930
CH ₄	3003.515	3024.460
	3082.265	3090.656
	3064.396	3070.858
CO	2185.264	2188.903
	2198.498	2201.806
CO ₂	2241.896	2295.000
	671.509	723.753
Cl_de_vinyle	831.443	1080.439
	673.333	754.224
HCl	2711.433	2878.320
N ₂ O	1217.384	1334.621
	2160.548	2282.516

NH ₃	956.823	976.482
	1038.805	1048.805
Acetaldehyde	1016.949	1234.630
	2595.137	2921.659
Acetone	2830.958	3148.651
	1162.070	1270.910
Acrolein	862.758	1071.610
	1101.345	1199.698
	876.882	1061.129
Acrylonitrile	838.677	1058.731
Benzene	3003.229	3146.005
	668.853	677.027
Bromoform	1098.579	1180.451
Butanol	2806.217	3068.270
	894.352	1156.269
Chlorobenzene	980.669	1162.070
	3007.156	3139.340
Chloroethane	920.543	1016.580
	1234.630	1342.541
	2821.888	3074.920
Chloroform	729.467	829.569
	1155.822	1257.298
Chloromethane	954.012	1092.447
	2837.573	2916.347
dichlorodifluoromethane	1060.233	1208.894
	841.968	964.196
Dichloroethane	662.944	752.076
	1199.158	1259.374
Dichloromethane	672.287	790.198
	1225.560	1297.190
Composés	début	Fin
Dichloropropène	654.147	850.699
	1199.922	1303.420
Ethane	2830.958	3111.200
Ethylbenzene	2812.818	3148.410
	670.889	829.949
Formaldehyde	2649.202	3015.887
	1741.321	1748.853
Hexane	2776.538	3093.990
	2776.538	3039.569
	666.197	671.198

	746.033	804.056
m_xylene	2788.437	3155.576
methylethyleketone	2785.608	3057.951
	720.345	780.043
o_xylene	2832.487	3129.384
	763.889	831.713
p_xylene	2790.671	3199.229
Phenol	1111.459	1383.801
Propane	2800.124	3059.690
	2976.079	3148.651
	663.217	808.338
Styrene	871.828	944.389
	886.064	936.945
tetrachloroethylene	738.767	824.280
tetrachloromethane	734.103	825.356
	2821.888	3148.410
Toluene	663.200	764.636
Trichlorobenzene	791.008	839.497
Trichloroethylene	820.512	877.809
	1137.042	1325.331
Trifluoroethane	926.248	1044.159
	2948.869	3173.000
	1900.000	2169.019
Water	1162.000	1400.000

Tableau 13 Méthode dite « de la vapeur d'eau : régions des composés recherchés à la Gabarre

La figure 44 sur la page suivante donne l'ensemble des raies d'absorption pour les composés recherchés à la Gabarre.

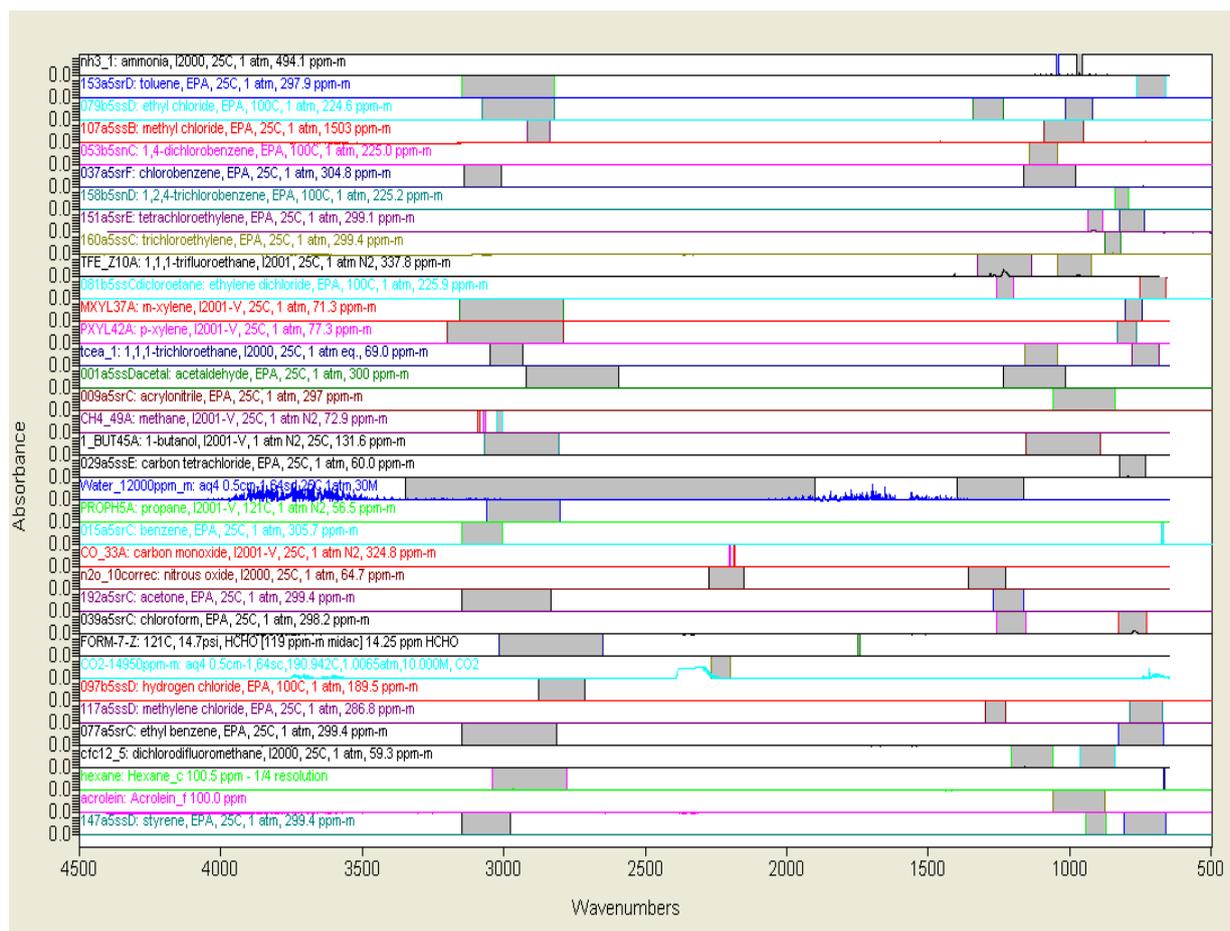


Figure 44 Gamme des raies d'absorption des composés recherchés à la Gabarre

IV.3 Spectromètre de masse portatif

IV.3.1 Présentation du Kore MS 200

Traditionnellement la chromatographie en phase gazeuse est couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS) pour l'identification ou la quantification de polluants. Les COVs étant présents sous forme de trace dans l'air (quelques $\mu\text{g m}^{-3}$) ce type de système requiert une pré-concentration ainsi qu'une séparation chromatographique de l'échantillon via une colonne (type HPLC par exemple) avant son analyse (Nicolle, 2009). Ces systèmes sont très encombrants et onéreux.

Le MS200 utilise une analyse en « temps de vol » (TOF : Time Of Flight MS). Les molécules introduites dans l'enceinte du spectromètre sont ionisées par bombardement avec des électrons émis par un filament (figure 45).

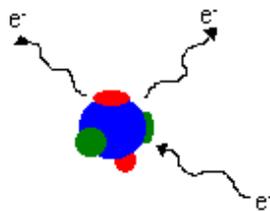


Figure 45 Bombardement d'une molécule par des électrons (Kore, 2008)

Cette ionisation ne charge pas uniquement les molécules de l'échantillon mais rompt également quelques parties de l'échantillon en fragments différents (figure 46).

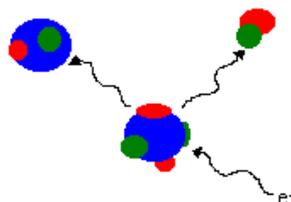


Figure 46 Rupture de l'échantillon en plusieurs fragments après ionisation (Kore, 2008)

Les ions ainsi obtenus peuvent être accélérés par un champ électrique avec une énergie connue E .

Le spectromètre de masse mesure le temps que la molécule échantillonnée prend pour voler sur une distance fixe.

La vitesse du gain pour un ion de masse m est alors :

$$vitesse = \sqrt{\frac{2E}{m}}$$

A partir de l'équation précédente la masse moléculaire m peut être calculée grâce à la mesure du temps de vol d'un ion. Ce temps sera bien sûr plus important pour un ion lourd que pour un ion léger (figure 47).

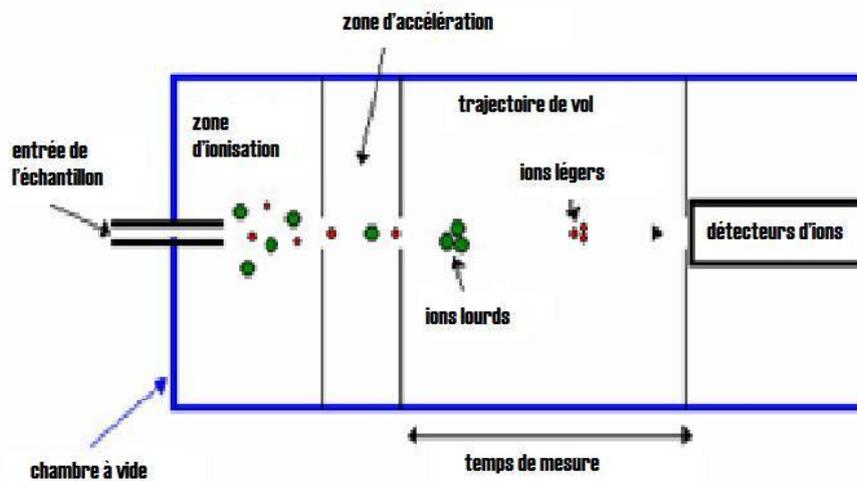


Figure 47 Principe du temps de vol (TOF) [Kore, 2008]

Afin de faciliter une traversée des ions sans obstacle, toutes les molécules d'air ont été pompées. Dans le vide de la chambre un ion peut voler en moyenne 600 mètres avant qu'il ne touche une molécule d'air.

A la fin du vol, des impulsions électriques sont produites quand l'ion touche le détecteur. La mesure du temps se fait par une synchronisation électronique qui applique l'impulsion de tension E pour accélérer les ions et mesure le temps entre cette impulsion, et l'impulsion électrique du détecteur.

Si l'échantillon dans le spectromètre subit une ionisation simple, l'analyse donnera un seul pic (figure 48) tandis que si l'ionisation engendre plusieurs fragments, l'analyse délivrera autant de pics qu'il existe de fragments (figure 49).

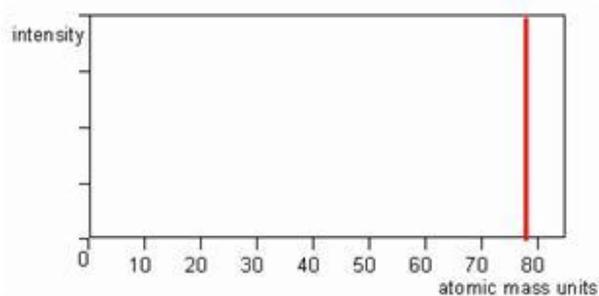


Figure 48. Ionisation simple
(Kore, 2008)

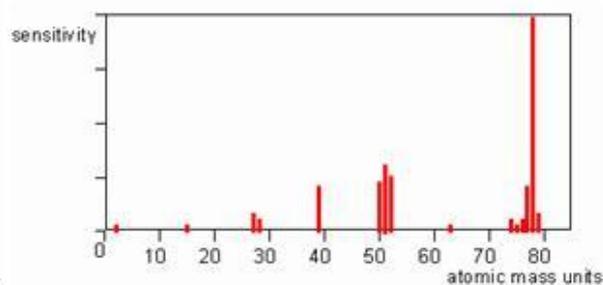


Figure 49. Exemple de fragmentation du benzène (C₆H₆)
(Kore, 2008)

IV.3.2 Acquisition et traitement des données

L'acquisition des données, l'analyse et le contrôle du MS 200 se font à l'aide d'un ordinateur portable disposant du logiciel GRAMS®.

Le MS 200 est très sensible à l'humidité. Avec une humidité d'environ 80% à nos latitudes (région tropicale) il est indispensable de dessécher l'air. Le dessiccateur fourni par le constructeur est constitué d'une membrane Nafion enroulée sous forme de spirale dans une petite boîte dans laquelle se trouve un mélange de tamis moléculaire et de silicagel (figure 50).



Figure 50 Boîtier contenant le Nafion et l'ensemble tamis moléculaire plus silicagel (dans le bécher)

Déjà, il existe très peu de documentation sur l'utilisation du MS 200 en milieu tempéré. Pour les milieux tropicaux, hormis une expérience à Beijing (Hong Kong) fournie par le constructeur, la documentation sur l'emploi de cet instrument avec le Nafion est quasi inexistante.

IV.3.3 Traitement de la vapeur d'eau. Le Nafion

Le Nafion est un matériau en téflon co-polymérisé avec une molécule de fluorocarbone et un groupe d'acide sulfonique (SO_3H) en bout de chaîne. Les composés qui se lient au groupe acide sulfonique passent à travers le polymère. En effet ces groupes forment des canaux à travers le polymère hydrophobe et l'eau est transportée le long de ces mini canaux. L'eau est ainsi extraite du flux de gaz et transporté à travers le Nafion vers l'extérieur. Cette extraction se produit comme une réaction cinétique du premier ordre, ainsi l'équilibre est atteint très rapidement (quelques millisecondes). Comme il s'agit d'une réaction spécifique à l'eau, les gaz séchés ne subissent généralement aucune transformation à l'exception des :

- Alcools et ammoniaques éliminés car le radical OH est confondu avec le H de H_2O ;
- Composés avec double ou triple liaison entre le carbone et d'autres atomes créant une catalyse acide transformant le composé de départ en un autre.

Dans certains cas, la combinaison des deux processus peut avoir lieu.

Nous choisirons donc de ne pas mesurer ce type de gaz lorsque nous utilisons le Nafion.

IV.3.4 Calibrage

Le MS 200 peut identifier un grand nombre de COV dans un échantillon d'air à partir de la « bibliothèque » de spectres de masse électroniques NIST fournie avec le logiciel Grams®.

Cependant pour quantifier ces composés il faut préalablement calibrer le spectromètre de masse.

Avant de débiter la calibration, il faut déterminer quels COV nous allons choisir de quantifier dans la décharge. Nous avons retenu des COV caractéristiques de la dégradation des déchets. Ces derniers avaient déjà été étudiés par une étude antérieure de notre laboratoire avec le spectromètre InfraRouge à Transformée de Fourier (IRTF) à champ ouvert (Open Path). Ces composés sont : le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, l'acétaldéhyde, le trichloréthylène, le 111 trichloréthane et le tétrachloréthylène.

Pour chaque composé le protocole de calibrage est identique. Nous utiliserons des sacs Tedlar préalablement remplis d'un volume donné d'azote. Un spectre avec le produit à étalonner et un spectre ligne de base sont effectués. On retranche la ligne de base du spectre avec produit d'où l'obtention d'un troisième spectre avec uniquement les pics du composé à étalonner. Cette méthode de calibrage requiert énormément de précision.

Pour mener à bien ce calibrage il nécessite donc:

- Au moins un sac (avec septum) par composé, plus un sac pour faire la ligne de base ;
- Les composés purs à quantifier sous forme liquide ;
- Une seringue Hamilton (série 7000) de 5 µl graduée de 0,05 en 0,05 micro litre (µl) ;
- De l'azote (N₂) pur.

Pour le calibrage des sacs de 5 litres (l) sont utilisés. Chaque sac est rempli d'azote (en ouvrant la valve du sac). Une fois le sac rempli d'azote nous pourrions introduire le composé pur à calibrer à l'aide d'une seringue Hamilton par le septum. A l'aide d'un sèche-cheveux (ou manuellement) nous chaufferons légèrement le sac pour que le composé se dilue totalement dans les 5 litres d'azote.

Un premier problème se pose. Quelle quantité de composé pur faut-il injecter dans le sac ? Elle dépend de la concentration obtenue une fois diluée dans les 5 l d'azote. Celle ci est calculée à partir de la densité du liquide et son poids moléculaire pour un volume injecté donné.

Nous prendrons l'exemple du benzène (C₆H₆):

Si on injecte 0,1 µl de C₆H₆ dans 5 l de N₂ quelle sera donc la concentration du mélange ?

- La masse molaire (M) de C₆H₆ est de 78,1 g/mol et sa densité (ρ) est de 0,879 g.cm⁻³ ;
- Ayant la densité et le volume injecté dans le sac nous calculons le poids de l'échantillon benzène :
 $0,1 \times 10^{-3} \times 0,879 = 8,89 \cdot 10^{-5} \text{ g}$;
- Le nombre de moles de C₆H₆ est : $8,89 \cdot 10^{-5} / 78,11 = 1,12 \cdot 10^{-6} \text{ moles}$;
- 1 mole de gaz à 25°C occupe 24,4 l donc $1,12 \cdot 10^{-6} \text{ moles}$ occupent $1,12 \cdot 10^{-6} \times 24,4 = 2,75 \cdot 10^{-5} \text{ l}$;
- Dans un sac de 5 l d'azote, $2,75 \cdot 10^{-5} \text{ l}$ de benzène est équivalent à une concentration de $2,75 \cdot 10^{-5} / 5 = 5,5 \text{ ppm}$.

IV.3.4.1 Création de la ligne de base pour calibration

Pour débuter la calibration, nous allons d'abord effectuer une ligne de base avec un sac ne contenant que de l'azote N45 (pur à 99,99995 %) :

- Durée du pompage : 10 s ;
- Résultat souhaité : spectre de masse ;
- Gamme de masse : 210 unités de masse atomique, les masses moléculaires des COV concernés étant inférieures à 210 (amu, m/z) ;

Le spectre obtenu sera soustrait des spectres d'azote contenant du benzène mesurés.

IV.3.4.2 Mesure d'un échantillon de concentration connue : exemple du benzène

Maintenant nous pouvons connecter le sac contenant le benzène à l'entrée du spectromètre. La calibration s'effectuant en laboratoire (dans une pièce climatisée d'où très peu de vapeur d'eau) et pour un sac contenant de l'azote sec, l'utilisation de dessiccateur (Nafion) n'est pas nécessaire.

Après avoir obtenu le premier spectre par soustraction de la ligne de base du spectre contenant C_6H_6 injecté, il faut s'assurer de deux informations:

- Retrouve-t-on les pics caractéristiques du benzène en comparant le spectre obtenu au spectre du benzène de la base de données NIST (figure 51) ?
- Le pic avec le plus fort signal n'atteint-il pas la saturation ?

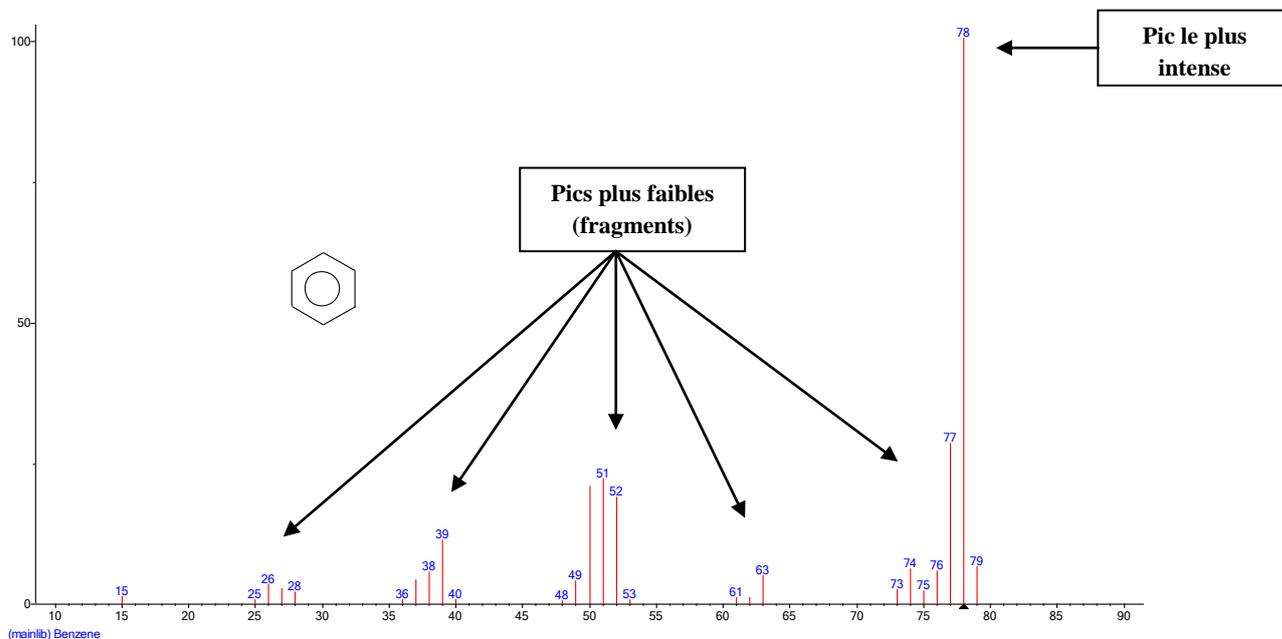


Figure 51 Spectre de masse du benzène d'après la base de données NIST

Les pics caractéristiques du benzène ont tous été retrouvés, exactement avec les mêmes rapports d'amplitude que celui de la base NIST (figure 51). Ce spectre est comme l'empreinte

digitale du composé. Indépendamment du pic avec la plus forte intensité (pic à $m=78$) qui représente la masse molaire du benzène, la présence de tous les autres pics est importante (fragments, figure 51). Ces fragments vont permettre de différencier un composé d'un autre s'ils ont la même masse molaire. Pour une identification précise un spectre doit contenir entre 10 à 20 fragments. On peut prendre l'exemple du xylène qui présente trois isomères (ortho, méta, para). La masse molaire de ces 3 composés est identique, cependant les fragments de spectre pour chaque isomère diffèrent.

Pour 0,1 μl de C_6H_6 on obtient un pic à $m=78$ avec une intensité de 180 000 coups. Sachant que la saturation de l'appareil se trouve à 300 000 coups ce résultat est convenable. Si l'on retrouve des pics parasites dans le spectre, on peut les effacer manuellement à l'aide du logiciel pour garder uniquement les pics qui nous intéressent.

Nous venons donc de calibrer notre appareil pour le benzène. Si on avait atteint la saturation, il aurait fallu préparer de nouveau un échantillon de benzène dans l'azote, avec une concentration plus faible.

Ce protocole est appliqué à chaque composé (tableau 14).

Composés	Volume (μl) injecté dans un sac Tedlar de 5 l	Concentration de la calibration (ppm)
Benzène	0,1	5,5
Toluène	0,1	4,6
Ethylbenzène	0,1	4
Acétaldéhyde	0,1	8,64
Trichloréthylène	0,1	5,4
Tétrachloréthylène	0,15	7,2
111 Trichloréthane	0,1	4,8

Tableau 14 Concentration des différents composés dans un sac Tedlar de 5 L pour un volume injecté

Comme nous l'avons souligné au début de ce paragraphe, l'utilisation de sacs Tedlar ainsi que de composé liquide pur est nécessaire pour la calibration. Signalons que la première difficulté est que ces produits ne sont pas disponibles en Guadeloupe. Il a donc fallu les commander et leur transport, dangereux et très onéreux, suppose des conditions de précaution importantes. Ces commandes ont retardé la calibration de 6 mois.

Une fois le MS 200 calibré, il faut évaluer la sensibilité pour le composé à quantifier.

IV.3.4.3 Sensibilité

En utilisant l'amplitude du pic de plus forte intensité on calcule la sensibilité du MS 200 pour un composé de la manière suivante :

$$S = \frac{A_S - A_B}{c}$$

Avec :

S : sensibilité [coups/ppb]

A_S : amplitude du pic de plus forte intensité dans le spectre contenant le produit injecté [coups]

A_B : amplitude du pic de plus forte intensité dans la ligne de base (Background) [coups]

c : concentration du composé dans le sac Tedlar [ppb]

Pour notre exemple (C_6H_6), le pic de plus forte amplitude est de 175257 coups pour le produit injecté et 19745 coups pour le background avec une concentration de 5500 ppb.

$$S = \frac{175257 - 19745}{5500} = 28,27 \text{ coups/ppb}$$

En sachant que le manuel de l'appareil (Kore, 2008) requiert une sensibilité comprise entre 20 et 40 coups/ppb pour le benzène, nous en déduisons que l'appareil répond parfaitement au critère de sensibilité. Pour tous les composés ce paramètre est calculé (tableau 15) :

Composé	Numéro du pic à plus forte amplitude	A_S [coups]	A_B [coups]	[c] [ppb]	S [coups/ppb]
Benzène	78	175257	19745	5500	28,3
Toluène	91	66688	381	4600	14,4
Ethylbenzène	91	214831	381	4000	53,6
Acétaldéhyde	44	24799	13645	8640	1,3
Trichloréthylène	130	133647	4051	5400	24
Tétrachloroéthylène	166	224457	273	2400	93,4
111 Trichloroéthane	97	266235	11614	4800	53,1

Tableau 15 Sensibilité du MS 200 pour les composés étalonnés

A l'aide du tableau 15 nous pouvons déterminer le composé pour lequel le spectromètre est le plus sensible, l'acétaldéhyde avec 1,3 coups/ppb, et celui pour lequel il l'est le moins : tétrachloroéthylène avec 93,4 coups/ppb. Il faudra donc à l'appareil un temps de stabilisation plus long avec le tétrachloroéthylène car pour mesurer 1 ppb de ce composé il lui faut 93,4 coups. A titre comparatif, pour mesurer 1 ppb d'acétaldéhyde 1,3 coups suffiront.

Remarque : le tétrachloroéthylène a été calibré et mesuré dans la référence donnée par le constructeur (Kore technology, 2005) qui utilisait un temps de stabilisation de 2 minutes. Nous pouvons en déduire qu'après 2 min, le MS est stabilisé pour tous les composés avec lesquels nous l'avons calibré.

IV.3.5 Création de la ligne de base pour les mesures de terrain

Le but de cette opération est d'avoir une ligne de base la moins polluée possible. De nombreuses expériences effectuées dans nos locaux nous ont prouvé que l'air dans nos laboratoires était contaminé. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'ils sont non loin de ceux du département de Chimie, de plus l'université est en ce moment en pleins travaux. Il va donc falloir trouver un lieu où l'air subit le moins l'influence anthropique. La topographie de l'île

est également à prendre en considération. En effet, lorsque le vent pénètre dans l'archipel il se charge en polluants dû à la présence de nombreuses sources de pollution: anthropique (trafic routier, usine, pesticides...) et végétale (présence d'algue rouge dans les littoraux, mangrove...). Les alizés ayant en moyenne un flux d'Est, la cote Est (figure 52) est l'endroit idéal pour réaliser cette mesure.

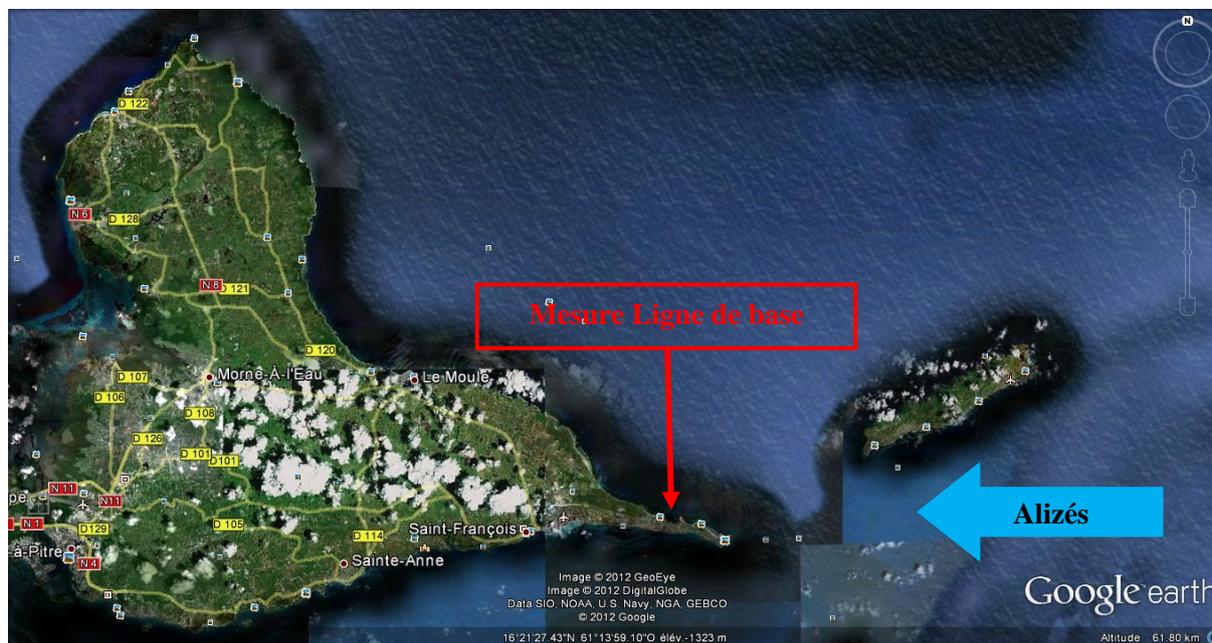


Figure 52 Cote Est de la Guadeloupe (Google Earth)

La commune de Saint François plus précisément la Pointe des Châteaux fut choisie pour son accessibilité et le faible trafic routier y régnant durant la semaine.

L'environnement est un faible couvert végétal sur tuf ($16^{\circ} 14' 58''$ N ; $61^{\circ} 11' 21''$ O, figure 52).

Lors de cette mesure les conditions climatiques sont les suivantes :

- Vent moyen (FF) avec des rafales d'Est ;
- Température (T°) de 28°C ;
- Temps couvert sans pluie (beaucoup de rayonnement diffus) au début de la mesure, qui va tendre à devenir dégagé en milieu d'expérience.

Etant à l'extérieur avec en moyenne 85% d'humidité, le dessiccateur Nafion fourni avec le MS 200 sera utilisé pour éliminer la vapeur d'eau du flux d'air échantillonné.

Lors des mesures avec le MS 200, la principale question qui se pose est l'effet de la dégradation du vide dans le spectromètre de masse sur la qualité des mesures. Au cours de la mesure, chaque fois que l'on introduit un échantillon, le vide se dégrade, d'où une augmentation en intensité des pics des composés caractéristiques de l'air. Pour remédier à ce problème, nous créons différentes lignes de base avec de l'air ambiant pour différentes valeurs du vide. Lors de la mesure de l'échantillon à étudier, nous notons la pression dans le MS du début à la fin de l'expérience. Les différents spectres ainsi mesurés et correspondant à différentes valeurs du vide sont traités avec la ligne de base convenable

Protocole de tracé des lignes de base. Nous allumons l'appareil en le laissant pomper l'air extérieur en continu (valve d'entrée ouverte). Conséquence le vide à l'intérieur du MS 200 se dégrade. A chaque décroissance (par exemple tous les $5 \cdot 10^{-6}$ Pa) nous effectuerons un spectre de masse (tableau 16) qui nous servira par la suite de ligne de base pour quantifier la concentration des composés pour lesquels nous avons calibré l'appareil.

Nom du fichier	MS 200 vide (10^{-6} Pa)
Ligne de base_pointedeschateaux_01	10
Ligne de base_pointedeschateaux_02	15
Ligne de base_pointedeschateaux_03	20
Ligne de base_pointedeschateaux_04	25
Ligne de base_pointedeschateaux_05	30
Ligne de base_pointedeschateaux_06	35
Ligne de base_pointedeschateaux_07	40
Ligne de base_pointedeschateaux_08	45
Ligne de base_pointedeschateaux_09	50
Ligne de base_pointedeschateaux_10	55
Ligne de base_pointedeschateaux_11	60

Tableau 16 Ligne de base avec différents niveaux de vide à la Pointe des Châteaux

IV.3.6 Programmation du MS 200

Sur site, le MS 200 prend au maximum 2 minutes pour se stabiliser avec un échantillon (Kore, 2008).

Pour la programmation du MS 200 nous nous sommes donc basés sur une étude faite par le constructeur dans une décharge (Kore technology, 2005). Dans cette étude on retrouve la plupart des composés pour lesquels nous voulons calibrer le spectromètre. Le protocole de mesures dans cette étude est le suivant : après allumage de l'appareil (durée : environ 1 minute), une durée de stabilisation de 2 minutes est nécessaire avant un échantillonnage d'air d'une durée de 10 secondes.

Suite à cette étude nous choisissons le protocole suivant pour chaque point de mesure :

Programmation de l'ordinateur :

- Durée du pompage : 15 s ;
- Résultat souhaité : spectre de masse ;
- Gamme de masse : 210 unités de masse atomique (amu, m/z) ;
- Nombre d'expériences : 10 ;
- Délai de pause entre chaque mesure : 5 secondes.

Mise en marche du MS :

- Allumage du MS (environs 1min) ;
- Ouverture de la vanne « sample » pour permettre la stabilisation de l'appareil (environs 2min) ;

- Ouverture de la valve d'entrée permettant aux molécules de gaz de pénétrer dans la chambre où il y a le vide en passant successivement par la 1^{ère} membrane puis la 2^{ème} membrane (pompage de 15s) ;
- Obtention d'un spectre de masse pour un vide donné.

Ce protocole est répété pour chaque point de mesure effectué avec le spectromètre de masse. Entre la mise sous tension du MS 200 et l'obtention des 10 spectres de masse correspondant à des vides variant de 5 en 5. 10^{-6} Pa à partir de 10^{-5} Pa, environ 6 minutes s'écoulent.

Sur le terrain, les spectres obtenus contiennent ceux de plusieurs gaz et en particulier ceux des gaz étudiés. Des spectres obtenus sont soustraites les lignes de base à la pression correspondante. Le logiciel calcule alors directement la concentration des gaz recherchés à partir des sensibilités déterminées lors des étalonnages.

IV.4 Réseau de qualité de l'air GWAD'AIR

GWAD'AIR est l'Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air en Guadeloupe. C'est une association d'intérêt général à but non lucratif (de type loi 1901) qui a été créée le 30 novembre 2000 et agréée par le Ministère de l'Écologie et du développement Durable (MEDD). Le réseau GWAD'AIR comprend une station urbaine à Pointe-à-Pitre, une station périurbaine et une station industrielle à Baie-Mahault et une station périurbaine au Raizet (dans la ville des Abymes), et une station mobile utilisée lors de campagnes de mesures ponctuelles (figure 53).

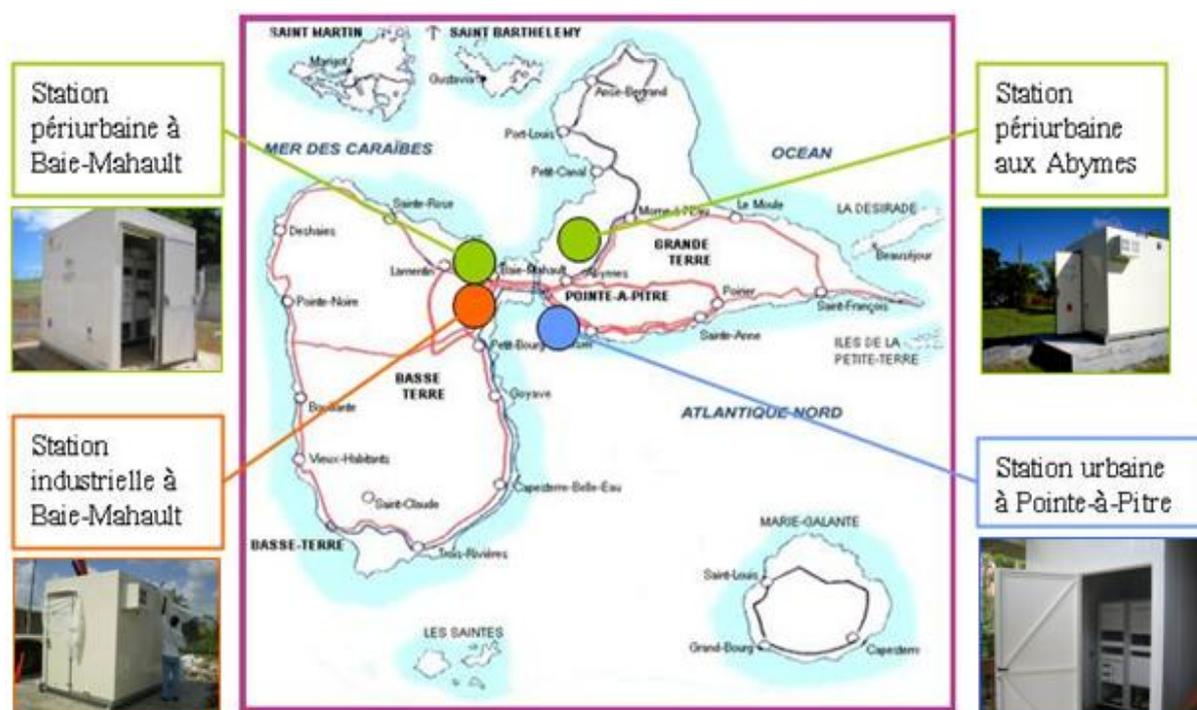


Figure 53 Schéma du réseau de mesure GWAD'AIR (GWAD'AIR, 2009)

Chaque station est équipée des analyseurs automatiques suivants (Hanna, 2011) :

- 1 analyseur d'oxyde d'azote NOX 2000 G;
- 1 analyseur de poussières TEOM 1400A;
- 1 analyseur d'ozone OZ 2000 G;
- 1 calibrateur SONIMIX 3022-2000TM;
- Et pour la seule station de Pointe à Pitre 1 analyseur de dioxyde de soufre SF 2000 G;

L'analyseur de dioxyde de soufre (SF 2000 G) est un analyseur par fluorescence Ultraviolet utilisant une source de longueur d'onde voisine de 215 nm qui à la propriété d'exciter la molécule de SO₂. Cette excitation va engendrer la désactivation de la molécule SO₂ par émission d'une radiation électromagnétique. C'est ce processus qui permet la mesure du SO₂. L'analyseur d'oxyde d'azote (NOX 2000 G) est un détecteur par chimiluminescence de NO et NO_x. Son principe est basé sur la réaction chimique entre O₃ et NO (NO + O₃ ↔ NO₂ + O₂). La réaction de chimiluminescence ne peut se faire qu'entre NO et O₃. L'analyse de NO₂ est donc effectuée uniquement lorsque NO₂ a été chimiquement réduit en NO. Pour finir, l'analyseur effectue une mesure directe de NO et de NO_x (après la conversion du NO_x en NO) dans des séquences de mesures alternatives car la concentration de NO₂ n'est pas directement mesurée, mais calculée comme étant leur différence.

L'analyseur d'ozone type SERES (OZ 2000 G) se base sur la loi de Beer-Lambert pour calculer les concentrations en O₃. I₀ (intensité U.V mesurée sans ozone dans l'échantillon) et I (intensité U.V mesurée en présence d'ozone dans l'échantillon) corrigée par la température et la pression permettent de calculer la concentration d'ozone par le biais de cette loi. :

$$I = I_0 e^{-kc}$$

Le TEOM 1400A (Tapered Element Oscillation Microbalance) utilise une méthode de mesure de concentration des particules en suspension dans l'air basée sur la pesée des particules échantillonnées à l'aide d'une microbalance constituée d'un élément conique oscillant à sa fréquence naturelle. La concentration est obtenue en divisant la masse mesurée par le volume d'air prélevé lors de l'échantillonnage.

Les stations sont également dotées d'un mât météorologique permettant de mesurer vitesse et direction du vent (anémomètre ultrasonique WS425) ainsi que température et humidité de l'air.

Selon les directives européennes définissant des Zones Administratives de Surveillance de la qualité de l'air (ZAS), on distingue deux zones pour la région Guadeloupe : l'agglomération pointoise (Les Abymes, Baie-Mahault, le Gosier, Pointe à Pitre) et la Guadeloupe hors agglomération pointoise. Néanmoins, du fait de la spécificité géographique de l'archipel guadeloupéen (de nombreuses îles, certaines distantes de plus de 200 km), ce zonage est inapproprié pour des aires de qualité de l'air non homogènes (Plan de Surveillance de la Qualité de l'Air en Guadeloupe, 2003). L'archipel de la Guadeloupe fut donc divisé en 9 zones appelées Unités Territoriales d'Evaluation Préliminaire (UTEP).

Nous focalisons notre étude sur l'UTEP de l'agglomération pointoise (environ 133 000 habitants pour une superficie de 175 km²), où se trouve la Gabarre.

IV.5 Mesure de CO₂ et CO en air extérieur: IAQ-CALC 7545

L'IAQ-CALC 7545 (figure 54) est un instrument de mesure de qualité de l'air de la marque « Trust Science Innovation » (TSI) permettant de mesurer et d'enregistrer des paramètres tels que le dioxyde de carbone (CO₂), le monoxyde de carbone (CO), la température, l'humidité et calcule la température du point de rosée et du bulbe humide pour ne citer qu'eux.



Figure 54 IAQ-CALC 7545 de TSI

Tous ces paramètres néanmoins ne peuvent être mesurés simultanément ce qui implique une sélection des variables suivant le type d'analyse. Cet instrument portable se compose d'une sonde de mesure (longueur : 18 centimètres, diamètre de l'embout : 2 centimètres) ainsi que d'un boîtier pesant 270 grammes (piles incluses) effectuant la programmation et la collecte des données. Avec 4 paramètres activés, l'IAQ-CALC 7545 peut stocker 26 900 points de données.

Nous avons utilisé cet instrument pour mesurer CO₂ et CO dans la décharge et ses alentours. Pour le CO₂, le capteur est de type Infrarouge non diffuseur avec une gamme de mesure comprise entre 0 et 5000 ppm pour une résolution d'1 ppm et précision de ± 50 ppm. Pour CO, le capteur est de type électrochimique avec une plage de mesure comprise entre 0 et 500 ppm pour une résolution de 0,1 ppm et une précision de $\pm 3\%$ du relevé.

CHAPITRE III

Concentrations des gaz émis par la
décharge et analyse des conditions
météorologiques de leurs transferts vers la
zone urbaine

I. Concentration des gaz de décharge dans la zone entourant la Gabarre

Nous avons sélectionné un certain nombre de gaz caractéristiques des émissions de décharge d'ordures ménagères. Nous avons mesuré ces gaz dans la décharge de la Gabarre, dans la zone urbaine contigüe et dans la zone rurale, la mangrove, qui l'entoure. Les sites de mesures sont présentés figure 16.

La campagne de mesures au MS 200 s'est déroulée du 11 au 22 juin 2012 le soir. La décharge est toujours le premier point de mesure, à 18h, juste après la fermeture du site. Pour chaque nuit, nous disposons des concentrations pour 15 sites : 4 dans la décharge (dont 1 à la sortie d'un puits, 1 sur le tas de déchets frais, 1 sur un tas de déchets anciens et 1 à la sortie de la décharge), 9 sites urbains et 2 sites ruraux.

Sur chaque site, nous réalisons 10 mesures d'un échantillon de gaz. La durée d'acquisition de chacun est de 15s et l'intervalle entre deux mesures est de 5s.

Ces données chimiques seront comparées aux données météorologiques pour chaque site. Pour chaque site nous utiliserons les mesures de température in situ et en particulier son évolution nocturne, comparées aux données de Météo France (température, vent, nébulosité) afin d'accéder à la cause du transport.

I.1 Mesures de COV au spectromètre de masse MS 200 dans la décharge et son environnement

La figure 55 montre l'évolution de la vitesse horizontale moyenne du vent entre 20 m et 120 m d'altitude par mesure SODAR durant la campagne de mesure à l'aide du spectromètre de masse.

Les mesures au MS 200 s'effectuant au sol donc nous nous intéressons au vent à 20m. Pour ces mesures en début de soirée, le vent est faible, de l'ordre de 2 ms^{-1} (200 cm/s).

Remarque : sur la figure la brusque chute du vent entre 7h et 8h s'explique par la forte activité anthropique (bruyante) sur la décharge qui rend obsolètes les mesures au SODAR. En effet cette plage horaire correspond à l'heure d'ouverture de la décharge. Après un court passage à la pesée, les camions stationnant très tôt le matin devant le site se suivent en longue file pour accéder au dôme de déchets. C'est la plage horaire où l'activité sur le site est la plus dense.

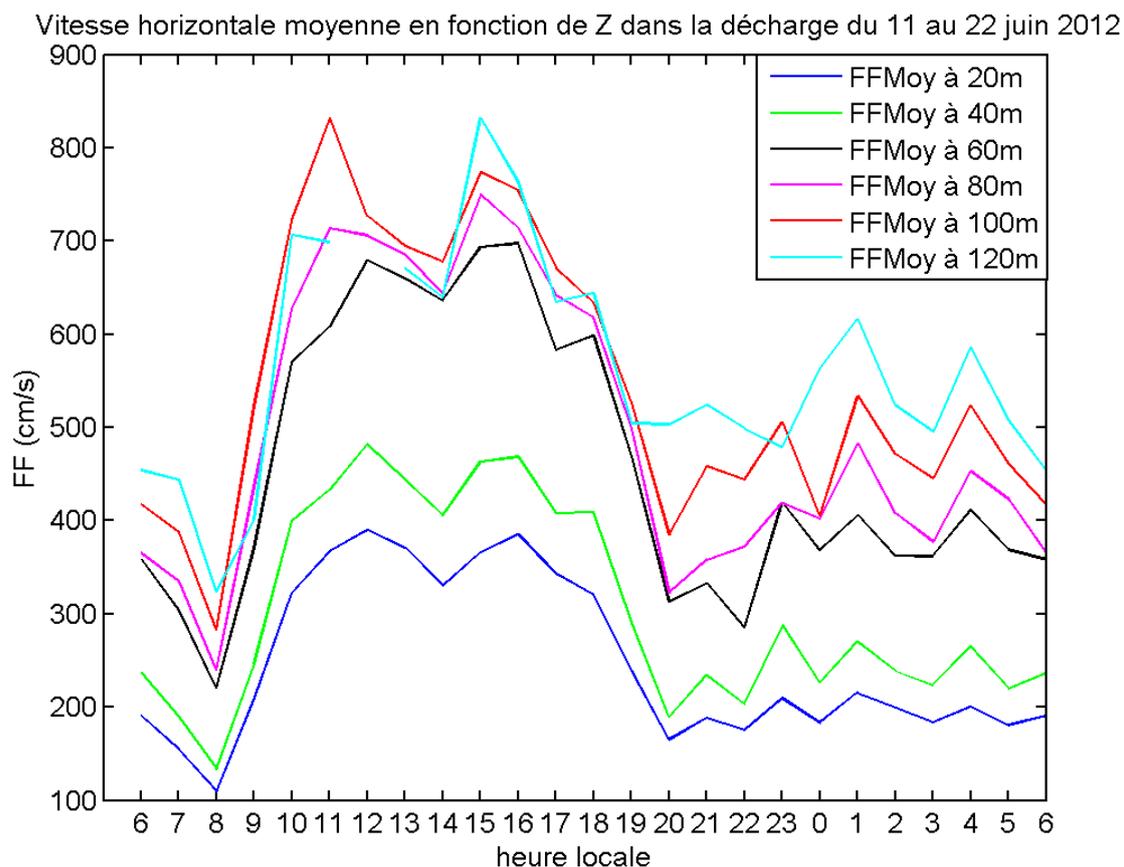


Figure 55 Variation de la vitesse horizontale moyenne du vent en fonction pour une altitude comprise entre 20m et 120m durant la campagne de mesure au MS 200

Le tableau 18 de la page 102 donne les moyennes et écart type pour tous les jours de mesure, sauf le 21/06/2012 dont les résultats seront détaillés par la suite. Ces données sont pour des jours sans pluie et des vents modérés en début de mesure, vers 17h30-18h avec pour commencer le dôme de déchets.

Dans ce tableau nous constatons que les mesures de biogaz au point « tête de puits » présentent toujours les concentrations les plus grandes quel que soit le COV. Comparé aux autres sites, l'écart type pour chaque composé en sortie de tête de puits est toujours très faible ce qui est en accord avec la stabilité de la composition du biogaz à l'émission. Le biogaz issu de la tête de puits proviennent de couches profondes et donc anciennes de déchets ; (Kim et Kim, 2002). La teneur en COV de ce biogaz correspond donc à la dégradation de déchets en condition anaérobie. Les autres points de mesure dans la décharge situés au niveau du dôme de déchets : « Dans les déchets » et « Entre 2 monticules de déchets » donnent la teneur en COV correspondant à une dégradation en conditions aérobies (figure 56).

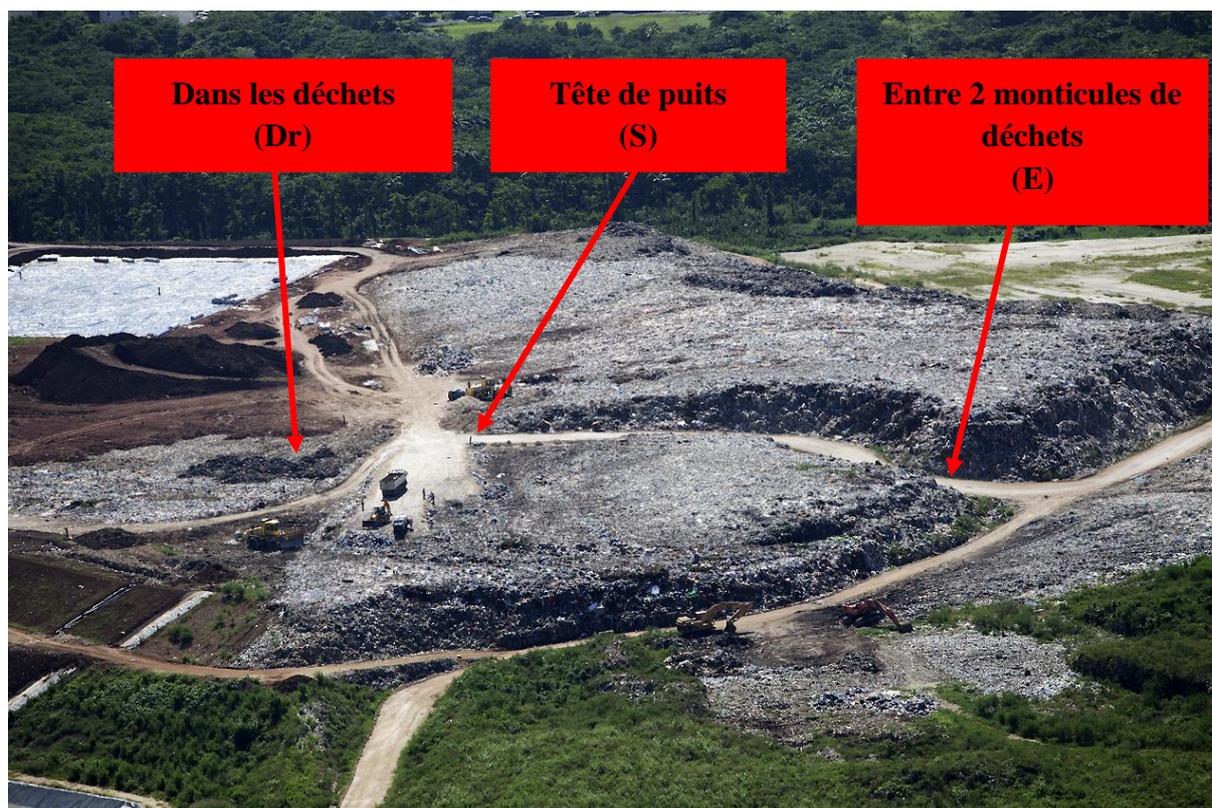


Figure 56 Localisation des points de mesure MS 200 sur le dôme de déchets (Groupe Sèche)

Le tableau 17 donne une la direction et la distance à vol d'oiseau entre le point source S (choisi comme origine) et les autres points de mesure (voir figures 15 et 2).

	Point de mesure	Direction	Distance (km)
Tête de puits	S	0	0
Dans les déchets	Dr	Nord Nord Est	0,05
Entre 2 monticules	E	Sud Sud Ouest	0,09
Entrée décharge	6	Sud Sud Ouest	0,6
Chicanes	9	Sud Sud Est	0,8
Papyrus	17	Sud Est	0,9
Mini Foot	7	Sud Sud Ouest	1,1
Lagon	8	Sud Sud Ouest	1,25
Quartiers	13	Sud Est	1,2
Rivière Salée	2	Nord Nord Ouest	1,5
Mangrove	4	Nord Ouest	1,4
Terrain Agathon	15	Ouest Sud Ouest	1,3
Alliance	3	Nord Ouest	1,6
Aéroport-MF	14	Nord Est	2,7
Fonds Sarail	16	Ouest Nord Ouest	3,7

Tableau 17 Direction et distance à vol d'oiseau entre la source et les autres points de mesure

Lors de la présentation des résultats, les COV mesurés seront classés par catégories :

- Les aromatiques : le benzène, l'éthylbenzène, le toluène ;

- Les organochlorés : le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le 111-trichloroéthane ;
- Les aldéhydes : l'acétaldéhyde.

Gaz	Acétylaldéhyde (ppm)		Benzène (ppb)		Ethyl benzène (ppb)		Trichloro éthylène (ppb)		111.trichloro ethane (ppb)		Toluène (ppb)		Tétrachloro éthylène (ppb)	
	[C]±STD	%	[C]±STD	%	[C]±STD	%	[C]±STD	%	[C]±STD	%	[C]±STD	%	[C]±STD	%
Lieu (Point)														
Puits biogaz (S)	14,1 ± 3,2	0,7	271,0 ± 90,1	3,6	172 ± 80	7,7	92 ± 50	1,4	34 ± 19	8,6	514 ± 223	9,4	7,1 ± 6,1	10,7
Dans les déchets (Dr)	8,8 ± 1,0	0,4	45,4 ± 32,3	0,7	18,5 ± 12	0,8	0,4 ± 1,3	19	10 ± 1,8	1,5	65,8 ± 33	0,8	0,8 ± 0,3	1,9
Entre 2 monticules de déchets (E)	11,6 ± 3,6	0,7	88,3 ± 22,8	6,2	31,7 ± 12	6	3,0 ± 5,1	15	12 ± 3,7	4,3	93,1 ± 21	5	1,6 ± 0,6	6
Entrée Décharge (6)	11,6 ± 3,8	0,7	72,2 ± 25,7	3,8	19,9 ± 4,5	7,5	0	-	9,8 ± 3,6	6,4	61,8 ± 16	7	1,2 ± 0,5	11,8
Mini Foot (7)	10,4 ± 2,5	0,7	58,4 ± 28,9	2,3	15,6 ± 5,2	3,5	0	-	6,7 ± 2,7	4,2	41,5 ± 22	3,8	0,9 ± 0,6	6,7
Lagon (8)	10,2 ± 3,6	0,7	61,9 ± 35,2	2,7	16,8 ± 7,7	5	0,6 ± 1,8	12	6,9 ± 3,5	5,6	49,8 ± 28	5,4	1,1 ± 0,5	9,5
Chicanes (9)	12,2 ± 3,1	0,7	78,6 ± 34,4	3	19,6 ± 6,4	6	1,1 ± 1,8	28	8,1 ± 2,8	7,1	58,2 ± 27	7,2	1,3 ± 0,5	9,5
Rivière salée (18)	9,9 ± 3,9	0,8	44,4 ± 38,0	4,3	11,3 ± 7,6	8,2	0,6 ± 1,7	14	5,0 ± 3,5	7,7	33,9 ± 30	13,4	0,6 ± 0,5	12,4
Alliance (3)	12,8 ± 4,4	0,8	80,7 ± 52,2	6	19,0 ± 11	7,2	2,2 ± 6,7	3,9	8,3 ± 5,1	10	61,5 ± 40	12	1,1 ± 0,7	8,5
Mangrove (4)	11,9 ± 3,2	0,9	67,2 ± 35,8	4,1	16,6 ± 7,4	8,1	1,2 ± 3,7	6,7	7,2 ± 3,7	9,6	50,6 ± 33	9,9	1 ± 0,8	11,8
Aéroport MF (14)	10,0 ± 3,0	0,8	53,3 ± 41,3	4,8	14,5 ± 9,6	9,5	1,0 ± 3,0	8,4	5,8 ± 3,5	10,7	45,2 ± 38	10,5	0,8 ± 0,4	15,1
Terrain Agathon (15)	10,7 ± 2,8	0,8	59,1 ± 25,6	3,7	14,7 ± 5,9	9,6	0,3 ± 1,0	23	6,3 ± 2,0	8,7	45,3 ± 16	8	0,9 ± 0,4	13,2
Fonds Sarail (16)	9,1 ± 3,6	1	37,5 ± 40,3	9	12,0 ± 7,7	8,1	0,7 ± 2,0	13	5,0 ± 3,8	13,4	29,9 ± 34	13,4	0,6 ± 0,5	12,4
Papyrus (17)	11,8 ± 3,6	0,7	74,8 ± 36,5	3,1	18,4 ± 7,3	7,7	1,1 ± 2,2	20	9,1 ± 3,9	7,7	59,4 ± 27	7,2	1,3 ± 0,9	9,4
Les Quartiers (13)	10,8 ± 2,8	0,9	60,9 ± 38,6	6,1	15,9 ± 7,8	12,4	0,7 ± 2,2	11	7,9 ± 3,7	15	53 ± 28	14,3	1,0 ± 0,6	17,3

Tableau 18 Concentrations moyennes de COV pour différents sites à l'intérieur et autour de la décharge

Légende tableau

ND : Non Détecté

(point) : identifie le point de mesure sur la figure 16 et 56

% : coefficient de confiance (en pourcentage) sur le calcul de la concentration compte tenu de la présence de plusieurs gaz. Plus ce coefficient est petit et plus l'ajustement par rapport à la calibration est précis.

I.1.1 Les composés aromatiques

Les concentrations moyennes des composés aromatiques sont présentées dans la figure 57. La teneur en COV aromatiques du biogaz a été largement étudiée dans la littérature. De nombreuses études observent une teneur en toluène toujours supérieure à celles du benzène et de l'éthylbenzène (Kim et Kim, 2002 ; Kim *et al.*, 2008). Les mesures effectuées à la Gabarre confirment cette tendance. Dans cette figure, pour une meilleure observation de la répartition des concentrations à l'extérieur du site, au point Puits biogaz (ou S), nous avons divisé la concentration du toluène par 3 et celle du benzène et de l'éthylbenzène par 2. Lors de la discussion des résultats, les concentrations utilisées pour Puits biogaz seront néanmoins celles du tableau 18.

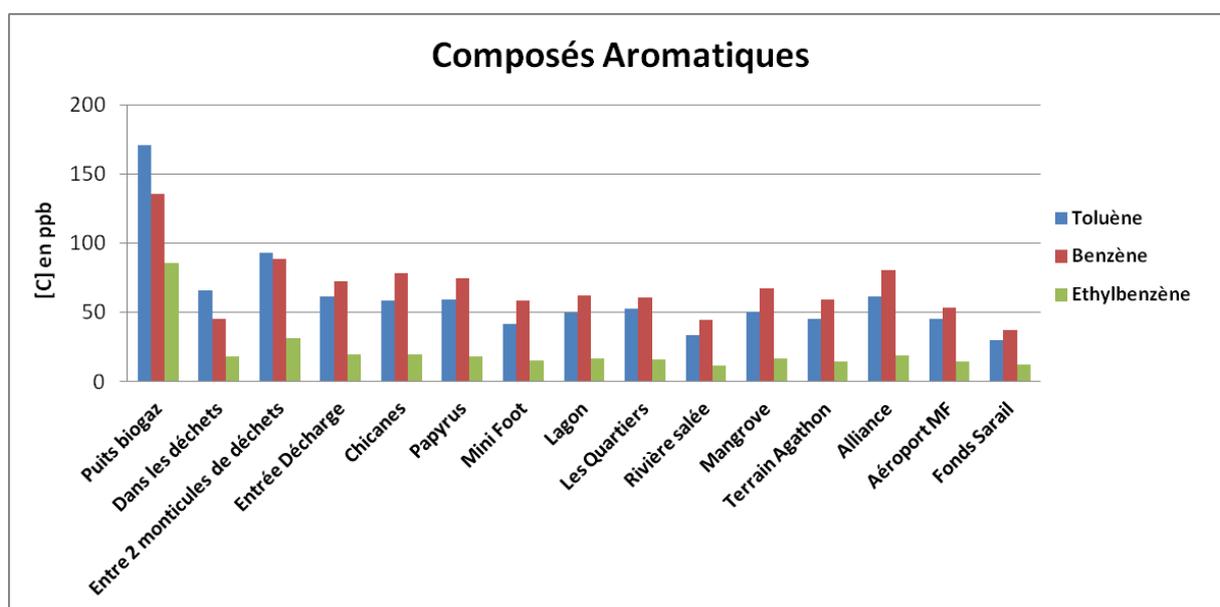


Figure 57 Concentration moyenne des composés aromatiques à l'intérieur et à l'extérieur de la décharge. Les sites de mesures sont rangés en fonction de leur distance au point S, Puits biogaz

La figure 57 montre une forte teneur en composés aromatiques au point S avec 514 ± 223 ppb de toluène, $271,0 \pm 90,1$ ppb de benzène et 172 ± 80 ppb d'éthylbenzène.

- En ce qui concerne le benzène, les points Puits biogaz et Entre 2 monticules de déchets (point E) ont les plus fortes concentrations (respectivement $271,0 \pm 90,1$ ppb et $88,3 \pm 22,8$ ppb). Dans les déchets (point Dr), la concentration est moins importante : $45,4 \pm 32,3$ ppb. En comparant les mesures nocturnes à l'extérieur de la décharge à des mesures passives GWAD'AIR effectuées dans la même zone d'étude, nous remarquons que la moyenne de nos concentrations est beaucoup plus importante. En effet, les mesures passives (données Radiello) sont de l'ordre de 0,5 ppb pour des zones avec un fort trafic automobile (GWAD'AIR, 2011). Plusieurs raisons peuvent expliquer ces différences entre les 2 méthodes de mesures :
 1. Les mesures passives sont des moyennes diurnes et nocturnes. Les mesures diurnes, au moment où la dispersion est très importante à cause des alizés, vont biaiser les mesures nocturnes lors de la moyenne.

2. Ces mesures ne permettent pas de suivre les fluctuations rapides de concentration, pics de pollution mesurables avec le MS 200 ;
3. Les mesures passives furent effectuées en 2011 année particulièrement pluvieuse (Météo France 2011). Cette forte pluviométrie peut engendrer un fort lessivage de la pollution atmosphérique.

Les données GWAD’AIR sont cependant du même ordre de grandeur que pour un trafic soutenu dans de grandes agglomérations françaises. Indépendamment du trafic automobile, il y a donc un fort apport de benzène provenant de la décharge pour les zones jouxtant la décharge.

- L’amplitude du toluène est plus importante à Puits biogaz (514 ± 223 ppb) que Dans les déchets et Entre 2 monticules de déchets combinés ($158,9$ ppb). Selon Chiriac (2004), le toluène est détecté en quantité non négligeable après dépôt des déchets par volatilisation directe de certains composés se trouvant dans les déchets stockés. Par la suite, après couverture des déchets, la fermentation anaérobie va radicalement augmenter le taux de toluène. Nos mesures confirment cette tendance avec un taux de toluène à Puits biogaz 8 fois supérieur à celui mesuré Dans les déchets. A l’extérieur de la décharge les concentrations moyennes en toluène sont beaucoup plus faibles qu’à Puits biogaz mais ne sont pas négligeables. Tout comme le benzène, les concentrations de toluène mesurées au MS 200 sont largement supérieures aux mesures passives : $0,9$ ppb dans notre zone d’étude (GWAD’AIR, 2011). Outre le trafic routier, la décharge contribue donc à un apport considérable en toluène pour les zones contiguës au site.
- L’éthylbenzène présente des concentrations plus importantes à Puits biogaz et Entre 2 monticules de déchets (172 ± 80 ppb et $37,7 \pm 12$ ppb) et des concentrations plus faibles à l’extérieur du site, la plus faible étant de $11,3 \pm 7,6$ ppb à Rivière Salée. Pour tous les points de mesure l’éthylbenzène est celui dont la concentration moyenne est toujours la plus faible. Lorsque la source de pollution est le trafic automobile (Del Gratta *et al.*, 2004), l’éthylbenzène peut avoir des concentrations proches où légèrement inférieures à celle du benzène. Nous en concluons que comme pour le benzène été le toluène, la contribution de la décharge est majoritaire dans la zone entourant la Gabarre.

Ces résultats montrent la forte présence de COV aromatiques dans le biogaz s’expliquant par la nature des déchets. Rappelons l’ancien fonctionnement de la décharge qui recueillait tous types de déchets. En effet, le toluène et le benzène sont des solvants largement utilisés dans les peintures, diluants pour peinture, vernis à ongles, dissolvants, colorants, pesticides, détergents pour ne citer qu’eux (Bonnard *et al.*, 2007). L’éthylbenzène, lui est utilisé dans les pesticides, les vernis, adhésifs entre autres (Del Gratta *et al.*, 2004).

Néanmoins, même pour les déchets frais (point Dr), par volatilisation directe dans l’atmosphère, ces composés se retrouvent en quantité non négligeable. Cela démontre bien que le tri n’est pas optimum et que certains déchets toxiques en quantités dispersées (DTQD) via les ordures ménagères sont toujours stockés à la Gabarre.

I.1.2 Les composés organochlorés

La figure 58 présente les résultats pour les composés organochlorés. Pour une meilleure observation de la répartition des concentrations à l'extérieur du site, au point Puits biogaz, nous avons divisé la concentration du trichloroéthylène par 3 et celle du 111 trichloroéthane et tétrachloroéthylène par 2 dans cette figure. Lors de la discussion des résultats, les concentrations utilisées pour Puits biogaz seront néanmoins celles du tableau 18.

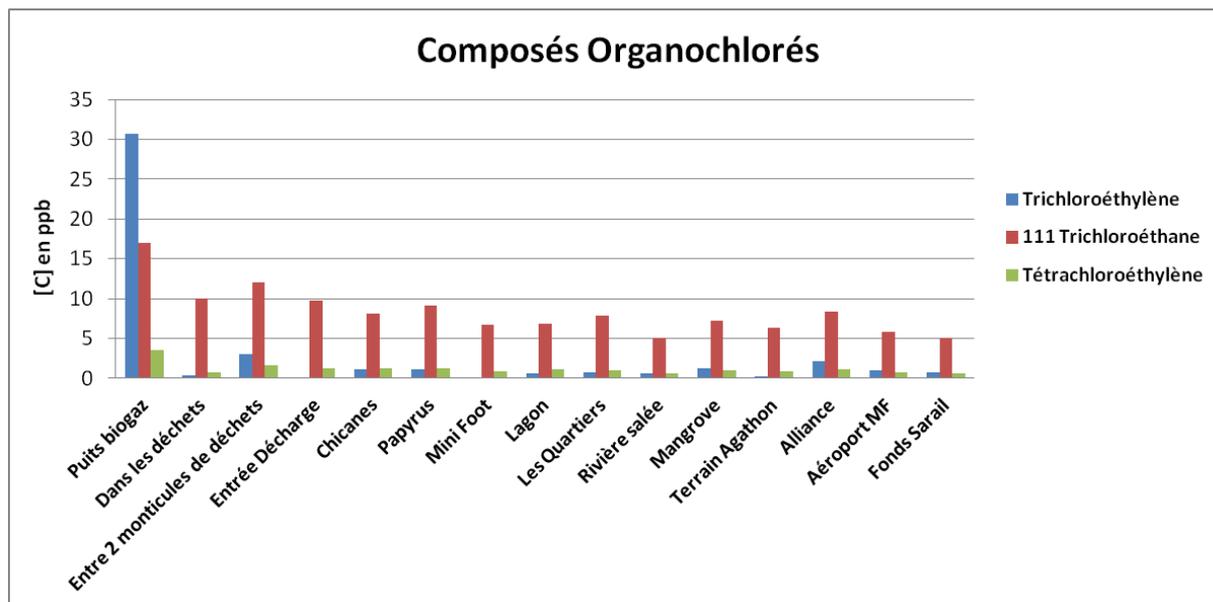


Figure 58 Concentration moyenne des composés organochlorés à l'intérieur et à l'extérieur de la décharge. Les sites de mesures sont rangés en fonction de leur distance au point S, Puits biogaz

- Le trichloroéthylène a une concentration de 92 ± 50 ppb à Puits biogaz, $0,4 \pm 1,3$ ppb Dans les déchets et $3,0 \pm 5,1$ ppb Entre 2 monticules de déchets. Pour Papyrus (point 17) et Chicanes (point 9) qui sont à des distances quasi équivalentes mais des directions légèrement différentes, respectivement 0,9km et 0,8km pour des directions Sud Est et Sud Sud Est, nous avons des concentrations moyennes identiques : $1,1 \pm 2,2$ ppb pour le point 18 et $1,1 \pm 1,8$ ppb pour le point 9. Pour des points tels que Mangrove (point 4) et Alliance (point 3), respectivement 1,4km et 1,6km au Nord Ouest, les concentrations sont légèrement plus importantes : $1,2 \pm 3,7$ ppb pour le point 4 et $2,2 \pm 6,7$ ppb pour le point 3.
- Le tétrachloroéthylène est présent en plus faible quantité au point Puits biogaz ($7,1 \pm 10,7$ ppb). A l'exception de ce point, la répartition du tétrachloroéthylène dans et à l'extérieur de la décharge est plus uniforme avec des valeurs comprises entre $0,6 \pm 0,5$ ppb (Fonds Sarail et Rivière Salée) et $1,6 \pm 0,6$ ppb (Entre 2 monticules de déchets).
- Le 111 trichloroéthane se comporte presque comme le tétrachloroéthylène avec une valeur plus importante au point Puits biogaz (34 ± 19 ppb) et des valeurs plus homogènes pour les points de mesure à l'extérieur de la décharge (entre $5 \pm 3,5$ ppb a

Fonds Sarail et Rivière Salée et $9,1 \pm 3,9$ ppb à Papyrus). La différence avec le tétrachloroéthylène c'est que pour les autres points dans la décharge, le 111 trichloroéthane à des concentrations légèrement plus grandes que celles mesurées à l'extérieur de la Gabarre ($10 \pm 1,8$ ppb Dans les déchets, $12 \pm 3,7$ ppb Entre 2 monticules de déchets et $9,8 \pm 3,6$ ppb au point Entrée décharge). Le 111 trichloroéthane est l'organochloré qui a la plus forte rémanence dans l'atmosphère. Sa durée de vie est de 6 ans (tableau 19). Cela indique que nous avons toujours une concentration de fond du 111 trichloroéthane due à sa forte rémanence atmosphérique.

Il n'existe aucune source naturelle de trichloroéthylène, tétrachloroéthylène et 111 trichloroéthane. Le trichloroéthylène est principalement utilisé pour le dégraissage et le nettoyage à froid des métaux ; le tétrachloroéthylène est largement utilisé comme dissolvant industriel, traitement des textiles, encre d'imprimerie etc. (Del Gratta *et al.*, 2005) et le 111 trichloroéthane est utilisé pour le nettoyage dans diverses industries ainsi que le dégraissage des métaux (INRS, 2007).

I.1.3 L'acétaldéhyde

De tous les composés mesurés, l'acétaldéhyde est celui qui a la répartition la plus homogène (figure 59).

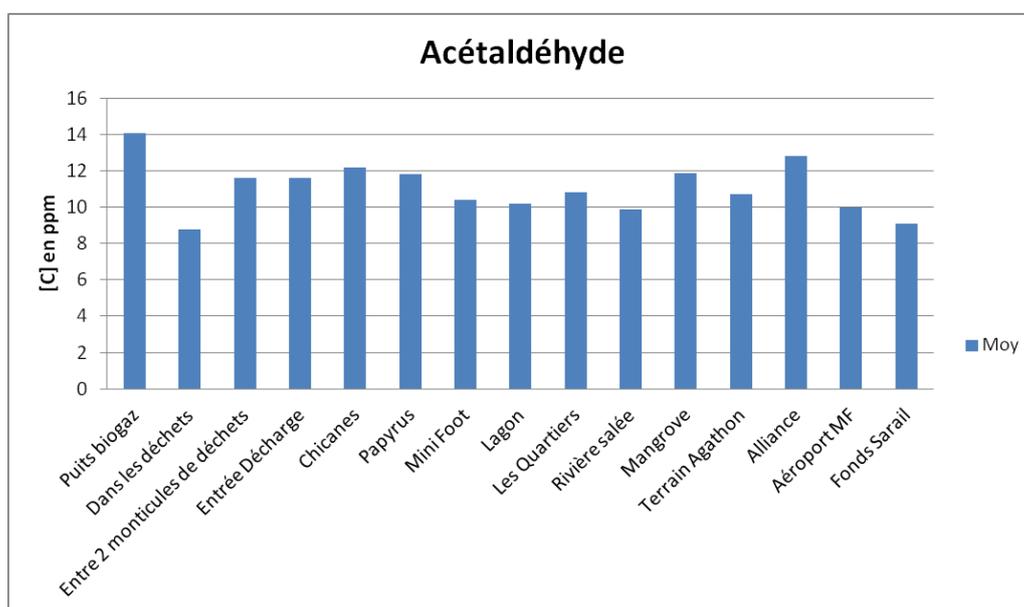


Figure 59 Concentration moyenne d'acétaldéhyde à l'intérieur et à l'extérieur de la décharge

L'acétaldéhyde est présent sur tous les sites en quantité quasi égale, contrairement aux composés aromatiques et organochlorés où l'on observe une diminution de la concentration moyenne en fonction de la distance de la décharge. Sa concentration moyenne varie de $8,8 \pm 1,1$ ppm « Dans les déchets » à $14,1 \pm 3,2$ ppm à la sortie de la tête de puits (point S). Même au point le plus éloigné du point S, Fonds Sarail à 3,7 km Ouest Nord Ouest, la concentration

moyenne reste de $9,1 \pm 3,6$ ppm. Ce composé est facilement détecté par l'appareil pour chaque point de mesure. Dans le tableau 21, l'acétaldéhyde est le seul composé présentant une telle précision pour chaque site. La concentration légèrement plus importante au point S montre une teneur non négligeable d'acétaldéhyde dans le biogaz. A l'extérieur de la décharge, la valeur moyenne est de $10,8 \pm 1,2$ ppm. Les autres points de mesure sur le dôme de déchets donnent des concentrations plus proches de celles mesurées à l'extérieur de la décharge.

Parmi tous les composés mesurés, l'acétaldéhyde est celui qui à la durée de vie la plus courte dans l'atmosphère (tableau 19). Contrairement aux composés organochlorés qui peuvent s'accumuler dans l'atmosphère (par exemple le 111 trichloroéthane durée de vie de 6 ans) l'acétaldéhyde est rapidement dégradé.

Composé	Durée de vie Atmosphérique	Références
Acétaldéhyde	1 jour	Atkinson <i>et al.</i> , 2006
Benzène	10 jours	Chaudhary et Kumar, 2012
Ethylbenzène	2 jours	Arey et Atkinson, 2003
Trichloroéthylène	4 à 15 jours	California Air Resources Board, 1990
111 Trichloroéthane	6 ans	Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2006
Tétrachloroéthylène	4 à 8 mois	Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1997
Toluène	2 jours	Chaudhary et Kumar, 2012

Tableau 19 Durée de vie dans l'atmosphère des COV mesurés à la Gabarre

La courte durée de vie atmosphérique de l'acétaldéhyde et les grandes concentrations mesurées à l'extérieur de la décharge prouvent qu'il existe d'autres sources d'acétaldéhyde. La formation d'acétaldéhyde dans le biogaz est causée par l'oxydation incomplète de la matière organique (Chiriac, 2004). En ce qui concerne les sources d'acétaldéhyde à l'extérieur de la décharge il en existe plusieurs. Ces sources peuvent être d'origine anthropique ou naturelle. Les principales sources anthropiques sont : l'émission directe issue de la combustion de carburant du trafic automobile (California EPA, 1993), les rejets industriels, les centrales électriques, le brûlage des déchets agricoles etc. L'acétaldéhyde se trouve à l'état naturel dans l'environnement. Il est produit par la combustion de la biomasse lors des feux de forêts et de broussailles (Carex Canada, 2009). En plus d'être un polluant primaire l'acétaldéhyde est aussi un polluant secondaire. Il peut se former dans l'atmosphère par oxydation photochimique de différents COV (Bisson *et al.*, 2011). Il est donc quasi impossible de considérer l'acétaldéhyde comme un traceur de la dispersion de COV issus de décharge en milieu urbain vu ces multiples sources.

I.1.4 Choix d'un traceur

Dans les études de gaz de décharges la somme trichloroéthylène + tétrachloroéthylène est choisie comme traceur (Chiriac *et al.*, 2009). La somme de ces 2 composés est effectuée pour

tenir compte de la dégradation du tétrachloroéthylène en trichloroéthylène. En effet selon Rettenberger et Stegmann (1991), la dégradation biochimique du tétrachloroéthylène par substitution en condition anaérobie d'un atome halogène (Cl) par un atome d'hydrogène peut mener à la formation de trichloroéthylène.

La figure 60 montre l'évolution de la concentration moyenne du Tétra + Tri dans un rayon de 1,5 km autour de la décharge. La décharge émettant des COV en conditions aérobies et anaérobies, nous considérons comme source la somme des points Puits biogaz, Dans les déchets et Entre 2 monticules de déchets.

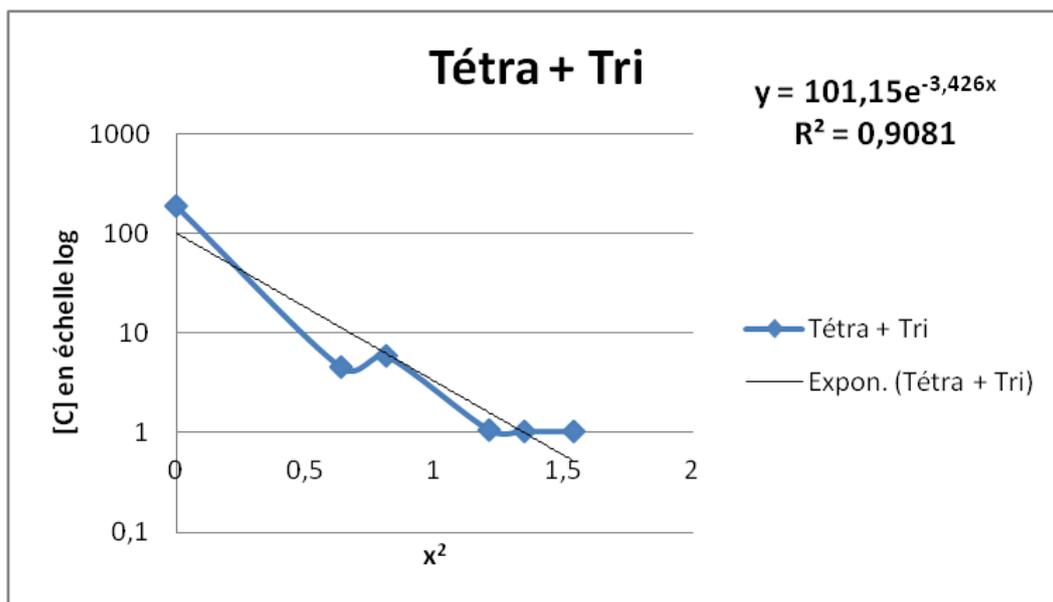


Figure 60 Evolution de la concentration moyenne du tri + tétra en fonction de la distance au carré

Sur la figure 60 (échelle semi logarithmique) nous observons une décroissance quasi exponentielle de la concentration moyenne en fonction du carré de la distance entre la source et les premiers points de mesure (points Chicanes, Papyrus, Mini Foot, Quartiers, Lagon) avec un coefficient de corrélation de 91%. On passe de 192 ppb (Puits biogaz) à 2,4 ppb (Chicanes) pour finir à 1 ppb (Lagon).

Ces résultats prouvent qu'il existe un transfert de COV de la décharge vers les zones contigües. Néanmoins, parmi tous les COV que nous mesurons, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène ne sont pas les plus toxiques (tableau 4).

Examinons de manière plus fine la variation journalière de l'un des composés les plus toxiques : le benzène.

I.1.5 Suivi journalier du benzène à l'extérieur de la décharge

Le tableau 20 montre les concentrations journalières de benzène mesurées pour l'ensemble de la campagne de mesure de juin 2012.

	Mini Foot	Lagon	Chicanes	Rivière salée	Alliance	Mangrove	Aéroport MF	Terrain Agathon	Fond Sarail	Papyrus
Date	[C] (%)	[C] (%)	[C] (%)							
11	31 (8)	22 (11)	63,3 (4)	57 (4)	62 (4,1)	36 (7)	49 (5,1)	50 (4,4)	8,5 (28)	58 (4,5)
12	51 (4,3)	85 (2,7)	66 (3,4)	32 (6,5)	62 (3,7)	75 (3)	26,4 (7,9)	59 (3,7)	33 (6,4)	63 (3,5)
13	68 (2,6)	23 (7,2)	39 (4,3)	31 (6,4)	65 (3,2)	52 (4)	30 (6,7)	70 (2,5)	32 (6,3)	36 (5,7)
14	91 (2)	117 (1,6)	122 (1,4)	141 (1,3)	215 (0,9)	154 (1,2)	155 (1,2)	112 (1,7)	142 (1,3)	148 (1,2)
15	101 (1,8)	108 (1,7)	130 (1,5)	38 (5,4)	36 (5,6)	49 (4,2)	40 (5,1)	32 (6,4)	18 (11)	124 (1,6)
18	76 (2,4)	66 (2,7)	105 (1,8)	18 (9,1)	72 (2,5)	81 (2,3)	77 (2,1)	76 (2,4)	26 (6,3)	73 (2,2)
19	51,5 (3,4)	58,5 (3)	83,2 (2,2)	31 (5,4)	84 (2,2)	61,2 (2,9)	31 (5,4)	56,4 (3,1)	15 (11)	57 (2,7)
20	47 (3,6)	41 (4,1)	66 (2,7)	32,4 (5,2)	75 (2,4)	59 (3)	45 (3,8)	25 (6,6)	39 (4,4)	61 (2,5)
21	35,5 (4,7)	55 (3,2)	43 (3,5)	18,4 (8,8)	50,6 (3,4)	51 (3,4)	36,3 (4,7)	40 (3,7)	19,5 (8,5)	12,5 (11)
22	9 (18)	36,3 (4,1)	33 (5,2)	18,9 (8,6)	55 (3,2)	38 (4,5)	26 (5,5)	51,3 (2,9)	24 (6,9)	53,3 (2,9)

Tableau 20 Concentration journalière du benzène pour les zones jouxtant la décharge

Légende tableau

[C] : concentration de benzène en ppb

% : coefficient de confiance (en pourcentage) sur le calcul de la concentration compte tenu de la présence de plusieurs gaz. Plus ce coefficient est petit et plus l'ajustement par rapport à la calibration est précis

Selon la date, nous observons une forte variation de la valeur du benzène pour un même lieu. Pour des zones opposées au flux d'alizés, Mini Foot-Lagon-Chicanes, nous notons que du 14 au 18 les concentrations du benzène sont largement supérieures à celle du 22 (9 ppb). Cette valeur se rapproche des valeurs obtenues en zone urbaine provenant du trafic automobile. Toutes les autres concentrations sont largement supérieures

En plus du benzène produit par le trafic automobile, il y a donc eu un important apport de benzène de la décharge pour ces dates. Dans la suite du manuscrit nous étudierons le phénomène responsable de ce transport.

I.1.5 Effet du brassage et de la compaction de déchets récents sur le taux de COV émis

Durant toutes nos mesures dans les déchets il n'y avait aucune activité sur le site, sauf le 21. En effet à notre arrivée sur le site ce jour là, un employé de Séché Environnement effectuait un travail de compactage des déchets récents. A la fin de ce compactage nous avons tout de suite effectué nos mesures.

Dans le tableau 21 nous comparons les concentrations moyennes calculées précédemment (sans le 21) aux valeurs mesurées le 21.

Lieu (Point)	Acétaldéhyde (ppm)		Benzène (ppb)		Ethylbenzène (ppb)		Trichloro ethylène (ppb)		111.trichloro ethane (ppb)		Tétrachloro ethylène (ppb)		Toluène (ppb)	
	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]	[C]±STD	[C ₂₁]
Dans les déchets (Dr)	8,8 ± 1,0	11,6	45,4 ± 32,3	210	18,5 ± 12	150	0,4 ± 1,3	59,6	10 ± 1,8	25,7	65,8 ± 33	436	0,8 ± 0,3	2,6
Entre 2 monticules de déchets (E)	11,6 ± 3,6	7,6	88,3 ± 22,8	66,4	31,7 ± 12	29,3	3,0 ± 5,1	0	12 ± 3,7	8,2	93,1 ± 21	83	1,6 ± 0,6	1,0
Mini Foot (7)	10,4 ± 2,5	7,3	58,4 ± 28,9	35,5	15,6 ± 5,2	10,6	0	0	6,7 ± 2,7	3,7	41,5 ± 22	30	0,9 ± 0,6	0,5
Lagon (8)	10,2 ± 3,6	9,0	61,9 ± 35,2	55	16,8 ± 7,7	14,6	0,6 ± 1,8	0	6,9 ± 3,5	5,4	49,8 ± 28	43	1,1 ± 0,5	0,7
Chicanes (9)	12,2 ± 3,1	7,5	78,6 ± 34,4	43	19,6 ± 6,4	16,6	1,1 ± 1,8	0	8,1 ± 2,8	5,0	58,2 ± 27	43	1,3 ± 0,5	0,7
Entrée Décharge (6)	11,6 ± 3,8	9,0	72,2 ± 25,7	60,5	19,9 ± 4,5	18,4	0	0	9,8 ± 3,6	6,5	61,8 ± 16	53	1,2 ± 0,5	0,9
Rivière salée (19)	9,9 ± 3,9	6,6	44,4 ± 38,0	18,4	11,3 ± 7,6	7,9	0,6 ± 1,7	0	5,0 ± 3,5	1,35	33,9 ± 30	17	0,6 ± 0,5	0,3
Alliance (3)	12,8 ± 4,4	9,4	80,7 ± 52,2	50,6	19,0 ± 11	12,6	2,2 ± 6,7	0	8,3 ± 5,1	5,7	61,5 ± 40	37,8	1,1 ± 0,7	0,6
Mangrove (4)	11,9 ± 3,2	9,6	67,2 ± 35,8	51	16,6 ± 7,4	13,3	1,2 ± 3,7	0	7,2 ± 3,7	4,9	50,6 ± 33	35,7	1 ± 0,8	0,6
Aéroport MF (15)	10,0 ± 3,0	8,0	53,3 ± 41,3	36,3	14,5 ± 9,6	11,7	1,0 ± 3,0	0	5,8 ± 3,5	4,0	45,2 ± 38	26	0,8 ± 0,4	0,6
Terrain Agathon (16)	10,7 ± 2,8	8,5	59,1 ± 25,6	40	14,7 ± 5,9	12,4	0,3 ± 1,0	0	6,3 ± 2,0	4,5	45,3 ± 16	38	0,9 ± 0,4	0,7
Fonds Sarail (17)	9,1 ± 3,6	5,1	37,5 ± 40,3	19,5	12,0 ± 7,7	7,9	0,7 ± 2,0	0	5,0 ± 3,8	1,4	29,9 ± 34	16	0,6 ± 0,5	0
Papyrus (18)	11,8 ± 3,6	6,5	74,8 ± 36,5	12,5	18,4 ± 7,3	4,8	1,1 ± 2,2	0	9,1 ± 3,9	6,1	59,4 ± 27	21,5	1,3 ± 0,9	0,3
Les Quartiers (13)	10,8 ± 2,8	7,8	60,9 ± 38,6	42	15,9 ± 7,8	11,3	0,7 ± 2,2	0	7,9 ± 3,7	4,6	53 ± 28	32,5	1,0 ± 0,6	0,5
Puits biogaz (S)	14,1 ± 3,2	21,2	271,0 ± 90,1	554	172 ± 80	753	92 ± 50	282	34 ± 19	94,5	514 ± 223	1960	7,1 ± 6,1	9,0

Tableau 21 Comparaison entre les concentrations moyennes et les concentrations du 21

En analysant le tableau 21, nous observons que la plupart des valeurs mesurées le 21 s'écartent peu des concentrations moyennes sauf aux points Dr et S dans la décharge. Pour Dr et S, les différentes concentrations obtenues le 21 sortent largement de la gamme des écarts types.

Prenons l'exemple du trichloroéthylène. En moyenne on en mesurait 0,4 ppb tandis que le 21 on en mesure 59,6 ppb. La concentration est 150 fois plus importante.

Lors de la compaction des déchets, le brassage des déchets du jour avec ceux de la veille ou du mois précédent favorise la remontée des gaz piégés dans les vieux déchets qui pourront s'évaporer (Chiriac *et al.*, 2007). L'effet de compaction combiné aux déchirements de sacs contenant les déchets relâche les composés piégés à l'intérieur du sac. Selon Statheropoulos *et al.* (2005), plus la durée de stockage dans les sacs est grande et plus les quantités de COV relâchées durant la compaction sont importantes et pour des conditions climatiques chaudes les quantités relâchées sont plus grandes. Suite à la compaction, nous avons aussi constaté une augmentation de l'odeur rance caractéristique des décharges. Ce phénomène fut déjà identifié en 2001 par Karnik et Parry.

La compaction joue donc un rôle prépondérant dans l'augmentation de la concentration du trichloréthylène.

Nous relierons donc l'augmentation des concentrations de COV à la présence du compacteur à 200 mètres du point de mesure. Pour le cas particulier des composés organochlorés dont la seule source est la décharge, la seule explication possible des fortes concentrations est l'effet du compactage des déchets et des déchirements de sacs.

Pour l'augmentation au niveau du puits l'explication est un peu différente mais reste liée au compactage. Le puits où nous effectuons nos mesures ne se situe pas loin de la zone de compactage. Lorsque l'on exerce une pression en surface sur le dôme de déchets qui a une structure stratifiée avec des poches de gaz en profondeur, la pression exercée par l'engin va faciliter le rejet de COV vers la surface. Le compacteur accentue donc le rejet des COV.

Notons que, durant la journée, quand l'activité sur le dôme de déchets est intensive, les ordures sont compactées et le risque sanitaire pour les travailleurs est donc maximum.

I.1.6 Fortes odeurs à l'extérieur de la décharge, synonyme de présence de COV provenant de la décharge

L'un des détecteurs le plus sensible est le nez humain. Lors de nos différentes mesures à Terrain Agathon, le 14 est le seul jour où nous avons senti de manière insupportable l'odeur rance caractéristique des déchets.

Pour comprendre quel phénomène rend les odeurs fortement perceptibles le 14 comparativement aux autres dates, nous analysons pour chaque date les données SODAR pour une altitude de 20m durant la période de mesure MS 200 à Terrain Agathon. Les vents mesurés par le SODAR sont projetés sur la direction décharge-Terrain Agathon (260°). Nous corrélons les projections obtenues avec les concentrations mesurées à Terrain Agathon avec le MS 200.

Dans le tableau 22 nous avons la vitesse et la direction du vent pour différentes dates, la projection du vent sur l'axe décharge-Terrain Agathon (TA), les concentrations mesurées au MS 200 à Terrain Agathon pour divers composés ainsi que la corrélation (R^2) entre la projection obtenue et les concentrations mesurées.

Date	Vent à 20m SODAR (m/s)	Direction à 20m SODAR (°)	Projection Vent sur direction Décharge-TA (m/s)	Concentration Benzène (ppb)	Concentration Tétra + Tri (ppb)	Concentration Acétaldéhyde (ppm)	Concentration 111 Trichloroéthane (ppb)	Concentration Ethylbenzène (ppb)
11	2,3	140	0,8	50	0,4	12,3	6,6	14
12	2,9	126	1,7	59	0,7	14	6,4	17
13	2,9	120	2,2	70	1,4	11	8	19
14	3,2	83	3,2	112	4,6	13	9,3	22
15	2,1	115	1,5	32	0,7	10,5	4,2	3,5
18	2,1	139	0,6	76	1,1	10,6	7,2	18
19	2,8	127	1,5	57	1,2	11	7	16,5
20	2,4	105	2,1	25	0,4	4,2	2,4	7
21	2,6	133	1,2	40	0,7	8,5	4,5	12,4
22	3,1	124	1,9	51	1	10	6	15,1
R^2				0,44	0,73	0,03	0,27	0,27

[Tableau 22 Etude Terrain Agathon](#)

Après corrélation entre la projection du vent sur la direction décharge-Terrain Agathon et les concentrations mesurées à Terrain Agathon, la meilleure corrélation est obtenue pour la somme Tétra + Tri (73%). Les autres corrélations sont plus faibles : 44% pour le benzène, 27% pour le 111 trichloroéthane et 3% pour l'acétaldéhyde. Ce résultat prouve bien que la somme Tétra + Tri est un bon traceur.

Pour l'acétaldéhyde, l'aspect multi sources évoqué dans la section I.1.3 dans ce chapitre explique cette faible corrélation. Pour ce qui est du 111 trichloroéthane une meilleure corrélation était attendue. Néanmoins en regardant le tableau 19 nous voyons que le 111 trichloroéthane est l'organochloré qui a la plus forte rémanence dans l'atmosphère. Sa durée de vie est de 6 ans tandis que celle du trichloréthylène est de 4 à 15 jours. Cela indique que nous avons toujours une concentration de fond du 111 trichloroéthane due à sa forte rémanence atmosphérique. Pour preuve le tableau 23 montre que le 111 trichloroéthane a toujours été mesuré à Terrain Agathon ce qui n'est pas le cas du trichloréthylène qui est uniquement détecté le 14.

Jour de mesure	11	12	13	14	15	18	19	20	21	22
111 Trichloroéthane (ppb)	6,6	6,4	8	9,3	4,2	7,2	7	2,4	4,5	6
Trichloréthylène (ppb)	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0

[Tableau 23 Concentration journalière du 111 trichloroéthane et du trichloréthylène à Terrain Agathon](#)

Malgré des corrélations moins importantes avec le vent de la décharge pour le benzène et le 111 trichloroéthane dans le tableau 22, leur concentration est maximale à Terrain Agathon le 14 tout comme la somme Tétra + Tri. Il y a donc bien un apport non négligeable de la

décharge pour cette date. La mesure SODAR donne en effet un vent d'Est Nord Est le 14 contrairement aux autres dates où la direction est globalement Sud Est.

La direction du vent est donc un paramètre fondamental pour identifier la zone affectée par la pollution atmosphérique liée à la décharge.

De tous ces éléments, nous pouvons en déduire que la perception olfactive d'odeurs de la décharge est caractéristique d'un air fortement chargé en COV par rapport aux jours sans odeurs. Cela signifie que pour des jours où l'odeur de la décharge est fortement perceptible, le risque sanitaire pour les riverains de la décharge est plus important.

Nous reviendrons sur l'évolution des concentrations de COV mesurées en fonction des conditions météorologiques (§ IV.8).

I.2 Comparaison entre les concentrations de COV mesurées avec le FTIR et le MS 200

Durant cette dernière décennie la nature des déchets stockés à la Gabarre a évolué (section I.1 du chapitre 2).

Avant le Plan Régional d'Élimination des Déchets Dangereux (PREGEDD), la décharge recevait tous types de déchets (déchets industriels, vieilles voitures, pneus etc.). Suite à l'application du PREGEDD (2008) des organismes spéciaux furent mis en place pour collecter et rediriger ces déchets vers l'hexagone.

Nous avons effectué des mesures de gaz à la Gabarre avant et après application du PREGEDD avec deux instruments portables, le FTIR en 2003-2004 puis le MS 200 en 2012. Dans la suite de cette partie nous effectuons la comparaison entre les mesures FTIR et MS 200 pour suivre l'évolution des COV avant et après application du PREGEDD. Pour effectuer la comparaison avec le FTIR nous prenons comme point référence dans la décharge les points « Puits biogaz » et « Dans les déchets ». Le point « Puits biogaz » sera plus représentatif de l'ancien fonctionnement du site car les puits descendant à environ 15 m de profondeur dans le massif de déchets vont drainer à la fois le biogaz des vieux déchets (déchets stockés avant 2008) ainsi que le biogaz des déchets plus récents (déchets stockés après 2008). En ce qui concerne le point « Dans les déchets » on a surtout des mesures représentatives d'une fermentation aérobie avec des déchets datant au maximum de quelque mois.

Le tableau 24 présente les comparaisons entre les mesures à la décharge de la Gabarre avec le spectromètre Infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et le spectromètre de masse MS200, en donnant les valeurs maximales mesurées. Pour effectuer cette comparaison nous utilisons les composés les plus caractéristiques des décharges mesurés avec les 2 instruments.

	FTIR Gabarre Dans les déchets (ppm)	MS 200 Puits biogaz (ppm)	MS 200 Dans les déchets (ppm)
Benzène	0,75	0,6	0,1
Trichloréthylène	0,55	0,3	0,06
111 Trichloroéthane	2	0,1	0,03
Tétrachloroéthylène	0	0,02	0,003
Acétaldéhyde	20	15	12

Tableau 24 Valeurs maximales mesurées à la Gabarre pour le FTIR et le MS 200

En analysant le tableau 24, nous notons que globalement les résultats du FTIR et du MS 200 sont du même ordre de grandeur.

Entre le FTIR Gabarre et la mesure MS 200 au Puits biogaz nous avons une légère diminution de la concentration pour certains composés. C'est le cas du benzène et du trichloréthylène et l'acétaldéhyde qui passent respectivement de 0,75 ppm à 0,6 ppm et de 0,55 ppm à 0,3 ppm et de 20 à 15 ppm. Ces dernières valeurs sont fluctuantes. La diminution est plus importante pour le 111 trichloroéthane. La concentration est 20 fois inférieure pour le 111 trichloroéthane (on passe de 2 à 0,1 ppm)

« Dans les déchets » la diminution est encore plus nette. En ce qui concerne l'acétaldéhyde, le benzène le trichloréthylène et le 111 trichloroéthane les concentrations MS 200 sont respectivement 1,7 fois, 7,5 fois, 9 fois et 67 fois inférieures à celle du FTIR.,

Pour le tétrachloroéthylène, le FTIR n'a jamais détecté ce composé tandis que même en très faible quantité le MS 200 l'a toujours détecté. Nous en déduisons que le tétrachloroéthylène était déjà en très faibles concentrations non détectées par le FTIR. Les incertitudes étaient de l'ordre de 0,1ppm.

Dans la même démarche de détection des émissions gazeuses des décharges à ciel ouvert que la Gabarre, durant l'année 2004 une campagne de mesure fut effectuée sur une décharge à ciel ouvert à Saint-Martin. Le tableau 25 donne les valeurs maximales obtenues à Saint-Martin et à la Gabarre.

	FTIR Saint-Martin Dans les déchets (ppm)	FTIR Gabarre Dans les déchets (ppm)
Benzène	2	0,75
Trichloréthylène	1	0,55
111 Trichloroéthane	1,8	2
Tétrachloroéthylène	0	0
Acétaldéhyde	23,4	20

Tableau 25 Valeurs maximales mesurées à Saint-Martin et à la Gabarre avec le FTIR

Les concentrations mesurées à Saint-Martin et à la Gabarre sont du même ordre de grandeur. Pour chaque composé les valeurs des 2 sites sont proches. Tout comme à la Gabarre le tétrachloroéthylène n'est jamais mesuré à Saint-Martin. Ces quasi-similitudes entre les 2 sites s'expliquent par la gestion des déchets à Saint-Martin qui était aussi chaotique que celle de la Gabarre. A cette époque Saint-Martin pratiquait la même politique de gestion des déchets que la Guadeloupe qui était celle d'accepter le tout venant.

Pour conclure, au vu des résultats obtenus dans le tableau 25, nous pouvons dire que la mise en place du PREGEDD a permis une diminution de la concentration des COV à la Gabarre. Les mesures FTIR et MS 200 « Puits biogaz » ont des valeurs très proches ce qui prouve que les COV mesurés dans le biogaz sont bien représentatifs de l'ancien fonctionnement du site. Néanmoins, les mesures MS 200 « Dans les déchets » en 2012 révèlent toujours la présence d'organochlorés dans les déchets frais. Cela prouve que, même en faible quantité, des déchets toxiques en quantité dispersée se trouvent toujours dans les ordures ménagères.

Ces mesures comparatives ont donc pu montrer l'impact du PREGEDD sur la diminution de la concentration des COV émis par la Gabarre. Néanmoins elles dévoilent aussi la carence du tri sélectif en Guadeloupe.

I.3 Risques représentés par une décharge en agglomération urbaine. Mesure du monoxyde de carbone à la Gabarre

Le monoxyde de carbone est généralement un gaz trace. Une augmentation de la concentration en monoxyde de carbone dans une décharge peut être un indicateur d'incendie (Riley, 2003).

Dans une décharge il peut se produire deux types de feu : les feux de surface et les feux souterrains (FEMA, 2002). Chaque type de feu a ses propres caractéristiques et ses propres causes.

Les feux de surface impliquent des ordures récemment enterrées ou non compactées situées sur ou à proximité de la surface du dôme de déchets dans la couche de décomposition aérobie qui se situe généralement entre 1 et 4 m de profondeur (FEMA, 2002). Ces feux peuvent être intensifiés par le méthane qui peut provoquer l'expansion de l'incendie. Les feux de surface brûlent généralement à des températures relativement basses et sont caractérisés par les émissions d'une épaisse fumée blanche ainsi que des produits de combustion incomplète. La fumée contient des agents irritants tels que les acides organiques et autres composés. Ils produisent des gaz inflammables et toxiques tels que le monoxyde de carbone. Quand les feux de surface brûlent des matériaux tels que les plastiques et les pneus, la température dans la zone de combustion peut être très élevée et peut provoquer la dégradation des composés volatils en émettant une épaisse fumée noire.

Les feux souterrains se produisent en profondeur du massif de déchets et concernent des matériaux qui sont stockés depuis des mois voire des années (FEMA, 2002). Généralement ces feux sont plus difficiles à éliminer que les feux de surface. Ils peuvent créer de grands vides dans le massif de déchets ce qui peut provoquer des affaissements dans la structure du dôme. Tout comme les feux de surface, ces feux produisent des gaz inflammables et toxiques tels que le monoxyde de carbone et peuvent endommager la géo membrane de confinement du lixiviat et les systèmes de collecte du biogaz. A l'heure où nous terminons la rédaction de la thèse, un incendie avec de fortes flammes a détruit une grande partie du travail de réhabilitation de la décharge. L'absence de tranchées préinstallées lors de la création de la

décharge fait que le méthane n'est pas récupéré et représente un grand danger pour l'environnement habité de La Gabarre.

La cause la plus fréquente de ce type de feu est une augmentation de la teneur en oxygène dans les déchets enfouis ce qui accentue l'activité bactérienne et élève la température (dégradation aérobie). Ces augmentations de température vont créer des points chauds (hot spots) qui peuvent entrer en contact avec des poches de gaz de méthane et entraîner un incendie.

Les feux de surface ou souterrains sont souvent détectés par la fumée émanant d'une partie de la décharge ou par la présence d'un fort taux de monoxyde de carbone (CO) dans le biogaz.

Durant les différentes campagnes de mesure à la Gabarre nous avons pu mesurer la concentration en monoxyde de carbone à l'aide du FTIR et du TSI. Les mesures effectuées avec ces appareils correspondent à deux périodes différentes : en 2003 et 2006 pour le FTIR et 2012 pour le TSI. Contrairement à 2012 où aucun incendie ne fût recensé durant nos mesures, plusieurs mesures FTIR ont permis la quantification du CO durant deux incendies. Dans les anciens déchets stockés sur le site, il y avait de nombreux aérosols (bombes), récipients ayant contenu des pesticides qui étaient l'objet de fréquentes petites explosions à cause du butane, gaz propulseur sous pression, qu'ils contenaient encore.

Durant ces incendies de la Gabarre, nous avons d'épaisses fumées avec un panache sur de grandes distances. La figure 61 est un exemple qui illustre un incendie dans la décharge de la Gabarre. Néanmoins ce jour ne correspond pas à l'une de nos campagnes de mesure



[Figure 61 Incendie du 10/10/2012 à la Gabarre \(Groupe Séché\)](#)

Les mesures de CO durant les différents incendies se sont réalisées sous le panache du vent provenant de la Gabarre et non pas par mesure directe dans la décharge à cause de la forte toxicité du CO. Le CO est un gaz inodore, incolore formé lors de combustions incomplètes.

Absorbé par les poumons lors de la respiration il passe assez rapidement dans le sang où il se fixe sur l'hémoglobine prenant ainsi la place de l'oxygène (Bonnard *et al.*, 2009). La gravité de l'intoxication dépendra de la quantité de CO fixé par l'hémoglobine. Une fois dans le sang la présence du CO est quasi irrémédiable. Les symptômes liés à une intoxication du CO varient de simples maux de tête au décès.

Le vent est toujours de Sud Est durant ces deux d'incendies. Les mesures FTIR sont donc effectuées au Nord Ouest de la décharge de la Gabarre, à l'Alliance situé à 1,6 km du site (tableau 17).

La figure suivante présente les résultats obtenus.

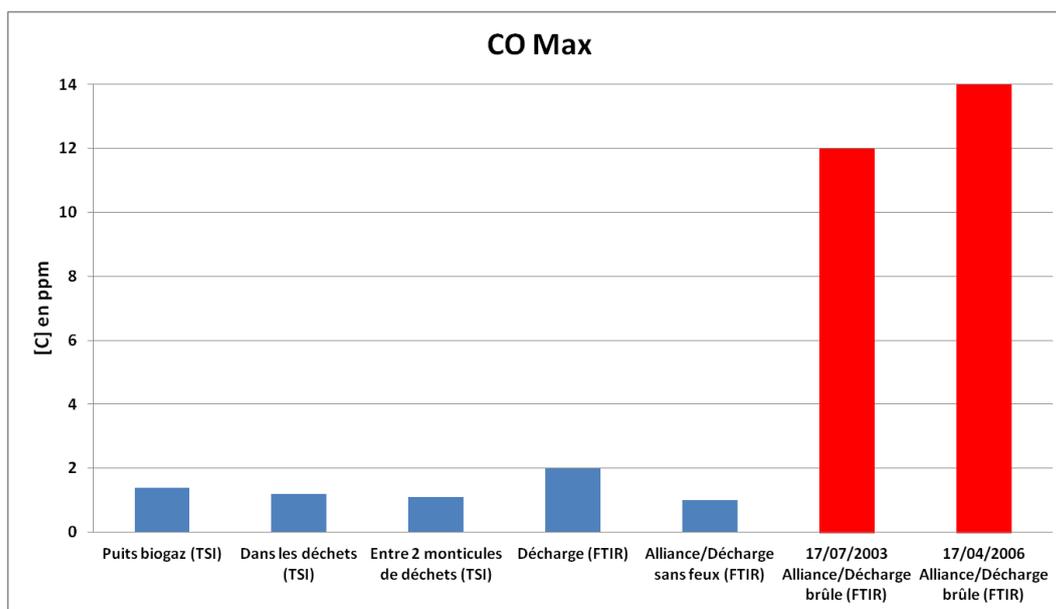


Figure 62 Concentration maximale de monoxyde de carbone mesurée à la Gabarre et à l'Alliance lorsque la décharge brûle ou pas

Sur la figure 62, nous notons que les concentrations mesurées au TSI et au FTIR sont proches lorsqu'il n'y a pas d'incendie dans la décharge (en bleu). Les valeurs maximales varient entre 1,1 et 2 ppm. La mesure TSI valide les mesures de CO effectuées antérieurement sur la décharge.

Quand il n'y a pas d'incendie à la Gabarre, pour un vent Sud Est la valeur maximale de CO mesuré à l'Alliance est de 1 ppm. Dans le cas d'un incendie, les valeurs maximales de CO à l'Alliance, 12 ppm le 17/07/2003 et 14 ppm le 17/04/2006, sont au moins 12 fois supérieures à celle mesurée en temps normal. Même en étant loin de la source, hors de l'enceinte de la décharge, nous observons une nette augmentation du CO malgré sa forte capacité à se diluer dans l'air. Cela signifie que sur le site les concentrations en CO sont très élevées. Selon une étude menée par la FEMA en 2002 sur des décharges en Californie les concentrations en CO peuvent atteindre plus de 1000 ppm lors d'un incendie. Dans cette même étude, il est dit que des niveaux de CO compris entre 10 et 100 ppm peuvent être synonymes d'un feu de combustion. Nos résultats valident bien cette théorie en mesurant 14 ppm à l'Alliance lorsqu'il y a un incendie au lieu de 1 ppm en général.

Suivant le même principe que la Gabarre, des mesures FTIR furent effectuées pour d'autres décharges à ciel ouvert durant des feux. Ces mesures se sont déroulées pour l'ancienne décharge de Sainte-Rose et de Petit Canal. Pour ces 2 sites nous mesurons un CO max de 14 ppm à Sainte-Rose (SEC 2) le 30/05/2003 et 9 ppm (SEC 2) à Petit Canal le 25/07/2006. Ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés à la Gabarre.

Un point important à souligner est la concentration des COV durant ces feux de décharge. Malgré l'accroissement caractéristique du CO durant ces incendies, les concentrations des COV n'ont pas augmenté. Elles vont même diminuer. Le tableau 26 donne des exemples qui illustrent le comportement général.

	Décharge brûle (ppm)	Décharge sans feux (ppm)
Ethylbenzène	24,7	27,9
Trichloréthylène	0,4	0,6
Chloroforme	0,6	0,7
Acétone	0,3	2

Tableau 26 Concentration de COV en présence de feux ou pas

Pour conclure cette partie nous pouvons dire que la direction du vent est l'un des paramètres essentiels pour la dispersion du panache de fumée lors d'incendie à la Gabarre. A une distance de 1,6 km au Nord Ouest de la décharge nous mesurons des concentrations de CO pouvant atteindre 14 ppm. Dans le cas présent les populations touchées sont celles de Baie-Mahault, Lamentin et Sainte-Rose. Dans le cas contraire, lors d'une brise d'ICU, d'une inversion de surface ou d'une panne d'alizés, les zones de Lauricisque, Grand-Camp et Raizet seront fortement affectées par le panache de fumée. Nous pouvons presque affirmer que les concentrations en CO seront supérieures à celle mesurées à l'Alliance vu la proximité de ces sites par rapport à la décharge (moins d'1km) d'où un risque sanitaire non négligeable.

I.4 Répartition spatiale du CO₂

La figure 63 montre la concentration moyenne de CO₂ dans l'air ambiant pour chaque site. Mesure à la décharge après 17h30. Pour tous les autres sites mesure après 18h30.

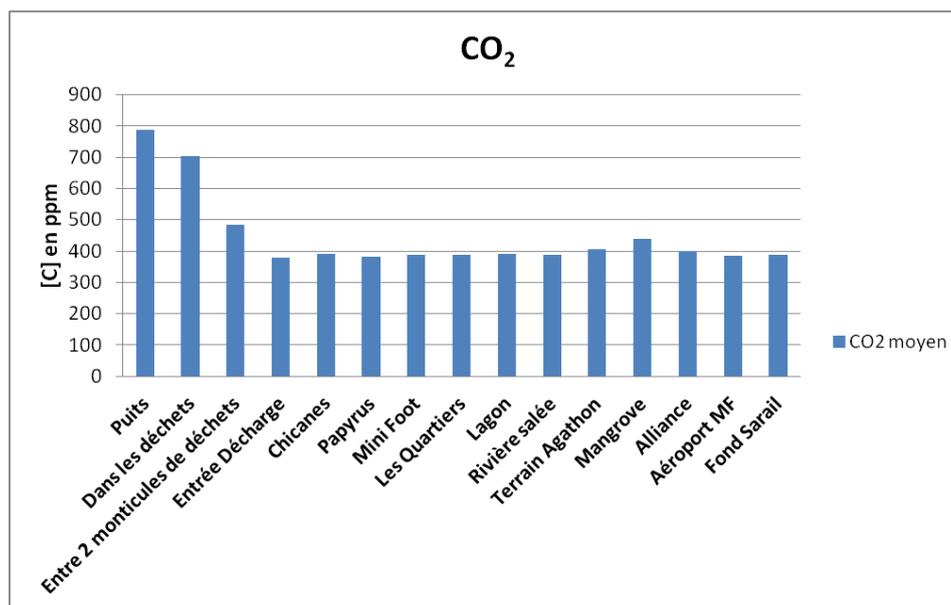


Figure 63 Classification de la concentration moyenne en CO₂ pour différents sites en fonction de la distance au puits

En analysant l'histogramme de la figure 63 nous observons une concentration moyenne de CO₂ plus importante au niveau du puits (788±250 ppm). Cette valeur est représentative de la concentration moyenne de CO₂ à la sortie du puits. Pour les sites « Entre 2 monticules de déchets » et « Dans les déchets » les concentrations moyennes sont supérieures à 400 ppm respectivement 490±18 ppm et 700±168 ppm. Pour les autres sites les concentrations moyennes n'excèdent pas 405±30 ppm à l'exception de la Mangrove où l'on atteint 440±23 ppm.

Contrairement à « Entre 2 monticules de déchets », la concentration moyenne de CO₂ « Dans les déchets » est plus proche de celle mesurée au « Puits ». Entre « Dans les déchets » et « Entre 2 monticules de déchets », l'écart est légèrement supérieur à 200 ppm. Cet écart est simplement dû à la localisation de la mesure sur le dôme. En effet, les mesures à « Dans les déchets » sont effectuées sur le dôme entre les puits installés pour la collecte du biogaz tandis que celles réalisées à « Entre 2 monticules de déchets » sont en contrebas du dôme.

Cela implique que la mesure de CO₂ à « Dans les déchets » est représentative à la fois de la dégradation des déchets récents présents à la surface du dôme mais aussi de celle d'une accumulation de déchets anciens qui constituent le massif. La mesure à « Entre 2 monticules de déchets » est plus caractéristique de la teneur en CO₂ liée à la dégradation des déchets de surface car elle est effectuée dans une zone dépourvue de « Puits » pour le moment.

Nous pouvons donc certifier que par drainage les puits installés « Dans les déchets » donnent directement accès au CO₂ produit par le dôme.

Pour les sites entourant la décharge la concentration moyenne en CO₂ est quasi homogène de l'ordre de 390 à 400 ppm un peu au dessus des valeurs mesurées en air ambiant naturel : 392 ppm (Sauter, 2011).

Les 440 ppm de CO₂ moyens trouvés à la mangrove s'expliquent par le rejet de CO₂ par les plantes au cours de la nuit. En journée au cours de la photosynthèse les plantes absorbent le CO₂ qu'elles vont transformer en O₂. Le soir venu, en l'absence de lumière, le processus de

photosynthèse est stoppé. La plante ne consomme plus de CO₂, mais continue de respirer, c'est-à-dire qu'elle consomme de l'oxygène et rejette du CO₂ (Whiting *et al.*, 2011).

II. Caractéristiques du biogaz de la Gabarre

II.1 Teneur en CH₄ et CO₂

Les teneurs en biogaz pour différents puits sont récapitulées dans le tableau suivant (tableau 27).

Numéro du puits	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	Nature des déchets
1	60	40	VD
2	62	38	VD
3	59	41	VD
4	58	43	VD
5	58	43	VD
6	61	39	VD
7	60	40	VD
8	60	40	VD
9	60	40	VD
10	58	42	VD
11	60	40	VD
12	60	40	VD
13	60	40	DR
14	59	43	DR
15	57	44	VD
16	60	40	DR
17	60	40	VD
18	55	40	VD
19	60	40	DR
20	58	42	DR
21	59	39	DR
22	55	44	DR
29	56	44	DR
30	60	40	DR
31	58	42	DR
42	54	44	DR
44	58	42	DR

Tableau 27 Teneur en biogaz (CH₄, CO₂) pour différents puits de la Gabarre (Groupe Séché)

Légende Tableau

VD : vieux déchets

DR : déchets récents (moins de 6 mois)

Sur le site de la Gabarre, la teneur en CH₄ varie entre 54% (puits 42) et 62% (puits 2). A l'exception des puits 13, 14 et 16 ; tous les puits compris entre 1 et 18 correspondent à du biogaz provenant de déchets vieux (groupe de puits V). Cela signifie que de la base du dôme à

son sommet il y a uniquement des déchets vieux. Les puits 19 à 44 ainsi que les puits 13, 14 et 16 (groupe de puits R) correspondent à des puits traversant des déchets récents au sommet du dôme placés au dessus de déchets vieux à la base.

En réalisant une moyenne du CH₄ pour les 2 groupes de puits, nous trouvons respectivement 59,2% de CH₄ pour le groupe V et 58,1% pour le groupe R. Entre les deux, l'écart est faible. Le pourcentage trouvé dans les 2 cas est proche des 60% moyens évoqués dans la littérature pour la méthanogenèse (Williams, 2005).

Le fort taux de CH₄ mesuré à la Gabarre prouve aussi qu'il y a un fort développement des microorganismes lié à une forte teneur en matière organique dans les ordures ménagères de la Guadeloupe. Le développement du compostage industriel et individuel devrait permettre la réduction de ce taux de CH₄.

II.2. Température

Lors de la méthanogenèse, les gaz peuvent être générés pour des températures de l'ordre de 30 à 65°C, avec une gamme de température optimale comprise entre 30 et 45°C (Williams, 2005).

Le tableau 28 présente la température du biogaz à la sortie de différents puits.

Numéro du puits	T _{biogaz} (°C)
7	49
15	50
17	50
21	46
29	43
30	44
31	46
42	52
44	49

Tableau 28 Mesure de température de biogaz pour différents puits

Les températures restent toujours dans la gamme de production de la méthanogenèse. Par ailleurs, les puits 7, 15 et 17 correspondent à des déchets vieux, les puits 21, 29, 30, 31, 42 et 44 correspondent à un mélange plus ou moins important de déchets vieux et de déchets récents. La température mesurée pour ces derniers est très inférieure à celle de la fermentation aérobie (80°C environ). Cela signifie que les déchets plus récents ont déjà commencé la fermentation anaérobie.

III. Détermination du taux d'émission de gaz de la décharge de La Gabarre

III.1 Mesure du débit annuel de biogaz pour 2012

Sur le dôme de déchets nous avons pu effectuer les mesures de débit durant l'année 2012 pour 13 puits à l'aide d'un compteur Schlumberger G4 Gallus 2000. Le compteur est directement connecté à la sortie des différentes têtes de puits (figure 64) La précision de ce compteur est de $1,1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (AMC, 2013).

Nous avons bénéficié d'informations de la part du groupe Sèché pour l'organisation de cette campagne de mesures.



Figure 64 Mesure du débit à la sortie du puits 42 par un technicien du laboratoire LARGE de l'UAG

D'un puits à l'autre le débit varie. Ceux se situant en périphérie du dôme ont un débit plus faible que ceux présents vers son centre. En périphérie on trouve un débit de l'ordre de $0,003 \text{ m}^3/\text{min}$ tandis que vers le centre il est de $0,03 \text{ m}^3/\text{min}$ (puits 42). Les mesures en périphérie ne sont pas représentatives car il y a des pertes. En effet, les puits en périphérie sont connectés à un drain périphérique le long de la crête du talus de déchets. Ce drain n'étant pas fermé et raccordé au bas du puits, il est fort possible que le biogaz prenne comme chemin la 1^{ère} sortie qu'il trouve. En l'occurrence pas celle où nous effectuons nos mesures. Pour la suite nous supposons donc que les puits en périphérie émettent autant que le puits 42. Pour l'ensemble de notre campagne de mesure nous obtenons un débit moyen de $0,031 \pm 0,001 \text{ m}^3/\text{min}$.

En additionnant le débit des 44 puits déjà installés nous avons un débit total de $1,36 \text{ m}^3/\text{min}$. Pour une année ce débit sera donc :

$$Q_{\text{Biogaz}_{\text{mesuré}}} = 1,36 \times 60 \times 24 \times 365,25 = 715000 \text{ m}^3/\text{an}$$

Le débit de biogaz obtenu par la mesure en 2012 est de 715000 m³/an.

III.2 Calcul d'un taux d'émission de gaz pour la décharge de La Gabarre

III.2.1 Choix d'un modèle

Afin de modéliser le transport de polluants de la décharge, nous avons besoin de connaître le débit de biogaz émis. Nous avons souhaité comparer l'ordre de grandeur obtenu par la mesure au taux d'émission de biogaz calculé à partir d'un modèle de décharge. Il en existe plusieurs : le modèle d'émission triangulaire, le modèle stœchiométrique et le modèle des gaz d'enfouissement ou LandGEM (Landfill Gas Emission Model). Parmi ces différents modèles, le LandGEM est considéré comme étant le plus réaliste (Paraskaki et Lazaridis, 2005). Ces auteurs ont effectué la comparaison entre des mesures de terrain et les différents modèles : le LandGEM est celui qui présente les meilleurs résultats. Comparé aux autres modèles très limités en paramètres d'entrée, le LandGEM utilise de nombreux critères propres au site étudié (climatologie, nature des déchets etc.) ce qui lui donne de bien meilleurs résultats en sortie de modèle.

Pour la suite de notre étude, nous utilisons donc le LandGEM pour le comparer aux mesures de terrain.

III.2.2 Le Modèle LandGEM

Le LandGEM est un outil automatisé avec une interface Excel permettant l'estimation du taux d'émission de nombreux gaz issus de la fermentation anaérobie : le méthane (CH₄), le dioxyde de carbone (CO₂), les composés organiques non méthaniques ou NMOC (COV etc.) et d'autres polluants atmosphériques issus de la dégradation des déchets (US EPA, 2005). Il est développé par l'agence américaine de protection de l'environnement US EPA.

Le LandGEM est basé sur une équation de premier ordre du taux de décomposition donnant en fonction du temps l'émission provenant de la dégradation des déchets enfouis dans les décharges municipales :

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j/10=0.1}^{10} kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) (e^{-kt_{i,j/10}})$$

Avec

Q_{CH_4} : production de méthane annuel pour l'année du calcul (m³/an) ;

n : (année du calcul) – (première année de l'acceptation des déchets) ;

i : i entier, varie de 1 an à n ;

j : entier varie de 1 à 10. Le pas de temps du modèle est $\Delta t = 0,1$ an ;

k : taux de production de méthane (année⁻¹) ;

L_0 : capacité potentielle de production de méthane par unité de masse de déchets (m³/Mg) ;

M_i : masse des déchets acceptés dans la $i^{\text{ème}}$ année (Mg) ;

$t_{i,j/10}$: âge de la $(j/10)^{i\text{ème}}$ section de la masse M_i des déchets acceptés dans la $i^{\text{ème}}$ année (exemple $i=3, j=2 : t_{i,j/10}=3,2 \text{ ans}$).

Lors de son utilisation, si aucune mesure de teneur en biogaz n'est disponible pour le site étudié, le modèle effectue l'hypothèse suivante : émissions de CH_4 et CO_2 équivalentes (50% CH_4 , 50% CO_2) ou émission totale de gaz égale au double des émissions de CH_4

•

Les émissions annuelles pour chaque COV, Q_c (kg an^{-1}), sont calculées à l'aide de l'équation de Chalvatzaki et Lazaridis (2010) :

$$Q_c = (Q_{\text{CH}_4} \times C_c \times m_c) / ((1 \times 10^6) \times (22.41))$$

Où Q_{CH_4} est le taux de production de méthane ($\text{m}^3 \text{ an}^{-1}$), C_c la concentration du composé c (ppmV), m_c la masse moléculaire du composé c ($\text{kg kg}^{-1} \text{ mol}^{-1}$), 22,4 l le volume molaire d'un gaz parfait ($\text{m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ mol}^{-1}$) à 1 atm et 1×10^6 un facteur de conversion (ppmV ; Paraskaki et Lazaridis, 2005).

Les paramètres d'entrée permettant le calcul de la quantité de gaz généré par la décharge de la Gabarre sont :

- Les caractéristiques de la Gabarre :
 - année d'ouverture de la décharge, quand l'enfouissement a débuté ;
 - année de fermeture de la décharge, quand l'enfouissement des déchets prend fin ;
 - taux d'acceptation annuel des déchets (tonne ou mégagramme), limité à 80 ans par le modèle;
 - capacité nominale de la décharge, quantité totale de déchets pouvant être stockés dans la décharge ou quantité de déchets présents à sa fermeture ou « date de fermeture de la décharge » ;
- Les paramètres introduits dans le modèle :
 - taux de production de méthane (k) fonction de la pluviométrie ;
 - capacité potentielle de production de méthane (L_0) fonction du type d'ordures ;
 - teneur en méthane (pourcentage de CH_4 dans le biogaz) ;
 - concentration des NMOC exprimée ppmV/ hexane, soit avec l'hexane comme référence (US EPA, 1998).

III.2.3 Les caractéristiques de la Gabarre pour ce modèle

III.2.3.1 Date d'ouverture et fermeture de la décharge

L'année d'ouverture de la décharge est 1973. Néanmoins comme nous l'avons mentionné dans la section I.1 du chapitre Matériels et méthodes, le dépôt des déchets fut repoussé au nord d'une distance d'environ 800 m par rapport au lieu initial de dépôt, par remblais successifs de la mangrove. Nous ne considérerons pas la zone plus ancienne de déchets installée depuis 1973 près de l'entrée de la décharge, cette zone est actuellement réhabilitée. Nous avons choisi de mesurer et de calculer avec le LandGEM les émissions de gaz provenant

d'un dôme d'ordures installé depuis les années 90. N'ayant pas d'information précise sur l'année de formation du dôme, nous choisissons 1995. En effet d'un salarié à l'autre l'année change. Néanmoins ils sont tous unanimes sur le fait que les années 90 sont sa période de genèse. Pour le modèle 1995 sera donc l'année d'ouverture de la décharge par rapport au dôme étudié.

L'année de fermeture prévue est 2012. Fin décembre 2012 tous les déchets de la Gabarre devront être redirigés vers le centre de stockage de la commune de Sainte-Rose.

III.2.3.2 Taux d'acceptation annuel des déchets

La pesée des déchets à l'entrée de la décharge n'a débuté qu'en 1998 (Montrose, 2012). Au début des années 2000 la Gabarre recevait 60 000 tonnes de déchets annuellement. Entre 1995 et 2007 le nombre de communes adhérentes au SICTOM de l'agglomération pointoise étant resté le même nous ferons l'hypothèse que durant les 12 premières années le dôme accueillait 60 000 tonnes de déchets par an. A partir de 2008, avec l'adhésion de 8 nouvelles communes au SICTOM, le tonnage annuel passe à environ 220 000 tonnes (Notes d'information SICTOM, 2008, 2009, 2010). Pour 2012 les mesures au spectromètre de masse MS200 étant effectuées en juin, les 220 000 tonnes annuelles de déchets sont divisées par 2 (110 000 tonnes) dans le calcul.

III.2.3.3 Capacité nominale de la décharge

Lorsque l'on ne connaît pas la date de fermeture de la décharge, sa capacité nominale est un paramètre indispensable pour calculer cette date. N'étant pas dans ce cas nous n'utilisons donc pas ce critère.

III.2.4 Les paramètres du modèle pour la Gabarre

Pour k et L_0 , des valeurs par défaut ou celles spécifiques au site peuvent être utilisées (US EPA, 2005). Le modèle contient deux ensembles de paramètres par défaut : les « CAA » et « inventory ». Les valeurs par défaut CAA sont conformes aux règlements fédéraux établis par le « Clean Air Act » (CAA) pour les décharges recevant des ordures ménagères solides tandis que les « Inventory » sont fondées sur des facteurs d'émission de l'US EPA.

Le tableau 29 donne les 5 valeurs par défaut pour k . Plus le taux de génération de méthane augmente rapidement, plus les valeurs de k sont importantes. Par la suite ce taux décroît au fil du temps.

Paramètre par défaut	Type de décharge	Valeur de k (année ⁻¹)
CAA	Conventionnel	0,05 (défaut)
CAA	Zone aride	0,02
Inventory	Conventionnel	0,04

Inventory	Zone aride	0,02
Inventory	Humide (bioréacteur)	0,7

Tableau 29 Valeur pour le taux de production de méthane k (US EPA, 2005)

Les zones arides correspondent au site recevant moins de 635 millimètres de pluie par an. Dans notre cas, disposant des données de pluviométrie de Météo France (MF), nous pourrions calculons le k spécifique à la Gabarre avec la relation (US EPA, 2004) :

$$k = 3.2 \times 10^{-5}(\text{moyenne des précipitations annuelle}) + 0.01$$

Selon les données MF, il tombe en moyenne 1628 millimètres de pluie à la station MF du Raizet à 2 km de la décharge. D'où :

$$k = 3.2 \times 10^{-5}(1628) + 0.01 = 0.06 \text{ année}^{-1}$$

La capacité potentielle de production de méthane L_0 dépend uniquement de la nature des déchets placés dans la cellule d'enfouissement. Plus les déchets contiennent de cellulose plus les valeurs de L_0 sont importantes. Les 5 valeurs de L_0 pour les ordures ménagères sont présentées dans le tableau 30 pour différents types de décharge.

Type d'émission	Type de décharge	Valeur de L_0 (m ³ /Mg)
CAA	Conventionnel	170 (défaut)
CAA	Zone aride	170
Inventory	Conventionnel	100
Inventory	Zone aride	100
Inventory	Humide (bioréacteur)	96

Tableau 30 Valeur pour la capacité potentielle de production de méthane L_0 (US EPA, 2005)

Selon une étude réalisée par l'US EPA sur 21 différentes décharges aux Etats-Unis, la valeur L_0 appropriée pour la majorité des décharges est 100 m³/Mg (US EPA, 1998). Cette valeur est choisie car c'est celle qui offre les meilleurs résultats entre les émissions issues des données empiriques (mesurées) et les émissions prévues (US EPA, 2008). Nous prenons donc L_0 égal à 100 m³/Mg pour notre étude.

Pour la teneur en méthane du biogaz, une campagne de mesure effectuée par le groupe Séché à l'aide du Multitec 540 de la marque SEWERIN quantifie une valeur moyenne de 58,5% de CH₄ pour 41% de CO₂ sur différents puits de la Gabarre. Ces pourcentages sont très proches des valeurs moyennes trouvées dans la littérature lors de la méthanogenèse pour des fermentations anaérobies : 60% de CH₄ pour 40% de CO₂ (Williams, 2005). Pour le modèle nous avons donc choisi un biogaz constitué de 60% de CH₄

La majeure partie des émissions de NMOC proviennent de la fermentation anaérobie et de la volatilisation des composés organiques contenus dans les Déchets Toxiques en Quantité Dispersée (DTQD). Les DTQD sont de même nature que les déchets industriels spéciaux (DIS) mais ils sont détenus en petites quantités par des producteurs dispersés agriculteurs,

laboratoires de recherche et d'enseignement, professions libérales, artisans etc. Ces déchets regroupent (PREGEDD, 2008) :

- Les produits chimiques de laboratoire,
- Les peintures, colles, vernis,
- Les produits phytosanitaires etc.

Le gisement total de DTQD a été évalué à près de 6 000 tonnes/an en Guadeloupe

Aujourd'hui, il est difficile d'établir avec précision les flux de DTQD dans l'archipel. Une partie très importante des gisements est mélangée aux déchets ménagers.

La concentration des NMOC / hexane (US EPA, 1998) varie en fonction de la nature des déchets. Selon les valeurs par défaut du modèle, elle peut être de 600 ppmV pour les décharges contenant uniquement des ordures ménagères, 2400 ppmV pour celles recevant à la fois des ordures ménagères et d'autres types de déchets (US EPA, 1998). La Gabarre recevant jusqu'à 2008 tous types de déchets nous optons pour une concentration de NMOC/ hexane de 2400 ppmV. Lors d'une phase test nous avons uniquement fait varier ce paramètre en gardant tous les autres constants. A notre grande surprise pour les 3 valeurs par défauts de NMOC les résultats restent inchangés.

Le LandGEM peut modéliser simultanément l'émission de quatre gaz. Ces gaz sont choisis dans la base de données du modèle ou bien peuvent être rajoutés par l'utilisateur si l'émission du gaz que l'on souhaite quantifier ne s'y trouve pas. La base de données contient 46 gaz et chacun d'entre eux est caractérisé par sa concentration et sa masse molaire. Pour chaque polluant des concentrations par défaut sont disponibles. Néanmoins pour avoir un modèle le plus réaliste possible l'utilisateur peut éditer ses propres concentrations. Dans notre cas, 5 sont présents dans la base de données du modèle (benzène, toluène, trichloroéthylène, éthylbenzène, 111 trichloroéthane) tandis que 2 autres seront rajoutés (acétaldéhyde, tétrachloroéthylène). Pour chacun des gaz, nous éditons comme concentration dans le LandGEM la valeur maximale mesurée à l'aide du MS 200 à la Gabarre au niveau du puits 42 (tableau 31). Ces mesures au MS 200 correspondent au 21/06/2012 à 18h.

	[C]_{max} puits ouvert (ppmV)	Masse moléculaire (g.mol⁻¹)
Benzène	0.6	78,11
Ethylbenzène	0.8	106,16
Toluène	1.96	92,13
Trichloroéthylène	0,3	131,40
Acétaldéhyde	21,2	44,05
111 Trichloroéthane	0,01	133,4
Tétrachloroéthylène	0,01	165,85

[Tableau 31 Caractéristiques des polluants choisis pour être modélisés par le LandGEM.](#)

Nous modélisons l'émission du biogaz ainsi que les composés que nous avons mesurés à l'aide du spectromètre MS 200.

III.2.5 Résultats du LandGEM

En faisant un récapitulatif de la section précédente voici les valeurs des différents paramètres utilisés pour l'étude de la Gabarre :

- Ouverture de la décharge = 1995;
- Fermeture de la décharge = 2012 ;
- $k = 0,06 \text{ année}^{-1}$;
- $L_0 = 100 \text{ m}^3$ de biogaz/Mg de déchets;
- NMOC = 2400ppmV / hexane;
- Pourcentage de méthane = 60%.

Nous modélisons pour débiter l'émission du biogaz ($\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) ou « Total landfill gas » (figure 65).

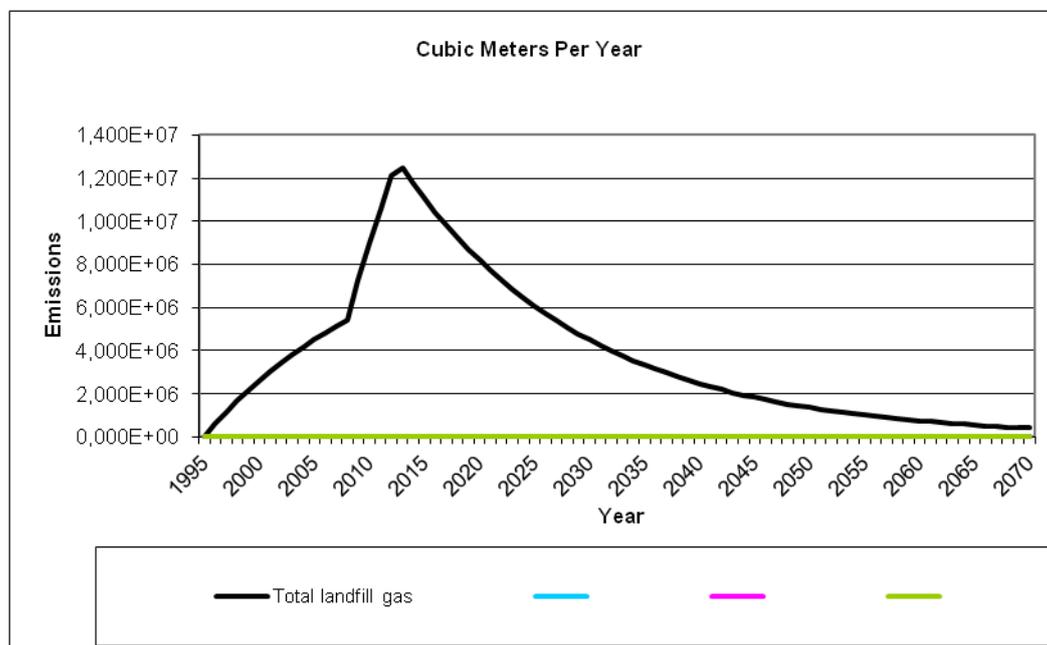


Figure 65 Production annuelle cumulée (m³/an) de biogaz à la Gabarre

La figure 65 montre l'évolution de la production du biogaz au fil des années. Le modèle fait l'hypothèse qu'il y a aucune production de biogaz la 1^{ère} année lors du dépôt des déchets. La fermentation anaérobie n'a donc pas encore débuté. La production de biogaz débute donc en 1996 avec un débit de $5,8 \cdot 10^5 \text{ m}^3$. Année après année avec l'apport de nouveaux déchets le débit va augmenter crescendo. En 2009 le débit va brutalement augmenter à cause du tonnage annuel de déchets qui va quasiment quadrupler entre 2007 (60 000t) et 2008 (220 000t). Le débit maximum de biogaz est en 2013 ($1,249 \cdot 10^5 \text{ m}^3$), un an après la fermeture de la décharge. Selon le modèle ; un après la fermeture de la décharge le risque sanitaire serait donc plus élevé (Chalvatzaki et Lazaridis, 2010). Après 2013 la courbe va décroître de manière exponentielle tendre vers 0 après 2070. Selon le LandGEM, 58 ans après la fermeture de la décharge, le dôme produira toujours du biogaz.

III.2.6 Comparaison entre le débit mesuré et le débit calculé par le LandGEM

Maintenant nous confrontons les résultats du LandGEM aux mesures de terrain effectuées en 2012. Pour l'année 2012 le modèle calcule un débit de biogaz étant de $1,243.10^7 \text{m}^3$.

Le débit de biogaz obtenu par la mesure en 2012 est de $715\ 000 \text{m}^3/\text{an}$.

Nous pouvons dès lors effectuer le rapport entre le modèle et la mesure :

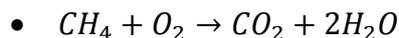
$$r = \frac{Q_{\text{Biogaz}_{\text{modèle}}}}{Q_{\text{Biogaz}_{\text{mesuré}}}} = \frac{12\ 120\ 000}{715\ 000} = 16,9$$

Le rapport entre le modèle et la mesure est de 17.

Au premier abord on peut conclure que le modèle surestime le débit. Il existe plusieurs facteurs pouvant expliquer cet écart :

1. Pour commencer, l'équation sur laquelle se base le modèle donne le taux de production des gaz dans la cellule mais pas leurs taux d'émission dans l'atmosphère (Paraskaki et Lazaridis, 2005). Cela implique que nous n'avons aucune garantie sur le fait que la totalité du biogaz produit remonte par les puits. Le débit dépendra de la densité du compactage et de la plus ou moins grande imperméabilité de la couverture
2. Le L_0 est choisi par défaut suite à l'analyse de nombreuses décharges américaines. Il n'est pas dit que la valeur utilisée dans notre étude soit représentative du site. En effet pour un L_0 de 96 ou 170m^3 de biogaz/Mg de déchets, le débit serait quasi identique pour le 96m^3 de biogaz/Mg de déchets (valeur très proche du 100 utilisé dans notre modèle) mais pour 170m^3 de biogaz/Mg de déchets le débit final serait $1,7$ fois plus important.
3. Le tonnage annuel à été estimé très grossièrement. Nous avons juste effectué un facteur de $60\ 000$ par rapport au nombre de communes adhérentes au SICTOM.
4. Le LandGEM fonctionne pour des conditions d'anaérobie strict. La Gabarre étant en pleine réhabilitation, le dôme de déchets a subi d'importantes transformations (talus, risberme), ce qui peut avoir une incidence non négligeable sur les conditions d'anaérobie. En effet les diverses transformations du massif de déchets ont pu déstabiliser le système anaérobie. De plus, lors du forage du dôme de déchets pour l'installation des puits, des poches de biogaz ont pu être percées entraînant la remontée de gaz.
5. Le logiciel ne tient pas compte des différences de teneur en matière organique entre les déchets. Il considère que tous les déchets sont des ordures ménagères ce qui représente une forte fraction biodégradable et entraîne donc des surestimations du modèle (Scharff et Jacobs, 2006).
6. Un autre problème fondamental du Landgem c'est qu'il ne prend pas en considération le type de couverture des déchets. De nombreuses études montrent l'importance de la nature du matériau qui recouvre les déchets pour la production et l'émission du méthane dans l'atmosphère (Abushammala *et al.*, 2009 ; Cao et Staszewska, 2011). Selon la nature du sol, le méthane peut subir une oxydation microbienne qui réduit son

émission. Les microorganismes responsables de cette oxydation sont principalement les microorganismes méthanotrophes (Cao et Staszewska, 2011) :



7. Il existe aussi une incertitude liée à la mesure. Pour le calcul du débit nous considérons que les puits en périphérie émettent autant que ceux du centre lorsque le drain sera fermé. Ce n'est peut être pas forcément le cas.
8. Pour finir, le tuf qui recouvre les déchets peut avoir un impact considérable sur le développement des microorganismes actifs lors de la dégradation des déchets. Ailleurs les déchets sont recouverts par de la terre végétale. De ce fait le pH est neutre et donc favorable aux microorganismes responsables de la fermentation anaérobie (Lornage, 2006). Mais si les déchets sont couverts de tuf (carbonate de calcium), le pH du milieu en début de réaction est fortement basique et peut inhiber le développement de ces microorganismes (Ahn *et al.*, 2006).

En conclusion le facteur 17 ne paraît pas aberrant. Nous pouvons même dire que La Gabarre est un cas particulier à cause de sa couverture en tuf. Choisi pour sa grande disponibilité en Grande Terre et son coût plus faible comparé à la terre végétale, ce matériau limite les émissions de biogaz.

III.2.7 Comparaison des données de la Gabarre avec celles d'autres études utilisant le LandGEM

Il est difficile de comparer les résultats du modèle lorsque les paramètres d'entrée de la décharge ne sont ni identiques ni même très proches. Chaque site ayant sa propre spécificité : nature des déchets, climatologie, tonnage annuel, type de sol etc., les résultats obtenus après modélisation sont uniques.

L'étude se rapprochant la plus de la notre fut effectuée en Grèce dans la décharge d'Akrotiri (Chalvatzaki et Lazaridis, 2010). Dans cette décharge nous avons deux phases. Une première phase nommée A (cellule réhabilitée) avec un début d'exploitation en 2003 et une fermeture le 13 mai 2007. La deuxième phase nommée B (cellule en cours d'exploitation) a un début d'exploitation le 14 mai 2007 pour un fonctionnement prévu jusqu'à 2013. Les paramètres du modèle sont quasi identiques à ceux de la Gabarre à l'exception du taux de production de méthane plus faible du fait de la sécheresse ($0,02 \text{ année}^{-1}$) ainsi que les tonnages annuels (80 000 t/an phase A, 85 000 t/an phase B) qui sont plus faibles. Dans les 2 phases, les débits (M^3/an) ainsi que les taux de production (Mg/an) sont maxima 1 an après la fermeture de la cellule : 2008 pour A et 2014 pour B.

La comparaison est réalisée avec le benzène, seul composé commun aux deux études.

La figure 66 présente l'évolution de la production de différents COV à la Gabarre dont le benzène de 1995 à 2070.

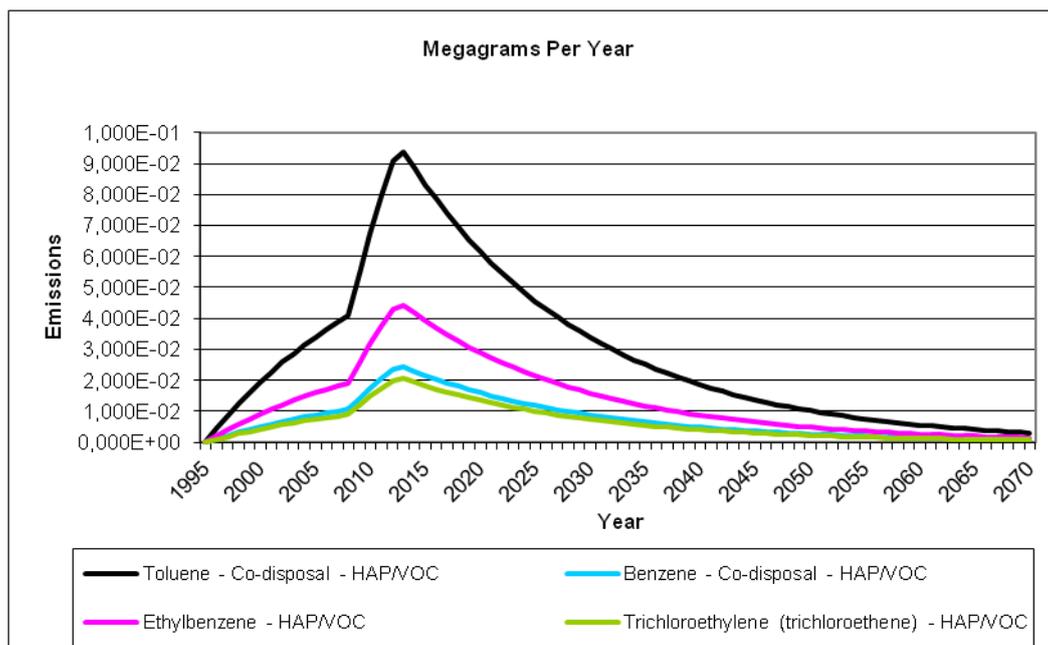


Figure 66 Production annuelle en m3/an à la Gabarre du toluène, benzène, éthylbenzène et trichloréthylène calculée par LandGEM en utilisant les concentrations mesurées au MS 200

La courbe du benzène (en bleu) à une amplitude inférieure à celle du biogaz (figure 65) cependant l'allure est la même.

Chalvatzaki et Lazaridis trouvent un taux de production du benzène de $4,7 \cdot 10^{-2}$ t/an (pour 320 000 tonnes de déchets) et $7,73 \cdot 10^{-2}$ t/an (595 000 tonnes) respectivement pour les phases A et B. Nous trouvons $2,5 \cdot 10^{-2}$ t/an à la Gabarre pour un total de 1 770 000 tonnes de déchets. Malgré une masse totale de déchets supérieure à la Gabarre, nous observons un taux de production du benzène dans la même gamme mais cependant inférieur à Akrotiri quelle que soit la phase. Cela s'explique par le fait que Chalvatzaki et Lazaridis ont utilisé la concentration par défaut du benzène fournie par le modèle LandGEM (US EPA, 1998) soit 11,1 ppmV. Or dans notre calcul nous avons inséré la concentration du benzène que nous avons mesurée à la Gabarre et qui est nettement inférieure : 0,6 ppmV (tableau 34). Il est donc logique qu'avec un taux de production de méthane inférieur lié à la sécheresse en Grèce et un tonnage d'ordures inférieur, Chalvatzaki et Lazaridis calculent un taux de production annuelle de benzène supérieur à celui de la Gabarre.

Si ce résultat ne met pas en cause la validité du LandGEM, il apparaît qu'il vaut mieux disposer d'un maximum de données sur la décharge et en particulier des concentrations des COV étudiés pour avoir une meilleure estimation des risques liés à ces polluants.

Au cours de ces différentes parties nous avons pu mesurer un certain nombre de COV issus de la décharge pour des zones proches du site.

La suite du mémoire consistera à déterminer les phénomènes physiques permettant le transport de ces COV vers les agglomérations jouxtant la Gabarre.

IV. Mise en évidence d'un îlot de chaleur urbain dans la zone avoisinant la décharge

Comme évoqué dans la partie III.1.3 du chapitre Instrumentation et Méthodes, entre 2006 et 2011, le capteur de température EBRO electronics EBI-2T est placé à l'intérieur du pôle urbain de Grand-Camp successivement sur le balcon en acier inoxydable de différents particuliers. Le capteur est placé à une distance suffisante du mur des bâtiments pour ne pas subir l'influence directe du béton.

Pour évaluer l'impact des immeubles sur la température atmosphérique, nous choisissons comme référence rurale la température au Centre de Météo France situé à 2,5km de Grand-Camp. Cette température est mesurée dans une zone dépourvue en bâtiments.

Au cours de notre étude, l'intensité de l'îlot de chaleur urbain est calculée comme étant l'écart de température nocturne maximum (ΔT_{\max}) entre Grand-Camp et Météo France entre 18h et 6h du matin (Kim et Baik, 2004).

Dans la littérature il est dit que l'intensité de l'îlot de chaleur urbain varie en fonction de la nébulosité et de la vitesse du vent. En fonction de ces deux paramètres météorologiques, une première analyse de l'intensité de l'îlot de chaleur urbain est effectuée.

IV.1 Influence de la nébulosité. Etude entre 2006 et 2011

IV.1.1 Toutes saisons confondues

Pour chaque nuit des différentes campagnes de mesure, un ΔT_{\max} est calculé. Pour estimer l'influence de la nébulosité (N), une moyenne de ΔT_{\max} est effectuée pour chaque classe de nébulosité (de 1 à 8). Les résultats sont présentés dans la figure 67.

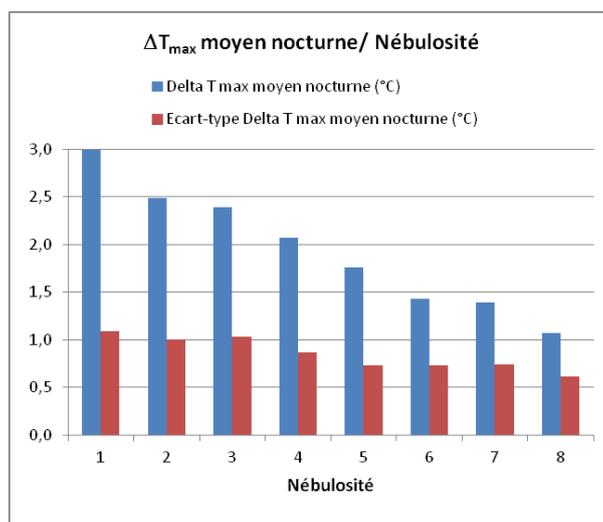


Figure 67 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la nébulosité durant toute la campagne de mesure

La figure 66 montre qu'il existe une différence de température atmosphérique entre Grand-Camp et Météo France. Notons que quelle que soit la classe de nébulosité, l'écart type du ΔT_{\max} moyen nocturne est toujours inférieur au ΔT_{\max} moyen nocturne d'un facteur d'au moins 2. La décroissance du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la nébulosité est quasi linéaire. Pour des faibles nébulosités synonymes de temps clairs, entre 1 et 4, la valeur du ΔT_{\max} moyen est toujours supérieure à 2°C tandis que pour des fortes nébulosités, le ΔT_{\max} moyen peut descendre jusqu'à 1°C.

IV.1.2 Saison sèche et saison humide

La même étude est effectuée en faisant cette fois la différence entre saison sèche (de janvier à mars) et saison humide (mi-juin à mi-octobre). Les résultats sont illustrés dans les figures 68 et 69.

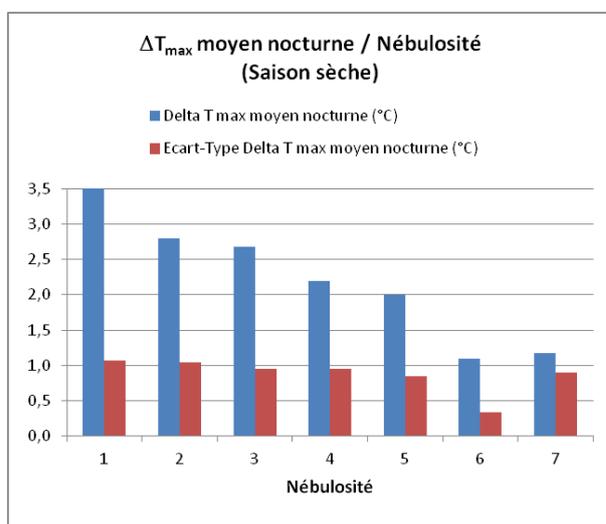


Figure 68 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la nébulosité durant la période sèche

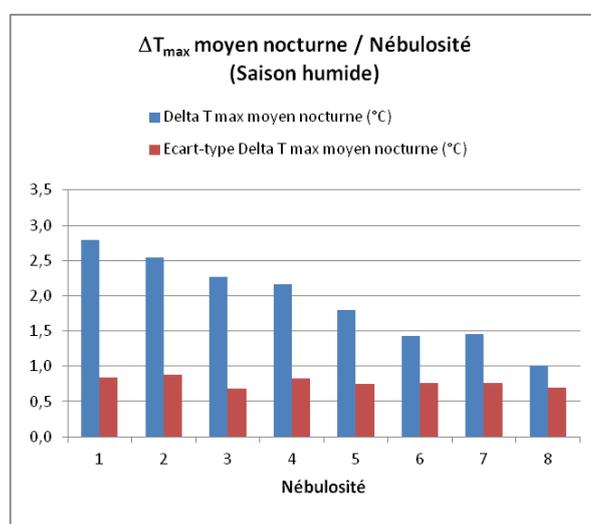


Figure 69 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la nébulosité durant la période humide

Quelle que soit la saison, la variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la nébulosité est identique. L'îlot de chaleur urbain est présent durant toute l'année. La principale différence est son amplitude. Pour les faibles nébulosités, le ΔT_{\max} moyen nocturne est plus important pour la saison sèche que pour la saison humide. Pour une nébulosité d'1 octa, il est de 3,5°C pour la saison sèche et 2,8°C pour la saison humide. Ce résultat est en accord avec l'étude de Roth (2007).

IV.2 Influence de la vitesse du vent

Nous avons également étudié l'évolution du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de l'intensité FF du vent mesuré à Météo France à l'heure du ΔT_{\max} . La figure 70 représentant le ΔT_{\max}

moyen nocturne correspondant aux différentes classes de vent (FF) est le résultat de cette analyse.

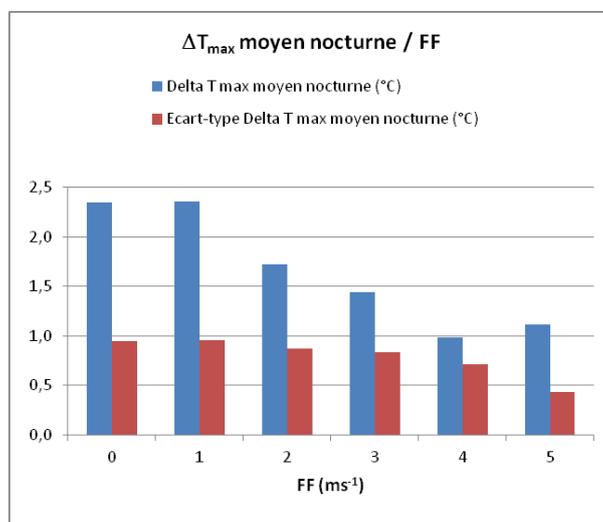


Figure 70 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la vitesse du vent pour l'ensemble de la campagne de mesures

Globalement, on observe une diminution du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de l'intensité du vent. Néanmoins, en analysant plus en détail la figure 70, nous notons que les intensités du ΔT_{\max} à 1ms^{-1} et 0ms^{-1} sont quasiment identiques compte tenu de l'écart type.

Quelle que soit la saison, les résultats de l'évolution du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la vitesse (figures 71 et 72) sont moins significatifs que ceux de la nébulosité.

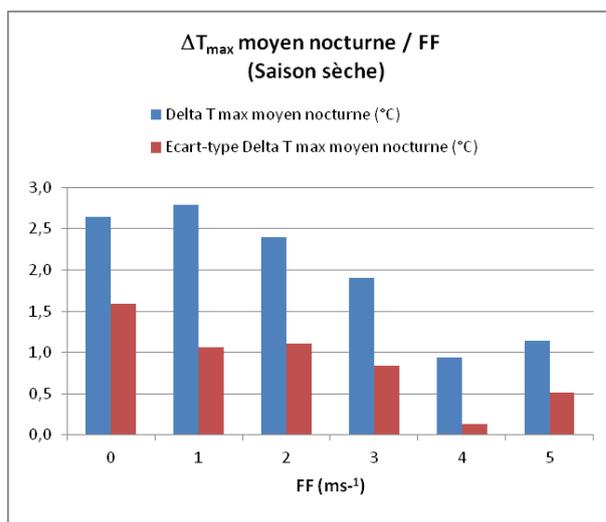


Figure 71 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la vitesse du vent durant la période sèche

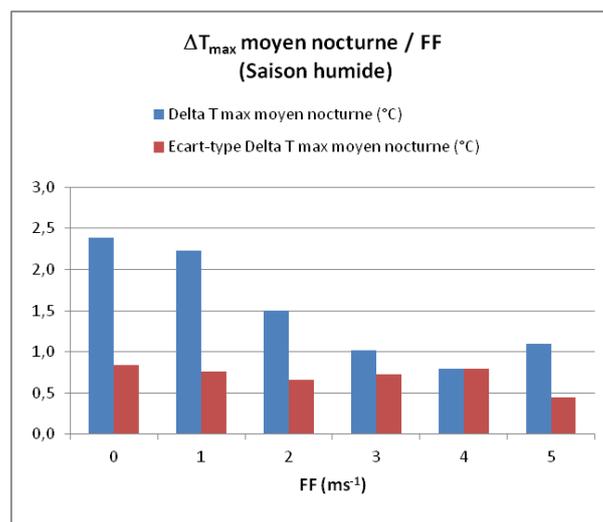


Figure 72 Variation du ΔT_{\max} moyen nocturne en fonction de la vitesse du vent durant la période humide

Les résultats de la saison humide (figure 72) sont analogues à ceux de l'ensemble de la campagne de mesure (figure 70).

Pour la saison sèche, la forte valeur du ΔT_{\max} moyen nocturne pour une classe de vent de 2 ms^{-1} est un résultat surprenant (figure 71). Contrairement aux figures 70 et 72, sa valeur dans la figure 71 est proche de celle obtenue pour les classes 0 ms^{-1} et 1 ms^{-1} . Elle est de $2,40^\circ\text{C}$.

Cette première étude entre différentes zones de Grand-Camp et Météo France montre que durant la nuit la température atmosphérique à Grand-Camp est supérieure à celle de Météo France quelle que soit la saison et cela sur plusieurs années. L'intensité du ΔT_{\max} moyen nocturne entre les deux zones est significativement anti corrélé avec la nébulosité, ce qui est un peu moins le cas avec la vitesse du vent.

Suite à ce résultat, nous avons effectué une seconde étude plus précise avec une large répartition spatiale des capteurs de température. La décharge étant encerclée de nombreux pôles urbains ainsi que d'une mangrove, cette étude vise à analyser la température atmosphérique nocturne de différents sites en fonction de leur environnement:

- urbain, exemple du Lagon;
- périurbain, exemple de Mini Foot;
- naturel, la Mangrove.

Pour cela nous disposons des capteurs ACR Smart Button (voir partie III.1.3 du chapitre Instrumentation et Méthodes).

Préalablement nous présentons deux études visant à situer l'îlot urbain dans le contexte de la Guadeloupe :

1°) Variation nocturne du vent synoptique au dessus de l'île.

2°) Recherche de l'influence possible des zones maritimes proches de la Gabarre.

IV.3 Variation nocturne du vent synoptique au dessus de la Guadeloupe

Dans le but de vérifier l'influence du relief de la Guadeloupe sur l'évolution journalière des Alizés nous comparons la vitesse et la direction du vent mesuré à la station Météo France ($16^\circ 15' 47'' \text{ N}$, $61^\circ 30' 53'' \text{ O}$) à celles des bouées du réseau américain de la « National Oceanic and Atmospheric Administration's ». Nous choisissons la bouée numéro 41040 située au Sud-Est de l'île dans l'atlantique Ouest ($14^\circ 28' 38'' \text{ N}$, $53^\circ 0' 28'' \text{ W}$). Cette bouée à l'avantage d'être à la fois assez éloignée de l'île pour ne pas subir son influence topographique et dans le même fuseau horaire ce qui permet d'effectuer des comparaisons avec la station Météo France du Raizet. La distance entre les deux stations est d'environ 940 km.

La figure 73 montre un exemple du cycle journalier de la vitesse horizontale du vent à la bouée 41040 ainsi qu'à la station Météo France.

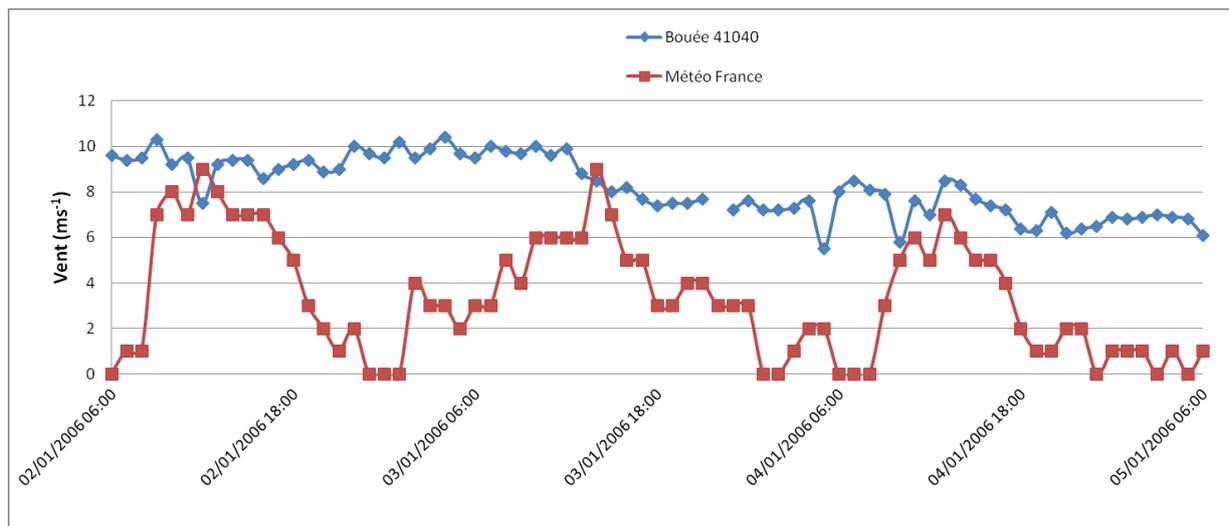


Figure 73 Cycle journalier de la vitesse horizontale du vent à la bouée 41040 et à la station Météo France entre le 2 janvier 2006 à 6h et le 5 janvier 2006 à 6h

Sur la figure 73 on observe une faible variation de la vitesse horizontale du vent au niveau de la bouée 41040 (courbe bleue) qui contraste avec de fortes variations de l'intensité du vent à Météo France (courbe rouge). La vitesse horizontale du vent à Météo France évolue en fonction du cycle diurne du soleil ce qui n'est pas le cas pour la bouée 41040. On constate que la nuit la vitesse du vent sur les terres descend généralement à des vitesses inférieures ou égales à 2m/s. En effet dans les terres, l'alizé est tributaire du réchauffement ou du refroidissement radiatif du sol tandis qu'en mer la température de l'eau est quasiment constante (voir figure 74).

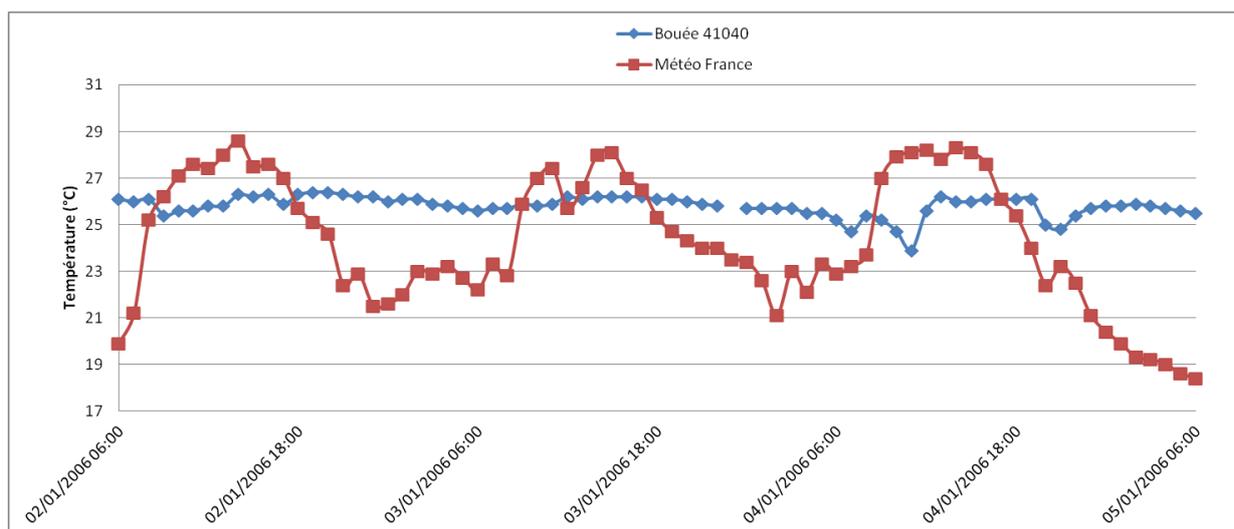


Figure 74 Cycle journalier de la température de l'air au dessus de la mer (bouée 41040) et au dessus de la terre (station Météo France) entre le 2 janvier 2006 à 6h et le 5 janvier 2006 à 6h

La figure 74 montre que pour une même période que celle de la vitesse horizontale du vent, la température de l'air au dessus de la mer varie peu tandis que celle au dessus de la terre fluctue

en fonction du cycle diurne du soleil. En journée la convection du sol va donc favoriser le passage de l'alizé tandis que le soir le refroidissement radiatif du sol va diminuer son intensité voire dans certains cas l'annuler (panne d'Alizés).

La diminution du vent synoptique en période nocturne (figure 73) à cause du refroidissement radiatif du sol (figure 74) laisse place à des phénomènes locaux tels que les brises. La figure 75 illustre le cycle diurne de la direction du vent à la bouée 41040 et à la station Météo France.

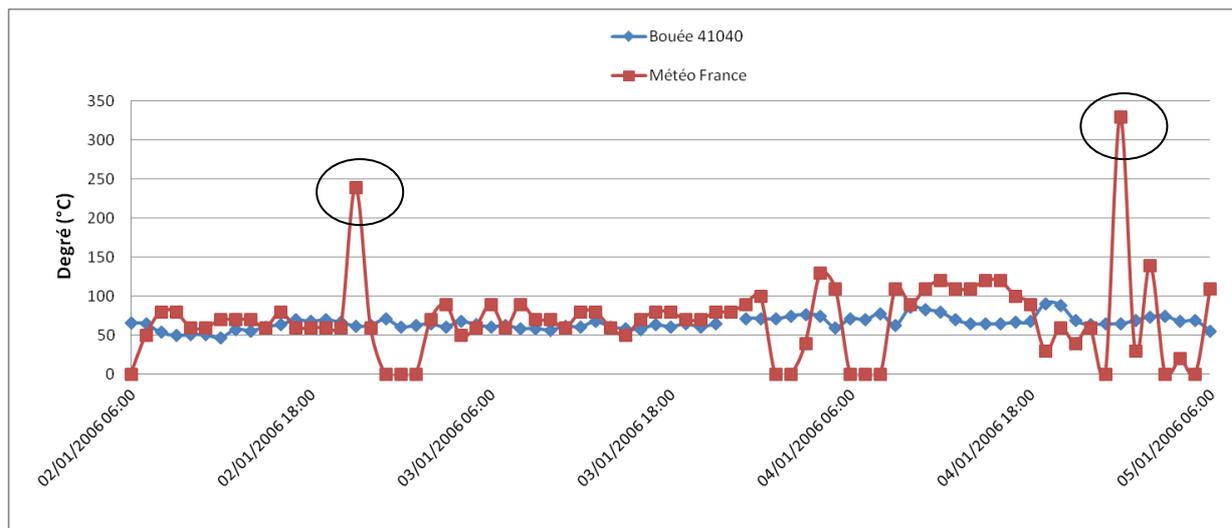


Figure 75 Cycle journalier de la direction du vent à la bouée 41040 et à la station Météo France entre le 2 janvier 2006 à 6h et le 5 janvier 2006 à 6h

En période diurne, vent synoptique prédominant, les directions à la bouée 41040 ainsi qu'à Météo France sont constantes. En période nocturne, quand les phénomènes synoptiques laissent place aux phénomènes locaux, des changements brutaux de direction sont observés entre 18h et 6h du matin pour des vents inférieurs à 2ms^{-1} . Pour exemple, en observant simultanément les figures 73 et 75, les vents de directions 240° et 330° (points encadrés) correspondent tous deux à des vents de l'ordre d' 1m/s . Si nous regardons au même instant les données de la bouée nous ne notons aucun changement de direction et les intensités restent supérieures à 6ms^{-1} . De plus les rétro-trajectoires tracées à partir du modèle HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) prouvent que pour ces deux jours, les masses d'air arrivant sur la Guadeloupe à basse altitude (30m) proviennent bien d'un flux d'Est et non d'un flux Nord ou Nord-ouest comme l'indique la mesure à Météo France (voir figures 76 et 77).

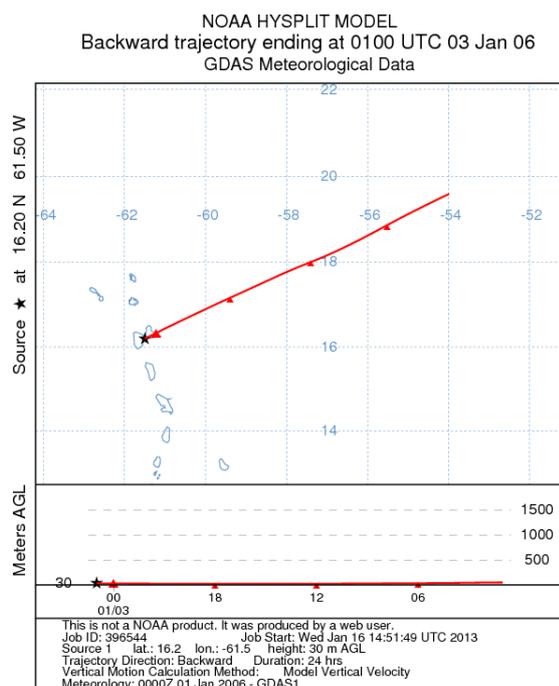


Figure 76 Rétro-trajectoire du 02/01/2006 à 21h à 30m

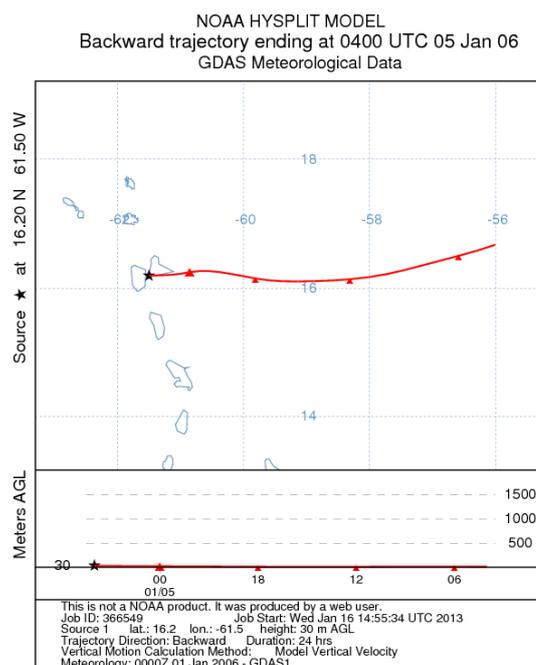


Figure77 Rétro-trajectoire du 05/01/2006 à 0h à 30m

La figure 76 montre que le flux du 02/01/2006 à 21h est d'origine Nord-est tandis que la figure 77 présente un flux purement d'Est pour le 5/01/2006 à 0h.

Les résultats des figures 73 et 75 prouvent bien qu'en condition nocturne un phénomène de brise se met en place dans les zones avoisinantes de Météo France au Raizet. Les figures 76 et 77 démontrent que les directions Nord ($DD=0^\circ$) observées dans la figure 75 ne sont pas causées par des masses d'air provenant des Etats-Unis comme cela peut se produire en début et fin d'année.

La brise est donc le seul phénomène pouvant générer de telles directions avec des vents si faibles, de l'ordre du mètre par seconde.

IV.4 Influence des zones maritimes proches de la Gabarre

La décharge de la Gabarre est partiellement entourée par une zone de végétation, la mangrove et par deux zones maritimes qui sont le Petit et le Grand Cul-de-Sac Marin (figure 16). Nous avons cherché à répondre à la question de l'éventuelle influence des zones maritimes proches sur le climat de la zone de la décharge. En effet la possibilité d'une brise terre-mer la nuit est susceptible de compliquer l'îlot de chaleur urbain. Déjà, des mesures ponctuelles réalisées par des biologistes de l'UAG laissaient supposer que la température de l'air au dessus de la mer restait voisine de celle de la terre. Ce résultat pouvait s'expliquer par la faible profondeur de la mer dans cette zone (2m maximum).

Nous avons tenu à vérifier ce résultat. Accompagnés en bateau par O. Gros, Pr de biologie marine, nous avons placé 2 capteurs de température dans le Grand Cul-de-Sac Marin. L'un à

la Rivière Salée (16°15'38" N ; 61°32'91" O) et l'autre à la Manche à Eau (16°16'34" N ; 61°33'27" O). Lors de la marée haute, les profondeurs à la Rivière Salée et de la Manche à Eau ne dépassent pas respectivement 2m et 1m50. Simultanément, du 14 au 28 août 2012 nous avons mesuré la température de différents points autour et dans la décharge: Chicanes, Lagon, Quartiers, Alliance, Mangrove et Entrée Décharge. Ces sites sont présentés au paragraphe suivant.

Sur la figure 78 les températures mesurées simultanément au dessus de la Rivière Salée et dans la zone urbaine dite «Les Quartiers» sont présentées. La nuit les températures de ces deux zones diminuent de façon identique. C'est seulement le jour que les températures liées au béton des immeubles (en rouge sur la figure 78) sont plus élevées. On n'observe donc pas le phénomène selon lequel la mer au voisinage de la décharge reste plus chaude que la terre la nuit.

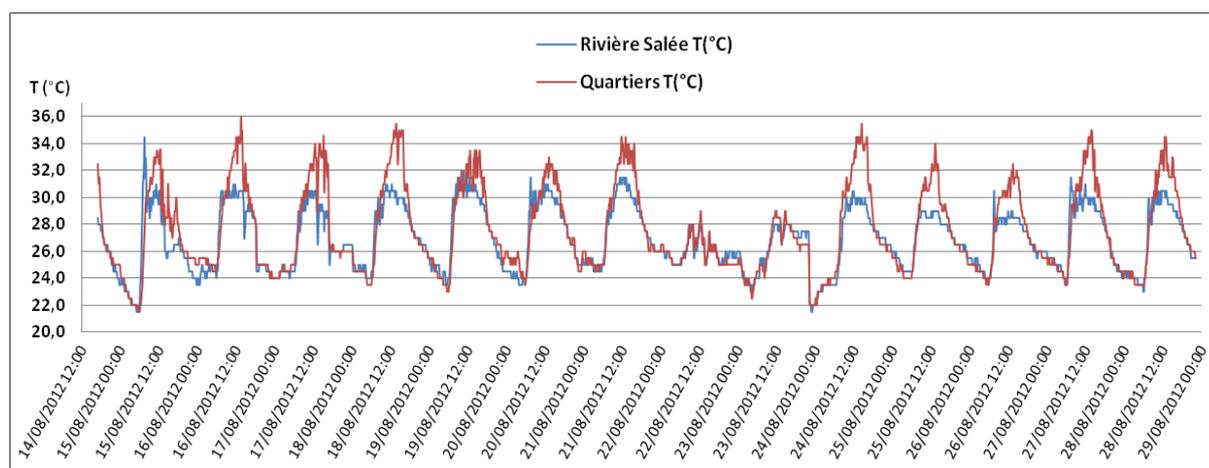


Figure 78 Variation de la température journalière à Rivière Salée et aux Quartiers

Le tableau 32 présente par ordre croissant les valeurs moyennes de températures nocturnes pour chaque lieu.

Site	Température moyenne nocturne (°C)
Mangrove	24,2 ± 1,3
Entrée Décharge	24,8 ± 1,4
Alliance	25,0 ± 1,4
Rivière Salée	25,2 ± 1,3
Quartiers	25,2 ± 1,4
Manche à Eau	25,5 ± 1,2
Chicanes	25,7 ± 1,3
Lagon	26,1 ± 1,1

Tableau 32 Température moyenne nocturne du 14 au 28 août 2012 pour 8 sites autour de la décharge

Les résultats du tableau 32 confirment que la nuit, la température de l'air au dessus de la Rivière Salée et au dessus de la Manche à Eau restent voisines de celles de Grand Camp,

supérieures à la température de la mangrove, à celles de l'Alliance et même de l'entrée de la décharge.

Cette zone de mer peut donc être considérée comme une partie de l'îlot de chaleur urbain.

A cause de cette similitude de température, on comprend qu'une brise de terre de nuit n'est pas ressentie dans cette zone comme l'avait remarqué C. Brévignon (Atlas Climatique, 2003). Nos mesures le confirment. L'interface terre-mer est repoussée au large, à la limite entre le Grand Cul-de-sac Marin et la mer profonde soit à une dizaine de km du Raizet. La brise (faible et donc de courte portée) n'avait donc pas pu être détectée par Météo-France au Raizet.

Les résultats obtenus au cours de la campagne de mesure dans le Grand Cul-de-Sac Marin éliminent l'hypothèse d'une brise terre-mer durant la nuit.

IV.5 Etude détaillée de l'îlot de chaleur urbain

De la mi-novembre 2011 à fin juillet 2012 nous disposons des températures mesurées sous abri dans la mangrove et à son voisinage (Alliance), en deux points de la décharge de la Gabarre, et dans 4 sites urbains. Dans un premier temps nous calculons les températures moyennes nocturnes mensuelles de chaque site (tableau 33). Le mois de mars ne figure pas dans ce tableau du fait d'une panne du capteur au site Lagon pendant ce mois.

	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Avril	Mai	Juin	Juillet	Total
Quartiers	22,7±1,5	22,5±1,5	21,3±1,7	21,5±1,6	23,7±1,1	24,5±1,3	25,7±1,4	25,3±1,4	23,44±2,2
Mini Foot	23,4±1,5	23,1±1,4	21,9±1,7	22,0±1,6	24,3±1,2	24,9±1,3	26,0±1,3	25,7±1,4	23,93±2,1
Lagon	23,9±1,5	23,6±1,3	22,7±1,4	23,2±2,2	24,5±1,1	25,1±1,2	26,3±1,1	26,0±1,3	24,45±1,9
Chicanes	23,4±1,4	23,1±1,4	21,9±1,7	22,1±1,6	24,4±1,2	25,0±1,3	26,1±1,4	25,8±1,4	23,97±2,1
Fond Décharge	22,3±1,4	22,1±1,4	20,8±1,7	20,9±1,6	23,5±1,1	24,0±1,2	24,9±1,5	24,7±1,4	22,89±2,2
Entrée Décharge	22,4±1,5	22,2±1,5	20,6±1,9	20,9±1,8	23,7±1,3	24,3±1,4	25,1±1,6	24,9±1,5	23,02±2,3
Alliance	22,6±1,5	22,4±1,5	21,1±1,8	21,1±1,7	23,6±1,3	24,3±1,3	25,1±1,6	25,0±1,5	23,17±2,2
Mangrove	21,6±1,6	21,3±1,5	19,4±1,6	19,5±1,7	22,5±1,3	23,4±1,3	24,0±1,7	23,9±1,4	21,96±2,3

Tableau 33 Température moyenne mensuelle nocturne (°C) pour chaque site, la température moyenne nocturne (°C) pour l'ensemble de la campagne de mesure (Total) ainsi que leurs écarts types

A l'aide des moyennes calculées, nous réalisons une matrice de corrélation de Pearson pour étudier l'évolution relative des moyennes de températures des différents sites au cours des mois de mesure.

Variables	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Avril	Mai	Juin	Juillet
Novembre	1	0,998	0,991	0,989	0,964	0,976	0,968	0,979
Décembre	0,998	1	0,994	0,988	0,974	0,985	0,979	0,989
Janvier	0,991	0,994	1	0,993	0,960	0,968	0,972	0,981
Février	0,989	0,988	0,993	1	0,947	0,956	0,961	0,970
Avril	0,964	0,974	0,960	0,947	1	0,993	0,981	0,981
Mai	0,976	0,985	0,968	0,956	0,993	1	0,991	0,993
Juin	0,968	0,979	0,972	0,961	0,981	0,991	1	0,997
Juillet	0,979	0,989	0,981	0,970	0,981	0,993	0,997	1

Tableau 34 Matrice de corrélation de Pearson pour 8 mois de mesure à l'aide des températures nocturnes moyennes mensuelles

Dans le tableau 34, nous observons que pendant les 8 mois étudiés les sites sont fortement et positivement corrélés : la température nocturne de tous les sites évolue de la même façon en fonction du temps. Dans notre zone d'étude il existe donc une cohérence entre les différents points de mesure. Cela permet une classification des différentes zones d'études en fonction de leurs températures moyennes nocturnes sur l'ensemble de la campagne de mesures.

Dans le tableau 35, les sites sont classés par température décroissante. Notons que ce classement est encore le même en mars 2012. Mais une panne pour le site Lagon, nous a amenés à supprimer ce mois de mesures plutôt que de supprimer le site Lagon de toute la campagne. Ce site est intéressant car il est systématiquement le plus chaud.

Site	Total (°C)
Lagon	24,5 ± 1,9
Chicanes	24,0 ± 2,1
Mini Foot	23,9 ± 2,1
Quartiers	23,4 ± 2,2
Alliance	23,2 ± 2,2
Entrée Décharge	23,0 ± 2,3
Fond Décharge	22,9 ± 2,2
Mangrove	22,0 ± 2,4

Tableau 35 Classement en ordre décroissant de la température moyenne nocturne sur l'ensemble de la campagne de mesure

Le tableau 35 montre bien l'influence de l'urbanisation sur la température atmosphérique. Les températures les plus élevées correspondent à des zones avec de nombreuses constructions en béton. Dans le sens des concentrations d'immeubles décroissantes, les différents sites sont les suivants : Lagon, Chicanes, Mini Foot, Quartiers. Tout comme la densité, la hauteur des constructions à une influence non négligeable sur la température atmosphérique. En effet le Lagon (24,5 ± 1,9 °C) est la zone où le capteur est entouré par le plus de constructions dont 3 tours de 18 étages. Le capteur Chicanes (24,0 ± 2,1 °C) est lui aussi entouré de constructions

mais à un degré moindre en terme de densité avec des immeubles de 3 étages. Mini Foot bien que proche du Lagon est une zone de terrains de sport ce qui explique sa température plus basse ($23,9 \pm 2,1$ °C). Le capteur au Quartiers ($23,4 \pm 2,2$ °C) n'est que partiellement entouré de petits immeubles à 3 étages.

Les températures les plus basses correspondent à des zones avec végétation (Mangrove) ou sans construction ou surface asphaltée à proximité (Fond de la décharge). Les zones Alliance et Entrée de la décharge à température intermédiaire se situent dans des zones sans construction mais à proximité d'une autoroute.

Nous distinguons trois groupes de points:

1. Des points chauds : Lagon, Chicanes, Mini Foot, Quartiers ;
2. Un point froid : Mangrove ;
3. Des points intermédiaires : Alliance, Entrée de la décharge, Fond de la décharge.

La figure 79 récapitule la répartition spatiale de la température moyenne nocturne pour l'ensemble de la campagne de mesure.

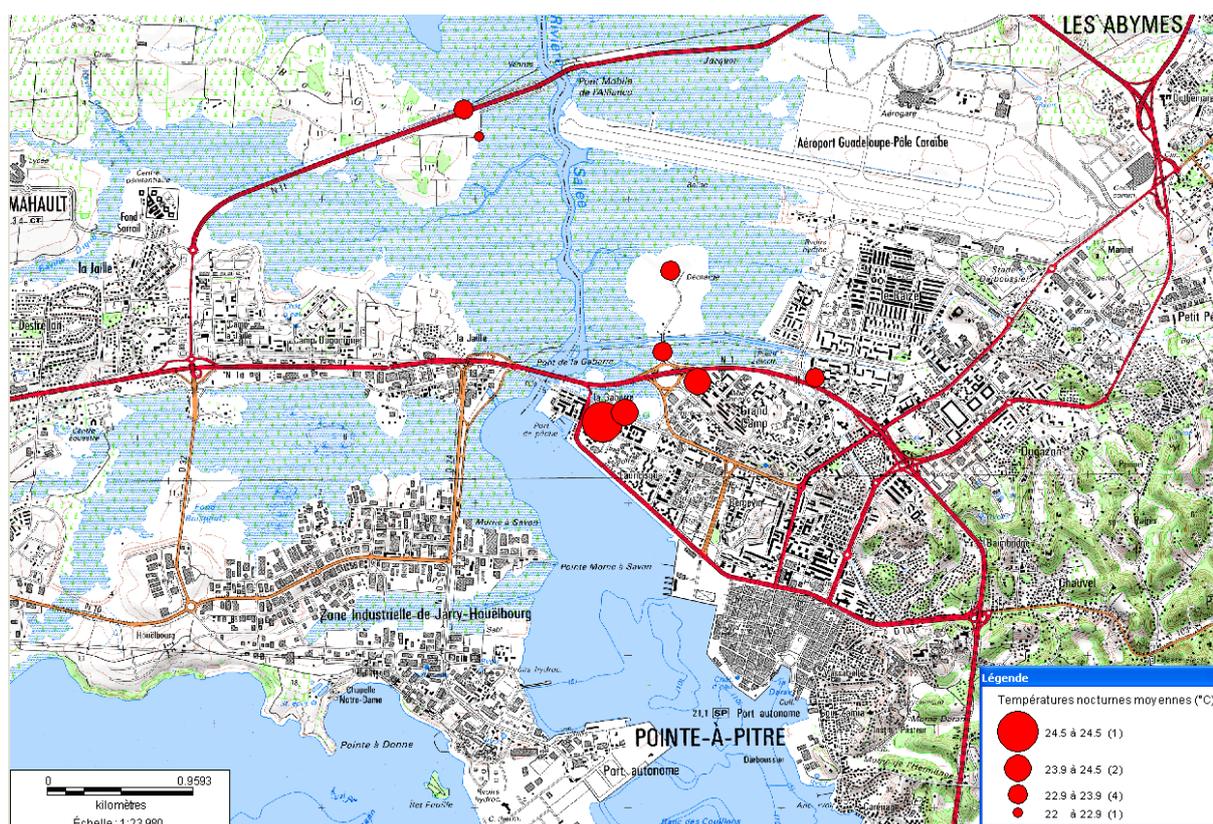


Figure 79 Répartition spatiale de la température moyenne nocturne à l'intérieur et au voisinage de la décharge

Légende figure :

-  : Mangrove
-  : Eau
-  : Immeubles

Dans la suite de l'étude, le point Mangrove est donc choisi comme étant la température rurale pour le calcul de l'intensité de l'îlot de chaleur urbain.

IV.6 Effet de la nébulosité, de la vitesse du vent et du rayonnement global sur l'intensité de l'ICU

Comme vu dans le tableau 33, les températures atmosphériques nocturnes pour les différents sites urbains sont classées dans le même ordre durant notre campagne de mesures. Cela implique que quel que soit le site utilisé pour étudier l'influence des différents facteurs sur l'îlot de chaleur urbain (ICU) les tendances seront les mêmes. La différence d'un site à l'autre est uniquement une différence d'ordre de grandeur de l'ICU. Dans le cas présent nous prenons comme référence urbaine le point Lagon (point où la température nocturne moyenne est la plus élevée, tableau 35) et bien sûr comme référence rurale le point Mangrove.

Nous chercherons à évaluer l'influence de la nébulosité (N), de la vitesse du vent (FF) et du rayonnement global de la journée écoulée (RGlo) sur l'intensité de l'ICU (ΔT_{\max}). Pour cela nous effectuons une Analyse en Composantes Principales (ACP) via le logiciel XLSTAT et présenterons les résultats avec un cercle des corrélations.

Il est important de mentionner que dans aucune des études répertoriées sur l'ICU nous n'avons trouvé une étude de l'ICU en fonction du rayonnement global. Mais nous avons pensé qu'une telle étude pouvait permettre de préciser l'origine de l'ICU.

Le tableau 36 présente l'agencement des données pour la réalisation de l'ACP.

Date mm/jj/yyyy hh	ΔT_{\max} (°C)	FF (ms ⁻¹)	N (octa)	RGlo (Jcm ⁻¹)
11/18/2011 24	2,5	0	1	1389
11/19/2011 22	2,5	0	5	1887
11/20/2011 20	4,5	1	2	1538
11/21/2011 20	4,5	0,8	1	2106
11/22/2011 20	4,5	0	2	1486
11/23/2011 23	4,5	0	5	1811
11/24/2011 21	3,5	0	2	1250
11/25/2011 23	3	0,5	3	749
11/26/2011 21	3,5	0	6	1629
11/27/2011 20	2	1,5	7	1016
11/28/2011 23	2	3,9	8	990
11/29/2011 21	2,5	2,2	3	941
11/30/2011 21	3	0	5	1627

Tableau 36 Données du mois de novembre pour la réalisation de l'ACP. Cas du Lagon

Dans le tableau 36 nous avons dans la première colonne la date. Chaque ligne du tableau correspond à un jour. A chaque jour sera attribué (colonne 2) un ΔT_{\max} nocturne. Il correspondant à l'écart de température horaire maximal entre les points Lagon et Mangrove. Après avoir calculé le ΔT_{\max} nous relevons l'heure à laquelle il se produit (colonne 1). Par la suite dans les données Météo France nous relevons la vitesse du vent (colonne 3) et la

nébulosité (colonne 4) correspondant à l'heure du ΔT_{\max} . Dans la colonne 5 nous avons le rayonnement global du jour précédent ce ΔT_{\max} nocturne. A titre d'exemple, pour la nuit du 18 au 19 novembre 2011 le ΔT_{\max} est à 0h du 19 novembre 2011. Dans le fichier de Météo France nous allons donc relever la vitesse du vent et la nébulosité à 0h le 19 novembre 2011 ainsi que le rayonnement global de la journée du 18 novembre.

Les capteurs de Météo France se trouvent à 2,5 km au Nord Est de la zone étudiée (Figure 16 partie Instrumentations et Méthodes). Vu la taille des nuages, cumulonimbus régulièrement observés au radar de Météo France, de rayon de 5km, on peut admettre que la nébulosité et le rayonnement global sont les mêmes au niveau de notre zone d'étude qu'au dessus de Météo France.

La même méthode est utilisée pour toutes les données de la campagne de mesure : 18 novembre 2011 au 22 juillet 2012. Une fois les données organisées nous pouvons réaliser le cercle des corrélations de l'ACP.

Avant d'analyser le résultat obtenu nous présentons un rappel des notions élémentaires pour l'interprétation du cercle des corrélations. Le logiciel XLSTAT calcule d'abord les coefficients corrélations 2 à 2 des 4 variables étudiées. Ce calcul ne permet pas de connaître la véritable corrélation entre deux variables, les autres variant de façon indépendante. Le logiciel effectue alors une diagonalisation de la matrice des données et calcule quatre variables indépendantes F1, F2, F3, F4, combinaisons linéaires des 4 variables mesurées dont nous cherchons les corrélations.

La figure 80 montre un exemple de cercle des corrélations.

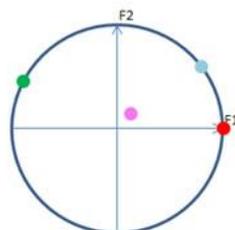


Figure 80 Exemple de cercle des corrélations

Le cercle des corrélations est tracé dans le repère F1, F2 où F1 et F2 sont les deux premières des 4 fonctions propres calculées. Généralement ces deux variables, combinaisons des 4 données mesurées, suffisent à représenter le système de données, leur poids étant de 70 à 80% du système étudié.

Dans le cercle des corrélations, à chacune des 4 variables mesurées, ΔT_{\max} , N, FF et le rayonnement global du jour d'avant, est associé un point. La distance à l'origine des points-variables situés sur le cercle est égale à 1. Cela implique que par projection sur le plan F1, F2 les points variables s'inscrivent dans un cercle de rayon 1. La variable est bien représentée si le point est proche du bord du cercle. Dans la figure 80 les points rouge, bleu et vert sont donc parfaitement représentés car ils sont sur le cercle. Par contre, le point fuchsia est très mal

représenté car trop proche de l'origine du cercle. Plus un point est proche d'un axe et plus il est corrélé avec cet axe. Dans la figure 80 le point rouge est fortement corrélé avec l'axe F1. L'angle entre deux variables, mesuré par son cosinus, est égal au coefficient de corrélation linéaire entre les deux variables : $\cos(\text{angle}) = r(X1, X2)$.

Les principaux cas sont les suivants :

- Si les points sont très proches (angle proche de 0) : $\cos(\text{angle}) = r(X1, X2) = 1$ donc X1 et X2 sont très fortement corrélés positivement ;
- Si l'angle entre les rayons des deux points est égal à 90° : $\cos(\text{angle}) = r(X1, X2) = 0$ alors pas de corrélation linéaire entre X1 et X2 ;
- Si les points sont opposés (angle de 180°) : $\cos(\text{angle}) = r(X1, X2) = -1$; X1 et X2 sont très fortement corrélés négativement.

En s'inspirant de la figure 80 nous retrouvons les 3 cas énoncés précédemment :

- Les points rouge et bleu sont corrélés positivement ;
- Pas de corrélation linéaire entre les points vert et bleu ;
- Les points rouge et vert sont corrélés négativement.

Suite à ce petit récapitulatif nous pouvons interpréter le cercle des corrélations issu de nos données.

La figure 81 présente le cercle des corrélations pour l'ensemble de la campagne de mesure au Lagon.

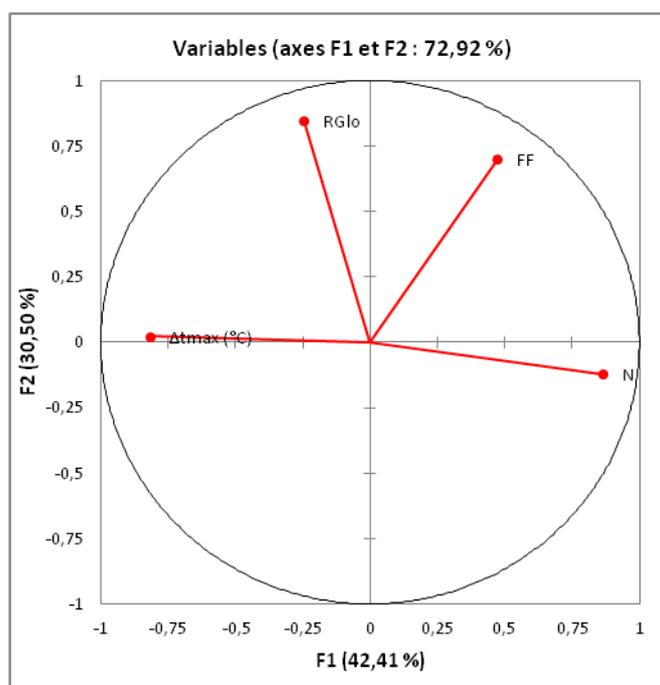


Figure 81 Cercle des corrélations pour l'ensemble de la campagne de mesure au Lagon

En observant la figure 81, nous notons que les différentes variables sont bien représentées car pas très éloignées du cercle de corrélation. La première valeur propre F1 représente 42,4% de la variabilité tandis que la deuxième, F2, 30,5%. Ce sont les deux principales valeurs propres.

Ce sont donc les facteurs qui donnent le plus d'information sur les variables à étudier. La combinaison F1-F2 exprime 73% de la variabilité ce qui est un résultat satisfaisant.

La variable ΔT_{\max} est bien corrélée avec l'axe F1. N aussi est bien corrélée avec l'axe F1 mais à un degré moindre que ΔT_{\max} . L'angle entre ΔT_{\max} et N est d'environ 190° . Ces deux variables sont très fortement anti corrélées. ΔT_{\max} et FF sont aussi négativement corrélés. Néanmoins la corrélation n'est pas aussi importante que pour N car l'angle entre ΔT_{\max} et FF n'est que d'environ 120° .

Le rayonnement global est lui positivement corrélé avec le ΔT_{\max} . L'angle entre les 2 variables est d'environ 75° ce qui dénote une faible corrélation positive.

Suite à ces résultats, nous pouvons donc dire qu'une grande nébulosité ainsi qu'un fort vent inhibent l'intensité de l'ICU. De ces deux facteurs la nébulosité est celui qui joue le plus grand rôle car son angle avec le ΔT_{\max} est très proche de 180° (valeur correspondant à une anti-corrélation de 100%, figure 80). Le rayonnement global lui est légèrement corrélé positivement avec le ΔT_{\max} . Cela implique que plus il y aura un rayonnement global important la journée et plus l'ICU la nuit sera grand. Cela s'explique par le fait que plus il y a de la chaleur emmagasinée par le béton et l'asphalte durant la journée plus la réémission de cette chaleur la nuit est importante. On peut dès lors intuitivement déduire que les jours à forts ΔT_{\max} correspondent à des journées avec un rayonnement global important suivi d'une nuit avec une faible nébulosité et un faible vent.

Indépendamment de l'ACP globale une ACP mensuelle a été réalisée. Pour 5 mois sur 8, les résultats concordent avec ceux obtenus pour l'ACP globale avec un ΔT_{\max} fortement anti-corrélé avec la nébulosité et la vitesse du vent et corrélé positivement avec le rayonnement global du jour précédent. La figure 82, novembre 2011, en est la parfaite illustration.

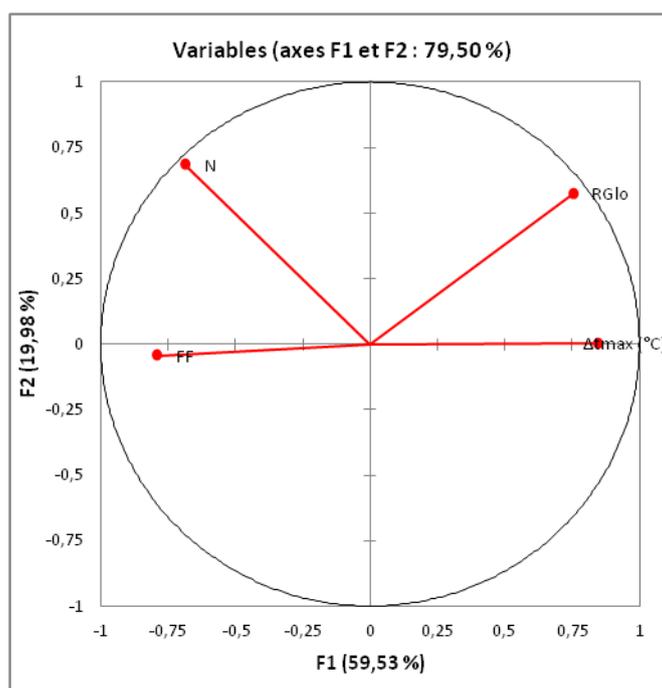


Figure 82 Cercle des corrélations pour le mois de novembre 2011

Pour les trois mois où les résultats sont moins bons (décembre 2011, Février 2012, avril 2012), le ΔT_{\max} est toujours anti-corrélé à la nébulosité et le rayonnement global reste positivement corrélé. Par contre il n'y pas de corrélation entre la vitesse du vent et le ΔT_{\max} (angle de 90° entre FF et ΔT_{\max} , figures 83 et 84) ce qui exprime le fait que le vent mesuré à l'heure du ΔT_{\max} n'est pas celui susceptible de faire chuter le ΔT_{\max} .

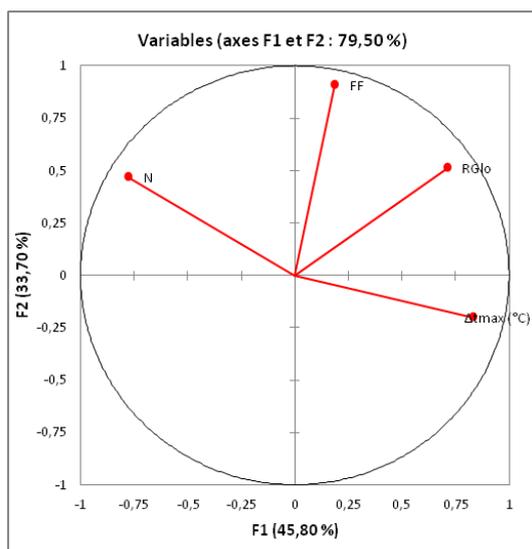


Figure 83 Cercle des corrélations pour décembre 2011

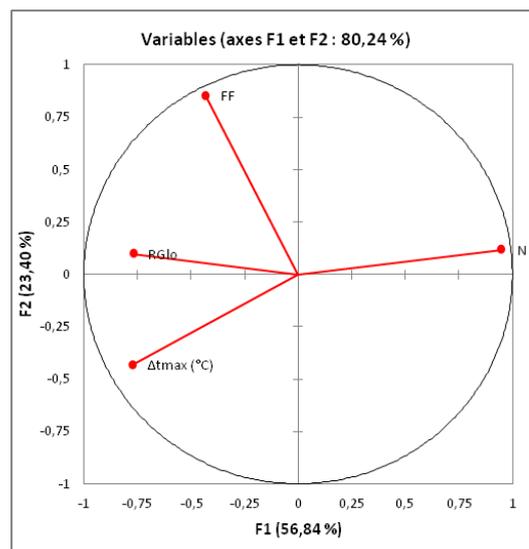


Figure 84 Cercle des corrélations pour avril 2012

Nous reviendrons en détail sur l'évolution nocturne du vent. Une analyse nuit par nuit de la variation du vent et du ΔT_{\max} va montrer que le vent susceptible de faire diminuer l'intensité de l'ICU est observé en début de nuit et peut être anti corrélé à l'ICU comme dans la littérature (Oke, 1982; Kim et Baik, 2005). Par contre, nous verrons que l'heure à laquelle les plus grands écarts de température entre la zone urbaine et la mangrove sont observés est celle où le vent synoptique a chuté pour être remplacé par une brise de faible intensité.

Pour comprendre la nature de l'absence de corrélation entre ΔT_{\max} et FF, nous analysons de plus près la décroissance de température nocturne entre Lagon, Météo France et Mangrove.

IV.7 Décroissance de la Température Nocturne (Immeubles, Météo France, Mangrove)

Du fait de leur inertie thermique et de leur albédo, les matériaux constituant la zone urbaine ne réagissent pas au flux thermique de la même manière qu'une zone rurale. Le béton stocke davantage de chaleur que la végétation. Sur la figure 85, nous analysons dans un premier temps la décroissance de température nocturne entre « Lagon » et « Mangrove ».

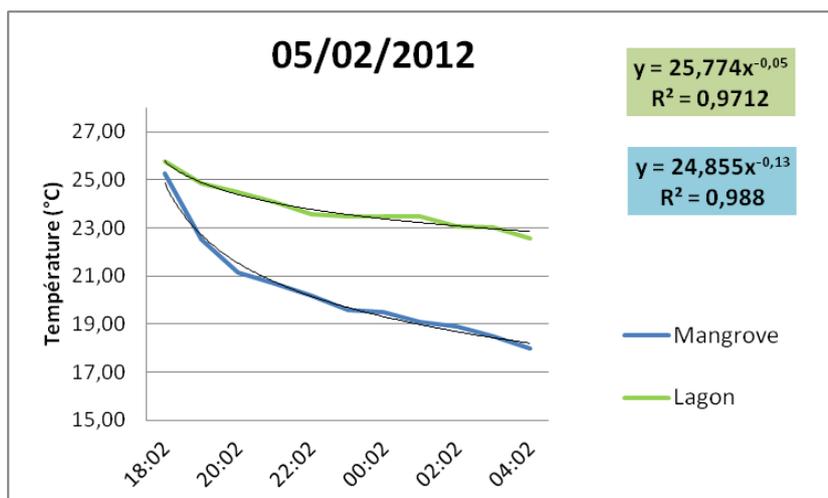


Figure 85 Décroissance de température nocturne entre « Lagon » et « Mangrove ». Nuit du 05/02/2012

La figure 85 montre que la température à « Mangrove » diminue plus rapidement que celle de « Lagon ». En traçant la courbe de tendance « puissance » de chaque décroissance de température, nous trouvons une pente à « Mangrove » quasiment 3 fois supérieure à celle de « Lagon » dans le rapport 130 à 50. Ce résultat confirme qu'au cours de la nuit, la décroissance de température nocturne à « Lagon » est inférieure de celle de « Mangrove ».

1. Le capteur Lagon est placé dans l'air au voisinage des immeubles dont la capacité calorifique est forte ($2,2 \cdot 10^6 \text{ J m}^{-3} \text{ K}^{-1}$). Le béton est un matériau thermiquement inerte. Cela signifie qu'il prend plus de temps à atteindre une température uniforme après le lever du soleil. Néanmoins une fois chaud il mettra tout autant de temps à se refroidir après le coucher du soleil.
2. A l'inverse du béton, la capacité calorifique des végétaux est plus faible ($1,3 \cdot 10^6 \text{ J m}^{-3} \text{ K}^{-1}$). Ils se réchauffent aussi vite qu'ils se refroidissent. La mangrove, zone rurale, en est la preuve.

Afin d'étudier l'influence de l'inertie thermique sur l'îlot de chaleur urbain nous choisissons trois sites d'environnement différent (voir figure 16, partie « Instrumentations et Méthodes ») :

- le site Lagon (point 8), un environnement dense en immeubles de béton;
- le site Météo France (point 14), une zone dégagée en bout de piste de l'aéroport du Raizet à proximité de la nationale 5;
- le site Mangrove (point 4), une végétation dense avec des arbres pouvant atteindre 4 mètres de hauteur, en vert sur la Figure 16.

Nous étudions simultanément la décroissance de la température nocturne pour les trois sites. Nous analysons tout d'abord les nuits sans pluies.

IV.7.1 Etude des nuits sans pluie

Cette analyse met en évidence deux principaux cas. Les figures 86a et 87a en sont l'illustration.

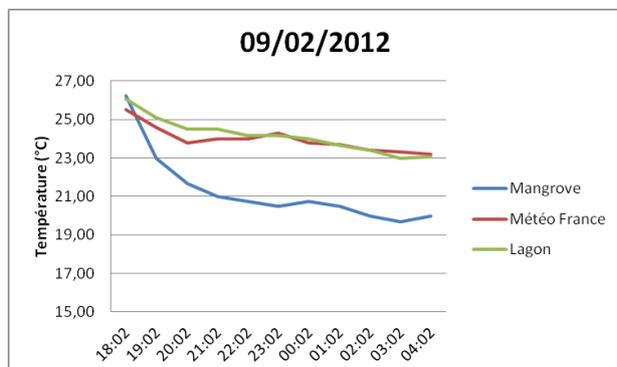


Figure 86a Décroissance nocturne classique avec maintien de l'Alizé toute la nuit

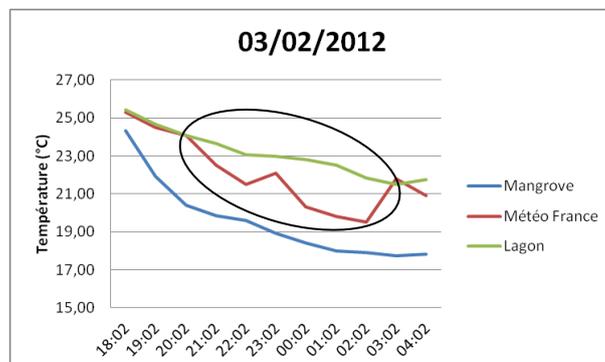


Figure 87a Décroissance nocturne avec chutes successives de la température à Météo France et décroissance nette de l'Alizé pendant la nuit

Les températures de ces trois sites se comportent de manière différente lors du refroidissement nocturne.

Pour la mesure de température à Météo France, on observe qu'elle est quasi identique à celle des immeubles en début et fin de soirée (figures 86a et 87a). Le capteur Météo France subit donc l'influence d'une agglomération urbaine : la ville du Raizet. Toutefois au cours de la nuit, cette température peut varier. Sur la figure 87a nous remarquons qu'elle peut augmenter ou diminuer (partie encerclée).

Quel phénomène est à l'origine de cette fluctuation de température nocturne à Météo France ? Au cours de notre étude, nous avons déterminé deux types de nuit : des nuits sans rotation du vent (figure 86a) et des nuits avec rotation du vent (figure 87a). Analysons l'influence de ce phénomène sur la variation de température à Météo France.

Nous débuterons notre étude par les cas sans rotation

IV.7.1.1 Nuits sans rotation

Le tableau 37 présente les données Météo France pour la nuit du 9 février 2012 (figure 86a) : vitesse (FF) et direction du vent (DD), nébulosité (N).

Date	heure	FF (ms ⁻¹)	DD (°)	N
9/02/2012	18h	4,1	110	2
9/02/2012	19h	2,8	110	2
9/02/2012	20h	2,1	110	2
9/02/2012	21h	2,2	100	-

9/02/2012	22h	2,5	100	-
9/02/2012	23h	4,2	80	-
10/02/2012	0h	2,3	100	-
10/02/2012	1h	2,9	90	-
10/02/2012	2h	3,2	90	-
10/02/2012	3h	3,6	90	-
10/02/2012	4h	3,9	80	-

Tableau 37 Données Météo France de la nuit du 9 février 2012

Entre 18h et 4h, la température décroît au cours de la nuit. L'alizé de nuit soutenu ne chute pas et reste compris entre 2,1 et 4,2 ms⁻¹. Cet alizé est caractérisé par une direction quasi constante oscillant légèrement entre 80° et 110°.

La figure 86b présente les pentes de décroissance de température au Lagon et à la Mangrove pour une nuit sans rotation.

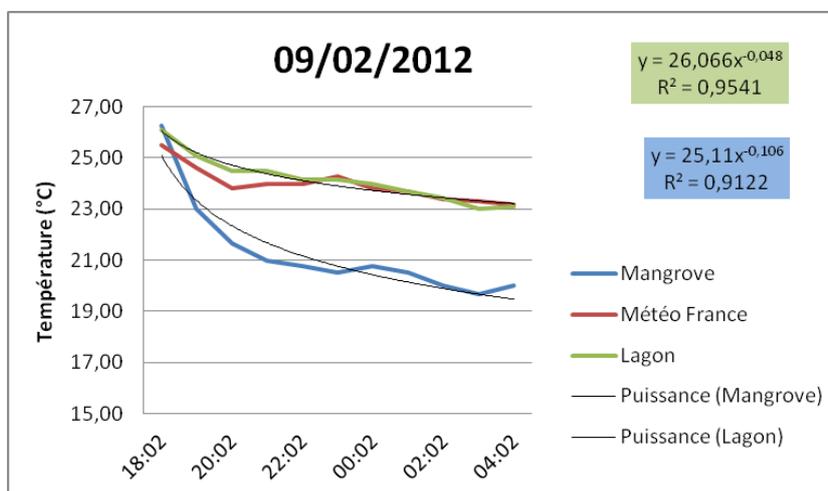


Figure 86b Analyse de la décroissance de température pour la nuit du 09/02/2012

Pour les nuits sans rotation, les pentes de décroissance de température au « Lagon » sont faibles. Pour le 9/02/2012 elle est de 48 pour une pente de 106 à « Mangrove ». La nuit du 5 février 2012 qui correspond aussi à une nuit sans rotation, la pente au Lagon est de 50 avec une pente de 130 à « Mangrove ».

Analysons maintenant les nuits avec rotations

IV.7.1.2 Nuits avec rotation

Pour identifier les caractéristiques de cette rotation, nous étudions en détails les données météorologiques de la nuit du 3 février 2012 (figure 87a)

Date	heure	FF (ms ⁻¹)	DD (°)	N	ΔT (°C) = $T^{\circ}_{\text{Lagon}} - T^{\circ}_{\text{Météo France}}$
03/02/2012	18h	3,8	60	3	0,1
03/02/2012	19h	2	60	3	0,2
03/02/2012	20h	2,1	60	3	0
03/02/2012	21h	0	0	3	1,2
03/02/2012	22h	0	0	3	1,6
03/02/2012	23h	0	0	3	0,9
04/02/2012	0h	0	0	3	2,5
04/02/2012	1h	0,9	250	3	2,7
04/02/2012	2h	0	0	3	2,3
04/02/2012	3h	2,8	90	3	-0,3
04/02/2012	4h	1,6	110	3	0,9

Tableau 38 Données Météo France de la nuit du 3 février 2012

Pour la nuit du 03 février 2012, nous notons que les Alizés décroissent à partir de 18h et ré augmentent à 3h (tableau 38). Les chutes de température observées à Météo France (Figure 86b) coïncident avec une rotation ou une absence de vent sur le site entre 21h et 2h du matin (tableau 38). Ceci est en accord avec l'étude de Pigeon (2007) qui estime qu'un phénomène de brise (et donc de rotation du vent) n'est détectable que si le vent synoptique est inférieur à 3m/s.

Lors de la rotation du vent à Météo France nous avons un écart de température ΔT entre le Lagon et la Mangrove très grand (voir flèche noire figure 87b). La décroissance nocturne étant très lente au Lagon, cela implique que la Mangrove a atteint une température très basse.

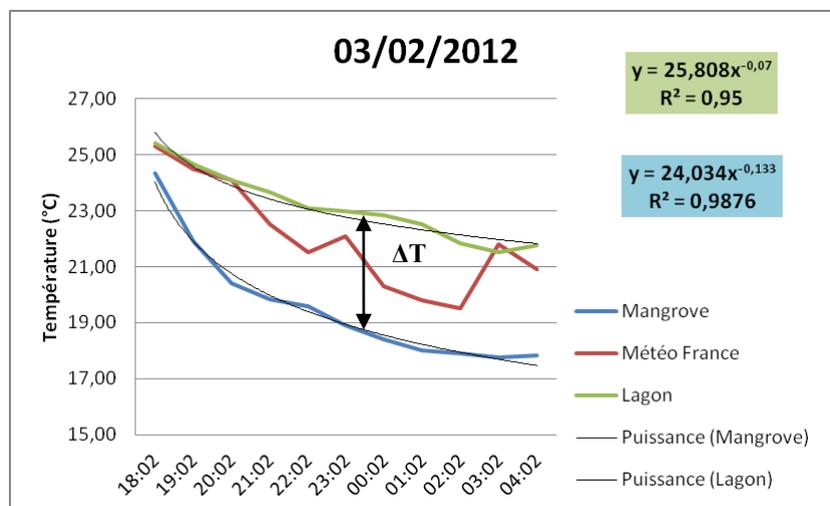


Figure 87b Ecart de température nocturne avec rotation

Les variations du vent à Météo France, alors même que les Alizés ont perdu leur intensité, correspond à une brise de moins de 1ms⁻¹ (ici 0,9ms⁻¹ à 1h) et dirigée suivant les nuits du Nord à Nord-Ouest, Ouest à Ouest/Sud Ouest (250° ici). La valeur mesurée est généralement voisine de 0,6 à 0,7ms⁻¹.

La rotation du vent à Météo France signifie un apport d'air froid venant de la mangrove. Cette brise d'ouest froide de $0,9\text{ms}^{-1}$ provenant de la mangrove entraîne une diminution éphémère de la température à Météo France.

Durant cette chute brutale de température à Météo France on remarque dans le tableau 38 de nombreuses valeurs avec un vent nul ($\text{FF}= 0\text{ms}^{-1}$). Ces valeurs nulles correspondent à des pannes de vent ou des vents extrêmement faibles dont l'intensité n'a pas pu être déterminée par l'anémomètre à coupelle de Météo France. Or il est impossible de déterminer une direction sans une intensité du vent, les directions indiquées dans ce cas sont donc nulles ($\text{DD}= 0^\circ$)

Outre le refroidissement brusque à Météo France, dans la nuit du 03/02/2012, nous distinguons (figure 87b) un refroidissement supplémentaire au Lagon à partir de 1h. Cela se traduit par une pente de décroissance de température plus importante comparée au jour sans rotation : 70 au lieu 48.

Tout comme à Météo France ce refroidissement est causé par une brise d'air froid provenant de la Mangrove. Cependant, la chute de température est plus importante à Météo France car le capteur est situé dans une zone péri urbaine dégagée tandis que le capteur du Lagon est au centre d'une zone urbaine. Le refroidissement atmosphérique au Lagon est donc affaibli et retardé par la forte capacité calorifique des immeubles.

La figure 88 (nuit du 27/12/2011) est un autre exemple de rotation.

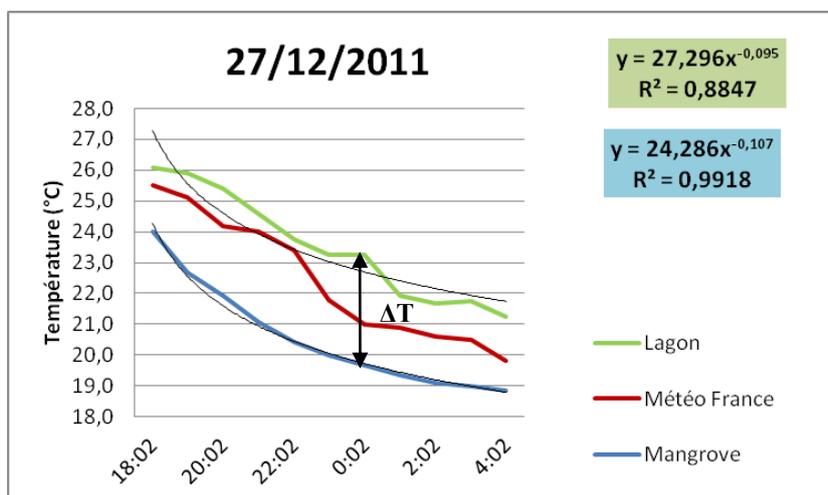


Figure 88 27/12/2011 Rotation brise du Nord qui refroidit aussi le Lagon

Le tableau 39 présente les données météorologiques pour la nuit du 27/12/2011.

Date	heure	FF (ms ⁻¹)	DD (°)	N	$\Delta T (^{\circ}\text{C}) = T^{\circ}_{\text{Lagon}} - T^{\circ}_{\text{Météo France}}$
27/12/2011	18h	1,2	80	5	0,6
27/12/2011	19h	0,8	40	6	0,8
27/12/2011	20h	1,1	110	4	1,2
27/12/2011	21h	1,1	40	4	0,6
27/12/2011	22h	0	0	3	0,4
27/12/2011	23h	1	250	3	1,5
28/12/2011	0h	0	0	3	2,3
28/12/2011	1h	0,9	310	3	1
28/12/2011	2h	0,6	330	3	1,1
28/12/2011	3h	0,5	260	3	1,3
28/12/2011	4h	0	0	1	1,5

Tableau 39 Données Météo France de la nuit du 27 décembre 2011

Pendant la nuit du 27 au 28 décembre 2011, le vent d'Est est faible. Une brise s'installe qui est tantôt Ouest (à 23 h) et fait diminuer la température au Raizet, tantôt Nord (autour de 1h à 2h) et fait aussi diminuer la température au site d'immeubles Lagon. Tout comme pour l'exemple précédent, la pente de décroissance de température au Lagon est élevée : 95.

Dans ces deux cas de brise que l'on peut relier à l'écart de température entre les zones d'immeubles et la mangrove, on considère qu'il s'agit d'un îlot de chaleur urbain. Notons que la nébulosité reste faible toute la nuit. Cette faible nébulosité va engendrer un refroidissement de la température plus important à la Mangrove car l'effet de serre provoqué par la présence de nuages sera faible.

Pendant toute la période étudiée, des courbes analogues à celles de ces deux figures dans lesquelles la température du Lagon et de Météo France s'écartent pendant la nuit sont observées. Elles correspondent toujours à des nuits sans pluie où l'intensité de l'Alizé a décliné et où l'on observe des vents nuls ou faibles orientés entre 0 et 40° ou entre 250 et 350°. Ce sont des nuits où l'îlot de chaleur urbain est net. L'étude du vent mesuré à Météo France fait apparaître une brise froide caractérisée par une rotation du vent consécutive à une baisse de l'intensité de l'alizé et dont l'apparition s'accompagne d'une baisse de température. Cette baisse de température est aussi ressentie au Lagon ce qui prouve qu'une brise froide se dirige à la fois vers le Lagon et Météo France.

Rappelons que les résultats obtenus au cours de la campagne de mesure dans le Grand Cul-de-Sac Marin ont montré que la brise froide mesurée à Météo France n'est pas liée à une brise nocturne terre-mer.

L'étude des variations de la température nocturne dans d'autres cités que le Lagon montre des refroidissements que l'on peut attribuer à une brise froide provenant de la Mangrove et pas nécessairement mesurée à Météo France. Les figures 89 et 90 présentent deux cas observés.

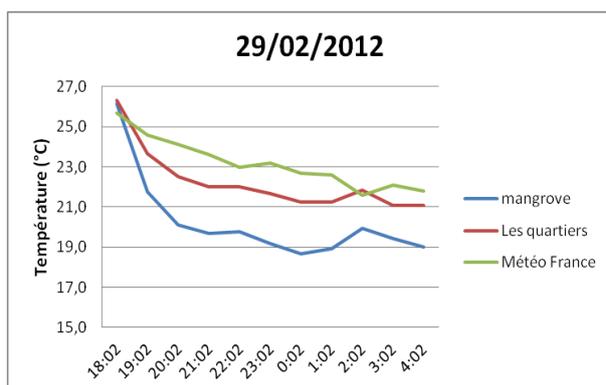


Figure 89 Refroidissement observé à « Les quartiers » entre 19h et 1h du matin

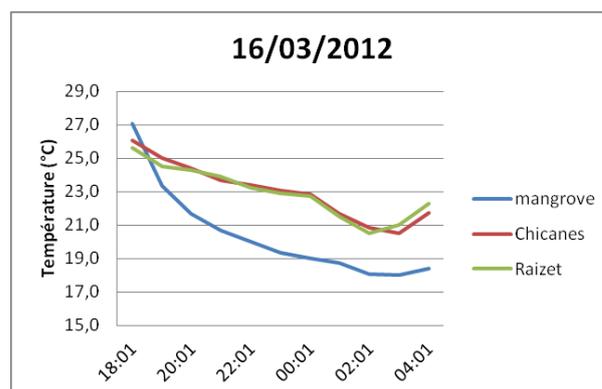


Figure 90 Refroidissement observé à Chicanes et Météo France (Raizet) entre 0h et 2h

IV.7.1.3 Nuits avec pluies et rotation du vent

Durant nos analyses quotidiennes nocturnes, nous observons que la pluviométrie peut aussi engendrer une rotation du vent mesuré à Météo France. La figure 91 montre l'exemple de la nuit du 27 novembre 2011.

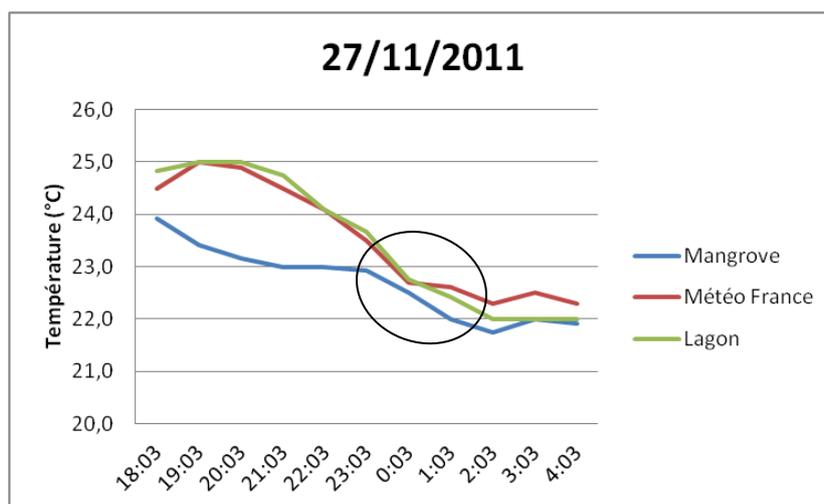


Figure 91 Rotation suite à des évènements pluvieux. Cas du 27/11/2011

Sur la figure 91, entre 18h et 22h, nous observons une décroissance classique de température entre la Mangrove, Météo France et le Lagon avec une température qui diminue rapidement à la Mangrove et une décroissance de température plus lente au Lagon et Météo France.

Entre 23h et 2h (partie encerclée), on constate que les températures des différents sites tendent à s'homogénéiser à cause d'une forte pluviométrie (voir RR, intensité de la pluie, tableau 40).

Date	heure	T (°C)	RR (mm)	FF (ms ⁻¹)	DD (°)	N
27/11/2011	18h	24,5	0	2,2	150	7
27/11/2011	19h	25	0	3,7	110	7

27/11/2011	20h	24,9	0	1,5	90	7
27/11/2011	21h	24,5	0	1,4	30	8
27/11/2011	22h	24,1	0	1,2	20	8
27/11/2011	23h	23,5	0,8	1,5	290	8
28/11/2011	0h	22,7	10,3	2,3	330	8
28/11/2011	1h	22,6	9	2	350	8
28/11/2011	2h	22,3	7,9	1,9	340	8
28/11/2011	3h	22,5	9,8	2	90	8
28/11/2011	4h	22,3	6,6	2	100	8

Tableau 40 Données Météo France de la nuit du 27 novembre 2011

La pluviométrie provoque une chute brutale de la température à Météo France et au Lagon. Cette observation est en accord avec les études sur la diminution de l'ICU lors de précipitations (Roth, 2007) dans les zones tropicales et intertropicales. On observe simultanément une rotation du vent (tableau 40). Ce déplacement des masses d'air est lié à la force des précipitations. Ce phénomène est du même principe que les « microburst » : un flux descendant de pluie entraîne des déplacements de l'air vers l'extérieur tout autour de la zone située sous le nuage précipitant.

Entre 22h et 23h le vent passe de 20° à 290°. La température minimale de la nuit est atteinte à 2h du matin lorsque le vent mesuré provient de la Mangrove. Quand l'alizé se remet en place à 3h, la température augmente légèrement.

IV.8 Dispersion de COV issus de la décharge pour un jour avec brise et un jour sans brise.

Dans le chapitre IV.7.1.2, nous avons vu qu'un refroidissement brutal de la température au cours de la nuit sur un site plus chaud que la mangrove est un indicateur de la présence d'une brise provenant de la mangrove. Observé à Météo France, il l'est aussi sur d'autres zones urbaines entourant la décharge. Les figures suivantes montrent un exemple avec (figure 92) et sans brise urbaine (figure 93)

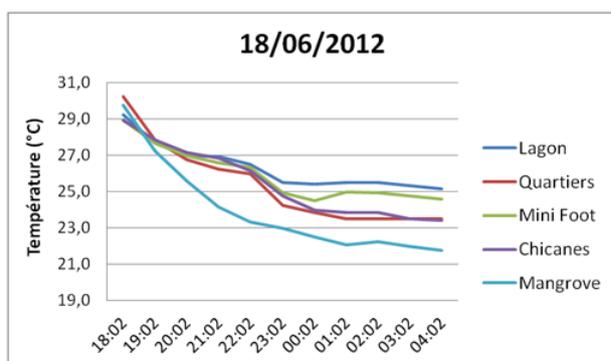


Figure 92 Jour avec brise urbaine

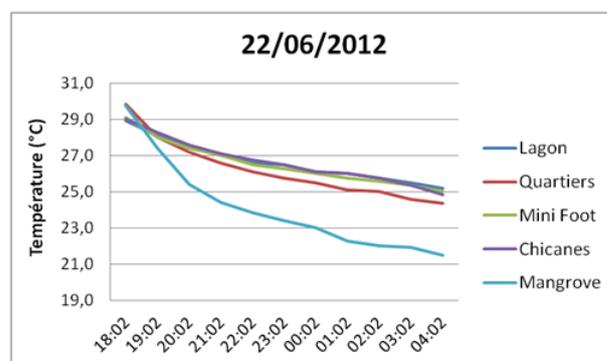


Figure 93 Jour sans brise urbaine

Pour ces deux jours, nous effectuons la comparaison des mesures au spectromètre MS 200 pour différents sites situés au Sud de la décharge afin d'étudier l'impact de la brise sur le transport des COV (tableau 41). Les mesures de COV à Chicanes, Mini-Foot et Lagon sont effectuées après 20h30.

Lieu (Distance)	Source (0 km)		Chicanes (0,8 km)		Mini-Foot (1,1 km)		Lagon (1,25 km)	
	[C]	%	[C]	%	[C]	%	[C]	%
Composé Tri+Tétra (Brise)	145	2	3,5	12	1,1	9,1	1,1	8,8
Tri+Tétra (Pas de brise)	115	3,5	0,5	16	-	-	-	-
Benzène (Brise)	304	0,8	105	1,8	76	2,4	66	2,7
Benzène (Pas de brise)	340	0,7	33	5,2	9	8	36,3	2,4

Tableau 41 Mesures de COV dans les zones urbaines pour le 18 et le 22/06/2012

Pour le jour avec brise (18/062012), nous observons une diminution du Tri+Tétrachloroéthylène en fonction de la distance à la décharge. Le jour sans brise (22/06/2012), la teneur en tri+tétrachloroéthylène à Chicanes et 7 fois moins importante. A Mini-Foot et Lagon qui sont à plus d'1 km de la décharge, le tri+tétrachloroéthylène n'est pas détecté par le MS 200.

En ce qui concerne le benzène, l'un des COV les plus toxiques, la même tendance est observée. Le jour avec brise nous mesurons de fortes teneurs en benzène tandis que le jour sans brise les concentrations sont beaucoup moins importantes. Le benzène ne provient donc pas uniquement du trafic routier mais majoritairement de la décharge.

Ces résultats prouvent que la brise urbaine est responsable du transport des COV de la décharge vers les zones urbaines opposées aux Alizés.

IV.9 Fréquence mensuelle du nombre de rotations à Météo France

Dans notre étude, nous avons démontré que l'îlot de chaleur urbain est présent durant toute l'année. La différence entre la saison sèche et la saison humide est uniquement une amplitude plus importante de l'ICU durant la saison sèche.

Suivant le mois, nous analyserons en moyenne le nombre de cas où le capteur de Météo France observe une rotation du vent entre 18h et 4h du matin.

IV.9.1 Méthode d'analyse

Pour effectuer cette étude nous disposons des données Météo France, vent (intensité et direction) et pluviométrie, pour 9 années entre 2000 et 2012.

Sur ces données nous effectuons de nombreux tris pour s'affranchir d'autres évènements susceptibles de biaiser l'étude.

- Premièrement, nous étudions toutes les nuits sans pluies car nous avons précédemment observé que la pluviométrie pouvait engendrer des rotations (tableau 43).
- Deuxièmement, nous considérons toutes les directions comprises entre 0° - 40° et 230° - 360° . Ces directions sont représentatives d'un vent se dirigeant vers Grand-Camp, Lauricisque et Raizet.
- Troisièmement, pour les directions choisies nous considérons uniquement les vents compris entre 0 et 1ms^{-1} . En effectuant ce dernier tri nous éliminons tous les phénomènes synoptiques capables de générer de telles directions : masse d'air provenant des Etats-Unis (observé en Guadeloupe, paragraphe Ozone Gwad'Air), évènements cycloniques etc.

IV.9.2 Résultats

La figure 94 présente les résultats obtenus suite à cette étude.

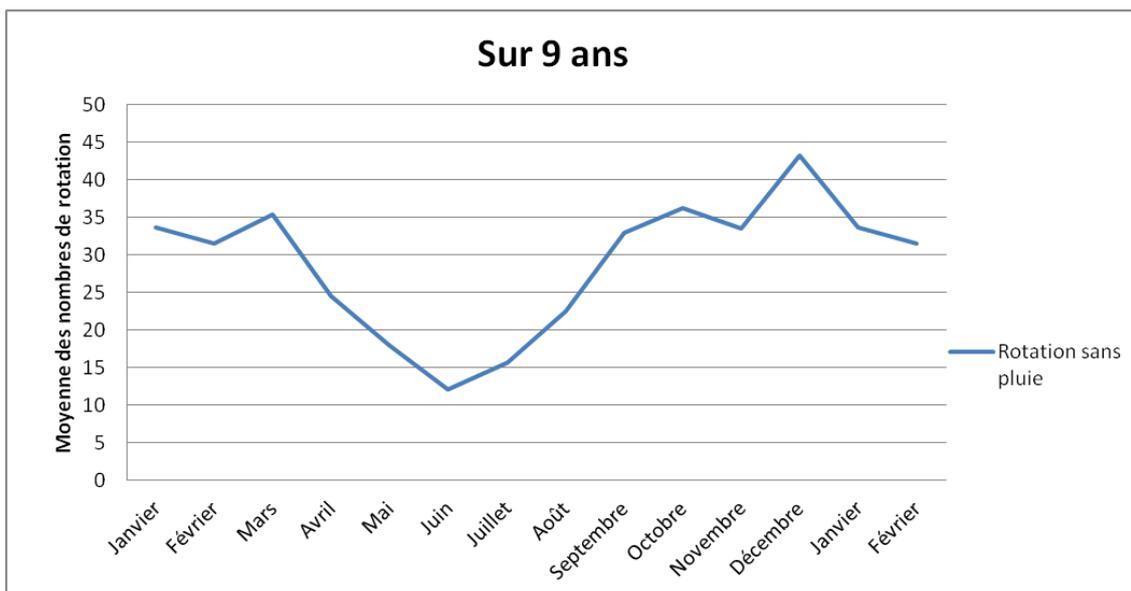


Figure 94 Variation mensuelle du nombre moyen de rotation sur 9 ans à Météo France

Sur la figure 94, nous observons un nombre important de rotations du vent en début et en fin d'année : de septembre à mars. Décembre est le mois où le nombre de rotations est maximal. En moyenne 43 cas. D'avril à août, il y a beaucoup moins de rotations avec un minimum distingué en juin : en moyenne 12 cas.

Le nombre de rotations moyen est plus marquant pour les mois les plus froids.

En termes de pollution atmosphérique, cela signifie que les composés organiques volatils émis par la décharge de la Gabarre se retrouvent à Lauricisque, Grand-Camp, et Raizet durant toute

l'année mais majoritairement en début et fin d'année. Cela induit un impact sanitaire non négligeable durant ces périodes pour tous les polluants atmosphériques émis par la Gabarre.

IV.10 Calcul de l'intensité de la brise urbaine

IV.10.1 Nombre de Grashof

La différence de température entre le milieu urbain et rural va générer un phénomène de convection naturelle thermique. Le terme moteur de la convection naturelle thermique, dans notre cas, la brise urbaine, résulte des variations de la masse volumique de l'air avec le champ de température.

Ces différences de masse volumique de l'air engendrent une situation d'instabilité. S'en suit un mouvement créé sous l'effet de forces de flottabilité (gravitation + poussée d'Archimède). Deux phénomènes diffusifs s'opposent à ce mouvement (Taine et *al.*, 2008).

- la viscosité de l'air qui joue un rôle de frein au déplacement de l'air,
- le phénomène de diffusion thermique qui tend à détruire à la source les écarts de température à l'origine de la convection naturelle.

Le nombre de Grashof (Gr) est un nombre sans dimension utilisé en mécanique des fluides pour déterminer la convection naturelle en l'absence de vent synoptique synonyme de convection forcée. Il correspond au rapport des forces de gravité sur les forces visqueuses (Taine et *al.*, 2008).

$$Gr = \frac{g\beta\Delta TL_c^3}{\nu^2}$$

Avec :

g : accélération de la pesanteur ($9,8 \text{ ms}^{-2}$) ;

β : coefficient d'expansion thermique, $\beta = [1/T^\circ(\text{K})]$ pour un gaz parfait ;

L_c : longueur caractéristique de la source (m) ;

ΔT : écart de température entre la région urbaine et rurale (K) ;

ν : viscosité cinématique de l'air (m^2s^{-1}).

Le nombre de Grashof permet de déterminer l'intensité de la brise urbaine à partir de l'expression suivante :

$$U_r = \frac{\mu\sqrt{Gr}}{L_c}$$

Avec :

U_r : intensité de la brise urbaine (ms^{-1}) ;

μ : viscosité dynamique de l'air ($\text{kgm}^{-1}\text{s}^{-1}$).

IV.10.1.1 Détermination des paramètres permettant le calcul du nombre de Grashof et de la brise urbaine

Lors des rotations de vent identifiées à Météo France, la température atmosphérique est en moyenne de 22°C ce qui équivaut à 295K. β est donc égal à 0,03. Pour l'air, à 22°C, la viscosité cinématique est de $1,5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ pour une viscosité dynamique de $1,8 \text{ kgm}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Généralement les immeubles dans les zones urbaines entourant la décharge n'excèdent pas 4 étages à raison de 3m par étage. La longueur caractéristique sera prise comme étant de 12m. En ce qu'il concerne l'écart de température (ΔT), il va varier en fonction de l'intensité de l'îlot.

Prenons l'exemple des nuits du 3/02/2012 et du 27/12/2011 que nous avons traité précédemment. Pour ces deux nuits où nous observons une rotation du vent nous prenons le ΔT_{max} entre le Lagon et la Mangrove afin de calculer le nombre de Grashof ainsi que la brise liée à ce nombre.

IV.10.1.2 Application pour la nuit du 3/02/2012

Dans le tableau 5, le ΔT_{max} de la nuit du 3/02/2012 est à 1h du matin le 4/02/2012. Le ΔT_{max} de 2,7°C correspond à un vent de $0,9 \text{ ms}^{-1}$ dans la direction 250°. Avec les paramètres définis dans le paragraphe précédent calculons le nombre de Grashof (Gr) ainsi que l'intensité de la brise (U_r)

$$Gr = \frac{9,81 \times 0,03 \times 2,7 \times 12^3}{(1,5 \cdot 10^{-5})^2} = 6,2 \cdot 10^{11}$$

$$U_r = \frac{1,8 \cdot 10^{-5} \sqrt{6,2 \cdot 10^{11}}}{12} = 1,18 \text{ ms}^{-1}$$

L'intensité de la brise urbaine calculée à l'aide du nombre de Grashof est du même ordre de grandeur que la vitesse du mesurée à Météo France.

IV.10.1.3 Application pour la nuit du 27/11/2011

La nuit du 27/11/2011 est un exemple fréquemment observé avec deux ΔT_{max} . Le premier, 2,3°C à 0h le 28/11/2011 (tableau 6), correspond à un vent très calme (FF=0) voire à une panne de vent. Le capteur Météo France affiche donc une direction nulle. Nous ne pouvons traiter ce cas. Considérons le second ΔT_{max} , 1,5°C à 23h, qui correspond à un vent de 1 ms^{-1} pour une direction de 250°.

$$Gr = \frac{9,81 \times 0,03 \times 1,5 \times 12^3}{(1,5 \cdot 10^{-5})^2} = 3,4 \cdot 10^{11}$$

$$U_r = \frac{1,8 \cdot 10^{-5} \sqrt{3,4 \cdot 10^{11}}}{12} = 0,88 \text{ms}^{-1}$$

Tout comme l'exemple précédent, la brise calculée avec le nombre de Grashof donne un résultat cohérent. Par Grashof nous calculons une brise de $0,9 \text{ ms}^{-1}$ et la valeur mesurée à Météo France est de 1 ms^{-1} .

IV.10.2 Modèle de Poreh

Le modèle de Poreh (Poreh 1996) est un modèle permettant de calculer une valeur de brise thermique pour un « petit » îlot de chaleur urbain. Ce modèle « à effet d'échelle » a identifié les nombres sans dimension les plus importants du problème, en a réduit la quantité et les effets. Une fois mis en évidence des équations d' « échelle » sans dimension, Poreh a réalisé expérimentalement de très petits îlots de chaleur, lui permettant d'accéder à certains paramètres indispensables.

IV.10.2.1 Hypothèses pour utiliser le modèle

- Le modèle représente un îlot de chaleur urbain (ICU) constitué par une ville circulaire de rayon R entourée d'une zone rurale.
- Les caractéristiques de la surface urbaine sont considérées comme uniformes. En particulier le flux de chaleur sensible « q » (W m^{-2}) de la surface vers l'atmosphère est supposé uniforme.
- Pour la surface rurale le flux de chaleur sensible est considéré comme étant nul ($q=0$)
- La stratification atmosphérique est considérée comme neutre.
- Le vent synoptique est supposé nul (vent horizontal $U_a=0$). Dans notre cas cela correspond à une panne d'alizés. Ce sont donc les phénomènes locaux (brises) qui prédominent.

La figure 95 récapitule les principales hypothèses du modèle de Poreh

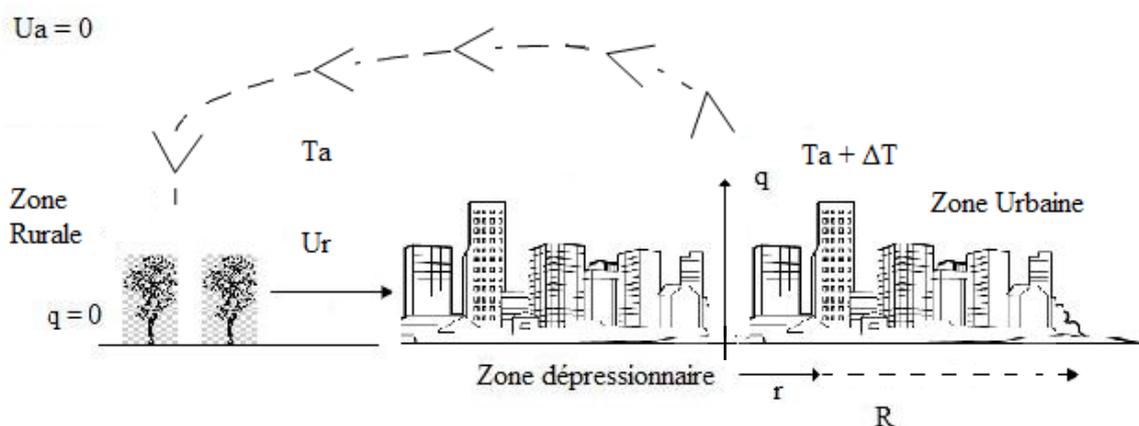


Figure 95 Description schématique des conditions du modèle de Poreh pour l'établissement d'une brise urbaine

- Le modèle fait l'hypothèse que les effets de l'accélération de Coriolis et du rayonnement sur le flux au dessus de l'ICU sont faibles.
- L'épaisseur de la couche atmosphérique de surface, lieu où les effets de la configuration urbaine sont ressentis, est de l'ordre de la hauteur moyenne des immeubles, dans notre cas 12 m. C'est donc une couche de très faible épaisseur comparée à la dimension horizontale de l'ICU ($R = 1$ km dans notre cas).
- Un flux de chaleur sensible issu du sol va augmenter la température de l'air en région urbaine de ΔT par rapport à celle des régions rurales à la même altitude. Cet écart de température va engendrer une diminution $\Delta \rho$ de la densité de l'air telle que :

$$\frac{\Delta \rho}{\rho_a} = -\frac{\Delta T}{T_a}$$

où T_a et ρ_a sont la température et la densité de l'air à une altitude donnée dans l'ICU.

Dans les équations du mouvement, il y aura donc un flux généré par la flottabilité ou accélération gravitationnelle négative g' :

$$g' = -\frac{\Delta \rho}{\rho_a} g = \frac{\Delta T}{T_a} g$$

Quand les effets du rayonnement sont faibles, le flux total vertical de flottabilité F dans cet écoulement est défini comme :

$$F = \int_A -\frac{\Delta \rho}{\rho_a} g w dA = \int_A -g' w dA \quad (1)$$

Avec A , la surface horizontale illimitée au dessus de la couche de surface et w , la vitesse verticale du vent supposée approximativement constante.

- Poreh admet que le flux généré au dessus de la couche de surface est principalement déterminé par la taille de la zone urbaine R et le flux F , ou encore, par R et le flux de flottabilité par unité de surface σ défini comme :

$$\sigma = \frac{F}{\pi R^2} \quad (2)$$

σ est lié au flux de chaleur q par l'équation :

$$\sigma = \frac{g}{\rho C_p T} q \approx 2,8 \cdot 10^{-5} q \text{ (m}^2 \text{ s}^{-3}\text{) / (W m}^{-2}\text{)}$$

Les conditions aux limites définies antérieurement impliquent qu'au dessus de la région urbaine circulaire, un panache symétrique est généré. Il est donc supposé que le champ de

vitesse $u(r, z)$ et le champ d'accélération gravitationnelle $g'(r, z)$ sont déterminés seulement par R et σ .

Une analyse dimensionnelle montre que :

$$\frac{u(z, r)}{\sigma^{1/3} R^{1/3}} = F\left(\frac{r}{R}, \frac{z}{R}\right) \quad (3)$$

Et

$$\frac{g'(z, r)}{(\pi\sigma)^{2/3} R^{-1/3}} = B\left(\frac{r}{R}, \frac{z}{R}\right) \quad (4)$$

Où F et B sont des fonctions universelles sans dimension.

Pour déterminer le flux de chaleur sensible q , de nombreuses études expérimentales en laboratoire furent effectuées pour simuler de petits îlots de chaleur urbains à l'aide de plaques chauffantes. Un flux de chaleur sensible q de 200 W m^{-2} est trouvé. Cette valeur étant indépendante de la taille de la ville (R), elle peut donc être appliquée pour un ICU de n'importe quelle taille.

Les équations 3 et 4 sont valides dans l'intégralité du champ de l'écoulement au dessus de la couche de surface.

Dans l'équation 3 on trouve que le champ de vitesses est proportionnel à $(\sigma R)^{1/3}$.

Au bord de l'îlot (aux extrémités du cercle) :

$$\frac{U_R}{(\sigma R)^{1/3}} = 0,4$$

La brise générée par l'ICU est donc égale à :

$$U_R = 0,4(\sigma R)^{1/3} = 0,4\left(\frac{g}{\rho C_p T} q \times R\right)^{1/3} = 0,4(2,8 \cdot 10^{-5} q \times R)^{1/3}$$

IV.10.2.2 Résultat

Pour un rayon $R=1000\text{m}$, représentant la distance entre le centre de Grand-Camp et la mangrove entourant la décharge, l'intensité de la brise est donc:

$$U_R = 0,4(2,8 \cdot 10^{-5} \times 200 \times 1000)^{1/3} = 0,7 \text{ms}^{-1}$$

Selon le modèle de Poreh, l'intensité de la brise est donc de $0,7\text{ms}^{-1}$ pour le pôle urbain de Grand-Camp.

Ce modèle expérimental simple donne une valeur de la brise pour un « petit » îlot de chaleur urbain en bon accord avec les valeurs de brise mesurées à Météo France la nuit. Lorsque

l'Alizé tombe et que le vent tourne de l'Est, ENE ou ESE vers l'Ouest ou le Nord, les intensités mesurées sont de 0,6 à 0,7ms⁻¹ et atteignent rarement 1ms⁻¹. Et cela pour toutes les années étudiées.

IV.10.3 Discussion et conclusion

Le nombre de Grashof ainsi que le modèle de Poreh ont fourni des résultats du même ordre de grandeur que la mesure Météo France. Ces résultats prouvent que ces deux calculs sont une bonne alternative pour déterminer l'intensité de la brise urbaine générée par l'îlot de chaleur urbain au voisinage de la décharge de la Gabarre.

En fonction de l'écart de température maximal nocturne entre le pôle urbain choisi, Grand-Camp-Raizet-Lauricisque, et la mangrove nous sommes donc en mesure de calculer l'intensité de la brise par le Nombre de Grashof.

Pour le modèle de Poreh, l'intensité de la brise est déterminée par la distance entre la mangrove et le pôle urbain choisi.

L'intensité de la brise thermique a toujours été un paramètre compliqué à déterminer que ce soit par la mesure où par le calcul. L'intensité de la brise thermique a toujours été un paramètre compliqué à déterminer que ce soit par la mesure où par le calcul. Les valeurs trouvées sont du même ordre de grandeur que celles du vent mesuré au centre de Météo France au Raizet, la nuit, lorsque le vent synoptique, les Alizés, a baissé en dessous de 2 m s⁻¹ et pour des directions variant de 230° à 360°.

Par ailleurs cette brise peut être détectée au Raizet par une diminution de la température absolument simultanée à une rotation du vent. Ce type de refroidissement peut être également observé dans les agglomérations autres que le Raizet. Elles correspondent à une arrivée de masse d'air froide provenant de la mangrove mais que nous n'avons pas mesurée.

V Stratification verticale de l'atmosphère dans les basses couches

Comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 1, la dispersion des polluants dans l'atmosphère dépend fortement de sa stabilité. En conditions nocturnes, la stratification atmosphérique stable couplée au développement d'une inversion de surface favorise l'accumulation des polluants au sol à proximité de leurs sources d'émissions.

Une importante partie de notre étude a été consacrée à la mise en œuvre de moyens expérimentaux et à l'élaboration de méthodes d'analyse des données, destinées à mettre en évidence les caractéristiques de la stratification atmosphérique dans la couche limite nocturne.

Pour mener à bien ces travaux, des mesures nocturnes en continu dans la CLA sont indispensables. Une première difficulté se présente puisqu'en fonction des saisons, nous ne disposons pas toujours des sondages de début de nuit. Ces sondages sont uniquement disponibles pour les mois caractéristiques de la saison cyclonique. A l'inverse, les sondages de début de matinée sont eux disponibles durant toute l'année. Le SODAR qui effectue des mesures en continu devrait combler ce manque d'information.

La deuxième difficulté est la méconnaissance de l'évolution de la stratification atmosphérique journalière ou saisonnière en Guadeloupe. Les études sur l'évolution de l'inversion de surface pour les latitudes tropicales sont quasiment inexistantes.

Vu les éléments dont nous disposons, notre analyse s'articulera autour de trois grands axes :

- a) Utiliser les données des radiosondages pour déterminer une stratification de la CLA nocturne (caractéristiques et saisonnalité) ;
- b) Déterminer des méthodes de détection de la hauteur de la CLN à partir des données SODAR puis les valider par les données des radiosondages
- c) Evaluer l'impact de l'inversion de surface sur certains polluants atmosphériques mesurés en continu par l'association GWAD'AIR pendant la période d'étude de la couche limite nocturne.

Afin d'étudier les caractéristiques de l'inversion de surface, nous débutons notre analyse par l'examen des sondages de début de matinée disponibles durant toute l'année.

V.1 Préambule : dissolution de la couche d'inversion de surface en début de matinée

Baumbach et Vogt (2003) ainsi qu'Abdul-Wahab *et al.* (2005) démontrent que durant la matinée la couche d'inversion sera dissoute peu à peu de bas en haut à cause du réchauffement du sol par le rayonnement solaire. Néanmoins, avant la destruction totale de l'inversion, il y aura une légère augmentation des hauteurs de la base et du sommet de l'inversion. Cette dernière subira une translation avec la hauteur, en même temps qu'une réduction progressive de son épaisseur. Dans le cas d'une inversion de surface surélevée et découplée du sol sous l'effet de la convection, Baumbach et Vogt (2003) parlent d'«elevated

inversion ». Dans la suite de l'étude, nous traduisons « elevated inversion » par « inversion de surface élevée ».

Les 3 cas de profil de température illustrés sur la figure 96 sont ceux que nous retrouvons dans notre étude :

- Cas N°1 : inversion de surface (figure 96, profil de gauche)
- Cas N°2 : inversion élevée (figure 96, au centre)
- Cas N°3 : pas d'inversion (figure 96, à droite)

Les profils de température que nous utiliserons sont issus de sondages effectués à 7h locales environ durant une phase de transition entre les conditions nocturnes et les conditions diurnes qui se situent généralement entre 6h et 8h du matin. Nous verrons par la suite qu'à certaines périodes de l'année ces profils de température sont représentatifs des conditions de fin de nuit (cas N°1), à d'autres, ils correspondent à des conditions diurnes en phase d'installation (cas N°2), voire déjà bien installées (cas N°3).

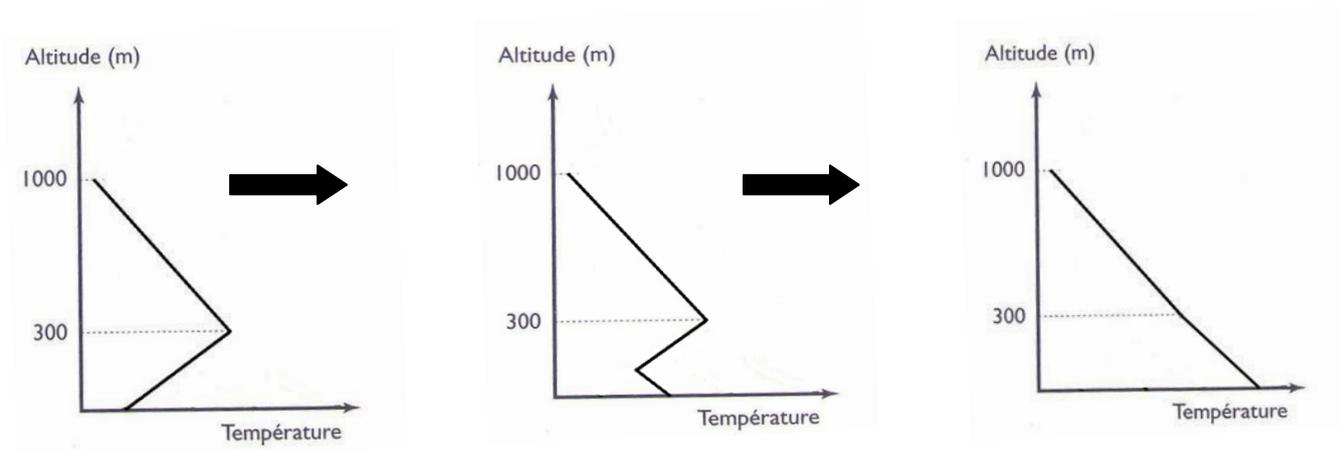


Figure 96 Suivant la flèche, évolution du profil de température de la nuit vers la journée avec respectivement de gauche à droite : profil de nuit, profil de transition nuit-jour, profil de jour. Le réchauffement du sol détruit progressivement la couche stable d'inversion de température (Fontan, 2003)

V.2 Fréquence d'apparition des différents profils d'inversion à partir des sondages effectués en fin de nuit

V.2.1 Profil type obtenu avec les données Météo France (MF)

V.2.1.1 Inversion de surface (IS)

La figure 97 présente un profil de radiosondage obtenu le 19/01/2011 au Raizet en début de matinée. Nous avons là un profil type pour une inversion de surface (cas 1 de la figure 96). Avec ce profil, nous pourrions déterminer les caractéristiques de l'inversion : son épaisseur et

son intensité ΔT . Plus l'intensité est importante et plus la stabilité est forte, ce qui engendre une dispersion verticale des polluants moindre.

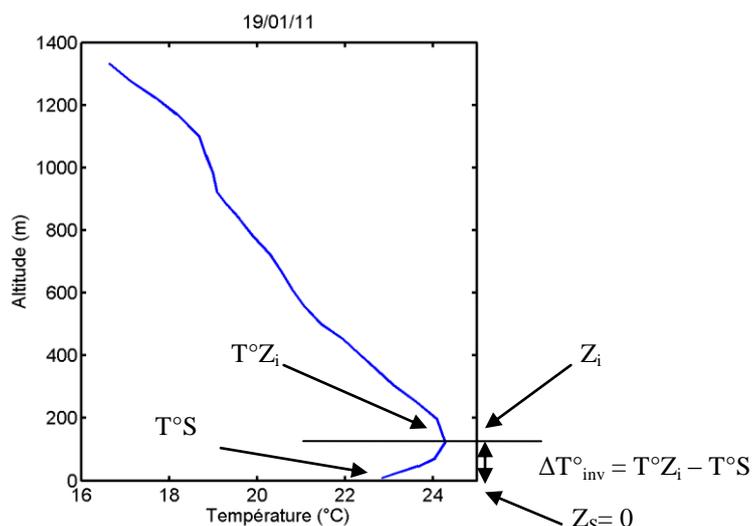


Figure 97 Inversion de surface avec données MF. Exemple du 19/01/2011 à 7h

Légende figure

$T^{\circ}Z_i$: température au sommet de l'inversion (°C)

$T^{\circ}S$: température à la base de l'inversion (°C)

ΔT°_{inv} : intensité de l'inversion (°C)

Z_i : sommet de l'inversion (m)

Z_s : base de l'inversion (m)

L'exemple dans la figure 97 montre bien une augmentation de la température partant du sol jusqu'à une altitude Z_i suivie d'une décroissance. Nous sommes dans des conditions nocturnes, la convection liée au réchauffement du sol n'a pas débuté. La couche limite nocturne correspondant à la couche d'inversion est surmontée par la couche résiduelle.

V.2.1.2 Inversion de surface élevée (ISE)

La figure 98 présente un profil de radiosondage obtenu au Raizet le 20/10/2011 à 7h du matin.

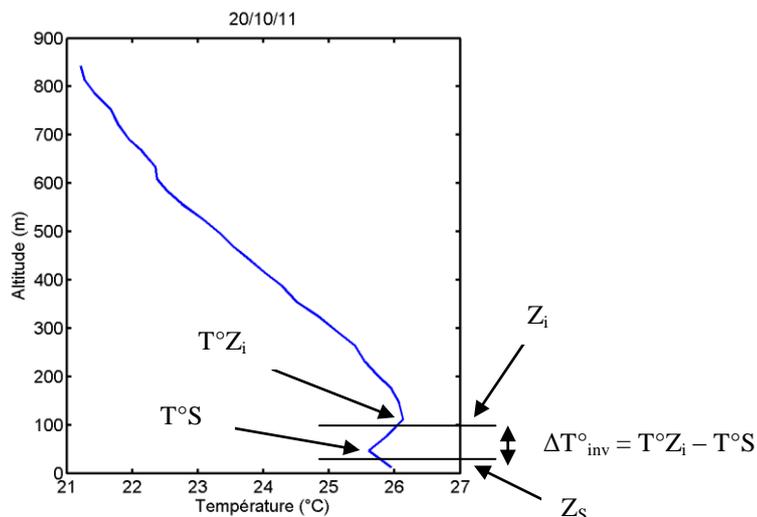


Figure 98 Inversion de surface élevée avec données MF. Exemple du 20/10/2011 à 7h

Sur la figure 98, nous voyons le début de convection avec une légère décroissance de la température à partir du sol suivie de l'inversion de surface élevée qui se trouve piégée entre le début de convection et la couche résiduelle.

V.2.1.3 Pas d'inversion de surface (PI) dans les basses couches

La figure 99 présente un profil de température issu du radiosondage lancé au Raizet le 10/06/2011.

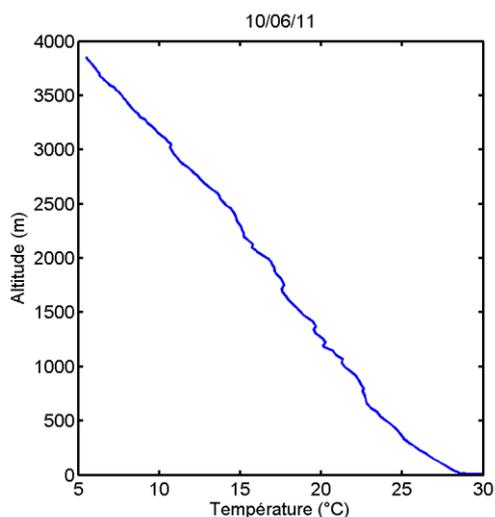


Figure 99 Cas sans inversion de surface avec les données MF. Exemple du 10/06/2011 à 7h

Nous sommes dans le cas où les conditions diurnes sont établies : forte convection dans une couche instable. La couche limite nocturne a complètement disparu pour laisser place à la couche limite convective.

V.2.2 Résultats

Le tableau 42 récapitule le nombre d'inversions de surface (IS), le nombre d'inversions de surface élevée (ISE) ainsi que les cas sans inversion (PI) détectés sur les profils de radiosondages en 2011.

	Janv	Fév	Mars	Av	Mai	Juin	Jui	Aou	Sept	Oct	Nov	Déc
IS	15	10	11	3	0	0	0	4	0	1	7	17
ISE	4	3	5	13	7	0	5	10	11	9	12	6
PI	12	15	15	14	24	30	26	17	19	21	11	8

Tableau 42 Quantification mensuelle d'IS, ISE et PI avec les radiosondages de début de matinée de l'année 2011

Légende tableau

Janv : janvier ; Fév : février ; Av : avril ; Jui : juillet ; Aou : août ; Sept : septembre ; Oct : octobre ; Nov : novembre ; Déc : décembre.

Avec les sondages de début de matinée, on observe dans le tableau 42 une augmentation du nombre de cas pour les inversions de surface en début (janvier-mars) et fin (novembre-décembre) d'année.

Contrairement à l'inversion de surface, il n'y a pas clairement de tendance pour l'inversion de surface élevée. Cependant pour le mois de juin, tout comme l'inversion de surface, nous n'avons aucun cas d'inversion de surface élevée (figure 100).

Pour les cas sans inversion de surface, nous avons une augmentation du nombre de cas entre avril et octobre 2011.

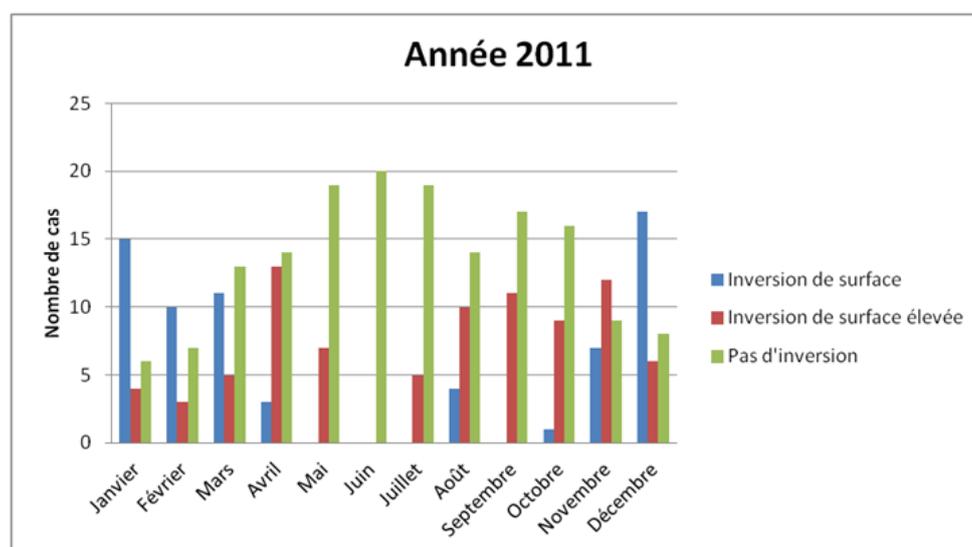


Figure 100 Variation mensuelle pour chaque cas de l'année 2011

Le tableau 43 récapitule le nombre d'inversions de surface, le nombre d'inversion de surface élevée ainsi que les cas sans inversion détectées sur les profils de radiosondages de début de matinée pour le 1^{er} semestre 2012.

	Janv	Fév	Mars	Av	Mai	Juin
IS	21	15	7	0	0	0
ISE	3	5	3	1	4	1
PI	7	9	21	29	27	29

Tableau 43 Quantification mensuelle d'IS, ISE et PI avec les radiosondages de début de matinée pour le 1^{er} semestre de l'année 2012

Nous remarquons à l'examen du tableau 43 que la répartition mensuelle du nombre d'inversions IS pour le 1^{er} semestre 2012 est quasi-identique à celle du 1^{er} semestre 2011 avec un nombre de cas élevé au 1^{er} trimestre (43 cas pour 2012 pour 39 cas en 2011) et une forte diminution du nombre d'inversions IS au 2^{ème} trimestre (0 cas pour 2012 et 3 cas pour 2011). Le 1^{er} semestre de 2012 a presque 1,5 fois moins de cas d'ISE que le 1^{er} semestre de 2011. On a 17 cas pour 2012 contre 32 en 2011. La répartition de ces cas est presque homogène pour 2012 tandis que pour le 1^{er} semestre 2011, nous avons un pic de 13 cas pour le mois d'avril 2011. Le mois d'avril 2011 à lui seul représente quasiment le nombre de cas d'ISE cumulé pour 2012.

Les cas sans inversion sont légèrement plus élevés en 2012 avec 122 cas au lieu de 110 en 2011. Avec un nombre de cas total presque similaire, nous observons une répartition plus homogène de ce phénomène pour l'année 2011.

Le tableau 44 indique les caractéristiques moyennes des inversions de surface IS et ISE détectées en 2011 pour les sondages de début de matinée.

	Z _s moy (m)	Z _i moy (m)	T _s moy (°C)	TZ _i moy (°C)	ΔTmoy (°C)	ΔZmoy (m)
IS	8	113	23,3	24,5	1,6	105
ISE	68	140	24,7	25,03	0,6	72

Tableau 44 Caractéristiques des inversions de surface et inversions de surface élevées en 2011 pour les sondages de 7h

Légende tableau

Z_smoy: hauteur moyenne de la base de l'inversion

Z_imoy: hauteur moyenne du sommet de l'inversion

T_smoy: température moyenne de la base de l'inversion

TZ_imoy: température moyenne du sommet de l'inversion

ΔTmoy: intensité moyenne de l'inversion

ΔZmoy= Z_imoy – Z_smoy: épaisseur moyenne de la couche

Pour les inversions de surface, nous avons une intensité moyenne de l'inversion de 1,6°C pour un sommet moyen de 113m. Néanmoins, l'épaisseur moyenne est légèrement biaisée par la hauteur moyenne de la base. Le lâché du radiosondage ne s'effectuant pas à 0m (niveau de la mer) mais à 8m du sol, la première valeur du sondage est systématiquement 8m. L'inversion de surface étant une inversion directement en contact avec le sol, nous pouvons dire dans le cas présent que l'épaisseur moyenne de l'inversion est égale à la hauteur moyenne de l'inversion donc 113m (au lieu de 105m).

En ce qui concerne les inversions de surface élevées, l'intensité moyenne de l'inversion est de 0,6°C pour une épaisseur moyenne de la couche de 72 m.

La même étude est effectuée pour les 6 premiers mois de 2012. Les résultats sont inscrits dans les tableaux 45.

	Z _s moy (m)	Z _i moy (m)	T _s moy (°C)	TZ _i moy (°C)	ΔTmoy (°C)	ΔZmoy (m)
IS	8	130	22,3	24,3	2	122
ISE	74	141	24	24,3	0,4	67

Tableau 45 Caractéristiques des inversions de surface et inversions de surface élevée pour le 1er semestre 2012 pour les sondages de 7h

Les caractéristiques des inversions du 1^{er} semestre 2012 (tableau 45) sont du même ordre de grandeur que celles trouvées pour l'année 2011. Les valeurs sont très proches. Pour exemple l'intensité moyenne de l'inversion IS est de 1,6°C pour l'année 2011 et 2°C pour le 1^{er} semestre 2012.

Tout comme l'inversion de surface, les caractéristiques des inversions de surface élevées du 1^{er} semestre 2012 (tableau 45) sont du même ordre de grandeur que celles trouvées pour l'année 2011 (tableau 44).

En compilant, les résultats obtenus en 2011 et 2012, nous pouvons identifier dans le tableau 46 les caractéristiques moyennes des inversions de surface et inversions de surface élevées pour notre période d'étude. Pour ce tableau, nous avons éliminé le biais lié à la hauteur du lancer du radiosondage (en fixant la base de l'inversion IS à 0m).

	Z _s moy (m)	Z _i moy (m)	T _s moy (°C)	TZ _i moy (°C)	ΔTmoy (°C)	ΔZmoy (m)
IS	0	121	22,8	24,4	1,8	121
ISE	73	141	24,5	25	0,4	68

Tableau 46 Caractéristiques des inversions de surface et des inversions de surface élevées du 1er janvier 2011 au 30 juin 2012 pour les sondages de 7h

Pour l'ensemble des inversions de surface durant la période d'étude, du 1^{er} janvier 2011 au 30 juin 2012, les caractéristiques des inversions de surface sont les suivantes: une hauteur ou une épaisseur moyenne de 121m pour un gradient de température moyen de 1,8°C.

Lorsque nous comparons les caractéristiques des IS avec celles des ISE, nous notons que :

- (i) Z_smoy IS < Z_smoy ISE;
- (ii) Z_imoy IS < Z_imoy ISE;
- (iii) T_smoy IS < T_smoy ISE;
- (iv) TZ_imoy IS < TZ_imoy ISE;
- (v) ΔTmoy ISE < ΔTmoy IS;
- (vi) ΔZmoy ISE < ΔZmoy IS.

Les deux premiers résultats [(i) et (ii)] n'ont rien de surprenant et correspondent à ce que nous connaissons de la morphologie des deux types d'inversions, l'ISE étant une inversion de surface « liftée » vers le haut, tout en étant partiellement rongée par la convection.

La base de l'ISE est en moyenne 73m plus haute que celle de l'IS. Sous l'effet de la convection, l'épaisseur de l'ISE va diminuer en moyenne de 53m ($\Delta Z_{\text{moy IS}} - \Delta Z_{\text{moy ISE}}$) comparativement à l'IS. La réduction de la couche s'accompagne d'une diminution de l'intensité de l'inversion d'environ 1,4°C ($\Delta T_{\text{moy IS}} - \Delta T_{\text{moy ISE}}$) dans l'ISE par rapport à l'IS

Sur le plan thermodynamique, l'inversion de surface est plus stable que l'inversion de surface élevée. En effet, son intensité moyenne est 4,5 fois plus grande et son épaisseur moyenne l'est 2 fois plus.

Sachant que tout au long de l'année les radiosondages sont effectués à peu près aux mêmes heures de la matinée, nous avons cherché à déterminer quel critère pouvait influencer la présence d'une inversion ou pas sur le profil de température Météo France mesuré en début de matinée.

Selon une étude effectuée par Brévignon (Atlas Climatique, 2003) sur le rayonnement global quotidien entre 1991 et 2000 (figure 101), sa valeur maximale (environ 2200 J/cm) est atteinte lors du solstice d'été, c'est-à-dire lorsque les jours sont les plus longs. A l'inverse, sa valeur minimale est atteinte en décembre (environ 1450 J/cm) lorsque les jours sont les plus courts. Le nombre maximal de cas sans inversion est observé lorsque le rayonnement global est maximal et un nombre minimal de cas sans inversion, lorsque le rayonnement global est minimal.

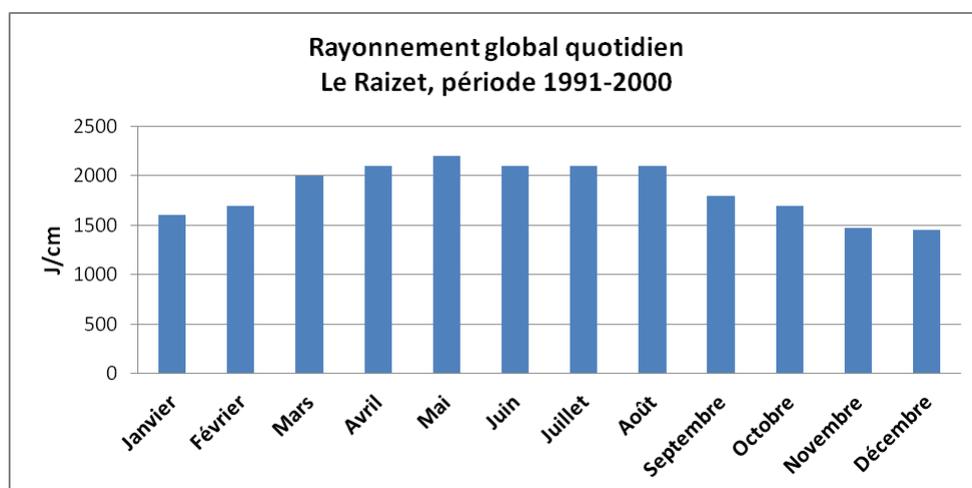


Figure 101 Etude du rayonnement global quotidien au Raizet pour la période de 1991 à 2000 (Brévignon, Atlas climatique 2003)

L'intensité de la convection au sol dépend du réchauffement du sol au moment où est effectué le radiosondage. Ce réchauffement sera conditionné par la quantité d'ensoleillement déjà emmagasinée au moment du lancer. Nous effectuerons donc une analyse de l'évolution de l'heure du lever du soleil en 2011.

Les heures de lever et de coucher du soleil dépendent de la position relative du soleil et de la terre (ou réciproquement). Pour les calculer en un endroit donné, des informations telles que la date, la longitude et la latitude de cet endroit sont primordiales. En fonction des années, ces heures varient peu et se répètent tous les quatre ans à cause des années bissextiles.

Nous avons utilisé un logiciel du site internet « The Weather Channel (TWC) ». Ce site a dans sa base de données les latitudes et longitudes de nombreux lieux. Il suffit d'y introduire la ville où l'on souhaite ces informations ainsi que l'année. En sortie, ce logiciel donne en fonction du mois et du jour : le lever et le coucher du soleil ainsi que les horaires d'ensoleillement. Nous avons pu en déduire l'évolution mensuelle du lever du soleil pour l'année 2011 à Pointe à Pitre (figure 102).

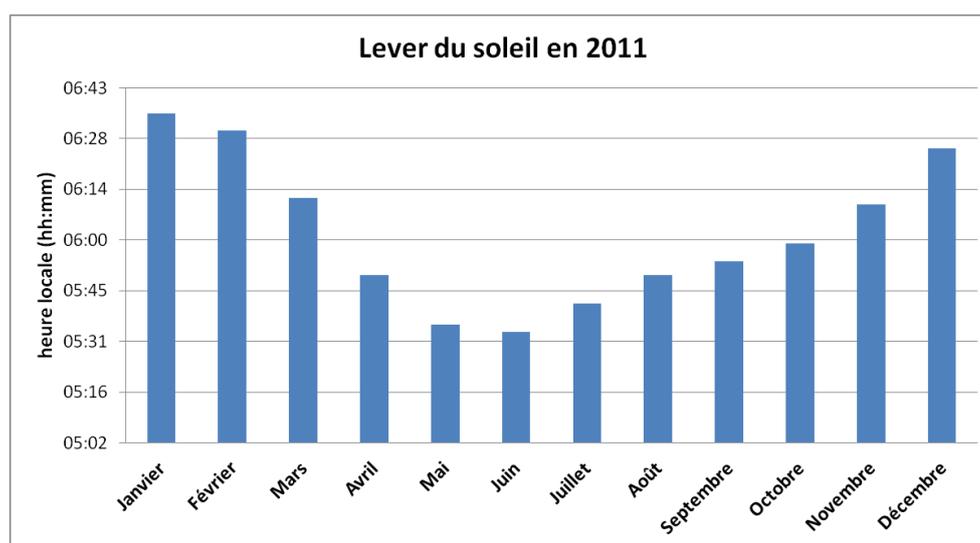


Figure 102 Lever du soleil moyen à Pointe à Pitre en 2011 avec les données TWR

Les résultats obtenus à Pointe à Pitre pour l'année 2011 (figure 102) montrent bien que les premiers et les derniers mois de l'année sont associés à un lever tardif du soleil. A contrario entre avril et octobre, le lever du soleil s'effectue plus tôt.

Notre analyse étant basée sur les radiosondages de début de matinée ; nous allons étudier l'évolution des différents cas en fonction des heures de lever du soleil et de la température Météo France au sol sous-abri.

Pour évaluer l'impact du lever du soleil sur : l'inversion de surface, l'inversion de surface élevée et le cas sans inversion ; nous avons réalisé un tri afin de regrouper ensemble tous les jours correspondant à chaque cas. Ensuite pour chaque cas, une moyenne est calculée pour le lever du soleil ainsi que la température au sol moyenne mesurée par Météo France (MF) entre 7h et 8h.

Les résultats sont dans le tableau suivant :

	IS	ISE	PI
Tmoy 7h-8h (°C)	23	25.2	26.3
Hlever soleil (hh :mm :ss)	06 :23 :31	06 :01 :22	05 :56 :49

Tableau 47 Température moyenne entre 7h et 8h à MF ainsi que l'heure moyenne du lever du soleil en 2011 pour chaque cas

Légende tableau

Tmoy 7h-8h : température moyenne entre 7h et 8h à la station MF

Hlever soleil : heure moyenne du lever du soleil

Les résultats peuvent être résumés de cette façon :

- Tmoy (7h-8h) IS < Tmoy (7h-8h) ISE < Tmoy (7h-8h) PI;
- Hlever soleil IS > Hlever soleil ISE > Hlever soleil PI.

Entre l'IS et l'ISE, pour un lever de soleil 22min plus tôt en moyenne concernant l'ISE, la température a augmenté de plus de 2°C. L'accroissement de température est encore plus rapide entre l'ISE et PI. En effet, en l'espace de 5 min (temps moyen écoulé entre les heures de lever du soleil pour l'ISE et pour PI) la température moyenne au sol pour PI a crû de 1°C. Le nombre d'IS, d'ISE et de PI détecté par le radiosondage du début de matinée dépend fortement de l'heure du lever du soleil. Dans la figure 103 nous donnons l'exemple du nombre de cas d'IS en fonction de la température sous-abri MF et de l'heure du lever du soleil.

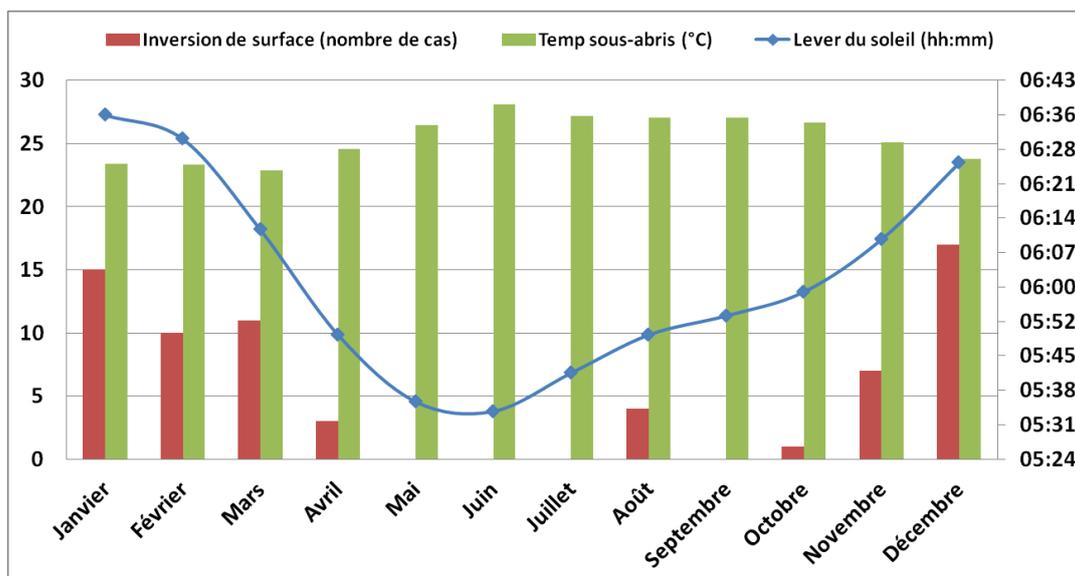


Figure 103 Evolution mensuelle du nombre de cas d'inversion de surface sur les sondages de 7h en fonction de l'heure moyen du lever du soleil et la température moyenne sous abris

Les résultats précédents montrent que pour un radiosondage effectué à la même heure, en fonction du mois et de l'heure du lever du soleil, les conditions atmosphériques en termes de stabilité peuvent être complètement différentes. Les sondages du matin nous donnent donc accès aux conditions de stabilité nocturne en début d'année et en fin d'année lorsqu'ils sont caractérisés par la présence d'une inversion de surface.

V.3 Détection des inversions de surface à partir des sondages effectués en début de nuit

Tout comme les sondages de début de matinée, nous analysons les sondages de 20h pour l'année 2011 et le 1^{er} semestre de l'année 2012. Nous disposons des sondages du mois d'Avril à Novembre pour l'année 2011 et de Juin uniquement pour l'année 2012. Pour des raisons budgétaires, la campagne de radiosondage à 20h a commencé plus tard en 2012.

V.3.1 Résultats

Le même protocole d'analyse pour les sondages de fin de nuit est effectué pour les sondages de début de nuit. Le tableau 48 récapitule le nombre d'inversions de surface (IS) détectées par les sondages de 20h et 7h pour l'année 2011 et juin 2012.

	2011								2012
	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Juin
IS 20h	3	0	0	1	2	5	3	5	0
IS 7h	3	0	0	0	4	0	1	7	0

Tableau 48 Quantification mensuelle des inversions de surface avec les radiosondages de 20h et 7h pour l'année 2011 et Juin 2012

Nous observons très peu de cas d'inversion de surface sur les sondages de 20h et 7h pour cette période. En mai et juin 2011, tout comme en juin 2012, il n'y a aucun cas à 20h et 7h. Les figures 104 et 105 sont des cas où l'inversion de surface est détectée sur les sondages de 20h puis de 7h. C'est le cas de la nuit du 13 avril 2011.

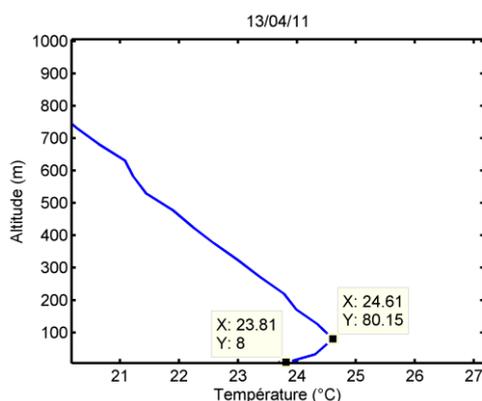


Figure 104 Inversion de surface le 13/04/2011 à 20h

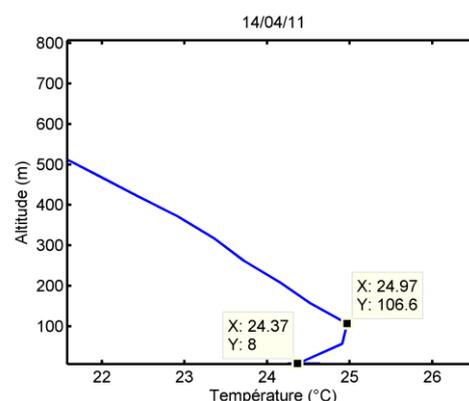


Figure 105 Inversion de surface le 14/04/2011 à 7h

Sur les figures 104 et 105 nous observons l'augmentation de la hauteur de l'inversion qui passe de 80m à environ 107m entre 20h et 7h. Ceci est bien en accord avec le fait qu'à 20h le refroidissement radiatif du sol n'est pas total et qu'il se poursuit durant la nuit (minimum de température au Raizet observé à 1h du matin). La température au sommet de l'inversion est 24,6°C le 13 à 20h et environ 25°C le 14 à 7h. Cet exemple démontre que même avec un léger

réchauffement du sol, 23,8°C le 13 à 20h pour 24,4°C le 14 à 7h, la température atmosphérique entre 20h et 7h reste très proche, d'où des effets nocturnes toujours persistants à 7h du matin.

Néanmoins, une inversion détectée sur le sondage de 20h n'est pas toujours détectée sur le sondage de 7h le jour suivant. Les inversions de surface détectées à 20h peuvent aussi donner lieu soit à une inversion de surface élevée ou soit à un cas sans inversion sur le sondage de 7h le jour suivant.

Ainsi la nuit du 14 novembre 2011 présente une inversion de surface à 20h suivie d'une inversion de surface élevée sur le sondage de 7h du matin le jour suivant (figure 106 et 107).

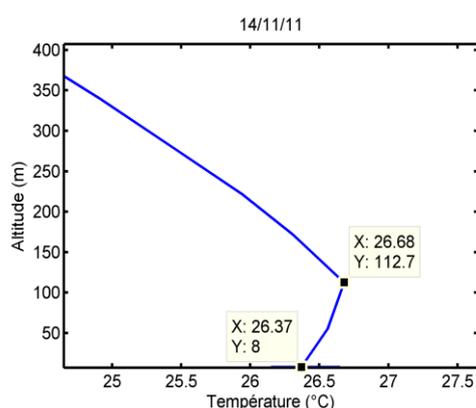


Figure 106 Inversion de surface le 14/11/2011 (sondage de MétéoFrance à 20h)

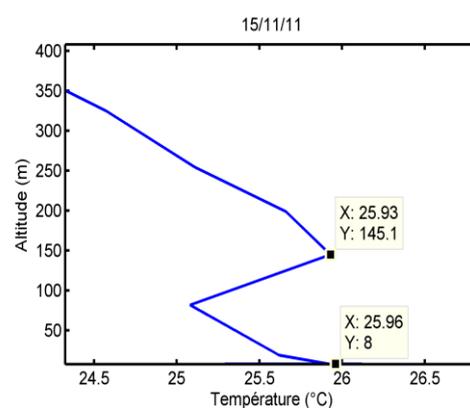


Figure 107 Inversion de surface élevée le 15/11/2011 (sondage de MétéoFrance à 7h)

Le 14 à 20h (figure 106) la hauteur d'inversion est de 113m tandis qu'elle est de 145m le 15 à 7h (figure 107). Ce qui est marquant dans cet exemple c'est la température au sol. Elle est plus chaude le 14 à 20h que le 15 à 7h. Ceci est l'effet du refroidissement radiatif du sol qui n'est pas encore total à 20h donc la température au sol va continuer à décroître durant la nuit et passer par un minimum à 3h du matin. L'augmentation de la hauteur d'inversion entre le 14 et le 15 novembre 2011 s'explique donc par un refroidissement radiatif qui se poursuit au cours de la nuit et un début de convection au sol le matin.

Le mois qui représente le mieux la différence entre inversion de surface sur le sondage de 20h et pas d'inversion de surface sur le sondage de 7h est le mois de septembre 2011. Pour 5 inversions IS à 20h nous n'avons aucune inversion à 7h du matin (tableau 48). Pour deux des 5 cas, ces inversions aboutissent le matin à une inversion de surface élevée et les trois cas restant ne donnent pas d'inversion sur le sondage de 7h (figure 108).

La figure 109 montre que le sol a été suffisamment chauffé pour permettre la dissolution totale de l'inversion de surface de la nuit précédente (figure 108).

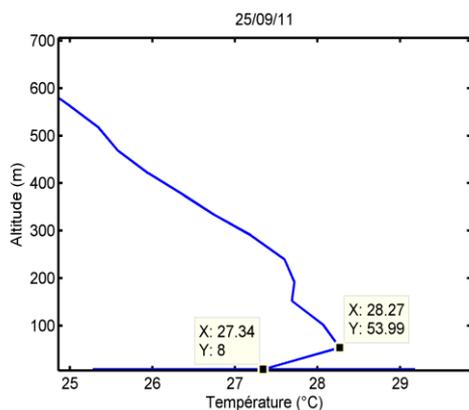


Figure 108 Inversion de surface le 25/09/2011 à 20h

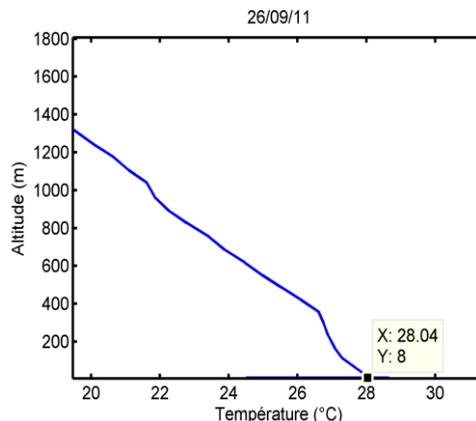


Figure 109 Pas d'inversion le 26/09/2011 à 7h

Inversement, une inversion détectée à 7h n'est pas constamment observée sur le sondage de 20h de la nuit précédente (figures 110 et 111).

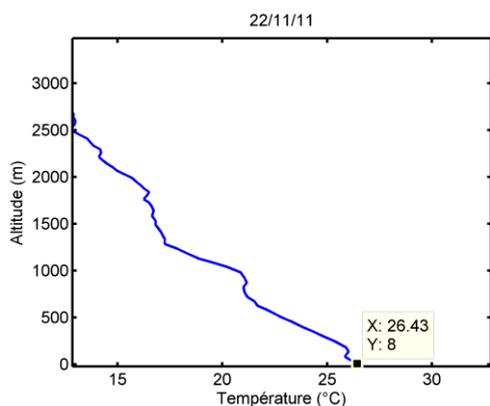


Figure 110 Pas d'inversion le 22/11/2011 à 20h

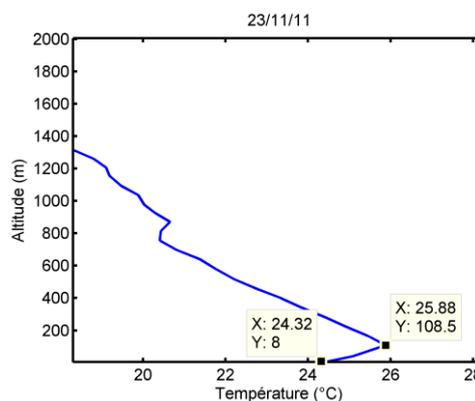


Figure 111 Inversion de surface le 23/11/2011 à 7h

Sur le radiosondage du 22 novembre 2011 à 20h (figure 110), on note que le refroidissement radiatif du sol n'a pas débuté. Au cours de la nuit, suite au refroidissement radiatif, l'inversion de surface va peu à peu se développer pour atteindre une hauteur de 109m visible sur le sondage de 7h du 23/11/2011 (figure 111).

V.3.2 Comparaison des caractéristiques des inversions de surface sur les sondages de 20h et 7h

Le tableau 49 récapitule les caractéristiques des inversions de surface pour les sondages de 20h et 7h.

	Z_i moy (m)	T_s moy (°C)	TZ_i moy (°C)	ΔT moy (°C)
IS 20h	96	25,9	26,5	0,7
IS 7h	113	23,3	24,5	1,6

Tableau 49 Comparaison des caractéristiques des inversions de surface en 2011 pour les sondages de 20h et 7h

Légende tableau

Z_i moy: hauteur moyenne du sommet de l'inversion

T_s moy: température moyenne de la base de l'inversion

TZ_i moy: température moyenne du sommet de l'inversion

ΔT moy: intensité moyenne de l'inversion

En comparant les hauteurs moyennes observées sur les sondages de 20h et 7h du matin, la différence de hauteur moyenne entre les deux est voisine de 20m (Z_i moy 7h > Z_i moy 20h). Le refroidissement radiatif du sol se poursuivant au cours de la nuit, la température au sol, tout comme la température atmosphérique (T_{Z_i moy 20h > T_{Z_i moy 7h), va diminuer (T_s moy 20h > T_s moy 7h). De ce fait la hauteur de l'inversion augmente tout comme sa stabilité représentée par l'intensité moyenne de l'inversion (ΔT moy 7h > ΔT moy 20h).

V.4 Détection des inversions de surface par la mesure SODAR

V.4.1 Détection de la hauteur des inversions par le logiciel constructeur

V.4.1.1 Protocole pour la détection automatique

Le SODAR PAO dont nous disposons est doté d'un programme permettant le calcul automatique de la hauteur de l'inversion de surface (paramètre noté INVMI sur les tableaux de données SODAR). Il existe très peu de documentation sur le protocole utilisé par ce programme de détection automatique (Keder, 1999).

Le programme de détection automatique utilisé par Remtech est basé sur une technique de reconnaissance du motif des échos de rétrodiffusion en tenant compte d'autres informations acquises par le SODAR comme l'écart-type de l'intensité de l'écho rétrodiffusé, le gradient vertical de la vitesse horizontale, les écart-types de la direction du vent et de la composante verticale du vent w (Remtech, 1994).

Ce programme de détection des inversions se déroule en deux étapes (Remtech, 1994). Durant la première étape, 3 types de profils sont distingués comme étant typiques de l'intensité de l'écho : pas de couche d'inversion, possibilité d'une inversion de surface (au sol) et possibilité d'une inversion en altitude.

Lors de la seconde étape, les profils verticaux des « autres informations » évoquées plus haut sont testés. Les inversions citées lors de la première étape sont réparties en quatre classes finales : activité thermique, fine couche d'inversion au sol, inversion élevée au-dessus d'une

activité thermique ou épaisse couche d'inversion au sol. L'épaisseur de l'inversion de surface ou la hauteur de la base de l'inversion élevée sont simultanément estimées durant cette étape.

V.4.1.2 Résultats

Le tableau 53 présente les cas où le programme SODAR (INVMI) a détecté automatiquement une inversion de surface entre janvier 2011 et fin juin 2012. Ces cas sont comparés aux radiosondages Météo France de la même tranche horaire avec l'inversion de surface (IS et ISE) notée « Zi ». La distance entre le SODAR et le point de lâcher du radiosondage est de 1,5km.

Dans ce tableau nous avons en rouge l'heure de report du paramètre INVMI et en bleu l'heure du radiosondage de Météo France. Le report des données INVMI reste assez anarchique. En effet nous n'avons pas pu avoir en des données INVMI avec une bonne continuité temporelle. Les problèmes d'alimentation électrique du SODAR pourraient être mis en cause d'après le constructeur. La détection INVMI nécessiterait en effet une acquisition des données stabilisée ce qui n'a pas pu être obtenu très souvent pendant notre campagne de mesures marquée par de nombreuses coupures d'électricité sur le site de la décharge.

Date heure INVMI/heure Zi	INVMI (m)	Zi (m)
19-01-11/7h30/7h	100	123
28-01-11/8h/7h	100	75
29-01-11/6h45 et 7h/7h	120	103
31-01-11/8h/7h	100	95
04-02-11/7h15/7h	140	Base 177 (sommet 234)
09-03-11/7h30/7h	115	120
28-01-12/7h/7h	100	39
4-02-12/6h45/7h	160	181
20-02-12/7h30/7h	100	155
22-02-12/7h-8h/7h	140	131
24-02-12/7h30/7h	120	158
1-03-12/6h45/7h	120	Pas d'inversion
3-03-12/7h/7h	120	Pas d'inversion
16-03-12/ 4h45-6h15/7h	120	Pas d'inversion
20-04-12/5h45 à 6h45/7h	140	Pas d'inversion

Tableau 50 Comparaison des hauteurs d'inversions de surface entre le programme SODAR (INVMI) et le radiosondage Météo France (Zi)

Pour l'ensemble de la campagne de mesure, nous notons qu'il y a peu de cas où l'INVMI détecte une inversion (tableau 50), 15 cas, comparativement au nombre de cas que nous avons décelés avec les radiosondages de Météo France.

Sur les 15 cas d'inversions détectées par le SODAR dans la décharge, 11 cas sont retrouvés sur le profil de température du radiosondage Météo France comme étant des inversions tandis que 4 cas correspondent à des jours sans inversion.

Sur les 11 inversions détectées sur les radiosondages, nous en avons 10 de surface (IS) et une de surface élevée (ISE). Comme évoqué dans la littérature (Remtech, 1994), l'INVMI détecte

le sommet de l'inversion de surface et la base de l'inversion de surface élevée (figures 97 et 112)

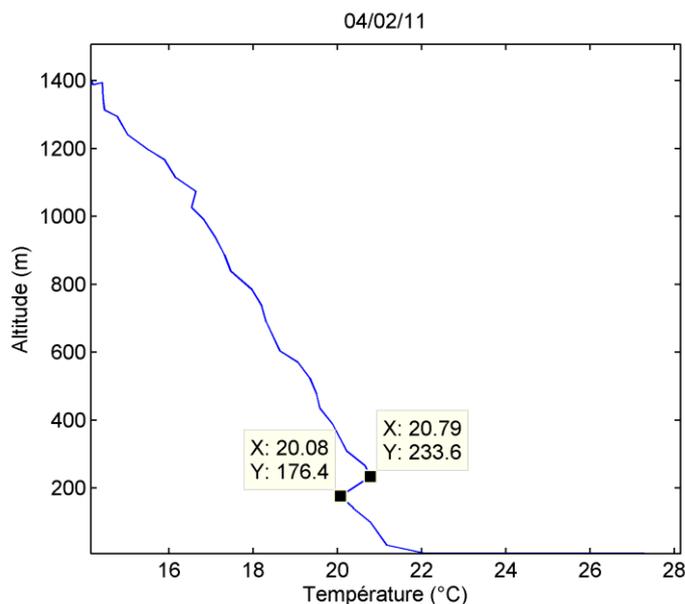


Figure 112 Base de l'inversion de surface élevée détectée par l'INVMI sur le radiosondage de Météo France

Le tableau 51 présente une étude statistique sur les 10 INVMI où nous avons une inversion de surface sur les données radiosondages.

	Moy (m)	Max (m)	Min (m)	ECT (m)	r^2 (INVMI/Zi)	ΔZ_{moy} (INVMI-Zi) (m)
INVMI	115,5	160	100	20,6	0,62	-2,5

Tableau 51 Tableau statistique pour les 10 inversions de surface calculées par le SODAR et détectées par sur les radiosondages Météo France

Légende figure :

Moy : moyenne

Max : maximum

Min : minimum

ECT : écart type

r^2 : coefficient de corrélation

ΔZ_{moy} : écart moyen entre les deux mesures

Pour ces 10 cas, la hauteur moyenne atteinte par l'inversion de surface d'après l'INVMI est de $115,5 \pm 20,6$ m. Cette hauteur est voisine de celle que nous avons détectée avec le radiosondage de Météo France entre le 1^{er} janvier 2011 et le 30 juin 2012 : 121 m. Le coefficient de corrélation (r^2) entre le calcul SODAR et la mesure radiosondage est de 62% en tenant compte uniquement de ces 10 cas. L'écart moyen entre les deux mesures n'est que de -2,5 m.

Toutefois, nous notons que certains jours où le radiosondage ne détecte aucune inversion, le programme INVMI calcule à tort une hauteur d'inversion. De plus, pour de nombreux jours où nous avons des inversions détectées par le radiosondage, le programme INVMI ne calculait aucune hauteur d'inversion.

Ce résultat démontre que le programme automatique utilisé pour le calcul de l'inversion de surface n'est pas fiable. Nos résultats sont en accord avec les travaux de Keder de 1999. Dans son étude, Keder est très critique sur les performances de ce programme INVMI. Durant sa période d'étude, l'auteur identifie 370 cas pour un total de 835 cas où une inversion de surface est détectée par le SODAR mais n'apparaît pas sur le profil de température du radiosondage. Pour 465 cas où l'inversion de surface est décelée par les deux méthodes, il y a seulement 59 cas pour lesquels une même hauteur d'inversion a été référencée par le SODAR et le radiosondage.

Pour les 59 cas où l'inversion est calculée par la méthode SODAR et décelée sur le sondage, Keder trouve avec l'INVMI dans 46,4% des cas une surestimation de la hauteur d'inversion de surface et pour 40,9% une sous-estimation.

En conclusion de son étude, Keder rappelle que le SODAR est un excellent profileur de vent, pour la mesure de la vitesse et de la direction du vent mais que les performances du programme INVMI sont catastrophiques.

Ces résultats prouvent que le programme qui calcule la détection automatique de l'inversion n'est pas fiable. Nous cherchons donc une alternative à ce programme en utilisant directement la mesure SODAR de l'intensité de l'écho rétrodiffusé, de l'écart-type de la vitesse verticale et du module de la vitesse horizontale. Deux paramètres sont étudiés : la force de l'écho rétrodiffusé et l'intensité turbulente. Nous étudions ces deux paramètres suivant deux méthodes : la méthode de rétrodiffusion acoustique et la méthode de l'intensité turbulente. Dans la suite de cette étude, nous étudierons uniquement l'inversion de surface IS, seule inversion véritablement caractéristique des conditions nocturnes.

V.5 Mise au point d'une méthode permettant l'évaluation de la hauteur d'inversion de surface par les mesures SODAR dans la couche limite nocturne de fin de nuit

V.5.1 Méthodes évoquées dans la littérature

V.5.1.1 Méthode de la rétrodiffusion acoustique (méthode CT)

La méthode de rétrodiffusion acoustique est l'une des méthodes basiques utilisée pour la détermination de la hauteur d'inversion au dessus de la couche limite atmosphérique (Emeis, 2011). Pour mieux comprendre le fonctionnement de cette méthode, nous faisons un bref rappel sur l'écho rétrodiffusé mesuré par le SODAR.

Le SODAR émet directement dans l'atmosphère des impulsions acoustiques. Lors de la propagation de l'onde sonore dans l'atmosphère une fraction de son énergie est rétrodiffusée

par les inhomogénéités de température de petite échelle créées par la turbulence. L'intensité de la rétrodiffusion acoustique est donc proportionnelle à des petites variations de la température atmosphérique généralement générées par la turbulence ou par des forts gradients verticaux de température. La force de l'écho rétrodiffusé correspond donc à la réfraction des émissions acoustiques du SODAR par l'intensité des petites inhomogénéités de température de l'atmosphère (Beyrich, 1997 ; Crescenti, 1998). Ces inhomogénéités sont ainsi caractéristiques de la turbulence atmosphérique.

La méthode de la rétrodiffusion acoustique est basée sur l'analyse du profil vertical de l'intensité de l'écho rétrodiffusé (CT) mesurée par le SODAR (Emeis, 2011). Selon cette méthode, la hauteur de l'inversion au dessus de la couche limite atmosphérique peut être déterminée comme étant le niveau où la pente négative est maximale, ou le niveau où le profil vertical du CT change d'allure, ou enfin la hauteur où l'intensité rétrodiffusée diminue sous un seuil prédéfini. Cette même approche est utilisée pour la détermination de l'altitude du sommet de l'inversion de surface dans le cas d'une couche limite nocturne.

V.5.1.2 Méthode de l'intensité turbulente (méthode IT)

L'intensité turbulente, IT, est une mesure de turbulence sans dimension dérivée des mesures SODAR. Elle est le ratio entre l'écart type de la vitesse verticale du vent (σ_w) et la vitesse horizontale du vent (*SPEED*) :

$$IT = \frac{\sigma_w}{SPEED}$$

Le profil de l'IT en fonction de l'altitude va permettre de suivre l'évolution de la turbulence atmosphérique entre l'inversion de surface et la couche du dessus (Emeis, 2011). Dans ces travaux, Emeis démontre que la variation de l'intensité turbulente verticale calculée par la mesure SODAR est un critère de stabilité lié au cisaillement du vent.

V.5.2 Analyse de profils types au sein de la couche nocturne de fin de nuit

Comme nous l'avons dit précédemment, seules les inversions IS sont envisagées ici. Pour tracer les deux profils CT et IT, nous disposons de données SODAR toutes les 15 minutes. Pour chaque jour où nous détectons une inversion de surface sur le radiosondage Météo France, nous effectuons une moyenne des profils de CT (CT_{moyen}) et IT (IT_{moyen}) entre 5h45 et 7h45. Nous choisissons une tranche horaire encadrant l'heure du radiosondage afin de caractériser une tendance de fin de nuit à partir des mesures SODAR et d'effectuer les comparaisons avec les données issues des radiosondages.

V.5.2.1 Etude de 2 cas

Sur chaque profil tracé, nous ajoutons la hauteur de l'inversion « Zi » détectée par le radiosondage pour le jour en question.

V.5.2.1.1 Profil CT_{moyen} pour deux cas

Les figures 113 et 114 présentent deux profils moyens du CT.

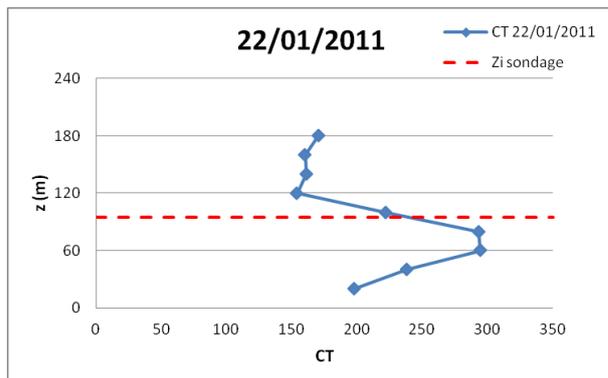


Figure 113 Profil CT_{moyen} entre 5h45 et 7h45 du 22/01/2011

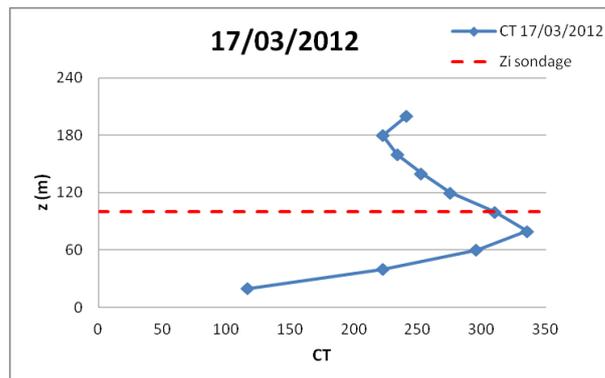


Figure 114 Profil CT_{moyen} entre 5h45 et 7h45 du 17/03/2012

En regardant les figures 113 et 114, nous remarquons un changement brutal du profil du CT_{moyen} à une hauteur donnée. Nous constatons un changement de pente au niveau du profil du CT qui passe d'un gradient positif important à un gradient négatif tout aussi important. Nous avons là un maximum marqué sur le profil du CT. Ce renversement brutal est très proche de la hauteur d'inversion détectée avec le radiosondage. L'écart entre la hauteur du maximum principal sur le profil CT et le Zi sondage est d'environ 20m. Ce biais correspond à la largeur de porte SODAR, celui-ci étant paramétré pour effectuer des mesures tous les 20m. L'écart entre les deux hauteurs (celle du maximum principal et le Zi sondage) est donc tout à fait acceptable.

Au vu de cette première analyse, nous déduisons que comme suggéré par les références bibliographique évoquées au paragraphe I.5.1.1, l'écho rétrodiffusé est amplifié au passage du sommet de l'inversion de surface ce qui conduit à la présence d'un maximum sur le profil du CT_{moyen} .

V.5.2.1.2 Profil IT_{moyen} pour deux cas

Pour les mêmes jours que le CT_{moyen} , nous traçons les profils de l' IT_{moyen} (figures 115 et 116).

Contrairement au profil du CT_{moyen} où nous observons une augmentation de son intensité jusqu'à « Zi » puis une décroissance, l' IT_{moyen} effectue la tendance inverse. En effet, l' IT_{moyen}

diminue jusqu'à la hauteur « Zi » puis reste quasiment constant. Une fois le sommet de l'inversion dépassé la turbulence tend à se stabiliser à des valeurs faibles.

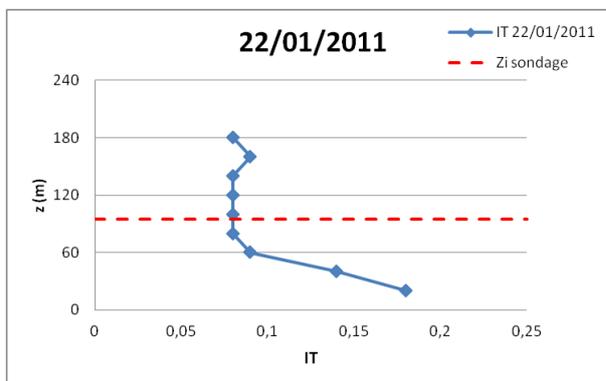


Figure 115 Profil ITmoyen entre 5h45 et 7h45 le 22/01/2011

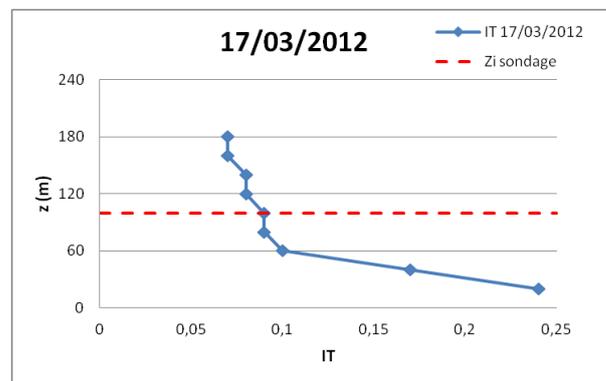


Figure 116 Profil ITmoyen entre 5h45 et 7h45 le 17/03/2012

La turbulence atmosphérique est beaucoup plus faible dans la couche limite nocturne que dans la couche limite convective (CLC) mais pas forcément nulle. En journée, la turbulence est d'origine thermique et mécanique tandis que le soir elle est uniquement d'origine mécanique. Durant l'été 2005, une étude menée par Emeis (2001) à proximité de l'aéroport Charles de Gaulles de Paris confirme ces résultats (figure 117).

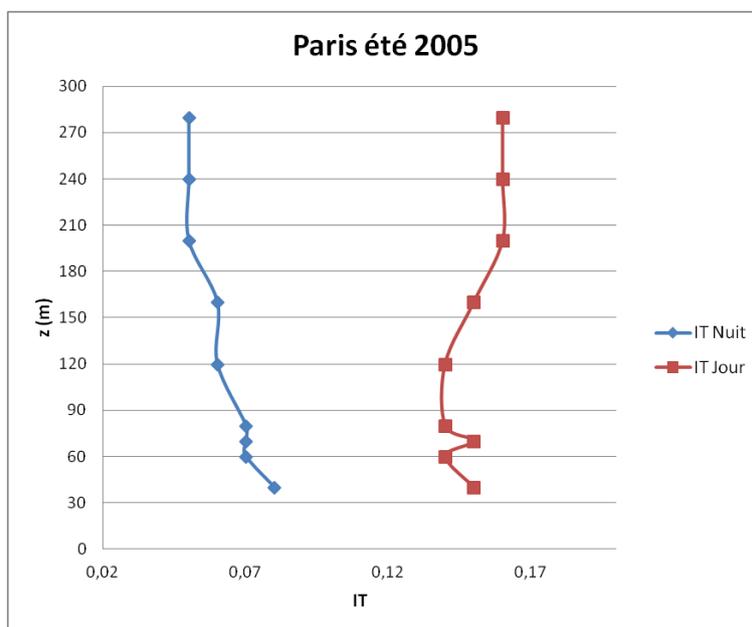


Figure 117 Mesure de l'intensité turbulente à Paris durant l'été 2005 (Emeis, 2011)

Sur la figure 117, nous remarquons bien la différence entre les intensités turbulentes diurne et nocturne. L'intensité turbulente diurne est plus de deux fois plus importante que l'intensité turbulente nocturne. L'autre différence s'observe au niveau de la pente des profils verticaux. Le profil nocturne présente une légère décroissance avec l'altitude tandis que le profil diurne montre une nette croissance avec l'altitude.

Les conclusions énoncées suite à l'analyse des profils du CT_{moyen} et IT_{moyen} vont dans le sens des éléments trouvés dans la littérature mais sont uniquement valables pour deux cas.

V.5.2.2 Analyse de profils adimensionnés

Les observations des 22/01/2011 et 17/03/2012 sont généralisées à un plus grand nombre de cas d'inversion de surface (IS). Nous avons tracé les profils verticaux médians et moyens du CT et de l'IT en fonction de la hauteur normalisée par la hauteur Z_i déduite des sondages. Chaque profil moyen ou médian est obtenu en considérant les profils journaliers obtenus pour les IS de 2011 et 2012. Chaque profil journalier est lui-même un profil moyen obtenu en moyennant les données SODAR de fin de nuit entre 5h45 et 7h45. Seuls sont conservés les profils journaliers comportant au moins 5 niveaux de mesures consécutifs validés et atteignant au moins la hauteur $1,4 Z_i$. Les profils ayant une portée trop limitée et ne permettant pas d'analyser réellement les variations verticales au-dessous et au-dessus de Z_i sont ainsi éliminés. Cette représentation en fonction de la hauteur normalisée permet de s'affranchir des différences liées à la variabilité de Z_i et d'observer le comportement du CT et de l'IT uniquement en-dessous, au-dessus et au niveau de Z_i . Pour construire les profils adimensionnés, les données moyennes et médianes ont été recalculées pour chaque jour entre $0,2 Z_i$ et $2 Z_i$ avec une résolution verticale de $0,2 Z_i$, par interpolation linéaire des données SODAR entre deux niveaux SODAR consécutifs et après détermination du Z_i déduit des profils radiosondage.

V.5.2.2.1 Profils médians et moyens pour CT

Les figures 118 et 119 présentent les résultats des profils médians et moyens pour 28 cas d'inversion de surface.

Nous observons sur la figure 113 une valeur maximale du CT au niveau Z_i .

Sur le profil moyen du CT en fonction de la hauteur normalisée (figure 119), le maximum est légèrement décalé à $0,8 Z_i$.

Néanmoins, dans les deux cas, ce maximum n'est pas très marqué contrairement aux profils des figures 113 et 114 et le profil médian est différent du profil moyen, ce dernier étant plus chahuté. Cette différence entre les deux profils s'explique par la grande variabilité des valeurs de CT. On ne peut pas exactement identifier une valeur type de CT au-dessous et au dessus du niveau de Z_i . Le profil médian présente cependant l'avantage de mieux gommer les aspérités du profil CT et d'éliminer ou d'atténuer éventuellement les extrema parasites qui ne seraient pas provoqués par le passage du sommet de l'IS.

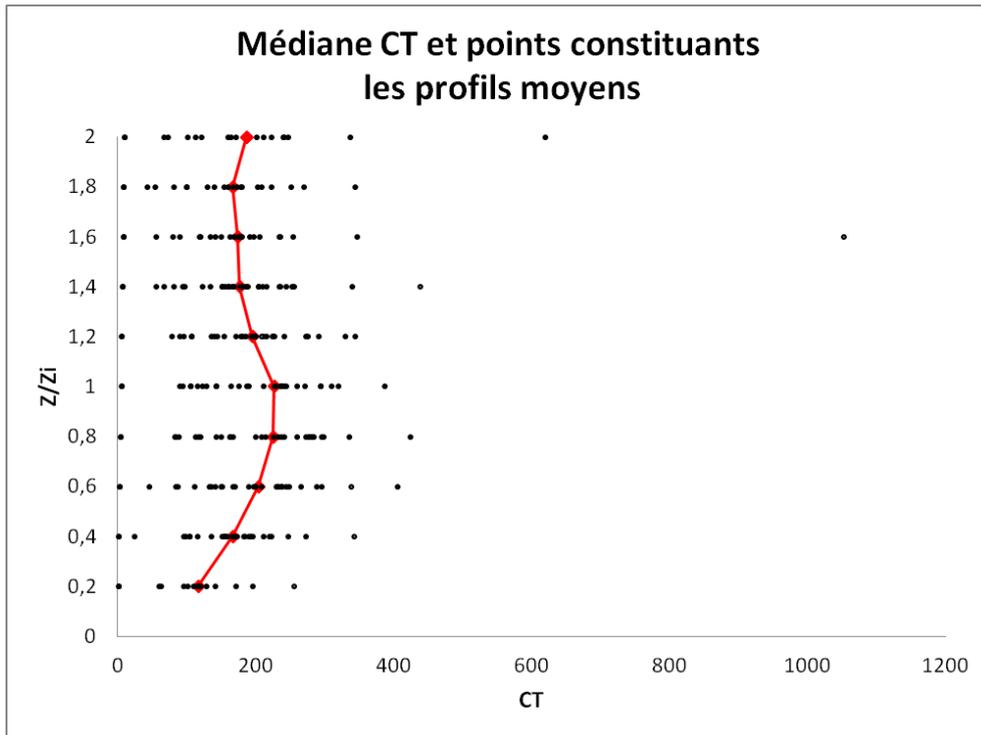


Figure 118 Profil médian de CT pour 28 cas

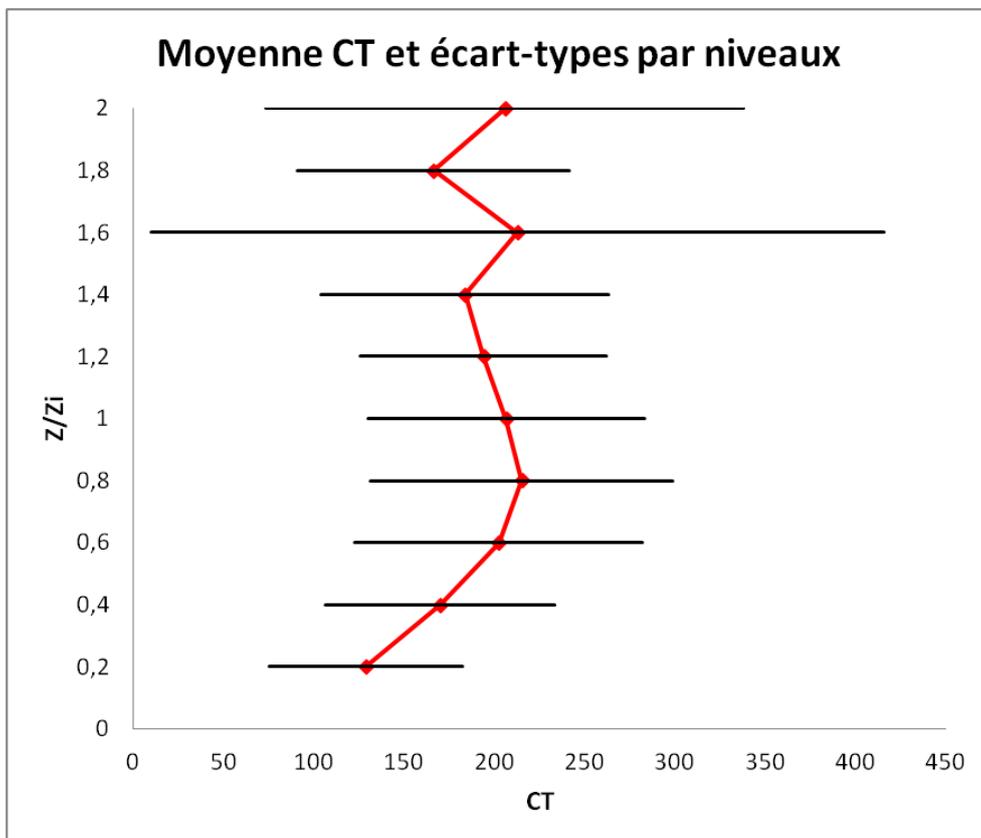


Figure 119 Profil moyen de CT pour 28 cas

V.5.2.2.2 Profils médians et moyens pour IT

Nous utilisons le même protocole que le CT pour le profil moyen de l'IT en fonction de la hauteur normalisée. Nous avons 13 cas d'inversion de surface pour lesquels nous disposons de profils moyens de l'IT SODAR avec un nombre de niveaux validés suffisant (figures 120 et 121).

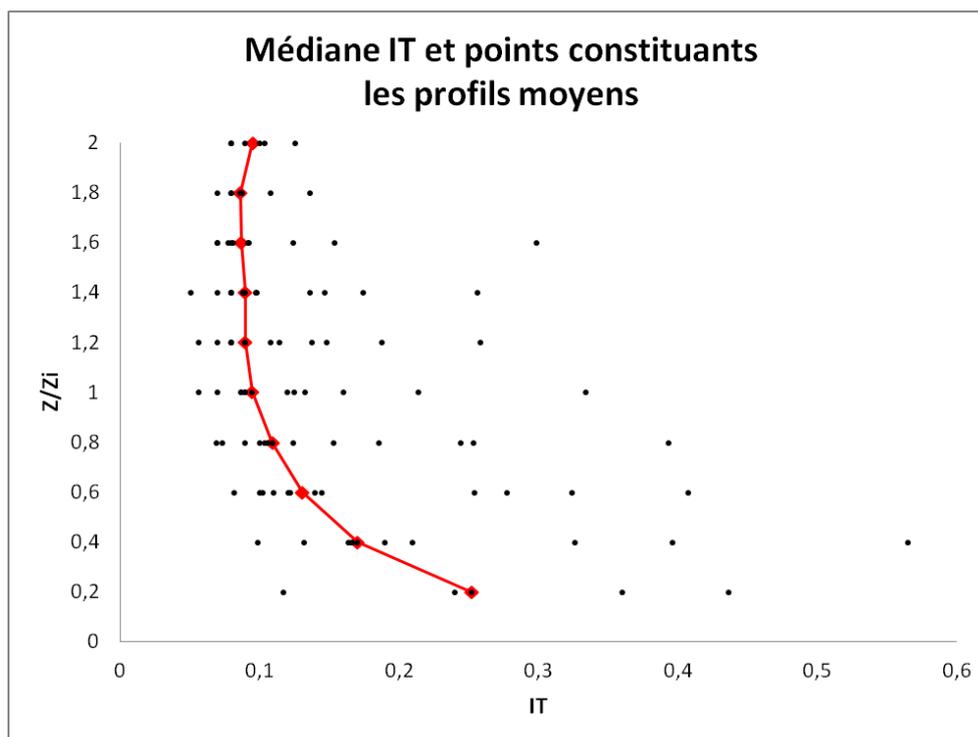


Figure 120 Profil médian d'IT pour 13 cas

En analysant les figures 120 et 121, nous remarquons une analogie avec de fortes valeurs d'IT en dessous de Z_i , une forte décroissance jusqu'à Z_i , puis une stabilisation au-dessus de Z_i avec un profil qui devient quasiment constant.

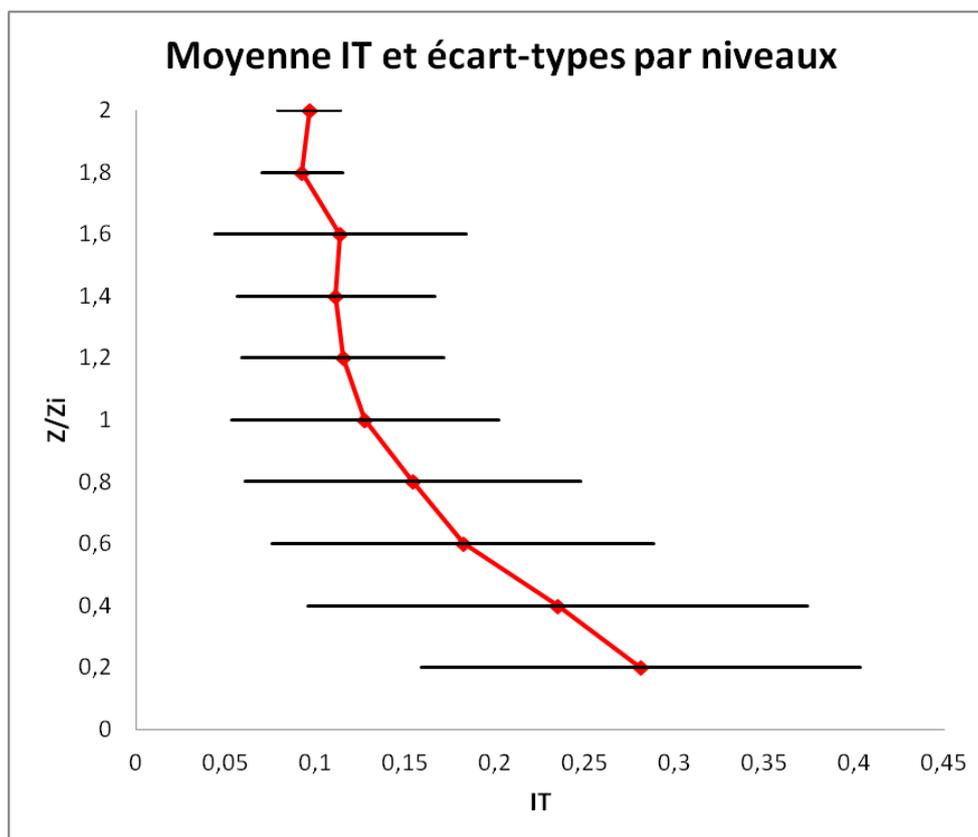


Figure 121 Profil moyen d'IT pour 13 cas

Contrairement au CT, les valeurs IT en-dessous, au-dessus et au niveau de Z_i sont assez stables d'un jour à l'autre avec des ordres de grandeurs similaires. D'où un profil médian assez proche du profil moyen. Les figures 122 et 123 illustrent la répartition des valeurs de l'intensité turbulente en fonction du niveau z par rapport à Z_i .

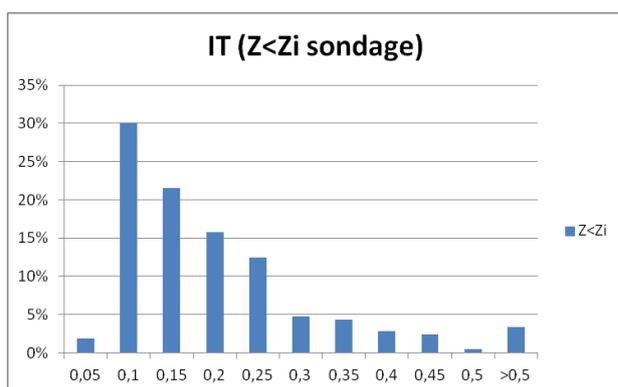


Figure 122 Répartition des valeurs de l'IT pour $Z < Z_i$

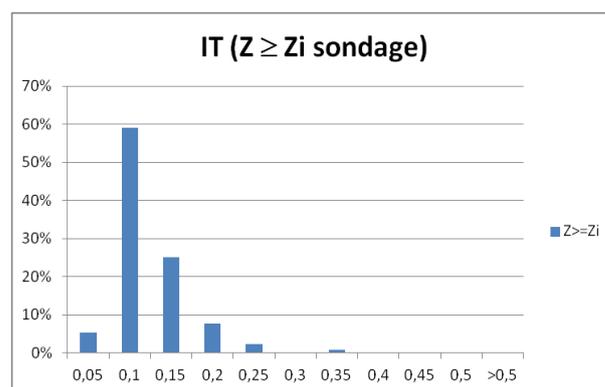


Figure 123 Répartition des valeurs de l'IT pour $Z \geq Z_i$

Nous notons une grande variabilité des valeurs de l'intensité turbulente pour des altitudes « $Z < Z_i$ » avec un étalement plus important de la distribution ; cependant, 70% des valeurs restent supérieures à 0,1 (figure 122). 80% des valeurs se retrouvent entre 0,1 et 0,25.

Sur la figure 123, pour les altitudes « $Z \geq Z_i$ », nous remarquons une étroitesse plus importante du spectre de l'intensité turbulente autour des faibles valeurs avec 69% des valeurs inférieures ou égales à 0,1. Pour ce cas, 85% des valeurs sont comprises entre 0,1 à 0,15. Ces résultats prouvent bien une stabilité et un affaiblissement des valeurs de l'intensité turbulente après la hauteur Z_i

La signature du niveau Z_i correspond donc à un passage du gradient de l'IT de valeurs négatives à des valeurs quasiment nulles.

V.5.2.2.3 Profils médians et moyens des gradients CT et IT

Pour mieux illustrer les variations verticales du CT et de l'IT, nous pouvons également analyser les profils adimensionnés du gradient de CT ($\partial CT/\partial z$) et du gradient d'IT ($\partial IT/\partial z$). Les gradients verticaux CT sont calculés à un niveau donné z de la façon suivante :

$$\partial CT/\partial z(z) = [CT(z + dz) - CT(z)]/dz$$

Ici les niveaux z et $z+dz$ sont deux niveaux SODAR consécutifs. La même démarche est appliquée pour les gradients verticaux IT. Lorsque l'une des valeurs CT ou IT n'est pas disponible en z ou $z+dz$, le gradient n'est pas calculé.

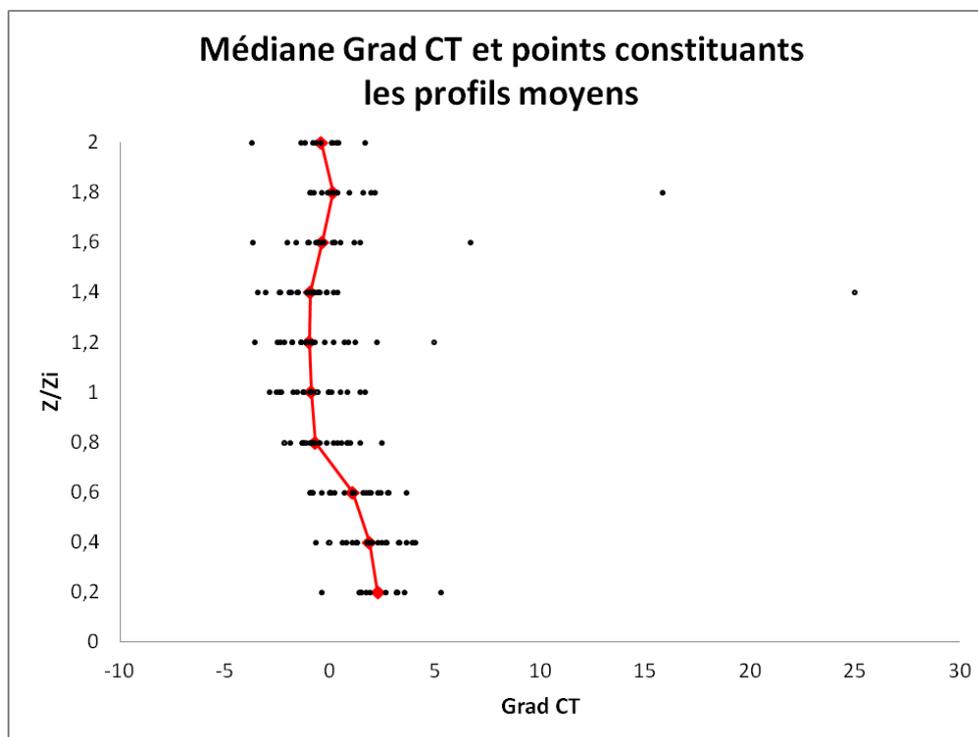


Figure 124 Profil médian du Gradient de CT pour 21 cas

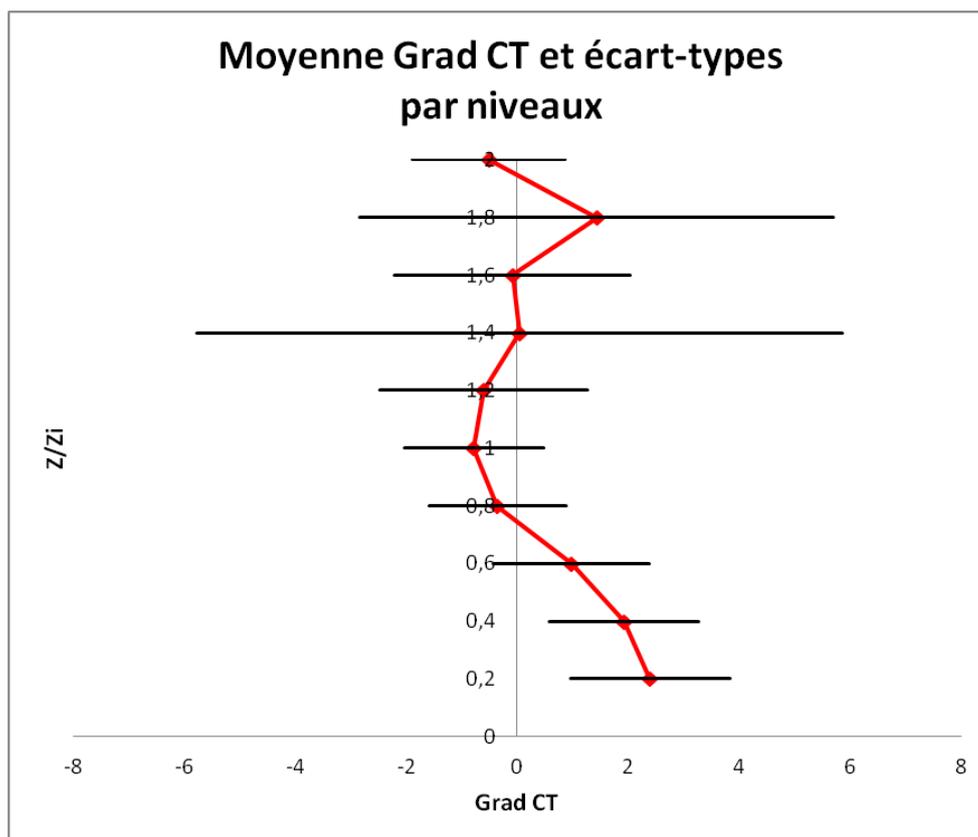


Figure 125 Profil moyen du Gradient de CT pour 21 cas

Sur le profil du gradient médian de CT (figure 124), nous observons un minimum du gradient de CT à partir de 0,8 Zi jusqu'à environ 1,4 Zi. Le profil étant très plat sur cette portion, il est difficile d'identifier la position réelle du minimum.

Sur le profil du gradient moyen de CT (figure 125), minimum est mieux marqué. Ce minimum se retrouve à Zi.

Sur la figure 125, nous remarquons que le profil médian du gradient de l'IT est négatif à 0,2 Zi puis tend à s'annuler (ou à prendre en tous cas des valeurs faiblement négatives) à partir de 0,8 Zi.

Pour le profil moyen du gradient de l'IT (figure 127), nous observons une forte diminution du gradient entre 0,2 Zi et 0,4 Zi puis le gradient tend progressivement à s'annuler. Après 1,2 Zi, la courbe tend vers 0 avec un gradient qui reste faiblement négatif.

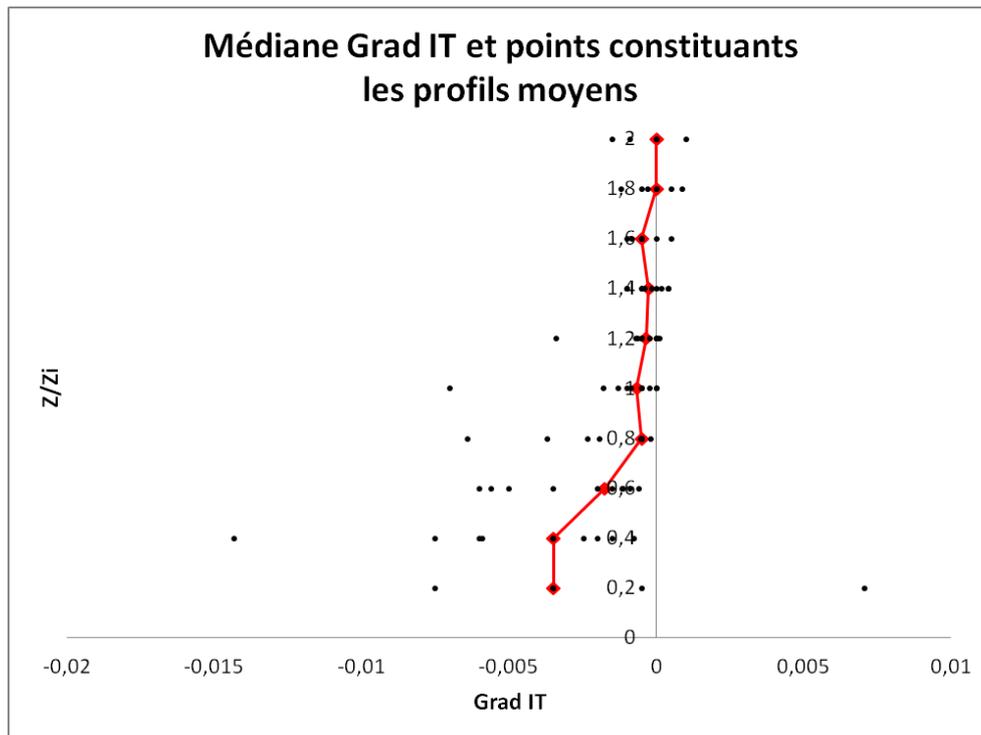


Figure 126 Profil médian du Gradient de l'IT pour 10 cas

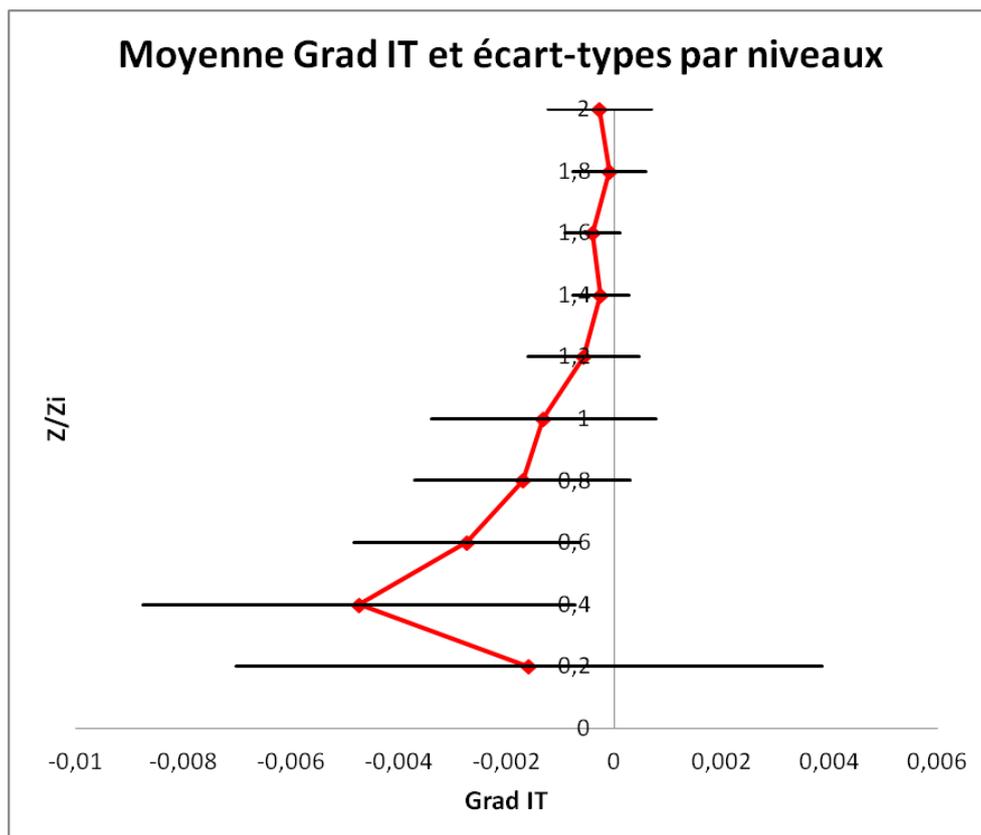


Figure 127 Profil moyen du Gradient de l'IT pour 10 cas

Les études effectuées sur des gradients de CT et IT ont permis de confirmer deux signatures permettant de déterminer la hauteur Z_i :

- Z_i correspond au minimum négatif du gradient de CT ;

- Z_i correspond au niveau où le gradient de l'IT tend à s'annuler ou à devenir minimal en valeur absolue.

V.5.3 Comparaison de différentes méthodes permettant la détection de Z_i en continu à partir des mesures SODAR CT et IT

V.5.3.1 Détection de Z_i par les paramètres CT ou IT

Nous nous intéressons maintenant à la mise au point de méthodes permettant la détermination en continu de la hauteur de l'inversion IS à partir des données CT et IT. Nous avons vu au paragraphe V.5.2 que la hauteur de l'inversion IS pouvait être associée à des caractéristiques nettes sur les profils verticaux CT et IT, ainsi que sur les profils de leurs gradients verticaux.

L'avantage du SODAR par rapport aux données de radiosondage, c'est la continuité temporelle des données SODAR qui permet de suivre l'évolution de l'inversion nocturne tout au long de la nuit, lorsque les données SODAR sont disponibles. Il est donc intéressant de mettre au point des méthodes de détection de la hauteur de l'inversion IS, c'est-à-dire Z_i , simples et applicables à chaque profil SODAR. L'intérêt ici c'est d'avoir des données Z_i toutes les 20 mn, c'est-à-dire à chaque profil SODAR.

Compte-tenu des résultats trouvés au V.5.2, nous avons mis au point 4 méthodes utilisant les variations du CT et de l'IT. Nous avons deux méthodes par paramètre.

Ces méthodes sont les suivantes :

- Méthode 1, Z_i est égal à la hauteur du maximum du CT (CT_{max}) ;
- Méthode 2, Z_i est égal à la hauteur du minimum du gradient de CT ($(\partial CT/\partial z)_{min}$) ;
- Méthode 3, Z_i est égal à la hauteur du premier minimum non nul de la valeur absolue du gradient de l'IT ($|\partial IT/\partial z|_{minNonNul}$) ;
- Méthode 4, Z_i est égal à la hauteur du premier minimum non nul ou non de la valeur absolue du gradient de l'IT ($|\partial IT/\partial z|_{min}$).

Pour chacune de ces méthodes, nous calculons un biais $\Delta Z_i = Z_{i,sodar} - Z_{i,sondage}$ correspondant à l'écart entre la hauteur d'inversion calculée par la méthode choisie et le Z_i sondage. Nous effectuons une étude statistique sur ce biais (tableau 52). Pour calculer ces données, nous avons utilisé les 28 cas ayant permis le tracé des figures 118 et 119.

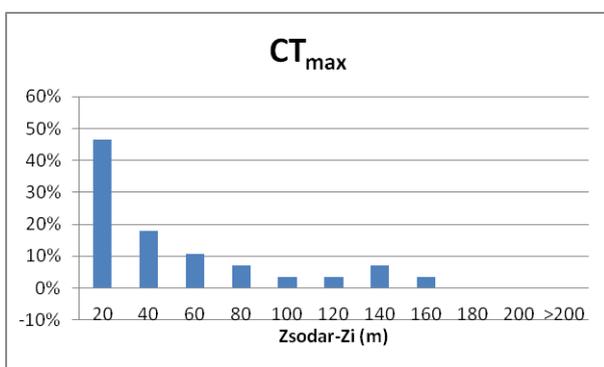
	Méthode 1	Méthode 2	Méthode 3	Méthode 4
Moyenne ΔZ_i (m)	18,5	30,6	-4,2	3,5
Médiane ΔZ_i (m)	-6,5	26	-16	4,5
Ecart Type ΔZ_i (m)	57,8	52,6	51,9	52,8

Tableau 52 Etude statistique sur le biais entre la méthode SODAR et le Z_i sondage

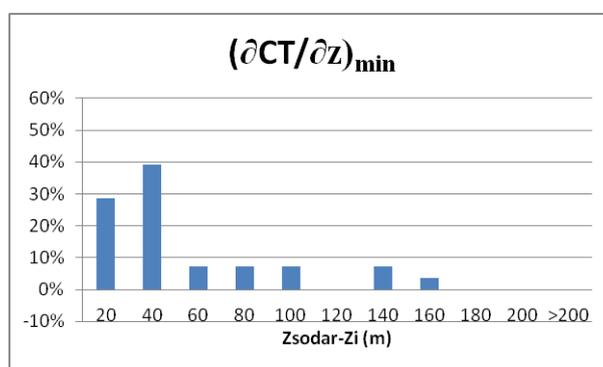
En examinant la moyenne, nous notons que pour 3 méthodes sur 4, les méthodes 1-2-4, la hauteur d'inversion est en moyenne surestimée par le sodar. En ce qui concerne la médiane, nous constatons 2 méthodes proches du biais nul: la « CT_{\max} » et la « $|\partial IT/\partial z|_{\min}$ ». Pour les méthodes 1-3-4, les valeurs moyennes et médianes sont inférieures à la largeur de porte SODAR.

Cependant, pour chacune des méthodes, l'écart-type n'est jamais inférieur à 50m et est supérieur aux valeurs moyennes et médianes, ce qui indique une forte dispersion des données

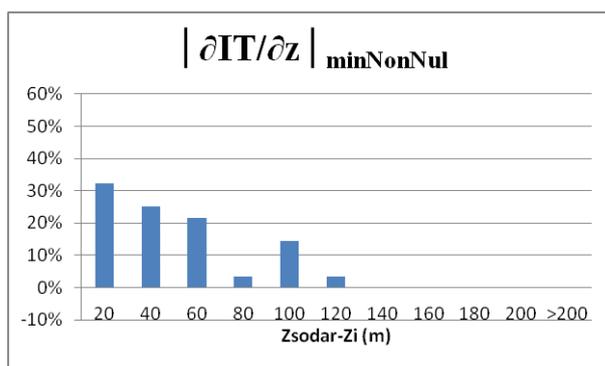
Pour déterminer de manière plus concrète quelles sont les deux meilleures méthodes, nous traçons un histogramme des biais absolus pour chacune d'entre elle (Figures 128 à 131). Pour chaque histogramme, l'axe des abscisses correspond aux valeurs prises pour la valeur absolue du biais $|\Delta Zi|$ et l'axe des ordonnées aux pourcentages de données présentant des valeurs inférieures ou égales à un biais donné.



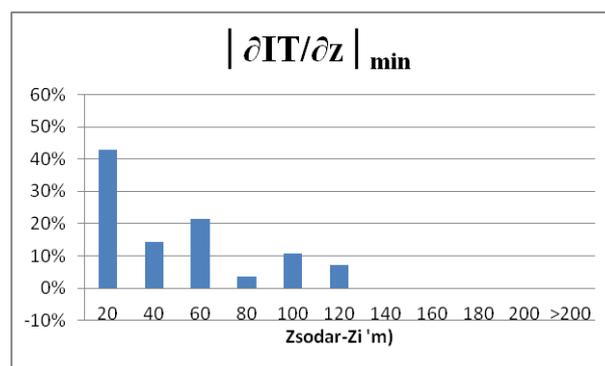
[Figure 128 Biais absolu pour la méthode 1](#)



[Figure 129 Biais absolu pour la méthode 2](#)



[Figure 130 Biais absolu pour la méthode 3](#)



[Figure 131 Biais absolu pour la méthode 4](#)

Nous notons que les méthodes 1 et 4 présentent les meilleurs résultats (figure 128 et 131). Pour ces données, nous avons respectivement 46% et 43% des hauteurs d'inversions calculées par le SODAR qui présentent un biais absolu inférieur ou égal à 20m. Ces cas sont des exemples de fonctionnement très efficace des méthodes 1 et 4, puisque nous avons un biais qui reste inférieur à la largeur de porte du SODAR.

Néanmoins, ces deux taux sont inférieurs à 50%, ce qui reste insuffisant pour valider ces méthodes sur plus de la moitié des cas. Nous pouvons noter cependant que lorsque nous élargissons notre examen à l'ensemble des cas aboutissant à un biais inférieur ou égal à 40m, les taux de réussite des méthodes 1 et 4 passent respectivement à 64% et 57%. Il est à noter que dans le cas de méthode 1, l'échec de la détermination du Zi par le SODAR est souvent lié à une portée SODAR limitée ne permettant pas de bien documenter les inversions nocturnes les plus hautes. Ainsi, lorsque nous cantonnons notre étude aux CLN dont la hauteur est inférieure à 100m, nous obtenons, pour la méthode 1, 54% des inversions IS détectées par le SODAR avec un biais absolu inférieur ou égal à 20m (au lieu de 46% en considérant l'ensemble des cas).

Pour tenter d'améliorer les résultats obtenus lorsque nous utilisons séparément les signatures CT et IT, nous mettons en place une 5^{ème} méthode combinant ces deux paramètres. Nous la nommerons « méthode hybride ».

1.5.3.2 Détection de Zi en utilisant conjointement les paramètres CT et IT : « Méthode hybride »

Le critère appliqué sur l'IT est déterminé à partir des résultats obtenus pour la distribution en fréquence des valeurs de l'IT en-dessous et au-dessus de l'inversion Zi déduite des sondages. Nous avons déterminé alors que la valeur d'IT : 0,1 était une valeur seuil intéressante puisqu'au-dessous de Zi, 70% des valeurs IT sont supérieures à 0,1 et au-dessus de Zi, 69% des valeurs IT sont inférieures ou égales à Zi. Nous retiendrons donc ici la valeur 0,1 comme étant la valeur maximale possible admissible au niveau Zi pour IT.

On recherche la hauteur associée à la valeur maximale du CT sur le profil SODAR. Si pour cette hauteur on note une valeur de l'IT inférieure ou égale à 0,1, cette hauteur est validée comme étant la hauteur de l'inversion nocturne. Dans le cas contraire, on recherche un deuxième maximum secondaire sur le profil CT (la deuxième valeur la plus forte). On examine encore une fois la valeur IT correspondante. Si elle n'est toujours pas inférieure ou égale à 0,1, on recherche un autre maximum secondaire. Si de nouveau, la valeur IT correspondante ne répond pas au critère que l'on s'est fixé, on considère qu'il y a indétermination de la hauteur d'inversion par l'algorithme de la « méthode hybride » pour le profil en question. La valeur d'erreur -999 est alors reportée.

Exemple de détermination de Zi par la « méthode hybride ».

- Exemple du 06/02/2011 (tableau 53) : la hauteur Zi déterminée par la « méthode hybride » est 100 m. La hauteur Zi issu du sondage est ce même jour de 98 m.

Hauteur(m)	CT	IT
20	74	0,2
40	155	0,17
60	203,25	0,12

80	239,75	0,11
100	207,67	0,07
120	192	0,06
140	177,75	0,06
160	145	0,07
180	126,67	0,07
200	109,33	0,07
220	97	0,07

Tableau 53 Application de la « méthode hybride » le 06/02/2011

Pour cet exemple nous voyons que le premier maximum du CT est à 80m. Cependant la valeur de l'IT est supérieure à 0,1. Dans ce cas l'algorithme de la méthode cherche le prochain maxima du CT. Il est à 100m. L'IT étant inférieure à 0,1 l'algorithme prend cette altitude comme hauteur d'inversion.

- Exemple du 19/02/2011 (tableau 54) : la hauteur Zi reste indéterminée par l'algorithme pour ce profil alors que la hauteur issue du sondage est 177 m. La portée SODAR est limitée à 80 m ce jour-là. Les valeurs IT pour des hauteurs inférieures ou égales à 80 m ne répondent pas au critère $IT \leq 0,1$, ce qui est cohérent avec une hauteur Zi déduite du sondage de 177 m.

Hauteur(m)	CT	IT
20	128,5	0,64
40	221	0,42
60	246	0,28
80	267,5	0,32
100	198	-999
120	-999	-999
140	-999	-999
160	-999	-999
180	-999	-999
200	-999	-999
220	-999	-999

Tableau 54 Application de la « méthode hybride » le 19/02/2011

Les cas d'indétermination du Zi par la « méthode hybride » sont souvent associés à des hauteurs Zi plutôt élevées compte-tenu de la portée effective du SODAR. C'est ce qui est illustré par les histogrammes ci-dessous (figure 132) où l'on voit que 75% des cas d'indétermination sont obtenus pour des hauteurs supérieures à 100 m, 31% pour des hauteurs supérieures à 150 m. La valeur moyenne de Zi obtenue par radiosondage lorsque l'on considère l'ensemble des cas conduisant à une indétermination de Zi par la « méthode hybride » est de 134,5 m (valeur médiane 140 m).

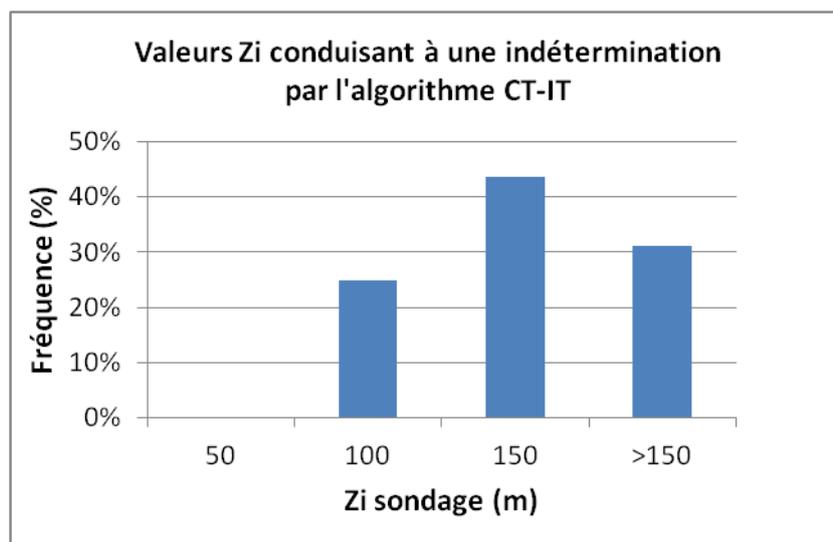


Figure 132 Pourcentage d'indétermination de Zi par la « méthode hybride » en fonction de l'altitude

Pour décrire les résultats obtenus à partir de la méthode hybride, nous reprenons comme pour les méthodes 1 à 4, les 28 cas ayant permis le tracé des figures 118 et 119 après élimination des profils incomplets.

D'un point de vue statistique, les résultats apparaissent sur le tableau ci-dessous :

	Méthode Hybride
Moyenne ΔZi (m)	8,6
Médiane ΔZi (m)	-3,5
Ecart Type ΔZi (m)	43,6

Tableau 55 Etude statistique sur le biais entre la « méthode Hybride » et le Zi sondage

Les biais moyen et médian sont aussi faibles que ceux que nous avons obtenus dans le cas de la méthode 4, mais de plus, nous avons ici un écart-type inférieur aux valeurs trouvées précédemment. Nous avons donc là des résultats meilleurs que ceux des quatre autres méthodes.

Nous allons confirmer cette première conclusion en examinant l'histogramme des biais absolus obtenu avec la méthode hybride (figure 133).

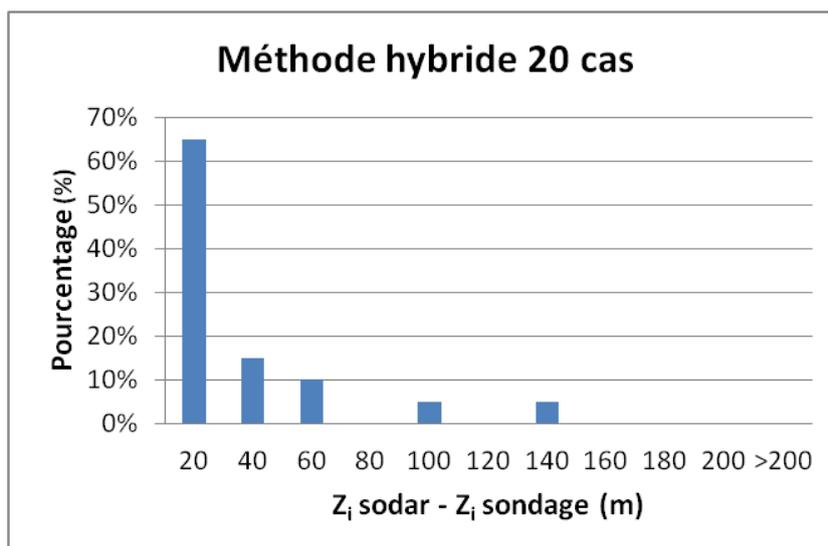


Figure 133 Biais absolu pour la « méthode hybride »

Lorsque la méthode hybride est utilisée, 65% des inversions sont détectées par le SODAR avec un biais absolu inférieur ou égal à 20m par rapport aux données sondage. Quand nous nous intéressons aux biais inférieurs ou égaux à 40m, nous atteignons un taux de 80%. Il reste à noter cependant que la méthode hybride aboutit à une indétermination de la hauteur d'inversion pour 8 cas parmi les 28 précédemment sélectionnés. Ces cas d'indétermination ne doivent pas forcément être considérés comme des échecs. Comme nous l'avons déjà vu précédemment, la méthode hybride permet en effet d'éviter des détections d'inversion erronées lorsque des pics de CT apparaissent en d'autres endroits du profil. A d'autres moments, la détection d'inversion échoue car la méthode hybride interrompt trop tôt la recherche des pics de CT (seuls les trois principaux pics sont examinés). Il serait intéressant par la suite de maintenir également la recherche des inversions par les deux autres méthodes ayant montré le plus de performance, les méthodes 1 et 4.

V.5.4 Evolution nocturne de l'inversion de surface à partir des mesures SODAR

Après avoir déterminé la méthode de détection de l'inversion nocturne donnant les résultats les plus intéressants par comparaison avec les données de radiosondage, à savoir la méthode hybride, nous allons tenter de suivre l'évolution temporelle de l'inversion de surface à partir de deux nuits complètes de mesures SODAR. Pour combler les trous de données liés aux cas d'indétermination, il serait intéressant également de maintenir la recherche des inversions par les deux autres méthodes ayant montré le plus de performance, les méthodes 1 et 4.

Le site de la décharge ne permettant pas de disposer d'une continuité temporelle des mesures suffisante, nous avons appliqué nos trois méthodes à deux nuits de mesures effectuées pendant la campagne de test qui s'est déroulée du 25/02/2010 au 05/05/2010 sur le toit du bâtiment enseignement de la Faculté des Sciences du Campus de Fouillole de l'Université des Antilles et de la Guyane.

Ce bâtiment, d'une hauteur de 12m, est situé sur un site côtier d'une hauteur de 20m environ par rapport au niveau de la mer. La campagne de 2010 visait à tester l'instrument en s'intéressant à différents paramètres afin de dégager le protocole expérimental à mettre en œuvre sur le site de la décharge.

La distance entre le bâtiment enseignement et le site de Météo France où sont effectuées les radiosondages est d'environ 4,5km.

Deux nuits ont été sélectionnées, celles du 06 au 07/03/2010 et du 13 au 14/03/2010.

Pour ces deux nuits, nous avons considéré les profils SODAR acquis entre 17 h et 8h avec une résolution temporelle de 15 mn. Chaque profil s'est vu appliquer la méthode hybride et les méthodes de détection de Zi N°1 et 4. Les résultats obtenus apparaissent sur les séries temporelles des figures 134 et 135. Sur ces deux figures, nous avons superposé également à titre indicatif la courbe d'évolution de la température sous-abri mesurée à Météo France.

Pour la nuit du 06 au 07/03/2010, on note jusqu'à deux heures du matin une oscillation du Zi SODAR autour de 80-100m sauf autour de 22-23h, heure à laquelle le SODAR semble accrocher un écho autour de 160-180m de hauteur. A partir de 2h du matin, on observe une forte diminution de température jusqu'à atteindre un minimum de 22°C vers 5h du matin. Cette diminution de température s'accompagne d'un approfondissement de la CLN dont la hauteur atteint un niveau de 200m environ durant la fin de nuit. L'accentuation du refroidissement radiatif semble ainsi contribuer au développement de la CLN. Entre 6h et 8h du matin, la température augmente rapidement jusqu'à atteindre environ 26°C à 8h. On constate parallèlement un décrochage au niveau de la hauteur de l'inversion SODAR puisqu'on passe de 200m à 80m. Le SODAR semble « lâcher » l'inversion nocturne pour accrocher l'inversion diurne en développement au-dessous d'une ISE. Le radiosondage de fin de nuit va dans le même sens puisqu'il indique la présence d'une couche d'inversion ISE dont la base est à 37m et le sommet à 93m.

La nuit du 13 au 14/03/2010 est marquée par une évolution beaucoup plus stable de la température sous-abri. La température moyenne est également supérieure à celle observée durant la nuit du 06/03/2010 (25,22°C contre 24,52°C). La température minimale atteinte la nuit du 06 au 07/03/2010 est de 22°C à 5h, contre 23,7°C à 5h la nuit du 13 au 14/03/2010. Cette stabilité de la température sous-abri se traduit par une stabilisation du Zi SODAR entre 80 et 120m de hauteur. Le radiosondage de fin de nuit du 14/03/2010 traduit la persistance des conditions nocturnes en début de matinée puisqu'on y note la présence d'une inversion IS de 57m de hauteur.

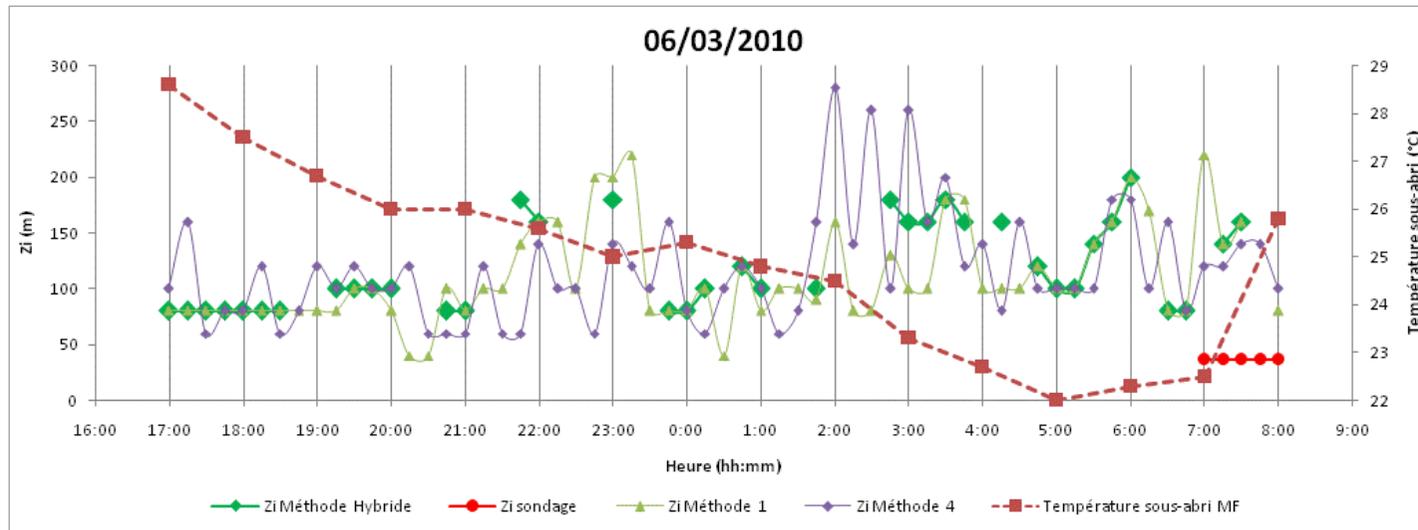


Figure 134 Evolution temporelle de la hauteur d'inversion déterminée par SODAR durant la nuit du 06/03/2010

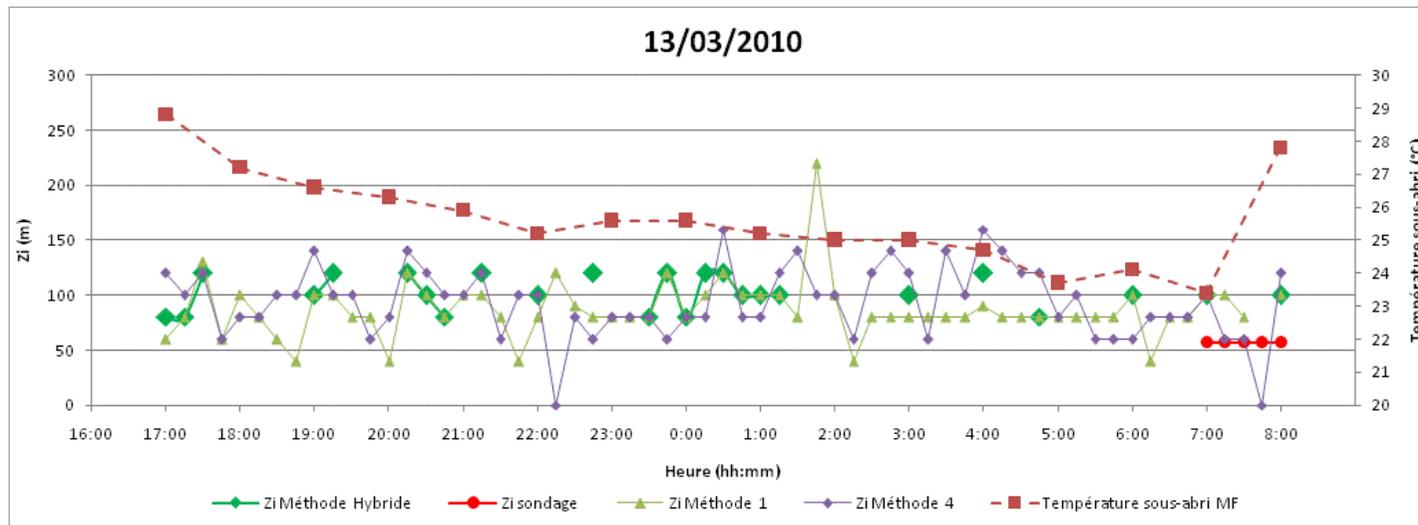


Figure 135 Evolution temporelle de la hauteur d'inversion déterminée par SODAR durant la nuit du 13/03/2010

V.6 Impact de l'inversion de surface sur la concentration des polluants atmosphériques

V.6.1 Introduction

Dans la CLA, un grand nombre de polluants d'origine anthropique sont émis. Nous avons prouvé que l'inversion de surface élevée (ISE) a les mêmes propriétés que l'inversion de surface (IS) mais avec une stabilité moindre. Cette inversion est une inversion de surface qui a subi le début de la convection dû au réchauffement du sol par le soleil et qui se retrouve surélevée. Dans cette partie, pour évaluer l'influence des inversions sur la concentration des polluants atmosphériques, nous allons considérer ensemble les deux types d'inversion: inversion = IS + ISE. Nous considérons en effet que la présence d'une couche stable entre 70 et 140m de hauteur (caractéristiques moyennes de l'ISE en 2011 et 2012) demeure pénalisante pour la qualité de l'air à proximité du sol puisqu'elle restreint la dispersion verticale des polluants aux premières dizaines de mètres de l'atmosphère. Dans ce paragraphe, nous comparerons les différences de concentration pour les cas avec (IS + ISE) ou sans inversion.

Les stations GWAD'AIR mesurent les polluants suivants : NO_x (NO, NO₂), O₃, SO₂, PM2.5 et PM10. Dans cette liste de polluants, nous avons cinq dits primaires (NO, NO₂, SO₂, PM2.5 et PM10) et un dit secondaire (O₃) dont quatre polluants gazeux (NO, NO₂, SO₂ et O₃) et deux sous forme de particules (PM2.5 et PM10).

V.6.2 Méthode d'analyse

Pour estimer l'influence du phénomène, on distinguera deux cas :

- Avec inversion (IS + ISE) ;
- Sans inversion.

Les radiosondages ayant permis de détecter la présence ou non des inversions étant lancés à 7h du matin, nous avons moyenné pour chaque jour les données Gwad'Air entre 7h et 8h locales. En effectuant un tri suivant que les données soient associées ou pas à une inversion, une moyenne annuelle entre 7h et 8 h locales est calculée pour chaque polluant (figure 136 et 137).

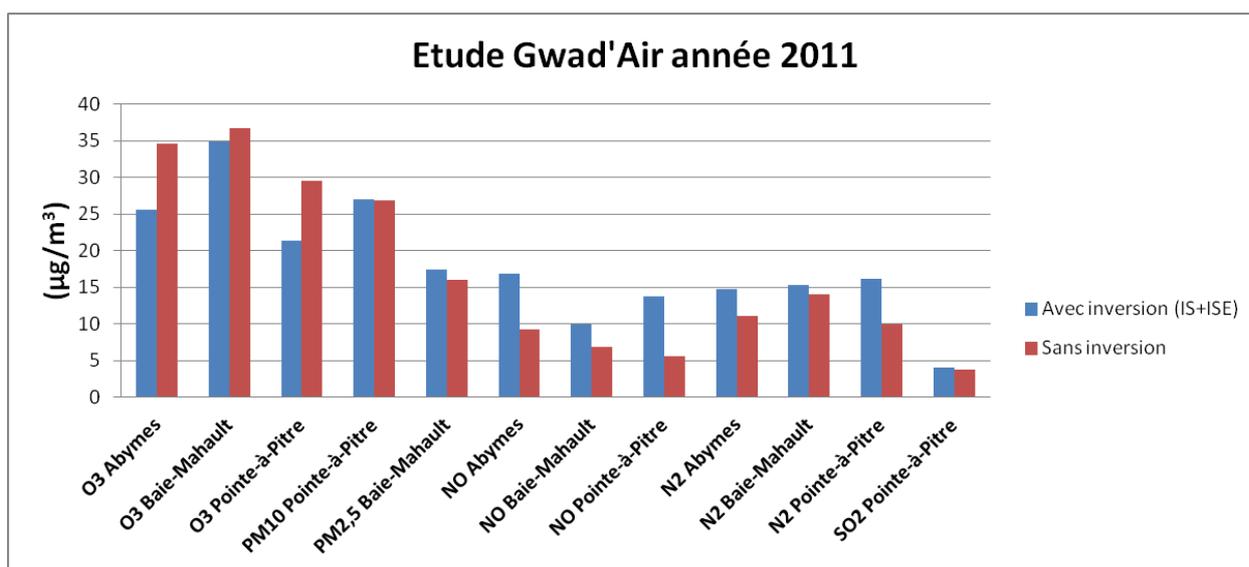


Figure 136 Influence des inversions (IS+ISE) sur les moyennes annuelles des polluants atmosphériques mesurés en agglomération pointoise via le réseau Gwad'Air pour l'année 2011

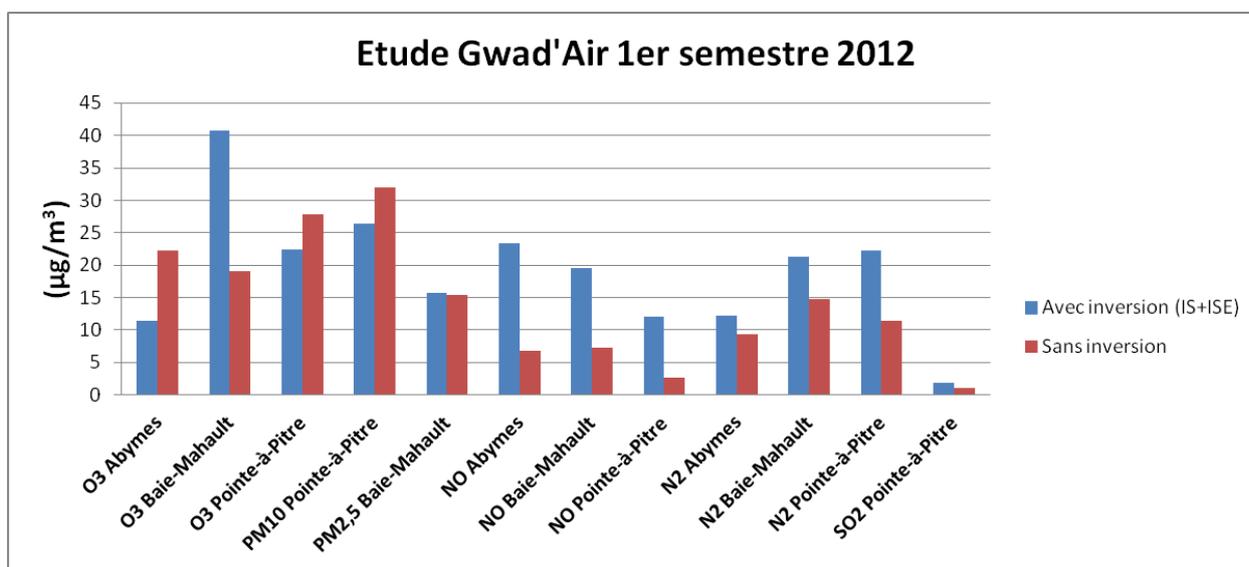


Figure 137 Influence des inversions (IS+ISE) sur les moyennes des polluants atmosphériques mesurés en agglomération pointoise via le réseau Gwad'Air pour le 1er semestre de l'année 2012

Dans le cas des polluants primaires (chapitre I.2.1 Instrumentations et Méthodes) la présence d'une inversion contribue effectivement à augmenter dans tous les cas les concentrations mesurées au sol.

Cet effet est particulièrement visible sur les NO_x. Dans certains cas, l'inversion peut quasiment doubler les concentrations : NO Abymes, NO Pointe-à-Pitre.

Les polluants particuliers répondent moins bien à la présence d'une inversion. L'effet est cependant plus visible pour les petites particules (PM_{2.5}) dont les mécanismes de dispersion sont plus proches de ceux impliqués dans la dispersion gazeuse. Les particules plus grosses (PM₁₀) subissent essentiellement l'effet de la gravitation terrestre.

Les principales sources de SO₂ étant plus éloignées (zone industrielle de Jarry Baie-Mahault environ à 3 km), ce composé sera présent avec de faibles concentrations à Pointe-à-Pitre. On

observe une augmentation (plus nette en 2012) de la concentration même faible de SO₂ en présence d'une inversion.

Dans le cas du polluant secondaire qu'est l'ozone, quel que soit le lieu, sauf en 2012 à Baie-Mahault, on observe des concentrations supérieures pour des cas sans inversion.

Rappelons que, contrairement aux autres polluants évoqués dans cette étude, la production d'O₃ nécessite les photons du rayonnement solaire pour sa formation. Une étude réalisée à Heilbronn (ville du sud de l'Allemagne) par Baumbach et Vogt (2003) montre la corrélation positive entre le rayonnement global et la concentration en O₃. Dans cette étude, la concentration en O₃ atteint un maximum de 118 ppb en journée. Pour des conditions nocturnes, la formation d'O₃ est plus faible entraînant la baisse de sa concentration à environ 80 ppb.

Un autre phénomène peut expliquer cette concentration d'ozone troposphérique supérieure pour les cas sans inversion observée en Guadeloupe.

En effet, la présence d'ozone troposphérique en Guadeloupe n'est pas uniquement due à une production locale. Une étude en cours de réalisation au LARGE a montré que selon la saison, durant la journée, de l'ozone provenant des Etats-Unis arrive au dessus de la Guadeloupe le jour comme la nuit. Plus précisément des mesures de concentration d'ozone à la Désirade (pointe Est de la Guadeloupe), zone non productrice d'ozone, l'ont prouvé. Ces arrivées d'ozone de l'extérieur se produisent principalement entre novembre et mars par des fronts froids venus du Nord. Elles correspondent à des arrivées de masses d'air venant du Nord de la Guadeloupe. Nous avons tracé les rétro trajectoires HYSPLIT représentant le trajet des masses d'air arrivant chaque nuit entre le 1^{er} janvier 2011 et le 31 janvier 2012 au dessus de la Guadeloupe à basse altitude : 30m. La plupart de ces trajets indiquent une arrivée venant de l'Est sur l'Atlantique Nord (figure 29).

Sur la rétro trajectoire HYSPLIT de la figure 138, on observe le parcours de la masse d'air avant son arrivée en Guadeloupe. Nous voyons clairement que la masse d'air traverse d'Ouest en Est les Etats-Unis avant sa venue en Guadeloupe.

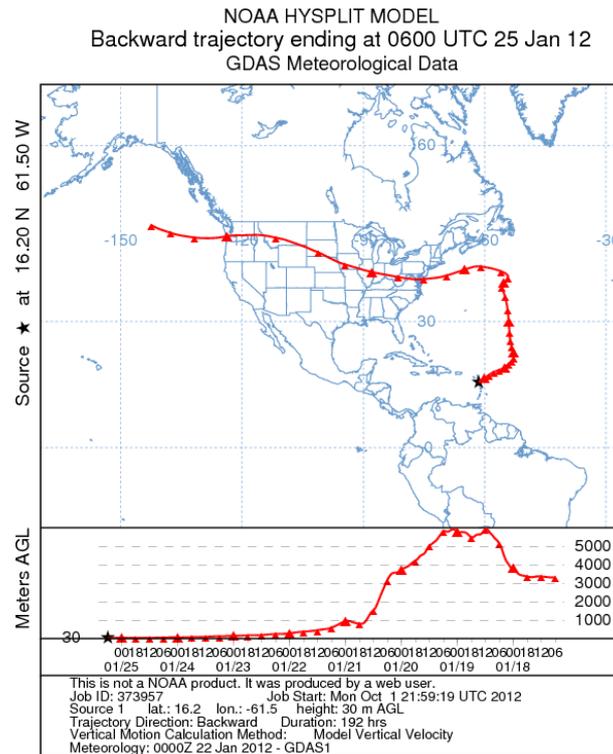


Figure 138 Rétro-trajectoire à 30m du 25/01/2012 à 2h

Sur les 24 cas de rétro trajectoires ayant la même allure que celle de la figure 138 dans la période de 13 mois étudiée, nous avons 12 cas qui correspondent à des inversions et 12 cas sans inversion. Ceci montre que l'apport en O₃ des Etats-Unis est indépendant de la présence ou non d'inversion. Cet apport extérieur biaise les résultats de la figure 136 et 137 pour l'influence de l'inversion. Il explique le fait que la concentration d'O₃ en présence d'inversion de surface n'est pas toujours supérieure à celle des jours sans inversion.

V.6.3 Influence de l'intensité de l'inversion sur la concentration des polluants

Nombreux sont les auteurs faisant le rapport entre intensité de l'IS et augmentation de la concentration des polluants. C'est le cas d'Abdul-Wahab *et al.* en 2005. Dans son étude, l'auteur démontre que plus la différence ΔT entre le sommet et la base de l'inversion est importante et plus la force de l'IS est grande. Une forte IS est synonyme d'une grande stabilité atmosphérique empêchant la dispersion des polluants.

Pour vérifier cela nous utilisons les NO_x de l'étude précédente que nous classons par gamme d'intensité d'IS. Chaque classe est centrée sur une valeur. Pour exemple une classe de 0,25 présente une gamme d'intensité comprise entre 0°C et 0,5°C.

La figure 139 présente les résultats obtenus.

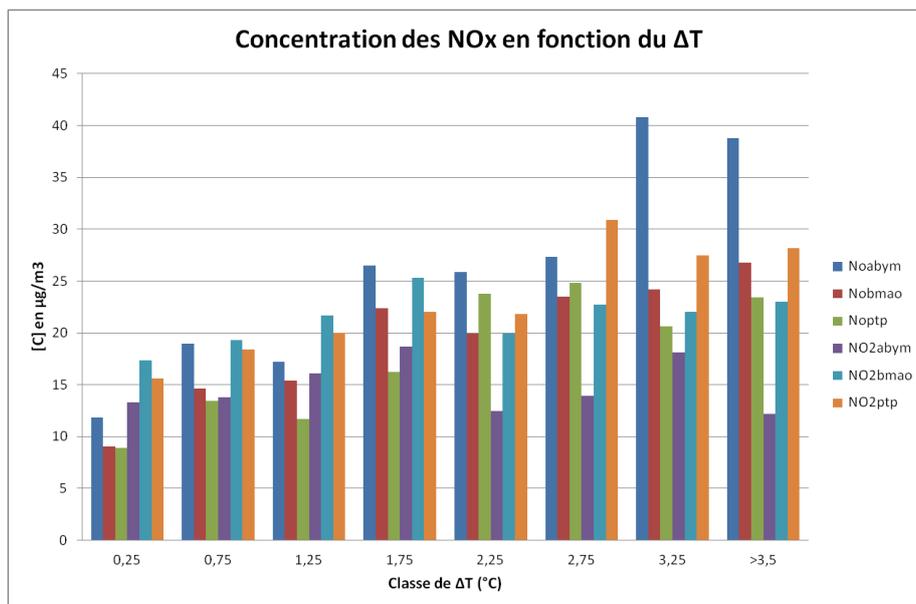


Figure 139 Evolution de la concentration moyenne des NOx en fonction de l'intensité de l'inversion de surface

En analysant la figure 139 nous notons globalement une augmentation de la concentration moyenne des NOx quand la classe de ΔT augmente. Entre la classe centrée sur $0,25^{\circ}\text{C}$ et $3,25^{\circ}\text{C}$ nous voyons la nette augmentation des concentrations moyennes. Il est important de souligner que pour la classe supérieure à $3,5^{\circ}\text{C}$ il existe très peu de données donc statistiquement la moyenne est représentative que de 6 cas sur un an et demi. Nos résultats sont en adéquation avec la théorie d'Abdul-Wahab *et al.*(2005).

Conclusion et Perspectives

L'objectif du travail de thèse était de caractériser les processus et conditions atmosphériques pouvant permettre la dispersion nocturne des gaz de la décharge vers les zones contigües. Cela nécessitait de poursuivre les mesures dans la décharge et les zones environnantes en augmentant l'échantillonnage spatial de la zone et en effectuant des nouvelles mesures de concentrations instantanées.

Au début de notre étude, nous disposions uniquement des concentrations des COV émis par la décharge pour un ou deux sites l'entourant. Nous nous sommes intéressés au transport de quelques uns des COV que nous avons mesurés tant dans la décharge que dans la mangrove et dans les zones urbaines proches, bien que non situées sous le vent synoptique de la décharge.

- 1) Lors de nos travaux de thèse, nous avons sélectionné certains de ces COV et les avons mesurés à la source, en différents points à l'intérieur de la décharge et dans les quartiers environnants, multipliant ainsi les points de mesure de façon à suivre au plus près les trajectoires des polluants émis par le monticule de déchets.
- 2) Nous nous sommes intéressés au transport de ces COV en cherchant à identifier les différents processus physiques intervenant sur le transport des polluants dans l'environnement proche de la décharge. Nous avons caractérisé ces phénomènes qualitativement en cherchant à comprendre leur mode de déclenchement à travers l'établissement de leur variabilité climatologique annuelle par exemple ou à travers l'identification des conditions atmosphériques favorables à leur installation, et parfois quantitativement grâce à des modèles simples permettant de calculer leur contribution au transport.

Pour la mesure des COV, nous avons choisi l'acétaldéhyde, le benzène, l'éthylbenzène, le toluène, le 111 trichloroéthane, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène. Selon la littérature ces gaz sont caractéristiques des COV émis par les décharges. Notons que les valeurs mesurées avec un spectromètre de masse portatif ont confirmé celles obtenues précédemment dans la décharge avec un spectromètre IR à Transformée de Fourier. Mais nous avons observé une diminution en concentration de certains composés chlorés qui confirme l'application des nouvelles normes imposées à la décharge ; elle ne doit plus recevoir les déchets dangereux tels que les solvants, les piles, les batteries, etc.

Nous avons cherché à caractériser le débit de biogaz émis par la décharge. Ce débit a été mesuré dans la décharge mais aussi calculé à l'aide du modèle LandGEM. Pour calculer le débit, nous y avons incorporé les caractéristiques de la décharge : teneur en CH₄, tonnage annuel des déchets, pluviométrie annuelle. Nous calculons un débit de 12 120 000 m³an⁻¹ alors que le débit mesuré est de 715 000 m³an⁻¹. Le rapport entre la mesure et le modèle est d'environ 17. Nous identifions un grand nombre de facteurs pouvant expliquer cet écart. Le principal est la nature des matériaux recouvrant les déchets. Généralement, les déchets sont recouverts par de la terre végétale, de pH neutre et donc favorable aux microorganismes responsables de la fermentation anaérobie. Dans notre cas, les déchets sont couverts de tuf (carbonate de calcium) : le pH du milieu en début de fermentation est donc fortement basique, ce qui inhibe le développement de ces microorganismes. Déjà bien avant la réhabilitation, le tuf était utilisé pour couvrir les déchets. La décharge de la Gabarre est donc un empilement de

couches successives de tuf et de déchets. Cette diminution des microorganismes peut expliquer la faible production et donc émission de biogaz.

Notons que dans le cadre de la réhabilitation de la décharge, la surface du dôme de déchets a été récemment couverte de terre végétale et de géomembrane pour limiter la production de lixiviats due à la pluie et collecter une partie du biogaz. Cela permet de planter de la végétation au dessus du dôme pour un meilleur aspect de la décharge.

A partir des variations de concentrations des différents gaz en fonction du site de mesure, nous avons montré que certains gaz ont aussi d'autres origines que la décharge, telle la pollution automobile. Nous avons confirmé cependant que l'essentiel des gaz mesurés dans les cités provient bien de la décharge.

Disposant de ces données chimiques, nous avons étudié les causes possibles du transport des gaz.

A partir de mesures de température de l'air dans le Grand Cul-de-Sac Marin, nous avons vérifié l'absence d'établissement d'une brise terre-mer. Celle-ci est due à la faible profondeur de la mer au voisinage de la zone étudiée. Par ailleurs, après analyse des rétro trajectoires HYSPLIT, nous avons vérifié que les faibles vents d'Ouest (ou N-O) observés la nuit lors de nos mesures ne sont pas issus de fronts froids provenant des Etats-Unis comme cela peut être le cas certains jours en Guadeloupe.

A partir de mesures de température dans différents sites urbains, dans la décharge et dans la mangrove, nous avons mis en évidence dans la zone jouxtant la décharge un îlot de chaleur urbain nocturne pouvant atteindre une amplitude de 6°C. Cette intensité est l'écart de température maximum mesuré la nuit entre les zones d'immeubles (points chauds) et la mangrove (point froid).

Nous remarquons que l'intensité de cet îlot est proportionnelle à la densité des immeubles. Une Analyse en Composantes Principales des paramètres influant l'îlot démontre que l'amplitude de ce phénomène est :

- corrélée avec le rayonnement global du jour : plus les immeubles ont reçu de rayonnement la journée plus l'îlot de chaleur urbain est grand ;
- anti-corrélée avec la nébulosité : l'effet de serre des nuages affaiblit le refroidissement de la mangrove augmentant l'îlot ;
- légèrement anti-corrélée avec la vitesse du vent : nous avons observé une forte diminution des Alizés au dessus de la Guadeloupe comparés au vent au dessus de l'Atlantique à la même heure.

Durant notre étude sur l'îlot, pour les jours sans pluie, nous observons une rotation du vent correspondant à une grande différence de température entre la mangrove et les milieux urbains. Le vent qui s'établit a subi une rotation de 90° à 180° par rapport au flux synoptique. Ce phénomène local qui coïncide avec une diminution du flux synoptique est une brise d'origine thermique. C'est la brise générée par l'îlot de chaleur urbain. Cette brise permet un déplacement des masses d'air froides provenant de la mangrove vers les immeubles. Avant

leur arrivée sur les différentes agglomérations d'habitations, les masses d'air vont donc se charger en COV en passant au dessus de la décharge. L'épisode du 18 juin 2012 en est l'exemple. Une étude sur 9 ans a permis de caractériser une fréquence des brises urbaines supérieure en début et en fin d'année.

Nous avons calculé la brise en utilisant le nombre de Grashof et également avec le modèle de Poreh. L'intensité de la brise liée au nombre de Grashof est basée sur l'écart de température entre la zone urbaine et la mangrove. Le modèle adimensionnel et expérimental de Poreh utilise la seule distance entre le centre de la zone urbaine et la périphérie de la mangrove pour évaluer cette intensité : dans notre cas 1000m. L'ordre de grandeur de la brise mesurée, inférieure ou égale à 1ms^{-1} , est en accord avec ces deux modèles.

Lors de nos analyses, nous repérons que les fortes pluies peuvent aussi provoquer une rotation du vent. Ce phénomène répond au même principe que les « microburst » : un flux descendant de pluie entraîne des déplacements de l'air vers l'extérieur tout autour de la zone située sous le nuage précipitant provoquant ainsi des changements de direction du vent. Cela entraîne des arrivées brutales et éphémères des polluants vers les cités qui ont été observées.

Une investigation de la couche limite nocturne, peu étudiée en milieu tropical, a été réalisée. Nous avons essentiellement utilisé les sondages météorologiques de Météo France de début de matinée caractéristiques des conditions de fin de nuit ainsi que les mesures SODAR. Nous avons pu déterminer sur les sondages de fin de nuit une inversion de surface nocturne d'une hauteur moyenne de 120m. Les données du réseau de qualité de l'air GWAD'AIR ont permis de montrer l'impact de l'intensité de l'inversion sur la concentration des polluants : plus l'inversion est forte et plus la concentration des polluants est importante.

Nous avons vérifié sur les sondages de fin de nuit que les inversions de surface sont plus fréquentes en début et en fin d'année, ce que nous avons expliqué à partir de données climatologiques. La pollution des cités par les COV de la décharge est en effet ressentie plus fortement entre septembre et avril, période durant laquelle les faibles températures nocturnes augmentent la stabilité et l'intensité des inversions de nuit et favorisent le maintien des polluants à proximité du sol. Ce phénomène est par ailleurs renforcé par les brises urbaines plus fréquentes en cette période comme nous l'avons établi précédemment.

La méthode de mesure SODAR étant assortie d'une meilleure résolution temporelle que les radiosondages, le SODAR nous a permis de suivre en continu l'évolution de cette couche d'inversion. Selon les saisons les sondages étant uniquement disponibles en début de matinée et en début de soirée, le SODAR est donc une bonne alternative pour pallier ce manque de données durant la nuit. L'alimentation électrique nocturne étant soumise à beaucoup d'aléas sur le site de la décharge et le SODAR ayant besoin d'un temps de stabilisation avant de pouvoir recommencer la mesure et d'atteindre sa portée optimale après une interruption d'alimentation, la disponibilité des données SODAR a été très insuffisante à certaines périodes. Ce n'est qu'à la fin de nos travaux que nous avons pu disposer de mesures SODAR nocturnes pour l'élaboration de méthodes de détection automatiques de la hauteur de l'inversion nocturne par validation avec les données de radiosondages de fin de nuit sur une quarantaine de jours de mesure en 2011 et 2012. Cette étude a permis de mettre en évidence un comportement type de la puissance rétrodiffusée SODAR et de la turbulence au-dessous et

au-dessus du sommet de l'inversion nocturne. Compte-tenu de ces résultats, nous avons élaboré une méthode donnant des résultats satisfaisants dans la détection en continu de la hauteur de l'inversion nocturne à partir des mesures SODAR. Elle pourra être mise à profit dans des environnements plus favorables à une acquisition SODAR stabilisée.

Ce travail est susceptible d'aider à la mise en place d'une nouvelle plate-forme de traitement des déchets, dans la mesure où il montre que quasiment toute l'année des zones habitées proches de la Gabarre peuvent être polluées par les déchets même en n'étant pas sous le vent synoptique.

Une étude plus fine du transport des polluants pourra être réalisée avec l'installation d'anémomètres soniques installés sur les différents sites de l'îlot de chaleur urbain et cela à deux hauteurs différentes. Les résultats pourront être comparés à ceux de capteurs de température et de nez électroniques ; et cela dans la zone déjà étudiée et au voisinage d'autres décharges présentant des topographies et environnement différents : sites côtiers etc.

Références

Abdul-Wahab S.A., Bakheit C.S. et Siddiqui R.A. Study the relationship between the health effects and characterization of thermal inversions in the Sulfanate of Oman [Revue] // Atmospheric Environment. - 2005. - Vol. 39. - pp. 5466-5471.

Abushammala M.F.M., Basri N.E.A. et Kadhum A.A.H. Review on landfill gas emission to the atmosphere [Revue] // European Journal of Scientific Research. - 2009. - Vol. 30. - pp. 427-436.

Ackerman B. Temporal march of the Chicago heat island [Revue] // Journal of climate and applied Meteorology. - 1985. - Vol. 24. - pp. 547-554.

AFSSET Risque sanitaires du biogaz: Evaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel [Rapport] : Tech. rep. / Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (AFSSET). - 2008.

Agenda du SICTOM // Agenda du SICTOM. - janvier 2004.

Ahn J.H., Do T.H., Kim S.D. et Hwang S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater [Revue] // Biochemical Engineering. - 2006. - Vol. 30. - pp. 33-38.

Allen M.R., Braithwaite A. et Hills C.C. Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites [Revue] // Environmental Science and Technology. - 1997. - Vol. 31. - pp. 1054-1061.

AMC Compteur gaz G4 [Rapport]. - 2013.

Arnfield A. J. Two decades of urban climate research : A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island [Revue] // International Journal of Climatology. - 2003. - Vol. 23. - pp. 1-26.

Aronica S., Bonanno A., Piazza V., Pignato L. et Trapani S. Estimation of biogas produced by the landfill of Palermo, applying a Gaussian model [Revue] // Waste management. - 2009. - Vol. 29. - pp. 233-239.

Barlag A.B. et Kuttler W. The significance of country breezes for urban planning [Revue] // Energy and Buildings. - 1990-1991. - Vol. 15-16. - pp. 291-297.

Baumann K. et Piringer M. Two-Years of boundary layer measurements with a SODAR - Statistics and Applications [Revue] // Phys. Chem. Earth (B). - 2001. - Vol. 26(3). - pp. 205-211.

Baumbach G. et Vogt U. Influence of inversion layers on the distribution of air pollutants in urban areas [Revue] // Water, Air, & Soil Pollution. - 2003. - Vol. 3. - pp. 65-76.

Beauchemin S.S., Hamshari H.O. et Bauer M.A. Passive atmospheric diffusion with gaussian fragmentation [Revue] // International Journal of Computers and Applications. - 2009. - Vol. 31. - 2.

Beyrich F. Mixing-height estimation in the convective boundary layer using sodar data [Revue] // Boundary-Layer Meteorology. - 1995. - Vol. 74. - pp. 1-18.

Bisson M., Duchêne L., Ghillebaert F., Guillard D., Lethielleux L. et Strub M. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Acétaldéhyde [Rapport] : Tech. rep. / INERIS. - 2011.

Bonnard N., Falcy M., Jargot D. et Pasquier E. Fiche toxicologique du Benzène [Rapport] : Tech. rep. / Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS). - 2007.

Bonnard N., Brondeau M.T., Clavel T., Falcy M., Jargot D., Schneider O. et al. Fiche toxicologique du Monoxyde de carbone [Rapport] : Tech. rep. / Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS). - 2009.

Bonnard N., Brondeau M.T., Jargot D., Lafon D., Schneider O. et Serre P. Fiche toxicologique du Trichloroéthylène [Rapport] : Tech. rep. / Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS). - 2008.

Brévignon C. Atlas Climatique [Livre] / éd. France Météo. - 2003. - p. 92.

California Air Resources Board Proposed identification of Trichloroethylene as a toxic air contaminant [Brochure]. - 1990.

California Environmental Protection Agency Acetaldehyde as a toxic air contaminant [Rapport] : Tech. rep. / California Environmental Protection Agency. - 1993.

Cao Y. et Staszewska E. Methane emission mitigation from landfill by microbial oxidation in landfill cover [Conférence] // International conference on Environmental and Agriculture Engineering. - 2011. - Vol. 15.

Carex CANADA. Agents Cancérogènes - Acétaldéhyde [Rapport] : Tech. rep. / Carex CANADA. - 2009.

Chalvatzaki E. et Lazaridis M. Estimation of greenhouse gas emissions from landfills: application to the Akrotiri landfill site (Chania, Greece) [Revue] // Global NEST Journal. - 2010. - Vol. 12. - pp. 108-116.

Changnon S.A., Kunkel K.E. et Reinke B.C. Impacts and responses to the 1995 heat wave : A call to action [Revue] // Bulletin of the American Meteorological Society. - 1996. - Vol. 77. - pp. 1497-1505.

Chiriac R., Carré J., Perrodin Y., Fine L. et Letoffe J.M. Characterisation of VOCs emitted by open cells receiving municipal solid waste [Revue] // Journal of Hazardous Materials. - 2007. - Vol. 149. - pp. 249-263.

Chiriac R., Carré J., Perrodin Y., Vaillant H., Gasso S. et Miele P. Study of the dispersion of VOCs emitted by a municipal solid waste landfill [Revue] // Atmospheric Environment. - 2009. - Vol. 43. - pp. 1926-1931.

Chiriac R.E. Caractérisation des émissions de composés organiques volatils issus des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés et de leur dispersion dans l'environnement [Rapport] : Ph.D. dissertation / Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. - 2004.

Chow W. T. L. et Roth M. Temporal dynamics of the urban heat island of Singapore [Revue] // International Journal of Climatology. - 2006. - Vol. 26. - pp. 2243-2260.

Christensen T.H., Cossu R. et Stegman R. Landfilling of Waste: Biogaz [Livre]. - [s.l.] : E & FN SPON, 1996. - p. 840.

Cocheo C. Manuel d'instruction pour la lecture des températures radiello [Rapport]. - 2002.

Conseil de l'Union Européenne Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant [Rapport] : Tech. rep. / Communautés Européennes. - 1999.

Conseil de l'Union Européenne Directive 2008/50/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe [Rapport] : Tech. rep. / Communautés Européennes. - 2008.

Contini D., Cava D., Martano P., Donato A. et Grasso F.M. Boundary layer height estimation by SODAR and Sonic anemometer measurements [Conférence]. - [s.l.] : IOP, 2008. - Vol. 1. - p. 012034.

Coulter R.L. A comparison of three methods for measuring mixing-layer-height [Revue] // Journal of Applied Meteorology. - 1979. - Vol. 18. - pp. 1495-1499.

Crescenti G.H. A look back on two decades of Doppler SODAR comparison studies [Revue] // Bulletin of the American Meteorological Society. - 1997. - Vol. 78(4). - pp. 651-673.

Crescenti G.H. The degradation of Doppler SODAR performance due to noise: a review [Revue] // Atmospheric Environment. - 1998. - Vol. 32(9). - pp. 1499-1509.

Davoli E., Gangai M. L., Morselli L. et Tonelli, D. Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS [Revue] // Chemosphere. - 2003. - Vol. 51. - pp. 357-368.

De Moor G. Les théories de la turbulence dans la couche limite atmosphérique - Cours et Manuels [Livre] / éd. de la Météorologie Ecole Nationale. - [s.l.] : Météo France, 1996. - p. 312.

Del Gratta F., Durif M., Fagault Y. et Zdanévitch I. Exposition par inhalation au benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX) dans l'air [Rapport] : Tech. rep. / Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). - 2004.

Del Gratta F., Durif M., Fagault Y., et Zdanévitch I. Trichloroéthylène, tétrachloroéthène et chlorure de vinyle dans l'air [Rapport] : Tech. rep. / Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). - 2005.

Delmas R., Mégie G. et Peuch V.H. Physique et Chimie de l'atmosphère [Livre] / éd. Belin. - 2005. - p. 639.

Depoorter S., Niklaus D. et Rafenberg C. Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement - Santé et qualité de l'air extérieur [Rapport] : Tech. rep. / Commissariat général au développement durable. - 2012.

Diaf N., Bouchaour M., Merad L., et Benyoucef B. Paramètres influençant la Dispersion des polluants gazeux [Revue] // Revue Energie Renouvelable. - 2003. - pp. 139-142.

Dixon P.G. et Mote T.L. Patterns and causes of Atlanta's Urban Heat Island-initiated precipitation [Revue] // American Meteorological Society. - 2003. - Vol. 42. - pp. 1273-1284.

Dolk H., Vrijheid M., Armstrong B., Abramsky L., Bianchi F., Garne E. et al. Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study [Revue] // The Lancet. - 1998. - Vol. 352. - pp. 423-427.

Durmusoglu E., Taspinar F. et Karademir A. Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment [Revue] // Journal of Hazardous Materials. - 2010. - Vol. 176. - pp. 870-877.

Eliasson I. et Svensson M.K. Spatial air temperature variations and urban land use - a statistical approach [Revue] // Meteorological Applications. - 2003. - Vol. 10. - pp. 135-149.

Elliot P., Briggs D., Morris D., de Hoogh C. et Jensen T. Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites [Revue] // BMJ: British Medical Journal. - 2001. - Vol. 323. - p. 363.

Emeis S., Münkler C., Vogt S., Müller W.J. et Schäfer K. Atmospheric boundary-layer structure from simultaneous SODAR, RASS, and ceilometer measurements [Revue] // Atmospheric Environment. - 2004. - Vol. 38. - pp. 273-286.

Emeis S. et Schäfer K. Remote sensing method to investigate boundary-layer structures relevant to air pollution in cities [Revue] // Boundary Layer Meteorology. - 2006. - Vol. 121. - pp. 377-385.

Emeis S. Surface-Based Remote Sensing of the Atmospheric Boundary Layer [Livre]. - [s.l.] : Springer, 2011. - p. 174.

Environmental Protection Agency (US EPA). Air Emissions from municipal solid waste landfills - Background information for proposed standards and guidelines [Rapport] : Tech. rep. / Office of Air Quality Planning and Standards Research Triangle Park, North Carolina 27711. - 1991.

Environmental Protection Agency (US EPA). Compilation of air pollutant emission factors, AP-42 [Livre]. - [s.l.] : Environmental Protection Agency (EPA),, 1998. - 5 : Vol. 1.

Environmental Protection Agency (US EPA). Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) version 3.02 user's guide [Rapport]. - 2005.

Farquhar G. J. et Rovers F. A. Gas production during refuse decomposition [Revue] // Water, Air, & Soil Pollution. - 1973. - Vol. 2. - pp. 483-495.

FEMA (Federal emergency management agency). Landfill fires their magnitude, characteristics and mitigation [Rapport] : Tech. rep. / United states fire administration, National fire data center. - 2002.

Fevre A., Delannay C., Lacaille A., Ledoux G., Legrigeois E. et Romain A. Les Tufs: Guide technique pour l'utilisation des matériaux locaux de Guadeloupe [Rapport] : Tech. rep. / Direction Départementale de l'Equipeement - Guadeloupe. - 1999.

Fisch G. et Dos Santos L.A.R. Estimates of the height of the boundary layer using SODAR and rawinsoundings in Amazonia [Conférence] // 14th International Symposium for the Advancement of Boundary Layer Remote Sensing. - [s.l.] : IOP, 2008. - Vol. 1. - p. 012065.

Francou C. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - recherche d'indicateurs pertinents [Rapport] : Ph.D. dissertation / Institut National Agronomique Paris-Grignon. - 2003.

Fritz B.K., Hoffmann W.C., Lan Y., Thomson S.J. et Huang Y. Low-level atmospheric temperature inversions and atmospheric stability: characteristics and impacts on agricultural applications [Revue] // Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal. - 2008. - Vol. 10.

Gallego E., Roca F.X., Guardino X. et Rosell M.G. Indoor and outdoor BTX levels in Barcelona city metropolitan area and Catalan rural areas [Revue] // Journal of Environmental Sciences. - 2008. - Vol. 20(9). - pp. 1063-1069.

Gassmann M.I. et Mazzeo N.A. Nocturnal stable boundary layer height model and its application [Revue] // Atmospheric Research. - 2001. - Vol. 57. - pp. 247-259.

Gera B.S. et Singal S.P. Sodar in air pollution meteorology [Revue] // Atmospheric Environment. - 1990. - Vol. 24A. - pp. 2003-2009.

Giannini L., Argentini S., Mastrantonio G. et Rossini L. Estimation of flux parameters from SODAR wind profiles [Revue] // Atmospheric Environment. - 1997. - Vol. 31(9). - pp. 1307-1313.

Giridharan R., Lau S.S.Y. et Ganesan S. Nocturnal heat island effect in urban residential developments of Hong Kong [Revue] // Energy and Buildings. - 2005. - Vol. 37. - pp. 964-971.

Goodman J. A review of landfills and human health [Rapport] : Tech. rep. / City of Northampton, MA. - 2007.

GWAD'AIR Étude visant à déterminer la proportion de la part anthropique des poussières (PM10) mesurées par les stations du réseau de mesure de GWAD'AIR [Rapport] : Tech. rep. / GWAD'AIR. - 2009.

GWAD'AIR Plan de Surveillance de la Qualité de l'Air en Guadeloupe [Rapport] : Tech. rep. / GWAD'AIR. - 2003.

GWAD'AIR Evaluation préliminaire du benzène en Guadeloupe - 1ère campagne [Rapport] : Tech. rep. / GWAD'AIR. - 2011.

Hanna R. Etude de la qualité de l'air au Port Autonome de la Guadeloupe [Rapport] : Tech. rep. / Université des Antilles et de la Guyane. - 2011.

Iacobellis S.F., Norris J.R., Kanamitsu M. et Tyree M. Climate variability and California low-level temperature inversions [Revue] // California Climate Change Center, Institution of Oceanography. - 2009. - pp. 1-48.

INRS Fiche toxicologique du 1-1-1 Trichloroéthane [Rapport] : Tech. rep. / Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS). - 2007.

INSEE Bilan démographique 2010 en Guadeloupe [Rapport] : Tech. rep. / Institut national de la statistique et des études économiques. - 2011.

Institut de Veille Sanitaire Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique – ADMS et ARIA Impact [Rapport] : Tech. rep. / Ministère de la santé et des sports, INERIS, AFSSA. - 2010.

Jock J. Rapport d'avancée de la 2^{ème} année de thèse [Rapport] : Tech. rep. / Université des Antilles et de la Guyane (UAG). - 2007.

Johnson P., Bennet C., Eliasson I. et Lindgren E.S. Suspended particulate matter and its relations to the urban climate in Dar es Salaam, Tanzania [Revue] // Atmospheric Environment. - 2004. - Vol. 38. - pp. 4175-4181.

Jules-Soret C. Plan régional d'élimination et de Gestion des déchets dangereux de la Guadeloupe (PREGEDD) [Rapport] : Tech. rep. / Conseil Régional de la Guadeloupe. - 2008.

Kallistratova M., Kouznetsov R. et Yushkov V. A long-term SODAR study of mean wind velocity in the atmospheric boundary layer over Moscow [Conférence] // The seventh International Conference on Urban Climate. - 2009.

Karnik M. et Parry C. Landfill odour control: a practitioner's experience, in: Proceedings of Sardinia 2001 [Conférence] // Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. - 2001.

Keder J. Detection of inversions and mixing height by Remtech PA2 Sodar in comparison with collocated radiosonde measurements [Revue] // Meteorology and Atmospheric Physics. - 1999. - Vol. 71. - pp. 133-138.

Keuken M., Sanderson E., Van Aalst R., Borcken J. et Schneider J. Health effects of transport-related air pollution [Livre]. - [s.l.] : World Health Organization EUROPE, 2005. - p. 190.

Kim K.H., Choi Y.J., Jeon E.C. et Sunwoo, Y. Characterization of malodorous sulfur compounds in landfill gas [Revue] // Atmospheric Environment. - 2005. - Vol. 39. - pp. 1103-1112.

Kim K.H., Shon Z.H., Kim M.Y., Sunwoo Y., Jeon E.C. et Hong, J.H. Major aromatic VOC in the ambient air in the proximity of an urban landfill facility [Revue] // Journal of Hazardous Materials. - 2008. - Vol. 150. - pp. 754-764.

Kim K.H., Baek S.O., Choi Y.J., Sunwoo Y., Jeon E.C. et Hong J.H. The emissions of major aromatic VOC as landfill gas from urban landfill sites in Korea [Revue] // Environmental Monitoring Assessment. - 2006. - Vol. 118. - pp. 407-422.

Kim K.H. et Kim M.Y. The distribution of BTEX compounds in the ambient atmosphere of the Nan-Ji-Do abandoned landfill in Seoul [Revue] // Atmospheric Environment. - 2002. - Vol. 36. - pp. 2433-2446.

Kim Y. et Baik J. Daily maximum urban heat island intensity in large cities of Korea [Revue] // Theoretical and Applied Climatology. - 2004. - Vol. 79. - pp. 151-164.

Kim Y. et Baik J. Maximum urban heat island intensity in Seoul [Revue] // Journal of Applied Meteorology. - 2002. - Vol. 41. - pp. 651-659.

Kim Y. et Baik J. Spatial and temporal structure of the urban heat island in Seoul [Revue] // Journal of Applied Meteorology. - 2005. - Vol. 44. - pp. 591-605.

King V. J. et Davis C. A case study of urban heat islands in the Carolinas [Revue] // Environmental Hazards. - 2007. - Vol. 7. - pp. 353-359.

Klün W. Manuel EBRO [Rapport]. - 1998.

Klysik K. et Fortuniak K. Temporal and spatial characteristics of the urban heat island of Lodz, Poland [Revue] // Atmospheric Environment. - 1999. - Vol. 33. - pp. 3885-3895.

KORE Measurement of volatile organic compounds emissions from a chemical landfill site [Rapport] : Tech. rep. / Kore Technology. - 2005.

KORE Technology. MS-200s User Manual [Rapport]. - Cambridgeshire Business Park Ely, Cambridgeshire CB7 4EA U.K. : [s.n.], 2008.

Lai LW. et Cheng WL. Air quality influenced by urban heat island coupled with synoptic weather patterns [Revue] // Science of the Total Environment. - 2009. - Vol. 407. - pp. 2724-2733.

Le Cloirec. P Les composés organiques organiques (COV) dans l'environnement [Livre] / éd. des mines de Nantes Ecole. - [s.l.] : Lavoisier TEC & DOC, 1998. - p. 734.

Leduc R. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique [Rapport] : Tech. rep. / Direction du milieu atmosphérique – Ministère de l'environnement et de la Faune, Québec. - 1998.

Lepas J. et Roche G. Météo [Livre] / éd. 2e Edition ENAC. - [s.l.] : Ecole Nationale de l'Aviation Civile, 1973. - 2 : p. 199.

Little C.G. Acoustic methods for the remote probing of the lower atmosphere [Revue] // Proceedings of the IEEE. - 1969. - Vol. 57. - pp. 571-578.

Lornage R. Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères. Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. [Rapport] : Ph.D. dissertation / Université de Lyon 1- Claude Bernard. - 2006.

Louis V. Spectroscopie InfraRouge à Transformée de Fourier - Application à l'étude des émanations de décharges d'ordures [Rapport] : Tech. rep. / Université des Antilles et de la Guyane. - 2003.

Menut L. Etude expérimentale et théorique de la couche limite atmosphérique en agglomération Parisienne [Rapport] : Ph.D. dissertation / Université Pierre et Marie Curie. - 1997.

Météo France Bulletin Climatique Annuel [Rapport] : Tech. rep. / Météo France. - 2011.

Mirzaei P.A. et Haghghat F. Approaches to study Urban Heat Island – Abilities and limitations [Revue] // Building and Environment. - 2010. - Vol. 45. - pp. 2192-2201.

Mitchell K.L., Smith R.L. et Murphy D. Quantification of exposure: Development of the emission inventory for the inhalation risk assessment [Rapport] : Tech. rep. / Environmental Protection Agency (US EPA). - 2004.

Mobbs P. Supplementary proof of evidence on Landfill gas emissions [Rapport] : Tech. rep. / Mobbs' Environmental Investigations. - 1998.

Muezzinoglu A. A study of volatile organic sulfur emissions causing urban odors [Revue] // Chemosphere. - 2003. - Vol. 51. - pp. 245-252.

Neff W. Helmig D., Grachev A. et Davis D. A study of boundary layer behavior associated with high NO concentrations at the South Pole using miniSODAR, tethered balloon, and sonic anemometer [Revue] // Atmospheric Environment. - 2008. - Vol. 42. - pp. 2762-2779.

Neff W.D. et Coulter R.L. Acoustic remote sensing. Probing the atmosphere boundary layer [Revue] // American Meteorological Society. - 1986. - pp. 201-239.

Nicolle J. Développement d'une méthodologie d'analyse de composés organiques volatils en traces pour la qualification de matériaux de construction [Rapport] : Ph.D. dissertation / Université de Pau et des Pays de l'Adour. - 2009.

Oke T. R. Canyon geometry and the nocturnal urban heat island : comparaison of scale model and field observations [Revue] // Journal of Climatology. - 1981. - Vol. 1. - pp. 237-254.

Oke T. R. City size and the urban heat island [Revue] // Atmospheric environment. - 1973. - Vol. 7. - pp. 769-779.

Oke T. R. The energetic basis of the urban heat island [Revue] // Quarterly Journal of Royal Meteorological Society. - 1982. - Vol. 108. - pp. 1-24.

Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Pollution de l'air: Particules en suspension [Rapport] : Tech. rep. / GreenFacts. - 2003-2004.

Pandya N. Analyse de sensibilité paramétrique d'un outil de modélisation des conséquences de scénarios d'accidents – Application à la dispersion atmosphérique de rejets avec le logiciel Phast [Rapport] : Ph.D. dissertation / Université de Toulouse. - 2009.

Paraskaki I. et Lazaridis M. Quantification of landfill emission to air: a cas study of the Ano Liosia landfill site in the greater Athens area [Revue] // Waste Management Research. - 2005. - Vol. 23. - pp. 199-208.

Parker T., Dottridge J. et Kelly S. Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas [Rapport] : Tech. rep. / Environment Agency, Bristol. - 2002.

Pasquill F. et Smith F.B. Atmospheric diffusion [Revue] // Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. - 1983. - Vol. 110.

Pasquill F. The estimation of dispersion of wind-borne material [Revue] // Meteorology Magazine. - 1961. - Vol. 90. - pp. 33-49.

Pearlmutter D., Bitan A. et P. Berliner Microclimatic analysis of « compact » urban canyons in an arid zone [Revue] // Atmospheric Environment. - 1999. - Vol. 33. - pp. 4143-4150.

Pigeon G. Les échanges surface-atmosphère en zone urbaine-Projets CLU-ESCOMPTE et CAPITOUL [Rapport] : Ph.D. dissertation / Université de Toulouse 3. - 2007.

Piringer M. et Baumann K. Exploring the urban boundary layer by SODAR and Tethersonde [Revue] // Physics and Chemistry of the Earth (B). - 2001. - Vol. 26. - pp. 881-885.

Pongracz R., Bartholy J. et Dezso Z. Remotely sensed thermal information applied to urban climate analysis [Revue] // Advances in Space Research. - 2006. - Vol. 37(12). - pp. 2191-2196.

Poreh M. Investigation of heat islands using small scale models [Revue] // Atmospheric Environment. - 1996. - Vol. 30. - pp. 467-474.

Agency for toxic substances & disease registry Toxicological profile for tetrachloroethylene [Rapport] : Tech. rep. / US Department of health and human services. - 1997.

Remtech Doppler Sodar Operating Manual - Technical report DT94/003 [Rapport] : Tech. rep. / Remtech S.A.. - 1994.

Remtech manual. The operation and maintenance manual [Rapport]. - 2008.

Rettenberger G. et Stegmann R. Trace elements in landfill gas, in: Proceedings of Sardinia [Conférence] // Third International Landfill Symposium, Cagliari, Italy. - 1991.

- Riley R.** The Monitoring of landfill gas [Brochure]. - 2003.
- Rizwan A. M., Dennis Y. C .L. et C. Liu** A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island [Revue] // Environmental Sciences. - 2008. - Vol. 20. - pp. 120-128.
- Roth M.** Review of urban climate research in (sub)tropical regions [Revue] // International Journal of Climatology. - 2007. - Vol. 27. - pp. 1859-1873.
- Runnalls K. E. et Oke T.R.** Dynamics and control of Vancouver's near-surface urban heat island [Revue] // Physical Geography. - 2000. - Vol. 21. - pp. 283-304.
- Saral A., Demir S. et S. Yildiz** Assessment of odorous VOCs released from a main MSW landfill site in Istanbul-Turkey via a modelling approach [Revue] // Hazardous Materials. - 2009. - Vol. 168. - pp. 338-345.
- Sauter** Qualité de l'air ambiant [Brochure]. - 2011.
- Scharff H. et Jacobs J** Applying guidance for methane emission estimation for landfill [Revue] // Waste management. - 2006. - Vol. 26. - pp. 417-429.
- Seinfeld J.H. et Pandis S.N.** Atmospheric Chemistry and Physics-From Air Pollution to Climate Change [Livre] / éd. Wiley. - 2006. - Second Edition : p. 1203.
- Sharan M. et Kumar P.** An analytical model for crosswind integrated concentrations released from a continuous source in a finite atmospheric boundary layer [Revue] // Atmospheric environment. - 2009. - Vol. 43. - pp. 2268-2277.
- SICTOM Guadeloupe.** Note d'information [Rapport] : unpublished. - 2011.
- SICTOM Guadeloupe.** Totalisation des apports de déchets pour la période du 01/01/2008 au 31/12/2008 [Rapport] : unpublished. - 2008.
- SICTOM Guadeloupe.** Totalisation des apports de déchets pour la période du 01/01/2009 au 31/12/2009 [Rapport] : unpublished. - 2009.
- SICTOM Guadeloupe.** Totalisation des apports de déchets pour la période du 01/01/2010 au 31/12/2010 [Rapport] : unpublished. - 2010.
- Sitruk-Ware R., Davey A. et Sakiz E.** Fetal malformation and failed medical termination of pregnancy [Revue] // The Lancet / éd. Lancet The. - Juillet 1998. - Vol. 352. - p. 323.
- Sportisse B.** Pollution atmosphérique. Des processus à la modélisation [Livre]. - [s.l.] : Springer France, 2008. - p. 345.
- Statheropoulos M., Agapiou A. et Pallis G.** A study of volatile organic compounds evolved in urban waste disposal bins [Revue] // Atmospheric Environment. - 2005. - Vol. 39. - pp. 4639-4645.
- Stull R. B.** An Introduction to Boundary Layer Meteorology [Livre]. - [s.l.] : Kluwer Academic, 1988. - p. 670.
- Sylvanise P.** La fermeture et la réhabilitation des décharges en Guadeloupe [Rapport] : Tech. rep. / SICTOM de l'agglomération pointoise. - 2003.
- Szymanowski M. et Kryza M.** Application of geographically weighted regression for modelling the spatial structure of urban heat island in the city of Wroclaw (SW Poland) [Revue] // Procedia Environmental Sciences. - 2011. - Vol. 3. - pp. 87-92.
- Taine J., Iacona E. et Petit J.P.** Transferts Thermiques-Introduction aux transferts d'énergie [Livre] / éd. Dunod. - 2008. - p. 471.

- Tampieri F. et Maurizi A.** Investigations on convective boundary layer turbulence using SODAR data [Revue] // *Annals of Geophysics*. - 2003. - Vol. 46(2). - pp. 451-457.
- Thistle H.W.** The role of stability inversion in fine pesticide droplet dispersion in the atmosphere: a review of physical concepts [Revue] // *Transactions of the ASAE*. - 2000. - Vol. 6. - pp. 1409-1413.
- TSI manual.** IAQ-CALC Instrument de mesure de la qualité de l'air (Modèle 7545) [Rapport]. - 2007.
- Venkatesan R., Mathiyarasu R. et M. Somayaji K.** A study of atmospheric dispersion of radionuclides at a coastal site using a modified Gaussian model and a mesoscale sea breeze model [Revue] // *Atmospheric Environment*. - 2002. - Vol. 36. - pp. 2933-2942.
- Venkatram A.** An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme [Revue] // *Atmospheric Environment*. - 1996. - Vol. 30. - pp. 1283-1290.
- Ville des Abymes** Plan local d'urbanisme [Rapport] : Tech. rep. / Ville des Abymes. - 2004.
- Vrijheid M., Dolk H., Amstrong B., Abramsky L., Bianchi F., Fazarinc I. et al.** Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous waste landfill sites [Revue] // *The Lancet*. - january 2002.
- Weng Q. H. et Yang S. H.** Urban air pollution patterns, land use, and thermal landscape : an examination of the linkage using GIS [Revue] // *Environmental Monitoring Assessment*. - 2006. - Vol. 117. - pp. 463-489.
- Whiting D., Roll M. et Vickerman L.** *Plant Physiology: Photosynthesis, Respiration, and Transpiration* [Brochure]. - Colorado State University : [s.n.], 2011.
- Williams P. T.** *Waste Treatment and Disposal* [Livre] / éd. Wiley. - 2005. - 2 : p. 380.
- Yagüe C. Y. et Zurita E.** Statistical analysis of the Madrid urban heat island [Revue] // *Atmospheric Environment*. - 1991. - Vol. 25B. - pp. 327-332.
- Yasmeen Z.** Inversion layer and its environmental impact over Karachi [Revue] // *Pakistan Journal of Meteorology*. - 2011. - Vol. 7. - pp. 53-62.
- Yushkov V.P.** Mean wind field in the urban atmospheric boundary layer by sodar data [Conférence] // 14th International Symposium for the Advancement of Boundary Layer Remote Sensing. - [s.l.] : IOP, 2008. - Vol. 1. - p. 012004.
- Zhao S.Q., Da L., Tang Z.Y., Fang H.J., Song K. et Fang J.Y.** Ecological consequences of rapid urban expansion : Shanghai, China [Revue] // *Frontiers in Ecology and the Environment*. - 2006. - Vol. 4. - pp. 341-346.

Liste des Figures

FIGURE 1 PROFIL VERTICAL DE TEMPÉRATURE (SPORTISSE, 2008)	13
FIGURE 2 SUBDIVISION DE LA TROPOSPHÈRE EN DEUX PARTIES (FIGURE INSPIRÉE DE STULL, 1988) .	14
FIGURE 3 ÉMISSION DE POLLUANTS DANS LES DIFFÉRENTES COUCHES ATMOSPHÉRIQUES (DELMAS ET AL., 2005)	15
FIGURE 4 CYCLE JOURNALIER DE LA CLA POUR TERRAIN PLAT EN RÉGIME ANTICYCLONIQUE (FIGURE INSPIRÉE DE STULL, 1998)	16
FIGURE 5 REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DE LA CLC MELANGÉE (DE MOOR, 1996)	17
FIGURE 6 ÉVOLUTION JOURNALIÈRE DE L'INVERSION DE SURFACE (BAUMBACH ET VOGT, 2003)	19
FIGURE 7 TRAVERSÉE SCHÉMATIQUE D'UNE AGGLOMÉRATION PAR UNE MASSE D'AIR TRANSPORTÉE PAR LE VENT (DE GAUCHE A DROITE). LES COURBES INDIQUENT LES NIVEAUX DE CONCENTRATIONS OBTENUS AU COURS DE LA TRAVERSÉE (DELMAS ET AL., 2005)	25
FIGURE 8 STRATIFICATION VERTICALE DANS UNE COUCHE LIMITE URBAINE. H DONNE LA HAUTEUR MOYENNE DES BATIMENTS, P+ ET P- DÉSIGNENT LES PERTURBATIONS DE LA PRESSION ATMOSPHÉRIQUE EN AMONT ET EN AVAL DES BATIMENTS ISOLÉS (FIGURE INSPIRÉE D'EMEIS, 2011).....	26
FIGURE 9 STRUCTURE GÉNÉRALE DE L'ILOT DE CHALEUR DANS LA CANOPÉE (FIGURE INSPIRÉE D'OKE, 1988).....	27
FIGURE 10 CYCLE DE LA BRISE URBAINE	30
FIGURE 11 COMPOSITION DES GAZ DE DÉCHARGE EN FONCTION DE LA DÉGRADATION DES DÉCHÈTS SOLIDES BIODÉGRADABLES (FIGURE INSPIRÉE DE WILLIAMS, 2005)	35
FIGURE 12 CARTE DE LA GUADELOUPE AVEC UN ZOOM SUR LA ZONE D'ÉTUDE (MANTRAN, 2010) ...	43
FIGURE 13 COMPACTEUR A PIED DE MOUTON (ENGIN A GAUCHE) EN ACTION A LA GABARRE	46
FIGURE 14 EXEMPLE D'UNE COUPE VERTICALE DU MILLE FEUILLES DÉCHÈTS PLUS TUF.....	47
FIGURE 15 VUE DU DOME DE DÉCHÈTS	47
FIGURE 16 RÉPARTITION SPATIALE DES DIFFERENTS POINTS DE MESURE DE L'ÉTUDE	50
FIGURE 17 PRINCIPE DE LA RÉTRODIFFUSION POUR UN SYSTÈME "PHASED ARRAY" (REMTECH, 2008)	52
FIGURE 18 BOITIER ÉLECTRONIQUE	56
FIGURE 19 ANTENNE EXTÉRIEURE	56
FIGURE 20 ESQUISSE DU CAISSON	57
FIGURE 21 CONFECTION DU CAISSON DANS L'ATELIER AVEC LE DOCTORANT (A GAUCHE) ET UN TECHNICIEN DE NOTRE LABORATOIRE (A DROITE)	58
FIGURE 22 SODAR PA0 SUR LE SITE DE LA GABARRE AVEC L'ANTENNE FIXÉE AU DESSUS DU CAISSON	58
FIGURE 23 COURBES REMTECH DONNANT L'ALTITUDE MOYENNE ATTEINTE DANS UNE ATMOSPHÈRE STANDARD (15°C, 70 % D'HUMIDITE) POUR DIFFERENTS SODAR EN FONCTION DU BRUIT AMBIANT (REMTECH, 2008).....	59
FIGURE 24 PORTÉE MOYENNE DU PA0 EN FONCTION DU BRUIT AMBIANT	60
FIGURE 25 CYCLE JOURNALIER TYPIQUE DU BRUIT AMBIANT SUR LE TOIT DU BATIMENT ENSEIGNEMENT DE LA FACULTÉ DE SCIENCES EXACTES ET NATURELLES DE L'UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE.....	61
FIGURE 26 CYCLE JOURNALIER TYPIQUE DU BRUIT AMBIANT SUR LA DÉCHARGE DE LA GABARRE...	61
FIGURE 27 BALLON GONFLE A L'HELIUM	63
FIGURE 28 BOITIER CONTENANT TOUTES LES SONDAS DE MESURES + EMETTEUR PERMETTANT CONTACT AVEC SATELLITE (VERS LE BAS)	63
FIGURE 29 RÉTRO-TRAJECTOIRE DU 22/06/2012 A 19H LOCALE (2300 UTC) A 30M	64
FIGURE 30 THERMOMÈTRE EBRO ELECTRONIC EBI-2T	65
FIGURE 31 THERMOMÈTRE CODE 126 (ACR SMART BUTTON (ENTOURE) + UN ADAPTATEUR VERTICAL RADIELLO).....	66
FIGURE 32 PEAKTECH 3335	67

FIGURE 33 DESCRIPTION D'UNE TÊTE DE PUIITS	69
FIGURE 34 INGÉNIEUR SÉCHÉ ENVIRONNEMENT RÉALISANT UNE MESURE DE BIOGAZ DANS UNE TÊTE DE PUIITS.....	69
FIGURE 35 REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU SPECTROMÈTRE IRTF (MODE BISTATIQUE).....	70
FIGURE 36 EXEMPLE DE SPECTRE DE TRANSMITTANCE T EN FONCTION DE LA LONGUEUR D'ONDE λ	71
FIGURE 37 CHEMINS OPTIQUES DANS L'INTERFÉROMÈTRE DE MICHELSON	72
FIGURE 38 DISPOSITIF DE L'OP-FTIR POUR DES MESURES SUR SITE	74
FIGURE 39 SPECTROMÈTRE M2400 DE MIDAC A LA GABARRE AVEC A GAUCHE LE RÉCEPTEUR ET A DROITE LA SOURCE	74
FIGURE 40 RÉGION CHOISIE POUR LE TRICHLORÉTHYLÈNE	78
FIGURE 41 SPECTRE D'ÉTUDE ET SPECTRE LISSÉ (SMOOTHING)	79
FIGURE 42 EXEMPLE DES RAIES DE VAPEUR D'EAU ET DU CHLOROENZÈNE ENTRE 2900 ET 3200 cm^{-1}	80
FIGURE 43 SPECTRE D'ÉTUDE ET SPECTRE « ZAPPÉ ».....	81
FIGURE 44 GAMME DES RAIES D'ABSORPTION DES COMPOSÉS RECHERCHÉS A LA GABARRE.....	84
FIGURE 45 BOMBARDEMENT D'UNE MOLÉCULE PAR DES ÉLECTRONS (KORE, 2008).....	85
FIGURE 46 RUPTURE DE L'ÉCHANTILLON EN PLUSIEURS FRAGMENTS APRÈS IONISATION (KORE, 2008)	85
FIGURE 47 PRINCIPE DU TEMPS DE VOL (TOF) [KORE, 2008]	85
FIGURE 48. IONISATION SIMPLE (KORE, 2008)	86
FIGURE 49. EXEMPLE DE FRAGMENTATION DU BENZÈNE (C_6H_6) (KORE, 2008).....	86
FIGURE 50 BOITIER CONTENANT LE NAFION ET L'ENSEMBLE TAMIS MOLÉCULAIRE PLUS SILICAGEL (DANS LE BÉCHER).....	87
FIGURE 51 SPECTRE DE MASSE DU BENZÈNE D'APRÈS LA BASE DE DONNÉES NIST	89
FIGURE 52 CÔTE EST DE LA GUADELOUPE (GOOGLE EARTH)	92
FIGURE 53 SCHÉMA DU RÉSEAU DE MESURE GWAD'AIR (GWAD'AIR, 2009).....	94
FIGURE 54 IAQ-CALC 7545 DE TSI	96
FIGURE 55 VARIATION DE LA VITESSE HORIZONTALE MOYENNE DU VENT EN FONCTION POUR UNE ALTITUDE COMPRISE ENTRE 20M ET 120M DURANT LA CAMPAGNE DE MESURE AU MS 200	99
FIGURE 56 LOCALISATION DES POINTS DE MESURE MS 200 SUR LE DOME DE DÉCHÈTS (GROUPE SÉCHÉ).....	100
FIGURE 57 CONCENTRATION MOYENNE DES COMPOSÉS AROMATIQUES A L'INTÉRIEUR ET A L'EXTÉRIEUR DE LA DÉCHARGE. LES SITES DE MESURES SONT RANGÉS EN FONCTION DE LEUR DISTANCE AU POINT S, PUIITS BIOGAZ	103
FIGURE 58 CONCENTRATION MOYENNE DES COMPOSÉS ORGANOCHLORÉS A L'INTERIEUR ET A L'EXTÉRIEUR DE LA DÉCHARGE. LES SITES DE MESURES SONT RANGÉS EN FONCTION DE LEUR DISTANCE AU POINT S, PUIITS BIOGAZ	105
FIGURE 59 CONCENTRATION MOYENNE D'ACÉTALDÉHYDE A L'INTÉRIEUR ET A L'EXTÉRIEUR DE LA DÉCHARGE	106
FIGURE 60 ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE DU TRI + TÉTRA EN FONCTION DE LA DISTANCE AU CARRÉ.....	108
FIGURE 61 INCENDIE DU 10/10/2012 A LA GABARRE (GROUPE SÉCHÉ)	116
FIGURE 62 CONCENTRATION MAXIMALE DE MONOXYDE DE CARBONE MESURÉE A LA GABARRE ET A L'ALLIANCE LORSQUE LA DÉCHARGE BRULE OU PAS	117
FIGURE 63 CLASSIFICATION DE LA CONCENTRATION MOYENNE EN CO_2 POUR DIFFÉRENTS SITES EN FONCTION DE LA DISTANCE AU PUIITS.....	119
FIGURE 64 MESURE DU DÉBIT A LA SORTIE DU PUIITS 42 PAR UN TECHNICIEN DU LABORATOIRE LARGE DE L'UAG.....	122
FIGURE 65 PRODUCTION ANNUELLE CUMULÉE (m^3/AN) DE BIOGAZ A LA GABARRE.....	128

FIGURE 66 PRODUCTION ANNUELLE EN M ³ /AN A LA GABARRE DU TOLUÈNE, BENZÈNE, ETHYLBENZÈNE ET TRICHLORÉTHYLÈNE CALCULÉE PAR LANDGEM EN UTILISANT LES CONCENTRATIONS MESURÉES AU MS 200.....	131
FIGURE 67 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA NÉBULOSITÉ DURANT TOUTE LA CAMPAGNE DE MESURE.....	132
FIGURE 68 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA NÉBULOSITÉ DURANT LA PÉRIODE SÈCHE	133
FIGURE 69 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA NÉBULOSITÉ DURANT LA PÉRIODE HUMIDE	133
FIGURE 70 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT POUR L'ENSEMBLE DE LA CAMPAGNE DE MESURES.....	134
FIGURE 71 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT DURANT LA PÉRIODE SÈCHE.....	134
FIGURE 72 VARIATION DU ΔT_{MAX} MOYEN NOCTURNE EN FONCTION DE LA VITESSE DU VENT DURANT LA PÉRIODE HUMIDE	134
FIGURE 73 CYCLE JOURNALIER DE LA VITESSE HORIZONTALE DU VENT A LA BOUÉE 41040 ET A LA STATION MÉTÉO FRANCE ENTRE LE 2 JANVIER 2006 A ET 6H ET LE 5 JANVIER 2006 A 6H.....	136
FIGURE 74 CYCLE JOURNALIER DE LA TEMPÉRATURE DE L' AIR AU DESSUS DE LA MER (BOUÉE 41040) ET AU DESSUS DE LA TERRE (STATION MÉTÉO FRANCE) ENTRE LE 2 JANVIER 2006 A ET 6H ET LE 5 JANVIER 2006 A 6H	136
FIGURE 75 CYCLE JOURNALIER DE LA DIRECTION DU VENT A LA BOUÉE 41040 ET A LA STATION METEO FRANCE ENTRE LE 2 JANVIER 2006 A ET 6H ET LE 5 JANVIER 2006 A 6H.....	137
FIGURE 76 RÉTRO-TRAJECTOIRE DU 02/01/2006 A 21H A 30M	138
FIGURE 77 RÉTRO-TRAJECTOIRE DU 05/01/2006 A 0H A 30M	138
FIGURE 78 VARIATION DE LA TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE A RIVIÈRE SALÉE ET AUX QUARTIERS. 139	
FIGURE 79 RÉPARTITION SPATIALE DE LA TEMPÉRATURE MOYENNE NOCTURNE A L'INTÉRIEUR ET AU VOISINAGE DE LA DÉCHARGE	142
FIGURE 80 EXEMPLE DE CERCLE DES CORRELATIONS.....	144
FIGURE 81 CERCLE DES CORRELATIONS POUR L'ENSEMBLE DE LA CAMPAGNE DE MESURE AU LAGON	145
FIGURE 82 CERCLE DES CORRÉLATIONS POUR LE MOIS DE NOVEMBRE 2011	146
FIGURE 83 CERCLE DES CORRÉLATIONS POUR DECEMBRE 2011.....	147
FIGURE 84 CERCLE DES CORRÉLATIONS POUR AVRIL 2012	147
FIGURE 85 DÉCROISSANCE DE TEMPÉRATURE NOCTURNE ENTRE « LAGON » ET « MANGROVE ». NUIT DU 05/02/2012	148
FIGURE 86A DÉCROISSANCE NOCTURNE CLASSIQUE AVEC MAINTIEN DE L'ALIZÉ TOUTE LA NUIT ..	149
FIGURE 87A DÉCROISSANCE NOCTURNE AVEC CHUTES SUCCÉSSIVES DE LA TEMPÉRATURE A MÉTÉO FRANCE ET DÉCROISSANCE NETTE DE L'ALIZÉ PENDANT LA NUIT	149
FIGURE 86B ANALYSE DE LA DÉCROISSANCE DE TEMPÉRATURE POUR LA NUIT DU 09/02/2012.....	150
FIGURE 87B ÉCART DE TEMPÉRATURE NOCTURNE AVEC ROTATION	151
FIGURE 88 27/12/2011 ROTATION BRISE DU NORD QUI REFRROIDIT AUSSI LE LAGON.....	152
FIGURE 89 REFRROIDISSEMENT OBSERVÉ A « LES QUARTIERS » ENTRE 19H ET 1H DU MATIN	154
FIGURE 90 REFRROIDISSEMENT OBSERVÉ A CHICANES ET MÈTÈO FRANCE (RAIZET) ENTRE 0H ET 2H	154
FIGURE 91 ROTATION SUITE A DES ÉVÈNEMENTS PLUVIEUX. CAS DU 27/11/2011	154
FIGURE 92 JOUR AVEC BRISE URBAINE.....	155
FIGURE 93 JOUR SANS BRISE URBAINE	155
FIGURE 94 VARIATION MENSUELLE DU NOMBRE MOYEN DE ROTATION SUR 9 ANS A MÈTÈO FRANCE	157

FIGURE 95 DESCRIPTION SCHÉMATIQUE DES CONDITIONS DU MODÈLE DE POREH POUR L'ÉTABLISSEMENT D'UNE BRISE URBAINE.....	160
FIGURE 96 SUIVANT LA FLÈCHE, ÉVOLUTION DU PROFIL DE TEMPÉRATURE DE LA NUIT VERS LA JOURNÉE AVEC RESPECTIVEMENT DE GAUCHE A DROITE : PROFIL DE NUIT, PROFIL DE TRANSITION NUIT-JOUR, PROFIL DE JOUR. LE RÉCHAUFFEMENT DU SOL DÉTRUIT PROGRESSIVEMENT LA COUCHE STABLE D'INVERSION DE TEMPÉRATURE (FONTAN, 2003).....	165
FIGURE 97 INVERSION DE SURFACE AVEC DONNÉES MF. EXEMPLE DU 19/01/2011 A 7H	166
FIGURE 98 INVERSION DE SURFACE ELEVÉE AVEC DONNÉES MF. EXEMPLE DU 20/10/2011 A 7H....	167
FIGURE 99 CAS SANS INVERSION DE SURFACE AVEC LES DONNÉES MF. EXEMPLE DU 10/06/2011 A 7H	167
FIGURE 100 VARIATION MENSUELLE POUR CHAQUE CAS DE L'ANNÉE 2011	168
FIGURE 101 ÉTUDE DU RAYONNEMENT GLOBAL QUOTIDIEN AU RAIZET POUR LA PÉRIODE DE 1991 A 2000 (BREVIGNON, ATLAS CLIMATIQUE 2003).....	171
FIGURE 102 LEVER DU SOLEIL MOYEN A POINTE A PITRE EN 2011 AVEC LES DONNÉES TWR	172
FIGURE 103 ÉVOLUTION MENSUELLE DU NOMBRE DE CAS D'INVERSION DE SURFACE SUR LES SONDAGES DE 7H EN FONCTION DE L'HEURE MOYEN DU LEVER DU SOLEIL ET LA TEMPÉRATURE MOYENNE SOUS ABRIS	173
FIGURE 104 INVERSION DE SURFACE LE 13/04/2011 A 20H.....	174
FIGURE 105 INVERSION DE SURFACE LE 14/04/2011 A 7H.....	174
FIGURE 106 INVERSION DE SURFACE LE 14/11/2011 (SONDAGE DE MÉTÉOFRANCE A 20H)	175
FIGURE 107 INVERSION DE SURFACE ELEVÉE LE 15/11/2011 (SONDAGE DE MÉTÉOFRANCE A 7H) ..	175
FIGURE 108 INVERSION DE SURFACE LE 25/09/2011	176
FIGURE 109 PAS D'INVERSION LE 26/09/2011 A 7H.....	176
FIGURE 110 PAS D'INVERSION LE 22/11/2011 A 20H.....	176
FIGURE 111 INVERSION DE SURFACE LE 23/11/2011 A 7H.....	176
FIGURE 112 BASE DE L'INVERSION DE SURFACE ELEVÉE DETECTÉE PAR L'INVMÍ SUR LE RADIOSONDAGE DE MÉTÉO FRANCE	179
FIGURE 113 PROFIL CT_{MOYEN} ENTRE 5H45 ET 7H45 DU 22/01/2011	182
FIGURE 114 PROFIL CT_{MOYEN} ENTRE 5H45 ET 7H45 DU 17/03/2012	182
FIGURE 115 PROFIL IT_{MOYEN} ENTRE 5H45 ET 7H45 LE 22/01/2011	183
FIGURE 116 PROFIL IT_{MOYEN} ENTRE 5H45 ET 7H45 LE 17/03/2012.....	183
FIGURE 117 MESURE DE L'INTENSITÉ TURBULENTE A PARIS DURANT L'ÉTÉ 2005 (EMEIS, 2011)....	183
FIGURE 118 PROFIL MÉDIAN DE CT POUR 28 CAS	185
FIGURE 119 PROFIL MOYEN DE CT POUR 28 CAS	185
FIGURE 120 PROFIL MÉDIAN D'IT POUR 13 CAS	186
FIGURE 121 PROFIL MOYEN D'IT POUR 13 CAS	187
FIGURE 122 RÉPARTITION DES VALEURS DE L'IT POUR $Z < Z_i$	187
FIGURE 123 RÉPARTITION DES VALEURS DE L'IT POUR $Z \geq Z_i$	187
FIGURE 124 PROFIL MÉDIAN DU GRADIENT DE CT POUR 21 CAS.....	188
FIGURE 125 PROFIL MOYEN DU GRADIENT DE CT POUR 21 CAS.....	189
FIGURE 126 PROFIL MÉDIAN DU GRADIENT DE L'IT POUR 10 CAS.....	190
FIGURE 127 PROFIL MOYEN DU GRADIENT DE L'IT POUR 10 CAS.....	190
FIGURE 128 BIAIS ABSOLU POUR LA MÉTHODE 1	192
FIGURE 129 BIAIS ABSOLU POUR LA MÉTHODE 2	192
FIGURE 130 BIAIS ABSOLU POUR LA MÉTHODE 3	192
FIGURE 131 BIAIS ABSOLU POUR LA MÉTHODE 4	192
FIGURE 132 POURCENTAGE D'INDÉTERMINATION DE Z_i PAR LA « MÉTHODE HYBRIDE » EN FONCTION DE L'ALTITUDE	195
FIGURE 133 BIAIS ABSOLU POUR LA « MÉTHODE HYBRIDE ».....	196

FIGURE 134 ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA HAUTEUR D'INVERSION DETERMINÉE PAR SODAR DURANT LA NUIT DU 06/03.2010	198
FIGURE 135 ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA HAUTEUR D'INVERSION DETERMINÉE PAR SODAR DURANT LA NUIT DU 13/03.2010	198
FIGURE 136 INFLUENCE DES INVERSIONS (IS+ISE) SUR LES MOYENNES ANNUELLES DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES MESURES EN AGGLOMÉRATION POINTOISE VIA LE RÉSEAU GWAD' AIR POUR L'ANNÉE 2011	200
FIGURE 137 INFLUENCE DES INVERSIONS (IS+ISE) SUR LES MOYENNES DES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES MESURES EN AGGLOMÉRATION POINTOISE VIA LE RÉSEAU GWAD' AIR POUR LE 1ER SEMESTRE DE L'ANNÉE 2012	200
FIGURE 138 RÉTRO-TRAJECTOIRE A 30M DU 25/01/2012 A 2H	202
FIGURE 139 ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION MOYENNE DES NOX EN FONCTION DE L'INTENSITÉ DE L'INVERSION DE SURFACE	203

Liste des Tableaux

TABLEAU 1 CONCENTRATIONS TYPIQUES RENCONTRÉES DANS DIFFÉRENTS MILIEUX, POUR DIFFÉRENTS POLLUANTS (DELMAS ET AL., 2005)	24
TABLEAU 2 VARIATION SAISONNIÈRE DE LA MOYENNE MENSUELLE NOCTURNE DE L'ICU (ΔT URBAIN-RURAL ($^{\circ}C$)) SELON LE TYPE DE CLIMAT POUR DIFFÉRENTES VILLES (ROTH, 2007).....	29
TABLEAU 3 ÉMISSION DE COV PAR DIFFÉRENTS OBJETS DE CONSOMMATION COURANTE (LORNAGE, 2006).....	38
TABLEAU 4 IMPORTANCE TOXICOLOGIQUE DES 25 COMPOSÉS PRIORITAIRES IDENTIFIÉS PAR L'US EPA (CHIRIAC 2004 INSPIRÉ DE L'US EPA 2002).....	39
TABLEAU 5 NOMBRE D'HABITANTS ET DENSITÉ DES AGGLOMÉRATIONS ENTOURANT LA DÉCHARGE (PLAN LOCAL D'URBANISME VILLE DES ABYMES, 2004)	44
TABLEAU 6 ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE DE LA DÉCHARGE SUR 16 ANS (SICTOM, 2004).....	44
TABLEAU 7 TONNAGE ANNUEL DES DÉCHÈTS (AGENDA SICTOM, 2004; NOTE D'INFORMATION SICTOM, 2008, 2009, 2010)	45
TABLEAU 8 COORDONNÉES GPS ET TYPE DE MESURES POUR LES DIFFÉRENTS SITES	48
TABLEAU 9 ÉVALUATION CRITIQUE DES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE MESURE POUR LA DÉTERMINATION DE LA CLA (BEYRICH, 1997).....	55
TABLEAU 10 COMPARAISON ENTRE LA PORTÉE MOYENNE FOURNIE PAR LE CONSTRUCTEUR ET LA PORTÉE MOYENNE CALCULÉE.....	60
TABLEAU 11 PLAGE DE MESURE ET TYPE DE CAPTEUR POUR CHAQUE GAZ QUANTIFIÉ PAR LE MULTITEC® 540	68
TABLEAU 12 RÉGION VOISINE POUR DIFFÉRENTS COMPOSÉS.....	78
TABLEAU 13 MÉTHODE DITE « DE LA VAPEUR D'EAU : RÉGIONS DES COMPOSÉS RECHERCHÉS A LA GABARRE.....	83
TABLEAU 14 CONCENTRATION DES DIFFÉRENTS COMPOSÉS DANS UN SAC TEDLAR DE 5 L POUR UN VOLUME INJECTÉ	90
TABLEAU 15 SENSIBILITÉ DU MS 200 POUR LES COMPOSÉS ETALONNÉS	91
TABLEAU 16 LIGNE DE BASE AVEC DIFFÉRENTS NIVEAUX DE VIDE A LA POINTE DES CHATEAUX.....	93
TABLEAU 17 DIRECTION ET DISTANCE A VOL D'OISEAU ENTRE LA SOURCE ET LES AUTRES POINTS DE MESURE.....	100
TABLEAU 18 CONCENTRATIONS MOYENNES DE COV POUR DIFFÉRENTS SITES A L'INTÉRIEUR ET AUTOUR DE LA DÉCHARGE	102
TABLEAU 19 DURÉE DE VIE DANS L'ATMOSPHÈRE DES COV MESURÉS A LA GABARRE	107
TABLEAU 20 CONCENTRATION JOURNALIÈRE DU BENZÈNE POUR LES ZONES JOUXTANT LA DÉCHARGE	109
TABLEAU 21 COMPARAISON ENTRE LES CONCENTRATIONS MOYENNES ET LES CONCENTRATIONS DU 21	110
TABLEAU 22 ÉTUDE TERRAIN AGATHON	112
TABLEAU 23 CONCENTRATION JOURNALIÈRE DU 111 TRICHLOROÉTHANE ET DU TRICHLORÉTHYLÈNE A TERRAIN AGATHON.....	112
TABLEAU 24 VALEURS MAXIMALES MESURÉES A LA GABARRE POUR LE FTIR ET LE MS 200.....	114
TABLEAU 25 VALEURS MAXIMALES MESURÉES A SAINT-MARTIN ET A LA GABARRE AVEC LE FTIR	114
TABLEAU 26 CONCENTRATION DE COV EN PRÉSENCE DE FEUX OU PAS	118
TABLEAU 27 TENEUR EN BIOGAZ (CH ₄ , CO ₂) POUR DIFFÉRENTS PUITTS DE LA GABARRE (GROUPE SÉCHÉ).....	120
TABLEAU 28 MESURE DE TEMPÉRATURE DE BIOGAZ POUR DIFFÉRENTS PUITTS.....	121
TABLEAU 29 VALEUR POUR LE TAUX DE PRODUCTION DE MÉTHANE K (US EPA, 2005)	126
TABLEAU 30 VALEUR POUR LA CAPACITÉ POTENTIELLE DE PRODUCTION DE MÉTHANE L0 (US EPA, 2005).....	126

TABLEAU 31 CARACTÉRISTIQUES DES POLLUANTS CHOISIS POUR ETRE MODÉLISÉS PAR LE LANDGEM.	127
TABLEAU 32 TEMPÉRATURE MOYENNE NOCTURNE DU 14 AU 28 AOUT 2012 POUR 8 SITES AUTOUR DE LA DÉCHARGE	139
TABLEAU 33 TEMPÉRATURE MOYENNE MENSUELLE NOCTURNE (°C) POUR CHAQUE SITE, LA TEMPÉRATURE MOYENNE NOCTURNE (°C) POUR L'ENSEMBLE DE LA CAMPAGNE DE MESURE (TOTAL) AINSI QUE LEURS ÉCARTS TYPES	140
TABLEAU 34 MATRICE DE CORRÉLATION DE PEARSON POUR 8 MOIS DE MESURE	141
TABLEAU 35 CLASSEMENT EN ORDRE DÉCROISSANT DE LA TEMPÉRATURE MOYENNE NOCTURNE SUR L'ENSEMBLE DE LA CAMPAGNE DE MESURE	141
TABLEAU 36 DONNÉES DU MOIS DE NOVEMBRE POUR LA RÉALISATION DE L'ACP. CAS DU LAGON	143
TABLEAU 37 DONNÉES MÉTÉO FRANCE DE LA NUIT DU 9 FÉVRIER 2012	150
TABLEAU 38 DONNÉES MÉTÉO FRANCE DE LA NUIT DU 3 FÉVRIER 2012	151
TABLEAU 39 DONNÉES MÉTÉO FRANCE DE LA NUIT DU 27 DÉCEMBRE 2011	153
TABLEAU 40 DONNÉES MÉTÉO FRANCE DE LA NUIT DU 27 NOVEMBRE 2011	155
TABLEAU 41 MESURES DE COV DANS LES ZONES URBAINES POUR LE 18 ET LE 22/06/2012	156
TABLEAU 42 QUANTIFICATION MENSUELLE D'IS, ISE ET PI AVEC LES RADIOSONDAGES DE DÉBUT DE MATINÉE DE L'ANNÉE 2011	168
TABLEAU 43 QUANTIFICATION MENSUELLE D'IS, ISE ET PI AVEC LES RADIOSONDAGES DE DÉBUT DE MATINÉE POUR LE 1ER SEMESTRE DE L'ANNÉE 2012	169
TABLEAU 44 CARACTERISTIQUES DES INVERSIONS DE SURFACE ET INVERSIONS DE SURFACE ELEVEES EN 2011 POUR LES SONDEGES DE 7H	169
TABLEAU 45 CARACTÉRISTIQUES DES INVERSIONS DE SURFACE ET INVERSIONS DE SURFACE ÉLEVÉE POUR LE 1ER SEMESTRE 2012 POUR LES SONDEGES DE 7H	170
TABLEAU 46 CARACTÉRISTIQUES DES INVERSIONS DE SURFACE ET DES INVERSIONS DE SURFACE ÉLEVÉES DU 1ER JANVIER 2011 AU 30 JUIN 2012 POUR LES SONDEGES DE 7H	170
TABLEAU 47 TEMPÉRATURE MOYENNE ENTRE 7H ET 8H A MF AINSI QUE L'HEURE MOYENNE DU LEVER DU SOLEIL EN 2011 POUR CHAQUE CAS	172
TABLEAU 48 QUANTIFICATION MENSUELLE DES INVERSIONS DE SURFACE AVEC LES RADIOSONDAGES DE 20H ET 7H POUR L'ANNÉE 2011 ET JUIN 2012	174
TABLEAU 49 COMPARAISON DES CARACTÉRISTIQUES DES INVERSIONS DE SURFACE EN 2011 POUR LES SONDEGES DE 20H ET 7H	177
TABLEAU 50 COMPARAISON DES HAUTEURS D'INVERSIONS DE SURFACE ENTRE LE PROGRAMME SODAR (INVMI) ET LE RADIOSONDAGE MÉTÉO FRANCE (ZI)	178
TABLEAU 51 TABLEAU STATISTIQUE POUR LES 10 INVERSIONS DE SURFACE CALCULÉES PAR LE SODAR ET DÉTECTÉES PAR SUR LES RADIOSONDAGES MÉTÉO FRANCE	179
TABLEAU 52 ÉTUDE STATISTIQUE SUR LE BIAIS ENTRE LA MÉTHODE SODAR ET LE ZI SONDEGE ...	191
TABLEAU 53 APPLICATION DE LA « MÉTHODE HYBRIDE » LE 06/02/2011	194
TABLEAU 54 APPLICATION DE LA « MÉTHODE HYBRIDE » LE 19/02/2011	194
TABLEAU 55 ÉTUDE STATISTIQUE SUR LE BIAIS ENTRE LA « MÉTHODE HYBRIDE » ET LE ZI SONDEGE	195

ANNEXE
Publications et colloques

Articles

Clotaire V., J. Molinié, **T. Plocoste** et R.H. Petit “Spores de moisissures en air intérieur: Cas d’un bâtiment en Guadeloupe”, Journal La pollution, 2011

Plocoste T., S. Jakoby-Koaly, J. Molinié, and R.H. Petit, “Effect of a surface inversion combined with an urban heat island on air quality near a landfill”, Air Quality 2012, 19-23 March 2012, Athens, Greece (article 4 p. + demande d’article long, en cours).

Colloques

Plocoste T., S. Jakoby-Koaly, J. Molinié, and R.H. Petit, “Effect of a surface inversion combined with an urban heat island on air quality near a landfill”, Air Quality 2012, 19-23 March 2012, Athens, Greece (poster) + article 4p. + demande d’article long, en cours).

Cécé R., **Plocoste T.**, D’Alexis C., Bernard D., Dorville J.-F., (2012) Modélisation numérique à l’échelle locale des situations météorologiques observées au cours de la transition saison sèche - saison humide à l’aide de WRF ARW V3 : cas de l’archipel de la Guadeloupe. Ateliers de modélisation de l’atmosphère, CNRM, Toulouse,
www.meteo.fr/cic/meetings/.../AMA2012_programme_2web.html.

EFFECT OF A SURFACE INVERSION COMBINED WITH AN URBAN HEAT ISLAND ON AIR QUALITY NEAR A LANDFILL

T. Plocoste, S. Jacoby-Koaly, J. Molinié, R.H. Petit

Laboratoire de Recherche en Géosciences et Energies (LaRGE), Université des Antilles et de la Guyane, Campus de Fouillole, 97157 Pointe-à-Pitre Cedex

Corresponding author email: thomas.plocoste@univ-ag.fr

ABSTRACT

Temperature inversions play a significant role in air quality. Among the different types of inversions, surface inversions trap pollutants in the lower atmosphere. By clear sky it develops in the late afternoon and is dissolved in the morning with the heated ground. In the tropics there are few measurements of this phenomenon. With a SODAR (SOund Detection And Ranging) installed in the largest open landfill of Guadeloupe in an urbanized area, we measured eight cases of inversion from January to April 2011. The measured inversion height varies between 100 and 200 m. In the same time an urban heat island (UHI) has been measured in this zone. Its intensity around 2.5°C, is negatively correlated with nebulosity and Tradewinds strength. The surface inversions associated with the UHI are responsible for an urban nocturnal pollution from the VOCs emitted by the landfill.

1. INTRODUCTION

Landfilling is the major method of municipal solid waste (MSW) disposal in the world as the most economical available waste management strategy. Open cells receive waste arriving in the landfill and are the main sources of VOC emissions into the ambient air through aerobic fermentation.

In the island of Guadeloupe (at the North of the Lesser Antilles, area 1800 km², 440000 inhabitants), La Gabarre (the main MSW) is an open field landfill of 36 ha with 215 000 tons by year (more than 500 tons of waste a day) which constitutes a major source of anthropogenic pollution to surrounding areas. It is located in a mangrove which surrounds it. The mangrove is bordered by the protected sites of Le Grand Cul de Sac Marin (North) and Le Petit Cul de Sac Marin (South) and on the west side by the Rivière Salée. The sea and the river near La Gabarre are shallow (around one meter deep), then their water temperature varies with solar radiation like that of the earth and they could not be responsible for a breeze (Météo France observations).

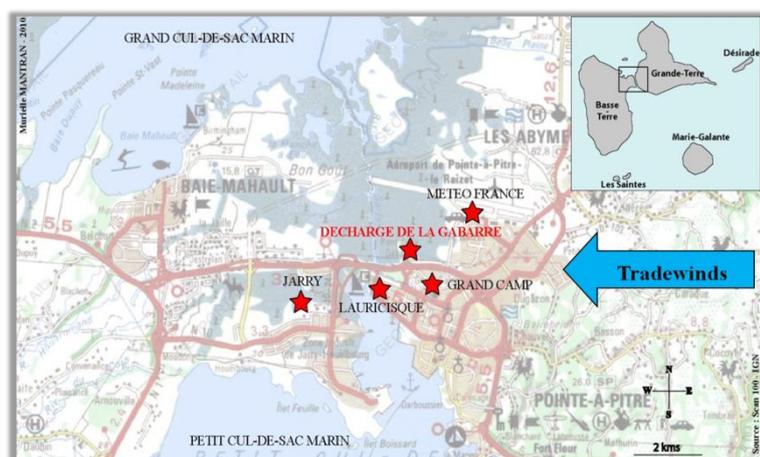


Figure 9. Map of Guadeloupe with a zoom on the study area (Mantran, 2010)

 Mangrove zone

simultaneous gas measurements using a portable open path Fourier Transform IR spectrometer (Jock et al, 2008) in the landfill and in Grand-Camp confirmed the presence of the same pollutants, particularly at night. VOCs detected in Grand-Camp (chloroethane, 7.46 ppm; ethylbenzene, 7.75 ppm; ammonia, 0.03 ppm; propane, 1.24 ppm; trichloroethylene, 0.16 ppm; trifluoroethane, 1.15 ppm) are characteristic of gas resulting from the fermentation of waste in an open landfill waste. In Grand-Camp they have lower concentrations than at La Gabarre. These gases cannot be attributed to the combustion of fuels coming from vehicles traveling on the bypass: toluene and xylene we also measured in the inhabited area.

During the day, in unstable atmospheric conditions, Tradewinds dispersed the pollutants to the East: E, ENE, and ESE. They cannot be responsible for the transport of pollutants from the landfill and from Jarry, the only industrial zone (West, figure 1), to Grand-Camp and Lauricisque. By night, in stable atmospheric conditions, due

The MSW is sandwiched between the mangrove and inhabited areas (figure 1): the districts of Grand-Camp (500 m to South-East) and Lauricisque (700 m to South-West). Grand-Camp and Lauricisque are constituted by concrete buildings of at least four floors. Just a bypass with heavy traffic separates the MSW from populated areas. Inhabitants residing close to the landfill often complain about rancid emanations essentially during the night. 80% of the questioned inhabitants in Grand-Camp declare bothering odors, 91% estimates they come from the landfill. Simultaneous gas

to the characteristics of Guadeloupe Island, Tradewinds are weak at low levels, between 0 and 2m/s. This facilitates the establishment of local phenomena such as surface inversion and UHI.

The object of this study is the subsequent:

- a) We determine temperature surface inversions using SODAR measurements in the landfill and meteorological soundings from Météo France (center located at 1,5 km North East from the landfill, figure1);
- b) We put in evidence an urban heat island between inhabited zones and the large mangrove around the MSW. To carry out this part we use temperature data from an EBRO electronic sensor which have been placed in external galleries of buildings in Grand-Camp between 2006 and 2011 as well as measurements and observations from Météo France Guadeloupe.

2. MATERIAL AND METHOD

Material

Our SODAR is a Remtech Doppler one. The system is equipped with a PA0 phased-array antenna switched between an emission and a reception mode and composed of 52 piezoelectric Motorola/Remtech transducers. Nine frequencies are emitted with a nominal central operating frequency at 3500 Hz. The output acoustic power of 10 W enables an average altitude sounding range of 700 m. Besides of standard software routines for the calculation, display and storage of echo strength and wind components, extra-routines are used for the computation of standard deviations of the wind components and for automatic inversion detection. In La Gabarre the SODAR system has been configured for profile measurements in 30 atmospheric layers with a height resolution of 20 m, a time averaging period of 30 minutes and is operated continuously. The temperature sensor Ebro measures every 5 minutes with an uncertainty of 0.3°C.

Method

- a) Surface inversion.

• Two criteria characterize an inversion: its height and intensity. Automatic inversion heights based on SODAR data are validated with soundings provided by Météo France. In the literature, the intensity of the inversion is given by (Abdul-Wahab *et al.*, 2005):

$$\Delta T_{inv} (^{\circ}C) = T^{\circ}_{top\ of\ the\ inversion} - T^{\circ}_{base\ of\ the\ inversion}$$

Using Météo France temperature profiles at low altitude from soundings (personal communication) we can calculate the intensity of the inversion and validate height SODAR measurement.

- b) For the detection of an UHI, we had to define the urban and rural environments.

In our case the urban area is Grand-Camp, area with many buildings, and the rural area is the location of Météo France sensors, cleared area without buildings. We have verified that MF temperatures are in agreement with those measured in the mangrove. We choose MF values for safety reasons (leaving instruments in the mangrove gives problems). Data provided by MF are hourly average (temperature, wind speed and direction, rainfall intensity) or hourly observations (nebulosity). Therefore we calculate hourly average temperature in Grand-Camp. We choose the urban heat island intensity (UHII) like different authors:

$$UHII (^{\circ}C) = Max(T^{\circ}_{urban} - T^{\circ}_{rural})$$

In Guadeloupe, the nocturnal UHII is defined as the maximum temperature difference between 18h and 6h (local hour) which corresponds to sunset and sunrise.

3. RESULTS

Surface inversion

BL#	MONTH	DAY	YEAR	HOUR	MIN	VAL1	VAL2	VAL3	VAL4
0	1	19	2011	7	30	221	408	234	0
ALT	CT	SPEED	DIR S	DIR	W	SW	SU	SV	INVM
140	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999	-9999
120	303	614	107	4	-17	49	76	43	-9999
100	398	534	109	5	-2	42	64	42	100
80	466	475	109	4	4	32	56	32	80
60	431	419	109	4	10	30	58	29	60
40	353	255	110	8	9	25	42	32	40
20	277	186	116	9	10	27	51	30	0

In 2011, from 18 January (beginning of SODAR measurements) to 30 April the SODAR detects eight inversions (Table 1): four in January, two in February, one in March and one in April. Among these 8 cases, 6 are surface inversions. On Figure 2 we present an example.

Figure 2. SODAR measurements on 19-01-2011 at 7h30. Altitude in m, CT (echo strength), Speeds and there STD (SW, SU, SV) in cm/s, Direction and STD Dir in °, Inversion altitude INVM= 100 m

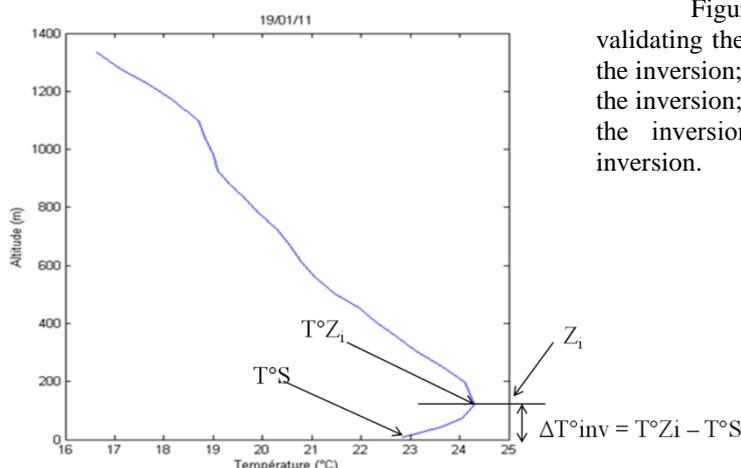


Figure 3 presents the sounding of 19-01-2001 validating the example of Figure 2. $Z_i = 122$ m, top of the inversion; $T^{\circ}Z_i = 24.29^{\circ}\text{C}$, temperature on the top of the inversion; $T^{\circ}S = 22.84^{\circ}\text{C}$, temperature at the base of the inversion; $\Delta T^{\circ}_{\text{inv}} = 1.45^{\circ}\text{C}$, strength of the inversion.

Figure 3. Example of Météo France sounding on 19-01-2011 at 11 UTC (7h local hour).

On Table 1 we see that 7 of the 8 inversions measured with the SODAR are validated by Météo France soundings: six are surface inversions and one is an elevated inversion. Also surface inversion altitudes measured by SODAR and soundings are in the same range.

Table 3 SODAR inversion measurements in 2011 from 18 January to 30 April

Date (dd-mm-yyyy)	SODAR		Sounding		$\Delta T^{\circ}_{\text{inv}}$ (°C)	Type of inversion
	Z_i (m)	Local time	Z_i (m)	Local time		
19-01-2011	100	7h30	122	7h	1.45	Surface inversion
28-01-2011	100	8h	75	7h	1.47	Surface inversion
29-01-2011	120	7h	103	7h	2.2	Surface inversion
31-01-2011	100	8h	95	7h	1.86	Surface inversion
04-02-2011	140	7h	Base142/ Top 244	7h	0.54	Elevated inversion
20-02-2011	140	17h45	192	7	1.83	Surface inversion
09-03-2011	115	7h30	120	7h	1.27	Surface inversion
29-04-2011	200	17h30	-	-	-	No detection by MF sounding

Considering the Remtech SODAR, Keder (1999) announced that 44 % of the surface inversion it measures are not validated by soundings. In our case only 1 on 8 is not validated. Keder also announced no surface inversion detected by the SODAR at 18h, which is not the case now.

But over the period of SODAR investigation, meteorological soundings show 26 surface inversions. Considering the 26 cases detected by soundings and the 6 cases detected by both methods, the SODAR has measured surface inversions approximately in one case over four.

Evidence of a nocturnal Urban Heat Island (UHI)

From 2006 to 2011 we measured nocturnal UHI all over the year between the mangrove and inhabited area of Grand-Camp (6000 inhabitants). With clear sky and winds intensity lower than 2m/s the maximum difference between the urban and rural zones (UHII) reaches 4.2°C. Between 18h and 6h the measured temperature differences are negatively correlated to nebulosity (correlation coefficient: -0.43) and to trade winds intensity (correlation coefficient: -0.32).

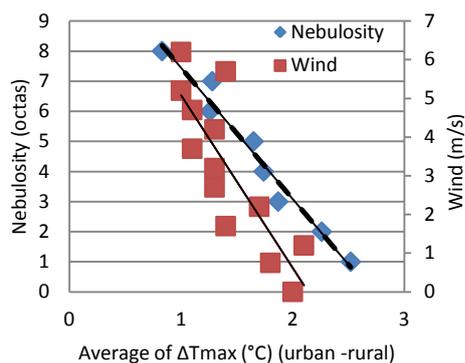


Figure 4. Dependency of the average UHII with nebulosity and Tradewinds (2006 to 2011, 18h to 6h)

Figure 4 gives a representation of UHI intensity in Grand-Camp. The mean value of the UHII varies between 1 and 2.5°C. The higher values correspond to low Tradewinds intensities (<2m/s) and to clear skies (nebulosity<4). The standard deviation of UHII values is 1°C all over the year.

We found no correlation between the presence of a surface inversion and the intensity of the UHI.

4. DISCUSSIONS AND CONCLUSION

Due to the presence of toxic and genotoxic gases in an urban zone next to an open landfill, we try to detect an urban heat island breeze using SODAR measurements inside the landfill. But we get few SODAR data at night, which have been attributed to site effects in nocturnal stable conditions since on another site, 4 km far from the landfill, on the roof of our University, SODAR data are available day and night. Finally we measure no breeze but we detect surface inversions principally early in the morning. For example, on 19-01-2011 we had a surface inversion (Table 1), a strong UHII (2.7°C) and the rancid odor of the landfill was present in Grand-Camp, but no breeze was detected (wind speed 1.86 m/s and direction 116° at 20 m, Figure 2).

As a conclusion the studied zone presents an UHI throughout the year and surface inversions which appear with the sunset (6 times in January, 6 times in February, 7 times in March and 7 times in April 2011) with height from 30 m ($\Delta T^{\circ} \text{inv}=3^{\circ}\text{C}$) to 200 m ($\Delta T^{\circ} \text{inv}=1^{\circ}\text{C}$). In such conditions, gas pollutants are trapped near the ground and can easily be transported in the surrounding of the landfill.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Météo France and the Center in Guadeloupe for providing data and observations.

6. REFERENCES

- Abdul-Wahab S. A., Bakheit C. S., Siddiqui R. A., 2005. Study the relationship between the health effects and characterization of thermal inversions in the Sulfanate of Oman. *Atmospheric Environment* 39, 5466-5471.
- Jock J., Molinié J., Bade F. and Petit R.H, 2008. Characterization of gaseous pollutants from landfills by a spectrometer in a Caribbean island, A&WMA 101st Annual conference & exhibition, June 2008, Portland, Oregon.
- Keder J., 1999. Detection of inversions and mixing height by Remtech PA2 Sodar in comparison with collocated radiosonde measurements. *Meteorology and Atmospheric Physics*. Vol 71, 133-138.

Effect of a surface inversion combined with an urban heat island on air quality near a landfill



T. Plocoste, S. Jacoby-Koaly, J. Molinié, A. Roussas, R.H. Petit

Université des Antilles et de la Guyane, Laboratoire de Recherche en Géosciences et Energies. Contact: tplocost@univ-ag.fr



Figure 1. Picture of the principal garbage dump of La Gabarre

1. Introduction

In the island of Guadeloupe (at the North of the Lesser Antilles, more than 440000 inhabitants), La Gabarre is the main municipal landfill (Figure 1). It is a municipal open field landfill of 36 ha with 215 000 tons per year (more than 500 tons of waste a day) which constitutes the major source of anthropic pollution to surrounding areas. The landfill is sandwiched between the mangrove and inhabited areas (Figure 2): the districts of Grand-Camp (500 m to South-East) and Lauricisque (700 m to South-West). The narrow sea (Le Grand Cul de Sac Marin, North, Le Petit Cul de Sac Marin, South) and the river (the Rivière Salée) near La Gabarre are shallow (around one meter deep); there, water temperature varies with solar radiation as air temperature does and earth-sea interfaces could not be responsible for a breeze (from Météo France observations).



Figure 2. Map of Guadeloupe with a zoom on studied area (Montron, 2010). During the day, Tradeswinds (synoptic wind) dispersed the pollutants to the East, E, ENE and ESE. By night, due to the characteristics of Guadeloupe Island, Tradeswinds are weak at low level, between 0 et 2m/s. This facilitates the establishment of local phenomena such as surface inversion and UHI.

Inhabitants residing close to the landfill often complain about rancid emanations essentially during the night. 80% of the questioned inhabitants in Grand-Camp declare bothering odors. 91% estimate they come from the landfill. Simultaneous gas measurements using a portable open path Fourier Transform IR spectrometer (in the landfill (Figure 3) and in Grand-Camp) confirmed the presence of volatile organic compounds (VOCs).

VOCs detected in Grand-Camp	
Name	Concentration (ppm)
Chloroethane	7.46
Ethylbenzene	7.75
Ammonia	0.03
Propane	1.24
Tetrachloroethylene	0.16
Trifluoroethane	1.15

Table 1. VOCs measured by FTIR (Jock et al., 2008). These VOCs are characteristic of gas resulting from waste fermentation in an open landfill. In Grand-Camp, they have lower concentrations than at La Gabarre. Some gases as Chloroethane, Ammonia, Trifluoroethane cannot be attributed to the combustion of fuels coming from vehicles traveling on the highway. Others as toluene and xylene are not listed in the table because they can be emitted by both the highway and the landfill.



Figure 3. Open path Fourier Transform IR spectrometer. On the left, the receiver; on the right, the IR source

2. Object and Method

The object of this study is the subsequent:

- We determine temperature surface inversions using SODAR measurements in the landfill (Figure 4) and meteorological soundings from Météo France (center located at 1.5 km North East from the landfill);
- We put in evidence an urban heat island between inhabited zones and the large mangrove around the MSW. To carry out this part we use temperature data from an EBRO electronic sensor which has been placed in external galleries of buildings in Grand-Camp between 2006 and 2011, as well as measurements and observations from Météo France Guadeloupe.



Figure 4. PAO Remtech Sodar in the landfill of La Gabarre

SEA HEIGHT	DIR	TRAD	BEFF	WIND	WALL	WALL	WALL	WALL
0	1	13	2011	7	30	221	409	234
ALT	CT	SPRSD	SDN	S DSD	8	58	59	59
140	-999	-999	-999	-999	-999	-999	-999	-999
120	303	614	107	4	-17	49	76	43
100	289	674	109	8	-2	42	64	42
80	446	475	103	4	4	21	16	32
60	438	413	103	4	10	30	19	23
40	353	255	110	8	9	25	42	32
20	279	186	116	9	10	27	51	30

Table 2. Example of PAO SODAR measurements on 19-01-2011 at 7.30 am (local time). Altitude in m, CT (echo strength), Sprds and their Standard Deviation (STD) [SW, SU, SV] in cm/s, Direction and STD Dir in °. Here, inversion altitude INVM= 100 m.

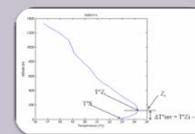


Figure 5. Example of a low altitude Temperature profile from a Météo France sounding on 19-01-2011 at 7 am (local time).

Surface inversion.

Two criteria characterize an inversion: its height and intensity. Automatic inversion heights based on SODAR (Table 2) data are validated with soundings provided by Météo France. In the literature, the intensity of the inversion is given by (Abdul-Wahab et al., 2005):

$$\Delta T_{inv} (^\circ C) = T_{top\ of\ the\ inversion} - T_{base\ of\ the\ inversion}$$

Using Météo France temperature profiles (Figure 5) at low altitude (personal communication) from soundings, we can calculate the intensity of the inversion and validate inversion height SODAR measurements.

For the detection of an UHI, we had to define the urban and rural environments.

In our cases, the urban area is Grand-Camp, area with many buildings, and the rural area is the location of Météo France (MF) sensors, cleared area without buildings. We have verified that MF temperatures are in agreement with those measured in the mangrove. We choose MF values for safety reasons (leaving instruments in the mangrove is unsecured). Data provided by MF are hourly averages (temperature, wind speed and direction, rainfall intensity) or hourly observations (nebulosity). Therefore we calculate hourly average temperature in Grand-Camp. We choose the urban heat island intensity (UHI) like different authors:

$$UHI (^\circ C) = Max(T_{urban} - T_{rural})$$

In Guadeloupe, the nocturnal UHI is defined as the maximum temperature difference between 6 pm and 6 am (local time) which approximately corresponds to sunset and sunrise hours.

3. Discussions and Conclusion

Due to the presence of toxic and genotoxic gases in an urban zone next to an open landfill, we try to detect an urban heat island breeze using SODAR measurements inside the landfill. But we get few SODAR data at night, which have been attributed to site effects in nocturnal stable conditions since on another site, 4 km far from the landfill, on the roof of our University, SODAR data are available day and night. Finally we measure no breeze. Sodar measurements allow us to detect surface inversions principally early in the morning. For example, on 19-01-2011 we had a surface inversion (Table 3), an UHI (2.7°C) and the rancid odor of the landfill was present in Grand-Camp, but no breeze was detected (at 20 m, wind speed 1.86 m/s, S-E direction 116°, Table 2)

From 2006 to 2011 we measured nocturnal UHI all over the year between the mangrove and uninhabited area of Grand-Camp (6000 inhabitants). With clear sky and winds intensity lower than 2m/s the maximum difference between the urban and rural zones (UHI) reaches 4.2°C. Between 6 pm and 6 am the measured temperature differences are negatively correlated to nebulosity (correlation coefficient: -0.43) and to trade winds intensity (correlation coefficient: -0.32).

As a conclusion the studied zone presents an UHI throughout the year (Figure 6) and surface inversions which appear with the sunset with height from 30 m ($\Delta T_{inv}=3^\circ C$) to 200 m ($\Delta T_{inv}=1^\circ C$). In such conditions, gas pollutants are trapped near the ground and can easily be transported in the surrounding of the landfill.

Date (Abbr-YYYY)	Q1 (m)	Local time	Q2 (m)	Local time	Q3 (m)	Local time	Q4 (m)	Local time	Q5 (m)	Local time	Q6 (m)	Local time	Q7 (m)	Local time	Type of inversion
19-01-2011	100	7h30	122	7h	145	7h	Surface inversion								
20-01-2011	100	8h	75	7h	147	7h	Surface inversion								
24-01-2011	120	7h	169	7h	172	7h	Surface inversion								
31-01-2011	100	8h	95	7h	136	7h	Surface inversion								
04-02-2011	140	7h	Base140	7h	144	7h	Elevate-inversion								
20-02-2011	140	7h45	192	7h	183	7h	Surface inversion								
08-03-2011	115	7h30	120	7h	127	7h	Surface inversion								
20-04-2011	200	17h30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	No Inversion MF sounding

Table 3. SODAR inversion measurements in 2011 from 18 January to 30 April

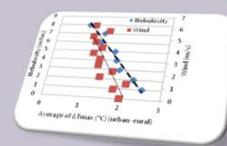


Figure 6. Dependency of the average UHI with nebulosity and Tradeswinds (2006 to 2011, 6 pm to 6 am)

4. Acknowledgements

This work is supported by the European Regional Development Funds (ERDF/FEDER), the Guadeloupe regional council and the French government. We thank Météo France Center in Guadeloupe for providing data and observations.



5. References

Abdul-Wahab S. A., Balchiet S. A., Siddiqui R. A., 2005. Study the relationship between the health effects and characterization of thermal inversions in the Sulphate of Oman. Atmospheric Environment 39, 5466-5471.
Jock J., Molinié J., Bade F. and Petit R.H. 2008. Characterization of gaseous pollutants from landfills by a spectrometer in a Caribbean island. A&WMA 101st Annual conference & exhibition, June 2008, Portland, Oregon.

Modélisation numérique à l'échelle locale des situations météorologiques observées au cours de la transition saison sèche - saison humide à l'aide de WRF ARW V3 : cas de l'archipel de la Guadeloupe.

Raphaël Cécé¹, Thomas Plocoste¹, Christophe D'Alexis¹, Didier Bernard¹, Jean-François Dorville².

¹Laboratoire de Recherche en Géosciences et Énergies (LaRGE), EA4098, Université des Antilles et de la Guyane, Pointe-à-Pitre, Guadeloupe.

²Groupe de recherche sur le climat et les énergies renouvelables, Université des West Indies, Mona Campus, Kingston, Jamaïque

Habituellement l'archipel de la Guadeloupe est considéré comme un ensemble d'îles soumis à un flux d'alizés sans circulation thermique endogène [1]. Cependant, la configuration topographique de l'archipel, en particulier la côte au vent de la Basse Terre qui culmine à 1467 m, laisse envisager l'apparition de circulations thermiques. En effet, des données (vent, température,...), issues de mâts météorologiques, ont révélé l'existence de ce type de situation [2].

L'atlas climatique [3], démontre que les régimes d'alizés varient saisonnièrement avec 2 périodes de transition : les mois d'avril et de novembre. Les mesures météorologiques effectuées montrent que les observations les plus significatives de circulations thermiques ont été enregistrées au cours du mois d'avril [2]. Au cours de ce mois, et d'après la classification de type temps proposée par MétéoFrance (document interne de MétéoFrance Guadeloupe) on observe trois situations météorologiques prédominantes : la panne d'alizé, l'alizé non perturbé et le thalweg de basse couche.

Dans ce travail, il est proposé de simuler ces trois situations à l'échelle locale (maille 1km) à l'aide du modèle WRF ARW V3 [4] sur l'année 2011. Les simulations effectuées ont révélé l'existence de circulations thermiques endogènes, en particulier au sein de la couche nocturne stable. La nuit, lorsque l'alizé est faible, ces résultats nous ont permis d'observer et de caractériser sur la côte au vent, un écoulement thermique de sens opposé au vent dominant.

La modélisation numérique proposée a été validée par comparaison avec les données météorologiques disponibles.

References :

[1] Bleuse, P. and Bleuse, N., 1997. *Quelques aspects du vent en Guadeloupe*. MétéoFrance, pp 1-21.

[2] Christophe D'alexis, 2011. *Mesures expérimentales dans les basses couches de l'atmosphère tropicale insulaire (Guadeloupe) : Micro-météorologie et Composition chimique des masses d'air nocturnes en zone de mangrove*. PhD Thesis, Université des Antilles et de la Guyane.

[3] Brévignon, C., 2003. *L'environnement atmosphérique de la Guadeloupe, de Saint Barthélémy et Saint Martin*. MétéoFrance, pp 1-92.

[4] Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Baker, D.M., Duda, M.G., Huang, X., Wang, W., Powers, J.G., 2008. *A Description of the Advanced Research WRF Version 3*. NCAR Technical Note.

Résumé

En 2003 des mesures au spectromètre IR à Transformée de Fourier (FTIR) ont permis d'identifier et de mesurer les COV émis par la décharge à ciel ouvert de la Gabarre, principale de l'île Guadeloupe, située entre une zone urbaine et une mangrove. Ces COV ont été retrouvés (2004) la nuit dans les cités, justifiant les plaintes des riverains. Dans le cadre de cette thèse, des mesures au spectromètre de masse portatif MS 200 ont validé ces résultats du FTIR. De nouvelles mesures au MS 200 ont été menées dans toute la zone de la décharge.

Les cités concernées étant à l'opposé du flux synoptique d'Alizés-Est, les facteurs météorologiques permettant la dispersion et le transport des COV de la décharge vers la zone urbaine ont été recherchés.

La diminution nocturne de l'intensité des Alizés au dessus de l'île peut laisser place à des phénomènes locaux tels les brises. L'idée d'une brise terre-mer a été éliminée. Un maillage autour de la décharge (cités et mangrove) avec 8 thermomètres a révélé un îlot de chaleur urbain nocturne générant une brise thermique d'environ 1ms^{-1} (mesurée et calculée). Avec les radiosondages Météo France et un SODAR installé dans la décharge, une très forte stabilité dans les basses couches atmosphériques de la couche limite nocturne avec une inversion de surface d'environ 120m apparaît. Ces facteurs expliquent la pollution des cités par les COV de la décharge.

Cette étude peut être étendue à d'autres décharges à ciel ouvert et à d'autres types de traitement de polluants de décharge.

Mots clés : *décharge à ciel ouvert, COV, MS 200, FTIR, îlot de chaleur urbain, inversion de surface, SODAR.*

Abstract

In 2003, the VOC emissions coming from "La Gabarre", the main open landfill in Guadeloupe, located in-between an urban area and a mangrove, were identified and quantified with a portable FTIR spectrometer. In 2004, COVs found at nighttime in the urban area nearby confirmed why residents complain about. As part of this thesis, portable mass spectrometer MS 200 measurements validated these FTIR figures. New systematic SM measurements have been carried on around the landfill. Since the polluted urban area stands on the opposite way of the East Trade winds synoptic flux, all the weather factors likely to scatter and transport the dump COVs were scrutinized.

At night, the strength of the Trade winds decreases over Guadeloupe, which may give way to local phenomena such as breezes. The occurrence of land/sea breeze was eliminated. A close surveying surrounding the landfill with 8 thermometers both in the projects and in the mangrove revealed an urban heat island causing thermal breezes of about 1ms^{-1} (measured and calculated). Using soundings from Meteo France, and a SODAR inside the dump, we

found a great stability of the night boundary layer with a surface inversion near 120m. Pollution of the nearby urban area with landfill COVs is elucidated by the above factors. This study can be extended to different open landfills and different types of polluting matters processes in dumps.

Keywords: *open landfill, COVs, MS 200, FTIR, urban heat island, surface inversion layer, SODAR.*