

**THESE de DOCTORAT de l'UNIVERSITE
DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR**

Spécialité: Chimie et microbiologie de l'eau

présentée par

Henrique DE MELO LISBOA

pour obtenir le grade de

DOCTEUR de l'UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR

Soutenue le 17 octobre 1996

**CONTRIBUTION A LA MISE EN OEUVRE ET A LA
VALIDATION DE MODELES DE DISPERSION
ATMOSPHERIQUE APPLICABLES AUX COMPOSES
ODORANTS**

Composition du jury:

Pr. Michel ASTRUC	Président
Pr. Christophe GUY	Rapporteur
Pr. André RAMBAUD	Rapporteur
Pr. Pierre LE CLOIREC	Directeur de thèse
Dr. Bernard CRABOL	
Dr. Jean Louis FANLO	
Dr. Jean-Michel GUILLOT	

Travaux effectués au:

**LABORATOIRE GENIE DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL.
ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DES TECHNIQUES
INDUSTRIELLES ET DES MINES D'ALES**

A
Rosane
Marina et
à Elisa, le plus beau souvenir de mon séjour en France...

« ... Car les hommes pouvaient fermer les yeux devant la grandeur, devant l'horreur, devant la beauté, et ils pouvaient ne pas prêter l'oreille à des mélodies ou à des paroles enjôleuses. Mais ils ne pouvaient se soustraire à l'odeur. Car l'odeur était sœur de la respiration. Elle pénétrait dans les hommes en même temps que celle-ci; ils ne pouvaient se défendre d'elle, s'ils voulaient vivre. Et l'odeur pénétrait directement en eux jusqu'à leur cœur, et elle y décidait catégoriquement de l'inclination et du mépris, du dégoût et du désir, de l'amour et de la haine. Qui maîtrisait les odeurs maîtrisait le cœur des hommes... »

Patrick SÛSKIND

Paroles extraites du roman

Le Parfum - histoire d'un meurtrier

Editions Corps 16, Paris, 1993.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été mené au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel, LGEI, de l'Ecole Nationale Supérieure des Techniques Industrielles et des Mines d'Alès, ENSTIMA. J'exprime toute ma reconnaissance à Monsieur le Professeur Pierre LE CLOIREC, Directeur du LGEI, pour m'avoir confié le sujet de recherche de cette thèse. Qu'il trouve ici toute ma gratitude pour l'accueil et pour la confiance qu'il a toujours réservé.

J'exprime toute ma reconnaissance au Dr. Jean-Michel GUILLOT, enseignant-chercheur à l'ENSTIMA, pour sa participation décisive pour l'accomplissement de cette thèse. Qu'il trouve ici l'expression de ma plus profonde gratitude et de mon amitié.

Je tiens à remercier le Dr Jean Louis FANLO pour ses conseils et corrections qui ont enrichi ce travail et pour sa participation dans la commission d'examen. Je tiens à lui exprimer mon amitié et reconnaissance.

J'exprime également mes remerciements à Monsieur le Professeur André RAMBAUD, Directeur du Laboratoire d'Hydrologie et Hygiène, de la Faculté de Pharmacie de Montpellier, pour avoir contribué à mon accueil au GRECA, laboratoire de recherche de l'Université Joseph Fourier à Grenoble, pendant mon DEA et aussi par sa participation à mon accueil au LGEI. Je le remercie aussi pour avoir accepté d'être rapporteur de ce travail.

J'adresse mes plus sincères remerciements à Monsieur le Professeur Christophe GUY, de l'Ecole Polytechnique de Montréal, pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail en acceptant d'en être rapporteur.

Je remercie à Monsieur le Professeur Michel ASTRUC, de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour pour l'honneur qu'il m'a fait de présider la commission d'examen.

Je tiens à remercier le Dr. Bernard CRABOL pour les idées qu'il m'a apporté lors de son passage par Alès, en novembre 1994 et pour sa participation dans la commission d'examen de ce travail.

J'exprime ma profonde gratitude à mes camarades de laboratoire pour leur aide amicale, leurs critiques et leurs conseils. Les agréables moments passés ensemble seront pour moi un souvenir inoubliable. Je pense tout particulièrement à Mademoiselle Véronique TEETAERT et à Monsieur Bruno FERNANDEZ pour leurs importantes contributions à la réalisation des essais sur le terrain. Qu'ils trouvent ici l'expression de ma gratitude et l'assurance de toute mon amitié.

Je dois exprimer mes remerciements à la « Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior » du « Ministério da Educação e Cultura » du gouvernement du Brésil pour m'avoir donné la possibilité de réaliser ce travail.

Je remercie Madame Marie-Claire BOUVIER, coordinateur du Comité Français d'Evaluation de la Coopération Universitaire avec le Brésil (COFECUB), pour l'important soutien logistique pendant tout la période de mon passage pour la France.

J'adresse mes plus vifs remerciements au « Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental » de la « Universidade Federal de Santa Catarina » pour m'accorder cette opportunité extraordinaire de formation professionnelle et personnelle.

Je remercie Monsieur Gérard PENOT, du SIAAP, pour son accueil à Paris et pour l'envoi des rapports référents à la solution du problème de la gêne odorante occasionné par la station d'épuration des eaux usées d'Achères.

Je tiens à remercier les élèves de l'ENSTIMA François GRANDJEAN et Olivier BONNARD pour le développement de certaines parties informatiques du logiciel ODODIS ainsi que Francis CROUVEZIER et Philippe ROCHE pour leurs contributions à l'élaboration du système de génération du nuage polluant.

Je dois remercier Monsieur BARBA, responsable pour l'aérodrome de Deaux et au personnel de l'aérodrome de Champclauson pour la coopération pendant les essais sur le terrain.

Je remercie Mlle Hélène ALEGRE DE LA SOUJEOLE pour son important travail dans le service de documentation de l'ENSTIMA.

Je remercie Gilles DUSSERRE, enseignant-chercheur à l'ENSTIMA, pour la bibliographie et les idées qu'il a apportées.

Enfin, je remercie mon épouse Rosane pour ses encouragements, son esprit de sacrifice et sa bonne humeur tout au long de notre séjour en France.

TABLE DE MATIERES

PARAMETRES ET ABREVIATIONS UTILISES	10
INTRODUCTION GENERALE	13
CHAPITRE I	14
ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	14
I.1 INTRODUCTION	15
I.2 LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE	15
I.2.1 Concepts de base et définitions	15
I.2.2 Transport des polluants dans l'atmosphère	16
I.2.2.1 Première phase du transport	17
I.2.2.2 Deuxième phase du transport	18
I.2.2.3 Troisième phase du transport	19
I.2.2.4 Quatrième phase du transport	19
I.2.3 Paramètres agissant sur la diffusion d'un panache	19
I.2.4 La stabilité de l'atmosphère	20
I.2.4.1 Définition de la stabilité	20
I.2.4.2 Détermination de la stabilité de l'atmosphère	24
I.2.5 Notion de turbulence atmosphérique	27
I.2.6 La couche limite atmosphérique	29
I.3 METHODES D'approche DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DE GAZ POLLUANTS	29
I.3.1 Méthodes expérimentales	29
I.3.2 Méthodes numériques	30
I.3.2.1 Première étape : surélévation de la cheminée	31
I.3.2.1.1 La formule de Briggs	32
I.3.2.1.2 La formule de Holland	36
I.3.2.2 Seconde étape : Evolution du panache	37
I.3.3 Les modèles Gaussiens	38
I.3.3.1 La distribution gaussienne ou normale	38
I.3.3.2 Le développement mathématique du modèle émission ponctuelle continue : modèle panache	39
I.3.3.2.1 Réflexion sur le sol	42
I.3.3.2.2 Les écarts-types	44
I.3.3.2.3 La vitesse du vent	48
I.3.3.3 Émission ponctuelle instantanée	49
I.3.3.4 Émission ponctuelle prolongée : modèle à bouffées	50
I.3.3.5 Validité et limites des modèles gaussiens	52
I.3.3.6 Modèles gaussiens : les facteurs correctifs	54
I.3.3.6.1 Correction du temps d'estimation	55
I.3.3.6.2 Correction de l'appauvrissement du panache par dépôt sec ou humide	55
I.3.3.6.3 Correction de la réflexion des polluants sur le sol et la couche de mélange	56
I.3.3.6.4 Correction due à l'existence d'une couche d'inversion	56
I.3.3.6.5 Correction due aux transformations physico-chimiques ou à la radioactivité	56
I.3.3.6.6 Correction de source non-ponctuelle	56

I.3.3.6.7	Correction due à une émission soumise à l'influence de construction ou obstacle au sol	57
I.3.3.6.8	Correction due à une émission à partir d'une source linéaire	57
I.3.4	Les modèles de type intégral	57
I.3.5	Les modèles tridimensionnels	58
I.4.	emissionS et analyse DES ODEURS	59
I.4.1	Introduction	59
I.4.2	Concepts de base et définitions	60
I.4.2.1	Phénomènes d'accoutumance et de masquage	62
I.4.2.2	La courbe de Stevens	62
I.4.3	Classification des odeurs	63
I.4.4	Classification des sources odorantes	65
I.4.5	Échantillonnage de composés odorants	65
I.4.5.1	Echantillonnage sans concentration	66
I.4.5.1.1	Ampoules en verre	66
I.4.5.1.2	Sacs plastiques	66
I.4.5.1.3	Conteneurs métalliques	67
I.4.5.2	Echantillonnage avec concentration	67
I.4.5.2.1	Prélèvement par absorption	67
I.4.5.2.2	Prélèvement par adsorption	68
I.4.6	Mesure de molécules odorantes	69
I.4.6.1	Détermination par analyse physico-chimique	70
I.4.6.1.1	Limitations de l'analyse physico-chimique	70
I.4.6.1.2	Les unités analytiques	71
I.4.6.2	Détermination olfactométrique	71
I.4.6.3	Détermination par des capteurs	72
I.4.7	Les mesures d'odeurs dans l'environnement	73
I.4.8	Conclusion	73
I.5	APPLICATIONS DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION A L'ÉTUDE DES ODEURS	73
I.5.1	Introduction	73
I.5.2	Historique de la modélisation de la dispersion des odeurs	74
I.5.2.1	L'application des modèles gaussiens classiques	74
I.5.2.2	L'application des modèles gaussiens à bouffées	76
I.5.2.3	L'approche par les trajectoires	82
I.6	CONCLUSION	83
CHAPITRE II		84
MISE EN OEUVRE DE MODELES DE DISPERSION APPLIQUES AUX ODEURS		84
II.1	INTRODUCTION	85
II.2	importance du PAS DE temps de SIMULATION D'UN MODELE APPLIQUE AUX ODEURS	86
II.3	détermination du débit de l'odeur à l'émission	88
II.4	DEVELOPPEMENT DE MODELES MATHEMATIQUES POUR LA DISPERSION DES ODEURS	89
II.4.1	Introduction	89
II.4.2	Description du logiciel ODODIS	89
II.4.2.1	Traitement mathématique de la surélévation	92
II.4.2.2	Détermination des écarts-types Högstrom	94
II.4.2.2.1	Détermination de σ_p	94

II.4.2.2.2	Détermination de σ_{yp}	96
II.4.2.2.3	Détermination de σ_{zc} et de σ_{yc}	96
II.4.2.2.4	Simplifications des paramètres Högström	96
II.4.2.3	Générateur de bouffées aléatoires	97
II.4.2.3.1	Prise en compte de l'écart-type de la distribution gaussienne des concentrations	97
II.4.2.3.2	Prise en compte de l'écart-type de la variation de la direction du vent	100
II.4.2.4	Option Ododis-1	102
II.4.2.5	Option Ododis-2	103
II.4.2.6	Option Ododis-3	103
II.4.2.7	Option Ododis-4	103
II.4.2.8	Option Ododis-5	104
II.4.2.9	Option Ododis-6	104
II.4.2.10	Option Ododis-7	104
II.4.2.11	Option Ododis-8	105
II.4.2.12	Option Ododis-9	106
II.4.2.13	Définition du temps de simulation dans le module Ododis	106
II.4.3	Développement informatique du modèle ODODIS et description du programme	106
II.4.3.1	Saisie des données	107
II.4.3.1	Fichiers	108
II.4.3.2	Graphiques	109
II.5	EXEMPLE D'APPLICATION DU Module ODODIS	109
II.5.1	Calcul de la hauteur effective de la cheminée	110
II.5.2	Résultats d'application de l'option Ododis-1	111
II.5.3	Résultats d'application de l'option Ododis-2	112
II.5.4	Résultats d'application de l'option Ododis-3	113
II.5.5	Résultats d'application de l'option Ododis-4	113
II.5.6	Résultats d'application de l'option Ododis-5	114
II.5.7	Résultats d'application de l'option Ododis-6	114
II.5.8	Résultats d'application de l'option Ododis-7	115
II.5.9	Résultats d'application de l'option Ododis-8	116
II.5.10	Résultats d'application de l'option Ododis-9	116
II.4.11	Analyse générale des résultats	117
II.6	CONCLUSION	118
CHAPITRE III		120
VALIDATION DU MODELE DE DISPERSION ODODIS		120
III.1	INTRODUCTION	121
III.2	VALIDATION SUR UNE BASE DE DONNEES EXISTANTE	122
III.2.1	Validation du logiciel gaussien classique	122
III.2.1.1	Description de la base de données de Prairie Grass	122
III.2.1.2	Utilisation de la base de données de Prairie Grass	123
III.2.2	Validation du logiciel gaussien émission ponctuelle prolongée	124
III.3	VALIDATION SUR SITE : ESSAI 1 (DEAUX)	124
III.3.1	Matériels et méthodes	125
III.3.1.1	Système de génération de polluant sur site	125
III.3.1.2	Choix du polluant et calcul du débit	125
III.3.1.3	Système d'acquisition de données météorologiques	127
III.3.1.4	Méthode de mesure par préconcentration et d'analyse de l'acétone	128
III.3.1.4.1	Choix et préparation de l'adsorbant	128
III.3.1.4.2	Conditions d'échantillonnage	129
III.3.1.4.3	Etalonnage et création d'atmosphère de référence	129
III.1.3.5	Le prélèvement de l'acétone sur le site	131

III.3.2	Résultats et discussion	131
III.3.2.3	Etude de la dispersion atmosphérique : Essai 1	132
III.3.2.4	Conclusion	134
III.4	VALIDATION SUR SITE : essai 2 (aérodrome de Champclauson)	135
III.4.1	Matériels et méthodes	135
III.4.1.1	Le prélèvement de l'acétone sur le terrain	135
III.4.2	Résultats et discussion	136
III.4.2.1	Considérations préliminaires	136
III.4.2.2	Définition des points de prélèvement	137
III.4.2.3	Applications des options du module Ododis à Champclauson	139
III.4.2.3.1	Etudes de la dispersion de l'acétone pour un temps de simulation de trois minutes	143
III.4.2.3.2	Etude de la dispersion atmosphérique au point P2 pour un temps de simulation de 21 minutes	172
III.4.2.3.3	Etude de la dispersion atmosphérique au point P3 pour un temps de simulation de 18 minutes	172
III.4.2.4	Conclusion	173
III.5	CONCLUSION	174
	CONCLUSION GENERALE	176
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	179
	ANNEXE 1 :	188
	SCHEMA DE LA STATION METEOROLOGIQUE.	188
	ANNEXE 2 :	190
	CONDITIONS D'ANALYSE	190
	ANNEXE 3 :	193
	LA SAISIE DES DONNEES ET LEUR INTERPRETATION	193
	ANNEXE 4 :	195
	LE SPECTRE DE MASSE POUR L'ACETONE ET LA COURBE D'ETALONNAGE.	195

PARAMETRES ET ABREVIATIONS UTILISES

A, B, C, D, E, F	: catégories de stabilité Pasquill-Gifford.
A_h, A_z	: paramètres de diffusion horizontale et verticale (Doury) [$L^{1/k} \cdot T^{-1}$].
C	: concentration du gaz en masse par unité de volume (g/m^3).
$C(x,y,z)$: Concentration du gaz au point de coordonnées x, y, z. ($g \cdot m^{-3}$).
dT/dz	: gradient vertical de la température ($^{\circ}C/m$).
$d\theta/dz$: gradient vertical de la température potentielle ($^{\circ}C/m$).
E	: loi particulière d'apport ou de retrait de polluant.
f	: facteur correctif (sans dimension).
f_i	: fréquence de la $i^{ème}$ condition météorologique, en terme de stabilité et de vitesse du vent.
F_m	: paramètre de flux de moment quand la densité de masse de l'effluent est similaire à la densité de masse de l'air.
F_o	: flux des forces de poussée d'Archimède (flottabilité) ($m^4 \cdot s^{-3}$)
Fr	: nombre de Froude (sans dimension).
G	: fréquence de perception de l'odeur en un point.
g	: accélération de la pesanteur ($9,8 m \cdot s^{-2}$).
$g\phi/g_o$: mesure sans dimension de la fréquence d'un vent de direction $\phi \pm (y_i/x)$ durant les périodes où la largeur de la bouffée est $2y_i$.
H	: hauteur effective de la cheminée (m).
h'	: position sur l'axe z du point central d'une bouffée aléatoire i , par rapport à la ligne définie par la hauteur effective de la cheminée (parallèle à l'axe x).
hr	: hauteur géométrique (ou réelle) de la cheminée.
H_{refl}	: distance verticale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i de la source virtuelle de réflexion (m).
H_i	: distance verticale entre le récepteur et le point central d'une bouffée (m).
K_h, K_z (sans dimension)	: coefficients de diffusion horizontale et verticale (Doury) (sans dimension).
K_x	: coefficient de diffusion de masse par unité d'aire et de temps dans la direction x ($g/m^2 \cdot s$).
n	: constante (sans dimension).
N	: nombre de bouffées émises.
$N_i(x, y, z)$: concentration, teneur ou taux de dilution de l'odeur au point de coordonnées x, y, z pour la bouffée de rang i (g/m^3 , ppb ou U.O.).
N_o	: taux de dilution à la source.
N_{pa}	: fonction du paramètre Z_o [sans dimension].
N_x	: transfert de masse par unité de temps.
ppb	: partie par milliard.
ppm	: partie par million.
Q	: débit de polluant libéré ($g \cdot s^{-1}$) par unité de temps.
Q_i	: quantité de polluant (kg) correspondant à la bouffée de rang i , soit $Q_i = Q \cdot \Delta t$.

Q_o	: débit volumique initial divisé par π , et défini par $Q_o = R_o^2 w_s$ ($m^3 \cdot s^{-1}$).
Q_T	: débit d'énergie thermique sortant de la cheminée (J/s).
R_i	: nombre de Richardson (sans dimension).
R_o	: rayon de la cheminée (m).
s	: paramètre de stabilité (sans dimension).
t	: temps écoulé depuis l'émission (s).
t_i	: instant de la fin d'émission de la $i^{\text{ème}}$ bouffée.
t_1	: temps variant entre 3 et 60 minutes.
t_2	: temps de prélèvement (minutes).
T_a	: température ambiante (K).
T_s	: température du gaz en sortie de la cheminée (K).
t_t	: temps de transfert (secondes).
\square	: vitesse moyenne horizontale du vent à la hauteur de l'émission (m/s).
U_f	: vitesse du vent au sommet de la couche de mélange;
$U(H)$: vitesse du vent à la hauteur effective de la cheminée H (m/s).
$U(z)$: vitesse du vent à la hauteur z (m/s);
$U.O.$: unité d'odeur [sans dimension].
V_o	: débit d'émission ($m^3 s^{-1}$).
x	: coordonnées de position du point d'observation sur la trajectoire moyenne des masses d'air polluées (m), soit sur l'axe des abscisses parallèle à la direction moyenne du vent.
x^*	: distance critique à partir de la cheminée (m).
x_o, y_o, z_o	: coordonnées de la source (m).
y	: coordonnées de position du point d'observation sur la trajectoire orthogonale à la direction des masses d'air polluées (m).
y_i	: distance latérale entre le récepteur et le point central d'une bouffée (m).
y'	: position sur l'axe y du point central d'une bouffée aléatoire, par rapport au axe x (m).
y_i	: position horizontale sur l'axe y du centre de la bouffée i par rapport la position de l'observateur (m).
z	: coordonnée du point de l'observateur sur l'axe vertical (m).
Z_o	: coefficient de rugosité (m).
\square	: logarithme du profil du vent jusqu'à 500 m.
W_s	: vitesse d'éjection des fumées à la sortie de la cheminée ($m \cdot s^{-1}$).
α	: coefficient de réflexion au sol (sans dimension).
Δh	: hauteur de l'axe du panache au-dessus de la hauteur d'émission (surélévation) (m);
$\Delta h_{\text{Mécanique}}$: contribution mécanique à la surélévation (m).
$\Delta h_{\text{Thermique}}$: contribution thermique à la surélévation (m).
ΔQ	: quantité totale de polluant émis instantanément (U.O., ppb ou g/s).
μ	: valeur moyenne de la distribution gaussienne.
τ	: gradient adiabatique ($-0,986 \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ m}$ ou $-1 \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ m}$);
θ	: température potentielle ($^\circ\text{C}$).

θ_i	: age de la bouffée de rang i , avec : $\theta_i = t - t_i$.
σ	: écart-type de la distribution gaussienne.
σ_x	: écart-type de la concentration en gaz du panache sur l'axe X (m).
σ_y	: écart-type de la concentration en gaz du panache sur l'axe Y (m).
σ_z	: écart-type de la concentration en gaz du panache sur l'axe vertical Z (m).
$\sigma_{xp}, \sigma_{yp}, \sigma_{zp}$: écarts-types de la distribution gaussienne d'une bouffée de quantité ΔQ par rapport à sa localisation moyenne (écart-types Högström) (m).
Γ	: gradient thermique vertical de l'atmosphère ($^{\circ}\text{C}/100\text{m}$).

INTRODUCTION GENERALE

La prise en compte de la gêne liée à la présence de gaz malodorants, dans l'environnement, a considérablement augmenté au cours de ces dernières années. Plusieurs manifestations scientifiques à caractère international ont eu lieu, plus particulièrement depuis 1970, et par conséquent, elles démontrent l'intérêt d'étudier cette problématique.

La nuisance due à l'émission de composés malodorants dans l'atmosphère est très mal acceptée par les populations.

L'étude de la dispersion des odeurs peut constituer un instrument d'aide important à la décision lors d'études d'impact d'activités industrielles sur l'environnement et sur les populations.

Malgré son importance dans les mesures de contrôle des sources odorantes, le développement de modèles de dispersion appliqués aux odeurs n'a guère la croissance escomptée. Les difficultés liées à la question de la complexité de la perception de l'odeur s'ajoutent aux difficultés de créer une base des données nécessaire pour la validation des modèles.

Dans ce travail, des modèles gaussiens de dispersion de gaz odorants seront développés. Une étude bibliographique sur la question de la dispersion atmosphérique et ses méthodes d'approche sont présentées dans le chapitre I. Cette étude bibliographique présentera aussi un aperçu de la problématique des odeurs et des méthodes d'analyse pouvant être mise en œuvre pour suivre le phénomène de dispersion. Dans cette dernière partie de l'étude bibliographique, l'application de la modélisation numérique à l'étude particulière des odeurs sera discutée.

Dans le deuxième chapitre, un logiciel appliqué à la question de la dispersion des odeurs a été mis au point et est présenté. Ce logiciel a été développé en langage Turbo-Pascal-Vision et est compatible avec des micro-ordinateurs. Il globalise un ensemble de processus de dispersion appliqués aux gaz odorants. Ces différents modèles seront présentés et comparés.

Le troisième chapitre présentera la validation expérimentale des modèles développés. Des essais en vraie-grandeur *in situ* pour l'obtention d'une base de données applicable à la validation des modèles seront décrits, ainsi que les matériels et méthodes utilisés. Les valeurs expérimentales obtenues sont comparées aux données calculées.

CHAPITRE I

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1 INTRODUCTION

Les modèles de dispersion atmosphérique peuvent être appliqués aux odeurs dans le cadre d'études d'impact et d'accompagnement de mesures de contrôle des émissions. Pour assurer une bonne dispersion du rejet d'une usine dans l'air ambiant, il est couramment exigé une hauteur de cheminée et une vitesse minimale d'éjection des gaz odorants. Les déterminations françaises pour le calcul de la hauteur de cheminée (Ministère de l'Environnement, 1984) pour la dispersion des odeurs utilisent des critères purement géométriques. Le développement de modèles de dispersion plus performants appliqués spécifiquement aux odeurs pourrait améliorer la connaissance de processus physico-chimiques ainsi que les prescriptions techniques pour le contrôle de cette nuisance.

Avant d'aborder directement l'application des modèles de dispersion atmosphérique à la problématique des odeurs, la modélisation de la dispersion atmosphérique sera décrite dans un premier temps. Cette description consiste à expliquer le phénomène physique de la dispersion et son évolution spatiale et temporelle.

L'objectif général de ce travail étant la modélisation de la dispersion d'odeurs, il apparaît opportun d'établir dans un second temps une description des différentes méthodes d'approche de la dispersion afin de mieux appréhender le cas des nuisances olfactives.

Dans la partie suivante, la problématique des odeurs sera abordée.

Enfin, un historique de l'application des modèles de dispersion atmosphérique à l'étude particulière des odeurs est proposé.

I.2 LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

I.2.1 Concepts de base et définitions

Le terme dispersion atmosphérique caractérise le devenir dans le temps et l'espace d'une particule - généralement d'un ensemble de particules : aérosol, gaz, poussière - émis dans des conditions données dans l'atmosphère (Grandamas *et al.*, 1989). Deux phénomènes peuvent être distingués dans la dispersion atmosphérique : le transport et la diffusion (Crabol, 1995).

- Le transport est le déplacement moyen des particules gazeuses du nuage par le vent. Il résulte de la combinaison de la vitesse du vent et des caractéristiques propres du gaz à l'émission (vitesse, température, densité).

- La diffusion désigne le phénomène physique de transport par lequel les diverses parties d'un fluide deviennent homogènes (en composition, température, etc.) en se répartissant également dans le milieu atmosphérique (Grandamas *et al.*, 1989). Crabol (1995) définit la diffusion comme le déplacement relatif des particules gazeuses par rapport à leur centre de gravité.

Ces deux processus sont directement liés aux mouvements atmosphériques dans lesquels on distingue habituellement le vent moyen et la turbulence.

Toutefois, deux types de diffusion peuvent être distingués :

- la diffusion moléculaire due uniquement à l'agitation thermique d'une masse gazeuse;
- la diffusion turbulente due à la turbulence de l'atmosphère.

La seconde est généralement bien plus importante que la première puisque les coefficients de diffusion peuvent être séparés d'un facteur 1000 voire plus.

Ces phénomènes s'appliquent globalement à différents types de gaz (Grandamas *et al.*, 1989; Crabol, 1995):

- Un gaz est dit passif lorsqu'il n'interagit plus avec le milieu porteur (un gaz qui subit, sans les influencer, les mouvements de l'air environnant). C'est le cas des gaz de densité proche de celle de l'air (densité 1), ou des gaz dont la dilution est suffisante dans l'atmosphère pour qu'ils soient considérés comme constituant minoritaire durant leur transfert (concentration d'environ 10^{-3} kg m⁻³ soit une teneur de l'ordre de 1000 ppm). Les particules fines rentrent souvent dans ce cas.

- Les rejets sont considérés non passifs lorsque à leur sortie dans l'atmosphère ils possèdent une énergie cinétique et/ou potentielle significative. L'interaction de cette énergie avec celle de l'écoulement atmosphérique ambiant engendre un comportement et une dispersion spécifique du gaz. Du point de vue de leur traitement mathématique ils peuvent être regroupés en deux catégories :

- les jets dans l'atmosphère : gaz de densité quelconque émis avec une vitesse initiale importante (supérieure à deux fois la vitesse du vent ambiant);
- les rejets de gaz de densité supérieure à 1, émis avec une vitesse initiale inférieure à deux fois la vitesse du vent ambiant (gaz lourd).

Les deux phénomènes brièvement décrits ci-dessus sont régis, d'un point de vue fondamental, par les mêmes équations. La distinction entre ces deux cas peut se résumer de la manière suivante :

- dans le premier cas, le gaz s'élève dans l'atmosphère et reste dans un milieu à peu près homogène;
- dans le second cas, le gaz s'affaisse et reste au niveau du sol.

Les gaz lourds, dans les conditions normales, ont une masse molaire supérieure à celle de l'air : c'est par exemple le cas du chlore, du propane, du butane ou du propylène quand ils sont stockés ou transportés sous forme cryogénique. Les gaz lourds diffusent au sol et possèdent un mode de dispersion qui leur est propre.

I.2.2 Transport des polluants dans l'atmosphère

Le comportement des effluents gazeux émis dans l'atmosphère, qu'il s'agisse d'un nuage dérivant lorsqu'une bouffée est émise, ou d'un rejet prolongé qui se matérialise par la présence souvent visible d'un panache issu du point de rejet, obéit aux processus décrits à la figure I-1 :

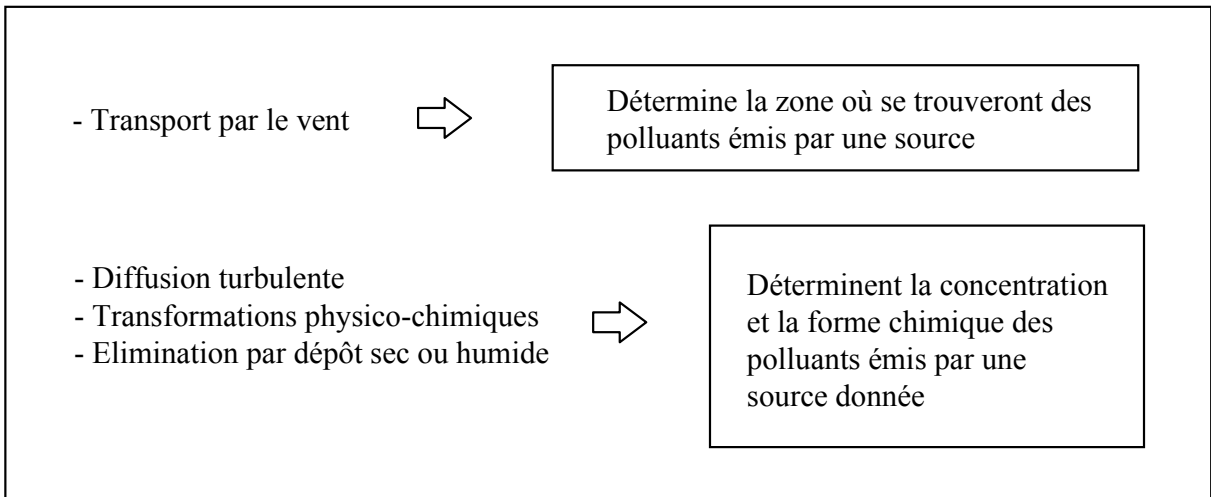


Figure I-1 : Différents mécanismes du processus de dispersion d'un gaz dans l'atmosphère.

Ces différents mécanismes sont schématisés sur la figure I-2. Quatre phases de l'évolution d'un panache dans la couche de mélange atmosphérique peuvent être distinguées (Grandamas *et al.*, 1989).

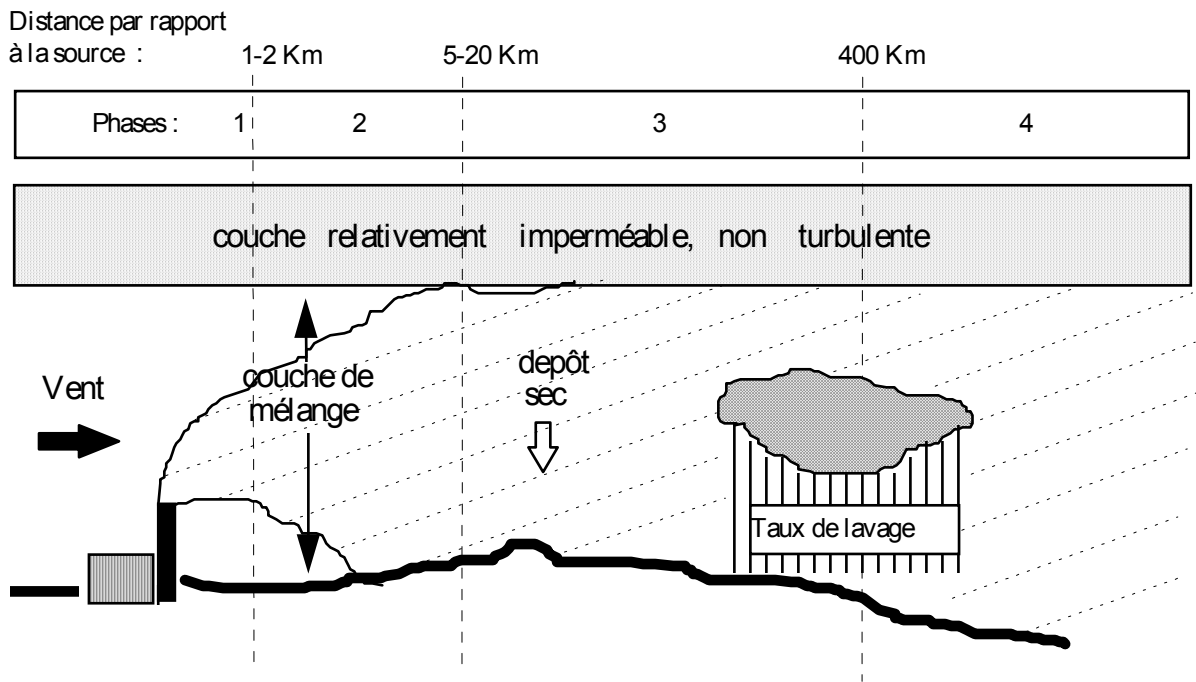


Figure I-2 : Evolution d'un rejet dans l'atmosphère. Exemple d'une centrale thermique (Grandamas *et al.*, 1989).

I.2.2.1 Première phase du transport

Les effluents gazeux issus d'une cheminée industrielle sont généralement émis à des températures nettement supérieures à la température ambiante et à des vitesses d'une dizaine de m/s. La trajectoire des polluants est essentiellement commandée par les forces de poussée d'Archimède et la vitesse du vent. En outre, une turbulence mécanique est engendrée du fait de l'existence d'un gradient de vitesse entre l'émission et l'air ambiant. Ces forces, responsables de l'écoulement turbulent des effluents gazeux à la sortie de la cheminée, et

donc du mélange avec l'air ambiant, vont décroître relativement vite, de sorte que l'axe du panache va s'infléchir progressivement pour tendre vers l'horizontale (Granier et Saab, 1982; Grandamas *et al.*, 1989).

Les gaz dits lourds se comportent différemment. Au cours de cette première phase, le nuage constitué par de tels gaz subit un effondrement gravitaire même si la dispersion reste également fortement dépendant de paramètres tels que la nature du produit rejeté et de ses caractéristiques physico-chimiques.

Au fur et à mesure de l'avancement du phénomène, la dilution augmente et les effets observés lors du rejet tendent à disparaître, la diffusion du panache est alors due à la turbulence atmosphérique, ce qui correspond à la deuxième phase d'évolution.

Lorsqu'il s'est infléchi, le panache se déplace alors selon deux composantes : horizontale et verticale. Il s'agit d'une vitesse horizontale voisine de la vitesse moyenne du vent et d'un gradient vertical de vitesse (entre panache et air ambiant) qui continue à produire de la turbulence et de l'entraînement (Granier et Saab, 1982).

I.2.2.2 Deuxième phase du transport

Dans les basses couches de l'atmosphère, des tourbillons de toutes tailles sont normalement présents et génèrent des turbulences. Selon leur taille, leurs actions seront différentes. Le plus petits tourbillons tendent à accroître les dimensions transversales et verticales du panache ou des bouffées qui le composent et sont donc à l'origine d'une dilution. Les tourbillons plus importants assurent le déplacement sur une zone plus étendue.

Suite à ces mouvements, certaines bouffées finissent par atteindre le sol. La distance entre les points d'émission et de contact avec le sol peut être importante. En effet, dans le cas d'une centrale thermique de grande puissance, ce phénomène commencera à se manifester à des distances d'environ 5 km de la source. Entre 5 et 20 km de la source, la concentration au sol atteindra son maximum (Grandamas *et al.*, 1989).

Des phénomènes de pertes des propriétés du panache commencent à devenir importantes à partir de cette phase. En effet, différents processus d'élimination du polluant peuvent se produire. La pluie sera à l'origine de dépôts humides. Cette pluie élimine selon son intensité de manière plus ou brutale les polluants présents dans l'air en mettant en jeu des phénomènes de lessivage et d'absorption.

Il convient de remarquer que par temps sec, l'élimination des polluants est également assurée mais par des phénomènes plus lents. L'absorption et/ou l'adsorption directe au niveau du sol, par les plantes, ou l'eau est qualifiée de dépôt sec. Ce processus de dépôt est relativement mieux connu que celui de dépôt humide. Il est également nécessaire de prendre en compte d'éventuelles transformations physico-chimiques des polluants comme par exemple l'oxydation telle que la transformation du SO₂ sous forme de sulfates générateurs de pluie acides.

I.2.2.3 Troisième phase du transport

Cette phase est située dans un domaine de distance moyenne, c'est-à-dire dans une gamme allant de 20 à 400 km en aval du point d'émission. Contrairement aux deux premières phases où l'aspect météorologique pouvait être considéré comme stationnaire, cette nouvelle phase nécessite la prise en compte des variations à la fois spatiales et temporelles des champs météorologiques (Grandamas *et al.*, 1989).

Au cours de cette phase, le panache continue à perdre certaines informations:

- La mémoire de la hauteur de l'émission constitue, par exemple, une de ces pertes d'informations. En effet, au début de cette phase, la structure du panache reste encore assez distincte de celle de l'atmosphère. Par contre, à partir de quelques centaines de kilomètres, cette structure disparaît. Les effluents gazeux se retrouvent alors distribués de façon uniforme en direction verticale à l'intérieur de la couche de mélange atmosphérique.
- Une autre perte potentielle concernant le débit de polluant, lieu aux phénomènes d'élimination humide ou sec, peut intervenir.

I.2.2.4 Quatrième phase du transport

Cette quatrième et dernière phase d'évolution couvre le transport des polluants à très grande distance. Les transformations physico-chimiques et les éliminations par dépôt sec ou humide renvoient, plus ou moins rapidement, la majeure partie des polluants vers le sol. L'élimination par des processus chimiques constitue l'autre alternative quant au devenir du polluant. dans l'atmosphère

Au cours de cette quatrième phase, les temps de parcours des ces polluants augmentent considérablement et dépassent la journée. Par conséquent, la diffusion de ceux-ci devient très dépendante de l'évolution des données météorologiques.

I.2.3 Paramètres agissant sur la diffusion d'un panache

Les paramètres régissant la dispersion d'un panache sont les suivants (Détrie, 1969; Grandamas *et al.*, 1989; U.I.C., 1995) :

- Conditions initiales de la dispersion (terme source);
- Nature des émissions (propriétés physiques et chimiques);
- Densité initiale du gaz ou du polluant (inférieure, égale ou supérieure à 1);
- Température des gaz;
- Type de rejet (instantané ou continu; constant ou à débit variable; ponctuel ou volumique; de vitesse initiale nulle, faible ou importante);
- Paramètres liés à l'environnement de la cheminée et à la cheminée elle-même:
 - effets des bâtiments adjacents;
 - rabattements par la cheminée elle-même;
 - importance de la hauteur de la cheminée;
- Situation atmosphérique;
- Topographie du site.

De nombreuses situations de transfert du polluant dans l'atmosphère sont envisageables puisque toutes les différentes combinaisons entre les paramètres énoncés ci-dessus sont possibles.

A ce stade de la description du phénomène, il est nécessaire d'intégrer une notion d'échelle des paramètres d'entrée et de sortie. A titre d'exemple de cette notion sur un paramètre d'entrée, la densité du gaz rejeté est un facteur intervenant, dans le processus de dispersion, uniquement dans le champ proche de la source. Ce facteur devient sans importance dès lors que la dilution du gaz dans l'air environnant est suffisante (Grandamas *et al.*, 1989).

Les conditions initiales de la dispersion nommées terme source (Sigri Project, 1993) et la situation atmosphérique restent difficiles à définir. La situation météorologique joue un rôle essentiel au moment d'un rejet.

L'influence de la météorologie dans le processus de dispersion de polluants résulte des facteurs suivants:

- La composante horizontale du vent regroupe la vitesse et la direction. La vitesse du vent est d'autant plus grande que les distances entre les isobares sont faibles (gradient horizontal de pression). Les conditions synoptiques déterminent la direction du vent. Elles sont altérées en basse altitude par les effets dus au frottement sur le sol, le relief ou au gradient thermique, que déterminent les vents météorologiques locaux tels que les brises de mer, de montagnes, de vallées et écoulements urbains (Détrie, 1969).
- La notion de stabilité de l'atmosphère est une manière simple de classer et d'évaluer l'importance de la turbulence atmosphérique.
- La force et la hauteur de l'inversion thermique.
- Les mouvements atmosphériques verticaux dus à des systèmes de basses et hautes pressions ou à des effets de terrains complexes (montagnes, collines, etc.).

I.2.4 La stabilité de l'atmosphère

La stabilité ou l'instabilité de l'atmosphère permet de définir l'état de turbulence. Cette stabilité a bien sûr une influence sur la diffusion des masses gazeuses mais également sur les mouvements des masses d'air.

I.2.4.1 Définition de la stabilité

On peut définir trois conditions types de stabilité de l'atmosphère: indifférence ou neutralité; stabilité; instabilité (Détrie, 1969; Triplet et Roche, 1986).

La stabilité de l'atmosphère est sous la dépendance des variations thermiques avec l'altitude. A titre d'illustration, l'air sec se refroidit de $0,98^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ (gradient adiabatique sec) alors que l'air saturé d'humidité se refroidit de $0,55^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ (gradient adiabatique saturé d'humidité).

Une atmosphère sera qualifiée d'indifférente ou neutre si la décroissance verticale de la température est égale au gradient adiabatique sec. Quelle que soit la position d'une particule dans la masse d'air, elle est à la même température que l'atmosphère donc à la même densité. La turbulence et la dispersion sont alors normales. Par conséquent, une particule ne possède plus aucune tendance à continuer son mouvement (Figure I-3).

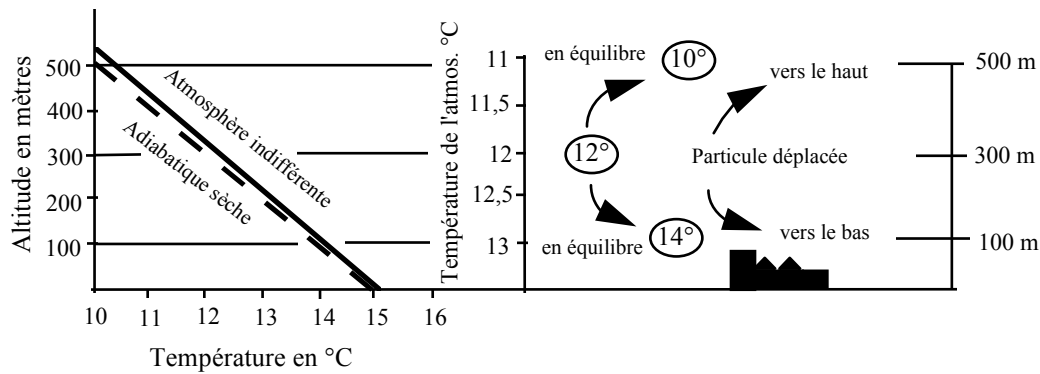


Figure I-3 : Atmosphère neutre ou indifférente (Détrie, 1969).

Ce type d'atmosphère neutre est fréquemment rencontré au cours des transitions jour-nuit, ou par des situations de vent fort (supérieur à 6 m/s à 10 mètres d'altitude). Dans de telles conditions, un panache de fumée prend alors une allure conique.

Une atmosphère sera qualifiée de stable, si une particule déplacée de sa position initiale tend à la regagner spontanément.

L'état de l'atmosphère aura donc une grande influence lors de la dispersion des nuages de polluant et cela quelle que soit leur densité : le nuage se disperse d'autant moins facilement que l'atmosphère est stable (Figure I-4).

Une atmosphère sera qualifiée d'instable lorsque les conditions réelles de température sont suradiabatiques, c'est à dire que la décroissance de température est supérieure au gradient adiabatique sec (Figure I-5). Cela implique qu'une particule déplacée de sa position initiale tend à s'éloigner spontanément (Détrie, 1969; Triplet et Roche, 1986; U.I.C., 1995).

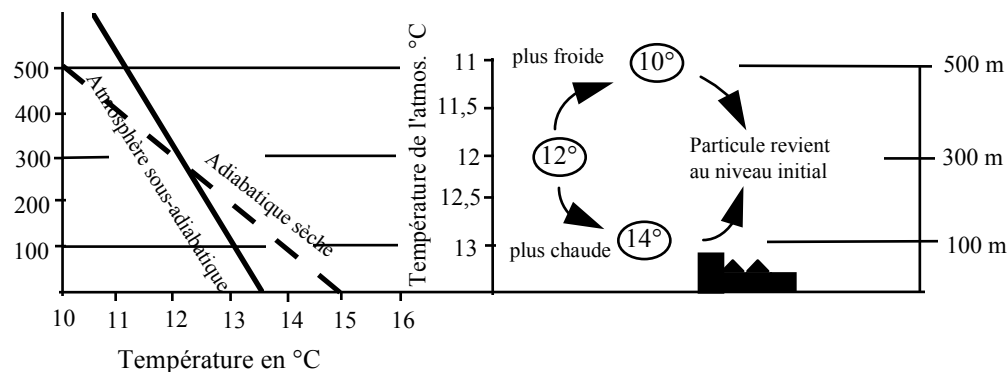


Figure I-4 : Atmosphère stable (Détrie, 1969).

Normalement, en période nocturne, l'atmosphère est stable. Les polluants ont tendance à être confinés dans la partie basse de l'atmosphère par des flux de chaleur descendants. Si le

cas particulier d'une colline est pris en compte, un écoulement laminaire se produira de part et d'autre du relief (Figure I-6).

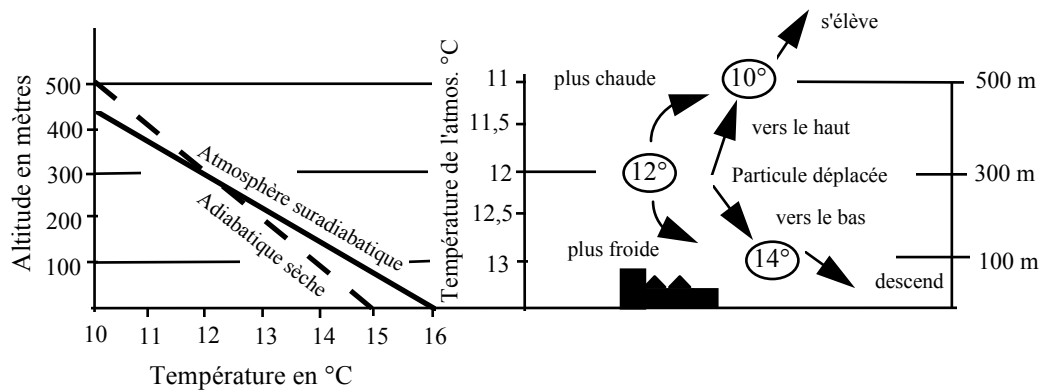


Figure I-5 : Atmosphère instable (Détrie, 1969).

Au cours d'une journée ensoleillée, l'état est instable. La dispersion de polluants est liée à la forte turbulence. Dans le cas de la colline, une telle atmosphère instable s'écoulera au-dessus du relief (Figure I-6).

Une situation particulière et délicate est liée à l'inversion de température. Cette inversion correspond à une augmentation de la température avec l'altitude (gradient positif). Le polluant se bloque littéralement dans la couche atmosphérique de température la plus élevée.

Cette couche d'inversion thermique constitue une véritable barrière pour les polluants. Ces derniers ont par conséquent tendance à rebondir pour retomber sur le sol. Les seuls échappatoires pour ces polluants sont des flux ascendants au-dessus des nappes d'eau, de fleuves dont la température peut être supérieure à celle de l'air ambiant, de zone forestière ou par le panache d'une cheminée.

Lors de nuits claires, une couche d'inversion s'établit généralement près du sol. La stabilité de cette couche augmente en absence de couverture nuageuse et de vent. Ce phénomène s'explique par le refroidissement radiatif des couches d'air en contact avec le sol alors que les couches supérieures gardent leur profil de température.

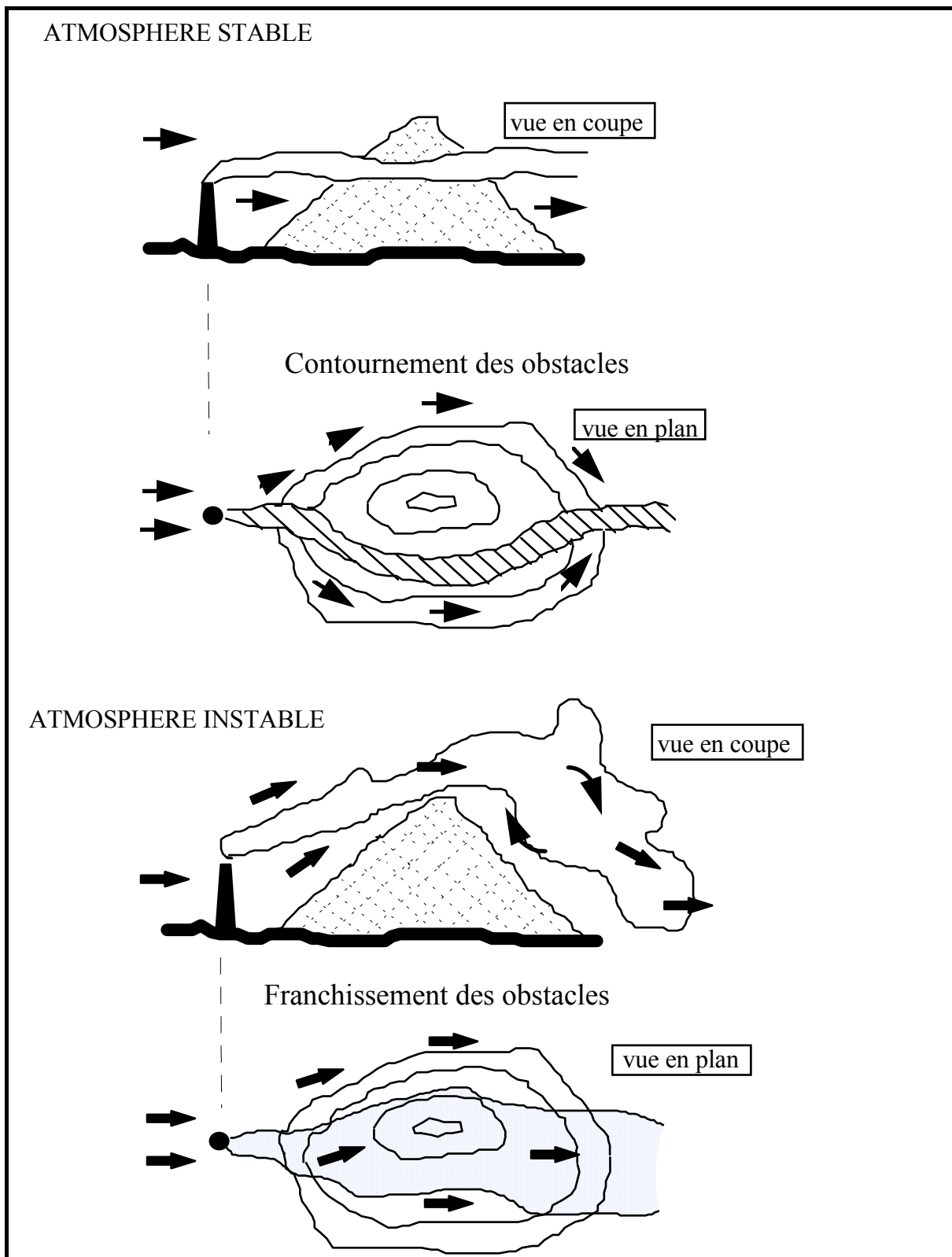


Figure I-6 : Stabilité de l'atmosphère et franchissement d'obstacles.

Les composés odorants n'échappent pas à ce phénomène et leur diffusion verticale est bloquée par cette couche d'inversion. Cette situation météorologique constitue un élément très défavorable pour la dispersion d'odeurs émises à proximité ou sous cette couche. La persistance du phénomène peut entraîner une retombée au sol des polluants réfléchis et par

conséquent augmenter les concentrations au sol susceptibles d'être prévues par les modèles de dispersion.

I.2.4.2 Détermination de la stabilité de l'atmosphère

La stabilité de l'atmosphère peut être caractérisée de plusieurs manières:

- Six classes de stabilité d'atmosphère ont été définies par Pasquill (1962) et désignées par les lettres A à F, dont la signification est mentionnée dans le tableau I-1. De manière empirique la stabilité de l'atmosphère peut être déterminée à partir de tableaux, qui donnent la stabilité en fonction de la vitesse du vent et de la couverture du ciel ou de l'ensoleillement (Tableau I-2).

Classe A	Très instable	Classe D	Neutre
Classe B	Moyennement instable	Classe E	Faiblement stable
Classe C	Légèrement instable	Classe F	Très stable

Tableau I-1 : Les six classes de stabilité d'atmosphère selon Pasquill (1962).

Vitesse du vent à 10 m. (m/s)	INSOLATION (5)			NUIT	
	Forte	Modérée	Faible	Couverture nuageuse $\geq 4/8$	Couverture nuageuse $\leq 3/8$
	(1)	(2)	(3)	(4)	
< 2	A	A-B	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

Tableau I-2 : Détermination des classes de stabilité (Pasquill, 1962)

De jour, la vitesse du vent à la hauteur de 10 m et l'intensité du rayonnement solaire permettent la détermination des classes de stabilité diurne A, B, C, D, E, F. Ces classes reflètent alors le pouvoir dispersif de l'atmosphère. Pendant la nuit, la détermination des classes de stabilité nocturne est obtenue à partir de la vitesse du vent et de la nébulosité.

Les items suivants sont référents aux classes numérotées au tableau I-2 (Wark et Warner, 1981) :

- (1) Ciel clair; angle solaire supérieur à 60 degrés au-dessus de l'horizon; typique d'un après-midi d'été ensoleillé. Atmosphère très convective;
- (2) Journée d'été avec des nuages épars.
- (3) Typique de la fin d'une journée ensoleillée; journée d'été avec des nuages épars; ou journée d'été avec ciel clair et angle solaire entre 15 à 35 degrés au-dessus de l'horizon.
- (4) Peut être utilisé pour une journée de l'hiver.

- (5) La catégorie d'insolation peut être déterminée par l'utilisation des renseignements sur la couverture nuageuse et l'angle solaire (tableau I-3).

Temps	Couverture nuageuse	Angle solaire		
		> 60°	entre 35° et 60°	entre 35° et 15°
Clair	3/8 ou moins ou présence de cirrus	Forte	Modérée	Faible
Moyennement couvert	4/8 à 7/8 des nuages de moyenne altitude (2000-5000 mètres)	Modérée	Faible	Faible
Entièrement couvert	>4/8 des nuages bas	Faible	Faible	Faible

Tableau I-3 : Catégorie d'insolation en fonction de la couverture nuageuse et de l'angle solaire (U.I.C., 1982; Hanna et Drivas, 1989).

Dans le cas où des mesures du rayonnement solaire incident sont disponibles, il est utile de pouvoir transcrire en chiffres les appellations de fort, modéré et faible (U.I.C., 1982) :

Rayonnement fort	:	≥ 600	W/m ²
Rayonnement modéré	:	300 à 600	W/m ²
Rayonnement faible	:	< 300	W/m ²

Pour les stations météorologiques britanniques la distribution suivante des fréquences a été déterminée (Gifford, 1975) :

- catégories A et B ≈ 10% temps;
- catégories C et D ≈ 60% temps;
- catégories E ≈ 10% temps;
- catégories F ≈ 20% temps ⇒ d'où 5-8% des vents calmes

- Doury (1980), ne distingue que deux classes de stabilité atmosphérique caractérisées par la valeur du gradient thermique vertical de l'atmosphère (Γ) :

$$\Gamma \leq -0,5 \text{ °C/100 m} \Rightarrow \text{condition de "diffusion normale"}$$

$$\Gamma > -0,5 \text{ °C/100 m} \Rightarrow \text{condition de "diffusion faible"}$$

Les conditions de "diffusion normale" regroupent les classes A - D de Pasquill (1962). Les conditions de "diffusion faible" sont au moins aussi sévères que la classe F de Pasquill (U.I.C., 1995).

- Sur la base des écarts types des vitesses horizontales et verticales (en degrés), l'US-EPA a proposé des tableaux pour déterminer les classes de stabilité de Pasquill (tableau I-4).

- La stabilité atmosphérique peut être déterminée à partir du nombre de Richardson (R_i). Le nombre de Richardson est une grandeur sans dimension résultant de la combinaison du gradient de température et du gradient vertical de la vitesse du vent horizontal. Il détermine l'intensité de la turbulence sur un certain point de l'espace. Le gradient vertical de la vitesse du vent horizontal est un facteur météorologique qui joue un rôle important au niveau de la

turbulence atmosphérique (Détrie, 1969; Zannetti, 1990). Le nombre de Richardson est déterminé par l'expression suivante :

$$R_i = \frac{g}{\theta} \frac{\left(\frac{dT}{dz} + \tau \right)}{\left(\frac{d\bar{u}}{dz} \right)^2} \quad (I.1)$$

g	:	accélération de la pesanteur	(m/s ²)
dT/dz	:	gradient vertical de la température	(°C/m)
τ	:	gradient adiabatique	(-0,986 °C/100 m ou -1 °C/100 m)
θ	:	température potentielle	(°C)
d \bar{u} /dz	:	gradient vertical de la vitesse du vent	(ms ⁻¹ /m)

Selon la valeur du nombre de Richardson la catégorie de stabilité peut être définie :

- (i) atmosphère stable : $R_i > 0$;
- (ii) atmosphère neutre : $R_i = 0$;
- (iii) atmosphère instable : $R_i < 0$.

Catégories de stabilité Pasquill	Ecart-type de la fluctuation de la direction du vent horizontal	Ecart-type de la fluctuation de la direction du vent vertical
A	> 22,5°	> 11,5°
B	17,5° - 22,5°	10,0° - 11,5°
C	12,5° - 17,5°	7,8° - 10,0°
D	7,5° - 12,5°	5,0° - 7,8°
E	3,8° - 7,5°	2,4° - 5,0°
F	< 3,8°	< 2,4°

Tableau I-4 : Classes de stabilité de Pasquill selon la fluctuation de la direction du vent (Zannetti, 1990).

- A l'aide du profil vertical de température, la stabilité atmosphérique peut être déterminée:

- dT/dz = -9,86.10 ⁻³ °C/m	:	atmosphère neutre;
- dT/dz < -9,86.10 ⁻³ °C/m	:	atmosphère instable;
- dT/dz > -9,86.10 ⁻³ °C/m	:	atmosphère stable;
- dT/dz > 0 °C/m	:	inversion thermique.

En France, la Météorologie Nationale définit 4 classes de stabilité:

Instabilité	dT/dz < -0,98°C/100 m
Neutre	-0,98°C < dT/dz < -0,55°C/100 m
Stabilité(S1)	-0,55°C < dT/dz < 0°C/100 m
Stabilité(S2)	dT/dz > 0°C/100 m

Les classes de stabilité de Pasquill peuvent aussi être déterminées à l'aide du profil vertical de température (Tableau I-5).

CLASSES DE STABILITE ATMOSPHERIQUE		
STABILITE CLASSIFICATION	CLASSES DE PASQUILL	VARIATION DE TEMPERATURE AVEC L'ALTITUDE °C/100m
Très instable	A	< -1,9
Moyennement instable	B	-1,9 à -1,7
Légèrement instable	C	-1,7 à -1,5
Neutre	D	-1,5 à -0,5
Faiblement stable	E	-0,5 à 1,5
Très stable	F	> 1,5

Tableau I-5 : Classes de stabilité de Pasquill à partir du profil vertical de température (U.I.C., 1995).

- Avec le gradient vertical de température potentielle on peut déterminer la stabilité atmosphérique (Stern, 1976; Turner, 1985):

$$\frac{d\theta}{dz} = \frac{dT}{dz} + \tau \quad (I.2)$$

- $d\theta/dz$: le gradient de la température potentielle (°C/m)
 τ : le gradient adiabatique (-0,986 °C/100 m ou -1 °C/100 m)
 dT/dz : le gradient vertical de la température (°C/m)

Une catégorie de stabilité neutre correspond à $\partial\theta/\partial z = 0$, stable à $\partial\theta/\partial z$ positif et instable à $\partial\theta/\partial z$ négatif.

I.2.5 Notion de turbulence atmosphérique

Sur la base du spectre d'énergie du champ de vent, trois échelles principales de turbulence correspondant à trois ordres de grandeur en termes de temps et de distance peuvent être définies. Il s'agit de la turbulence à microéchelle, à mésoéchelle et à macroéchelle.

- La turbulence à microéchelle correspond à des temps de l'ordre de la fraction de seconde à 1 heure et des distances inférieures à 20 km. Elle est produite par le cisaillement du vent, la rugosité, les inhomogénéités du sol et les mouvements thermiques verticaux. Il s'agit d'une turbulence tridimensionnelle comportant des structures de petites tailles.
- La turbulence à mésoéchelle est créée par des phénomènes tels que les orages, les îlots de chaleur et les brises (brises de pente, de vallée et de mer). Elle correspond à des temps de l'ordre de 1 heure à 1 jour et à des distances allant de 20 à 400 km.
- La turbulence à macroéchelle correspond à des temps de l'ordre de plusieurs jours à plusieurs mois et des distances supérieures à 400 km.

Il convient de remarquer que seules les échelles micro et méso intéressent la majorité des études de dispersion atmosphérique.

Les grosses structures turbulentes ont généralement pour effet le déplacement ou la déformation des masses gazeuses alors que les petites structures permettent la dilution le polluant (Figure I-7).

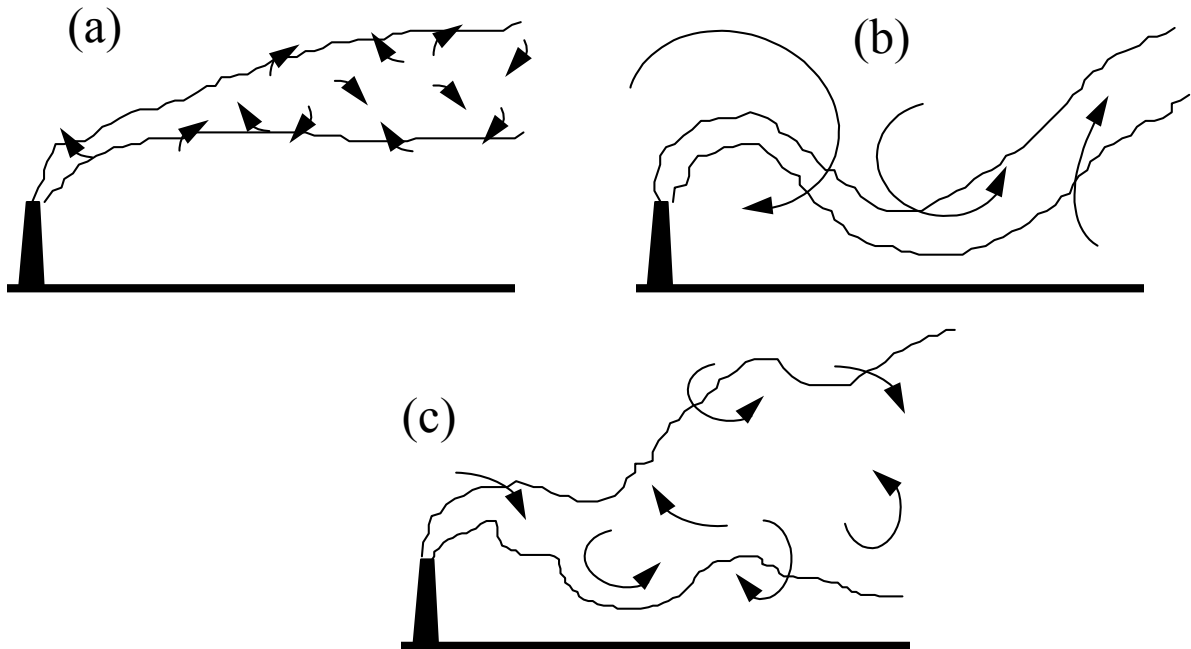


Figure I-7 : Dispersion d'un polluant dans l'atmosphère et taille des structures turbulentes : (a) structure turbulente inférieure à la taille du panache; (b) structure turbulente supérieure à la taille du panache; (c) structure turbulente de même ordre de la taille du panache.

Il est généralement admis que la dispersion des effluents gazeux dans l'atmosphère est due à la turbulence atmosphérique. Par contre, à ce jour, il n'existe pas de théorie complète permettant de décrire les mécanismes de cette diffusion turbulente en raison des difficultés expérimentales et de formulation analytique. Par exemple, dans le cas où se superposent les effets mécaniques et thermiques dus à des bâtiments de grande hauteur et au relief, la dispersion d'un panache pourra être modifiée et un ajustement devra être effectué au stade des étapes de calcul (Granier et Saab, 1982).

Quel que soit le niveau de développement des connaissances, l'apport de nouveaux éléments théoriques sur les mécanismes de la diffusion turbulente autorise l'étude de certaines situations particulières de diffusion comme:

- les cas de forte pollution et de rejets accidentels;
- les conditions particulières d'écoulement ou de structures complexes de la couche limite atmosphérique dues au relief ou à la climatologie du site (Granier et Saab, 1982).

I.2.6 La couche limite atmosphérique

La couche limite atmosphérique est encore appelée couche de mélange ou couche limite planétaire. Elle est le siège de nombreux phénomènes physiques tels que des mouvements de masse d'air, des gradients de pression, de température et d'humidité, ou des tourbillons. Ces phénomènes sont liés entre eux et dépendent de nombreux paramètres comme l'altitude, la force de Coriolis, l'insolation, le relief, la rugosité du sol, etc...

La diffusion et le transport des polluants, aux échelles micrométéorologique et même mésométéorologique, se produisent au niveau de cette couche limite. Celle-ci est directement soumise à l'influence du sol et voit donc sa structure évoluer quotidiennement, ce qui constitue un problème essentiel pour la pollution atmosphérique.

Des valeurs typiques de la hauteur de la couche de mélange, définie à partir du coefficient de rugosité Z_0 , pour des conditions atmosphériques stables, sont présentées au tableau I-6.

	Hauteur de la couche de mélange (m)	
	Pour $Z_0=0.25$ (campagne)	Pour $Z_0=2.25$ (très urbanisé)
vent faible	65	120
vent modéré	208	384
vent fort	734	1237

Tableau I-6 : Valeurs typiques de la hauteur de la couche de mélange
(Khan *et al.*, 1992)

Ce paramètre Z_0 , est d'environ un dixième de la hauteur des éléments entraînant une rugosité. Il est de 1 m pour les villes, forêts et sites industriels, de 10 cm pour les plantations agricoles, de 1 cm pour l'herbe et de 1 mm pour l'eau ou les surfaces bétonnées (Hanna et Drivas, 1989).

I.3 METHODES D'APPROCHE DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DE GAZ POLLUANTS

Il existe deux types d'approches complémentaires pour tenter de résoudre la dispersion atmosphérique des gaz polluants (Crabot, 1995; UIC, 1995):

- les méthodes numériques : formulations analytiques, codes de calcul bi ou tridimensionnels;
- les méthodes expérimentales : simulation par traceur sur site, simulation à échelle réduite en laboratoire (veine hydraulique ou soufflerie).

I.3.1 Méthodes expérimentales

Deux méthodes d'étude expérimentale de la dispersion des gaz dans l'atmosphère sont proposées (Crabot, 1995; U.I.C, 1995) :

- le traçage sur site;
- le traçage sur maquette en laboratoire soit en soufflerie, soit en veine hydraulique.

Ces deux approches sont complémentaires. Elles ont été essentiellement appliquées aux problèmes de dispersion passive. Cependant, la première de ces approches a permis de réaliser les plus grands progrès dans la connaissance de la dispersion atmosphérique durant ces trente dernières années (Crabot, 1990).

Ces deux méthodes ne sont utilisées que dans des situations topographiques ou météorologiques particulières. La modélisation de la dispersion non passive étant plus récente, elle nécessite encore l'utilisation des méthodes expérimentales pour le calage et la validation des modèles numériques (Crabot, 1990). Détrie (1969) présente, par exemple, des expériences de diffusion en utilisant des maquettes aériennes et hydrauliques .

Des études importantes basées sur la modélisation physique en soufflerie de la dispersion atmosphérique ont été présentées par Hodin (1995). Il est envisageable de pratiquer une telle modélisation pour les composés odorants.

Les méthodes expérimentales constituent un support pour la modélisation numérique. Elles sont utilisées pour la détermination des coefficients empiriques nécessaires à la mise en oeuvre des méthodes numériques. Elles sont aussi employées pour résoudre les cas très complexes où l'analyse numérique reste impossible ou difficile à concevoir. Cependant, ces méthodes sont coûteuses et parfois très lourdes à mettre en oeuvre, ce qui fait que les méthodes numériques restent l'outil principal de l'évaluation des conséquences d'un rejet gazeux dans l'atmosphère (Crabot, 1995).

I.3.2 Méthodes numériques

Des modèles numériques de simulation météorologique et de dispersion atmosphérique sont apparus dans les années soixante-dix. Les modèles de dispersion ont surtout été développés, à l'origine, principalement dans deux domaines : la météorologie et la sûreté des installations industrielles. Avec la prise en compte des conséquences potentielles sur l'environnement, les modèles ont été orientés vers les études d'impacts à la fois pour l'aspect chronique ou accidentel. L'application de ces modèles aux systèmes de surveillance et de prévision en temps réel constitue le développement le plus récent (U.I.C., 1995).

Ces méthodes ont des domaines d'applications limités. Cette limitation résulte des hypothèses simplificatrices faites lors de la modélisation de la résolution des problèmes de dispersion (Crabot, 1990).

La modélisation numérique est de plus en plus utilisée pour estimer la dispersion des nuages de polluants. Elle présente, *a priori*, des avantages certains par rapport aux techniques physiques que sont les essais *in situ* ou à échelle réduite :

- non recours à de lourdes procédures expérimentales;
- rapidité de l'étude;
- possibilité d'envisager un grand nombre de situations.

Les modèles numériques diffèrent sur un grand nombre de points qui sont principalement :

- l'approche du problème;
- le fonctionnement;
- le temps de réponse et les moyens de calcul nécessaires;
- le prix.

Les moyens informatiques modernes ont permis d'intégrer ces modèles plus ou moins complexes dans des codes de calcul. Des logiciels qui permettent le couplage à des stations météorologiques pour l'acquisition des données en continu (vitesse et direction du vent, température extérieure, hygrométrie, etc.) permettent de suivre la dispersion des nuages de polluants quasiment en temps réel.

Les problèmes qui peuvent se poser sont de nature très variable. En effet, la dispersion des gaz dans l'atmosphère est régie par différents processus pouvant agir soit simultanément, soit successivement (§ I.2.3). Leur importance relative, sous la dépendance du terme source, conditionne l'analyse (Grandamas *et al.*, 1989).

Les conditions météorologiques au moment du rejet sont parmi les paramètres essentiels. Un même rejet peut en effet engendrer des longueurs de nuage toxique variant d'un facteur 1 à 5 en fonction des conditions météorologiques. Le cumul de telles imprécisions permet de fournir des résultats, en termes de concentrations calculées, dans de rapports de 1 à 10 (U.I.C., 1995).

La simulation de la dispersion dans l'atmosphère d'un gaz émis à partir d'une cheminée comprend les deux étapes, la surélévation du panache ainsi que la dispersion horizontale (transport et diffusion) que seront présentées dans les paragraphes suivants.

I.3.2.1 Première étape : surélévation de la cheminée

Dans la première étape, le problème de la surélévation maximale est étudié. Elle représente l'élévation au-dessus de la cheminée (de hauteur Δh) atteinte par le panache au cours de sa première phase d'évolution. La hauteur de la cheminée et les caractéristiques de l'émission jouent un rôle prépondérant dans sa détermination. (Ministère de l'Environnement, 1978; Granier et Saab, 1982; Wark et Warner, 1981; Détrie, 1969) (Figure I-8).

Si le gaz à la sortie d'une source a une vitesse importante ou si sa densité ou sa température sont différentes de celles de l'atmosphère, la hauteur effective d'émission sera différente de la hauteur physique d'émission (Hanna et Drivas, 1989). Ces deux paramètres, la vitesse de sortie du gaz et sa densité, qui conditionne sa flottabilité, sont importants pour la détermination de l'élévation du panache dans l'atmosphère (Henderson et Sellers, 1984). A ceux deux paramètres, il faut ajouter la quantité d'eau présente dans un panache. Celle-ci peut influencer considérablement sa surélévation, par le transfert de la chaleur latente vers le mouvement vertical, selon l'humidité relative de l'atmosphère (Guewich et Pringle, 1977).

La définition de la surélévation est aussi discutée par Granier et Saab (1982). Deux approches ont été développées pour la calculer : une approche analytique et une approche numérique.

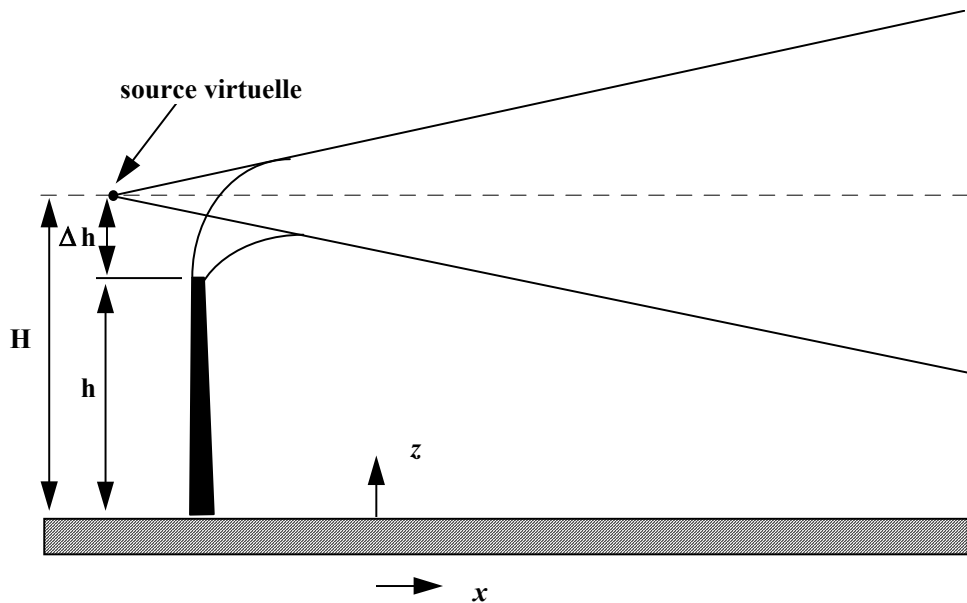


Figure I-8 : Surélévation d'une cheminée et source virtuelle.

H	: hauteur effective de la cheminée	(m)
Δh	: surélévation maximale	(m)
h	: hauteur géométrique de la cheminée	(m)

- Dans l'approche analytique plusieurs méthodes sont proposées pour calculer la hauteur effective de la cheminée, telles que, les méthodes de Briggs (1965), de Holland (Wark et Warner, 1981; Crabol, 1995) et de Stümke (Kretzchmar et Mertens, 1984).

Il existe des limites d'application de ces formulations analytiques du calcul de la surélévation. Elles sont généralement d'ordre météorologique. En effet ces formules ne sont applicables au cas d'une atmosphère fortement stratifiée ou à fort cisaillement de vent. D'autre part, la plupart de ces formules, en particulier celles déduites d'observations de panaches, ne sont plus utilisables en dessous d'une vitesse de vent estimée à 3 m/s (Granier et Saab, 1982).

- Dans l'approche numérique du calcul de la surélévation le comportement du panache est décrit par la résolution du système des équations de conservation (masse, forces de poussée d'Archimède, quantité de mouvement, énergie) (Granier et Saab, 1982).

I.3.2.1.1 La formule de Briggs

La formule probablement la plus couramment utilisée dans la pratique, et d'application assez vaste, est celle développée par Briggs (Crabol, 1995).

Briggs (1965) a proposé une méthode pour déterminer la surélévation d'un panache comme une fonction des caractéristiques de la source, de la météorologie et de la distance en aval à la source (Murray *et al.*, 1978). La méthode fournit les meilleures estimations à partir des cheminées de grande hauteur, supérieure à 100m, en tenant compte des conditions de stabilité atmosphérique (Briggs, 1965; Granier et Saab, 1982).

Briggs considère l'intervention soit d'un flux de quantité de mouvement soit d'un flux des forces de poussée d'Archimède (flottabilité) dans l'élévation du panache (Stern, 1976; Zannetti, 1990). Mais pour la plupart des sources, les effets de la quantité de mouvement sont rapidement négligeables. Cette élévation dépend alors essentiellement de la stabilité atmosphérique.

Les panaches de gaz léger, sous des conditions atmosphériques stables comme les classes E et F de Pasquill, culminent à une hauteur et par la suite, la hauteur de l'axe du panache reste constante. En ce qui concerne les autres classes de stabilité le panache monte jusqu'à atteindre une couche d'inversion thermique. La hauteur de l'inversion caractérise de fait, la hauteur de la couche de mélange.

I.3.2.1.1.1 Prédominance de la flottabilité dans le panache

Le fait que le gaz soit léger par rapport à l'air à la sortie d'une cheminée entraîne l'apparition d'un flux des forces de poussée d'Archimède qui est défini de la formule suivante (Briggs, 1975; Stern, 1976; Granier et Saab, 1982; Zannetti, 1990):

$$F_o = \frac{gQ_o}{T_s}(T_s - T_a) \quad (I.3)$$

F_o	: flux thermique (flottabilité)	$(m^4 \cdot s^{-3})$
g	: accélération de la pesanteur	$(m \cdot s^{-2})$
Q_o	: débit volumique initial divisé par π , et défini par $Q_o = R_o^2 w_s$	$(m^3 \cdot s^{-1})$
R_o	: rayon de la cheminée	(m)
w_s	: vitesse d'éjection du gaz	$(m \cdot s^{-1})$
T_s	: température du gaz en sortie de la cheminée	(K)
T_a	: température ambiante	(K)

Cette équation est utilisable pour des émissions avec un poids moléculaire et une chaleur spécifique proches de celles de l'air (Briggs, 1975).

Pour des cheminées non circulaires la valeur R_o^2 est remplacée par l'aire de la section transversale divisée par π (Turner, 1985; Zannetti, 1990).

Dans des conditions atmosphériques instables (classes A, B et C de Pasquill), la concentration décroît rapidement dans le panache car la turbulence agit de manière plus efficace que lorsque l'atmosphère est neutre ou stable.

Briggs a défini pour l'application de ces équations une distance critique x^* à partir de la cheminée. Au-delà de x^* , la turbulence atmosphérique devient dominante par rapport la turbulence générée par le gaz sortant de la cheminée. Cette distance est définie de la façon suivante (Stern, 1976; Zannetti, 1990):

$$\begin{aligned} x^* &= 2,16 F_o^{2/5} h_r^{3/5} && \text{pour } h_r < 305 \text{ m} \\ x^* &= 67 F_o^{2/5} && \text{pour } h_r \geq 305 \text{ m} \end{aligned}$$

h_r : hauteur géométrique (ou réelle) de la cheminée (m).

Dans le cas général où quelles que soient les conditions de stabilité atmosphérique et si $x \leq x^*$, le modèle de Briggs prédit la loi suivante dite « loi 2/3 » (Briggs, 1975; Stern, 1976) avec un facteur correctif « f » (Granier et Saab, 1982; Turner, 1985; Zannetti, 1990):

$$\Delta h(x) = (1,6 F_o^{1/3} \bar{u}^{-1} x^{2/3}). f \quad (I.4)$$

Δh : hauteur de l'axe du panache au-dessus de la hauteur d'émission (m);
 F_o : flux des forces de poussée d'Archimède (flottabilité) ($m^4.s^{-3}$);
 \bar{u} : vitesse moyenne horizontale du vent à la hauteur de l'émission (ms^{-1});
 x : distance du point de calcul à la source sur l'axe x (m);
 f : facteur correctif [sans dimension].

Le facteur correctif « f » est fonction du nombre de Froude, évalué par l'équation suivante:

$$Fr = \frac{W_s^2}{2.g.R_o(T_s - T_a)/T_a} \quad (I.5)$$

Quand le nombre de Froude est inférieur à 3, le facteur correctif prend la valeur 1. Si le nombre de Froude est supérieur ou égal à 3, il faut considérer les cas suivants:

$$f = \begin{cases} 1 & \text{pour } \bar{u} < W_s/1,5 \\ 0 & \bar{u} \geq W_s \\ \frac{3.(W_s - \bar{u})}{W_s} & W_s/1,5 \leq \bar{u} < W_s \end{cases}$$

W_s : désigne la vitesse d'éjection des fumées à la sortie de la cheminée (m/s).

Cette loi est confirmée par les données expérimentales obtenues soit en soufflerie, soit *in situ*. Elle fournit de bonnes estimations de la surélévation d'un panache pour 90% des situations sur le terrain (Briggs, 1975).

Pour une atmosphère neutre ou instable, la surélévation finale du panache est alors donnée par l'équation I.4 pour une distance de la source $x = 3 x^*$ (Stern, 1976):

$$\Delta h_{\max} = (1,6 F_o^{1/3} \bar{u}^{-1} (3,0.x^*)^{2/3}). f \quad (I.6)$$

Pour les effluents chauds avec un taux d'émission de chaleur supérieur ou égal à 20 MW, une bonne approximation de la surélévation finale est obtenue avec l'équation I.4 pour $x = 10.h_r$ (Stern, 1976).

$$\Delta h = 1,6 F_o^{1/3} \bar{u}^{-1} (10.h_r)^{2/3} \quad (I.7)$$

Pour des conditions atmosphériques stables, Briggs résume les nombreuses études sur la surélévation finale d'un panache avec l'équation ci-dessous (Briggs, 1975; Stern, 1976; Zannetti, 1990).

$$\Delta h_{\max} = 2,6F_o^{1/3}u^{-1/3}.s^{-1/3} \quad (\text{I.8})$$

s : paramètre de stabilité.

Le paramètre de stabilité (s) est défini par l'expression suivante (Briggs, 1975; Granier et Saab, 1982):

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{d\theta}{dz} \right) \quad (\text{I.9})$$

θ : température potentielle (°C);
 T_a : température de l'air ambiant (°C);
 g : accélération de la pesanteur (m.s⁻²).

En considérant le gradient vertical de la température potentielle (d θ /dz) présenté au § I.2.4.1 le paramètre de stabilité prend la forme suivante :

$$S = \frac{g}{T_a} \left(\frac{dT}{dz} + 0,01 \right) \quad (\text{I.10})$$

dT/dz : gradient vertical de température (°C/m);
 0,01 : gradient de température adiabatique arrondi à 1°C pour 100 m;

Ce paramètre peut être calculé pour chaque classe de stabilité avec les données du gradient thermique ($\partial T_a / \partial z$). A défaut de la connaissance du gradient thermique, les données du tableau I-7, qui concernent des latitudes moyennes et un air sec, peuvent être utilisées.

Classe de stabilité	Gradient thermique dT/dz (K.m ⁻¹)	Valeur Moyenne du gradient
A	< - 0,019	- 0,020
B	de - 0,0190 à - 0,0170	- 0,018
C	de - 0,0170 à - 0,0150	- 0,016
D	de - 0,0150 à 0,0050	- 0,001
E	de - 0,0050 à 0,0015	0,005
F	> 0,0150	0,028

Tableau I-7 : Gradient thermique (dT/dz) en fonction de la classe de stabilité.

Pour des conditions très calmes, où la vitesse moyenne du vent est inférieure à 1 m/s, l'équation suivante peut être appliquée (Stern, 1976):

$$\Delta h = 5,0F_o^{1/4}s^{-3/8} \quad (\text{I.11})$$

I.3.2.1.1.2 Prédominance de la quantité de mouvement dans le panache (Stern, 1976; Zannetti, 1990)

Quand la température du gaz à la sortie de la cheminée est proche de la température ambiante, le terme de flottabilité est petit et l'effluent peut être traité comme un jet. L'équation recommandée est fonction de la distance et s'écrit:

$$\Delta h(x) = 2,3 F_m^{1/3} \bar{u}^{-2/3} (x)^{1/3} \quad (\text{I.12})$$

F_m : paramètre de flux de moment quand la densité de masse de l'effluent est similaire à la densité de l'air, soit,

$$F_m \approx w_o^2 \cdot R_s^2 \quad (\text{I.13})$$

Pour une atmosphère neutre ou quand $W_s/u \geq 4$, Briggs suggère l'utilisation de l'équation:

$$\Delta h = 6 \cdot \left(\frac{W_s}{u} \right) \cdot R_s \quad (\text{I.14})$$

Pour une atmosphère stable avec des conditions calmes ($\bar{u} < 1$ m/s) l'équation est la suivante :

$$\Delta h = 4,0 F_m^{1/4} s^{-1/4} \quad (\text{I.15})$$

Pour une atmosphère stable avec du vent ($\bar{u} \geq 1$ m/s) la relation suivante peut être appliquée :

$$\Delta h = 1,5 F_m^{1/3} \bar{u}^{-1/3} \cdot s^{-1/6} \quad (\text{I.16})$$

I.3.2.1.2 La formule de Holland

La formule de Holland donne l'altitude maximale Δh atteinte par le panache. Il n'y a pas d'effet de la stabilité atmosphérique. Cette formule n'est valable qu'en atmosphère neutre (Crabot, 1995).

$$\Delta h = \Delta h_{\text{Mécanique}} + \Delta h_{\text{Thermique}} \quad (\text{I.17})$$

Δh : hauteur de l'axe du panache au-dessus de la hauteur d'émission (m)
 $\Delta h_{\text{Mécanique}}$: contribution mécanique (m)
 $\Delta h_{\text{Thermique}}$: contribution thermique (m)

$$\Delta h = \Delta h_{\text{Mécanique}} + \Delta h_{\text{Thermique}} \quad (\text{I.18})$$

\bar{u} : vitesse moyenne horizontale du vent à la hauteur de l'émission (m/s)
 w_s : vitesse d'éjection des fumées à la sortie de la cheminée (m/s)
 d : diamètre de la cheminée (m)

$$\Delta h_{\text{Thermique}} = 2,4 \times 10^{-5} \frac{Q_T}{u} \quad (\text{I.19})$$

Q_T : flux d'énergie thermique sortant de la cheminée (J/s)

I.3.2.2 Seconde étape : Evolution du panache

Dans cette seconde étape, la dispersion des effluents correspondant à la deuxième phase d'évolution du panache est étudiée. Au cours de cette phase, seules les caractéristiques propres à l'atmosphère environnante interviennent, principalement les champs des vitesses et des températures et la turbulence associée (Ministère de l'Environnement, 1978; Granier et Saab, 1982).

La grandeur recherchée au cours de cette étape est le champ spatial et temporel de distribution des concentrations $C(x, y, z, t)$ de polluants au sol pour les différentes situations météorologiques rencontrées.

Les modèles développés se limitent souvent à assortir les schémas de concentrations calculées avec ceux des concentrations maximales mesurées au sol, d'où la justification d'un certain degré d'empirisme dans les équations pour rendre ces modèles opérationnels (exemple de Pasquill et Gifford, discuté ci-après).

La résolution de cette étape peut aussi être divisée en deux méthodes : la méthode analytique et la méthode numérique (Granier et Saab, 1982).

Dans les méthodes analytiques, l'approche gaussienne est utilisée pour calculer la diffusion des polluants dans l'air (Modèle Pasquill-Turner ou Modèle à Bouffées). La résolution de l'équation de transport-diffusion nécessite d'introduire des hypothèses simplificatrices afin d'obtenir des solutions analytiques pratiques. Deux modèles fréquemment utilisés dans ce type de problèmes sont le modèle du panache gaussien et le modèle «bouffées» (Tymen *et al.*, 1990).

Les méthodes numériques sont basées sur l'utilisation de trois grandes familles de modèles de dispersion atmosphérique (UIC, 1995) :

- les modèles gaussiens
- les modèles intégraux
- les modèles tridimensionnels

Les principaux paramètres qui peuvent aider à choisir une modélisation pertinente peuvent être regroupés en trois catégories (Grandamas, 1989):

- Densité initiale du gaz ou du polluant : inférieure, égale ou supérieure à 1.
- Rejet : instantané, continu, constant, à débit variable, ponctuel, volumique, de vitesse initiale nulle ou faible.
- Autres conditions : terrain plat, topographie complexe.

Toutes les combinaisons de paramètres sont possibles, constituant autant de situations distinctes de transport dans l'atmosphère.

Le choix de la méthode se fera en fonction de l'adéquation entre le modèle et le problème à traiter. La précision des résultats est influencée par cette dernière question et par le calage

du modèle utilisé. Afin de faciliter cette démarche des études comparatives entre les logiciels disponibles sur le marché ont été établies (Grandamas *et al.*, 1989; De Melo Lisboa *et al.*, 1995).

I.3.3 Les modèles Gaussiens

Les approches de type gaussien furent les premiers développés. Ils sont aussi les plus simples à mettre en oeuvre, ne prenant en compte qu'un nombre limité de données.

Dans les modèles gaussiens, la dispersion d'un polluant issu d'une source ponctuelle, dans des conditions d'émission et météorologiques stationnaires, est schématisée par un panache qui suit une loi gaussienne. Ces modèles mathématiques simulent le comportement général d'un panache à partir de sources élevées (cheminées) ou au niveau de la surface (Wark et Warner, 1981). Cette simulation de la dispersion d'un gaz dans l'atmosphère comprend les deux étapes discutées précédemment. L'approche analytique est généralement utilisée pour calculer la surélévation.

Ces modèles supposent que les distributions des concentrations dans les plans perpendiculaires au vent soient approximativement gaussiennes. Cela implique que la répartition du polluant suit une loi gaussienne dont les écarts types dépendent de la distance de la source (Pasquill, 1962) ou du temps écoulé depuis l'émission encore appelé temps de transfert (Doury, 1980), ainsi que de la stabilité atmosphérique.

Ce type de modèle s'applique aux gaz de même densité que l'air, ou aux gaz très dilués quelle que soit leur densité (U.I.C., 1995). Dans ce cas, la différence de vitesse et de densité des gaz émis par une source par rapport à celles de l'atmosphère devient faible. Le panache peut être alors considéré comme un nuage (Ooms, 1972).

La dispersion passive s'applique à un polluant qui n'est soumis qu'à l'action du fluide porteur (air), c'est à dire qui, soit par sa densité, sa température ou sa concentration, ne provoque pas de modification significative des caractéristiques de l'air, en particulier ne perturbe pas son écoulement. Ceci suppose qu'au niveau du rejet la vitesse du vent reste la même avec ou sans polluant. Cette dernière hypothèse s'est vite avérée inacceptable pour bon nombre d'études de *scénarii* faisant intervenir des gaz dont la masse volumique était sensiblement plus importante que celle de l'air (U.I.C., 1995).

Des variations du modèle gaussien ont permis de l'adapter à différents types de rejets:

- Emission ponctuelle continue
- Emission ponctuelle instantanée
- Emission ponctuelle prolongée

I.3.3.1 La distribution gaussienne ou normale

Le modèle gaussien est une solution simplifiée et généralement acceptée pour l'équation de transport-diffusion d'un gaz dans l'atmosphère. Pour bien comprendre cette solution, quelques caractéristiques de la loi gaussienne ou normale sont rappelées (Wark et Warner, 1981).

Une variable x est dite normalement distribuée quand sa fonction densité $f(x)$ suit la relation du type (Spiegel, 1978) :

$$f(x) = \frac{1}{\sigma(2\pi)^{1/2}} \exp\left(\frac{-(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right) \quad (I.20)$$

μ : valeur moyenne
 σ : écart-type

La courbe normale ou gaussienne représentée par l'équation (I.20) est en format normalisée. Cela implique que l'aire au-dessous de la courbe a la valeur unitaire. La valeur de l'écart-type σ donne une forme plus pointue ou affaissée de la courbe $f(x)$.

La solution de l'équation de dispersion peut prendre la forme d'une double distribution gaussienne dans les directions x et y représentant le produit des distributions gaussiennes de chaque cordonnée.

$$f(y,z) = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(\frac{-(y-\mu_y)^2}{2\sigma_y^2} + \frac{-(z-\mu_z)^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (I.21)$$

I.3.3.2 Le développement mathématique du modèle émission ponctuelle continue : modèle panache

Les modèles de plume gaussienne, basés sur la théorie de dispersion atmosphérique de Sutton (1947) et les équations de Pasquill - Gifford (Pasquill, 1962), ont été utilisés pour prédire les concentrations moyennes des produits spécifiques en aval des sources (Wark et Warner, 1981).

Le développement d'un modèle de dispersion atmosphérique est basé sur l'équation de la variation de la masse d'un volume différentiel $dx dy dz$ en suspension (masse par unité de volume) sur un point des cordonnées x, y et z , d'un fluide turbulent (Pasquill, 1962; Tymen *et al.*, 1990).

En considérant la théorie du transfert de masse, le taux de diffusion de la masse N_x d'un spécimen gazeux dans la direction x pour une section transversale A est donné par l'expression de Fick :

$$N_x = -A \cdot \frac{\partial(K_x C)}{\partial x} \quad (I.22)$$

N_x : transfert ou flux de la masse par unité de temps (g/s)
 K_x : coefficient de diffusion de la masse par unité d'aire et de temps dans la direction x ($\text{g/m}^2 \cdot \text{s}$)
 C : concentration du gaz (g/m^3)
 A : l'aire d'une section transversale dans la direction x (m^2)

Cette expression est applicable pour la diffusion d'un gaz libéré de façon continue à partir d'un point source à un volume élémentaire dans l'espace (Figure I-9). Ce volume élémentaire ($dx dy dz$) de gaz est transporté dans la direction x avec une vitesse \bar{u} . Le taux de

diffusion de la masse dans l'élément fluide (indépendant du mouvement du volume élémentaire de gaz) est donné par l'expression:

$$N_x = -dxdy \cdot \frac{\partial(K_x C)}{\partial x} \quad (I.23)$$

La masse de gaz que sort du volume différentiel dans la direction x est:

$$N_{x+dx} = -dydz \cdot \frac{\partial(K_x C)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left[\left(\frac{\partial(K_x C)}{\partial x} \right) dydz \right] dx \quad (I.24)$$

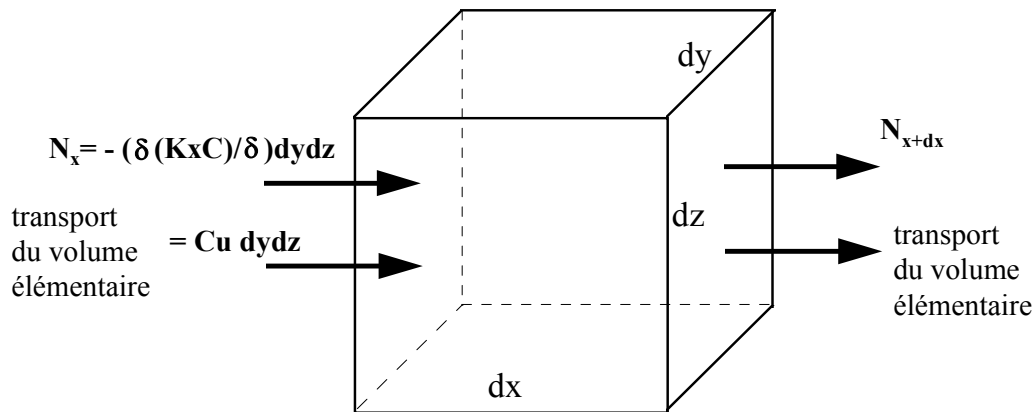


Figure I-9 : Variation de la concentration d'un gaz dans un volume élémentaire.

En conséquence, l'expression générale pour la variation de la masse dans le volume différentiel $dx dy dz$ due au transport est représentée par :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(Cu)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial(K_x C)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial(K_y C)}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial(K_z C)}{\partial z} \right) \quad (I.25)$$

Certaines hypothèses simplificatrices doivent être faites :

- Le transfert de la masse dû au transport du volume élémentaire dans la direction x est beaucoup plus important que celui dû à la diffusion du gaz. Pourtant, le deuxième terme du côté droit de l'équation (I.29) est très inférieur au premier et il peut être enlevé de cette expression.
- Une fois considéré l'état stationnaire dans la solution de cette équation, la quantité $\partial C / \partial t$ s'annule.
- Même si la vitesse du vent doit varier dans chacune des trois directions du système de coordonnées, sa variation est relativement faible. La vitesse du vent est considérée constante, aspect qui simplifie la solution de l'équation (I.25). C'est-à-dire qu'aucune variation horizontale ni verticale du vent moyen ou de la turbulence n'est observée.
- Les coefficients de diffusion de la masse K_x , K_y et K_z sont dépendant du point considéré (turbulence homogène).
- La concentration du polluant est issue d'une source continue.
- La direction principale du transport dû au vent est considérée comme axe x .

- L'atmosphère est considérée homogène (cela implique que le site d'expérimentation est plat et la surface du sol uniforme).
- Les conditions des paramètres météorologiques sont stationnaires.
- La composante verticale du vent est négligeable devant la composante horizontale.
- Le débit de polluants est considéré comme permanent.

L'équation (I.25) se réduit alors à :

$$u \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) = K_y \left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + K_z \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (I.26)$$

La solution générale de cette équation différentielle du deuxième ordre est :

$$C = Rx^{-1} \exp \left\{ - \left[\left(\frac{y^2}{K_y} \right) + \left(\frac{z^2}{K_z} \right) \right] \frac{\bar{u}}{4x} \right\} \quad (I.27)$$

R: constante déterminée par les conditions limites de chaque situation de dispersion atmosphérique.

Une des conditions limites qui doit être satisfaite est que le taux de transfert des polluants à travers n'importe quel plan vertical en aval de la source sur la direction x doit être constant. Ceci correspond à l'état stationnaire. Cette constante doit être égale au taux d'émission de la source (Q).

Pour un point source situé à une hauteur H au-dessus du sol, la constante R prend la valeur :

$$R = \frac{Q}{4\pi(K_y K_z)^{1/2}} \quad (I.28)$$

En remplaçant R dans l'équation (I.31), celle-ci devient :

$$C = \frac{Q}{4\pi x (K_y K_z)^{1/2}} \exp \left\{ - \left[\left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \frac{u}{4x} \right\} \quad (I.29)$$

Cette équation a la forme d'une double distribution gaussienne exprimée par l'équation (I.21). Les moyennes μ_y et μ_z dans les directions y et z prendront respectivement les valeurs zéro et H dans l'équation (I.21) qui s'écrit alors :

$$f(y, z) = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp \left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2} \right) \quad (I.30)$$

Pour une concordance de l'équation (I.29) avec la relation (I.30) les définitions suivantes doivent être prise en compte :

$$\sigma_y^2 \cong \frac{2K_y x}{u} \quad \text{et} \quad \sigma_z^2 \cong \frac{2K_z x}{u} \quad (I.31)$$

En remplaçant ces deux égalités dans l'équation (I.29) l'expression de la concentration de gaz en aval d'un point source est trouvée :

$$C(x,y,z) = \frac{I}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (I.32)$$

Cependant, il convient de noter que cette équation ne prend pas en compte la possibilité de réflexion du polluant gazeux sur le sol.

I.3.3.2.1 Réflexion sur le sol

La représentation mathématique du phénomène de la réflexion du polluant gazeux sur le sol par la supposition d'une image miroir de la source à une hauteur $-H$ est illustrée par la figure I-10. La région grisée au-delà de la position I indique la région de l'atmosphère dont la concentration augmentera à partir de l'effet de réflexion. Cette accroissement est déterminée mathématiquement par la superposition linéaire de deux courbes de concentration gaussiennes, une centrée à la hauteur H et l'autre centrée à la hauteur $-H$. Cet effet est paramétré par l'application d'un coefficient de réflexion au sol.

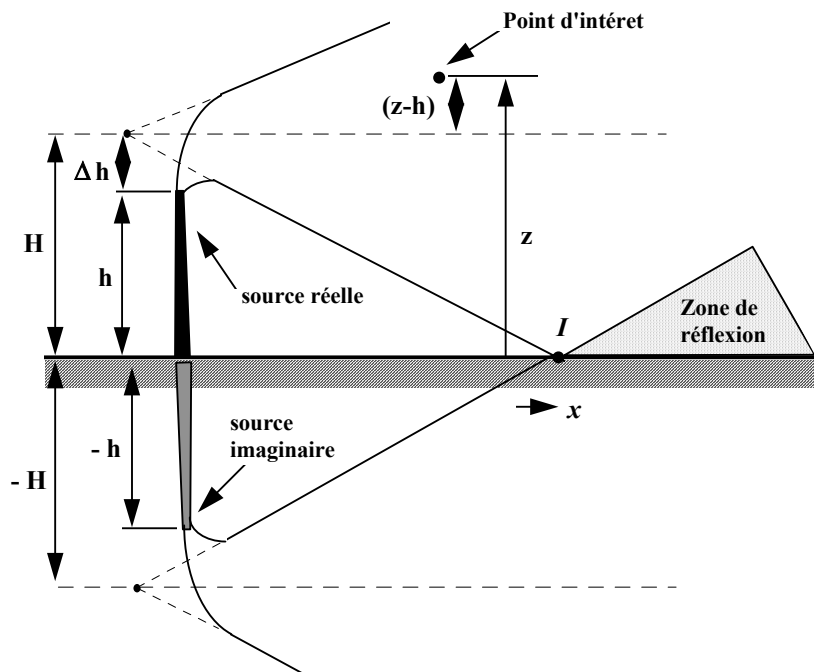


Figure I-10 : Utilisation d'une source imaginaire pour décrire mathématiquement l'effet de la réflexion d'un gaz au rencontre du sol (Wark et Warner, 1981).

Le coefficient de réflexion au sol est un terme correctif qui permet de simuler le phénomène physique de la réflexion du panache en fonction de la nature du sol. En fait ce phénomène est plus ou moins accentué suivant la nature du sol et du polluant, et est fonction de la capacité du polluant à se fixer sur le sol, l'eau ou les végétaux.

Ce coefficient prend la valeur zéro dans le cas d'une fixation immédiate du polluant sur le sol, comme par exemple le cas du fluorure d'hydrogène sur une surface d'eau. A l'opposé, il prend la valeur 1 lorsque le gaz ne réagit pas avec la nature du sol comme dans le cas d'un sol non poreux du type surface bétonnée (U.I.C., 1995).

Si la réflexion du polluant gazeux sur le sol et sa rentrée dans l'atmosphère est considérée, l'équation (I.32) devient :

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \left[\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \right] \left\{ \exp\left[\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \alpha \exp\left[\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (I.33)$$

$C(x,y,z)$: Concentration du gaz au point de coordonnées x, y, z.

(g.m⁻³);

H : Hauteur effective de la cheminée (H = h + Δh)

(m);

Q : Débit de polluant libéré par unité de temps

(g.s⁻¹);

\bar{u} : Vitesse moyenne du vent à la hauteur d'émission

(m.s⁻¹);

σ_y : Ecart-type de la concentration en gaz du panache sur l'axe Y

(m);

σ_z : Ecart-type de la concentration en gaz du panache sur l'axe vertical Z

(m);

α : Coefficient de réflexion au sol [sans dimension].

Cette expression est généralement répertoriée sous le terme d'équation du modèle émission ponctuelle continue, équation gaussienne classique ou équation panache (U.I.C., 1995). Elle est appliquée dans le cas d'un rejet dont la durée est importante comparativement au temps de transfert au point d'observation (> 4 fois). Elle considère que le vent est suffisamment important pour permettre de négliger la diffusion selon l'axe des x. Cette équation permet de calculer la concentration moyenne, pour l'état stationnaire, à partir d'une source élevée du type cheminée, intégrant la réflexion (Pasquill, 1961 et 1962; Wark et Warner, 1981; Kretschmar et Mertens, 1984; Zanetti, 1986; Hanna et Strimaitis, 1989; U.I.C., 1995).

Les écarts-types σ_y et σ_z seront étudiés dans le §I.3.3.2.2.

Cette configuration admet qu'un produit émis diffuse de telle sorte que les moyennes statistiques des concentrations soient distribuées selon une loi gaussienne. Cette répartition s'opère le long des axes verticaux et transversaux et constitue un panache conique de distribution gaussienne (Figure I-11).

L'hypothèse de l'état stationnaire implique que la concentration calculée n'est pas fonction du temps (Zannetti, 1990).

Cette équation peut être complétée en considérant les termes suivants (Zanetti, 1986) :

- Réflexion partielle ou totale pour la présence d'une couche d'inversion;
- Termes de réductions exponentielles pour la simulation d'un dépôt sec ou humide;

- Termes de réduction pour la simulation des réactions chimiques de premier ordre;
- Termes de réduction pour simuler le dépôt gravitationnel et turbulent des molécules en suspension dans l'air.

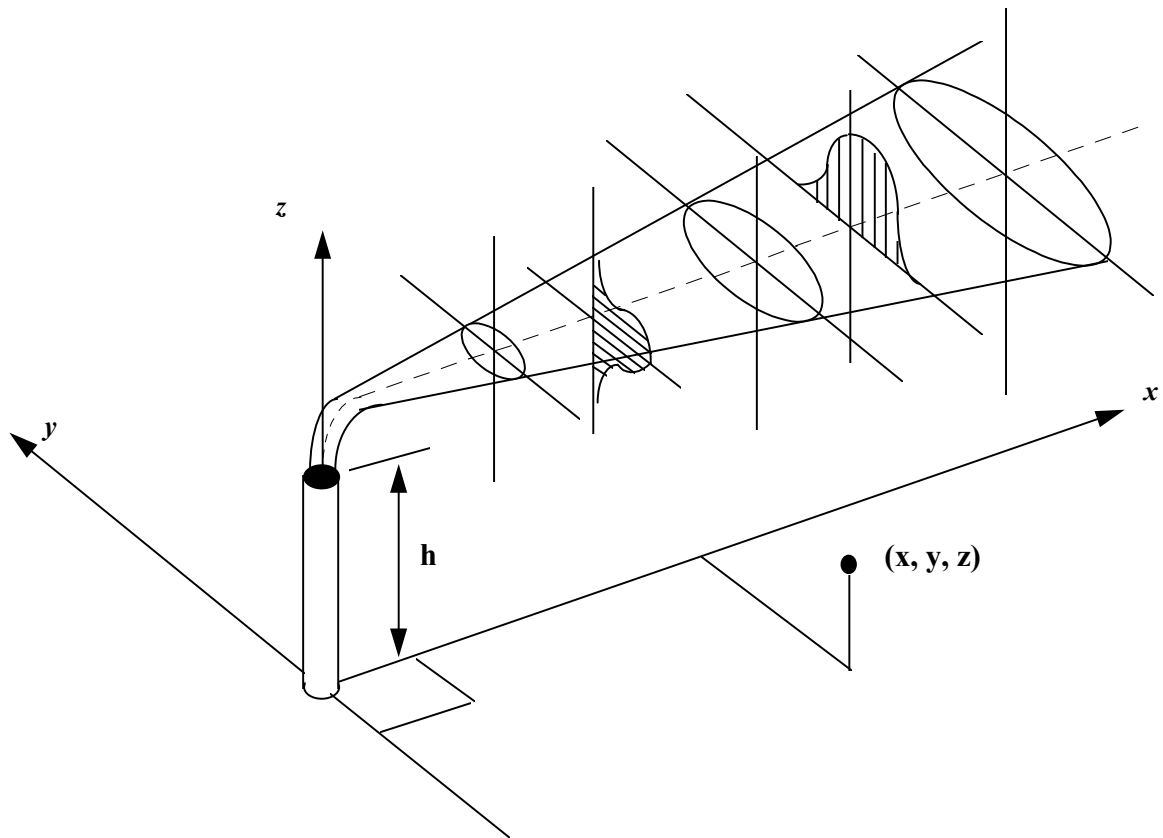


Figure I-11 : Système de coordonnées d'une distribution gaussienne

Des variantes de cette expression ont été élaborées pour l'adapter au cas d'émissions ponctuelles instantanées et d'émissions ponctuelles prolongées dites à bouffées (U.I.C., 1995).

I.3.3.2.2 Les écarts-types

Les écarts-types représentent l'intensité de la turbulence et de la dispersion au sein de l'atmosphère. De façon pratique, σ_y et σ_z sont obtenus à partir d'abaques empiriques, dans les systèmes de type Pasquill, qui donnent les lois de variation avec la distance x à la source pour six conditions de stabilité atmosphérique. Ces conditions sont classées, selon l'ordre croissant de stabilité, de A à F (Tableau I-1). Les valeurs des écarts-types sont généralement déduites de résultats expérimentaux.

Les écarts-types de la distribution de la pollution peuvent être exprimés en fonction de la distance en aval du vent à partir de la source. Dans ce cas, la condition de vitesse du vent affectée à chacune des classes de stabilité atmosphérique de Pasquill doit être respectée.

La concentration au niveau du sol et sur l'axe du panache $C(x,0,0)$ sera maximale quand l'écart-type vertical admettra la valeur ci-dessous (Pasquill, 1961 et 1962; Wark et Warner, 1981; Hanna et Drivas, 1989) :

$$\sigma_z = \frac{H}{\sqrt{2}} \quad (I.34)$$

L'équation panache devient dans ce cas l'expression suivante (Wark et Warner, 1981) :

$$C(x,0,0) = \frac{0,1171 \cdot Q}{\bar{u} \cdot \sigma_z \cdot \sigma_y} \quad (I.35)$$

L'utilisation du modèle de dispersion gaussien pour décrire la distribution des contaminants dans l'atmosphère est devenue fréquente après la publication, par Pasquill (1961), d'un inventaire des taux de dispersion mesurés à partir des plusieurs expériences (Bowne, 1974). Plusieurs méthodes ont été proposées pour estimer σ_y et σ_z à partir des mesures météorologiques (Pasquill, 1961; Singer et Smidt, 1966; Harrison et MacCartney, 1980). Pasquill a proposé une abaque, modifiée par Gifford (1961) et Turner (1970) qui donne σ_y et σ_z en fonction de la distance à partir de la source et de la stabilité de l'atmosphère (Figure I-12). Les paramètres de stabilité sont déterminés à partir des mesures de la vitesse du vent et de l'ensoleillement (Tableau I-2) (Harrison et MacCartney, 1980). En outre, ces écarts-types sont dépendants à la fois de la rugosité, de la durée d'échantillonnage, et de la hauteur de la source.

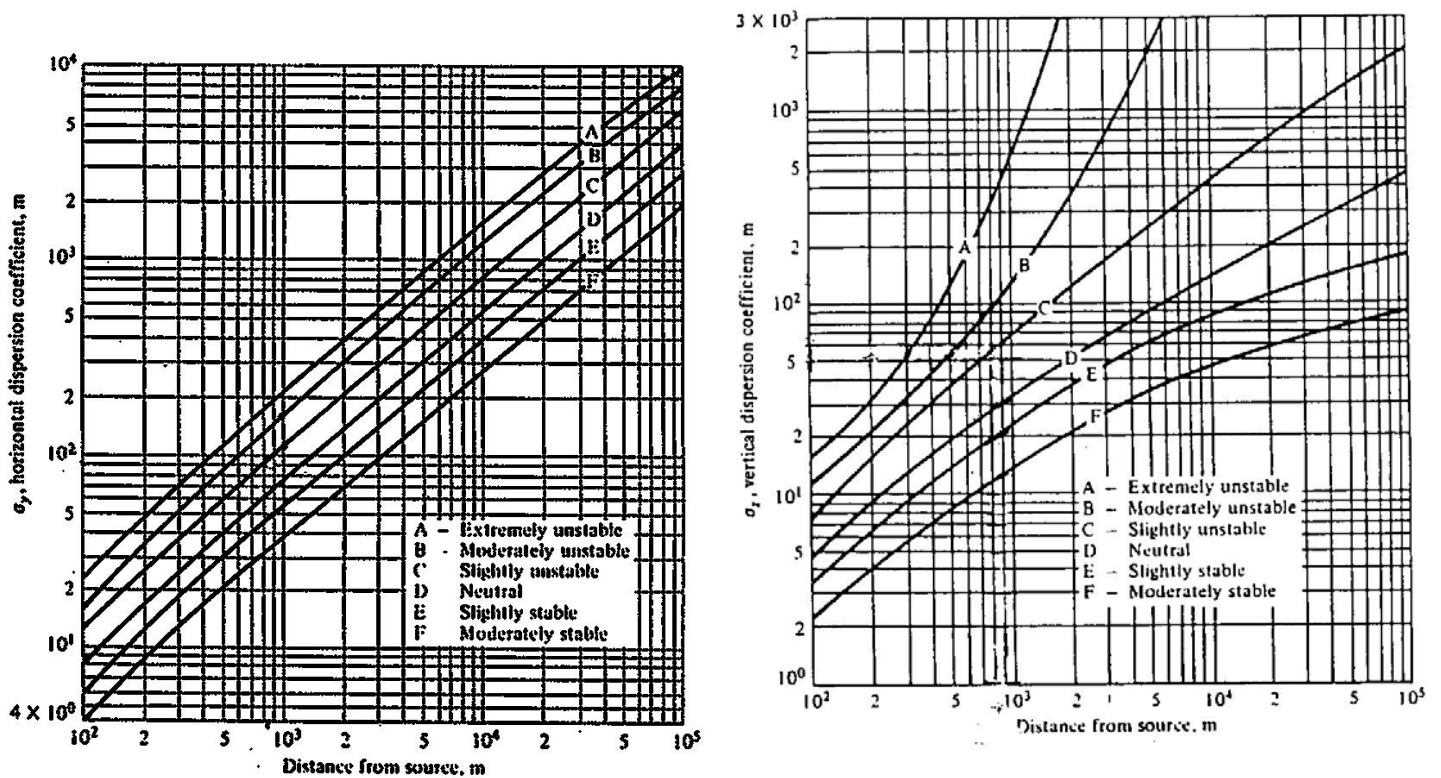


Figure I-12 : Détermination Pasquill-Gifford de σ_y et σ_z en fonction de la distance (Wark et Warner, 1981).

La question de la représentativité de ces écarts-types par rapport au intervalle de temps associé à la concentration moyenne calculée par un modèle gaussien ne fait pas l'unanimité. La majorité des valeurs citées dans la littérature pour cet intervalle de temps sont comprises entre 3 minutes et 1 heure. Ce temps est normalement de l'ordre de 30 minutes ou 1 heure, selon Kretzsmar et Mertens (1984). Henderson et Sellers (1984) affirment que ce temps est de l'ordre de 3 minutes et que ces écart-types sont uniquement valables pour les émissions au sol et surfaces planes des campagnes. Högström (1974) considère pour sa part un temps de l'ordre d'une heure.

Les valeurs de σ_y et σ_z reportées sur la figure I-12 ont été déterminées à partir des données des concentrations moyennes mesurées dans l'ambient associées à un intervalle de temps de 10 minutes. Donc, les concentrations moyennes calculées avec ces écart-types sont associées à un intervalle de temps de 10 minutes (Wark et Warner, 1981; Hanna et Drivas, 1989).

L'utilisation des abaques de la figure I-12 nécessite que le terrain soit lisse comme une prairie ou un pâturage, situation difficile à trouver dans la pratique. Cependant cette méthode est très utilisée pour les sites non-idéaux, en raison de sa facilité de mise en oeuvre (Harrison et MacCartney, 1980). Ces courbes sont appliquées à la diffusion à partir d'une source près du sol (Gifford, 1982).

De nouveaux coefficients de dispersion pour les modèles gaussiens ont été proposés par Bowne (1974), pour des terrains irréguliers et des aires urbaines, rurales et périurbaines. En zone urbaine ces valeurs doivent prendre en compte la turbulence générée par les effets thermiques et les mécanismes turbulents (Henderson-Sellers, 1984).

Briggs (1973) présente des écarts-types valables pour un temps de prélèvement moyen de 10 minutes et pour des conditions urbaines et rurales (Tableau I-8). Ces écart-types, en termes de σ_y et σ_z sont très utilisés pour les études de dispersion (Hanna et Strimaitis, 1989; Carrascal et al., 1993; Griffiths, 1994). Ils ont été basés sur des expérimentations. Les conditions rurales considèrent une végétation avec des rugosités réparties dans une gamme allant de 0.01 à 0.1 m. Les sites urbains donnent des rugosités d'environ 1 m. Des erreurs surviennent souvent en raison d'une mauvaise application de ces paramètres (Griffiths, 1994).

En France, et en particulier au C.E.A., les écarts-types utilisés sont ceux proposés par Doury (Doury, 1980; U.I.C., 1982).

$$\sigma_x = \sigma_y = \sigma_h = (A_h t_t)^{K_h} \quad \text{et} \quad \sigma_z = (A_z t_t)^{K_z} \quad (\text{I.36})$$

A_h, A_z : paramètres de diffusion horizontale et verticale [$L^{1/k} \cdot T^{-1}$] (Tableau I-9);
 K_h, K_z : coefficients de diffusion horizontale et verticale [sans dimension] (Tableau I-9);
 t_t : temps de transfert (secondes).

Lorsque la vitesse du vent est supposée constante, le temps de transfert est, sauf par vent faible, proportionnel à la distance d'éloignement de la source (U.I.C., 1995) :

$$t_t = \frac{x}{u} \quad (I.37)$$

Classe de stabilité	Ecart-types	
	σ_y (m)	σ_z (m)
	Environnement Rural	
A	$0.22 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.20 x$
B	$0.16 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.12 x$
C	$0.11 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.08 x (1 + 0.0002 x)^{-1/2}$
D	$0.08 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.06 x (1 + 0.0015 x)^{-1/2}$
E	$0.06 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.03 x (1 + 0.0003 x)^{-1}$
F	$0.04 x (1 + 0.0001 x)^{-1/2}$	$0.016x (1 + 0.0003 x)^{-1}$
	Environnement Urbain	
A-B	$0.32 x (1 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.24 x (1 + 0.001 x)^{1/2}$
C	$0.22 x (1 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.20 x$
D	$0.16 x (1 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.14 x (1 + 0.0003 x)^{-1/2}$
E-F	$0.11 x (1 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.08 x (1 + 0.0015 x)^{-1/2}$

Tableau I-8 : Ecart-types de Briggs (Hanna et Strimaitis, 1989)

Les paramètres A_h , A_z et les exposants, K_h , K_z proviennent des coefficients de diffusion proprement dits qui sont fonction du temps de transfert. De nombreuses observations de distribution de polluants en suspension provenant d'émissions instantanées (Doury, 1980; Crabol, 1990) ont permis leur déduction expérimentale. Une durée d'observation du processus de diffusion d'environ cinq minutes, correspond à de tels écart-types (Crabol, 1995).

Les deux classes de stabilité déterminées par Doury sont fonction du temps de transfert et de la stabilité de l'atmosphère - Tableau I-9. On considère que seule la distribution verticale du polluant est affectée par la stabilité de l'atmosphère. Une comparaison entre les écart-types de Pasquill-Gifford et Doury est présenté par Crabol (1990).

Des études comparatives présentent l'importance du choix des coefficients de dispersion pour la détermination des valeurs de concentration à partir d'un modèle gaussien (Carrascal *et al.*, 1993).

Diffusion Normale				
Temps de transfert t_t (secondes)	A_x ou A_y	A_z	K_x ou K_y	K_z
0 à $2,40 \cdot 10^2$	$4,05 \cdot 10^{-1}$	0,42	0,859	0,814
$2,40 \cdot 10^2$ à $3,28 \cdot 10^3$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	1,00	1,130	0,685
$3,28 \cdot 10^2$ à $9,70 \cdot 10^4$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	20	1,130	0,500
$9,70 \cdot 10^4$ à $5,08 \cdot 10^5$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	20	1,000	0,500
$5,08 \cdot 10^5$ à $1,30 \cdot 10^6$	6,50	20	0,824	0,500
> à $1,30 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^5$	20	0,500	0,500

Diffusion Faible				
Temps de transfert t (secondes)	A_x ou A_y	A_z	K_x ou K_y	K_z
0 à $2,40 \cdot 10^2$	$4,05 \cdot 10^{-1}$	0,20	0,859	0,500
$2,40 \cdot 10^2$ à $9,70 \cdot 10^4$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	0,20	1,130	0,500
$9,70 \cdot 10^4$ à $5,08 \cdot 10^5$	$4,63 \cdot 10^{-1}$	0,20	1,000	0,500
$5,08 \cdot 10^5$ à $1,30 \cdot 10^6$	6,50	0,20	0,824	0,500
> à $1,30 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^5$	0,20	0,500	0,500

Tableau I-9 : Variation des paramètres et coefficients de diffusion en fonction du temps écoulé depuis l'émission (Crabot, 1995).

I.3.3.2.3 La vitesse du vent

La direction moyenne du vent pendant la durée d'observation est considérée comme étant parallèle à l'axe des abscisses x . Elle est supposée constante dans le temps et l'espace pendant le temps utilisé pour les calculs des niveaux de concentrations dans le modèle (Krestzchmar et Mertens, 1984).

La vitesse moyenne du vent (u) à la hauteur d'émission est estimée à partir de la vitesse du vent mesurée à 10 mètres, en général, en utilisant l'expression de Smith (Smith, 1968; Harrison et MacCartney, 1980):

$$U(H) = U(Z) \cdot \left(\frac{H}{Z} \right)^n \quad (\text{I.38})$$

$U(H)$: vitesse du vent à la hauteur effective de la cheminée H (m/s);
 $U(z)$: vitesse du vent à la hauteur z (m/s);
 n : constante (cf. tableau I-10).

Classe de stabilité de Pasquill	n
A	0,10
B	0,15
C	0,20
D	0,25
E	0,25
F	0,30

Tableau I-10 : Coefficient n en fonction de la classe de stabilité (U.I.C., 1995).

Avec un vent faible les polluants tendent à rester sur place et par conséquent, les concentrations peuvent être importantes (Pasquill, 1961). Par vent fort, cette pollution est entraînée plus loin sans pouvoir bien diffuser (Doury, 1980).

La vitesse du vent dans les couches étudiées est très rarement nulle, les vents faibles sont définis comme ayant une vitesse de 0,5 m/s. D'autre part, lorsque cette vitesse est inférieure à 1 m/s, Météo France considère que la direction du vent n'est pas établie et n'indique aucune direction pour ces vents.

I.3.3.3 Émission ponctuelle instantanée

Les modèles à bouffées ont été développés pour traiter les cas d'émissions variables dans des conditions de dispersion non homogènes (au niveau du champ de vent en particulier).

Si la durée de l'émission est très inférieure au temps de transfert jusqu'à un récepteur l'émission peut être considérée comme instantanée. La forme de la bouffée sera plus ou moins circulaire. Dans le cas contraire l'émission peut être considérée comme continue (Hanna et Drivas, 1989).

L'émission ponctuelle instantanée n'est pas la plus fréquemment rencontrée. Par contre, ce type d'émission reste la plus simple à modéliser. Un tel modèle constitue l'élément de base pour la construction d'un système plus complexe (Doury *et al.*, 1980).

Pour un rejet ponctuel, instantané, la dispersion sur l'axe x doit être prise en compte (Hanna et Strimaitis, 1989). L'expression de la concentration volumique du gaz dans l'air, en un point de coordonnées x, y, z à un temps t (Pasquill, 1962), est décrit par une équation de la forme gaussienne sur les trois axes (Doury *et al.*, 1980; Granier et Saab, 1982; Kretzschmar et Mertens, 1984; Zannetti, 1986; Tymen *et al.*, 1990) :

$$C_{(x,y,z,t)} = \frac{\Delta Q.E}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left(\frac{(x-x_o - \bar{u}.t)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(y-y_o)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-z_o - H)^2}{\sigma_z^2} \right) \right\} \quad (I.39)$$

$C(x, y, z)$: Concentration volumique du gaz au point de coordonnées x, y, z	(kg.m^{-3})
ΔQ	: Quantité totale de polluant émise instantanément	(kg)
E	: Loi particulière d'apport ou de retrait de polluant (par exemple, la décroissance radioactive $E = e^{-\lambda t}$)	
x	: Coordonnée de position du point d'observation sur la trajectoire moyenne des masses d'air polluées, c'est à dire sur l'axe des abscisses étant parallèle à la direction moyenne du vent	(m)
y, z	: Coordonnées de position du point d'observation sur les directions orthogonales à la trajectoire des masses d'air polluées	(m)
x_0, y_0, z_0	: Cordonnées de la source	(m)
\bar{u}	: Vitesse moyenne du vent	(m.s^{-1})
t	: Temps écoulé depuis l'émission ponctuelle	(s)
H	: Hauteur effective de la cheminée	(m)
$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$: Ecart-types de la distribution gaussienne de la quantité ΔQ par rapport à sa localisation moyenne	(m)

Les écarts-types de la distribution gaussienne sont liés à l'intensité de la turbulence. On admet que la diffusion horizontale est la même dans toutes les directions, ce qui conduit à $\sigma_x = \sigma_y$. Différentes formulations ont été proposées pour les calculer et des abaques ont été établies.

Les paramètres de dispersion (écart-types) pour une source instantanée sont différents par rapport aux valeurs moyennes d'une source continue. Malgré cette réalité, ces dernières sont souvent utilisées pour les sources instantanées en fonction de la plus grande quantité de données disponibles (Hanna et Drivas, 1989).

Comme l'équation panache, cette équation peut être corrigée par les termes de réflexion et de dépôt (Zannetti, 1986).

L'intégration analytique de cette équation sur des conditions stationnaires et de transport homogène génère l'équation émission ponctuelle continue (le modèle panache) (Zannetti, 1990).

1.3.3.4 Émission ponctuelle prolongée : modèle à bouffées

Un rejet ponctuel prolongé est assimilé à une succession de bouffées instantanées du type décrit précédemment, qui évoluent chacune de façon gaussienne et en suivant la trajectoire du vent qui peut varier en fonction du temps et entre chaque bouffée. Cette séquence se traduit par une série de bouffées successives dont les effets s'ajoutent en chaque point de l'espace. La concentration partielle C_i produite à un instant donné, en un point de coordonnées x, y, z , par la bouffée de rang i , a pour expression (Doury *et al.*, 1980; Grandamas *et al.*, 1989) :

$$C_i(x,y,z) = \frac{Q_i \cdot E}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left(\frac{(x-x_0 - \bar{u} \cdot \theta_i)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(y-y_0)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-z_0 - H)^2}{\sigma_z^2} \right) \right\} \quad (I.40)$$

Q_i : Quantité de polluant correspondant à la bouffée de rang i (kg), soit

$Q_i = Q \cdot \Delta t$

θ_i : Age de la bouffée de rang i , avec : $\theta_i = t - t_i$

t = temps écoulé depuis l'émission de la première bouffée

t_i = instant de la fin d'émission de la $i^{\text{ème}}$ bouffée

$E, \bar{u}, H, x, y, z, x_0, y_0, z_0$: cf. équation III-39

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$: Ecart-types de la distribution gaussienne de la quantité Q_i par rapport à la distance x (m)

La quantité totale Q de polluant émis étant égale à $\sum Q_i$, la concentration volumique résultant au point d'observation (x, y, z) s'obtient en additionnant les contributions de chaque bouffée C_i selon l'expression (Doury *et al.*, 1980) :

$$C = \sum_{i=1}^{i=N} C_i \quad (I.41)$$

N = nombre de bouffées émises.

Une grande souplesse d'utilisation est apportée par ce type de traitement qui permet notamment de tenir compte (Doury *et al.*, 1980) :

- d'une durée d'émission quelconque :
 - * une émission instantanée (une seule bouffée) ou
 - * une émission pratiquement continue (grand nombre de bouffées);
- d'un débit variable à l'émission;
- de trajectoires non rectilignes.

La réflexion sur le sol, les sources autres que ponctuelles et les phénomènes de dépôt, sont définis de la même manière que précédemment.

Cette équation est appliquée au modèle appelé CEA, en France. Le principe essentiel du traitement consiste à schématiser toute émission réelle par une séquence d'émissions instantanées de bouffées individuelles dont la diffusion est fonction de la durée de transfert, de manière à pouvoir tenir compte directement dans les calculs, non seulement de la durée de transfert, mais aussi des durées respectives d'émission et d'exposition.

Les modèles classiques du type panache sont différents du modèle CEA. En effet, ce dernier été conçu pour décrire les effets dus à des émissions instantanées ou discontinues et correspond donc à un modèle du type bouffées. Il s'applique donc directement au genre de problèmes qui intéressent la Commission des Risques Majeurs comme les fuites accidentelles de durée limitée (U.I.C., 1982).

Par conséquent, le temps de transfert et de la distance ont une part importante dans le modèle à bouffées. La vitesse du vent à l'émission joue un rôle fondamental dans le calcul. Ce modèle permet également de prendre en considération l'évolution du taux de rejet de la source. Dans la pratique, il demande un temps de calcul beaucoup plus long que le modèle panache (Tymen *et al.*, 1990).

Une bonne concordance avec les expérimentations grandeur réelle, réalisées à l'aide de traceurs fut obtenu par l'utilisation de cette équation dans les cas d'expérimentations portant sur de grandes distances (Doury *et al.*, 1980).

Les modèles gaussiens peuvent être utilisés pour l'étude d'un accident. Un bon exemple d'application d'un modèle gaussien tridimensionnel (modèle à bouffées) pour le cas d'une émission instantanée (une explosion ou rupture d'un réservoir par exemple) est présenté par Kretzchmar et Mertens (1984). Le modèle utilisé présente le format des courbes d'isoconcentrations pour les temps de 15, 30 et 45 minutes après une explosion.

I.3.3.5 Validité et limites des modèles gaussiens

Les modèles gaussiens sont assez bien adaptés:

- A un polluant qui n'est soumis qu'à l'action du fluide porteur c'est à dire l'air. Cela sous-entend que par sa densité, sa température ou sa concentration, le polluant ne provoque pas de modification significative des caractéristiques de l'air et notamment ne perturbe pas son écoulement. Ceci suppose qu'au niveau du rejet, la vitesse du vent reste la même avec ou sans polluant.
- Aux rejets de polluants dont la masse volumique reste proche de celle de l'air ou pour les gaz lourds à débit suffisamment faible ($\leq 1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ou quelques dizaines de m^3 instantané).
- Aux rejets constants dans le temps (émission continue).
- En général aux conditions météorologiques moyennes (non extrêmes) et qui présentent une certaine homogénéité horizontale.
- Au champ lointain (entre 100 mètres et 10 kilomètres de la source) (Hanna et Drivas, 1989).

A partir d'environ 10 km de la source l'utilisation des catégories empiriques de stabilité basées sur les données météorologiques est fortement déconseillé (Gifford, 1975).

- pour autant que le nuage ne s'éloigne pas trop du sol (à cause des cisaillements verticaux du vent);
- s'il n'y a pas d'obstacle et même en général, de relief trop marqué;
- aux vents de direction constante et de vitesse non nulle. Pour le modèle émission continue certains auteurs préconisent une vitesse telle que $\bar{u} > 0,5 \text{ ms}^{-1}$. Kretzchmar et Mertens (1984) préconisent l'utilisation de ce modèle uniquement pour des vitesses supérieures à 1 m/s. D'autres auteurs considèrent que l'équation panache n'est valable que

pour des vitesses de vent supérieures à 2 m.s^{-1} (Hanna et Drivas, 1989). Zannetti (1986) considère une vitesse limite inférieure de 1 m/s pour le modèle panache. En dessous de ces limites il est préférable d'utiliser le modèle bouffées (U.I.C., 1995).

Il convient de remarquer que le modèle Pasquill utilisé pour des vitesses de vent inférieure à 2 m/s introduit une erreur d'autant plus majorante que la vitesse est plus faible. En effet, les concentrations tendent en fait vers l'infini lorsque la vitesse du vent tend vers zéro (Doury, 1980). Dans le cas du modèle bouffées, pour lequel on ne connaît pas le domaine de validité aux vents faibles, il n'est pas possible de dire que cette incertitude est systématiquement majorante.

La figure I-12 illustre le phénomène de rétro-diffusion à faible vitesse de vent, soit une dispersion en amont de la source, dont le modèle panache ne tient pas compte.

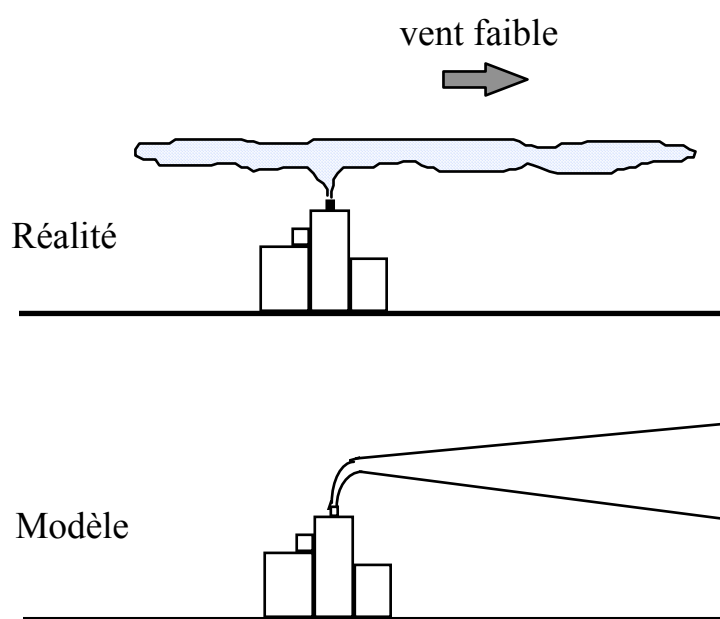


Figure I-12 : Phénomène de rétro-diffusion (U.I.C., 1995).

Les modèles gaussiens traitant de rejets continus sont généralement utilisables sur des ordinateurs type PC. Les temps de calculs sont en général inférieurs à 15 minutes. Les modèles permettant de prendre en compte des conditions de rejet ou des conditions météorologiques variables dans le temps peuvent demander un ordinateur plus puissant et/ou nécessiter un temps de calcul plus long.

Des limitations d'application du modèle comme le cas des jets et des prédilutions peuvent être contournées en appliquant le concept de source équivalente d'émission. Une telle source est distincte de la source géométrique d'émission c'est à dire celle où le polluant s'échappe normalement. Cette source équivalente d'émission est choisie de façon à ce que les hypothèses de la dispersion passive soient applicables. D'une part, si la vitesse d'éjection qualifiée de jet est assez importante on appliquera un modèle de jet libre turbulent. D'autre part, si le gaz émis est de densité plus forte que l'air, des modèles de type intégral gaz denses seront utilisés (cf. § 1.4.2), jusqu'à ce que le nuage remplisse les conditions de dispersion passive (U.I.C., 1995).

Les conditions météorologiques jouent un rôle essentiel au moment d'un rejet. Les résultats des modèles gaussiens excèdent en général d'un facteur entre deux à dix les concentrations mesurées quand l'information météorologique disponible est suffisante (Harrison et MacCartney, 1980; Jani, 1982; U.I.C., 1995). L'écart entre les concentrations calculées et celles mesurées peuvent varier d'un facteur 2 à 4 pour deux catégories de stabilité voisines (Guzewich et Pringle, 1977). Un même rejet peut engendrer des longueurs de nuage toxique variant d'un facteur 1 à 5 selon les conditions météorologiques (par exemple de 400 m pour un vent de 1 m/s avec des conditions météorologiques favorables à 2100 m pour un vent de 3 m/s avec des conditions météorologiques défavorables).

La précision d'un modèle gaussien est liée à la précision de la mesure ou de la prévision des écart-types σ_y et σ_z (Harrison et MacCartney, 1980). Le modèle gaussien est très sensible aux variations du coefficient de dispersion σ_z - fonction de la catégorie de stabilité. Des petites fluctuations de σ_z peuvent avoir pour conséquence de grandes variations aux concentrations calculées.

Malgré les simplifications liées aux modèles gaussiens, ils ont été utilisés sur des sites parfois peu adaptés en fournissant des résultats raisonnables. Ils permettent alors d'estimer les caractéristiques du nuage en termes de dimensions, concentrations et toxicité (U.I.C., 1995). Par exemple, une comparaison entre les concentrations atmosphériques en oxyde d'azote (NO) et en dioxyde d'azote (NO₂) a été réalisée, par Harrison et Mc Cartney (1980), autour d'une installation fabriquant des engrais. Les mesures et prédictions par un modèle gaussien à la fois au niveau du sol et au-dessus ont été réalisées pendant une phase de production. Les concentrations calculées au niveau du sol se rapprochaient des concentrations mesurées. Le facteur 1,4 obtenu entre les deux types de valeurs permet de conclure à une très bonne approche surtout compte tenu de la limitation des données disponibles.

La validation du modèle gaussien PTMTP-UNAMAP/EPA (USA) pour une source élevée a abouti à une différence entre les concentrations calculées et les mesurées d'un facteur 3 pour 89% des données (Guzewich et Pringle, 1977).

Lewellen *et al.* (1985), ont testé plusieurs modèles avec une base de données (moyennes horaires) du type gaz passif établie à partir de dispersion du hexafluorure de soufre (SF₆). Ils ont étudié trois types de modèles : des modèles gaussiens classiques, des modèles à bouffées avec variation spatiale et temporelle du vent, des modèles transport-diffusion plus sophistiqués. Les analyses des bouffées observées et prévues ont montré qu'un modèle gaussien classique ou panache peut fournir d'aussi bons résultats que les modèles tridimensionnels. La même observation a été faite entre les modèles à bouffées et les modèles panaches (Lewellen *et al.*, 1985; Hanna et Drivas, 1989).

Lorsque l'on s'éloigne des conditions prévues dans le développement du modèle gaussien, il est préférable d'envisager des modèles plus sophistiqués comme ceux de type intégral ou même tridimensionnels, ou d'utiliser des maquettes, ou traçage (U.I.C., 1995).

I.3.3.6 Modèles gaussiens : les facteurs correctifs

Pour adapter le modèle gaussien à certaines situations non prévues dans sa conception des facteurs correctifs peuvent être utilisés.

I.3.3.6.1 Correction du temps d'estimation

Quand il faut estimer les concentrations à partir d'une source individuelle pour un temps différent du temps utilisé pour la détermination des écarts-types σ_y et σ_z , il est recommandé corriger les concentrations calculées avec l'équation suivante:

$$C_2 = C_1 \left(\frac{t_1}{t_2} \right)^q \quad (I.42)$$

C_2	:	concentration désirée	(mg/m ³);
C_1	:	concentration calculée par l'équation de dispersion gaussienne	(mg/m ³);
t_2	:	temps de prélèvement	(minutes);
t_1	:	temps variant entre 3 à 60 minutes;	
q	:	valeur variant entre 0.17 et 0.20 (Wark et Warner, 1981) ou selon Gifford (1982) :	
		$q = 0,25$ à $0,3$ pour $1 \text{ heure} < t_2 < 100 \text{ heures}$	
		$q = 0,20$ pour $t_2 < 1 \text{ heure}$	

Cette équation est applicable à des niveaux de concentration compatibles avec le domaine des odeurs.

Hanna *et al.* (1982, 1989) ont proposé la correction de σ_y déterminé à partir de des courbes de Briggs (tableau I-11), pour des temps de prélèvement moyen (t_a) différents de 10 minutes, avec emploi de l'équation suivant:

$$\sigma_{y(ta)} = \sigma_y \left(\frac{t_a}{10} \right)^{0,2} \quad (I.43)$$

De façon générale, la concentration maximale calculée par un modèle gaussien diminue avec la durée du temps de simulation, en concordance avec l'affaissement des écart-types.

La majorité des modèles ne donnent aucune indication du temps de prélèvement dans leurs calculs. Sans cette information, l'interprétation des résultats d'un modèle devient difficile. C'est particulièrement vrai pour certains produits toxiques pour lesquels de graves effets sur la santé correspondent à des périodes d'exposition moyennes pouvant varier de quelques secondes à plusieurs heures.

I.3.3.6.2 Correction de l'appauvrissement du panache par dépôt sec ou humide

L'élimination par dépôts secs ou humides est à prendre en compte quand on étudie la dispersion de produits réactifs sur des distances importantes .

L'appauvrissement du panache par dépôt peut être pris en considération selon la méthodologie développée par Dibi (1985).

I.3.3.6.3 Correction de la réflexion des polluants sur le sol et la couche de mélange

Le confinement de la diffusion verticale du polluant à l'intérieur d'une couche dite de mélange, s'opère en bas par le sol et en haut par la base de la couche d'inversion thermique. Cette couche d'inversion de température d'altitude se produit à une altitude à partir de laquelle une augmentation du gradient vertical de température est observée. D'un point de vue classique, il est admis que ces deux limites jouent un rôle primordial. En absence de dépôt, le sol constitue un miroir parfait et réfléchit entièrement la pollution à l'intérieur de la couche de mélange. Le traitement mathématique consiste simplement à ajouter, à la source réelle, des sources virtuelles, images de la précédente par rapport à la couche considérée et à sommer la contribution de toutes les sources (Crabot, 1995).

I.3.3.6.4 Correction due à l'existence d'une couche d'inversion

La présence d'une couche d'inversion peut occasionner des effets sur les concentrations d'un polluant émis par une source similaires aux effets d'une couche de mélange. Dans ce cas l'augmentation des concentrations sur le sol peut être encore plus importante qu'avec la situation précédente (Wark et Warner, 1981).

I.3.3.6.5 Correction due aux transformations physico-chimiques ou à la radioactivité

Les transformations physico-chimiques sont à prendre en compte quand on étudie la dispersion de produits réactifs en grande concentration et sur distances importantes. Les réactions chimiques ne peuvent être prises en compte que dans les modèles à méso-échelle ou échelle régionale (Joos et Seigneur, 1994).

La majorité des substances peuvent subir des transformations chimiques ou physiques pendant leur transport dans l'atmosphère et elles peuvent disparaître. Cependant, le temps caractéristique de ces réactions est très variable d'une substance à l'autre en fonction de propriétés physiques et chimiques de l'atmosphère à chaque endroit (Högström, 1974). Quand la concentration d'un polluant dans l'air est très faible on peut considérer que la densité des masses du polluant est identique à celle de l'air et que les réactions chimiques sont très peu importantes. Par exemple, l'EDF a développé un modèle qui considère la réactivité d'un panache et la déposition acide - le modèle PARADE (Panache Réactif en Atmosphère avec Dépôts). Il a été décrit par Joos et Seigneur (1994).

I.3.3.6.6 Correction de source non-ponctuelle

Une émission est dite non ponctuelle lorsque ses dimensions sont grandes et qu'il est difficile de la représenter. Ce cas d'une source non ponctuelle est simplifié en considérant sa dispersion comme provenant d'une source dite virtuelle en amont de celle-ci (Crabot, 1995).

La vitesse du vent mesuré pour la majorité des sources surfaciques est prise à une hauteur entre 1 à 2 mètres au-dessus du sol. Cela signifie que sa valeur est d'environ 40 - 60% de sa valeur à 10 m (Keddie, 1982).

I.3.3.6.7 Correction due à une émission soumise à l'influence de construction ou obstacle au sol

Une émission de gaz dans l'atmosphère sera dite dégagée lorsqu'elle n'est pas soumise à l'influence d'une construction ou obstacle au sol. Pour ce faire, il faut qu'elle soit éloignée d'environ plus de 10 fois la dimension caractéristique de cette construction ou de cet obstacle dans la direction du vent, ou de plus de 2,5 fois dans la direction perpendiculaire. Différentes formulations empiriques tenant compte de ce phénomène pour la détermination du champ des concentrations existent dans la littérature (Crabol, 1995).

La question de la correction due aux effets d'entraînement du panache par un bâtiment est considérée par plusieurs auteurs, d'entre lesquels MacCarthy et Duffee (1980).

I.3.3.6.8 Correction due à une émission à partir d'une source linéaire

Quelques situations comme une série d'industries situées sur le bord d'une rivière, d'un port, ou d'une autoroute pose un problème pour la modélisation de la dispersion. Celle-ci doit prendre comme hypothèse une source linéaire continue, soit infinie (Wark et Warner, 1981).

I.3.4 Les modèles de type intégral

Les modèles de type intégral ont été développés pour suppléer les approches de type gaussien dans des simulations comportant des conditions initiales particulières, appelées terme source. Ces conditions peuvent être par exemple, la rupture d'un réservoir sous pression entraînant un jet gazeux ou, le renversement d'une citerne suivi d'un écoulement sur le sol et de l'évaporation de la flaque.

Les modèles intégraux permettent souvent d'estimer avec une assez bonne précision, la dispersion de gaz plus denses que l'air comme les hydrocarbures liquéfiés (butane, propane ou gaz naturel liquéfié). Néanmoins, leurs applications peuvent dépasser le cadre des hydrocarbures comme le montrent les résultats des essais sur les rejets de chlore réalisés à Lyme Bay et sur ceux de fluorocarbones réalisés à Thorney Island (U.I.C., 1995). De tels modèles sont plutôt développés pour les études de danger (Eidsvik, 1981 et 1982).

Le premier modèle de type intégral appliqué à la dispersion des gaz denses a été créé par Van Ulden, en 1974, pour estimer la dispersion de jets émis à partir de cheminées. Par la suite d'autres modèles intégraux comme SAFER/TRACE ont repris le concept et utilisent les équations de conservation de masse, du moment et d'énergie pour simuler le comportement de gaz denses dans l'air. Un tel modèle utilise également d'autres équations pour représenter l'effondrement gravitationnelle du nuage et les effets de friction et des aérosols. Lorsque les caractéristiques du nuage ne sont plus spécifiques des gaz lourds, un modèle gaussien est initialisé à partir de ces nouvelles caractéristiques (U.I.C., 1995).

Utilisant un modèle gaussien dans la phase finale de la dispersion, les limitations et la précision des logiciels de type intégral sont identiques à celles des logiciels de type gaussien

(Grandamas *et al.*, 1989; U.I.C., 1995). Ces limites sont dues à la formulation de mauvaises représentations de conditions météorologiques extrêmes, l'absence de prise en compte du relief, des obstacles et de l'évolution de la forme du nuage (U.I.C., 1995). Néanmoins, ils sont largement utilisés pour les études de dispersion à cause de leur faible coût de mise en oeuvre. Deux types de modèles peuvent être distingués en fonction de la nature du rejet qui est instantané ou prolongé (Crabot, 1990).

Cependant l'application des modèles intégraux ne se justifie pas pour les études de dispersion des odeurs.

I.3.5 Les modèles tridimensionnels

L'apparition de ces modèles tridimensionnels est liée à la croissance des moyens de calculs. Grâce à ces avancées technologiques, un système d'équations moyennes qui régit réellement la dispersion du nuage a pu être résolu. Cette résolution nécessite la prise en compte précise de l'ensemble des phénomènes intervenant de façon significative sur la dispersion. Ces phénomènes sont principalement liés à l'atmosphère ou au site. Depuis la fin des années 70, quelques modèles tridimensionnels permettant de simuler le comportement des nuages de gaz denses dans un environnement complexe sont apparus (U.I.C., 1995).

La résolution des équations fondamentales de la mécanique des fluides constitue la base de ces modèles tridimensionnels. Il s'agit des équations de conservation de la masse; de la quantité de mouvement et de l'énergie; et du transport de variables scalaires (température, humidité, etc).

De tels modèles, comme leur nom l'indique, permettent la prise en compte d'une géométrie tridimensionnelle. Des champs de vitesses, de pressions, de températures et de concentrations en régime permanent ou transitoire avec un écoulement laminaire ou turbulent sont ainsi calculés. Ils tiennent compte d'une convection forcée, naturelle ou mixte (Grandamas, 1992).

A titre d'exemple, des modèles ont déjà été développés à EDF, par la Direction des Etudes et Recherches, notamment le code : TRIO.VF ou MERCURE (Hodin, 1995^B). Ermark et Chan (1985) ont présenté l'ensemble des équations pour le modèle tridimensionnel FEM3. Khan *et al.* (1992) présentent un article où est développé un modèle tridimensionnel à partir de la résolution analytique de l'équation de transport-diffusion.

L'avantage de ces modèles est qu'ils n'ont pas de restriction théorique dans leurs conditions limites. Ils sont particulièrement intéressants dans les cas complexes où des constructions ou un relief important modifie généralement la dispersion (Grandamas, 1989).

Si la prise en compte du relief nécessite l'emploi de ces modèles tridimensionnels, elle implique également d'autres choix. En effet, la rapidité de la réponse pour une situation complexe ne sera pas uniquement fonction du modèle mais également de la puissance de l'ordinateur utilisé (Grandamas, 1989). La précision quant à elle est fonction de la méthode de résolution retenue et du maillage utilisée, ainsi que de la manière d'utiliser les modèles (critères d'arrêt, de convergence, etc.) (U.I.C., 1995).

Les phénomènes de dépôt atmosphérique tels que l'absorption par le sol, dépôt gravitationnel des grandes particules, lavage par la pluie ou passage vers la couche d'inversion peuvent être prise en compte dans les modèles tridimensionnels (Sujit *et al.*, 1992).

L'application des modèles 3-D aux *scénarii* de dispersion des gaz lourds a été établie par plusieurs travaux. Par exemple, Chan (1992) a appliqué, en obtenant de bons résultats, le modèle 3-D FEM3A au cas d'un nuage de gaz naturel liquéfié émis lors d'un accident et pour le cas de gaz lourds dont les densités varient entre 1,6 et 4,2 (Chan *et al.*, 1987).

Dans cadre de l'intervention et de l'organisation des secours, ces modèles ne peuvent être utilisés. En effet, le coût, le temps de calcul qui dépassent rapidement plusieurs heures et les supports informatiques nécessaires, ne sont pas adaptés à une intervention rapide par des sapeurs-pompiers (Grandamas, 1992).

Ces codes tridimensionnels assez complexes se justifient rarement dans le cas d'un terrain plat, homogène et sans déclivité importante (Crabot, 1990).

Les codes tridimensionnels peuvent être associés à des modèles météorologiques dans les modélisations à une grande échelle. Les modèles numériques météorologiques peuvent se regrouper en deux catégories :

- Les modèles diagnostiques déterminent des champs de vent et de température par interpolation et extrapolation des mesures météorologiques disponibles. Les temps de calculs sont faibles.
- Les modèles pronostiques résolvent les équations de la physique. Leurs temps de calcul sont encore actuellement de l'ordre de plusieurs heures.

Deux ou trois approches sont alors possibles pour modéliser la dispersion :

- L'approche purement lagrangienne, dans laquelle la dispersion est modélisée par le mouvement pseudo-aléatoire de plusieurs milliers de particules. Ce type de modèle nécessite l'emploi de super-calculateurs, il est donc difficilement utilisable.
- L'approche lagrangienne-gaussienne, dans laquelle le transport est modélisé par la trajectoire d'une centaine de particules et la diffusion par des bouffées gaussiennes associées à chaque particule.
- Enfin l'approche eulérienne qui consiste à résoudre l'équation de la conservation de chaque polluant, dans la continuité des modèles pronostiques.

I.4. EMISSIONS ET ANALYSE DES ODEURS

I.4.1 Introduction

Dans le cadre de la pollution atmosphérique, un problème des plus complexe à résoudre concerne les plaintes d'une communauté liées à une gêne olfactive que celle-ci soit due à des activités agricoles, domestiques ou industrielles. La subjectivité naturelle et la très large gamme de la perception d'une odeur pour les individus, le mélange des multiples sources potentielles et l'extrême sensibilité du nez humain se somment pour produire cette situation complexe (MacFarlane et Reinke, 1981).

Le problème de la nuisance olfactive n'est pas nouveau puisqu'en 1148, Philippe Auguste se préoccupait déjà de l'odeur pestilentielle qui régnait dans les rues de Paris. Pourtant, il a fallu attendre les années 1960 pour qu'une politique de prévention de la pollution atmosphérique soit mise en oeuvre en France. Cette action fut concrétisée par la loi du 2 août 1961 relative à lutte contre les pollutions atmosphériques et les odeurs (Gauthier, 1993).

La gêne due à l'émission de composés malodorants dans l'atmosphère est très mal acceptée par les populations. Cette odeur est généralement attribuable à un mélange complexe de molécules organiques présentes à l'état de traces et qui possèdent un très faible seuil olfactif. Trois familles chimiques distinctes permettent de répertorier les principaux composés odorants, il s'agit: des composés soufrés en particulier les soufrés réduits, des azotés, et des oxygénés comme les acides, aldéhydes et cétones (Le Cloirec *et al.*, 1991).

Bien que les préoccupations en matière d'odeurs soient de plus en plus importantes, les connaissances restent assez limitées, tant au niveau du phénomène de perception qu'au niveau du traitement de très faibles concentrations de polluants (Derbry, 1979).

Des études et recherches ont été ou sont effectuées sur le thème de l'odeur et de la désodorisation. Celles-ci peuvent être classées en quatre grandes catégories, selon :

- la physiologie et la perception de l'odeur;
- l'analyse qualitative et quantitative permettant de caractériser les flux odorants;
- les procédés de traitement physico-chimiques et/ou biologiques de rejets gazeux canalisé;
- les études de dispersion atmosphérique.

I.4.2 Concepts de base et définitions

Afin de ne pas commettre de confusion, il convient de rappeler quelques définitions.

Odeur: Mélange d'un grand nombre de molécules organiques ou minérales volatiles ayant des propriétés physico-chimiques très différentes (Le Cloirec *et al.*, 1991).

Intensité odorante d'une atmosphère: Grandeur de la sensation pour une concentration du stimulus supérieure à celle correspondant au seuil de perception. L'intensité odorante est le plus souvent une fonction croissante de la concentration du mélange odorant (NF X 43-103, 1990). La mesure de l'intensité odorante d'une atmosphère consiste à comparer l'intensité odorante d'un effluent gazeux aux intensités d'une gamme étalon constituée de concentrations connues de corps purs (butanol-1 ou pyridine) (Gauthier, 1993).

Seuil de perception : Comme il n'existe pas de seuil olfactif universel, la détection d'une odeur ne peut être définie que de manière statistique. Par convention, le seuil de perception d'une odeur correspond à la concentration des molécules odorantes dans l'air dont la probabilité de perception par un jury est de 50% (ou seuil de détection K50). Il peut être déterminé soit pour un corps pur, soit

pour un mélange odorant. En fonction de la conduite de l'étude et de la composition du jury, il y a une variation considérable entre les valeurs des seuils de perception trouvés dans la littérature et ceux observés (MacFarlane et Reinke, 1981). Pour chaque espèce chimique, on peut recenser différents seuils qui peuvent être classés en un seuil bas, un seuil moyen et un seuil haut (SIAAP, 1991).

Seuil de caractérisation : Concentration pour laquelle 50% des experts sont capables non seulement de détecter mais surtout de reconnaître nominativement un produit odorant (SIAAP, 1991).

Seuil de reconnaissance à 100% ou d'identification : Concentration pour laquelle 100 % des personnes du jury reconnaissent l'odeur présentée (Derbry, 1979; Le Cloirec *et al.*, 1991;). Ce seuil de perception correspond à la plus faible concentration ou teneur pour laquelle tous les membres d'un jury ont pu reconnaître la substance odorante (Leonardos *et al.*, 1969). Il correspond à la possibilité de reconnaître non seulement la présence mais encore la nature du stimulus (NF X 43-103, 1990; Gauthier, 1993). Le seuil de reconnaissance* des odeurs de 53 produits chimiques commerciaux a été présenté par Leonardos *et al.* (1969). Une liste typique est donnée au tableau I-11. Ces mêmes données sont présentées comme seuils de perception de l'odeur dans d'autres publications (Ministère de l'Environnement, 1984; Cooper, 1987). Derbry (1979), a bien remarqué cette différence. D'autres auteurs, par contre, présentent différentes valeurs pour le même seuil (Derbry, 1979; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Substances	Limite de perception d'odeur)* (ppm en volume)
Ethanal ou Acétaldehyde	0,21
Propanone ou Acétone	100,00
Ammoniac	46,8
Ethanethiol ou Ethyl Mercaptan	0,001
Butanone ou Méthyl Ethyl Cétone	0,47
Trichloroéthanal ou Trichloracétaldehyde	24,4

Tableau I-11 : Seuil de reconnaissance d'odeur pour quelques substances (Leonardos *et al.*, 1969)

* Ces valeurs doivent être supérieures aux valeurs normalement établies comme seuil de perception.

Les seuils sont des concentrations en unités de masse ou volume par m³ ou encore en unités olfactométriques, et serviront de critères de base dans les calculs de réduction des nuisances physiologiques, ou dans les calculs de prédiction (SIAAP, 1990).

Adaptation : Phénomène d'accoutumance correspondant à la disparition progressive de la sensation alors que le stimulus reste présent à niveau constant. Si l'adaptation est incomplète, une sensation résiduelle persiste aussi longtemps que dure la stimulation. Mais pour les odeurs, cette adaptation est généralement complète (NF X 43-103, 1990).

Les odeurs ne présentent généralement pas de caractère toxique aux concentrations émises. Par conséquent, la pollution par les odeurs n'est pas appréhendée de la même manière que la pollution atmosphérique par des gaz toxiques. Toutefois, certains composés odorants peuvent présenter un risque à partir d'une certaine concentration. C'est le cas du sulfure d'hydrogène qui est toxique en cas d'exposition continue pendant 8 heures et cinq jours sur sept, et à partir d'une concentration de 5 mg/m^3 , soit à une concentration 5000 fois supérieure à son seuil de détection olfactive (Le Noc, 1992).

Odorat : L'anatomie de l'appareil olfactif humain est bien connue. L'organe récepteur des sensations olfactives se situe au niveau d'une zone sensorielle située au sommet et au fond des fosses nasales, il s'agit de la muqueuse olfactive. Branchée en dérivation sur le canal respiratoire, cette zone est balayée, en respiration normale, par 10% du volume d'air inspiré. L'action de flairer porte à 100% le balayage de l'épithélium sensoriel (Office International de l'Eau, 1993).

Dans l'état actuel des connaissances, seul un être humain peut dire si un mélange de molécules est odorant ou non. L'odorat *via* les muqueuses olfactives est le seul capteur disponible. Il est évident que de nombreux problèmes pratiques en découlent. En effet, la sensation olfactive qui résulte de l'interaction d'un nombre donné de molécules odorantes avec la muqueuse varie non seulement d'un individu à l'autre, mais aussi, pour un même individu, en fonction de son état physiologique et de ses conditions de flairage (Le Cloirec *et al.*, 1991; Perrin, 1994).

I.4.2.1 Phénomènes d'accoutumance et de masquage

Le nez s'accoutume à une odeur continue et sa sensibilité diminue alors jusqu'à ce que de l'air pur et un certain temps de repos la restaurent. Ceci nous explique qu'une odeur soit mieux perçue en bordure d'un courant d'air qu'au milieu de celui-ci, car dans le premier cas les bouffées odorantes sont séparées par de l'air pur permettant au nez de retrouver sa sensibilité. Cette accoutumance peut aller jusqu'à la paralysie olfactive comme par exemple le cas d'une forte concentration en sulfure d'hydrogène (Derbry, 1979).

Masquage : Un mélange d'odeurs peut être masqué par une odeur ou deux odeurs peuvent s'annuler. Si un mélange est peu odorant, une odeur peut en faire ressortir une autre peu perceptible quand elle est seule (synergie). Quand a l'effet de la dilution par de l'air pur les odeurs masquées à forte concentration peuvent alors apparaître (Derbry, 1979).

I.4.2.2 La courbe de Stevens

La relation entre l'intensité physique et l'intensité perçue ou physiologique peut être représentée par la courbe de Stevens (Figure I-14).

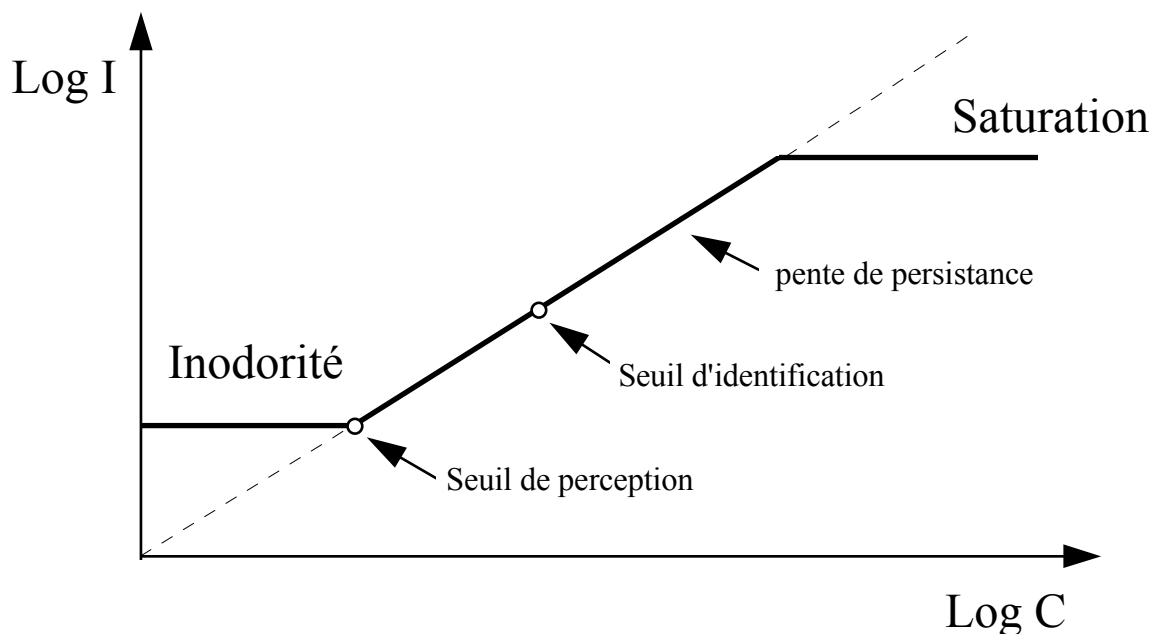


Figure I-14 : Courbe de Stevens.

Deux remarques peuvent être faites:

- (1) Le rendement chimique (diminution de la concentration du produit émis) est dissocié du rendement olfactif (diminution de l'odeur perçue) du fait de la partie saturation de la courbe. Pourtant, en s'éloignant d'une source odorante, la diminution de la concentration n'engendre pas nécessairement une diminution de l'intensité odorante.
- (2) Chaque odeur possède une pente de persistance différente. Une odeur sera dite persistante si sa pente est faible et peu persistante si sa pente est forte. Pour une odeur persistante une diminution importante de la concentration entraîne une faible diminution de l'intensité perçue. A la proximité d'une source, une odeur A très persistante pourra être masquée par une odeur B peu persistante. Cette même odeur pourra se révéler beaucoup plus intense que l'odeur B en s'éloignant de la source. L'odeur autour d'une installation peut donc complètement changer en fonction de la distance à la source.

I.4.3 Classification des odeurs

L'odeur peut être décrite par son caractère, son intensité, sa persistance et son acceptabilité.

Le caractère odorant dépend des constituants chimiques présents. L'action d'un produit odorant seul peut être bien différente de son action au sein d'un mélange (MacFarlane et Reinke, 1981).

La caractérisation basée sur l'acceptabilité peut s'avérer beaucoup plus complexe. En effet, la notion d'intensité permet d'établir une gradation plus fine que les termes agréable, neutre ou désagréable sachant que cette notion même varie d'un individu à l'autre. Le tableau I-12 montre une échelle d'intensité allant de 0 à 5 et une classification en sept types d'odeurs (Derbry, 1979).

INTENSITÉ	0	pas d'odeur
	1	odeur très faible
	2	odeur faible
	3	odeur notable
	4	odeur forte
	5	odeur très forte
QUALITÉ	Réponse hédoniste	Agréable
	----	Désagréable
	Catégories d'AMOORE (Type d'odeur)	----
		musquée
		camphrée
		fleurie
		menthe poivrée
		éthérée
		piquante
		putride
	Comparaison à des odeurs précises connues	

Tableau I-12 : Classification des odeurs (Derbry, 1979).

Certains composés organiques sont fortement odorants, c'est à dire qu'ils créent une sensation particulière au niveau de la muqueuse nasale. Ces composés appartiennent principalement aux trois familles azotés, soufrés, oxygénés ou s'en distinguent comme certains composés aromatiques (Ministère de l'Environnement, 1984).

- Parmi les azotés, les principales molécules odorantes sont :
 - Les amines primaires et secondaires (R-NH₂ et R-NH-R') qui présentent des odeurs fines, nettes, fortes, désagréables de poissons avariés.
 - L'ammoniac (NH₃) qui possède une odeur alliacée nette et piquante.

- Parmi les soufrés, se distinguent principalement :
 - L'acide sulfhydrique ou sulfure d'hydrogène (H₂S) qui est responsable d'une odeur plus ou moins épaisse et repoussante d'oeuf pourri.
 - Les mercaptans ou thiols (R-SH) comme le méthylmercaptan (CH₃-SH), composé très volatil qui donne une sensation olfactive pénible d'oeuf pourri. Il est heureusement instable dans l'air, et s'oxyde rapidement en disulfure.
 - Les mercaptans aliphatiques qui provoquent une odeur aux contours fins ou épais selon les genres, et semblables aux sensations très désagréables de choux plus ou moins frais.

- Parmi les oxygénés, les odeurs sont attribuables aux dérivés suivants :
 - Les aldéhydes (R-CHO) et les cétones (R-CO-R') qui provoquent des odeurs variables parfumées agréables à désagréables ou repoussantes. De tels composés sont quelquefois utilisées en parfumerie.
 - Les acides (R-COOH).

- Enfin, il faut noter la présence d'autres composés comme :
 - Les produits aromatiques (dérivés du benzène) qui sont souvent odorants, d'une manière variable selon les composés.

- L'indol et le scatol responsables d'odeurs fortes, de fines à lourdes et qui sont propres aux matières fécales.

I.4.4 Classification des sources odorantes

Les principales activités créatrices d'effluents malodorants sont répertoriées dans la littérature et peuvent être classées de différentes manières.

Martin et Laffort (1991) ont proposés deux catégories à savoir :

- Les odeurs provenant de la fermentation.

Un grand nombre de déchets (solides ou liquides) ou de substances minérales ou végétales sont susceptibles d'évoluer en produisant des matières volatiles odorantes. Les transformations peuvent s'effectuer en milieu aérobie ou anaérobie.

- Les odeurs issues des usines de transformation.

C'est le cas de l'industrie chimique mais aussi de l'agro-alimentaire, des parfums, etc.

Une autre classification peut s'articuler en s'appuyant sur les quatre groupes suivants :

- Les industries lourdes et particulièrement la chimie, la pétrochimie, les papeteries...
- Les industries agro-alimentaires et les usines d'équarrissage;
- Les activités liées aux déchets solides ou liquides;
- Les stations d'épuration des eaux.

Bouscaren (1984) a proposé un autre classement en se basant sur les réactions chimiques ou biologiques engendrant une émission odorante.

I.4.5 Échantillonnage de composés odorants

Le choix d'une technique de prélèvement d'atmosphère dans le très large éventail des méthodes disponibles est généralement dicté par la prise en compte d'un certain nombre de paramètres, qui sont (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991) :

- l'intégrité des gaz ou des vapeurs collectés : elle doit être maintenue jusqu'à l'analyse, c'est à dire qu'il faut éviter toute dégradation, ou plus généralement, toute réaction, lors du prélèvement et du stockage;
- l'adéquation de la procédure d'échantillonnage en regard de la technique analytique devant être mise en oeuvre;
- la stabilité des gaz ou des vapeurs qui doivent pouvoir être stockés sans perte sur les parois du système de prélèvement.
- un bon contrôle contre la contamination des échantillons.

En général, il s'avère toujours souhaitable de réduire autant que possible les délais entre la collecte de l'échantillon et l'analyse, ainsi que de protéger les échantillons de la lumière et des températures extrêmes durant leur transport et leur stockage (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Le prélèvement et les méthodes d'échantillonnage sont prépondérants dans l'évaluation d'un gaz odorant. Dans le cas d'émissions complexes, le choix existe entre:

- un prélèvement global suivi d'une analyse la plus exhaustive possible;
- un prélèvement spécifique suivi d'une analyse par famille de polluants.

I.4.5.1 Echantillonnage sans concentration

Lorsque la teneur en composés est suffisamment élevée, l'analyse en direct est alors possible (Le Cloirec *et al.*, 1991). Diverses solutions liées à différents types de récipients sont envisageables.

I.4.5.1.1 Ampoules en verre

Ces ampoules, qui sont généralement munies de deux robinets à clé Téflon, peuvent être remplies soit par aspiration (on y fait circuler environ 10 à 20 fois le volume de l'ampoule), soit par dépression. Du fait de leurs faibles volumes (0,25 à 3 litres), les ampoules ne permettent le prélèvement que d'échantillons ponctuels. Il faut noter que si les ampoules de verre sont un très bon moyen de prélever les gaz inertes (tels que l'azote, le méthane, le monoxyde et dioxyde de carbone), elles ne sont pas recommandées pour le prélèvement et stockage des gaz réactifs tels que l'H₂S, les oxydes d'azote et SO₂ (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Cette méthode est techniquement et économiquement abordable. Le volume restreint de ces ampoules est peu adapté aux effluents odorants très dilués. De plus la nature du matériau (verre) rend délicate son utilisation (Greca, 1991).

I.4.5.1.2 Sacs plastiques

Les matériaux typiquement utilisés dans la confection de ces sacs sont le Téflon, le Mylar, le Tedlar, et le Saran. L'introduction de l'échantillon se fait par l'intermédiaire d'une valve, par aspiration à l'aide d'une pompe. Ils sont appropriés pour l'échantillon des gaz inertes (Lodge, 1989).

Les sacs en Tedlar apparaissent comme particulièrement bien adaptés au prélèvement d'atmosphères odorantes, les pertes par adsorption sur les parois étant parmi les plus faibles. Les éventuelles interactions entre les composés échantillonnés ou avec les parois doivent préférentiellement être déterminées avant le prélèvement par des essais en laboratoire. La réutilisation de ces sacs est possible après purge avec de l'air propre et vérification de l'absence de composés résiduels (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Cette technique de prélèvement offre un avantage majeur par rapport à la précédente. En effet, la prise d'échantillon peut atteindre facilement 10 à 100 litres, permettant ainsi d'abaisser le seuil de détection par pré-concentration de l'échantillon en laboratoire. Comme précédemment, plusieurs analyses sont envisageables sur un seul échantillon. L'utilisation de tels sacs comporte certaines limitations comme (Greca, 1991) :

- la fragilité des matériaux utilisés;
- la régénération difficile du système;
- l'étanchéité des sacs (pour éviter les contaminations par perméation).

I.4.5.1.3 Conteneurs métalliques

Ce type de conteneur, en acier inox, est très largement utilisé pour le prélèvement des gaz inertes. Leur volume, qui peut aller de 1 à 35 litres, permet des prélèvements plus longs, donc intégrant mieux d'éventuelles fluctuations que les ampoules de verre. Leur emploi pour les gaz réactifs, jusqu'à présent déconseillé en raison des pertes très rapides sur les parois, est maintenant rendu possible par un nouveau traitement qui réduit la surface spécifique de la partie métallique interne (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Des études ont montré l'excellente stabilité (plusieurs semaines) de prélèvements de composés hydrocarbonés, même à des teneurs inférieures au ppb (Le Cloirec *et al.*, 1991; Lodge, 1989).

I.4.5.2 Echantillonnage avec concentration

Lorsque la pollution est diluée, ce qui est généralement le cas de la pollution odorante, une concentration est nécessaire.

I.4.5.2.1 Prélèvement par absorption

La concentration d'un polluant peut être effectuée par absorption, c'est à dire en fixant sélectivement le composé ou la famille de composés à doser sous la forme d'une solution ou d'un précipité que l'on analysera ultérieurement (Le Cloirec *et al.*, 1991).

Afin de faciliter le travail d'analyse des composés odorants en laboratoire, il convient de séparer les différentes familles de molécules odorants dès le prélèvement du gaz. Etant donné qu'elles ont des caractères physico-chimiques très différentes, leur séparation s'effectue par utilisation de solutions de piégeage spécifiques par familles. De plus, la concentration de ces composés dans l'effluent gazeux est très faible ce qui impose un temps de prélèvement minimum.

Il existe plusieurs types de barboteurs en fonction des composés à piéger (Le Cloirec *et al.*, 1991). Pour les molécules facilement absorbables un barboteur simple suffira alors que pour d'autres composés, un barboteur avec diffuseur sera nécessaire comme, pour exemple, le NO₂, un gaz difficile à absorber. En fonction du type et de l'utilisation, les barboteurs peuvent contenir entre 5 à 200 ml de solutions absorbantes (Lodge, 1989).

Dans le cas d'un effluent gazeux composite, un dispositif de prélèvement sélectif permet le piégeage des produits par famille. Il est constitué d'un train de barboteurs précédé d'un condenseur. L'acide chlorhydrique permet le piégeage de l'ammoniac et des amines, le bisulfite de sodium celui des aldéhydes et des cétones. Le chlorure mercurique fait précipiter l'hydrogène sulfuré et les mercaptans sous forme de sulfures mercuriques que l'on quantifie ensuite globalement par gravimétrie.

Les solutions absorbantes sont choisies en fonction de la nature des composés à piéger et du type d'analyse devant être effectuée (Le Cloirec *et al.*, 1991), comme le montre par exemple le tableau I-13:

Produits à piéger	Solutions absorbantes	
SO ₂	H ₂ O ₂ (peroxyde d'hydrogène)	
NH ₃	HCl 0,1 N ou H ₃ BO ₃ (ac. chlorydrique. ou borique)	0,5 %
Amines	HCl (acide chlorydrique)	0,1 N
Aldéhydes et cétones	NaHSO ₃ (bisulfite de sodium)	4 ‰
H ₂ S et Mercaptans	Hg Cl ₂ (chlorure mercurique)	4 ‰

Tableau I-13 : Exemples de solutions absorbantes pour les composés odorants
(Le Cloirec *et al.*, 1991)

Le prélèvement des échantillons gazeux par barbotage dans une solution est de plus en plus remplacé par le prélèvement par adsorption, la lourdeur du protocole en limitant les applications (Greca, 1991).

I.4.5.2.2 Prélèvement par adsorption

La technique d'adsorption est utilisée pour concentrer les composés odorants très dilués présents dans l'atmosphère. Elle consiste à faire passer un volume connu de gaz à travers un cartouche contenant une substance adsorbant, ce volume est fonction de la concentration des polluants dans le gaz.

Un grand nombre d'adsorbants est actuellement disponible, parmi lesquels le charbon actif, les composés carbonés, le silicagel, l'alumine activée, les polymères poreux synthétiques. Tous diffèrent par le nombre et la nature des composés qu'ils sont susceptibles de piéger, ainsi que par leur capacité d'adsorption.

Le silicagel, les charbons actifs et le Tenax sont les adsorbants les plus utilisés. Ces matériaux adsorbent une très grande variété de composés organiques et présentent l'avantage d'une bonne stabilité de l'échantillon au stockage (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

Le Tableau I-14 présente quelques adsorbants et leurs utilisations par produit ou par famille de produits.

L'adsorption est très largement utilisée pour l'échantillonnage des composés organiques volatils à des teneurs voisines du ppb, voire même inférieurs, la récupération de l'échantillon étant effectuée par désorption thermique (Le Cloirec *et al.*, 1991). Brown et Purnell (1979) ont étudié la performance du Tenax pour la piégeage de polluants dans l'atmosphère quand on fait varier le débit d'air, la température, la concentration en vapeur et l'humidité.

Produit ou famille de produits	Adsorbant
Acides organiques	Carbotrap, XAD, Tenax
Composés organiques	Charbon actif
Mercaptans et polysulfures	Charbon actif ou Tenax
Ammoniac	Na ₂ CO ₃ 5% sur Chromosorb
Amines	Silicagel activé
Alcools	Silicagel activé
Gaz d'échappement	Silicagel

Tableau I-14 : Quelques adsorbants et leurs utilisations par produit ou par famille de produits (Le Cloirec *et al.*, 1991)

L'échantillon est récupéré par désorption. Cette étape constitue une des plus importantes dans la mesure et conditionne la qualité de l'analyse. Elle peut être réalisée à l'aide de solvants divers (éthanol, éther, sulfure de carbone, diméthylsulfoxyde, etc.). Cette technique a été utilisée pour la désorption de composés soufrés. L'extraction est réalisée avec 2 à 3 ml de dichlorométhane, à reflux durant 6 heures, l'extrait étant concentré avant l'analyse chromatographique. A l'heure actuelle, la désorption thermique est une technique de plus en plus largement utilisée. Elle consiste à soumettre l'adsorbant à un choc thermique rapide (10-15 secondes) permettant une désorption totale et complète des composés piégés. La température est de l'ordre de 250°C, et la désorption s'effectue sous courant de gaz inerte (hélium), ce qui permet l'injection de la totalité des gaz désorbés dans un chromatographe en phase gazeuse et donc d'atteindre des sensibilités extrêmes (Lodge, 1989; Le Cloirec *et al.*, 1991).

I.4.6 Mesure de molécules odorantes

La notion d'odeur est très subjective ainsi la qualification et la quantification ne sont pas, *a priori*, des démarches évidentes.

Trois types de mesures sont utilisés:

- Détermination Afin d'évaluer avec précision les concentrations de composés odorants, il est nécessaire de faire une évaluation quantitative de chaque composé basée sur des réactions chimiques ou sur des propriétés physiques des composés.

Ces analyses ont pour but de d'identifier et quantifier les molécules présentes dans le gaz ou l'air odorant. En raison du fait du niveau diffus, une étape de préconcentration, décrite précédemment est souvent nécessaire (Martin et Laffort, 1991).

L'analyse physico-chimique d'un effluent gazeux odorant est complexe, car les effluents contiennent fréquemment plusieurs centaines de composés identifiables, chacun ayant des physico-chimique;

- Détermination olfactométrique;
- Détermination par des capteurs électroniques.

I.4.6.1 Détermination par analyse physico-chimique

Afin d'évaluer avec précision les concentrations de composés odorants, il est nécessaire de faire une évaluation quantitative de chaque composé basée sur des réactions chimiques ou sur des propriétés physiques des composés.

Ces analyses ont pour but de d'identifier et quantifier les molécules présentes dans le gaz ou l'air odorant. En raison du fait du niveau diffus, une étape de préconcentration, décrite précédemment est souvent nécessaire (Martin et Laffort, 1991).

L'analyse physico-chimique d'un effluent gazeux odorant est complexe, car les effluents contiennent fréquemment plusieurs centaines de composés identifiables, chacun ayant des propriétés chimiques et physiques différentes, telles :

- la masse moléculaire;
- la fonction chimique et donc la réactivité;
- les concentrations variables;
- le "niveau d'odeur" très variable et donc la stabilité, la volatilité...

Ceci montre la difficulté à appliquer une méthode d'analyse unique. Il sera souvent nécessaire de mettre en oeuvre des méthodes analytiques très puissantes et/ou spécifiques.

Les méthodes physico-chimiques sont précieuses pour repérer l'origine de la nuisance dans les études de dispersion, et pour suivre précisément les effets d'un procédé de traitement (Le Cloirec *et al.*, 1991).

I.4.6.1.1 Limitations de l'analyse physico-chimique

Dans le cas de la mesure des odeurs, l'analyse physico-chimique est notoirement insuffisante, et ce pour plusieurs raisons:

- Le ou les composés responsables de l'odeur peuvent être à des teneurs extrêmement faibles et par conséquent difficilement mesurables;
- L'odeur peut être due à un mélange de différentes substances plus ou moins odorantes. D'une part les molécules ne sont pas toujours déterminées de façon précise. Comme les odeurs dans l'environnement sont normalement formées par des mélanges des composés inconnus, il est très difficile établir les concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Harssema, 1986). Certains polluants sont odorants à des teneurs si faibles que la plupart des analyseurs sont incapables de les déceler (Office International de l'Eau, 1993).
- Toute la difficulté consiste à repérer les produits qui sont vraiment responsables de l'odeur, et qui ne sont pas forcément ceux dont la concentration est la plus élevée (LeNoc, 1992). Et même dans le cas où on suppose connues toutes les substances odorantes contenues dans un rejet, la connaissance des concentrations de chacune d'elle, en un point donné, ne permet pas de donner un résultat en terme d'effet odorant. En effet, la sensation odorante perçue par celui qui le respire un mélange n'est pas la somme des effets odorants de chacun de ses composants, pris à leur concentration respective. En effet, les odeurs élémentaires ne sont pas additives et la somme des résultats analytiques obtenus ne permet

pas de se faire d'opinion sur l'odeur qui sera perçue par le voisinage (Ministère de l'Environnement, 1984).

Les propriétés olfactives d'un mélange sont imprévisibles : il peut y avoir inhibition ou exacerbation d'une partie ou de l'ensemble des corps purs odorants constituant le mélange (Office International de l'Eau, 1993).

L'analyse physico-chimique des composés odorants n'a, jusqu'à ce jour, fait l'objet d'aucune norme; les méthodes employées s'appuient sur des travaux de recherche effectués en laboratoire (Office International de l'Eau, 1993).

Comme les odeurs dans l'environnement sont normalement formées par des mélanges hyperdilués de composés inconnus il est très difficile établir les concentrations exprimées en unités analytiques (Harssema, 1986).

La mesure de l'odeur passe obligatoirement par une analyse olfactométrique, cependant la détection d'une odeur reste une mesure subjective (Harssema, 1990). L'analyse physico-chimique ne peut pas être utilisée pour quantifier les odeurs à moins que l'odeur ne soit formée d'une seule composante (Keddie, 1982).

I.4.6.1.2 Les unités analytiques

La partie par million en volume, notée vpm, est souvent utilisée pour exprimer la teneur. Elle correspond à 1 cm³ de polluant par m³ d'air. Le mg/m³ est pour sa part utilisé pour exprimer la concentration. La correspondance mg/m³-vpm s'effectue en exprimant le volume gazeux correspondant à la masse moléculaire (Finlayson-Pitts, 1986).

I.4.6.2 Détermination olfactométrique

Malgré le fait que les odeurs sont liées à la présence de certains composés chimiques dans l'air que l'on respire, les mesures physico-chimiques ne suffisent pas pour connaître les propriétés odorantes des molécules.

L'olfactométrie est basée sur les capteurs disponibles chez l'être humain, à savoir les muqueuses olfactives elles-mêmes. Il est clair que ceci pose des problèmes pratiques. En effet, la sensation olfactive qui résulte de l'interaction d'un nombre donné de molécules odorantes avec la muqueuse varie non seulement d'un individu à l'autre, mais aussi, pour le même individu, en fonction de son état physiologique et des conditions de flairage. Cependant, grâce aux travaux effectués par des chercheurs de diverses origines, la technique de mesure des niveaux d'odeurs ou olfactométrie est fondée sur des bases scientifiques sérieuses, et elle peut être utilisée avec profit (Perrin, 1994).

L'olfactométrie consiste à mesurer:

- la concentration d'une atmosphère odorante au seuil de détection, généralement exprimée par un nombre sans dimension (en unité seuil);

- l'intensité odorante d'une atmosphère, généralement exprimée par rapport aux niveaux d'une gamme donnée d'une échelle de référence.
- l'efficacité d'abattement d'odeurs

La mesure de l'efficacité d'abattement d'odeurs est basée sur la dilution de prélèvements effectués en amont et aval de l'unité de traitement et sur l'observation olfactive. Par modification des réglages de dilution à chacune des branches de l'olfactomètre, le jury essaie d'obtenir deux niveaux odorants proches. Connaissant les valeurs de dilution aux deux branches, le taux d'abattement est déterminé (Office International de l'Eau, 1993).

Ces mesures s'effectuent par traitement statistique des réponses verbales d'un jury d'observateurs sélectionnés et entraînés, supposé constituer un échantillon représentatif de la population standard, pour ce qui est du sexe, de l'âge, des catégories socioprofessionnelles, du temps passé sur site, etc., auquel on présente des dilutions variables de l'atmosphère odorante à étudier (Cooper, 1987; Perrin, 1994).

La précision, la cohérence et la reproductibilité des résultats dépendent essentiellement de la manière dont le jury a été sélectionné et entraîné, et des procédures de travail adoptées, notamment sur le terrain (Martin et Laffort, 1991; Perrin, 1994). On peut obtenir, après "flairage" et exploitation statistique des réponses d'un jury, des informations sur la nuisance même (Office International de l'Eau, 1993).

Il existe différentes techniques olfactométriques (AFNOR, CEA, PAS), qui ont en commun le fait de faire appel à la réponse verbale ou écrite de sujets humains lors de la mesure de l'intensité des stimulus odorants (Office International de l'Eau, 1993).

I.4.6.3 Détermination par des capteurs

Le concept du nez électronique utilise un réseau de capteurs gaz non sélectifs à la place des récepteurs biologiques du nez humain. Les signaux engendrés par les capteurs vont permettre d'associer une forme caractéristique ou signature spectrale à une odeur donnée (Laurent, 1993).

Le fonctionnement du nez électronique est basé sur la constatation que certains métaux, lorsqu'ils sont chauffés, possèdent une sensibilité aux effets de différents gaz. Les gaz provoquent néanmoins à la surface des métaux des modifications détectables par des instruments spécialisés. Suivant la température à laquelle il est chauffé, chaque type de métal peut réagir à différents gaz; en employant plusieurs métaux, chauffés à des températures variables, il est donc possible détecter nombreux gaz. Le principe de détection repose sur la variation de la résistivité du matériau semi-conducteur en présence de composés volatils. De tels capteurs appartiennent à la famille des MOS (Metal Oxide Sensor), et leur conception est basée sur la technologie des semi-conducteurs (Talou, 1992).

Il existe différents types de capteurs. Ces derniers peuvent être associés et leurs signaux peuvent être traités via un réseau de neurones afin de renforcer la notion d'empreinte électronique.

L'application du nez électronique est multiple. Il peut servir, par exemple, dans les industries qui utilisent des produits chimiques toxiques, en détectant à temps toute émanation anormale de gaz dans les usines. Le développement du nez électronique dans les 25 dernières années a été résumé par Gardner et Bartlett (1994).

I.4.7 Les mesures d'odeurs dans l'environnement

Afin d'estimer l'exposition des personnes aux atmosphères odorantes, une évaluation quantitative du niveau d'odeur dans une zone est réalisée. Une telle évaluation permet, par exemple, d'établir un point zéro, c'est à dire, de caractériser l'état initial d'un site avant implantation ou extension d'industries du point de vue de la pollution par les odeurs (Perrin, 1994).

L'évaluation des niveaux d'odeur de différentes sources présentes sur un même site géographique et l'établissement de leur hiérarchie nécessitent la connaissance du flux polluant émis par chaque source, défini comme le produit de la concentration massique en polluants (analyses physico-chimiques) ou en odeur (analyses olfactives) par le débit de gaz rejeté dans l'environnement (SIAAP, 1990).

Les méthodes de mise en oeuvre de la mesure des odeurs sont soit olfactométriques, soit physico-chimiques, déjà commentés.

I.4.8 Conclusion

Cette étude sur les odeurs constitue un rappel d'éléments précieux pour le développement d'un modèle de dispersion d'odeurs. Différents points ont été passés en revue comme les méthodes de prélèvement et analyse des composés organiques volatils odorants nécessaires pour la génération d'une base de données pour la validation du modèle de dispersion.

I.5 APPLICATIONS DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION A L'ÉTUDE DES ODEURS

I.5.1 Introduction

Les effets des gaz malodorants sont réduits par la dilution naturelle due à la dispersion atmosphérique. Suite à leur émission par une cheminée, les odeurs vont éventuellement attendre une cible comme une collectivité. Cependant l'impact d'une telle émission odorante peut diminuer à partir des procédés tels que ceux décrits par Keskeith et Cross (1989) à savoir :

- augmentation de la hauteur de la cheminée
- augmentation de la température de gaz
- augmentation de la vitesse de gaz
- augmentation de l'air de dilution à l'émission

L'étude de la dispersion des odeurs peut constituer un important instrument d'aide à la décision dans les études d'impact des activités industrielles sur l'environnement et les populations voisines (Kesketh et Cross, 1989).

Les molécules odorantes présentes dans la masse d'air sont transportées par le vent. Au cours de ce transport, elles sont plus ou moins diluées en fonction de l'importance des paramètres décrits au §1.2.

Dans une atmosphère calme (vents très faibles), la dispersion d'un effluent s'effectue en fonction principalement de la seule diffusion moléculaire. Cette situation, par l'absence de grands mouvements d'air, reste relativement inefficace pour assurer une dilution des mélanges odorants et génère par conséquent de nombreuses nuisances qui se traduisent par des plaintes de la population concernée (Henderson-Sellers, 1984).

De nombreux auteurs ont tenté d'appliquer le modèle gaussien classique à la dispersion des odeurs. Lors des essais de validation, des différences importantes sont apparues entre les résultats prévus et la perception réelle du phénomène odorant (Murray *et al.*, 1978. Beaman, 1988).

L'évolution de la modélisation numérique s'est faite parallèlement à la capacité des ordinateurs, même si certaines techniques de calcul sophistiquées ont des origines assez anciennes.

I.5.2 Historique de la modélisation de la dispersion des odeurs

Les premiers modèles de dispersion utilisés sur ordinateur sont de type gaussien. Leurs origines remontent aux travaux de Sutton (1947), de Pasquill (1961) et en France, de Doury (1980).

I.5.2.1 L'application des modèles gaussiens classiques

Un modèle de dispersion basé sur l'équation de dispersion atmosphérique développé par Sutton (1947), fut utilisé par Wohlers (1963) pour comparer les concentrations mesurées et estimées en aval des plusieurs sources industrielles (Beaman, 1988). Il a trouvé de grandes différences entre les dilutions calculées par le modèle et les dilutions d'odeur observées sur les sites étudiés. Les coefficients de dispersion ont été déterminés pour chaque site, par le Stanford Research Institute. Il ressort de cette étude que les différences observées peuvent être dues à plusieurs raisons telles que la procédure olfactométrique utilisée, les limitations du modèle ou encore les influences inaperçues des facteurs météorologiques sur le transport des odeurs (Wohlers, 1963).

Nordstedt et Taiganides , 1971, ont utilisé un modèle similaire pour étudier l'influence météorologique sur les odeurs pendant un épandage. Ils n'ont pas obtenu de bons résultats (Beaman, 1988; Janni, 1982).

MacFarlane et Reinke (1981) ont étudié la modélisation atmosphérique pour prédire l'impact de modifications sur les cheminées d'une usine FORD à Detroit, pendant la période de 1974 à 1979, afin de réduire la nuisance olfactive sur la population voisine du site. Le modèle

appliqué a été une version de HUBER, un modèle gaussien avec l'équation de Briggs pour calculer la hauteur effective des cheminées. Les résultats de la modélisation ont été limités par la qualité des données enregistrées. Des différences entre les concentrations mesurées à partir des différents techniques physico-chimiques et olfactométriques ont été observées. Un autre problème fut le "temps de prévision", non compatible avec la dispersion des odeurs. Les coefficients empiriques de dispersion sont basés sur des temps moyens de 10 ou 60 minutes. En fait, pour la perception d'une odeur, un temps bien inférieur, d'environ une seconde, est suffisant. Après la définition d'une nouvelle hauteur de la cheminée augmentée à la valeur de 200 mètres, les résultats de la modélisation furent améliorés car la situation était plus proche de l'idéal pour un modèle gaussien.

Janni (1982) a utilisé un modèle gaussien de dispersion des polluants dans l'air PTDIS de l'EPA (Turner et Busse, 1973), pour simuler la dispersion des odeurs à partir d'installations agricoles. Ce modèle utilise l'équation de Briggs (1965; 1973; Granier et Saab, 1982) pour calculer la hauteur effective de la cheminée. Janni a fait une étude de la sensibilité des réponses de ce modèle par rapport aux variations des principaux paramètres considérés dans ce même modèle. Leurs calculs ont été basés sur la théorie de dispersion atmosphérique de Sutton (1947). Il apparaît possible de contrôler, en partie, le problème d'odeur pendant l'épandage à partir de considérations météorologiques. Cependant, ces résultats n'ont pas été validés à partir des données prélevées sur site, ce qui limite leur conclusions.

Des valeurs calculées à l'aide de l'équation panache, pour la dispersion de l'hydrogène sulfuré, ont été présentées par Toit (1987). Les concentrations sur le terrain ont été établies à l'aide de techniques chromatographiques en phase gazeuse. Les résultats fournis par le modèle ont été présentés sur la forme de courbes d'isoconcentration exprimées en unités d'odeurs. L'auteur de cet article n'établit aucun commentaire sur les résultats de l'application du modèle.

Keddie (1982) discute l'application de la modélisation atmosphérique pour l'étude des sources odorantes dans une station d'épuration des eaux et à l'estimation des concentrations sur le terrain voisin. Il a présenté un modèle gaussien classique pour une hauteur d'émission nulle et une correction de la vitesse du vent à la hauteur de 1 à 2 m. Il a considéré le taux d'émission en unités olfactométriques. Il n'a pas non plus présenté des données mesurées sur le terrain pour valider ses conclusions. Cependant, les concentrations maximales calculées pour ce modèle ont été situées de 2 à 4 km de distance par rapport à la source globale, aspect cohérent avec les plaintes enregistrées au voisinage de la station d'épuration.

En principe, les modèles gaussiens classiques peuvent être utilisés pour des substances odorantes lorsque la quantité d'odeur émise est connue. L'émission d'odeur peut être quantifiée si on détermine le seuil d'odeur et si on exprime les taux d'émission en unités d'odeur par seconde (Voerman et Harssema, 1984). Cependant, ces modèles ne considèrent pas les fluctuations de concentration, liées à la turbulence, sur des temps très courts. Selon Murray (Murray *et al.*, 1978), ces fluctuations sont importantes car le temps de réponse du nez humain à la perception d'une odeur est au maximum de l'ordre de quelques secondes, alors que la majorité des modèles gaussiens prend en compte une concentration moyenne sur une période de temps variant entre 10 minutes et 1 heure, à cause du calcul de ces écarts-types (Beaman, 1988). Cela implique que les fluctuations de courte période sont ignorées comme on peut le voir schématiquement sur la figure I-15. La courbe irrégulière représente la concentration d'un gaz malodorant en aval d'une cheminée. Le seuil de dépassement d'odeur ainsi que la valeur de sa concentration moyenne sont également indiqués sur cette figure. Les concentrations dépassent le seuil de détection d'odeur plusieurs fois au cours de

la période d'une heure, bien que sa concentration horaire moyenne soit inférieure à ce seuil (Högström, 1972). Pour cette raison les modèles gaussiens classiques ne sont pas conseillés pour estimer la dispersion des odeurs (Voerman et Harssema, 1984). Keddie (1982) a déconseillé l'application du modèle gaussien classique pour un temps moyen inférieur à 3 minutes.

Certains auteurs ont proposé de tenir compte de cet effet minorant en appliquant un facteur multiplicatif 10 aux concentrations moyennes de 3 minutes estimées à partir d'un modèle gaussien de type Pasquill-Gifford, pour donner la valeur de pic pour les périodes comprises entre 1-5 secondes (Beaman, 1988). D'autres utilisent un facteur de l'ordre 5 (Lahaye et Gillard, 1984) ou 2 (Hanna et Strimaitis, 1989). Cette méthode ne prend pas compte de la réalité du phénomène de dispersion des odeurs.

Dans une période de 3 minutes un pic de concentration moyenne peut être pendant 1 à 5 secondes environ 5 à 10 fois supérieur à la concentration moyenne (Keddie, 1982). Pour le cas d'une source surfacique liée à une station d'épuration des eaux il a appliqué un coefficient entre 2 et 5.

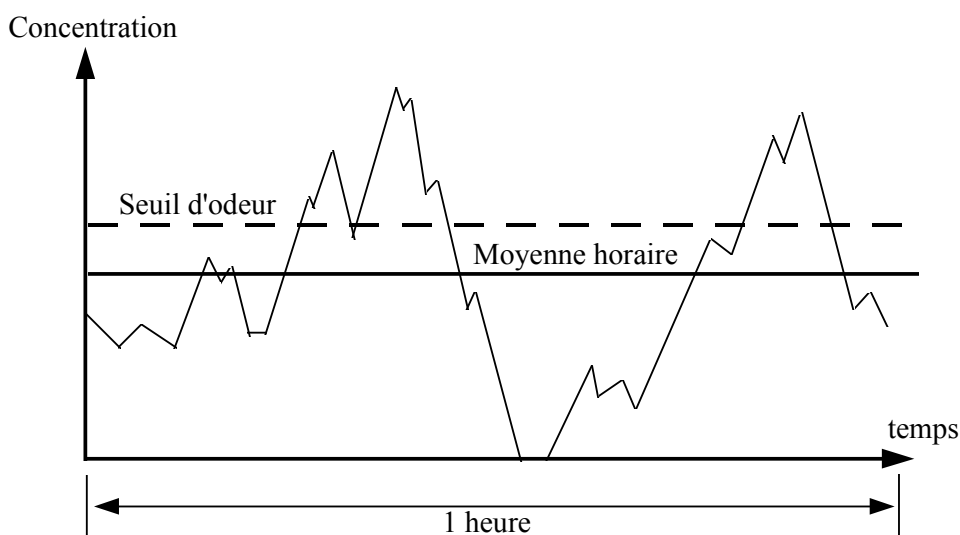


Figure I-15 : Le modèle gaussien classique et les fluctuations de courte période (Högström, 1972)

Balling et Reynolds (1980) ont utilisé l'équation gaussienne classique pour analyser la dispersion de gaz malodorants émis par une station d'épuration des eaux usées à Lincoln, Nebraska. Ce modèle calculait le cycle journalier de l'émission odorante, avec un pas de 3 heures, soit les concentrations en unités d'odeur sur une grille de 16x16 km. Cependant, ils n'ont pas considéré le caractère instantané de la perception de l'odeur par le nez humain, ni élaboré aucune procédure olfactométrique pour vérifier le modèle utilisé, ce qui limite beaucoup leurs conclusions. En fait, suite à sa publication, la méthodologie utilisée dans ce travail fut critiquée par Harssema (Harssema, 1981; Balling et Reynolds, 1981).

I.5.2.2 L'application des modèles gaussiens à bouffées

Kretzchamar et Mertens (1984) ont modélisé des rejets continus de gaz odorants sur la base d'un modèle bi-gaussien (classique) en utilisant les mesures météorologiques locales,

relatives au temps moyen de 30 minutes. Sans réellement prendre en compte l'aspect instantané de la perception d'une odeur par le nez humain, ils ont considéré l'émission comme plusieurs impulsions successives. Ces impulsions d'un temps moyen de 10 secondes à 1 minute permettent de représenter le caractère instantané de la perception d'une odeur. Le modèle utilisé dans ce cas, un modèle tri-gaussien ou à bouffées, peut simuler un rejet continu en représentant les trajectoires de ces impulsions à l'aide de vecteurs des vents. Les résultats sont mis à jour en continu et présentés soit sous forme de valeurs absolues soit sous forme graphique. Cependant, ils ont utilisé les mêmes écart-types dans les deux modèles (soit, σ_x , σ_y and σ_z fonction de la vitesse du vent par la voie des classes de stabilité), aspect aujourd'hui discutable après les travaux de Doury (1980). Des résultats expérimentaux ne sont malheureusement pas présentés.

Enfin, il y a un groupe de modèles qui considèrent la plume d'odeur sous forme de bouffées successives (Högström, 1974; Beaman, 1988). Ces modèles donnent les fréquences de dépassement d'un certain seuil de concentration sur une période de temps donnée. Cette méthode de modélisation a été établie par Högström (1972) suite aux travaux de Lindvall (1970).

Lindvall (1970) a démontré qu'un modèle de dispersion à bouffées peut être utilisé pour estimer des fréquences d'odeur autour d'une source, lorsque le nombre des dépassements d'un seuil de détection d'odeur et la quantité de gaz émis par une cheminée sont déterminés à l'aide de méthodes sensorielles (Högström, 1972).

Le caractère intermittent des odeurs dans l'environnement a été remarqué par Högström. Il a développé un modèle pour calculer les fréquences de dépassement d'un seuil d'odeur, puis les périodes de temps pendant lesquelles une concentration de 1 U.O./m³ est dépassée à une certaine distance de la source (Voerman et Harssema, 1984).

Le comportement des écarts-types pour un champ de concentrations d'environ 1 heure est bien connue. Cependant, pour un temps de prélèvement très court, la géométrie du panache est plus irrégulière que pour une heure de prélèvement (figure I-16). Cette variation de la forme du panache peut être considérée comme aléatoire et la variation correspondante sur le plan horizontal peut expliquer les variations sur les courtes périodes présentées à la figure I-15. Alors, pour déterminer la fréquence d'odeur sur un point, cette variation du panache sur des temps courts doit être décrite mathématiquement.

Högström (1964) a réalisé des tests, en Suède, sur des rejets émis, toutes les 30 secondes, marqués à l'aide de traceurs et enregistrés photographiquement sous forme de bouffées successives. Il définit des paramètres de diffusion verticale et horizontale, σ_{yp} et σ_{zp} , appliqués aux bouffées. En utilisant ces résultats, il propose, en 1972, un modèle de dispersion des odeurs basé sur 2 termes (figure I-17). Le premier correspond à la diffusion de la bouffée elle-même (σ_{yp} - horizontal; σ_{zp} - vertical) (Beaman, 1988; Högström, 1974; Murray *et al.*, 1978). Le deuxième terme rend compte de l'influence, dans le phénomène de diffusion, des fluctuations de la trajectoire des bouffées autour de la direction moyenne du vent (Högström, 1964; Murray *et al.*, 1978; Beaman, 1988). Ce facteur de diffusion est pris en compte par deux paramètres : σ_{yc} , σ_{zc} . Ces écart-types, de court terme, sont de l'ordre de la seconde (Voerman et Harssema, 1984).

La diffusion totale est obtenue en considérant les équations suivantes (Beaman, 1988; Högström, 1974) :

$$\sigma_y^2 = \sigma_{yc}^2 + \sigma_{yp}^2 \quad (I.44)$$

et

$$\sigma_z^2 = \sigma_{zc}^2 + \sigma_{zp}^2 \quad (I.45)$$

Où σ_y et σ_z sont les écarts-types d'un modèle gaussien normal pour un temps de prélèvement d'une heure (Högström, 1974).

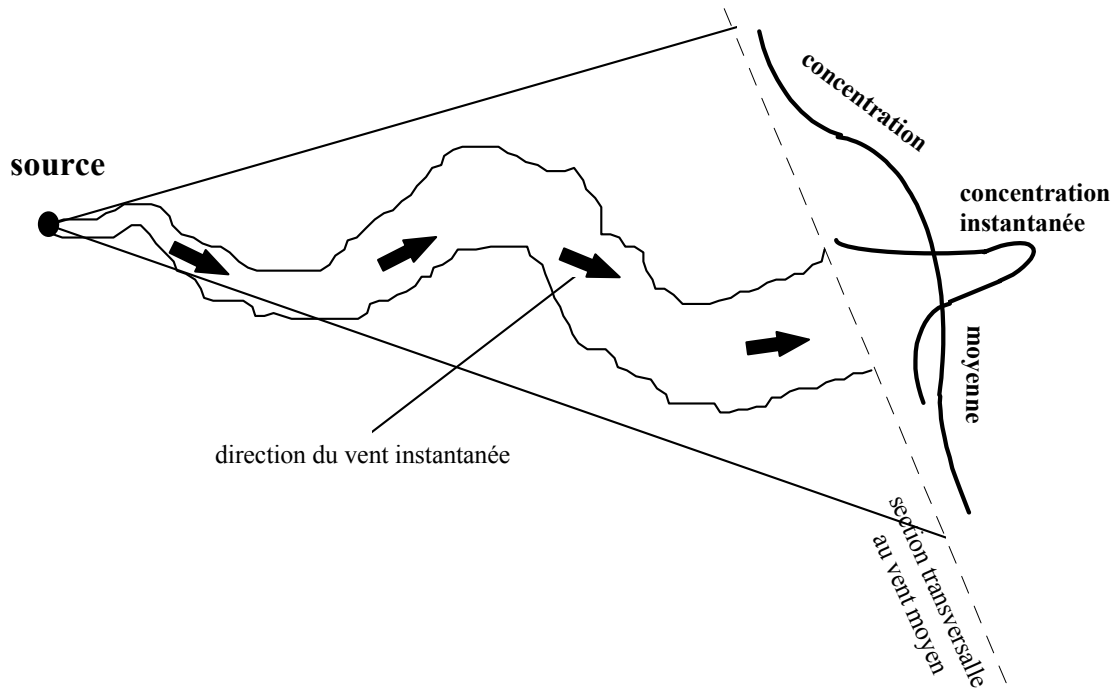


Figure I-16 : Aspects instantané et moyen de la dispersion d'un panache (Pasquill, 1962).

Les paramètres σ_{yp} , σ_{zp} et σ_{zc} sont déterminées à partir des équations définies par Högström (1974). Les paramètres σ_{yc} et σ_{zc} peuvent être estimés à partir les équations I.44 et I.45.

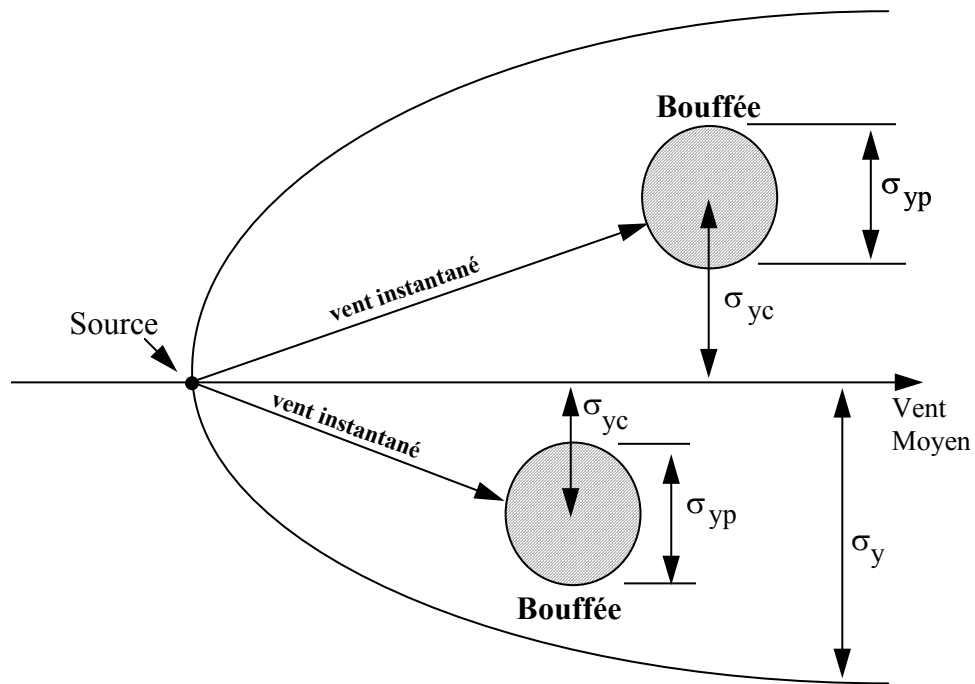


Figure I-17 : Paramètres du modèle de dispersion à bouffées (Beaman, 1988).

En 1972, Högström donne à son modèle une dimension statistique, et formule une équation mathématique donnant la fréquence de dépassement d'un certain seuil de concentration (Beaman, 1988; Högström, 1972). Il prédit l'existence de concentrations instantanées supérieures ou égales au seuil d'odeur :

$$G = \sum_{i=1}^n \frac{(g\phi_i)}{g_0} \frac{2y_i}{2\pi x} f_i \quad (I.46)$$

- G : fréquence de perception de l'odeur pour un point;
- f_i : fréquence de la $i^{\text{ème}}$ condition météorologique, en terme de stabilité et de vitesse du vent;
- $g\phi/g_0$: valeur sans dimension de la fréquence d'un vent de direction $\phi \pm (y_i/x)$ durant les périodes où la largeur de la bouffée est $2y_i$;
- x : distance de la source (m);
- y_i : largeur d'odeur moyenne de la bouffée pour la $i^{\text{ème}}$ catégorie de dispersion (m).

Ces termes sont illustrés à la figure I.18.

Le point central dans l'approche de Högström est la détermination de la largeur de la bouffée odorante au niveau du sol. Cette largeur se définit comme la résultante de variations générées par les fluctuations de la trajectoire des bouffées autour de la direction moyenne du vent (Voerman et Harssema, 1984).

La largeur de l'odeur pour une certaine distance à partir de la source est la partie de la bouffée, au niveau du sol, qui dépasse le seuil de perception d'odeur (1 U.O.). Le centre d'une bouffée peut être à différentes hauteurs au-dessus du sol (h). Quand il est plus proche du sol, la largeur de l'odeur (L) sera grande. Quand le centre de la plume est plus en haut,

"L" réduit (Figure I-19) (Voerman et Harssema, 1984). Cependant, le calcul de la largeur d'odeur moyenne est difficile à appliquer dans la pratique.

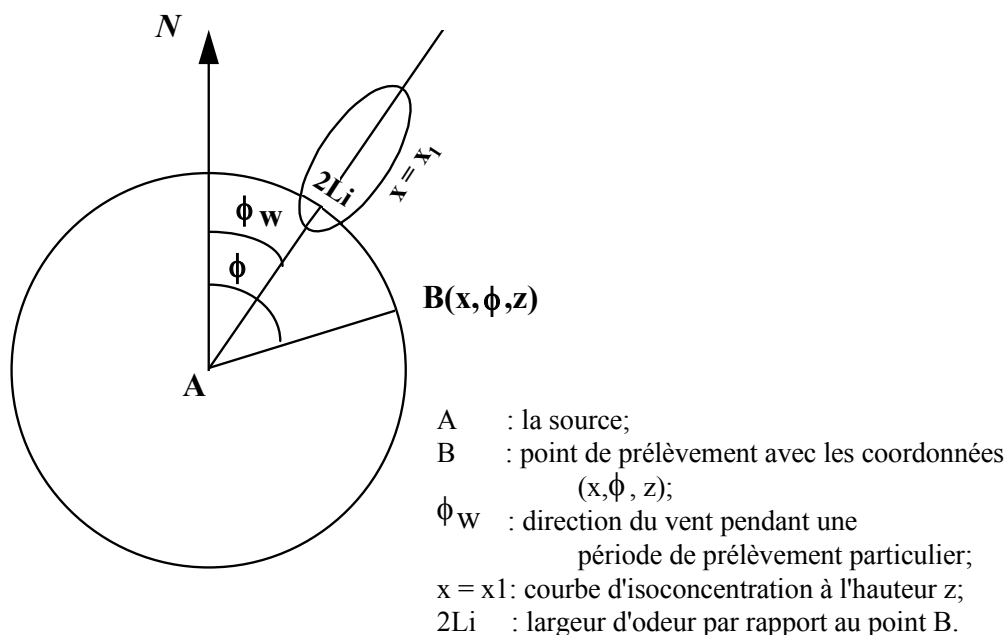


Figure I-18 : Illustration des termes de l'équation I.51 (Beaman, 1988).

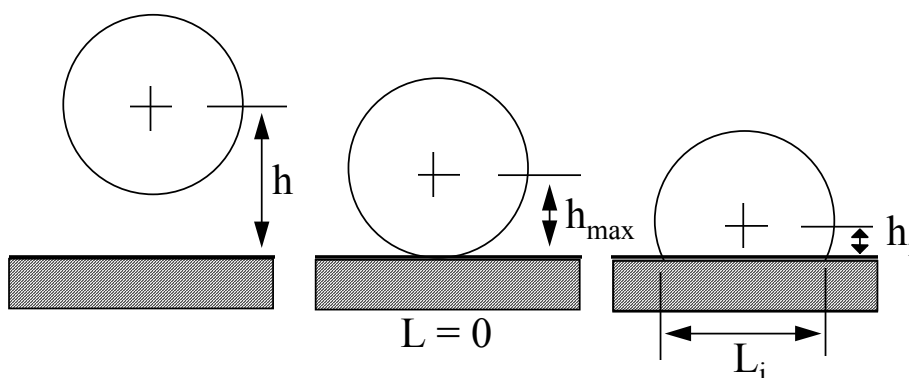


Figure I-18 : Schéma des sections transversales d'une bouffée à différentes hauteurs, associée avec la largeur d'odeur (Voerman et Harssema, 1984)

Le modèle de Högström est le seul, dans la littérature, qui considère le caractère instantané de la perception de l'odeur. Il donne des résultats, par rapport à l'exposition aux odeurs, plus réalistes que les autres modèles basés sur des concentrations horaires moyennes (Voerman et Harssema, 1984).

Des tests de validation de ce modèle se sont déroulés en Août et Septembre 1969, dans les environs d'une usine de pâte à papier à Monsteras sur la côte est de la Suède avec des bonnes corrélations entre les résultats observés à courte distance et les prévisions du modèle (Högström, 1972 et 1974). Cependant, l'application du modèle développé par Högström reste très compliquée et peu pratique.

Murray *et al.* (1978) et Mac Carthy et Duffee (1980), développent le travail de Högström. Ils tentent de simplifier les paramètres de la dispersion en utilisant des données récentes sur la dispersion en milieu rural, suburbain et urbain (Beaman, 1988; Bowne, 1974). Ils

développent un modèle appelé TRC (Research Corporation of New England) pour estimer l'impact d'une émission odorante. A partir de l'approche de Högström ils présentent une équation analogue à celle des modèles gaussiens (équation I.47). Le taux de dilution de l'odeur en un point sur le terrain ($z = 0$) et à un temps donné étant représenté par :

$$Ni = \frac{V_0 N_0}{\pi u \sigma_{yp} \sigma_{zp}} \exp\left(-\frac{y_i^2}{2\sigma_{yp}^2} - \frac{H_i^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) \quad (I.47)$$

- N_i : Taux de dilution de l'odeur au point considéré, pour la bouffée de rang i (U.O.);
 V_0 : Débit d'émission (m³s⁻¹);
 N_0 : Taux de dilution à la source (U.O.);
 \bar{u} : Vitesse moyenne du vent à la hauteur d'émission (ms⁻¹);
 y_i : Distance latérale entre le récepteur et la courbe représentative du centre du panache (m);
 H_i : Distance verticale entre le récepteur et la courbe représentative du centre du panache (m);
 σ_{yp}, σ_{zp} : écarts-types de la distribution des concentrations d'une bouffée (m).

Dans ce modèle la position du point central de chaque bouffée est simulée par l'utilisation d'un générateur de nombres aléatoires, donnant une distribution normale autour de la direction moyenne du vent. Les valeurs de σ_{yc} et σ_{zc} sont calculés à partir des équations (I.44) et (I.45). Les écart-types totaux σ_y et σ_z utilisés pour ce calcul ont été développés par Bowne (1974) et prennent en compte la dispersion en milieu rural, périurbain et urbain (Murray *et al.*, 1978). Le modèle TRC considère un nombre de bouffées entre 200 à 1000 dans une période d'une heure.

Cela permet de considérer le phénomène de superposition de plusieurs bouffées pendant une période de temps donné, et de construire une distribution des fréquences cumulées des taux de dilution pour la période choisie (Murray *et al.*, 1978; Beamam, 1988).

Ce modèle donne comme résultat la distribution de fréquence des concentrations des odeurs dans un site, pour des périodes d'une heure, en utilisant la théorie de dispersion des bouffées développées par Högström (1962). Il utilise aussi la méthode de Briggs (1965) pour calculer la hauteur effective de la cheminée. Il considère un nombre de bouffées entre 200 à 1000 dans une période d'une heure (Murray *et al.*, 1978; McCarthy et Duffee, 1980).

Des améliorations complémentaires permettent de considérer l'entraînement du panache dans le sillage d'un bâtiment, et de prendre en compte jusqu'à 20 sources simultanées.

Le modèle TRC a été appliqué par Mac Carthy et Duffee (1980) pour résoudre le problème d'une commune gênée par des émissions de gaz malodorants d'une usine chimique. Une autre application intéressante de ce modèle est présentée par Murray *et al.* (1978). Des bonnes corrélations entre les niveaux d'odeurs prédits et observés, en zone urbaine, ont été trouvés - tableau I-17.

Une alternative pour la représentation de la dispersion d'une bouffée individuelle a été présentée par Smith and Hay (1961), par l'équation :

$$\sigma = 3.i^2.x \quad (I.48)$$

- σ : écart-types d'une distribution gaussienne (m);
 x : distance de l'observateur à la source (m);
 i : intensité de la turbulence

Dans la pratique i est considéré comme l'écart-type de la variation de la direction du vent.

	Usine 1		Usine 2	
Distance (m)	100	300	460	840
Concentrations calculées (U.O.)	50	2	13	2
Concentrations observées (U.O.)	31	2	20	< 2
Référence	Mac Carthy (1980)		Murray (1978)	

Tableau I-17 : Comparaison entre les teneurs calculées par le modèle TRC et mesurées dans l'environnement (Beaman, 1988).

Beaman (1988) a développé un modèle à bouffées, à partir de la théorie développée par Högström, qui prévoit les teneurs d'odeur à court terme, ce qui correspond au temps de réponse du nez humain et à ses moyennes informatiques. Comme d'autres modèles à bouffées il considère que la dispersion est due à deux termes:

- la diffusion de chaque bouffée individuelle;
- les méandres, dans la plume, d'une série des bouffées autour de la direction moyenne du vent.

Cependant, le manque de détails de son article limite l'évaluation sur son modèle.

Les paramètres du modèle de Högström ont été simplifiés pour le développement d'un modèle de dispersion des odeurs en Hollande. Dans le cadre d'une procédure de demande d'autorisation de rejet de gaz odorants, Voerman et Harssema (1984) ont développé, aux Pays-Bas, un modèle de diffusion des polluants odorants dans l'atmosphère avec le but de quantifier les nuisances olfactives à l'émission. Ce modèle, basé sur l'étude de Högström, prend en compte le caractère instantané de la perception de l'odeur par le nez humain et le style du modèle de distribution des fréquences à long terme (LTFD Model) appliqué aux Pays-Bas. Le terme « fréquence d'odeur » est défini comme la fraction du temps dans une heure où une concentration supérieure à la concentration seuil est observée. La fréquence d'odeur est calculée par le modèle de Högström; si elle dépasse une certaine valeur limite, l'heure dans son ensemble est considérée comme causant une nuisance olfactive.

Des études comparatives on était fait entre le modèle Högström et le modèle LTFD (basé sur la théorie gaussienne classique). L'analyse des résultats a bien montré l'importance de la prise en compte du caractère instantané de la perception d'odeur par rapport aux valeurs moyennes calculées par un modèle classique. Ce travail montre ces limites pour la non validation expérimentale du modèle développé.

I.5.2.3 L'approche par les trajectoires

Douboudin (1995) présente une étude sur l'application des modèles de dispersion atmosphérique pour traiter le problème des odeurs à la station d'épuration des eaux usées

d'Achères, à Paris. Il a considéré que l'approche générale de la dispersion à partir de l'émission pour évaluer l'impact est-elle à bannir. Il considère qu'une approche par l'étude de trajectoire de molécules dans le vent semble donc intéressante. Elle permet de remonter facilement dans le temps, même si elle ne prend pas en compte exactement les phénomènes naturels de diffusion et d'expansion des masses gazeuses. Dans la station d'Achères un logiciel a été mis au point pour apprécier si une masse odorante constatée lors d'une plainte provient ou non de la station d'épuration. Il utilise les données de vent d'un mât météorologique de 100 mètres de hauteur. Ce système remonte dans le temps d'une demi-heure, ou plus, suivant la force du vent.

Le réseau de surveillance de la qualité de l'air à Martigues (AIRFOBEP, 1995) utilise une méthode appelée « Rose de gêne d'odeur ». Cette méthode utilise les données météorologiques prises à la station la plus proche de la zone sur laquelle émane une plainte. L'étude considère la dispersion géographique des origines des plaintes d'une même zone. L'intérêt est déterminer le centre de la rose de gêne, placé au barycentre des origines de la direction de ces plaintes. L'étude met en évidence des phénomènes de transport de masses d'air et donc de polluants (même à faibles concentrations). D'après l'application de cette technique, l'étude des gênes olfactives signalées par la population de la zone Fos-Etang de Berre, entre juin 1993 et mai 1994 montre que les odeurs de type industriel constituent la nuisance prépondérante.

I.6 CONCLUSION

Ce chapitre présente une approche de la dispersion atmosphérique et des méthodes mathématiques de sa résolution. Les modèles gaussiens et leur application aux odeurs ont été expliqués. La problématique des odeurs a été abordée. Les aspects liés à la perception olfactive de l'odeur aussi comme les méthodes de l'analyse et prélèvement des gaz odorants ont été discutées.

Un historique de l'application de la modélisation atmosphérique à l'étude des odeurs a présenté l'évolution de ces études et l'importance d'approfondir l'étude des modèles de dispersion des bouffées odorantes.

Les sujets développés dans ce chapitre serviront les bases pour le développement d'un modèle gaussien appliqué à la réalité de la dispersion des odeurs dans le deuxième chapitre. Le choix d'un modèle gaussien est lié à ces qualités de rapidité et simplicité et à la possibilité d'exploitation de la théorie de dispersion des bouffées établie par Högström.

Les aspects référents aux méthodes de l'analyse et prélèvement des gaz odorants seront nécessaires pour les études de validation, au chapitre III.

CHAPITRE II

<p>MISE EN OEUVRE DE MODELES DE DISPERSION APPLIQUES AUX ODEURS</p>
--

II.1 INTRODUCTION

Après leur émission dans l'atmosphère, les gaz odorants subissent les mêmes processus physico-chimiques que d'autres polluants. Ces processus peuvent être le transport par le vent, la dilution par le mélange turbulent et les possibilités de réactions chimiques et/ou dépôt (Högström, 1974).

A noter que des tentatives ont été faites pour modéliser la dispersion d'odeurs à partir de sources connues. L'utilité pratique de ces calculs a été toujours très limitée.

Au cours de ce chapitre, le développement d'un modèle gaussien de dispersion des odeurs est présenté. Cette présentation passe tout d'abord par la discussion du problème de la validation et se termine par des exemples d'application.

L'application d'un modèle de dispersion, basé sur la théorie gaussienne, peut apporter certains avantages par rapport aux modèles plus complexes. A mesure que les modèles deviennent plus complexes, avec la prise en compte de plus de paramètres, ils aboutissent à des sophistications des équations. Par exemple, Khan *et al.* (1992) présentent le développement analytique des équations d'un modèle tridimensionnel. Ce modèle utilise une équation empirique pour calculer la hauteur de la couche de mélange à partir de certaines variables, comme la vitesse de frottement, le vent géostrophique et le flux de la chaleur ambiante. Tous ces paramètres ne sont pas évidents à déterminer et peuvent apporter beaucoup d'imprécision lors de la détermination de la hauteur de la couche de mélange. Ces imprécisions contrastent fortement avec l'objectif d'une représentation du phénomène de la dispersion la plus proche de la réalité physique. Devant la difficulté à réaliser des études de dispersion d'odeurs surtout sur des sites urbano-industriels, des techniques plus simples sont quelquefois appliquées. De toutes façons, pour situer le problème, il faut toujours commencer par utiliser un modèle gaussien et voir s'il est nécessaire d'affiner et de proposer une modélisation plus élaborée (U.I.C., 1995).

Un modèle de dispersion atmosphérique applicable au domaine des odeurs devrait comporter les caractéristiques suivantes:

- La saisie des caractéristiques du rejet (quantité émise ou débit à la source) en terme d'unité d'odeur;
- L'intégration d'une considération probabiliste de l'intensité odorante, pour tenir compte des fluctuations autour de la moyenne calculée en un point;
- La prise en compte de l'évolution physico-chimique du mélange odorant, en terme d'unité d'odeur;
- Les résultats en terme de variation de l'intensité en unité d'odeur en tout point;
- Le calcul des intensités odorantes instantanées;
- La prise en compte de la variation de la direction du vent.

II.2 IMPORTANCE DU PAS DE TEMPS DE SIMULATION D'UN MODELE APPLIQUE AUX ODEURS

Les concentrations des polluants dans l'air évoluent beaucoup avec le temps. Les seuils de qualité de l'air sont généralement explicités en termes de concentrations moyennes pour 1, 8, 24 heures ou pour des durées supérieures. Les modèles de dispersion sont normalement utilisés avec les conditions météorologiques moyennes pour un temps inférieur à 1 heure. Cependant le temps pour la détection d'une odeur est de quelques secondes.

Les modèles de dispersion sont des alternatives relativement peu onéreuses pour la surveillance de l'environnement, cependant il faut résoudre plusieurs problèmes, à commencer par les taux d'émission. En général ce n'est pas un problème pour les sources individuelles régulières. Il n'en est pas de même pour des émissions diffuses (station d'épuration, stockage...).

Quand le seuil de perception d'odeur d'un mélange des gaz émis par une cheminée est connu, il n'est pas nécessaire de connaître les constituants gazeux responsables de cette odeur pour modéliser sa dispersion. Cette approche est possible quand les gaz étudiés ont des courbes de persistance similaires et qui ne réagissent pas chimiquement ou ne se séparent pas physiquement de manière significative pendant le transport atmosphérique de la source jusqu'au récepteur.

Finalement, toutes les considérations antérieures nous ont conduit à des approches méthodologiques différentes de celles de la dispersion des gaz vis-à-vis de la toxicité, et au développement de modèles mathématiques spécifiques à la dispersion des odeurs. Les modèles appliqués à la dispersion des odeurs doivent prendre en compte les concentrations sur des temps très courts et considérer les valeurs maximales des concentrations (Murray *et al.*, 1978).

Dans ce contexte, il est nécessaire de bien préciser la différence entre le temps total d'échantillonnage et le temps d'un prélèvement. Une telle distinction est fréquemment ignorée dans les études de dispersion des gaz toxiques (Hanna et Drivas, 1989). Cet aspect est fondamental pour la validation d'un modèle de dispersion et son application.

Le temps total d'échantillonnage (t_s) est le temps total de travail d'un analyseur sur un certain lieu. Le temps d'un prélèvement (t_a) est l'intervalle de temps défini pour chaque prélèvement. Il produira une série de données que pourrions être associées à une concentration moyenne (figure II-1).

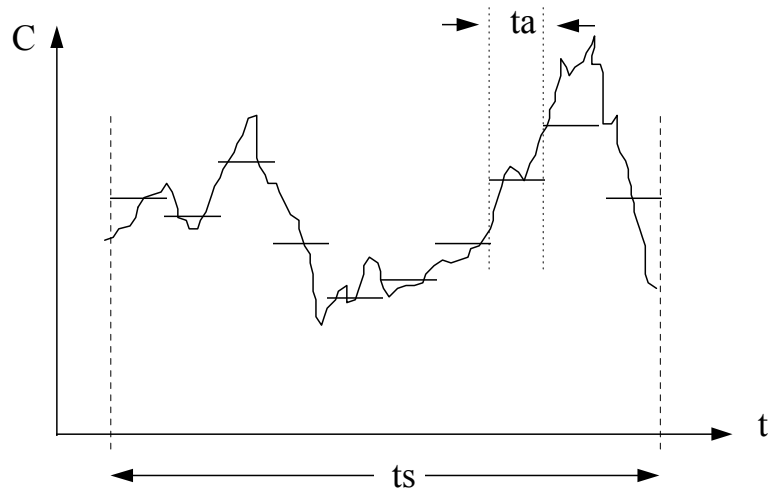


Figure II-1 : Représentation graphique du temps total d'échantillonnage (t_s) et du temps de prélèvement (t_a) (Hanna et Drivas, 1989).

Pour la validation d'un modèle de dispersion appliqué aux odeurs, il faut que le temps de prélèvement soit le plus petit possible, de façon à s'approcher des valeurs instantanées de l'intensité odorante.

Au cours du Chapitre I, la distinction entre émission instantanée et continue a été développée. Il est bon de rappeler que si la durée d'une émission est très inférieure au temps de transport jusqu'au récepteur, l'émission peut être considérée comme instantanée. Le format de la bouffée sera plus ou moins circulaire. Une émission pourra être considérée comme continue si la durée d'émission est supérieure au temps de transport du polluant de la source jusqu'au récepteur (Hanna et Drivas, 1989).

Dans l'application des modèles de dispersion il est nécessaire de préciser un pas de temps de simulation. Ce pas de temps doit être égal au temps de prélèvement utilisé pour l'obtention de la base de données appliquée à la détermination des écarts-types du modèle. Les valeurs moyennes calculées par un modèle de dispersion en un point sur le terrain doivent être associées à ce pas de temps de simulation. Le pas de temps de simulation doit tendre vers une seconde pour l'étude de la dispersion d'une odeur. Le temps de simulation du modèle peut être variable et comprend la répétition du pas de temps. Il peut même dépasser le temps d'échantillonnage.

La majorité des modèles ne donnent aucune indication sur le temps de simulation dans leurs calculs. Quand un modèle ne donne pas cette information, ses résultats deviennent difficiles à interpréter. Högström (1974) a précisé l'importance du pas de temps de simulation comme facteur déterminant de la magnitude des concentrations calculées par un modèle.

II.3 DETERMINATION DU DEBIT DE L'ODEUR A L'EMISSION

Afin de calculer, de manière quantitative, la dispersion des produits odorants dans l'atmosphère il faut exprimer quantitativement l'odeur.

Les odeurs issues des déchèteries peuvent être très gênantes pour le voisinage. Frechen (1974) a présenté un article sur l'importance de la détermination de la source odorante d'une déchèterie pour l'application aux études de dispersion atmosphérique.

Les émissions de produits odorants peuvent être caractérisées par deux grandeurs, le débit d'odeur et l'intensité à la source, qui sont respectivement analogues au débit massique et à la concentration à la source dans les cas des polluants chimiques (Perrin, 1994).

Le débit d'odeur d'une source est, par définition, le débit d'air de dilution qui rend la concentration des gaz odorants dans l'effluent ainsi dilué égale à la concentration seuil, ce débit est le produit du débit d'air pollué par le facteur de dilution au seuil de perception de la source (Perrin, 1994). Le débit d'odeur est défini comme étant le produit de la valeur du facteur de dilution au seuil de perception par le débit d'air rejeté à l'atmosphère par la source (SIAAP, 1990).

Si U.O. est la quantité d'odeur, analogue à la masse (μg) d'un polluant d'air ordinaire, le taux d'émission est une quantité d'odeur par seconde. Dans ce cas l'unité d'odeur est une proportion du seuil de perception et le taux d'émission est exprimé comme le volume d'air nécessaire pour diluer l'odeur émise au seuil de perception (Harssema, 1986).

Lahaye et Gillard (1984) présentent le débit d'odeur d'une source comme la multiplication du débit volumique de la source par le nombre de dilution jusqu'au seuil de perception d'odeur. La même considération a été prise par Keddie (1982).

Lorsqu'une source émet des corps odorants, elle contamine un certain volume d'air par unité de temps. Ce volume, mesuré ou calculé, est désigné par Flux Volumique Global Moyen (FVGM). Il s'exprime en m^3/s (SIAAP, 1991).

Il résulte des définitions précédentes que le produit FVG x U.O. est un flux qui est obtenu en diluant par d'air propre le flux volumique global à un taux suffisant pour que la concentration dans le mélange des corps odorants soit égale au seuil olfactif. Ce flux est désigné par FVGM-COS : Flux Volumique Global contaminé au seuil olfactif. Il est évalué en U.O. m^3/s . Si les valeurs de U.O. permettent d'apprécier la concentration des émissions, les valeurs FVGM-COS rendent compte de la puissance ou le pouvoir odorant d'une source olfactive (SIAAP, 1991).

Connaissant le débit d'odeur d'une source, il est possible, à l'aide des études de dispersion, de déterminer le secteur de détection continue de l'odeur et son impact dans l'environnement. Ceci permet d'établir une hiérarchie des sources d'émission et d'aider l'industriel à mettre une priorité à les traiter. Ce type de mesures a été mis à profit dans le cadre de stations d'épuration des eaux usées, d'industries agro-alimentaires, de papeteries ou encore de sites pétrochimiques. Une autre application, tout aussi importante, de ce type de mesures est la vérification de l'efficacité de systèmes de désodorisation tels que les laveurs, les fours de combustion, les filtres adsorbants ou les biofiltres (Perrin, 1994).

II.4 DEVELOPPEMENT DE MODELES MATHEMATiques POUR LA DISPERSION DES ODEURS

II.4.1 Introduction

En général, les modèles appliqués aux odeurs estiment les fréquences des odeurs ou le nombre de fois qu'un certain seuil d'odeur est dépassé pendant une période de temps donnée. Ces modèles prennent en compte les fluctuations des concentrations sur de courtes périodes de temps à cause de l'évolution du vent. Ces fluctuations sont considérées importantes car les gens répondent au seuil de perception d'une odeur presque instantanément. Effectivement, même si la concentration moyenne de l'odeur, sur de longue période, peut rester au-dessous des niveaux détectables, des niveaux d'odeurs considérablement élevés peuvent se produire sur des temps très courts (Janni, 1982). Keddie (1982), affirmait que le problème de la perception des odeurs était une question liée à la statistique et que dans la pratique de la modélisation, le but serait de maintenir les concentrations d'odeur au-dessous du seuil de perception pendant un certain pourcentage de temps. Ces aspects ont été considérés dans les modèles de dispersions d'odeurs développés au Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel de l'Ecole des Mines d'Alès. Le logiciel créé regroupe les différents modèles et a été appelé ODODIS (ODOur Dispersion Software) (De Melo Lisboa *et al.*, 1996).

II.4.2 Description du logiciel ODODIS

Le logiciel ODODIS est basé à la fois sur une théorie de dispersion établie par Högström (1974) et sur les idées avancées sur le modèle TRC - the Research Corporation of New England, CT - qui estime l'impact d'une émission odorante (Murray *et al.*, 1978; Mac Carthy et Duffee, 1980). Il prend en compte, en pratique, plusieurs équations mathématiques pour résoudre le problème de la dispersion gaussienne d'un gaz dans l'atmosphère. Le modèle ODODIS peut être appliqué aux gaz passifs et aux gaz odorants. La programmation de plusieurs solutions possibles a pour objectif de recherche de fournir différents résultats sur la dispersion des odeurs afin de permettre une comparaison entre les différentes approches.

L'option de retenir la solution gaussienne pour ce problème de la dispersion d'un gaz odorant dans l'atmosphère est liée à sa rapidité, sa simplicité, son acceptabilité et au besoin d'approfondir les connaissances scientifiques dans ce domaine.

Le logiciel ODODIS rassemble différents modules représentés sur la figure II-2 et brièvement décrits ci-dessous :

Fichiers	Edition	ODODIS
Ouvrir... Nouveau fichier Imprimer Fermer DOS shell	Couper Copier Récupérer Effacer	ODODIS
Quitter		
Classique	Bouffées	Surélévation
Gaussien Isoconcentration	C.E.A. en (x, y, z) C.E.A. Maximun	Briggs
Dir. Vent	C.E.A. Instantanée	Holland
Odeurs Version TRC		
Divers		Aide
Panache Comparaison CEA-Classique		A propos...

Figure II-2 : Présentation des modules du logiciel ODODIS.

- Le module Fichier. Il comporte des fonction d'ouverture, de fermeture et d'impression des différents fichiers de sortie issus des différentes applications du modèle ODODIS ou arrêt du programme.
- Le module Edition. Il permet l'édition des fichiers de sortie (exemple : équivalent de copier-coller);
- Le module Ododis. Il regroupe l'ensemble des options appliquées aux odeurs et aux gaz passifs. Le système des coordonnées est polaire, centrée sur le point d'émission (la cheminée). La direction du vent et du point de mesure sur le terrain sont pris en compte.
- Le module Classique. Il regroupe l'ensemble des modèles basés sur l'équation gaussienne classique ou panache. Le système des coordonnées est du type cartésien (x, y, z).
- Le module Bouffées. Il comporte l'ensemble des modèles basés sur la solution gaussienne appliquées aux bouffées. Le système des coordonnées est aussi du type cartésien (x, y, z)..
- Un module Surélévation. Il présente des codes permettant le calcul de la hauteur effective d'une cheminée. Cette option est proposée dans tous les modèles présentés dans le logiciel ODODIS;
- Un module Divers. Il présente des options complémentaires;
- Un module Aide. Il contient des informations supplémentaires.

Les modules Classique et Bouffées ont servi pour tester les équations avant de les proposer au sein du module Ododis. Dans la séquence de ce travail, le module Ododis sera détaillé puisqu'il est directement lié à la question de la dispersion des odeurs.

Le logiciel ODODIS prend en compte un système de coordonnées polaires centré sur le point source ou la cheminée. Il suffit d'entrer d'une part la distance entre la cheminée et le point d'observation et d'autre part l'angle par rapport au Nord que fait la direction comportant le point d'observation et la cheminée (figure II-3). Une autre caractéristique de base du logiciel ODODIS est la prise en compte de la direction du vent au début de chaque simulation.

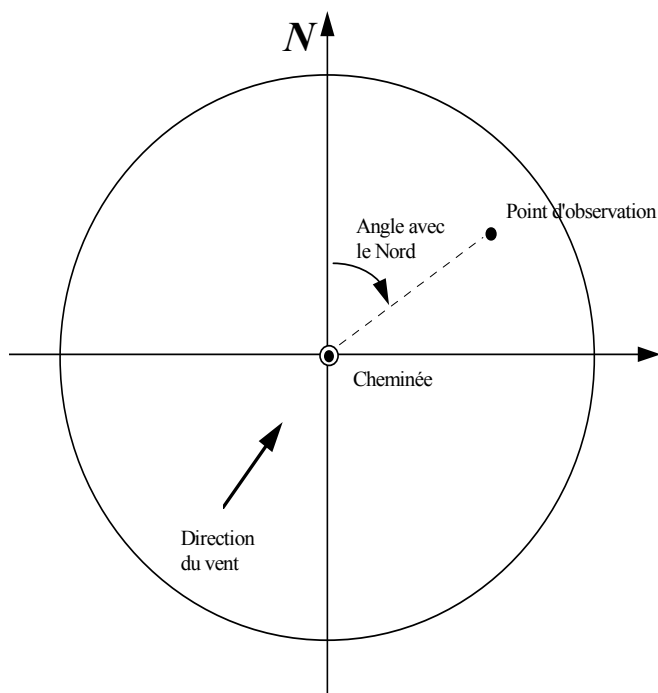


Figure II-3 : Le système de coordonnées polaires du logiciel ODODIS.

Le module Ododis regroupe les modèles ou options proposés pour la modélisation mathématique gaussienne des composés odorants ou tout autre gaz passifs. Dans les différentes options du module Ododis, les trois équations de base pour les modèles gaussiens, décrites aux §I.3.3.1-3, sont appliquées. Ces trois modélisations sont l'équation émission ponctuelle continue, l'équation émission ponctuelle instantanée et l'équation émission ponctuelle prolongée.

Les modèles proposés dans le module Ododis sont regroupés sur la Figure II-4. Ils comprennent les options suivantes :

Basés sur l'équation émission ponctuelle continue (panache)

- l'option Ododis-1.
- l'option Ododis-2.
- l'option Ododis-3.
- l'option Ododis-4.

Basés sur l'équation émission ponctuelle instantanée (bouffées)

- l'option Ododis-5.
- l'option Ododis-6.

Basés sur l'équation émission ponctuelle prolongée (bouffées)

- l'option Ododis-7.
- l'option Ododis-8.
- l'option Ododis-9.

Dans toutes les options, le choix de l'unité d'entrée et de sortie des données est permis. L'application pour les odeurs implique l'utilisation de l'unité d'entrée U.O. Dans les autres cas les unités ppb ou g/s peuvent être utilisées. L'ensemble des modèles et des options sont développés dans la suite de ce chapitre.

II.4.2.1 Traitement mathématique de la surélévation

Pour simuler l'élévation du panache d'une source continue ou instantanée nous avons utilisé deux formules classiques de calcul de surélévation. Il existe une trentaine de formules différentes qui pour la plupart sont semi-empiriques et proviennent d'expériences effectuées à grande échelle ou dans des souffleries de diffusion. Aucune n'a été acceptée de façon universelle. La raison principale étant qu'il est très difficile d'établir la validité d'une formule sur des expériences dont les techniques de mesure ou moyens d'observation, les conditions expérimentales (caractéristiques des sources de polluants, caractéristiques atmosphériques), diffèrent notablement. Les formules proposées dans le module surélévation sont les suivantes :

- L'équation de Briggs.
- L'équation de Holland.

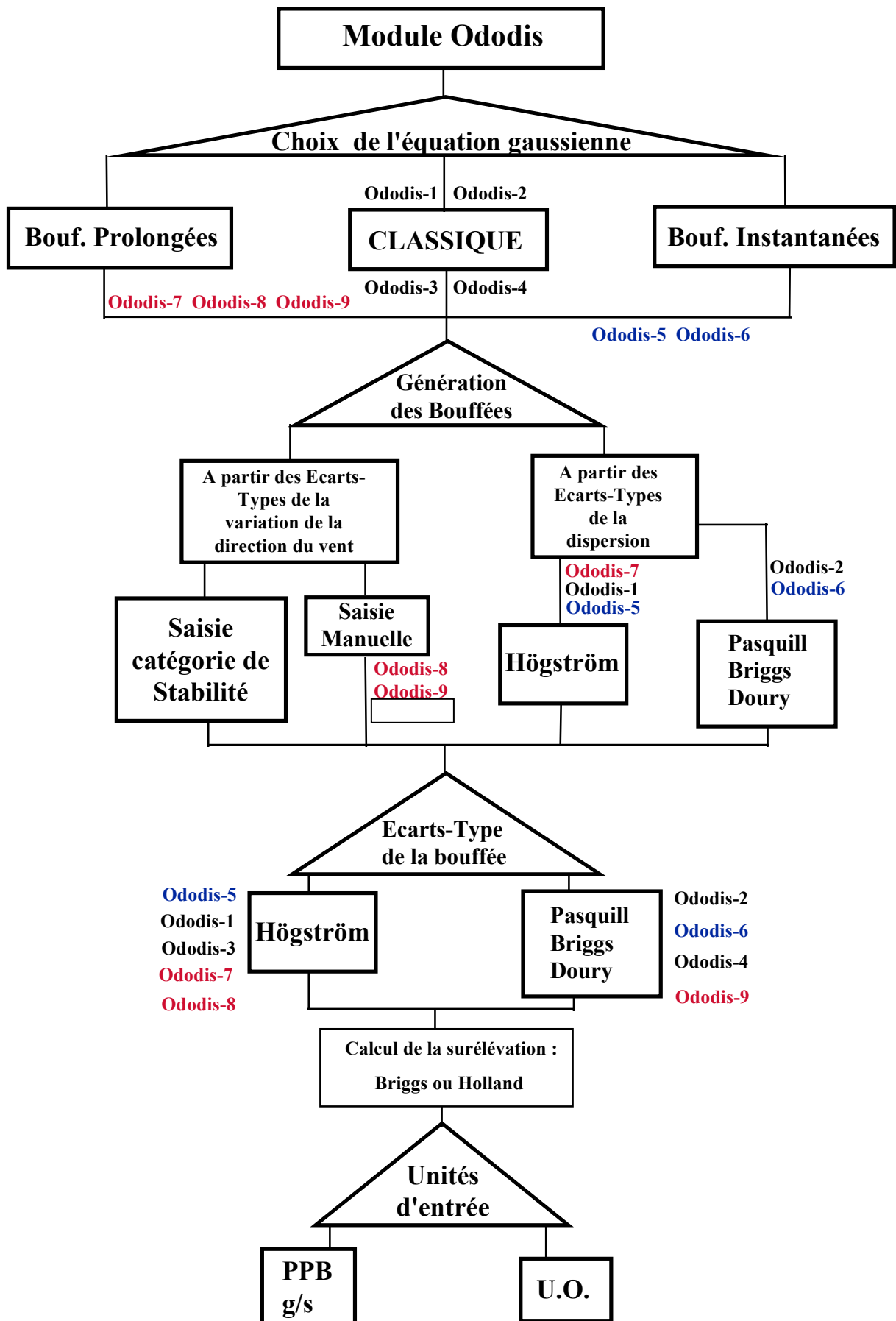


Figure II-4 : Organigramme du module Ododis.

Ces formules, présentés aux § I.3.2.1.1 et I.3.2.1.2, ne s'appliquent qu'à des gaz aux propriétés physiques proches de l'air, et dont la vitesse de sortie dans l'atmosphère est dirigée verticalement, vers le haut (Crabol, 1995).

II.4.2.2 Détermination des écarts-types Högström

Les écarts-types σ_{zp} et σ_{yp} , définis au § I.5.2.2, sont dépendants de :

- . la distance à partir de la source;
- . la stabilité atmosphérique;
- . la hauteur au-dessus du sol.

II.4.2.2.1 Détermination de σ_{zp}

Pour les conditions de stratification neutre ou stable, Högström (1974) a défini l'équation (II.1).

$$\sigma_{zp} = 0,36 \frac{W_a^*}{u_a} \frac{\sqrt{2[e^{(-0,65a_o \cdot x)} + 0,65 \cdot a_o \cdot x - 1]}}{0,65 \cdot a_o \cdot (1 + 2,210^{-2} \cdot \left(\frac{h}{87}\right)^{0,62} \cdot s)} \quad (\text{II.1})$$

h : hauteur effective de la cheminée (m)
x : coordonnées sur l'axe x du point d'observation (m)
s : paramètre de stabilité.

Avec,

$$\frac{W_a^*}{u_a} = (4,31 \cdot \log \frac{h}{z_o})^{-1} \quad (\text{II.2})$$

L'équation (II.2) est équivalente au logarithme du profil du vent jusqu'à 500 m (Högström, 1968).

$$a_o = \frac{W_a^*}{u_a} \frac{1}{0,4 \cdot h \cdot N_{pa}} \quad (\text{II.3})$$

N_{pa} : fonction du coefficient de rugosité (Z_o) : 1,0 pour des terrains plats ($Z_o < 0,1$ m) et 0,5 pour les grandes rugosités (terrains très édifiés) [sans dimension].

Le paramètre de stabilité « s » peut être calculé avec l'expression suivante:

$$s = \left(\frac{\partial \theta}{\partial z} / u \right) / \left(\frac{2}{f} \right) \cdot 10^5 \quad (\text{II.4})$$

- u_f : vitesse du vent au sommet de la couche de mélange (m/s)
 $d\theta/dz$: gradient vertical de la température potentielle au niveau du centre du panache - § I.2.4.1 (C/m)

Face au problème d'ordre pratique de l'obtention du paramètre U_f , l'équation (I.43) peut être appliquée pour sa détermination. Dans ce cas, il reste à résoudre la question de la hauteur du sommet de la couche de mélange. Cette hauteur peut être obtenue, de façon approchée, pour les conditions stables, à partir du tableau I-6.

Selon Högström (1974), ces équations sont satisfaisantes pour des distances de quelques kilomètres du point source.

Pour les conditions de stratification instable, Högström (1974) a défini l'équation (II.5).

$$\sigma_{zp} = 0,554 \cdot \frac{i}{b_o} \cdot \sqrt{2 \left[e^{-0,65 \cdot b_o \cdot x} + 0,65 \cdot b_o \cdot x - 1 \right]} \quad (\text{II.5})$$

- x : coordonnées sur l'axe x du point d'observation (m)
 i : intensité de la composante verticale de la turbulence

Avec,

$$b_o = a_o \left(\frac{\bar{u}}{16} \right)^{0,8} \quad (\text{II.6})$$

- \bar{u} : vitesse moyenne du vent à la hauteur effective de la cheminée (m/s)

La valeur de l'intensité i de la composante verticale de la turbulence est calculée selon l'expression suivante, développée par Pasquill :

$$i = \frac{w_a^*}{u_a} + 0,33 \left(1 - \frac{\bar{u}}{16} \right)^3 \quad (\text{II.7})$$

L'équation (II.5) est appliquée pour une convection très bien développée. Dans les hautes latitudes, où l'activité par convection est réduite en dehors de la saison d'été, les valeurs de σ_{zp} calculées par l'équation (II.5) peuvent être corrigées grâce à l'expression suivante (Högström, 1974) :

$$\sigma_{zp} = \sigma_{zph} (1-p) + \sigma_{zps} \cdot p \quad (\text{II.8})$$

où,

- σ_{zph} : est obtenu à partir de l'équation (II.1)
 σ_{zps} : est obtenu à partir de l'équation (II.5)

Le paramètre p prend, en fonction des différents mois de l'année, une des valeurs reportées dans le tableau II-1:

Mois	p	Mois	p	Mois	p
Décembre	0	Mars	0,5	Mai	1,0
Janvier		Octobre		Juin	
Février	0,25	Avril	0,75	Juillet	
Novembre		Septembre		Août	

Tableau II-1 : Valeurs définies pour le paramètre p (Högström, 1974).

II.4.2.2.2 Détermination de σ_{yp}

Högström (1974) considère que l'écart-type horizontal σ_{yp} ne varie pas avec la hauteur et varie très peu avec la stabilité. Il peut être calculé à partir de l'équation (II.9).

$$\sigma_{yp} = 50 \cdot \sqrt{2 \left[e^{-10^{-3} \cdot x} + 10^{-3} \cdot x - 1 \right]} \cdot \left(\frac{1}{1 + 10^{-2} \cdot s} \right) \quad (\text{II.9})$$

Avec $s = 0$ pour les stratifications neutre et instable. Pour une stratification stable, le paramètre s est déterminé par l'équation (II.4).

II.4.2.2.3 Détermination de σ_{zc} et de σ_{yc}

Les valeurs de σ_{zc} et σ_{yc} , définies au § I.5.2.2, sont respectivement calculées à partir des équations (II.10) et (II.11) (Murray *et al.*, 1978). Les écart-types totaux σ_y et σ_z , utilisés pour ce calcul, ont été développés par Pasquill, Doury, Briggs ou Bowne. Ces deux derniers prennent en compte la dispersion en milieu rural, périurbain et urbain.

$$\sigma_{zc} = \sqrt{\left(\sigma_z^2 - \sigma_{zp}^2 \right)} \quad (\text{II.10})$$

$$\sigma_{yc} = \sqrt{\left(\sigma_y^2 - \sigma_{yp}^2 \right)} \quad (\text{II.11})$$

II.4.2.2.4 Simplifications des paramètres Högström

En pratique, il est assez difficile d'obtenir les données nécessaires pour l'utilisation des équations précédentes. Voerman et Harssema (1984), ont proposé des simplifications. Elles sont présentées au tableau II-2, par des écarts-types σ_{zp} et σ_{yp} .

Ces écarts-types ont été utilisés dans un modèle de dispersion d'odeurs développé aux Pays-Bas (§1.5.2.2). Les données publiées ne permettent pas de se faire une idée de la validité de la démarche.

Classes de Stabilité			
Högström	Pasquill	σ_{yp} / σ_y	σ_{zp} / σ_z
Instable	A, B, C	0,27	0,71
Neutre	D	0,37	0,16
Stable	E	0,32	0,016
Stable	F	0,23	0,0049

Tableau II-2 : Ecart-types σ_{zp} et σ_{yp} proposés par Voerman et Harssema (1984).

II.4.2.3 Générateur de bouffées aléatoires

Dans l'application des options du module Ododis, une bouffée est générée aléatoirement toutes les 3,6 secondes, soit 1000 bouffées dans l'intervalle d'une heure. La quantité de bouffées est une fonction du temps de durée de l'observation. Pour chaque bouffée générée, le taux de dilution de l'odeur en un point et à un temps donné est calculé. Ce résultat est introduit dans une courbe de distribution des fréquences.

II.4.2.3.1 Prise en compte de l'écart-type de la distribution gaussienne des concentrations

La position du point central de chaque bouffée est simulée par l'utilisation d'un générateur de nombres aléatoires. Ce générateur fournit une distribution normale autour de la direction moyenne du vent. Cette position est représentée par les nombres y_i et H_i correspondant respectivement aux plans horizontal et vertical (Figures II-5 et II-6).

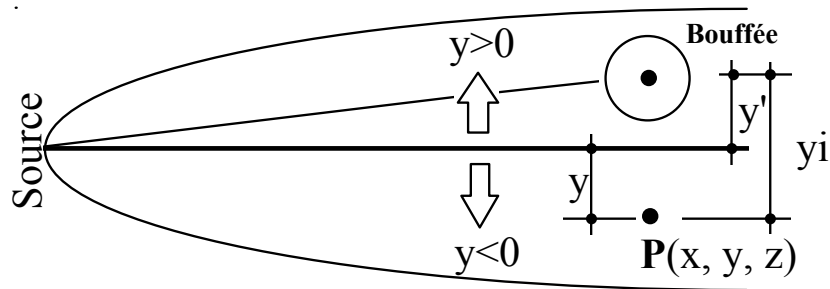


Figure II-5 : Vue en plan horizontal du point central d'une bouffée aléatoire.

La valeur y_i est calculée par l'expression (II.12) proposée par Högström (1968).

$$y_i = y - y' \quad (\text{II.12})$$

- y : coordonnée du point où se situe l'observateur ($P(x, y, z)$) par rapport à l'axe x . Elle est situé sur l'axe y , lequel est perpendiculaire à la direction moyenne du vent
- y' : position sur l'axe y du point central d'une bouffée aléatoire, par rapport à l'axe x (position du centre de la bouffée i par rapport à l'axe x)
- y_i : position horizontale sur l'axe y du centre de la bouffée i par rapport la positon de l'observateur

La position horizontale y' peut être calculée en considérant l'axiome de Reynolds. Selon Reynolds une valeur instantanée (y') est le résultat de la somme de sa valeur moyenne (\bar{y}) et de l'écart de celle-ci (y''). Comme le montre l'expression (II.13).

$$y' = \bar{y} + y'' \quad (\text{II.13})$$

Högström (1968) a proposé que le comportement de la distribution des valeurs aléatoires de la position y' , autour de la ligne définie par la direction moyenne du vent, suit la loi normale. Avec une moyenne nulle et un écart-type égal à σ_{yc} extrait de sa théorie de dispersion des bouffées.

$$\sigma = \sigma_{yc} \quad \text{et} \quad \mu = \bar{y} = 0$$

La valeur y'' est donc générée de façon aléatoire par une procédure qui reproduit le comportement gaussien imposé à y' .

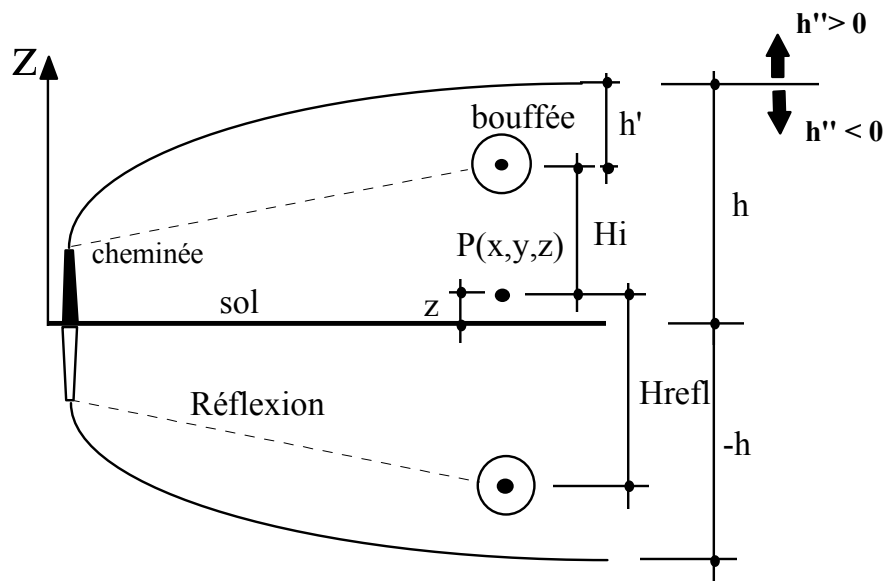


Figure II-6 : Vue en plan vertical de la génération d'une bouffée aléatoire.

La valeur H_i est calculée par l'expression (Högström, 1968) :

$$H_i = h + h' - z \quad (\text{II.14})$$

L'effet de la réflexion sur le sol est pris en compte par l'équation :

$$H_{refl} = h + h' + z \quad (\text{II.15})$$

- H_i : position verticale du centre de la bouffée i par rapport à la position de l'observateur ($P(x, y, z)$)
- H_{refl} : position verticale de la réflexion du centre de la bouffée i par rapport à la position de l'observateur ($P(x, y, z)$)
- z : coordonnée du point de l'observateur sur l'axe vertical
- h : hauteur effective de la cheminée ($h = H_{géométrique} + \Delta h$)
- h' : position sur l'axe z du point central d'une bouffée aléatoire i , par rapport à la ligne définie par la hauteur effective de la cheminée (parallèle au axe x)

La position verticale h' est calculée de la même manière que y' , en considérant l'axiome de Reynolds. La valeur instantanée (h') est le résultat de la somme de sa valeur

moyenne (\bar{h}) et de l'écart de celle-ci (h''). Pour le plan vertical, le même type d'équation est obtenu:

$$h' = \bar{h} + h'' \quad (\text{II.16})$$

Comme la position horizontale y' , la position verticale h' suit la loi normale avec une moyenne nulle et un écart-type égal à σ_{zC} selon la théorie de Högström de dispersion des bouffées.

$$\sigma = \sigma_{zC} \quad \text{et} \quad \mu = \bar{h} = 0$$

Comme y'' , la valeur h'' est générée de façon aléatoire et selon une distribution gaussienne.

Si $H_i < 0$ alors $H_i = z$.

Cette approche permet de considérer le phénomène de superposition de plusieurs bouffées, pendant une période de temps donné, et de construire une courbe de distribution des fréquences des taux de dilution pour la période choisie.

Chaque coordonnée de la position du centre d'une bouffée, générée par cette procédure, reproduit l'effet dû au caractère aléatoire du changement de la direction instantanée du vent dans l'environnement.

Le point central de chacune des bouffées, par rapport à la distance entre l'observateur et la source, est généré aléatoirement sur la base d'un comportement gaussien. La figure II-7 présente la dispersion des coordonnées y' de 1000 bouffées générées par cette procédure, par rapport la ligne que définit la direction moyenne du vent. L'ensemble des bouffées aura une distribution spatiale gaussienne autour de l'axe horizontal défini par la hauteur effective de la cheminée selon la disposition présentée à la figure II-8.

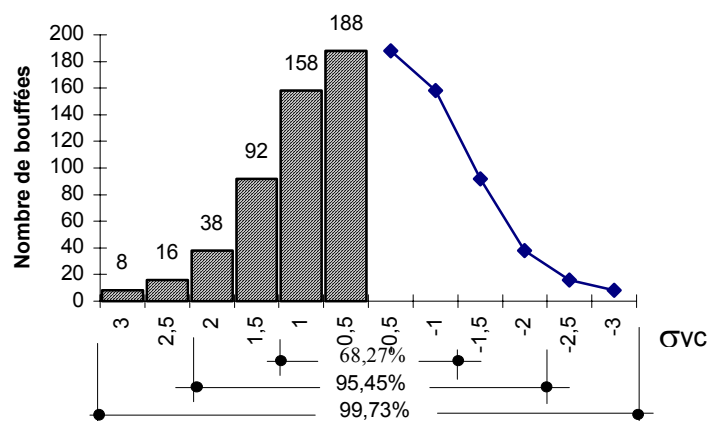


Figure II-7 : Dispersion gaussienne des valeurs y' par rapport la ligne définie par la direction moyenne du vent

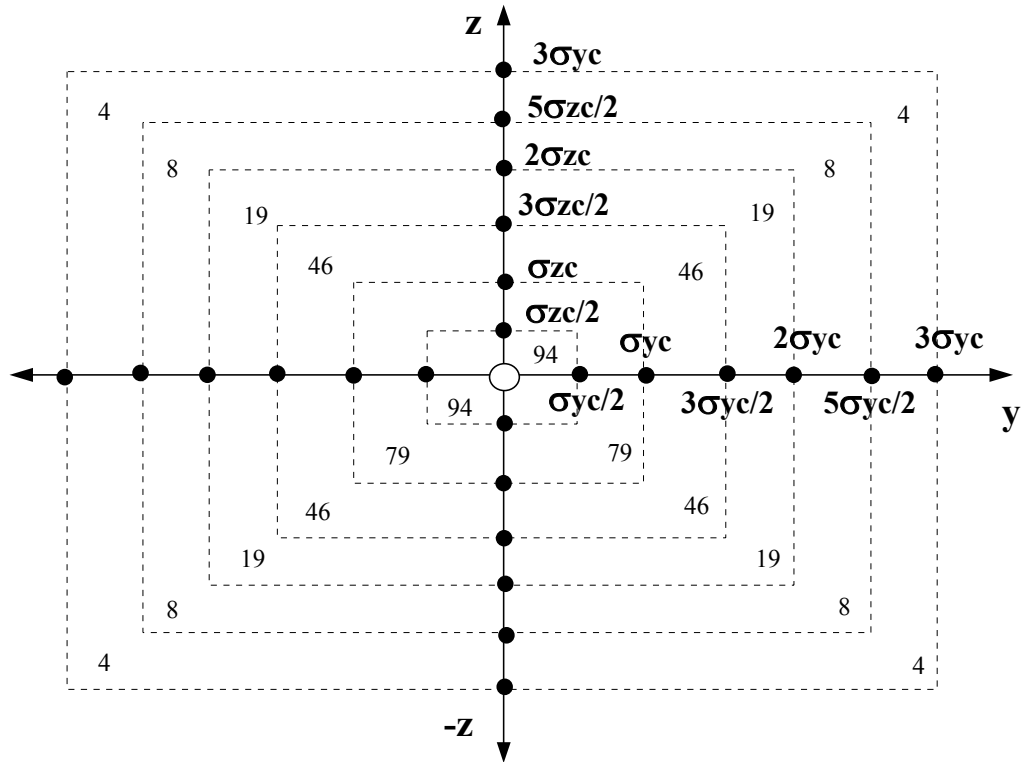


Figure II-8 : Distribution spatiale de 1000 bouffées autour de l'axe horizontal de la direction moyenne du vent à partir de la hauteur effective de la cheminée.

II.4.2.3.2 *Prise en compte de l'écart-type de la variation de la direction du vent*

La modification introduite ici concerne l'écart-type de la variation de la direction du vent lors de la détermination de la trajectoire de chaque bouffée générée aléatoirement. En fait, à partir d'une fonction aléatoire gaussienne, des directions du vent instantanées sont générées. Les données de base pour cette génération sont les écarts-types de la direction du vent horizontal et vertical. Une bouffée est également générée à chaque 3,6 secondes à la sortie de la cheminée, pendant la durée de la simulation. Pour chaque bouffée générée une nouvelle direction horizontale et verticale de vent est associée à cette bouffée. La bouffée se déplace en suivant ces nouvelles directions. Les coordonnées x' , y' et z' du centre de chaque bouffée sont déterminées à partir de la position du point d'observation avec un nouveau système de référence rapporté à la direction instantanée du vent, selon les schémas présentés aux figures II-9 et II-10.

L'écart-type de la direction du vent horizontal est déterminé à partir des mesures sur le terrain. Par contre, compte tenu de la difficulté de la mesure de la direction verticale du vent, des valeurs bibliographiques sont alors prises pour l'écart-type de sa variation, rapportées aux catégories de stabilité Pasquill/Gifford (tableau II-3).

L'effet dû à la réflexion des bouffées sur le sol ou la couche de mélange ou d'inversion est pris en compte pour la détermination de la position du point central de chaque bouffée.

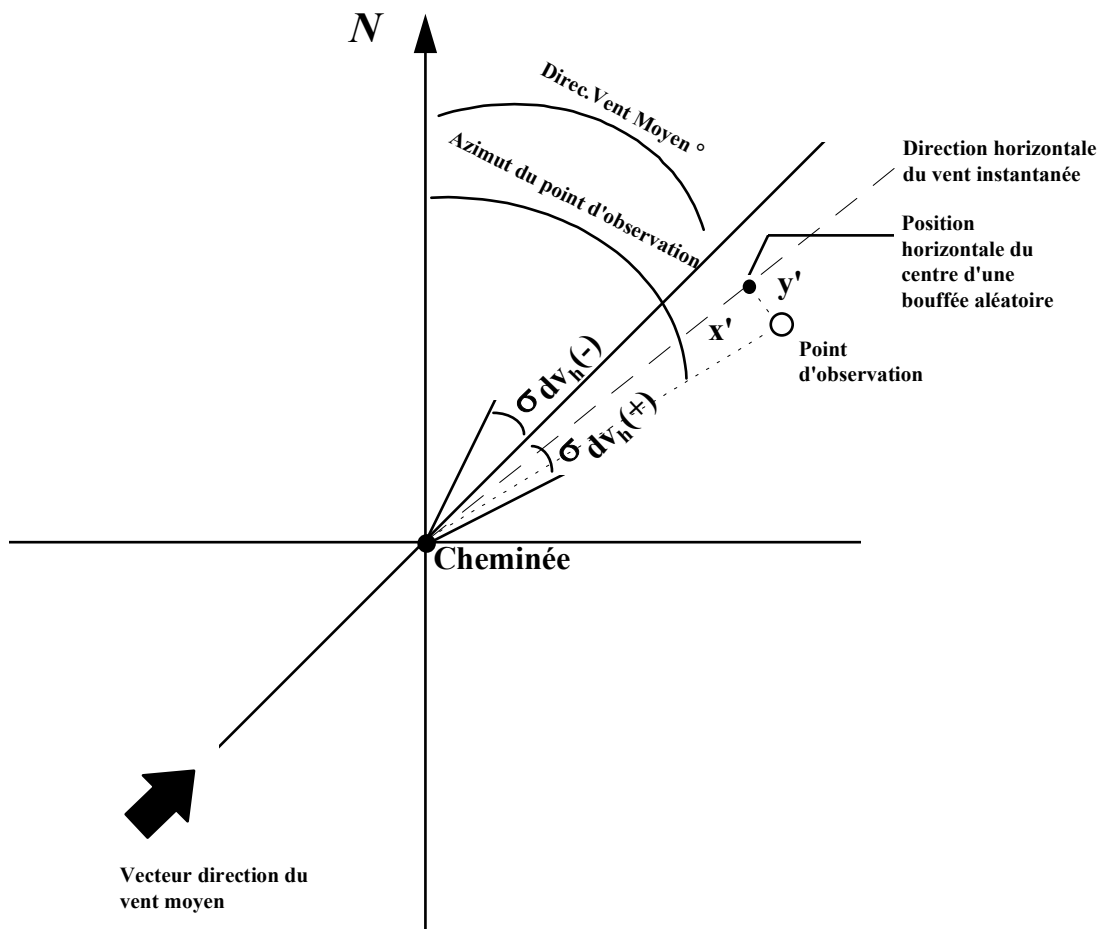


Figure II-9 : Prise en compte de l'écart-type de la variation du vent horizontal pour la détermination de la coordonnée horizontale de la position du centre d'une bouffée aléatoire par rapport au point d'observation sur le terrain

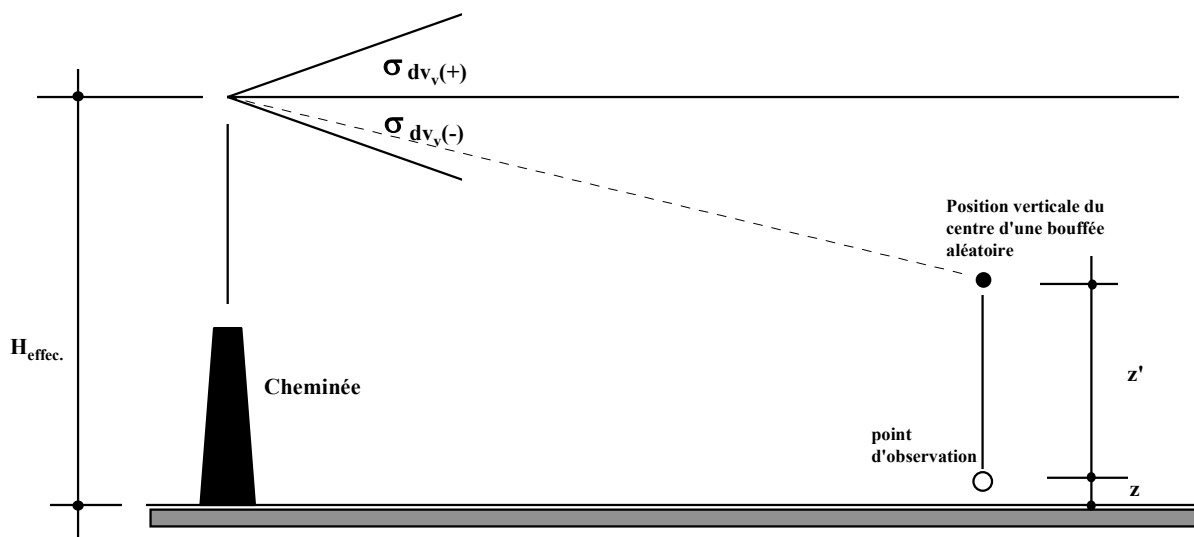


Figure II-10 : Prise en compte de l'écart-type de la variation du vent vertical pour la détermination de la coordonnée verticale de la position du centre d'une bouffée aléatoire par rapport au point d'observation sur le terrain.

Catégorie de stabilité Pasquill	Ecart-type de la variation de la direction du vent vertical (degrés)
A	> 11,5°
B	10° à 11,5°
C	7,8° à 10,0°
D	5,0° à 7,8°
E	2,4° à 5,0°
F	< 2,4°

Tableau II-3 : Ecart-type de la variation verticale du vent par rapport à la catégorie de stabilité (Zannetti, 1990).

II.4.2.4 Option Ododis-1

Cette option est une adaptation du modèle TRC appliqué aux odeurs - the Research Corporation of New England, CT (Murray *et al.*, 1978; Mac Carthy et Duffee, 1980). Une équation analogue à l'équation émission ponctuelle continue est utilisée pour calculer le taux de dilution de l'odeur en un point et à un temps donné, adaptée pour une hauteur quelconque au-dessus du terrain.

Cette option donne comme résultat la distribution de fréquence d'apparition du dépassement des concentrations des odeurs en un point, pour des périodes variables, en utilisant la théorie de dispersion des bouffées développée par Högström (Högström, 1964; Murray *et al.*, 1978; Mac Carthy et Duffee, 1980). Cela nécessite la prise en compte des écarts-types Högström, σ_{yc} et σ_{zc} , dans la procédure de génération de la position du point central de chaque bouffée par rapport à la position de l'observateur (§3.3.2). Les écart-types de la variation de la concentration d'une bouffée, pendant sa dispersion, et définis par Högström, σ_{yp} et σ_{zp} , sont aussi présents.

L'équation permettant le calcul du taux de dilution de l'odeur en un point de coordonnées (x, y, z) est donnée ci-après :

$$N_i = \frac{V_o N_o}{2\pi \bar{u} \sigma_{yp} \sigma_{zp}} \exp\left(-\frac{y_i^2}{2\sigma_{yp}^2}\right) \times \left[\exp\left(-\frac{H_i^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) + \alpha \cdot \exp\left(-\frac{H_{refl}^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) \right] \quad (II.17)$$

- N_i : Taux de dilution de l'odeur au point considéré, pour la bouffée de rang i (UO)
- V_o : Débit d'émission (m³s⁻¹)
- N_o : Taux de dilution à la source (UO)
- \bar{u} : Vitesse moyenne du vent (ms⁻¹)
- y_i : Distance latérale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i (m)
- H_i : Distance verticale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i (m)
- H_{refl} : Distance verticale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i de la source virtuelle de réflexion (m)
- α : coefficient de réflexion [sans dimension]

σ_{yp}, σ_{zp} : écarts-types de la distribution des concentrations d'une bouffée (m)

Cette équation peut être aussi appliquée pour les gaz odorants ou non-odorants. Dans ce cas l'unité d'entrée est en ppb ou g/s. Les concentrations calculées seront en U.O., ppb ou g/m³.

Vu que l'option Ododis-1 est celle qui s'approche le plus du modèle TRC, l'objectif de cette option est de pouvoir vérifier le comportement de ce dernier.

II.4.2.5 Option Ododis-2

Cette option considère les écarts-types Pasquill/Gifford, Briggs ou Doury dans la procédure de génération de la position du point central de chaque bouffée par rapport la position de l'observateur, décrite dans le § II.3.2.3. Dans ce cas, ils prennent la place des écarts-types σ_{yc} et σ_{zc} . Ils remplacent aussi les écarts-types de la variation de la concentration d'une bouffée pendant sa dispersion (définis comme σ_{zp} et σ_{yp} par Högström). Pour la détermination des concentrations au point d'observation l'équation (II.17) est appliquée.

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet de la modification des écarts-types dans la génération des bouffées aléatoires sur les concentrations calculées.

II.4.2.6 Option Ododis-3

Cette option prend en compte les écarts-types de la variation de la direction du vent horizontal et vertical pour la génération de la position du point central de chaque bouffée (§II.3.2.3.2).

Pour la détermination des concentrations au point d'observation l'équation (II.17) est appliquée. Les écarts-types σ_{zp} et σ_{yp} définis par Högström sont pris en compte pour simuler la dispersion des bouffées.

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet de l'introduction de la variation de la direction du vent horizontal et vertical dans la génération des bouffées aléatoires sur les concentrations calculées.

II.4.2.7 Option Ododis-4

Cette option diffère de la précédente simplement dans la définition des écart-types associés aux bouffées. Les écarts-types Högström σ_{zp} et σ_{yp} sont remplacés par les écarts-types Pasquill/Gifford, Briggs ou Doury.

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet de la modification des écarts-types dans la génération des bouffées aléatoires sur les concentrations calculées.

II.4.2.8 Option Ododis-5

Cette option est presque identique à l'option Ododis-1. La seule et grande différence est l'application de l'équation émission ponctuelle instantanée (bouffées) notée (II.18) à la place de l'équation (II.17). De cette manière, la théorie de dispersion des bouffées instantanées de Högström est approchée à l'aide d'une équation théoriquement plus appropriée à la génération des bouffées individuelles.

Pour un rejet ponctuel instantané, odorant ou non, sa dispersion dans l'atmosphère, en un point de coordonnées x, y, z , peut s'exprimer par l'équation de forme tri-Gaussienne:

$$N_{i(x,y,z)} = \frac{\Delta Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_{xp} \sigma_{yp} \sigma_{zp}} \exp\left(-\frac{[x - \bar{u}t]^2}{2\sigma_{xp}^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{y_i^2}{2\sigma_{yp}^2}\right) \times \left[\exp\left(-\frac{[H_i]^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) + \alpha \exp\left(-\frac{[H_{refl}]^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) \right] \quad (\text{II.18})$$

$N_i(x, y, z)$: Concentration ou teneur au point de coordonnées x, y, z	(U.O., ppb ou g/m^3)
ΔQ	: Quantité totale de polluant émise instantanément	U.O., ppb ou g/s)
$\bar{u}, y_i, H_i, H_{refl}, x, y, z, \alpha$: Même signification que précédemment	
t	: Temps écoulé depuis l'émission ponctuelle (s)	
$\sigma_{xp}, \sigma_{yp}, \sigma_{zp}$: Ecart-types de la distribution gaussienne d'une bouffée de quantité ΔQ par rapport à sa localisation moyenne	

Les écarts-types σ_{zp} et σ_{yp} sont issus de la théorie de dispersion des bouffées de Högström. L'écart-type σ_{xp} est considéré identique à σ_{yp} .

Cette équation est appliquée à chaque bouffée, générée aléatoirement selon la procédure défini au paragraphe (§II.3.2.3.1). L'intensité d'odeur est calculée par rapport à la position d'un observateur en un point de coordonnées x, y, z . De cette manière, le caractère instantané de chaque bouffée dans le processus de calcul du modèle, est considéré de façon à se rapprocher de l'aspect instantané de la perception de l'odeur.

Pour chaque bouffée, seule la concentration maximale relative au point d'observation est prise en compte. Elle est considérée dans la courbe de distribution de fréquence calculée pour le modèle.

II.4.2.9 Option Ododis-6

Cette option est proche de l'option Ododis-2, à la différence de l'application de l'équation précédente (II.18) pour le calcul des concentrations.

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet de la modification des écarts-types dans la génération des bouffées aléatoires sur les concentrations calculées à partir de l'équation (II.18).

II.4.2.10 Option Ododis-7

Cette option a pour base l'option Ododis-1, mais utilise l'équation émission ponctuelle prolongée pour le calcul de l'intensité N_i .

La concentration ou intensité partielle N_i , odorante ou non, produite à un instant donné, en un point de coordonnées x, y, z , par une bouffée de rang i , a pour expression :

$$N_i(x,y,z) = \frac{Q_i}{(2\pi)^{3/2} \sigma_{xp} \sigma_{yp} \sigma_{zp}} \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x - \bar{u} \cdot \theta_i)^2}{\sigma_{xp}^2} + \frac{y^2}{\sigma_{yp}^2} \right)\right] \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H_i^2}{\sigma_{zp}^2} \right)\right] + \alpha \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H_{ref}^2}{\sigma_{zp}^2} \right)\right] \quad (\text{II.19})$$

N_i	: Intensité correspondant à la bouffée de rang i	(U.O.)
θ_i	: Age de la bouffée de rang i , avec : $\theta_i = t - t_i$	(s)
	t = temps écoulé depuis l'émission de la première bouffée	
	t_i = instant de la fin d'émission de la $i^{\text{ème}}$ bouffée	
Δt	: durée d'émission d'une bouffée	(s)
Q_i	: Quantité totale de polluant correspondant à la bouffée de rang i : $Q_i = Q \cdot \Delta t$	(U.O.m ³)
x, y, z moyenne	: Coordonnées du point d'observation (m) - axe des abscisses parallèle à la direction du vent	
\bar{u}	: Vitesse moyenne du vent	(m.s ⁻¹)
y_i	: Distance latérale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i	(m)
H_i	: Distance verticale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i	(m)
H_{refl}	: Distance verticale entre la position du récepteur et le centre de la bouffée i de la source virtuelle de réflexion	(m)
α	: coefficient de réflexion au sol	[sans dimension]
$\sigma_{xp}, \sigma_{yp}, \sigma_{zp}$: Ecart-types de la distribution gaussienne d'une bouffée de quantité Q_i par rapport à sa localisation moyenne	

Les écarts-types σ_{zp} et σ_{yp} sont toujours issus de la théorie de dispersion des bouffées de Högström. L'écart-type σ_{xp} est considéré identique à σ_{yp} .

Ce modèle est conçu de façon telle que la quantité totale Q de polluant émis pendant l'émission d'une bouffée soit égale à la somme des intensités des bouffées partielles ($\sum N_i$). La concentration ou l'intensité odorante résultant au point d'observation (x, y, z) afférente à cette bouffée s'obtient en additionnant les contributions N_i selon l'expression :

$$N = \sum_{i=1}^{i=n} N_i \quad (\text{II.20})$$

n : nombre de bouffées émises.

L'objectif de cette option est de vérifier le comportement des intensités odorantes calculées à partir de l'équation émission ponctuelle prolongée.

II.4.2.11 Option Ododis-8

L'option Ododis-9 reproduit l'option Ododis-3, en remplaçant l'équation (II.17) par l'équation (II.19).

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet, sur les concentrations calculées, de l'utilisation de l'équation émission ponctuelle prolongée, avec les écarts-types Högström et de la variation de la direction de la vitesse du vent dans la procédure de génération des bouffées aléatoires.

II.4.2.12 Option Ododis-9

Cette option reproduit l'option Ododis-4, en remplaçant l'équation (II.17) par l'équation (II.19).

L'objectif de cette option est de vérifier l'effet, sur les concentrations calculées, de l'utilisation de l'équation émission ponctuelle prolongée, avec les écarts-types Pasquill, Doury ou Briggs, et de la variation de la direction de la vitesse du vent dans la procédure de génération des bouffées aléatoires.

II.4.2.13 Définition du temps de simulation dans le module Ododis

A faible distance d'une source, la différence entre les concentrations instantanées individuelles dues à la fluctuation de la position du centre d'une bouffée, pour les mêmes conditions météorologiques moyennes, peut être importante. Cette différence diminue avec l'éloignement de la source, suite au processus de mélange continu de l'atmosphère. Cela signifie que les variations des concentrations diminuent à mesure qu'augmente la distance de la source. L'utilisation des écarts-types correspondant, à un temps de prélèvement de 30 secondes ou même plus est donc acceptable (Högström, 1974).

De façon à obtenir la fréquence absolue d'apparition des odeurs, soit le pourcentage de temps correspondant à un dépassement du seuil de perception d'odeur, il faut préciser un temps de simulation. Ce temps de simulation définira la quantité de bouffées traitées par le modèle. Le même raisonnement est appliqué pour la détermination de la fréquence d'apparition des concentrations d'un gaz passif non-odorant au sein d'une gamme de concentration. La valeur minimale pour ce temps de simulation a été limitée à trois minutes ce qui constitue le temps de prélèvement le plus petit possible pour les conditions expérimentales d'analyse et prélèvement utilisées (§ 4.1.5).

En fait cet aspect nous a obligé à considérer des concentrations moyennes de trois minutes pour valider les hypothèses de base d'un modèle conçu pour générer des concentrations instantanées. L'application pratique de cette solution sera présentée au § III.4.2.2.

II.4.3 Développement informatique du modèle ODODIS et description du programme

Le programme de dispersion ODODIS a été écrit en langage Turbo-Pascal, version 7 pour le système MS-DOS. Il a été conçu pour être convivial, facile d'accès et fournissant des résultats de manière claire et pratique.

Le Turbo-Pascal a été choisi pour son niveau de programmation évolué et rigoureux. Il a été conçu il y a une vingtaine d'années par N. Wirth (Le Beaux et Tavanier, 1981). Depuis 1970, l'utilisation de ce langage s'est développée dans les universités et la communauté scientifique.

Le Turbo Pascal 7 offre une librairie d'objets complète qui permet de créer des applications comportant fenêtre, menus, boîte de dialogue, aide contextuelle en ligne, etc. L'application de cette librairie appelée Turbo Pascal-Vision (TPV) a permis d'obtenir un logiciel dont l'utilisation est très proche des programmes habituellement manipulés.

Dans le Turbo-Vision, Borland (1995) met à disposition une bibliothèque orientée objet. Le Turbo-Vision normalise la mise en oeuvre d'éléments d'exploitation, les traitements de textes, les tableurs, les bases de données et bien évidemment la langage de programmation. Toutes les applications présentent à peu près la même interface. Des routines sont disponibles pour gérer une souris, des fenêtres, des boîtes de dialogue et pour mettre en place un système d'aide.

Le programme a été conçu pour pouvoir intégrer facilement de nouvelles équations ou paramètres. Grâce aux boîtes de dialogue le programme est convivial.

Le programme ODODIS est composé par un corps principal et des unités complémentaires, séparées par des procédures. Les données d'entrée sont appelées par les procédures du corps principal. Avec l'aide d'autres procédures localisées dans les unités complémentaires les données de sortie sont générées (Figure II-11).

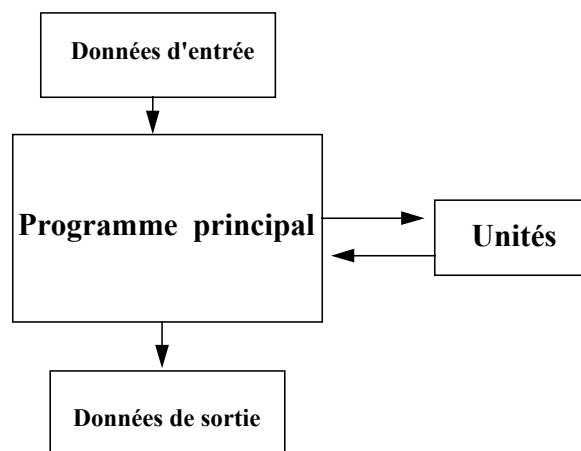


Figure II-11 : Schéma simplifié du programme ODODIS.

II.4.3.1 Saisie des données

La saisie des données est effectuée par boîtes de dialogue. Celles-ci présentent l'avantage de donner une vision globale des valeurs entrées avant la validation. Elles permettent aussi de choisir une option par l'intermédiaire de boutons radios (un choix et un seul parmi plusieurs possibles) ou de case à cocher (zéro ou plusieurs choix possibles) (Figure II-12).

Données d'entrée:

Position en X	52
Position en Y	83
Position en Z	0.8
Débit des Gaz (g/s)	461100
Réflexion au sol	0.9
Direction du vent en °	0

Surélévation de **Holland**
 Surélévation de **Briggs**

Figure II-12 : Exemple de boîte de dialogue

Les erreurs de frappe peuvent être détectées, comme un caractère saisi à la place d'une variable réelle, ou les erreurs de validité (saisie d'une valeur non comprise dans l'intervalle de validité de l'équation). Dans ce cas, un message d'erreur apparaît. Il faut alors corriger les entrées (Figure II-13).

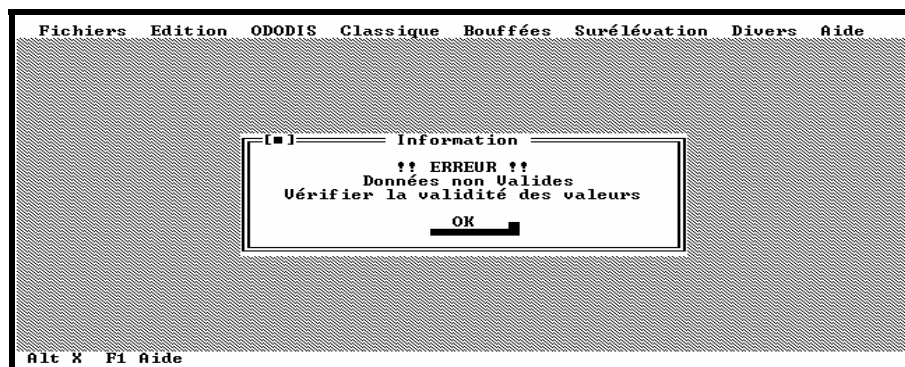


Figure II-13 : Message d'erreur.

La sortie des résultats se fait de deux manières distinctes et complémentaires. En effet les résultats sont présentés sous forme de fichiers textes ou de graphiques. Les données de sortie peuvent être intégrées dans un logiciel de traitement de données.

II.4.3.1 Fichiers

Toutes les saisies et tous les résultats obtenus par le logiciel sont inscrits dans un fichier texte dont le nom peut être saisi avant chaque opération. Ce fichier texte est ensuite affiché à l'écran dans une fenêtre qui peut être déplacée, redimensionnée ou même éliminée (Figure II-14). Le fait d'avoir les résultats dans ces fenêtres peut ainsi permettre de comparer deux situations calculées. Les fichiers de type texte peuvent de plus être lus par

des logiciels de traitement de texte et exploités plus tard pour des rapports ou simplement pour être imprimés.

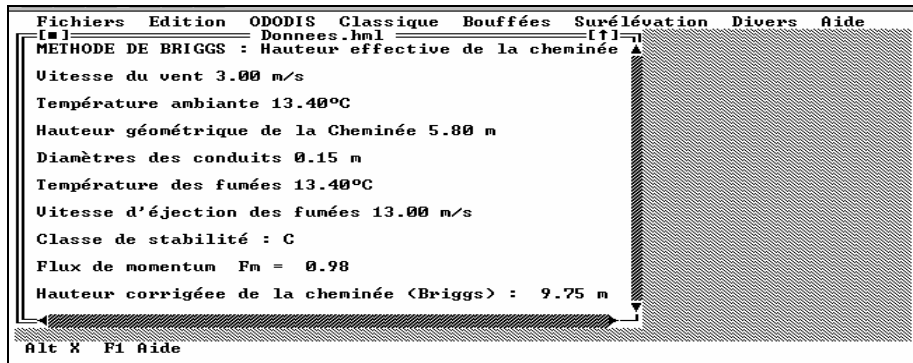


Figure II-14 : Exemple de fichier de sortie à l'écran.

II.4.3.2 Graphiques

Dans certaines applications du programme ODODIS, les résultats peuvent apparaître sous la forme de graphiques. Ils permettent de se faire rapidement une idée de l'évolution des valeurs obtenues. Ils sont les compléments indispensables pour une meilleure visualisation des résultats (Figure II-15).

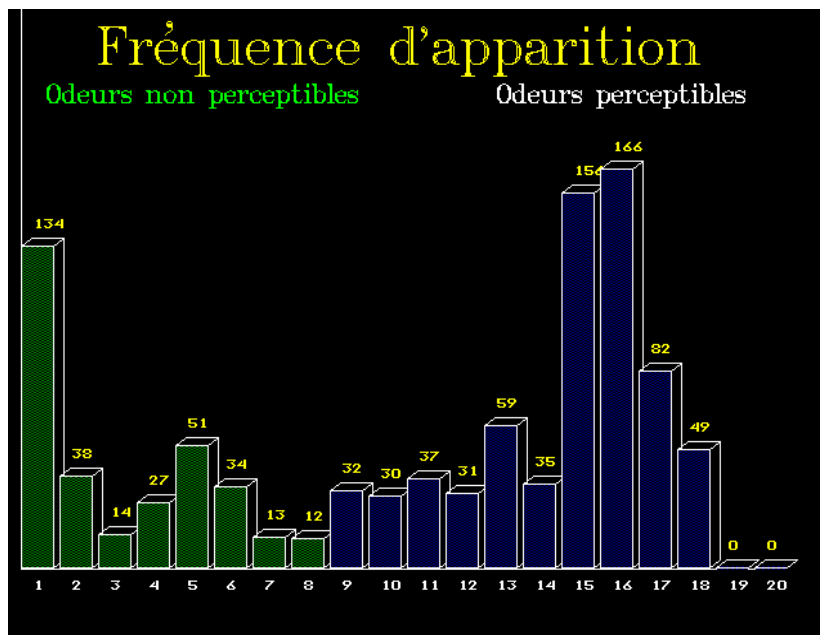


Figure II-15 : Exemple de graphique de sortie.

II.5 EXEMPLE D'APPLICATION DU MODULE ODODIS

De façon à comprendre l'effet des différentes options du module Ododis un exemple d'application est proposé à partir de la base de données présentée dans le tableau II-4.

Le temps de simulation est d'une heure. Une bouffée est générée toutes les 3,6 secondes et par conséquent le déplacement de 1000 bouffées est considéré. Les résultats de la modélisation, pour chaque option, sont calculés au bout de quelques secondes.

BASE DES DONNEES		
CHEMINEE		
Diamètre interne		: 1 m
Hauteur		: 15 m
Vitesse de sortie des gaz		: 10 m/s
Température du gaz à la sortie de la cheminée		: 30 °C
METEOROLOGIE		
Vitesse Moyenne du vent à 10 m.		: 3 m/s
Direction Moyenne du vent		: 45 °
Température Ambiante (au sol)		: 15 °C
Stabilité atmosphérique : Classe D (Pasquill) - atm. Neutre ou Dispersion Normale (Doury)		
Ecart-type de la variation de la direction du vent horizontal : 10 °		
ODEURS		
Débit de la source		: 7,85 m ³ /s
Intensité Odorante de la source		: 10000 U.O.
TERRAIN		
Relief		: plat
Coefficient de réflexion		: 0,9
Coefficient de rugosité		: 0,4 (faubourg)
OBSERVATEUR		
Distance du point d'observation à la source		: 200 m
Azimut de la position de l'observateur		: 0 °
Cordonnée Z		: 1,5 m

Tableau II-4 : Base de données pour l'application du module Ododis.

II.5.1 Calcul de la hauteur effective de la cheminée

En appliquant la méthode de Briggs pour calculer la hauteur effective de la cheminée, la valeur de 20,5 m est obtenue.

II.5.2 Résultats d'application de l'option Ododis-1

Les résultats de l'application de l'option Ododis-1 avec les écarts-types σ_y et σ_z de Pasquill et σ_{zp} et σ_{yp} de Högström sont présentés dans le tableau II-5 et sur la figure II-15.

Les données de sortie de toutes les options du module Ododis sont présentées en format tableau et en format graphique. Les sorties en format tableau reproduisent le fichier de sortie du modèle TRC originel (Murray *et al.*, 1978; Mac Carthy et Duffee, 1980). Les limites supérieures, en unités d'odeur (U.O.), de chacune des 20 classes d'intensité odorante établies dans le modèle TRC sont conservées (Tableau II-5).

DISTRIBUTION DES NIVEAUX D'ODEUR A LA POSITION (200, 0, 1.5)					
Module ODODIS : option Ododis-1					
Direction du vent moyen : 225°		Vitesse du vent : 3 m/s		Classe de stabilité : D (Pasquill)	
Classe	Limite supérieure de la classe (U.O.)	Fréquence d'apparition	Cumul des fréquences d'apparition (%)	Cumul de fréquence (%)	Commentaires
1	0.01	50	50	5.00	Odeur non détectable
2	0.05	64	114	11.40	
3	0.1	33	147	14.70	
4	0.2	72	219	21.90	
5	0.5	109	328	32.80	
6	0.8	161	489	48.90	
7	0.9	14	503	50.30	
8	1	100	603	60.30	
9	2	250	853	85.30	
10	3	23	876	87.60	Odeur détectable
11	4	51	927	92.70	
12	5	14	941	94.10	
13	8	24	965	96.50	
14	10	11	976	97.60	
15	20	16	992	99.20	
16	50	6	998	99.80	
17	100	2	1000	100.00	
18	200	0	1000	100.00	
19	500	0	1000	100.00	
20	1000	0	1000	100.00	

Tableau II-5 : Exemple de fichier de sortie du module Ododis-1.

Le fait d'avoir neuf classes d'intensité d'odeur pour 2 ordres de grandeur, dans le tableau II-5 (classes 1 à 9), permet d'obtenir une bonne précision autour du seuil olfactif. Très au-dessus ou au-dessous du seuil olfactif cette précision est moins importante et les classes d'intensité d'odeur peuvent être étalées.

Sur la figure II-15, les valeurs des abscisses représentent les classes d'odeur, et correspondent aux valeurs reportées dans la première colonne du tableau II-5. Chacune de ces classes est associée à des limites supérieures et inférieures de l'intensité d'odeur en unités d'odeur (deuxième colonne du tableau II-5). Les huit premières classes représentent

les catégories d'odeur considérées comme non perceptibles et donc inférieures à une unité d'odeur. Les autres catégories représentent les intensités d'odeurs perceptibles car supérieures au seuil de détection.

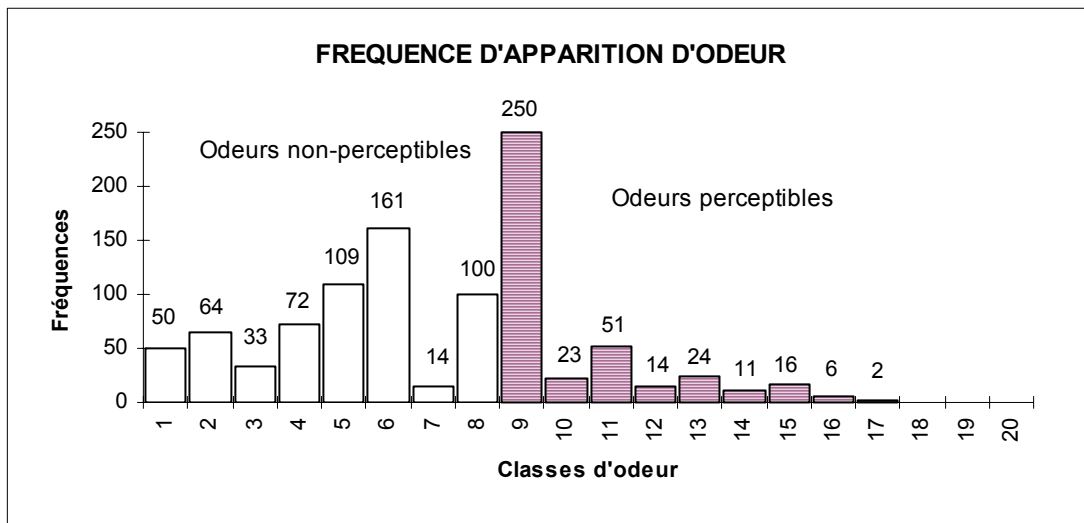


Figure II-15 : Données de sortie de l'option Ododis-1 avec les écarts-types σ_y et σ_z de Pasquill et σ_{zp} et σ_{yp} de Högström.

L'analyse des résultats de la figure II-15 et du tableau II-5 montre que 60 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 40 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 100 U.O. La teneur moyenne est égale à 2 U.O.

II.5.3 Résultats d'application de l'option Ododis-2

Les résultats de l'application de l'option Ododis-2 avec les écarts-types de Pasquill sont présentés sur la figure II-16.

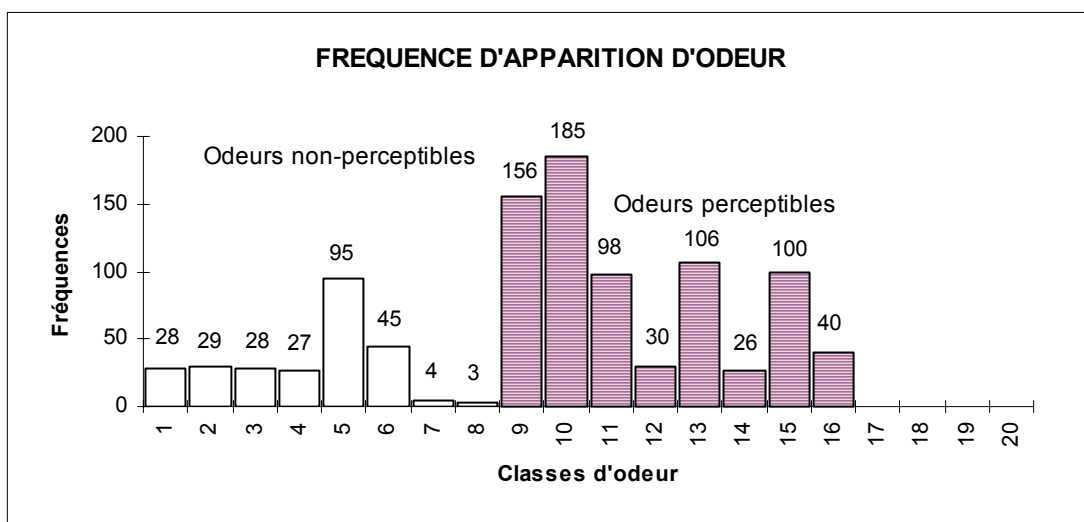


Figure II-16 : Données de sortie de l'option Ododis-2 avec les écarts-types de Pasquill.

L'analyse des résultats de la figure II-16 montre que 26 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 74 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 50 U.O. La teneur moyenne est proche de 5 U.O.

II.5.4 Résultats d'application de l'option Ododis-3

Les résultats de l'application de l'option Ododis-3 sont présentés sur la figure II-17.

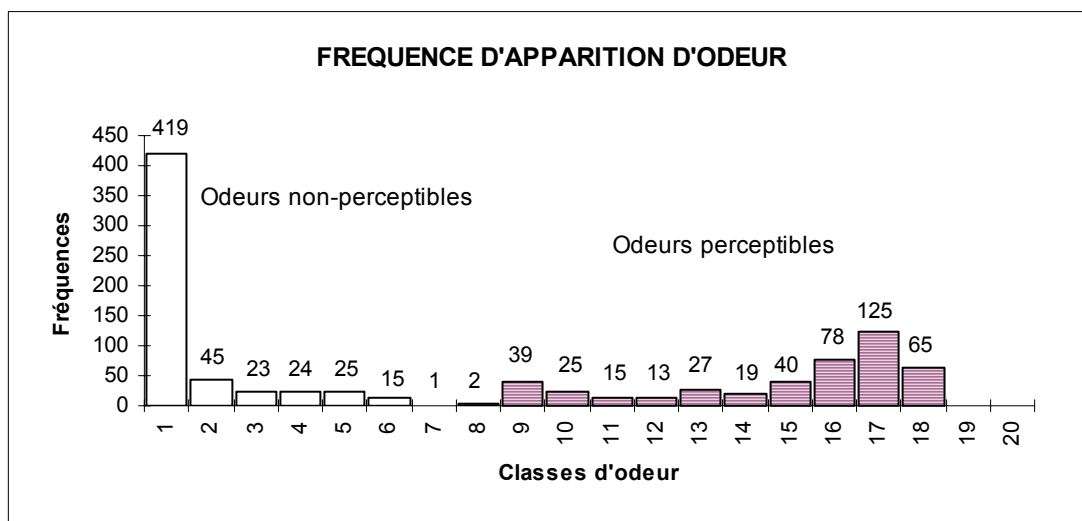


Figure II-17: Données de sortie de l'option Ododis-3.

L'analyse des résultats de la figure II-17 montre que 55 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 45 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 200 U.O. La teneur moyenne est égale à 20 UO. Une polarisation des résultats entre des valeurs très faibles et moyennement élevées est observée.

II.5.5 Résultats d'application de l'option Ododis-4

Les résultats de l'application de l'option Ododis-4 sont présentés sur la figure II-18.

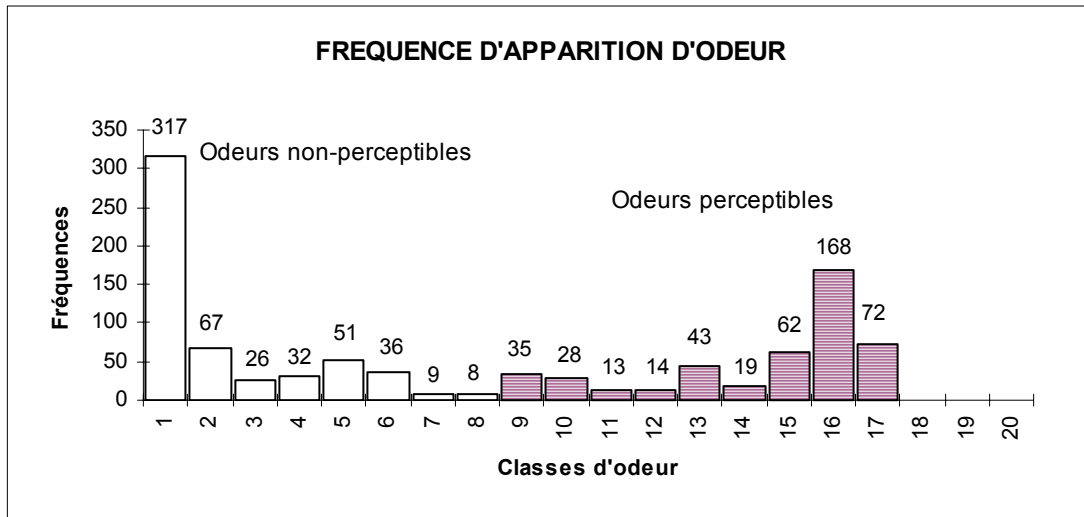


Figure II-18 : Données de sortie de l'option Ododis-4.

L'analyse des résultats de la figure II-18 montre que 55 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 45 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 100 U.O. La teneur moyenne est proche de 13 UO

II.5.6 Résultats d'application de l'option Ododis-5

Les résultats de l'application de l'option Ododis-5 sont présentés sur la figure II-19.

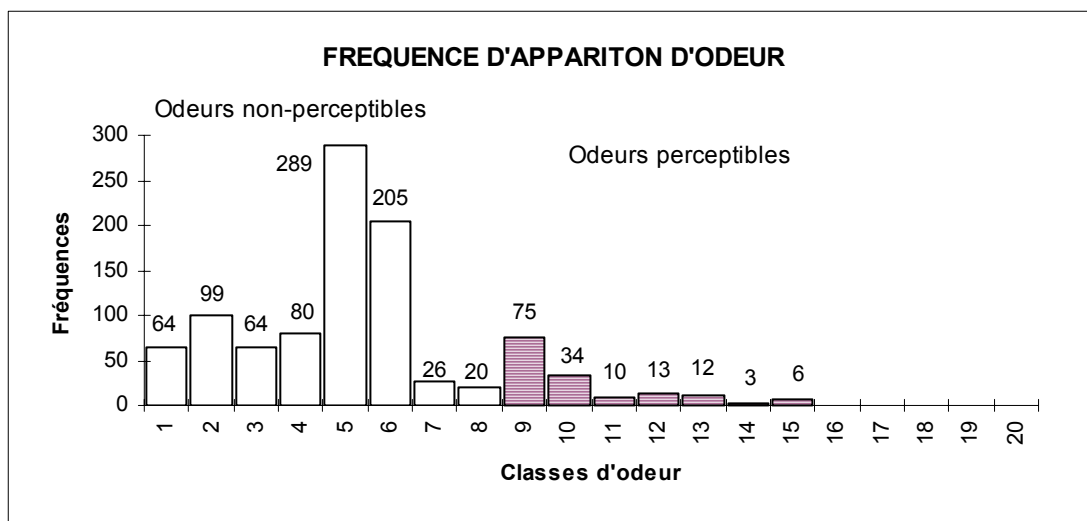


Figure II-19 : Données de sortie de l'option Ododis-5.

L'analyse des résultats de la figure II-19 montre que 84,7 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 15,3 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 20 UO. La teneur moyenne est inférieure à 1 UO. La fréquence d'apparition des odeurs perceptibles a diminuée par rapport aux options précédentes.

II.5.7 Résultats d'application de l'option Ododis-6

Les résultats de l'application de l'option Ododis-6 avec les écarts-types de Pasquill sont présentés sur la figure II-20.

L'analyse des résultats de la figure II-20 montre que 61 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 39 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 20 UO. La teneur moyenne est proche de 2 UO.

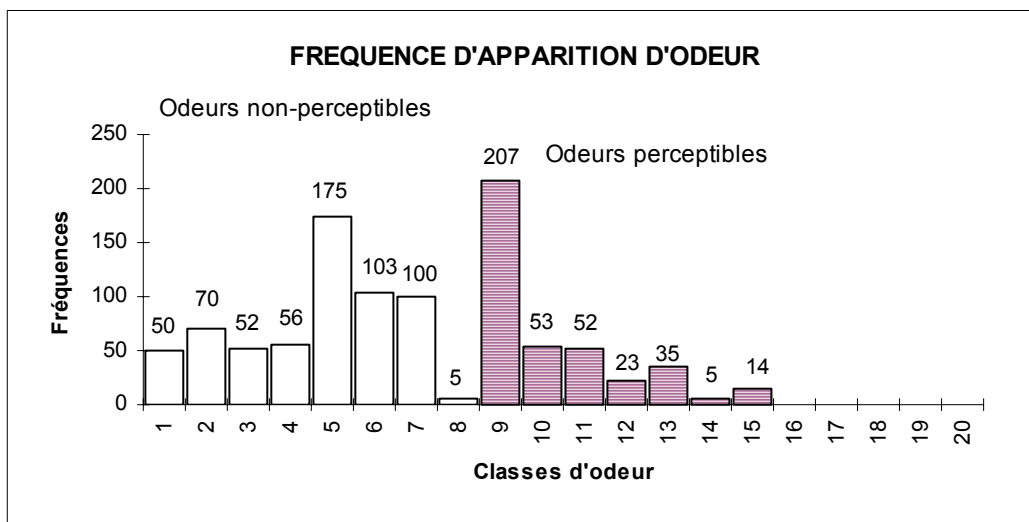


Figure II-20 : Données de sortie de l'option Ododis-6.

II.5.8 Résultats d'application de l'option Ododis-7

Les résultats de l'application de l'option Ododis-7 en utilisant l'équation Émission Ponctuelle Prolongée avec les écarts-types σ_y et σ_z de Pasquill et σ_{zp} et σ_{yp} du modèle Högström sont présentés à la figure II-21.

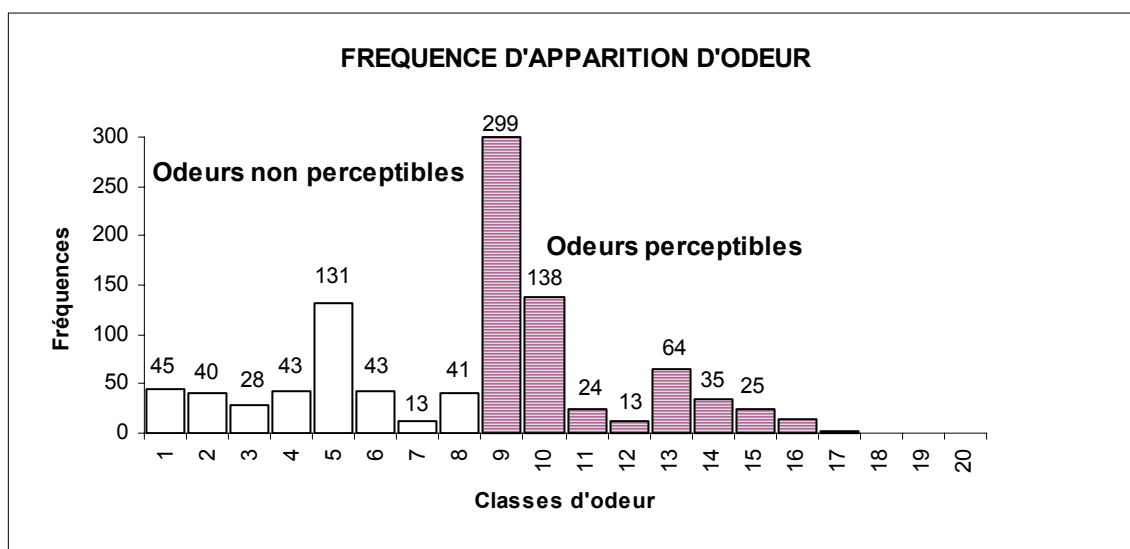


Figure II-21 : Données de sortie de l'option Ododis-7 avec les écart-types σ_y et σ_z de Pasquill et σ_{zp} et σ_{yp} de Högström.

L'analyse des résultats de la figure II-21 montre que 38 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 62 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 100 UO. La teneur moyenne est égale à 3 UO.

II.5.9 Résultats d'application de l'option Ododis-8

Les résultats de l'application de l'option Ododis-8 sont présentés sur la figure II-22.

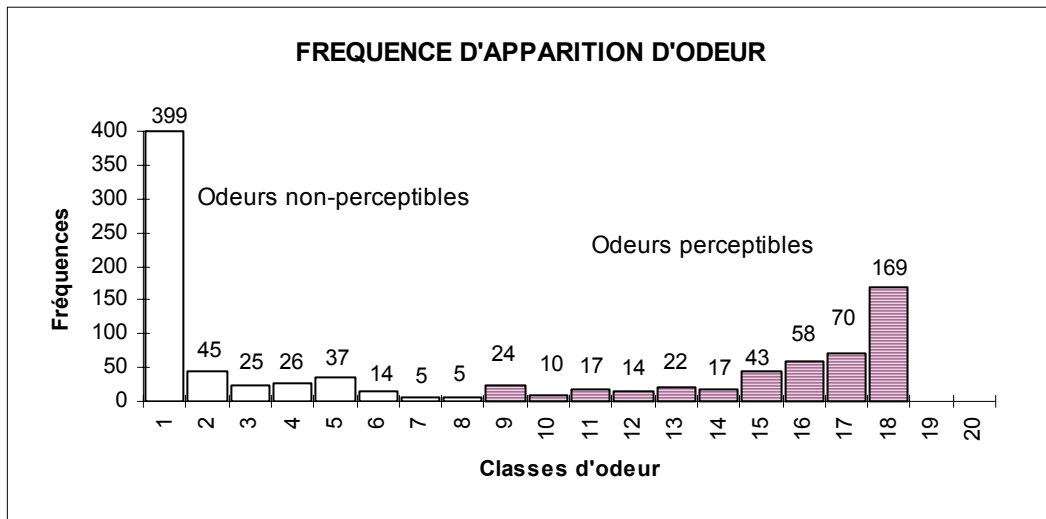


Figure II-22 : Données de sortie de l'option Ododis-8.

L'analyse des résultats de la figure II-22 montre que 56 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 44 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 200 UO. La teneur moyenne est égale à 33 UO. Une tendance à la polarisation des résultats entre des valeurs très faibles ou très élevées est observée. La valeur moyenne est nettement supérieure aux valeurs moyennes calculées dans les autres options.

II.5.10 Résultats d'application de l'option Ododis-9

Les résultats de l'application de l'option Ododis-9 avec les écarts-types de Pasquill sont présentés sur la figure II-23.

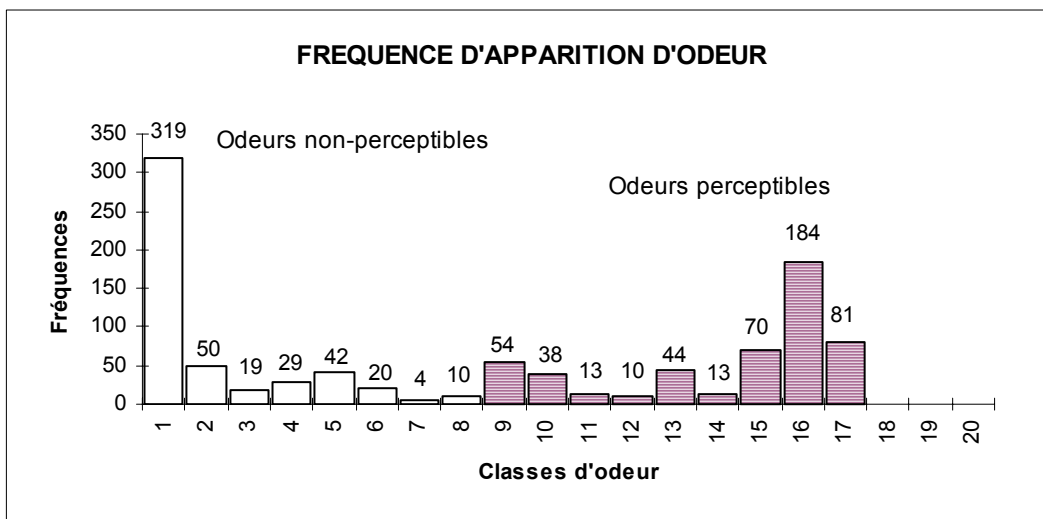


Figure II-23 : Données de sortie de l'option Ododis-9.

L'analyse des résultats de la figure II-23 montre que 49 % des intensités correspondent à des odeurs non-détectables, 51 % à des odeurs détectables et que toutes les intensités calculées sont inférieures à 100 UO. La teneur moyenne est proche de 13 UO. Une polarisation des résultats entre des valeurs très faibles et moyennement élevées est observée.

II.4.11 Analyse générale des résultats

Les pourcentages de dépassement du seuil de perception d'odeur obtenues par les différentes options du module Ododis sont présentés dans le tableau II-6. Des différences importantes entre les différentes options sont remarquées. Les allures des courbes de distribution de fréquence d'apparition d'odeur sont aussi très variées. Comme les résultats ont été obtenus à partir d'une base de données théoriques, des exemples d'application réels sont présentés dans la suite de ce rapport (chapitre III).

Donnees: u = 3 m/s h = 15 m x = 200 m	TESTS MODELE ODODIS	Dépassement du seuil de perception d'odeur (%)	Teneur moyenne (UO)	Ecart-Type					
				σ_y	σ_z	σ_{yp}	σ_{zp}	σ_{yc}	σ_{zc}
Equation émission ponctuelle continue	Ododis-1	60	2	15,8	8,4	9,7	6,5	12,4	5,2
	Ododis-2	26	5	15,8	8,4	15,8	8,4	15,8	8,4
	Ododis-3	55	20	15,8	8,4	9,7	6,5	x	x
	Ododis-4	55	11	15,8	8,4	15,8	8,4	x	x
Equation émission ponctuelle	Ododis-5	85	1	15,8	8,4	9,7	6,5	12,4	5,2
	Ododis-6	61	2	15,8	8,4	15,8	8,4	15,8	8,4
Equation émission ponctuelle instantanee	Ododis-7	38	3	15,8	8,4	9,7	6,5	12,4	5,2
	Ododis-8	56	33	15,8	8,4	9,7	6,5	x	x
	Ododis-9	49	13	15,8	8,4	15,8	8,4	x	x

Tableau II-6 : Comparaison des résultats de l'application des différents options du module ODODIS.

Une tendance à la surestimation des valeurs calculées est observée dans l'application des options Ododis 3 et 8. Cette tendance est liée à l'utilisation des écarts-types σ_{yp} et σ_{zp} définis par Högström, dans la procédure de génération des bouffées à partir de l'écart-type de la variation de la direction du vent. Les options Ododis-4 et Ododis-9, qui utilisent cette même procédure pour générer les bouffées, ont produit des résultats très proches et inférieurs aux valeurs obtenues à partir de Ododis-3 et Ododis-8. Cette différence est liée à l'utilisation des écarts-types Pasquill à la place des écarts-types Högström. De toute manière, l'application de cette procédure pour la génération des bouffées semble avoir un effet majorant sur les teneurs calculées par rapport à l'application de la procédure de génération des bouffées à partir de l'écart-type de la distribution gaussienne des concentrations. Ces aspects mettent en évidence l'incidence de la nature des écarts-types et du choix de la procédure de génération des écarts-types sur les concentrations calculées.

La surestimation des valeurs de concentrations calculées à partir de l'application de la procédure de génération des bouffées utilisant l'écart-type de la variation de la direction du vent peut être liée à la possibilité d'une coïncidence entre la position de l'observateur et de celle du centre des bouffées générées. Les concentrations calculées peuvent augmenter énormément lors du passage du centre d'une bouffée sur la position de l'observateur. Par contre, des concentrations très faibles peuvent aussi être observées quand la position d'une bouffée s'éloigne de celle d'observateur. Cet aspect peut expliquer la polarisation entre les données calculées par les options qui ont utilisé cette procédure.

Les résultats, en termes d'intensité olfactive, calculés par les différentes options sont aussi très variables. Malgré la teneur moyenne peu élevée calculée par l'option Ododis-2, l'intensité calculée sur la position de l'observateur est importante quand les 140 bouffées situées entre 20 et 50 UO sont prises en compte. L'intensité odorante calculée par l'option Ododis-5 est très faible. En général, l'intensité odorante calculée à partir des options utilisant l'écart-type de la variation de la direction du vent, dans la procédure de génération des bouffées, est plus importante que celle calculée par les options utilisant l'écart-type de la distribution gaussienne des concentrations dans la procédure de génération des bouffées. Cet aspect est indépendant de l'équation utilisée pour le calcul des teneurs.

II.6 CONCLUSION

Dans ce chapitre, le développement d'un ensemble de modèles de dispersion appliqués aux odeurs a été décrit. Le modèle ODODIS a été basé à la fois sur la théorie de dispersion des bouffées odorantes établie par Högström et sur le modèle TRC développé en 1978. Ce type de modèle prend en compte l'aspect instantané de l'odeur.

Plusieurs modifications dans la conception originelle du modèle TRC ont été introduites. Chaque proposition de modification a pris place sous forme d'une option Ododis dans ce logiciel.

L'ensemble ODODIS regroupe plusieurs modules. La hauteur effective de la cheminée peut être calculée par les méthodes de Briggs ou Holland. Une des trois équations de base dans le domaine de la dispersion gaussienne peut être appliquée. Il s'agit de l'équation émission ponctuelle continue ou panache, l'équation émission ponctuelle instantanée et l'équation émission ponctuelle prolongée ou bouffées/CEA.

Plusieurs variations d'application des écarts-types de ces équations sont disponibles dans les options de l'ensemble ODODIS. Deux méthodes de génération des bouffées aléatoires sont proposées : la génération du point central de chaque bouffée à partir des écarts-types de la distribution des concentrations gaussiennes ou la génération de la position du point central d'une bouffée à partir de l'écart-type de la variation du vent moyen horizontal et vertical. Ces deux méthodes utilisent des fonctions aléatoires gaussiennes pour générer ces positions.

D'autres variations dans la procédure de génération des bouffées aléatoires peuvent encore être développées *a posteriori*. L'ensemble ODODIS est applicable aux odeurs et a n'importe quel autre gaz passif. Trois types d'unités peuvent être utilisés dans les données d'entrée : g/s, ppb et U.O.

ODODIS répond au besoin de l'obtention des données instantanées des teneurs ou concentrations d'un gaz polluant ou odorant en un point déterminé sur le terrain. Les résultats de sortie sont soit en format d'une courbe de distribution des fréquences des valeurs instantanées calculées, soit en format tableau. Le temps de simulation peut varier selon les intérêts de l'analyseur. On peut déterminer des valeurs moyennes, pour la période de simulation, à partir de l'intégration des données instantanées générées par le modèle. Ces valeurs moyennes sont comparables aux valeurs trouvées par les modèles gaussiens classiques ou bouffées prolongées, dans certaines options.

ODODIS utilise les coordonnées polaires pour la détermination de la position du point de calcul des concentrations sur le terrain. Il suffit d'entrer avec la distance de ce point jusqu'à la source et l'angle entre l'axe point-source. Il utilise aussi ces coordonnées pour le positionnement de la direction du vent. Il prend en compte n'importe quelle direction du vent et n'importe quel positionnement du point de calcul dans ses résultats.

La sortie des résultats se fait sous forme de fichiers textes ou de graphiques. Les données de sortie peuvent être intégrées dans un logiciel de traitement de données.

Le logiciel ODODIS a été conçu en programmation Turbo-Pascal Vision. Sa programmation, en langage objet, est très dynamique et conviviale. Il est opérationnel à partir des ordinateurs du type PC. Le temps de calcul varie en fonction de la puissance du système informatique et du temps de simulation utilisée. Le programme a été structuré afin de facilement permettre l'incorporation de modifications ou de nouvelles hypothèses.

Le logiciel développé ne prend pas en compte la majorité des facteurs correctifs présentés au § I.3.4.2. Ces facteurs, tels que l'évolution physico-chimique du mélange polluant ou l'effet de sillage par des bâtiments ou relief, pourront être incorporés dans de nouvelles études. D'autres équations pour le calcul de la surélévation peuvent aussi être essayées. L'adaptation aux sources surfaciques est envisageable.

Dans la suite de ce travail la question de la validation du logiciel ODODIS est abordée. Pour cela une base de données expérimentale obtenue à partir d'essais de dispersion sur le terrain est développée.

CHAPITRE III

<p>VALIDATION DU MODELE DE DISPERSION ODODIS</p>

III.1 INTRODUCTION

Au cours du premier chapitre de ce mémoire, la question de la dispersion atmosphérique de gaz passifs, les méthodes d'analyse et prélèvement des odeurs, les modèles de dispersion et leur application aux gaz odorants ont été présentés. Ces aspects ont été pris en compte pour le développement d'un ensemble des modèles appliqués aux odeurs, intitulé ODODIS, dans le deuxième chapitre.

Dans ce chapitre, la question de l'obtention d'une base de données applicable à l'ensemble ODODIS sera abordée. Cette base de données sera utilisée pour la validation des modèles qui ont été développés dans le chapitre précédent.

La validation d'un modèle de dispersion peut être effectuée suivant deux voies différentes (Högström, 1974) :

- Une approche consiste à répertorier un grand nombre d'observations sur une grande période de temps et à appliquer l'équation concernée. Avec cette méthode, les fréquences calculées et observées sont directement comparables.
- L'autre possibilité consiste à faire un grand nombre de déterminations expérimentales au long d'une ligne perpendiculaire à la direction moyenne du vent, en aval de la source, pendant un certain temps. Afin d'obtenir des résultats convenables lors de l'application de cette méthode, toutes les observations doivent être faites simultanément.

Aucune base de données n'a été trouvée dans la littérature qui puisse servir, de façon convenable, pour la validation des hypothèses développées dans l'ensemble du logiciel ODODIS. Il a fallu utiliser la deuxième voie. En effet, il est souvent difficile d'établir une base de données liée à la dispersion d'une odeur. Le temps d'observation et la quantité des échantillons est bien sûr fonction des moyens analytiques disponibles. Néanmoins, certaines bases de données pourront être utilisées pour la vérification de la programmation des équations de base (cf. § III.2).

Il est nécessaire que la source d'odeur soit ponctuelle et bien définie, sans interférence aux environs (Högström, 1974).

L'intensité de la source, exprimée comme un facteur de dilution et le débit d'émission, doivent être bien connus. Il en est de même pour d'autres facteurs importants tels que la hauteur de la cheminée et la température des gaz à sa sortie (Högström, 1974).

Pour simplifier l'approche nous avons choisi un endroit plat, dégagé et isolé des habitations. Ceci permet d'être en concordance avec les hypothèses de base des modèles gaussiens.

Des estimations sur de très courtes durées, d'environ une seconde, sont importantes pour les émissions odorantes et pour certaines émissions accidentelles de produits dangereux. C'est le cas, par exemple, de l'hydrogène sulfuré à des concentrations élevées, ou la possibilité d'explosion de certains gaz pour des concentrations instantanées proche de leur limite inférieure d'explosion (Hanna et Drivas, 1989). Les résultats d'un seul essai sur le terrain, ou même plus, pourront être très différents de la valeur moyenne prévue par un

modèle gaussien (Hanna et Drivas, 1989). Cela signifie que le temps de prélèvement pour l'obtention d'une base de données applicable à la validation d'un modèle de dispersion d'une odeur doit être très court (Högström, 1974). Cette constatation explique la difficulté de la mise en oeuvre de la validation d'un modèle de dispersion d'odeurs.

III.2 VALIDATION SUR UNE BASE DE DONNEES EXISTANTE

Les bases de données citées dans la bibliographie sont applicables soit à la dispersion des gaz lourds, soit aux modèles développés pour les concentrations moyennes de gaz passifs non-odorants. Pour cette raison la programmation des équations de base du modèle gaussien classique et bouffées prolongées sera validée. Cette étape a précédé le développement du logiciel ODODIS.

III.2.1 Validation du logiciel gaussien classique

L'équation gaussienne émission ponctuelle continue, ou Panache, sert de base pour certaines options du programme ODODIS. Pour cette raison, il est important de vérifier la validité de la programmation utilisée dans l'application de cette équation. La base de données de Prairie Grass a été utilisée. Cette équation a été programmée initialement dans le module Classique du logiciel qui a été développé. Elle a été adaptée pour la dispersion d'odeurs dans le module Ododis. Une telle démarche permet de vérifier le bon fonctionnement des procédures développées dans le logiciel.

III.2.1.1 Description de la base de données de Prairie Grass

Les expérimentations de dispersion de Prairie Grass, réalisées en 1956, ont produit une base de données qui a été très utilisée pour le développement et la validation de plusieurs modèles. Elle a été appliquée, par différents auteurs dont Pasquill, pour tester le modèle gaussien (Hanna *et al.*, 1990).

Il s'agit d'une source ponctuelle continue d'une hauteur de 0,45 m. Le terrain d'essais était plat et homogène. Le gaz traceur était le SO₂. Environ 70 essais d'une durée de prélèvement de 10 minutes ont été réalisés, la moitié avec des conditions stables et l'autre avec des conditions instables. Les concentrations sur le terrain ont été mesurées à une hauteur de 1,5 m sur des arcs situés à 50, 100, 200, 400 et 800 mètres de la source (Briggs, 1982; Hanna *et al.*, 1990).

Les taux d'émission à la sortie de la cheminée ont été enregistrées comme les données météorologiques et les concentrations moyennes de 10 minutes, mesurées sur le terrain. Hanna *et al.* (1990) présentent 44 des ces essais. Cette base de données est discutée en détail par Barad (1958).

III.2.1.2 Utilisation de la base de données de Prairie Grass

Pour vérifier l'équation panache programmée dans le module Classique, six expériences ont été choisies. Chacune englobe une catégorie de stabilité différente. Les résultats, présentés au tableau III-1, démontrent la bonne correspondance entre les valeurs mesurées sur le terrain et les valeurs calculées par le module classique du modèle ODODIS.

DONNEES			Expérimentations de Prairie Grass					
			Essais 07	Essais 09	Essais 16	Essais 28	Essais 51	Essais 36
x = 50 mètres	Prairie Grass	u (m/s)	4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9
		Q (g/s)	89,9	92	93	41,7	102,4	40
		Stabilité	B	C	A	E	D	F
		C/Q (s/m3)	1.03x10-3	2.02x10-3	1.88x10-3	1.16x10-2	2.5x10-3	1.99x10-2
	ODODIS - module classique	C/Q (s/m3)	1.07x10-3	1.96x10-3	2.1x10-3	1.19x10-2	2.1x10-3	1.98x10-2
		Ecart-Type	Pasquill	Briggs	Doury	Pasquill	Briggs	Pasquill
		α	0,2	1	0	0,9	0	0,1
x = 100 mètres	Prairie Grass	u (m/s)	4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9
		Q (g/s)	89,9	92	93	41,7	102,4	40
		Stabilité	B	C	A	E	D	F
		C/Q (s/m3)	2.4x10-4	5.73x10-4	3.55x10-4	4.6x10-3	6.59x10-4	1.3x10-2
	ODODIS - module classique	C/Q (s/m3)	2.3x10-4	5.22x10-4	2.3x10-4	4.5x10-3	6.38x10-4	1.25x10-2
		Ecart-Type	Pasquill	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill	Pasquill
		α	0	0	1	1	0	1
x = 200 mètres	Prairie Grass	u (m/s)	4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9
		Q (g/s)	89,9	92	93	41,7	102,4	40
		Stabilité	B	C	A	E	D	F
		C/Q (s/m3)	4.7x10-5	1.42x10-4	6.4x10-5	1.38x10-3	1.67x10-4	4.82x10-3
	ODODIS - module classique	C/Q (s/m3)	4.98x10-5	1.34x10-4	5.7x10-5	1.4x10-3	1.56x10-4	4.47x10-3
		Ecart-Type	Briggs	Briggs	Pasquill/Briggs	Pasquill	Briggs	Pasquill
		α	0	1	1	0,9	0	1
x = 400 mètres	Prairie Grass	u (m/s)	4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9
		Q (g/s)	89,9	92	93	41,7	102,4	40
		Stabilité	B	C	A	E	D	F
		C/Q (s/m3)	7.61x10-6	2.93x10-5	6.37x10-6	4.96x10-4	2.64x10-5	1.52x10-3
	ODODIS - module classique	C/Q (s/m3)	12.6x10-6	2.9x10-5	6.5x10-6	4.8x10-4	4.37x10-5	1.62x10-3
		Ecart-Type	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill/Briggs	Briggs	Briggs
		α	0	0,9	0,2	1	0	0,8
x = 800 mètres	Prairie Grass	u (m/s)	4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9
		Q (g/s)	89,9	92	93	41,7	102,4	40
		Stabilité	B	C	A	E	D	F
		C/Q (s/m3)	8.19x10-7	5.26x10-6	5.11x10-7	2.01x10-4	3.96x10-6	9.62x10-4
	ODODIS - module classique	C/Q (s/m3)	32.26x10-7	5.5x10-6	8.6x10-7	1.52x10-4	13.1x10-6	5.21x10-4
		Ecart-Type	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill	Briggs	Briggs
		α	0	0,1	0	1	0	1

Tableau III-1 : Résultats de l'application de la base de données Prairie-Grass au logiciel gaussien classique programmé dans le modèle ODODIS.

III.2.2 Validation du logiciel gaussien émission ponctuelle prolongée

L'équation émission ponctuelle prolongée sert aussi de base pour le développement d'autres options du module Ododis et sa programmation constitue un aspect très important. Pour cette raison, il est intéressant de vérifier la validité de la démarche informatique utilisée dans sa programmation. La validation de cette équation a été faite par comparaison avec les résultats obtenus par le modèle panache, dans les mêmes conditions. Le tableau III-2 présente un exemple de l'excellente concordance entre les deux équations. La reproduction exacte de la teneur calculée par le modèle panache est une garantie de la bonne programmation de l'équation émission ponctuelle prolongée.

Données d'entrée	Données de sortie																																	
<table> <tr><td>Teneur à la sortie de la cheminée : 87600</td><td>ppb</td></tr> <tr><td>Terme de réflexion : 1</td><td></td></tr> <tr><td>Vitesse du vent : 3</td><td>m/s</td></tr> <tr><td>Température ambiante : 13,4</td><td>°C</td></tr> <tr><td>Température des fumées : 13,4</td><td>°C</td></tr> <tr><td>Hauteur géométrique de la cheminée : 5,8</td><td>m</td></tr> <tr><td>Diamètres des conduits : 0,15</td><td>m</td></tr> <tr><td>Vitesse d'éjection des fumées : 13</td><td>m/s</td></tr> <tr><td>Classe de stabilité Pasquill/Gifford : D</td><td></td></tr> <tr><td>Hauteur corrigée de la cheminée par Briggs : 9,75</td><td>m</td></tr> <tr><td>Coordonnées du point de mesure: x : 75</td><td>m</td></tr> <tr><td></td><td>y : 2</td><td>m</td></tr> <tr><td></td><td>z : 0,5</td><td>m</td></tr> <tr><td>Ecart-type Pasquill : σ_y : 6,47</td><td>m</td></tr> <tr><td></td><td>σ_z : 3,75</td><td>m</td></tr> </table>	Teneur à la sortie de la cheminée : 87600	ppb	Terme de réflexion : 1		Vitesse du vent : 3	m/s	Température ambiante : 13,4	°C	Température des fumées : 13,4	°C	Hauteur géométrique de la cheminée : 5,8	m	Diamètres des conduits : 0,15	m	Vitesse d'éjection des fumées : 13	m/s	Classe de stabilité Pasquill/Gifford : D		Hauteur corrigée de la cheminée par Briggs : 9,75	m	Coordonnées du point de mesure: x : 75	m		y : 2	m		z : 0,5	m	Ecart-type Pasquill : σ_y : 6,47	m		σ_z : 3,75	m	<p>Equation émission ponctuelle prolongée (bouffées) :</p> <p style="text-align: center;">$T = 12,98$ ppb</p>
Teneur à la sortie de la cheminée : 87600	ppb																																	
Terme de réflexion : 1																																		
Vitesse du vent : 3	m/s																																	
Température ambiante : 13,4	°C																																	
Température des fumées : 13,4	°C																																	
Hauteur géométrique de la cheminée : 5,8	m																																	
Diamètres des conduits : 0,15	m																																	
Vitesse d'éjection des fumées : 13	m/s																																	
Classe de stabilité Pasquill/Gifford : D																																		
Hauteur corrigée de la cheminée par Briggs : 9,75	m																																	
Coordonnées du point de mesure: x : 75	m																																	
	y : 2	m																																
	z : 0,5	m																																
Ecart-type Pasquill : σ_y : 6,47	m																																	
	σ_z : 3,75	m																																
	<p>Equation émission ponctuelle continue (panache) :</p> <p style="text-align: center;">$T = 12,98$ ppb</p>																																	

Tableau III-2 : Comparaison entre l'équation émission ponctuelle prolongée (bouffées) et émission ponctuelle continue (panache)

III.3 VALIDATION SUR SITE : ESSAI 1 (DEAUX)

Un premier essai a été fait dans le but de vérifier :

- Le bon fonctionnement des différentes procédures qu'implique le système de génération du nuage gazeux.
- L'efficacité de la méthode de prélèvement et d'analyse du gaz polluant.
- Les aspects liés à la dispersion du gaz polluant

Le site choisi, l'aérodrome de Deaux, situé à 10 kilomètres d'Alès est utilisable pour les essais de dispersion. Il est plat, dégagé et isolé des habitations.

III.3.1 Matériels et méthodes

III.3.1.1 Système de génération de polluant sur site

Un système de génération de polluant sur le terrain a été conçu de manière à permettre la dispersion d'un gaz odorant avant d'effectuer le prélèvement de celui-ci en différents points d'observation.

Une maquette de simulation de dispersion d'odeurs, en échelle normale, a été conçue et construite. Elle a pour objet générer un effluent gazeux à partir d'une cheminée. Cet effluent gazeux sera dispersé dans l'air ambiant et produira une émission de concentration réglable sur le terrain. Les concentrations sont déterminées de façon à générer la base de données nécessaire pour valider le logiciel ODODIS.

L'étude de la maquette, présentée à la figure III-1, avait pour objet de minimiser les pertes de charge du réseau et donc de maximiser le débit volumique d'émission (Judet et Sesolis, 1991). L'entrée du produit à vaporiser était prévue après le ventilateur.

Pour éviter des pertes de charge inutiles le ventilateur a été disposé verticalement. Il est fixé sur un châssis métallique à 600 mm du sol. Un ensemble constitué d'un tube PVC de diamètre 316 mm et d'un tube PVC de diamètre 160 mm le surmonte. La hauteur de la cheminée par rapport au sol est de 5,8 m.

Les pertes de charge totales de ce montage sont de 19,4 mm H₂O. Un débit maximal de 1750 m³/h peut être atteint. Les vitesses obtenues sont représentatives des émissions industrielles.

La vitesse moyenne de l'air dans la cheminée, mesurée expérimentalement, à l'aide d'un vélocimètre, est de 13 m/s, d'où débit d'air $Q_{air} = 849 \text{ m}^3/\text{h}$ ou $0.236 \text{ m}^3/\text{s}$.

III.3.1.2 Choix du polluant et calcul du débit

Le choix du gaz à disperser se porte sur un produit chimique légèrement odorant non toxique pour l'environnement, liquide de faible densité permettant ainsi une bonne volatilisation.

La méthode analytique utilisée a aussi contribué dans le choix de l'acétone comme composé modèle à utiliser dans les essais de dispersion d'odeurs. En fait, malgré son seuil de perception d'odeur assez bas, l'acétone est facilement prélevée et analysée par des méthodes physico-chimiques. Cette molécule est aussi peu toxique. Cet aspect facilite les manipulations et l'obtention d'autorisation pour la mise en place des essais sur sites. Ce produit, sous forme liquide a une forte tension de vapeur ce qui facilite son changement d'état liquide en vapeur. Par son degré de volatilité, l'acétone est considérée comme un composé organique volatil (C.O.V).

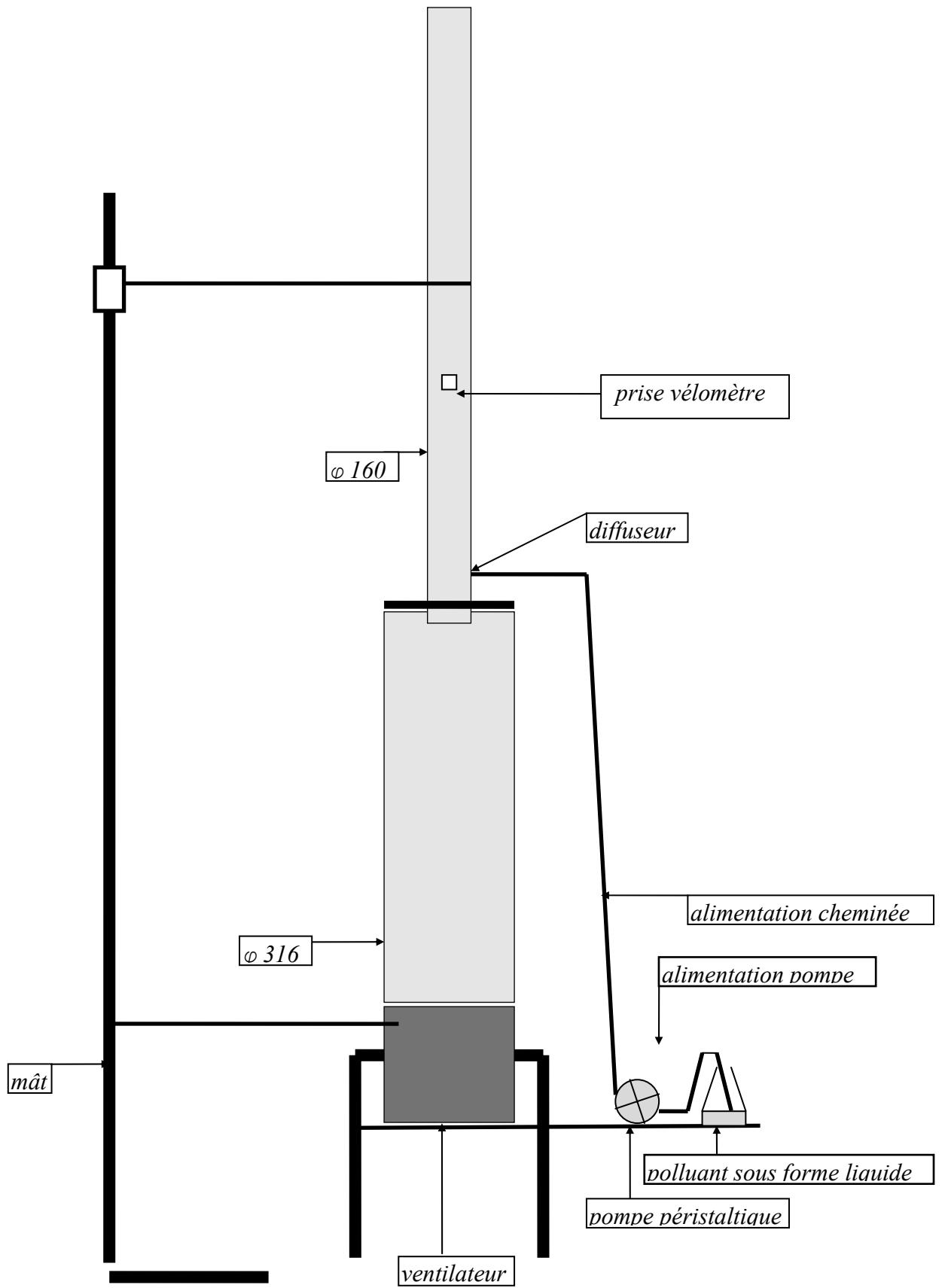


Figure III-1 : Schéma du système de génération de polluant.

Principales caractéristiques de l'acétone

- densité (20°C)	d	: 0,783 kg/l ou g/ml.
- masse molaire	M	: 58,08 g/mol
- seuil de reconnaissance d'odeur		: 100 ppm (Leonardos, 1969)
- tension de vapeur saturante (20°C)		: 24,7 kPa
- structure moléculaire		



Une pompe péristaltique est utilisée pour fournir un débit d'acétone ajustable dans la cheminée. Le débit maximum permettant d'assurer une vaporisation correcte de l'acétone à la sortie de la cheminée est de 38,1 ml/min.

III.3.1.3 Système d'acquisition de données météorologiques

Le modèle de dispersion nécessite la connaissance de données météorologiques sur le site, comme la température et la vitesse et direction du vent représentatif du niveau du panache d'odeurs (Högström, 1974).

La situation météorologique, à l'échelle régionale, provient des données de Météo-France. Un essai peut avoir lieu si la situation météorologique est favorable. Cela implique des vitesses du vent maximales de 7 m/s, des températures supérieures à zéro degré et l'absence de pluies.

Avec l'aide d'une station météorologique portable, du type Eole50 fabriquée par la société Young, les variables météorologiques nécessaires pour établir la base de données peuvent être obtenues. La version disponible de cette station permet de mesurer la vitesse et la direction du vent ainsi que la température. Tous les capteurs sont reliés à un enregistreur. L'enregistreur est programmé pour stocker les données qui peuvent être transférées vers un ordinateur. Chaque minute les données suivantes sont enregistrées :

- la direction instantanée du vent;
- la vitesse instantanée du vent;
- l'écart-type des données des dernières minutes sur la direction instantanée du vent;
- la vitesse moyenne des dernières minutes du vent instantané;
- la température instantanée;
- la température moyenne.

Le temps pour la détermination des valeurs moyennes peut varier en fonction des intérêts d'utilisation.

L'anémomètre peut mesurer des vitesses inférieures à 1 m/s. La gamme de travail varie de 0 à 60 m/s.

La classe de stabilité Pasquill-Turner est définie à partir des indicateurs météorologiques tels que la couverture nuageuse, la vitesse du vent et l'écart-type de la variation de la direction du vent et la période de la journée.

Un schéma de la station météorologique est présenté dans l'annexe 1.

Les valeurs moyennes ont été estimées sur 10 minutes. La station météorologique a été placée à proximité de la cheminée. L'anémomètre a été installé à la même hauteur que la sortie de la cheminée.

III.3.1.4 Méthode de mesure par préconcentration et d'analyse de l'acétone

La méthode choisie pour la détermination de l'acétone sur le terrain a été la méthode physico-chimique par préconcentration sur des cartouches remplies d'adsorbants. La méthode olfactométrique, plus adaptée au type de logiciel développé pour les odeurs dans le module Ododis a été laissée de côté en raison de sa lourdeur de mise en œuvre. Un autre critère de choix pour l'analyse physico-chimique est lié à la précision des résultats d'une telle méthode. De plus, ce type de mesure permet de mieux suivre la réalité physique du processus de dispersion sans faire intervenir un facteur humain comme le sens olfactif. Cette méthode est classique pour le prélèvement et l'analyse des composés organiques volatils. Comme pour toute méthode, il est nécessaire d'établir, au laboratoire, la courbe de calibration permettant le dosage de l'acétone.

Les méthodes de mesure directe ne sont pas suffisamment sensibles pour détecter les composés organiques présents dans l'air à des faibles concentrations. Par conséquent, il est nécessaire de les concentrer avant l'analyse (Hansen et Eatough, 1991). En général, pour prélever les COV la concentration est réalisée à partir de grands volumes d'air, en utilisant des adsorbants solides.

La technique utilisée pour le prélèvement et l'analyse des COVs est le piégeage sur supports solides et l'analyse par couplage Thermodesorption Automatique/Chromatographie Gazeuse/Spectrométrie de Masse (TDA/CG/SM) qui permet de désorber, de séparer, d'identifier et de quantifier les composés odorants présents (Guillot *et al.*, 1995^A). Le système utilisé est de marque Perkin Elmer. Il est constitué d'un thermodesorbeur automatique, modèle ATD 400 couplé à un chromatographe en phase gazeuse de type 8600 en série avec un spectromètre de masse modèle Q-mass 910. La collecte des données est assurée par un ordinateur possédant un logiciel adapté.

III.3.1.4.1 Choix et préparation de l'adsorbant

Pour le prélèvement, l'adsorption sur des cartouches avec l'aspiration par des pompes a été utilisée. Les temps et les débits de prélèvement ont été ajustés, pour les différentes concentrations de façon à déterminer la plage optimale pour le piégeage de l'acétone pendant les essais sur le terrain et la détermination de la courbe d'étalonnage. Pour vérifier la percée du tube adsorbant deux cartouches d'adsorbants ont été reliées.

Quatre adsorbants avec une bonne capacité de piégeage de l'acétone ont été utilisés : le tenax TA; le carbosieve S-III; le carboxen 564 et le carbotrap (Guillot *et al.*, 1995^B). La décision de prendre quatre types d'adsorbants permet de vérifier, d'une part, la possibilité d'utiliser différents supports lors d'essais sur le terrain et d'autre part, les capacités d'adsorption de ces supports vis-à-vis de l'acétone.

Les cartouches de prélèvement sont en acier ou en verre. Les quantités d'adsorbant varient entre 0,1 à 0,8 g. Cela permet de définir la quantité d'adsorbant pour assurer un

piégeage quantitatif, dans les conditions de prélèvement. Afin de vérifier cet aspect quantitatif sur la première cartouche, une deuxième est systématiquement placée en aval de la première comme le montre la figure III-2.

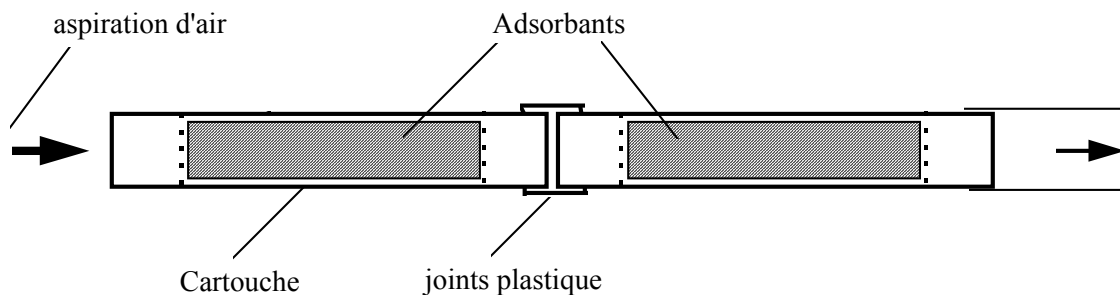


Figure III-2 : Détail des cartouches de prélèvement

Les cartouches ainsi préparées sont régénérées par un balayage d'hélium de 15 ml/min., à la température de 270°C. Généralement, cette préparation dure 30 minutes.

III.3.1.4.2 Conditions d'échantillonnage

Des essais de prélèvement et l'analyse des différentes cartouches ont été réalisés de manière à déterminer la durée et le débit d'aspiration à utiliser. Deux aspects importants doivent être pris en compte : éviter la percée de l'acétone et garantir une quantité minimale de produit pour permettre son identification et sa quantification. Différentes atmosphères synthétiques ont été générées pour vérifier ces conditions.

Le débit maximal a été défini à 300 ml/min. La durée minimale de prélèvement a été limitée à 3 minutes.

Trois dispositifs de prélèvement automatique du type STS 25 (Séquentiel Tube Sampler) de marque Perkin Elmer sont disponibles au laboratoire. Ces dispositifs sont conçus pour le prélèvement automatique de composés organiques volatils sur des cartouches d'adsorbants dont le nombre peut varier entre 1 et 24.

Les conditions d'analyse de l'acétone sont présentées dans l'annexe 2.

III.3.1.4.3 Etalonnage et création d'atmosphère de référence

III.3.1.4.3.1 Système de dilution pour générer des atmosphères polluées

Un système de dilution dynamique a été utilisé pour générer des atmosphères à des teneurs de l'ordre du ppb (partie par milliard) (Figure III-3).

Un pousse seringue permet de régler le débit de produit à injecter. L'acétone injectée se volatilise dans un courant d'air comprimé desséché et purifié par passage dans deux barboteurs contenant du sulfate de calcium anhydre et du charbon actif. Une seringue, de volume 5 ml, contient l'acétone.

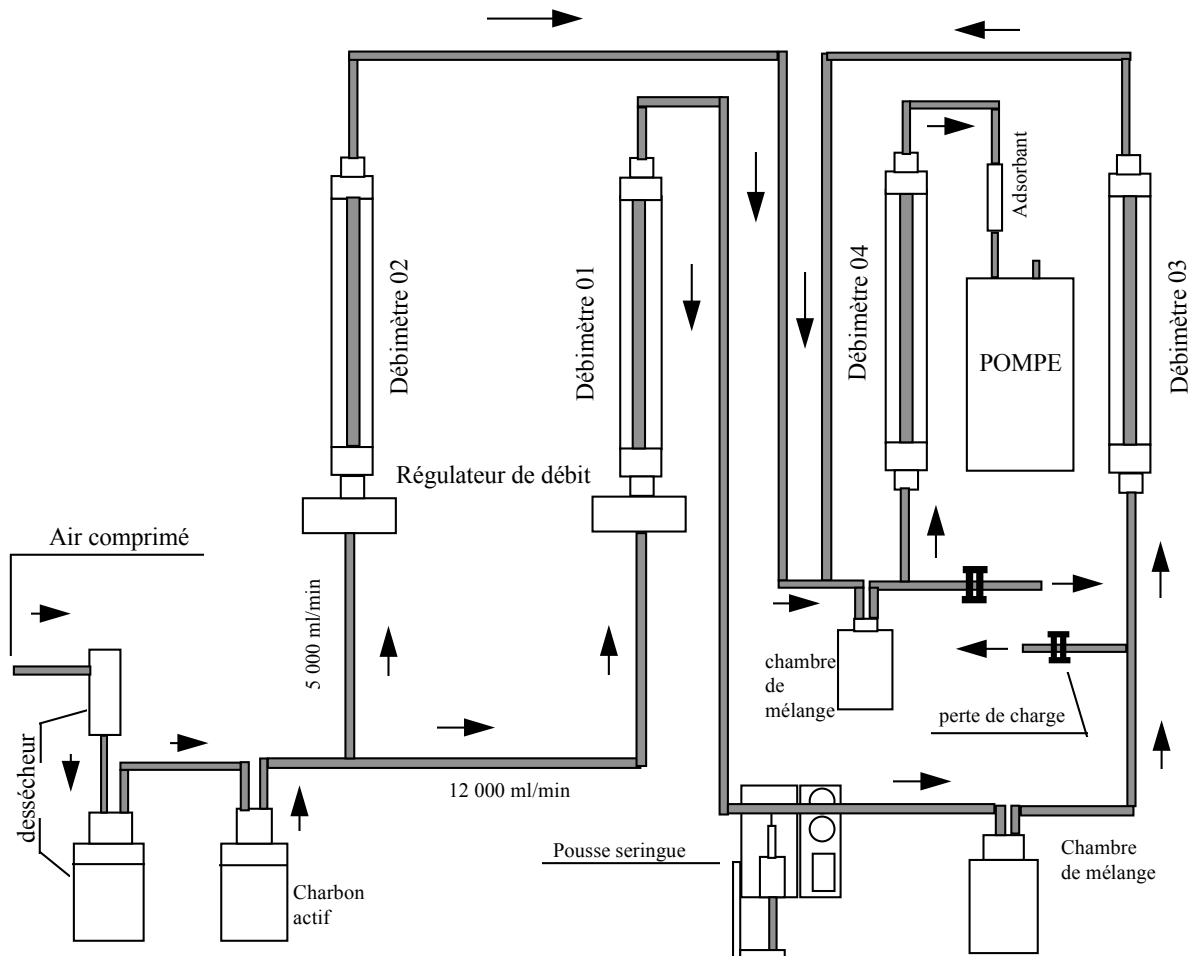


Figure III-3 : Schéma du système de dilution dynamique pour générer des teneurs de l'ordre du ppb.

Deux régulateurs et quatre débitmètres permettent de contrôler et de maintenir stable le débit d'air. Le débit de 12 l/min est réglé avec le débitmètre 01. Ce débit passe par le pousse seringue, où l'acétone est injectée à vitesse et débit connus. Cette étape est appelée dilution primaire. Des teneurs de l'ordre du ppm sont obtenues. Ensuite, une partie de cet air passe par le débitmètre 03, après lequel il va rejoindre l'air comprimé passant par le rotamètre 02. Le débit du rotamètre 02 varie entre 1,8 et 10 l/min. Cette étape est appelée dilution secondaire. Les teneurs obtenues sont alors de l'ordre du ppb.

Après la dilution secondaire, l'air est aspiré par une pompe. Le débit d'aspiration est contrôlé par le débitmètre 04. L'acétone, vaporisée et diluée, est prélevée par concentration sur cartouches remplies avec des adsorbants.

L'équation (III.1) est utilisée pour déterminer les teneurs des atmosphères artificielles générées à partir du système de dilution dynamique :

$$T = \frac{v \cdot V_M \cdot \rho}{10^{-6} \cdot q \cdot M} \quad (\text{III.1})$$

T : teneur (ppm);
v : vitesse du pousse seringue (mm/min);

V_M	:	volume molaire à la température ambiante	(l);
ρ	:	masse volumique du soluté	(g/ml);
q	:	débit de l'air comprimé	(l/min);
M	:	masse molaire du produit à vaporiser	(g).

La taille de la seringue utilisée a été de 0,5 ml. La saisie des données et leur interprétation est présentée dans l'annexe 3.

III.1.3.5 Le prélèvement de l'acétone sur le site

Huit points de mesures ont été sélectionnés et placés en aval de la cheminée, par rapport à la direction du vent, selon le schéma présenté à la figure III-4. Les distances ont été peu importantes de façon à vérifier la possibilité de détection des traces d'acétone dans l'air ambiant.

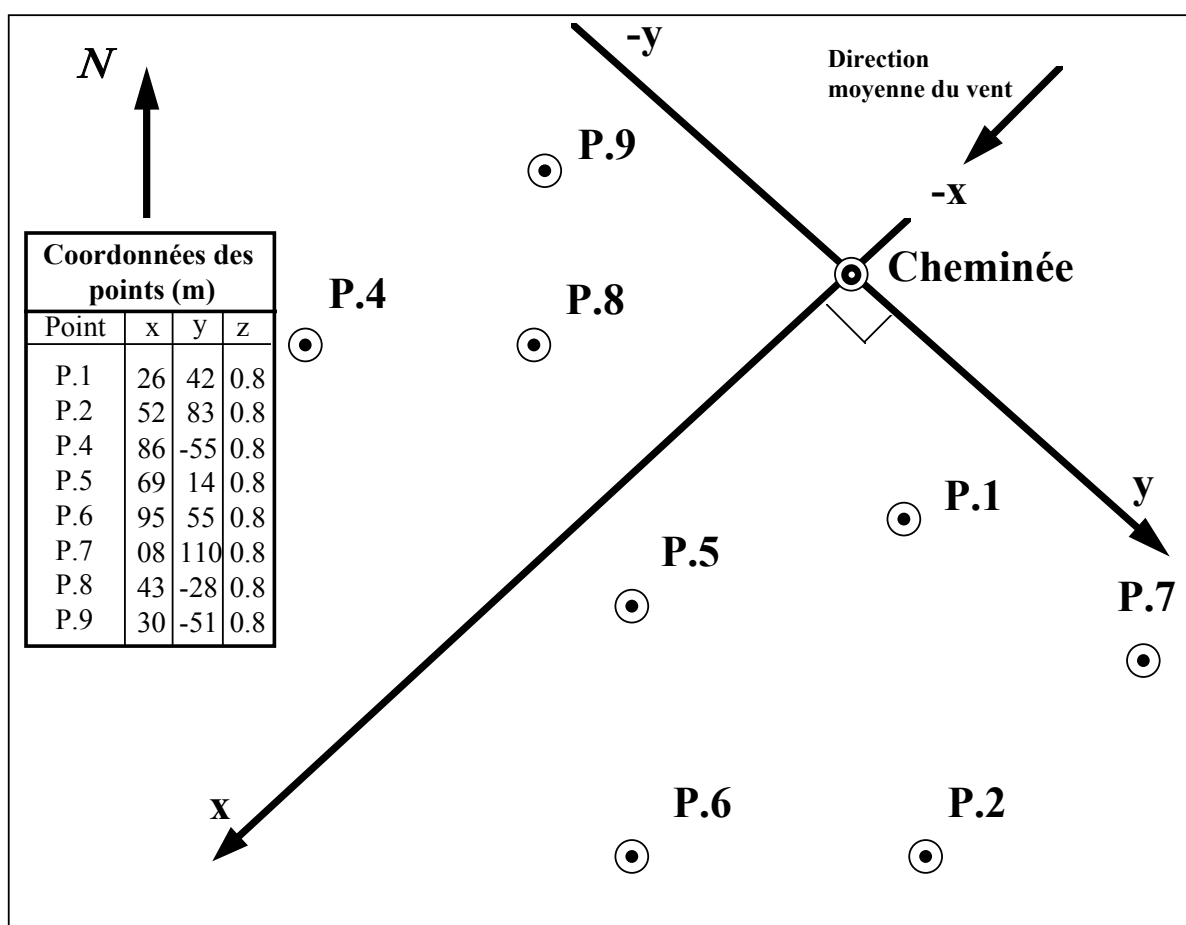


Figure III-4 : Position relative des points de mesure sur le terrain

III.3.2 Résultats et discussion

La quantité totale d'acétone consommée pendant cet essai a été de 1729 ml. La durée de l'essai a été de 75 minutes. Le débit moyen d'acétone, à la sortie de la cheminée, a été de 0,360 ml/s.

Le flux d'acétone en sortie de cheminée est défini en ppb. Une telle procédure a été utilisée par Guzewich et Pringle (1977), lors de la validation du modèle EPA-PMTP. La teneur en acétone émise à la sortie de la cheminée était de 461 ppm.

Les données météorologiques enregistrées ont été la température de l'air, la vitesse, la direction du vent et l'écart-type de la variation de la direction du vent (Tableau III-3).

La catégorie de stabilité atmosphérique a varié entre les classes E et D.

Heure	Vitesse moyenne du vent	Température moyenne	Direction moyenne du vent	Ecart type de la direction moyenne du vent	Catégorie de stabilité
20H30	1,5	6,1	126	7	E
20H30	1,5	6,1	126	7	E
20H40	1,7	6,5	129	7	E
20H45	2,0	6,5	129	7	E
20H50	2,2	6,6	129	7	E
20H55	2,2	6,6	129	7	E
21H00	2,2	6,4	127	7	E
21H05	1,8	6,3	126	7	E
21H10	1,7	6,1	130	9	E
21H15	1,6	5,9	133	11	D
21H20	1,5	6,0	146	14	D
21H25	1,5	6,0	146	14	D
21H30	2,1	5,8	144	12	D
21H35	1,2	5,8	144	12	D
21H40	1,2	5,7	128	13	D
Moyenne	1,7	6,2	133		

Tableau III-3 : Données météorologiques enregistrées sur l'aérodrome de Deaux - moyennes de 10 minutes. Essais du 06.11.1995.

III.3.2.3 Etude de la dispersion atmosphérique : Essai 1

Pour cet essai préliminaire, l'application du modèle basé sur l'équation émission ponctuelle continue a été vérifiée. Des renseignements importants ont été repérés pour le développement des options du module Ododis.

Les données d'entrée pour l'application de l'équation émission ponctuelle continue sont présentées au tableau III-4. Les écarts-types Pasquill et Briggs et les méthodes de Hollande et Briggs pour le calcul de la surélévation ont été testés.

Données d'entrée		Essai 1
Teneur à la sortie de la cheminée	: 461000	ppb
Terme de réflexion	: 1	
Vitesse moyenne du vent	: 1,7	m/s
Direction moyenne du vent	: 133	°
Température ambiante moyenne	: 6,2	°C
Température des fumées	: 6,2	°C
Hauteur géométrique de la cheminée	: 5,8	m
Diamètres des conduits	: 0,15	m
Vitesse d'éjection des fumées	: 13	m/s
Classe de stabilité Pasquill/Gifford		D/E
Hauteur corrigée de la cheminée par Briggs	: 9,75 m	

Tableau III-4 : Données d'entrée pour l'application de l'équation émission ponctuelle continue à l'essai sur l'aérodrome de Deaux.

Les résultats de la modélisation de la dispersion de l'acétone avec application du modèle gaussien classique et en considérant la direction moyenne du vent pendant toute l'expérience sont présentés au tableau III-5. Ce tableau regroupe aussi les résultats de l'analyse des cartouches de prélèvement.

Point	Coordonnées des points (m)			ΔT (min.)	Teneur mesurée (ppb)	Teneur moyenne de 10 min calculée (ppb)	Teneur corrigée (ppb)
	x	y	z				
P.1	26	42	0,8	75	0	0	0
P.2	52	83	0,8	75	134	0	0
P.4	86	-55	0,8	73	1772	0	0
P.5	69	14	0,8	71	58	4,3	2,6
P.6	95	55	0,8	76	20	0	0
P.7	08	110	0,8	75	0	0	0
P.8	43	-28	0,8	74	0	0	0
P.9	30	-51	0,8	66	0	0	0

Tableau III-5 : Teneurs calculées par l'équation classique avec un système de coordonnées basées sur la direction moyenne de 75 minutes du vent (133 °).

Les différences entre les données observées et les prévisions d'un modèle de dispersion atmosphérique peuvent être liées soit à une mauvaise prévision des concentrations par le modèle, soit à la mauvaise prévision de la localisation du panache (corrélée à la position de la ligne moyenne de la direction du vent). Pour cette raison, Lewellen *et al.* (1985), considèrent l'influence de la variation de la direction du panache lors du calcul. Cet aspect est important pour la comparaison entre les données mesurées sur le terrain et les données prévues par les modèles. En prenant en compte cette variation de la direction moyenne du vent pour des périodes inférieures à 75 minutes, les valeurs calculées peuvent s'approcher des teneurs mesurées sur le terrain (Tableau III-6).

Nouvelle coordonnées des points					ΔT (min.)	Teneur mesurée (ppb)	Hauteur effective H : Holland B: Briggs	Ecart-Type	Cat. Stab.	Teneur moyenne de 10 min calculée (ppb)	Teneur corrigée (ppb)
Point	Direction du vent	x	y	z							
P.2	76°	102	0	0,8	75	134	10,19(B)	Pasquill	E	197	118
P.4	166°	101	0	0,8	73	1772	8,36 (H)	Briggs	D	644	386
P.5	130°	69	9	0,8	71	58	8,36 (H)	Pasquill	D	98	59
P.6	113°	123	15	0,8	76	20	12,77(B)	Pasquill	D	40	24

Tableau III-6 : Valeurs calculées avec l'équation panache en changeant la direction moyenne du vent, avec un nouveau système de coordonnées et vitesse moyenne du vent de 1,7 m/s.

Les concentrations les plus élevées sont obtenues quand la ligne centrale de la plume s'approche du sol au-dessus du point de prélèvement. Les basses concentrations sont obtenues quand cette ligne s'éloigne du sol ou s'éloigne latéralement. Cet aspect a été observé par Högström (1974).

III.3.2.4 Conclusion

Cet essai a permis de vérifier le bon fonctionnement des procédures retenues:

- système de génération du nuage polluant;
- méthode de prélèvement;
- analyse de l'acétone prélevée sur le terrain.

Certains aspects pratiques peuvent être améliorés pour les prochaines manipulations.

En considérant l'application traditionnelle de l'équation gaussienne classique, avec une direction moyenne globale du vent, les résultats modélisés dans ce premier essai sont très éloignés des valeurs mesurées sur le terrain.

La prise en compte du phénomène de la variation de la direction moyenne du vent à différentes périodes de temps permet une modélisation plus convenable par l'équation émission ponctuelle continue qui a été programmée. Par contre, cette modélisation conduit à un résultat médiocre dans le cas du point P4.

Les teneurs très élevées, mesurées sur le point P4, peuvent être expliquées par l'affaissement de l'axe de la direction du vent, aspect non reproductible par le modèle gaussien classique. Ce modèle considère une hauteur effective d'émission constante pendant le processus de dispersion d'un gaz dans l'environnement.

Certains points ont été placés trop près de la cheminée. Les teneurs mesurées sur le terrain sont alors nulles. C'est le cas pour les points P1, P8 et P9.

La programmation de l'équation émission ponctuelle continue, ou panache, peut être considérée comme convenable. L'équation émission ponctuelle prolongée, (bouffées prolongées ou équation CEA) et sa dérivée émission ponctuelle instantanée sont aussi validées. Ces équations forment la base principale sur laquelle le modèle ODODIS a été développé.

Certains aspects comme la variation de la direction moyenne et instantanée du vent et la variation de la position verticale d'une bouffée par rapport à la hauteur effective de la cheminée seront pris en compte dans le développement du modèle ODODIS. La perception instantanée de la sensation odorante doit aussi être considérée dans la modélisation.

III.4 VALIDATION SUR SITE : ESSAI 2 (AERODROME DE CHAMPCLAUSON)

Les essais sur l'aérodrome de Champclauson, situé à la Grand Combe, au voisinage d'Alès, ont débuté à la fin du mois de janvier 1996. Le changement de site d'essais a été effectué en raison de la possibilité d'expérimentation pendant la journée.

Ce site est situé à 30 kilomètres d'Alès. Comme le site précédent il a été considéré propice aux essais de dispersion en raison de son dégagement et de son isolement.

Le but de cette étude est de vérifier l'application des différentes options du module Ododis dans le cadre de la dispersion des odeurs.

III.4.1 Matériels et méthodes

Le système de génération de polluant sur le site de Champclauson a été identique à celui utilisé pour Deaux. Il est décrit au § III.3.1.1.

Le polluant vaporisé lors de cet essai était également l'acétone. La vitesse et débit des gaz à la sortie de la cheminée ont été identiques aux valeurs utilisées à Deaux, soient 13 m/s et 849 m³/h ou 0,236 m³/s.

La quantité totale d'acétone consommée pendant cet essai a été de 1027 grammes ou 1312 ml. L'essai a duré 34 minutes, soit un débit moyen d'acétone de 0,50 g/s, ce qui correspond à une teneur de 876000 ppb.

Les données de température, vitesse et direction du vent et écart-type de la variation de la direction du vent ont été enregistrées à l'aide de la station portable décrite au § III.3.1.2. Les valeurs moyennes ont été programmées pour 3 minutes de prélèvement, de façon à être compatibles avec le temps d'échantillonnage déterminé pour cet essai. L'anémomètre a été installé au niveau de la sortie de la cheminée.

Les méthodes de mesure par préconcentration et d'analyse de l'acétone utilisées pour cet essai à Champclauson ont été présentées au § III.3.1.3. Le spectre de masse de l'acétone et la courbe d'étalonnage sont présentées dans l'annexe 4.

III.4.1.1 Le prélèvement de l'acétone sur le terrain

Pour la validation des modèles du logiciel ODODIS la méthodologie utilisée par Guzeiwich et Pringle (1977) a été globalement suivie. Trois points de prélèvement ont été placés autour de l'endroit de concentration maximale prévu sur le terrain. Deux points sont situés sur la ligne transversale à la direction moyenne du vent et un troisième point placé sur

la ligne que définit la direction moyenne du vent. Avant la mise en place des essais sur les points de concentrations maximales sur le terrain ont été calculés pour plusieurs conditions météorologiques avec l'aide du modèle gaussien panache. Au début de chaque essai les conditions météorologiques sont déterminées sur place de façon à préciser la position approximée de la teneur maximale. En conséquence, la position de chaque point de prélèvement est déterminée.

A chaque point de prélèvement un préleveur automatique STS 25 (Perkin Elmer) a été placé. Pour cet essai, 3 positions de prélèvement ont été prévus, avec deux cartouches par position.

Les trois préleveurs STS ont été équipés avec des pompes d'aspiration. Au laboratoire le débit de chaque pompe a été réglé pour chaque système à environ 180 ml/min. Le débit a été vérifié, lors des expérimentations, sur chaque adsorbant, de façon à déterminer précisément le volume d'air passé dans chaque cartouche. Ce type de contrôle est nécessaire car chaque cartouche peut induire une perte de charge légèrement différente d'une autre.

Sur chacun des trois points de mesure, une autre pompe reliée à une paire de cartouches a été installée. Ces pompes ont fonctionné pendant toute la durée du prélèvement. L'analyse de ces cartouches fournira la concentration moyenne sur la durée du prélèvement.

Un temps de prélèvement de trois minutes pour chaque paire de cartouches a été établi. Ce temps s'approche du minimum nécessaire pour la détection de l'acétone à faible teneur après adsorption, vu les débits d'aspirations utilisés.

III.4.2 Résultats et discussion

III.4.2.1 Considérations préliminaires

Pour vérifier l'application des différentes options du module Ododis effectivement une question s'impose : comment vérifier ou valider des modèles basés sur la perception instantanée de l'odeur et l'analyse olfactométrique à partir d'une base de données moyennes?

Pour répondre à cette question, il faut rappeler que toutes les options du module Ododis considèrent une courbe de distribution des fréquences des teneurs calculées sur un certain point pendant un temps déterminé. Ce temps, pour les essais sur l'aérodrome de Champclauson est de trois minutes pour les trois points équipés d'un STS et de 21 et 18 minutes pour les trois pompes supplémentaires. On peut ainsi intégrer ces concentrations instantanées calculées pour les différentes options du module Ododis de façon à trouver la concentration moyenne pour l'intervalle de temps désiré.

Les valeurs moyennes déterminées sur le terrain seront comparées avec les valeurs moyennes calculées par les différents options du module Ododis. Si la valeur moyenne des concentrations calculées par une option, à partir de la génération aléatoire gaussienne des bouffées instantanées, s'approche des valeurs moyennes des concentrations mesurées sur le

terrain, le modèle réussit à reproduire la réalité. La répétition de cette situation est une garantie de la validité du modèle.

L'autre aspect à considérer, qui concerne l'utilisation de données issues d'analyse physico-chimique à la place de données olfactométriques demandées par les modèles de dispersion d'odeurs a été facilement résolu. En effet, à la place d'une émission à la sortie de la cheminée exprimée en U.O., la teneur ou la concentration peut être considérée. Le même raisonnement effectué aux paragraphes précédents peut être appliqué pour une émission exprimée en U.O., en ppb ou en mg/m³ une fois respectées certaines conditions. Une de ces conditions est l'inexistence d'une autre source de polluants qui puisse engendrer des réactions chimiques ou phénomènes de masquage de la perception de l'odeur. L'autre est la faible possibilité de réactions photochimiques. La première condition a été vérifiée par l'analyse du bruit de fond du lieu d'essai. Vu la petite distance entre le point de prélèvement et la cheminée et la faible insolation du mois de février la possibilité des effets photochimiques n'était pas considérée. L'important est de pouvoir démontrer la validité d'un modèle conçu pour la détermination des concentrations instantanées, aspect fondamental dans l'étude de la dispersion des odeurs.

III.4.2.2 Définition des points de prélèvement

Les données météorologiques acquises sont présentées au tableau III-7.

En utilisant le modèle équation ponctuelle continue avec les données des conditions locales du 29 février 1996, présentées au tableau III-8, la distance théorique pour la concentration maximale d'acétone, en aval de la cheminée a été déterminé à 84,69 m (figure III-5). De cette manière le point central d'observation (P2) a été placé à une distance de 86 mètres de la cheminée et les deux autres points sur une perpendiculaire à -16,3 m et 15,1 m, respectivement. Les positions des points de prélèvements par rapport à la cheminée sont présentés à la figure III-6.

Heure	Vitesse du vent moyenne (m/s)	Température moyenne (°C)	Direction moyenne du vent (°)	Ecart type de la direction moyenne du vent (°)	Catégorie de stabilité	Temps de prélèvement de trois minutes
15H23	3	13,3	19	23,2	C	
15H26	3	13,3	20	19,6	C	
15H29	2	13,5	22	21,2	C	
15H32	3	13,4	20	22	C	△ T.1
15H35	3	13,4	13,5	19,1	C	△ T.2
15H38	3	13,4	14	17	C	△ T.3
15H41	3	13,3	17,5	22	C	△ T.4
15H44	3	13,3	19,5	26	C	△ T.5
15H47	3	13,4	15	20	C	△ T.6
15H50	4	13,4	15	19	C	△ T.7
15H53	3	13,3	25	23,6	C	

Tableau III-7 : Données météorologiques enregistrées lors de l'essai du 29.02.96.

MODELE GAUSSIEN CLASSIQUE: CONCENTRATION LONGITUDINALE			
Vitesse du vent	:	3,00	m/s
Température ambiante	:	13,40	°C
Hauteur géométrique de la Cheminée	:	5,80	m
Diamètres des conduits	:	0,15	m
Température des fumées	:	13,40	°C
Vitesse d'éjection des fumées	:	13,00	m/s
Classe de stabilité	:	C	
Hauteur corrigée de la cheminée (Briggs)	:	9,75	m
Teneur des gaz à la sortie de la cheminée	:	876000	ppb
Terme de Réflexion α	:	1,00	
Ecart-type σ_y (PASQUILL)	:	11,30	m
Ecart-type σ_z (PASQUILL)	:	6,89	m
*** CONCENTRATION MAXIMALE ***			
Concentration au Point de coordonnées	:	X = 84,69 m	
		Y = 0,00 m	
		Z = 0,00 m	
$C_{max} = 439$ ppb			

Tableau III-8 : Détermination de la position de la concentration maximale sur le terrain.

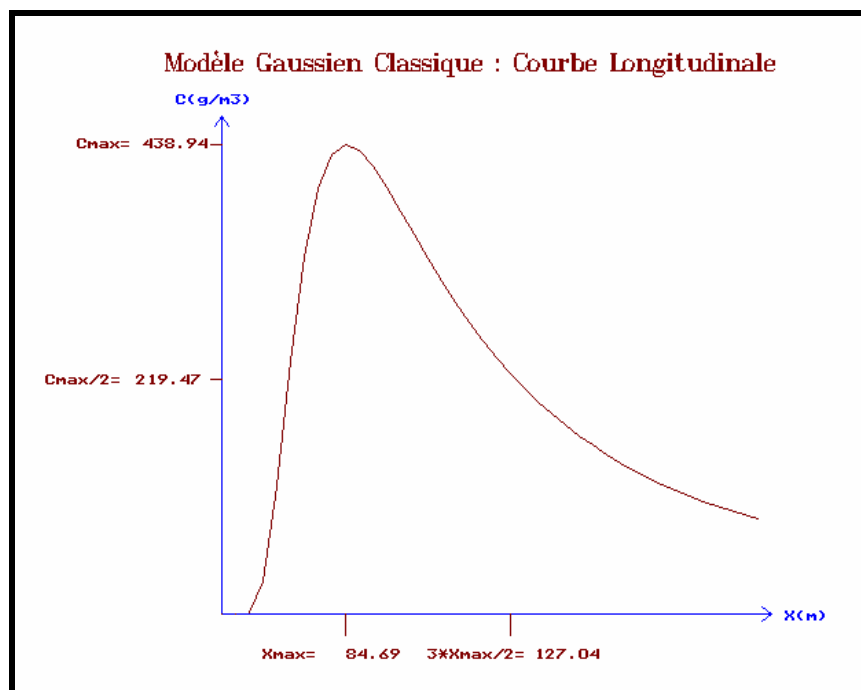


Figure III-5 : Détermination du point de teneur maximale sur le terrain

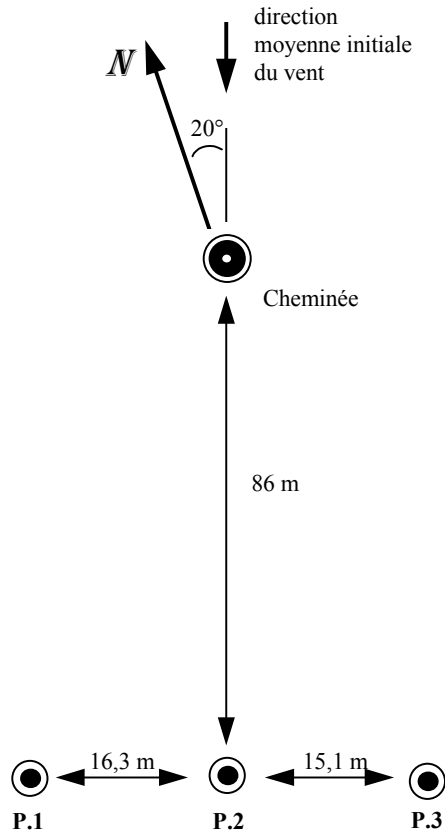


Figure III-6 : Localisation des points de prélèvement par rapport à la cheminée et à la direction Nord.

L'étape suivante consiste à calculer, pour les conditions de l'essai, les différents teneurs.

III.4.2.3 Applications des options du module Ododis à Champclauson

Les données d'entrée de la modélisation de la dispersion atmosphérique sont présentées sur la figure III-7.

Les teneurs en acétone, mesurées sur le terrain, pour des temps de prélèvement de trois minutes, sont présentées à la figure III-8. L'analyse relative au temps T2 du point P1 n'est pas prise en compte du fait d'un problème de prélèvement.

Un aspect remarquable concernant les teneurs d'acétone mesurées sur le terrain est le grand écart entre ces valeurs, malgré l'émission constante d'acétone et la petite variation des données météorologiques enregistrées. Cette réalité démontre bien le comportement aléatoire et turbulent de l'atmosphère et la difficulté à réaliser des études de dispersion en vraie grandeur.

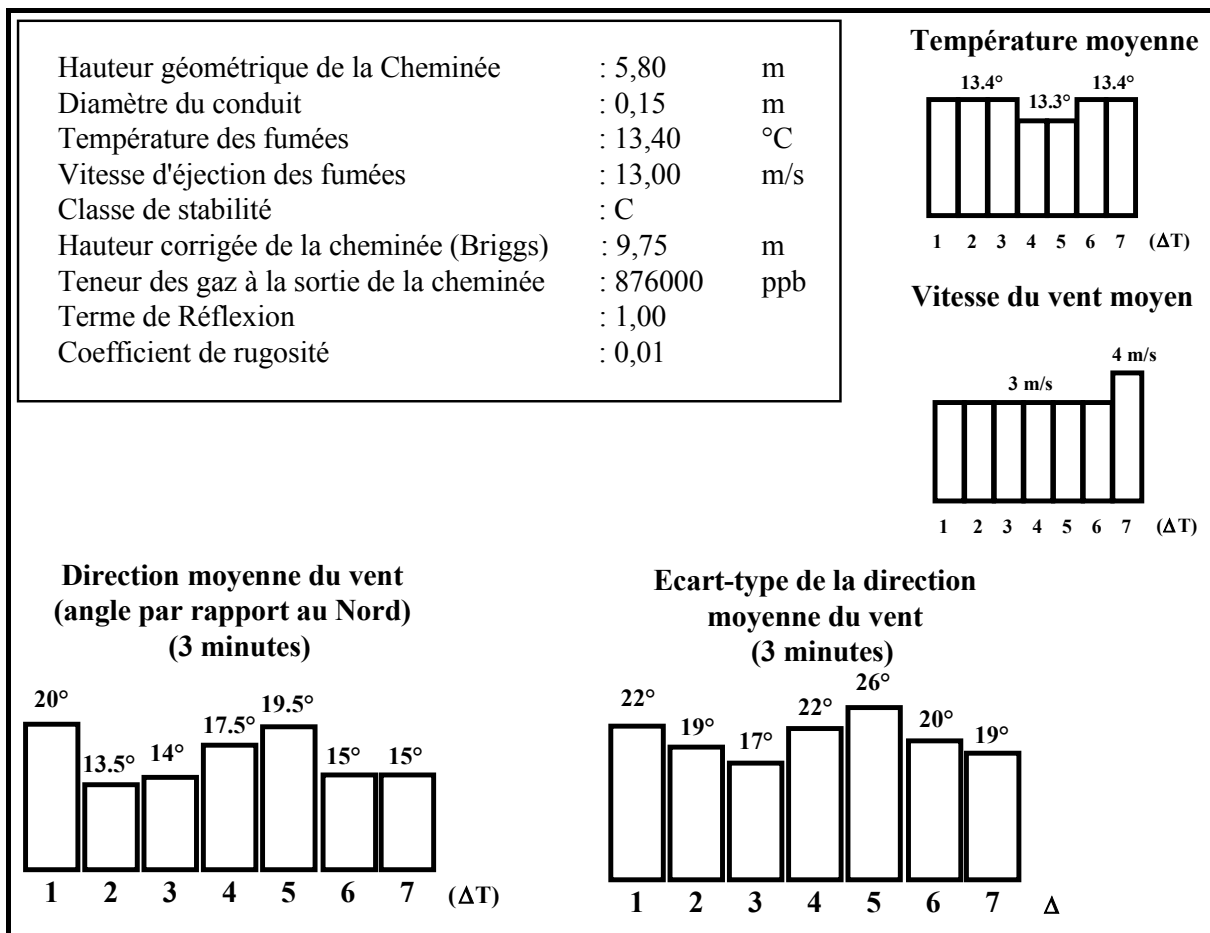


Figure III-7 : Données d'entrée de la modélisation de la dispersion atmosphérique.

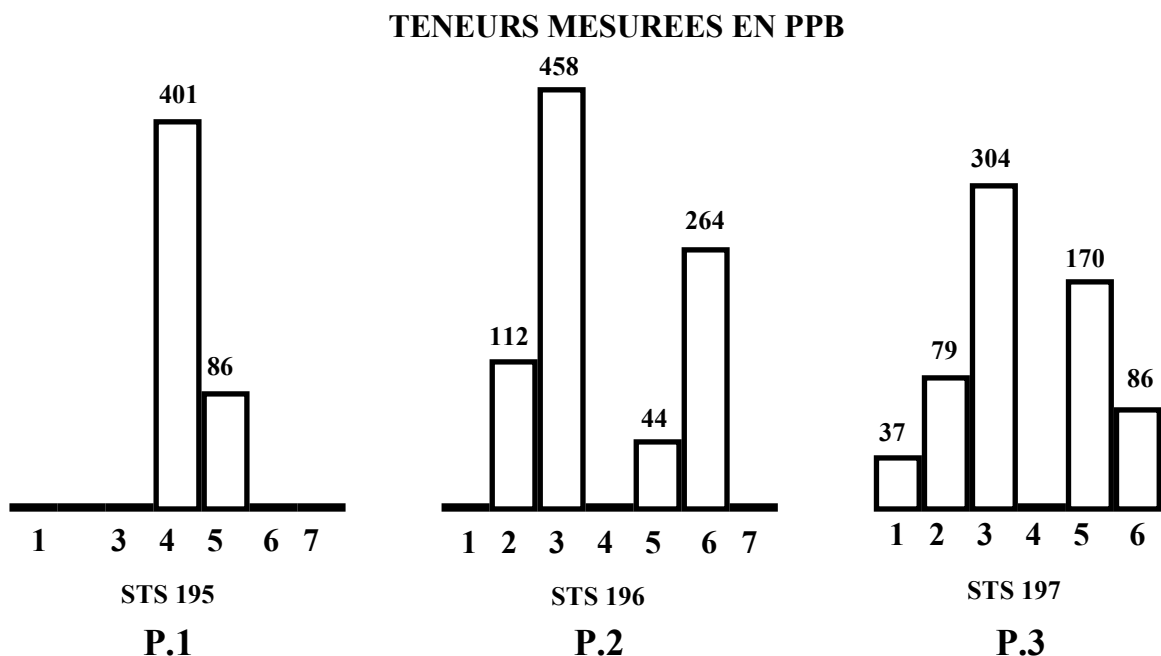


Figure III-8 : Teneurs d'acétone mesurées en ppb lors de l'essai de Champclauson pour des temps de prélèvement de trois minutes, le 29.02.96.

La détermination du coefficient de rugosité du terrain est importante pour le calcul des écarts-type Högström, utilisés pour la génération des bouffées aléatoires. Le terrain de l'aérodrome de Champclauson est plat en terre nue. La valeur 0.01 a été adoptée pour le coefficient de rugosité correspondant à un tel site.

Un aspect important à remarquer est que les conditions générales d'émission, de terrain et de météorologie s'approchent des idéales pour l'application d'un modèle de dispersion gaussien.

Tous les résultats de l'application du logiciel ODODIS à ces données d'entrée sont présentés au tableau III-9^{A,B,C}. Chaque option est appliquée cinq fois. La valeur moyenne des valeurs obtenues à partir de l'application des différentes options du module Ododis est calculée afin de la comparer avec les données mesurées sur le terrain.

Emission : 876.000 ppb Hauteur Chem. 5.8 m		Stabilité: C		Vit. vent (m/s)	Hauteur Efect.	Gaussien Classique	Equation Emission Ponctuelle Prolongée (E. Type Doury)	ODODIS : bouffées aléatoires gaussiennes; variation de la direction du vent									Concentration mesurée (ppb)
Intervalle de Temps	Point	DT (min)	Position					Equation Classique (ppb)				Bouffées Instantanées (ppb)			Bouffées Prolongées (ppb)		
								Ododis-1	Ododis-2	Ododis-3	Ododis-4	Ododis-5	Ododis-6	Ododis7	Ododis8	Ododis9	
1	1	3	Azim.:211 DV :20 Dist.:88 Sd.v:22	3	9.7	M (10')	83	45 196	210 199	954 748	356 494	12 4	64(d) 72	65 16	3393/2151	514 (d)	
						M (03')		193	12 0,7 19	180 192 165	734 854 1033	462 436 562	7,6 48 86	77 73 79(b)	599 16 277	2224/2364 2805	447 561 615 483
1	2	3	Azim.:200 DV :20 Dist.:86 Sd.v:22	3	9.7	M (10')	653	61 121	444 455	1033/1389	615 525	22 150	290(d)150	545 416	3038/1922	713(d)	
						M (03')		559	96 10 35	417 468 432	1932 646 1756	723 399 551	31 661 650	165 146 192(b)	319 341 327	4159/2681 2582	511 433 446 419
1	3	3	Azim.:190 DV :20 Dist.:88,5 Sd.v:22	3	9.7	M (10')	116	40 28	222 219	1231 434	564 429	28 214	76 83	117 525	3293/4690	341 553	
						M (03')		230	454 185 209	183(b)227 194(d)	913 1270 1579	534 449 451	24 2,6 84	83(b) 84 98(d)	62 395 88	3436/3933 2465	390 418 441
2	1	3	Azim.:211 DV :13,5 Dist.:88 Sd.v:19	3	9.7	M (10')	3	2,5 0,4	71 19(b)	769 1742	504 469	0,01 0,6	18 29	74 0,2	5090/2969	160 493	
						M (03')		34	0,0004 1,3 0,005	31(b) 86 11(d)	1504 599 1103	437 531 491	2,5 0,01 0,02	17(b) 28 26	0,4 4,4 0,6	3517/2588 4216	137 598 391
2	2	3	Azim.:200 DV :13,5 Dist.:86 Sd.v:19	3	9.7	M (10')	324	6 6	275 336	1218/1922	481 483	256 109	122 108	137 338	895 754	419 467	
						M (03')		389	303(b) 22 198	330(b) 322 326	1029/1336 1154	611(b) 403 488	255 76 152	113 109 126	94 467 367	2480/3966 1116	606(b)502 507(d)
2	3	3	Azim.:190 DV :13,5 Dist.:88,5 Sd.v:19	3	9.7	M (10')	525	196 126	341 365	1446 873	168 491	2 529(d)	132 128	778 948	2883/3487	491(d)459	
						M (03')		500	189 34 109	428(b) 370 342	1311 867 1453	576(b) 78(b)405	86 201 86	242(d) 183(b)129	448(d)424 491(b)	4084	606(b)502 550(d)
3	1	3	Azim.:211 DV :14 Dist.:88 Sd.v:17	3	9.7	M (10')	4	8 1	80 36(b)	841 716	250 575	0,01 15	22 21(b)	2 0,004	3009/5030	397 447	
						M (03')		41	5,5 1 0,05	23(b) 84 53(b)	1835(b) 641 842	567 397 501	0,005 0,13 0,011	15(d) 26 11(d)	0,01 2,7 5	3372/4656 1826(d)	681(d)493 726(b)
3	2	3	Azim.:200 DV :14 Dist.:86 Sd.v:17	3	9.7	M (10')	359	302(d)108	321 327	969 1235	494 461	361 447	116 120	174 427	973 4144	430 565	
						M (03')		411	189 34 422(d)	365(d)327 390(d)	1040 1688	552 437 314	259(d)134 431(d)	115 182(d)	582 395	3458/3152 2211(b)	589(d) 628(d)

Tableau III-9^A : Résultats de l'application du logiciel ODODIS à Champclauson (Les teneurs en caractères gras dans les cellules représentent la moyenne des valeurs affichées).

Légende valable pour les tableaux III-9^{A,B,C}.

- Azim : azimut de la position du point d'observation (°);
- DV : direction moyenne du vent (°);
- Dist. : distance du point d'observation à la source (m);
- Sd.v. : écart-type de la direction du vent horizontal (°);
- M(10')
- (d) : application de l'écart-type Doury (normalement Pasquill);
- (b) : application de l'écart-type Briggs (normalement Pasquill);
- DT : valeur de l'intervalle de temps (min.).

III.4.2.3.1 Etudes de la dispersion de l'acétone pour un temps de simulation de trois minutes

Des études de la dispersion ont été effectuées après avoir établi une base de données des teneurs d'acétone pour un temps moyen de trois minutes correspondant au temps de prélèvement.

III.4.2.3.1.1 Etude de l'application des modèles basés sur l'équation émission ponctuelle continue

Cette étude a pour but de vérifier le comportement des options basées sur l'application de l'équation émission ponctuelle continue, dans la vérification de la dispersion des odeurs.

Les teneurs calculées et présentées dans les figures III-(9-23) présentent la moyenne des teneurs de trois minutes générées par les modèles basés sur l'équation émission ponctuelle instantanée à chaque simulation. Ces teneurs sont présentées sur le tableau III-9^{A,B,C}.

III.4.2.3.1.1.1 Application du modèle gaussien classique

Le but de cette application est de pouvoir comparer les résultats expérimentaux avec ceux issus du module Ododis. Les concentrations moyennes de 10 minutes, calculées avec les écart-types Pasquill-Gifford, ont été corrigées pour le temps de prélèvement de trois minutes en utilisant l'équation (I.48). Le coefficient correcteur a été calculé et s'établit à 1,27.

Les figures III-(9-11) et le tableau III-10 illustrent les résultats de l'application du modèle gaussien classique aux points P1, P2 et P3.

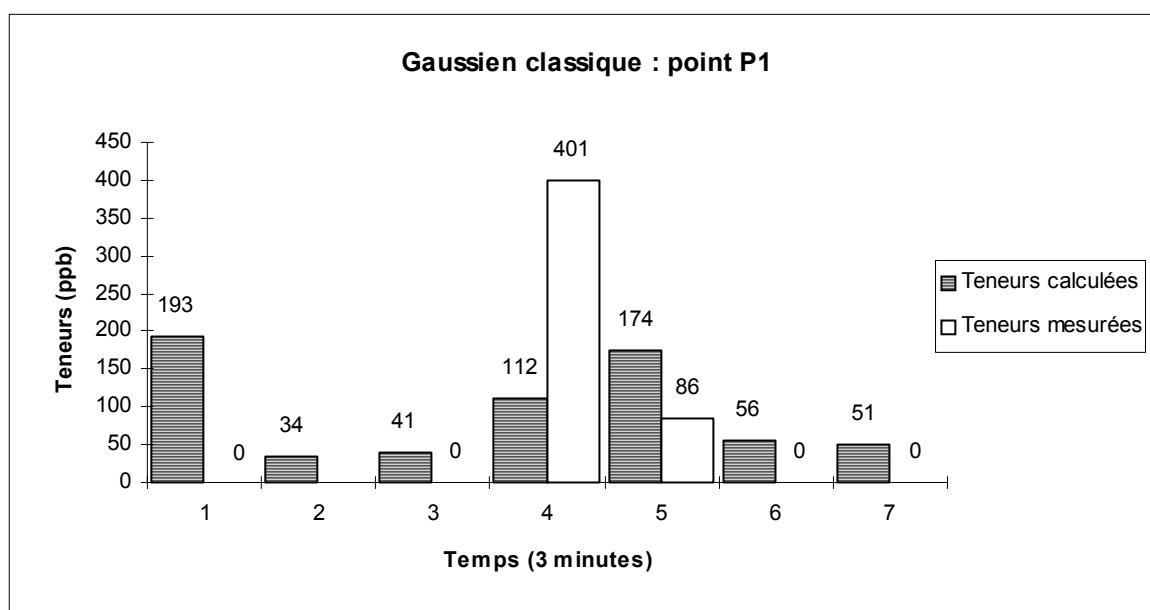


Figure III-9 : Résultats de l'application du modèle gaussien classique au point P1.

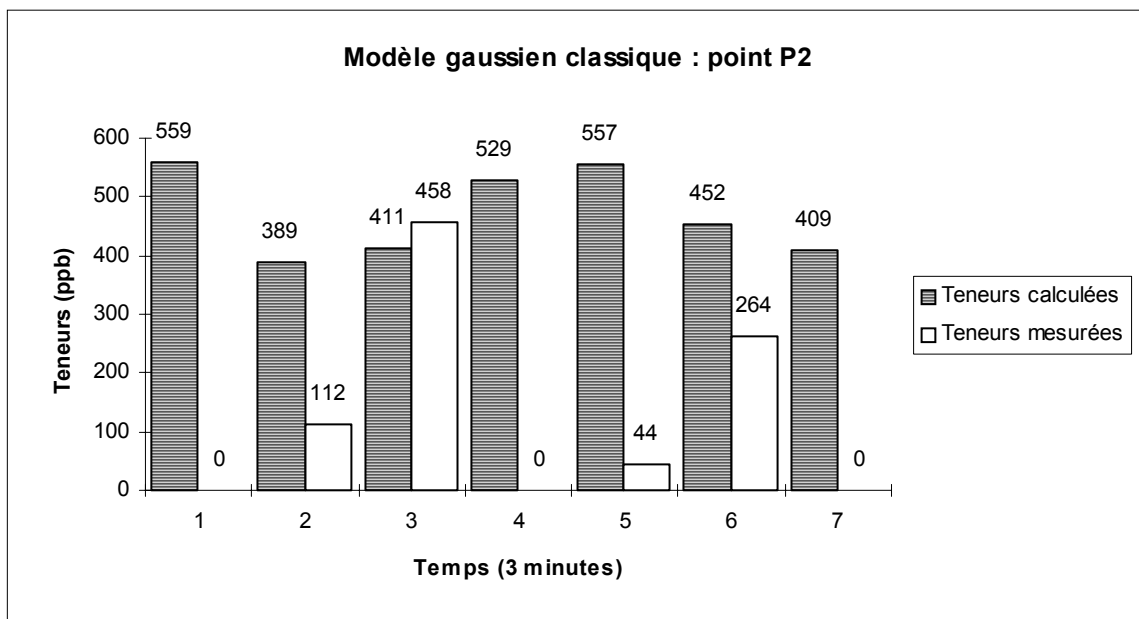


Figure III-10 : Résultats de l'application du modèle gaussien classique au point P2.

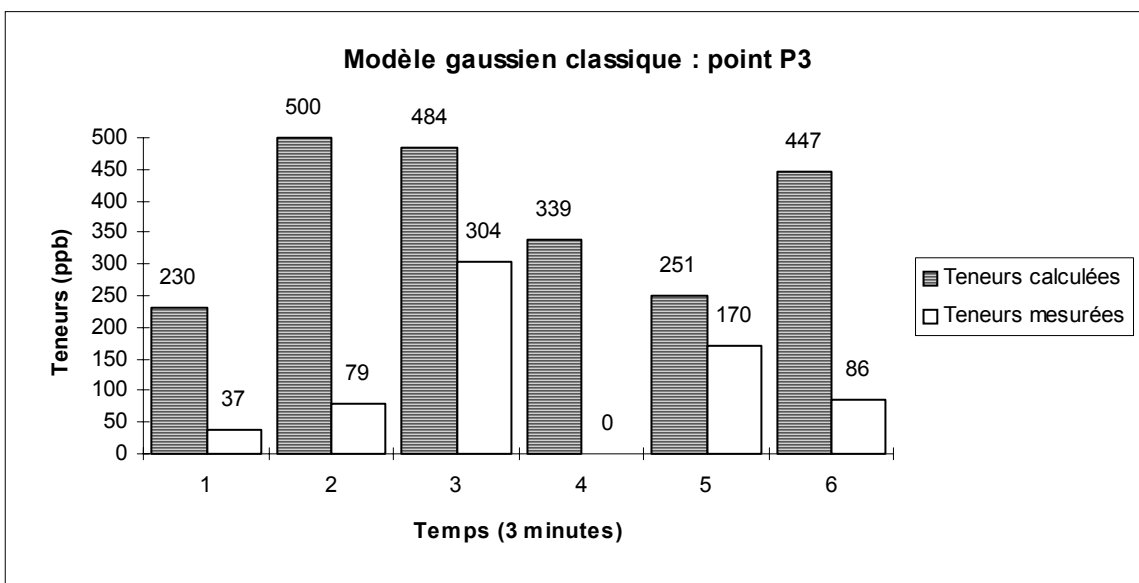


Figure III-11 : Résultats de l'application du modèle gaussien classique au point P3.

Modèle gaussien classique	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	94	472	375
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	66	74	118
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	193	559	500
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-10 : Synthèse des résultats de l'application du modèle gaussien classique

En dépit des différences trouvées entre les teneurs calculées et observées sur le point P1 les résultats obtenus par l'application de ce modèle sont du même ordre de grandeur. Ceci est indiqué par la petite différence entre les valeur moyennes calculées et mesurées présentées au tableau III-10. La sous-estimation de la teneur maximale mesurée pour le temps T4 et la surestimation au temps T1 représentent ses défauts plus remarquables au point P1. De toute manière la teneur maximale calculée représente presque la moitié de la teneur maximale observée ce que représente un résultat raisonnable.

Globalement, le modèle permet de rendu compte correctement de la variabilité des mesures (écarts-types, tableau III-10). Cet aspect est démontré sur le tableau III-10 par la différence entre les écarts-types des teneurs calculées et mesurées. D'autres valeurs ont été raisonnablement simulées telles les enregistrées aux temps T2, T3, T5, T6 et T7.

La reproduction de l'empreinte de la courbe des teneurs mesurées présente une grande importance dans le domaine des odeurs. Le phénomène de la perception d'une odeur par le nez humain est en effet fortement lié aux variations de son intensité en un point d'observation donné.

Pour une application aux odeurs la sous estimation de la valeur maximale observée au point P1 peut représenter une limitation.

Malgré les différences importantes entre les teneurs calculées et observées sur le point P2, la valeur maximale enregistrée au temps T3 a été bien reproduite. Ce résultat est satisfaisant pour le modèle classique pour la détermination de la valeur maximale. Les teneurs moyennes calculées ne reproduisent pas convenablement l'empreinte de la courbe des teneurs mesurées et surtout la variation de la teneur. Cet aspect est mis en évidence par les différences entre les teneurs moyennes et les écarts-types, présentés dans le tableau III-10.

Comme au point P2, les teneurs calculées dépassent toujours celles observées sur le point P3. La différence entre les teneurs moyennes calculées et mesurées (tableau III-10) le

montre bien. Cependant les teneurs calculées restent proches de la teneur maximale mesurée, aspect positif. En dépit de cette différence, les empreintes des courbes des données calculées et mesurées sont d'allure proches. Cet aspect est mis en relief par les valeurs des écarts-types des deux séries de données (tableau III-10).

D'une façon générale, les résultats obtenus par l'application du modèle gaussien classique sur les trois points de mesure représentent une modélisation correcte.

Une limitation générale du modèle classique pour son application aux odeurs est l'impossibilité de prévoir les teneurs instantanées, malgré la bonne reproduction de la valeur moyenne maximale.

III.4.2.3.1.1.2 Application de l'option Ododis-1

Les figures III-(12-14) et le tableau III-11 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-1 aux points P1, P2 et P3.

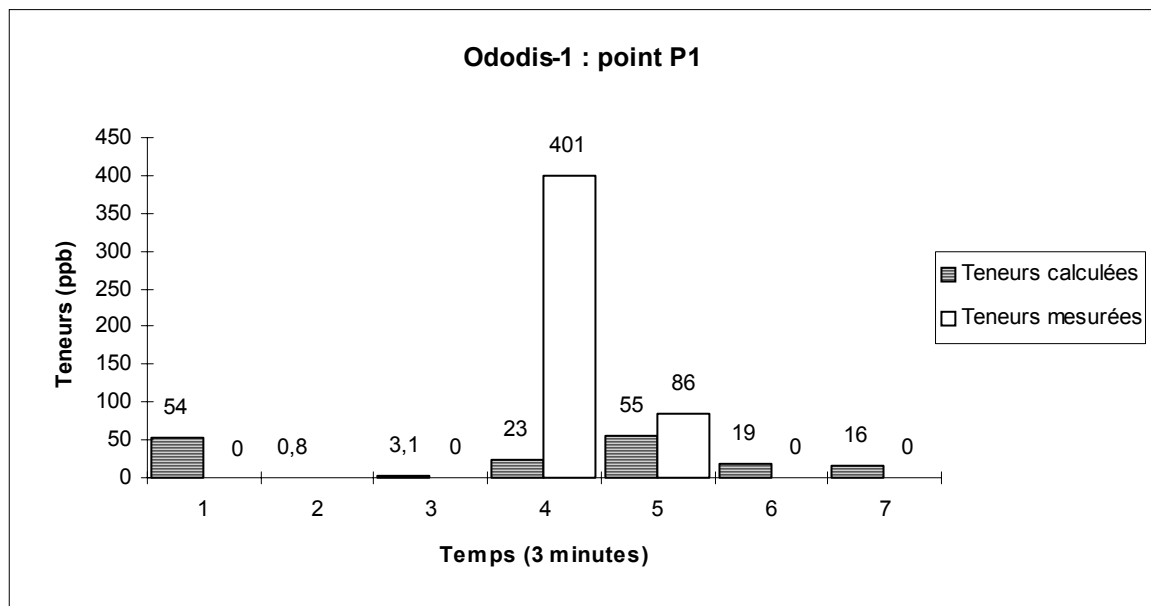


Figure III-12 : Résultats de l'application de l'option Ododis-1 au point P1.

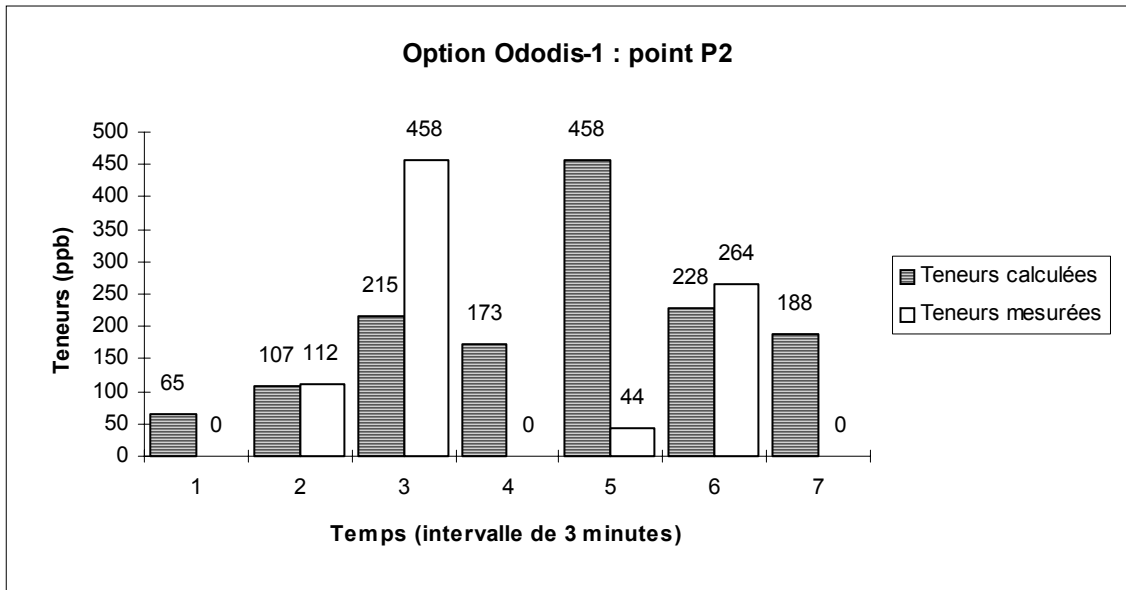


Figure III-13 : Résultats de l'application de l'option Ododis-1 au point P2.

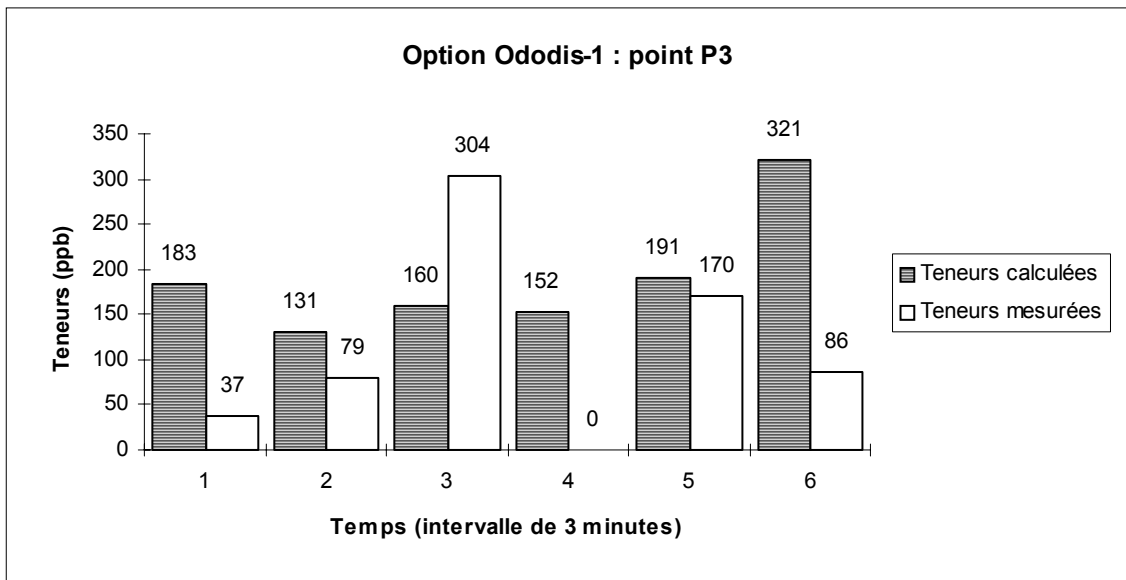


Figure III-14 : Résultats de l'application de l'option Ododis-1 au point P3.

Modèle Ododis-1	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	24	205	190
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	22	126	68
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	55	458	321
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-11 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-1 aux points P1, P2 et P3.

Cette option ne reproduit pas la teneur maximale observée au temps T4 sur le point P1. Les autres teneurs observées ont été bien modélisées. Les valeurs calculées reproduisent assez bien, hors la valeur au temps T4, l'empreinte de la courbe des valeurs mesurées. La présence d'une importante différence entre les valeurs maximales explique l'éloignement entre les teneurs moyennes et les écarts-types calculés pour le point P1 dans le tableau III-11.

Pour l'application aux odeurs, la forte sous estimation de la valeur maximale observée sur le point P1 représente une limitation.

Les valeurs moyennes calculée pour les temps T2 et T6 sur le point P2 reproduisent bien les teneurs mesurées. Par contre, malgré la décalage de temps la valeur maximale a été très bien retrouvée.

L'empreinte de la courbe des teneurs mesurées est assez reproduite sur le point P2. Une décalage horaire est observée et les écarts-types des deux séries de données s'approchent (tableau III-11).

Cette option a bien réussi à reproduire la valeur maximale et l'ordre de grandeur des teneurs observées sur le point P3, malgré le décalage dans le temps. Les valeurs calculées reproduisent en partie l'empreinte de la courbe des valeurs observées. Les teneus moyennes et les écarts-types sur le tableau III-11 le confirment.

Un aspect favorable de l'option Ododis-1 par rapport le modèle classique lequel il est originaire est le calcul des teneurs instantanées. Cette question sera détaillée dans le § III.5.6.3. Cet aspect avec une assez bonne simulation de l'empreinte des courbes et la bonne reproductibilité de la teneur maximale mesurée sur les points P2 et P3 constituent aussi des éléments positifs pour l'application de l'option Ododis-1 à l'étude de la dispersion des odeurs.

L'application de la procédure de génération des bouffées instantanées à partir des écarts-types Högström dans l'adaptation de l'équation classique paraît amener à des bons résultats pour l'option Ododis-1.

III.4.2.3.1.1.3 Application de l'option Ododis-2

Les figures III-(15-17) et le tableau III-12 illustrent les résultats de l'application du modèle gaussien classique aux points P1, P2 et P3.

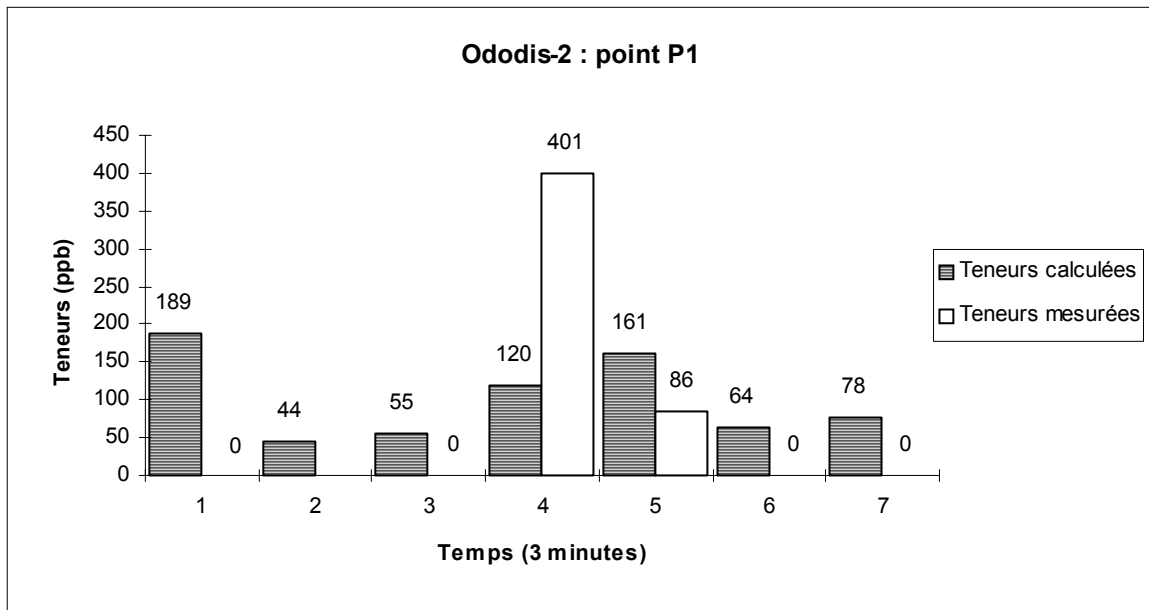


Figure III-15 : Résultats de l'application du modèle Ododis-2 au point P1.

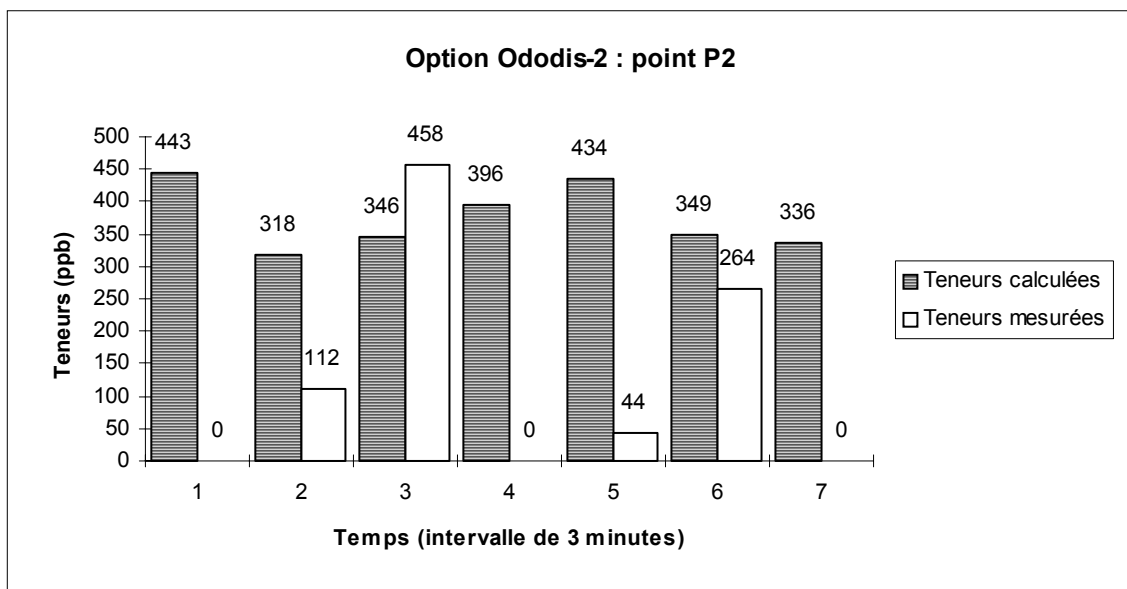


Figure III-16: Résultats de l'application du modèle Ododis-2 au point P2.

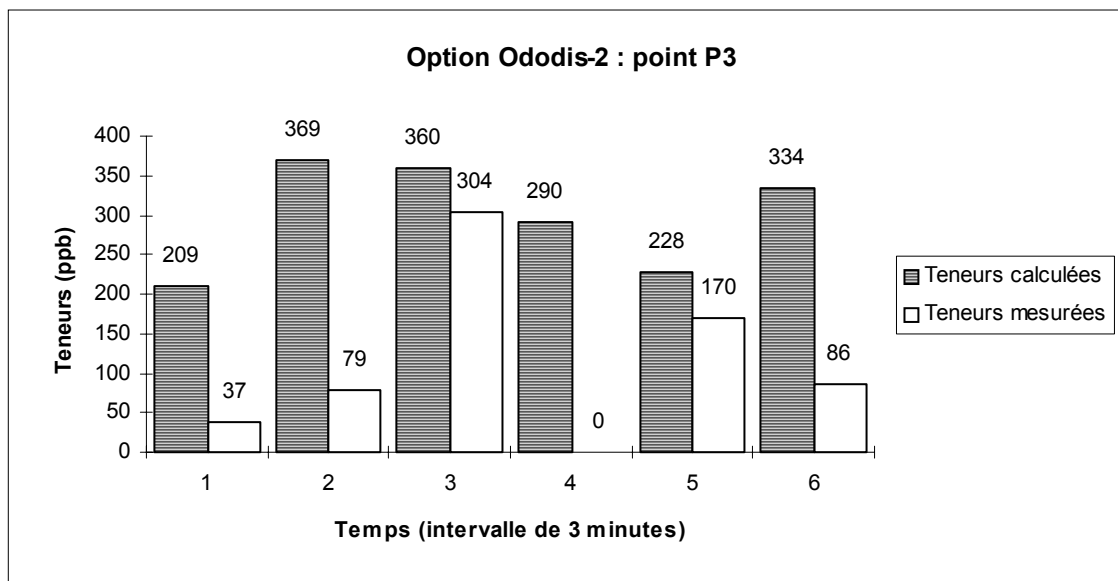


Figure III-17 : Résultats de l'application du modèle Ododis-2 au point P3.

Modèle Ododis-2	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	102	375	298
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	56	50	68
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	189	443	369
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-12 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-2 aux points P1, P2 et P3.

La figure III-15 montre que l'option Ododis-2 reproduit de manière proche le résultat du modèle gaussien classique sur le point P1. Il faut noter la répétition de la sous-estimation de la teneur maximale du temps T4 et la surestimation de la teneur au temps T1.

Les teneurs calculées et les résultats obtenus par l'application de ce modèle sont du même ordre de grandeur sur le point P1. Ceci est confirmé par la proximité des valeurs moyennes mesurées et calculées (tableau III-12). La teneur maximale calculée représente la moitié de la teneur maximale observée. Les teneurs calculées reproduisent mal le comportement très variable de la courbe des teneurs mesurées. Cet comportement est illustré par la différence entre les écarts-types des teneurs calculées et mesurées présentés dans le tableau III-12.

La sous estimation de la valeur maximale observée sur le point P1 peut représenter une limitation pour l'application aux odeurs.

La mauvaise reproduction de l'empreinte des valeurs mesurées sur le terrain au point P2 est illustrée par les différences entre les valeurs moyennes et les écarts-types présentés sur le tableau III-12. Cette option a bien reproduit la valeur de la teneur maximale au point P2. Son comportement suit celui du modèle classique.

L'empreinte de la courbe des teneurs observées sur le point P3 est relativement restituée en dépit de la différence de magnitude entre les valeurs moyennes et les écarts-types présentés sur le tableau III-12. La valeur maximale a été bien simulée par cette option. Cet aspect est observé aussi pour les valeurs issues de l'application du modèle classique.

La grande similarité avec le modèle classique peut s'expliquer par le fait que cette équation est utilisée dans l'option Ododis-2, avec les mêmes écarts-types. La reproduction des teneurs maximales mesurées et le calcul des teneurs instantanées sont des aspects positifs.

III.4.2.3.1.1.4 Application de l'option Ododis-3

Les figures III-(18-20) et le tableau III-13 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-3 aux points P1, P2 et P3.

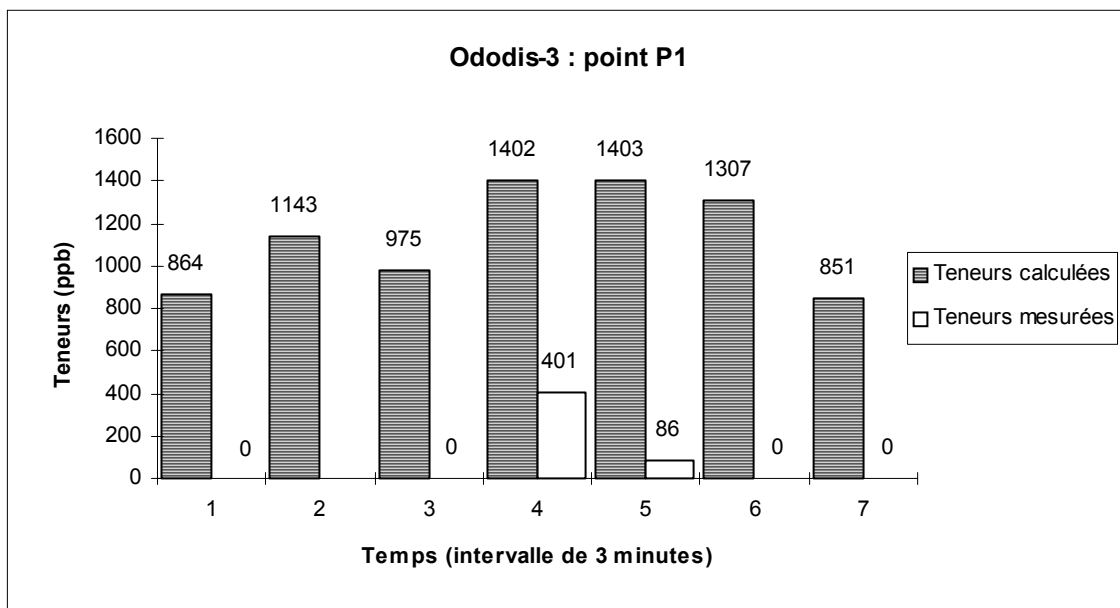


Figure III-18 : Résultats de l'application de l'option Ododis-3 au point P1.

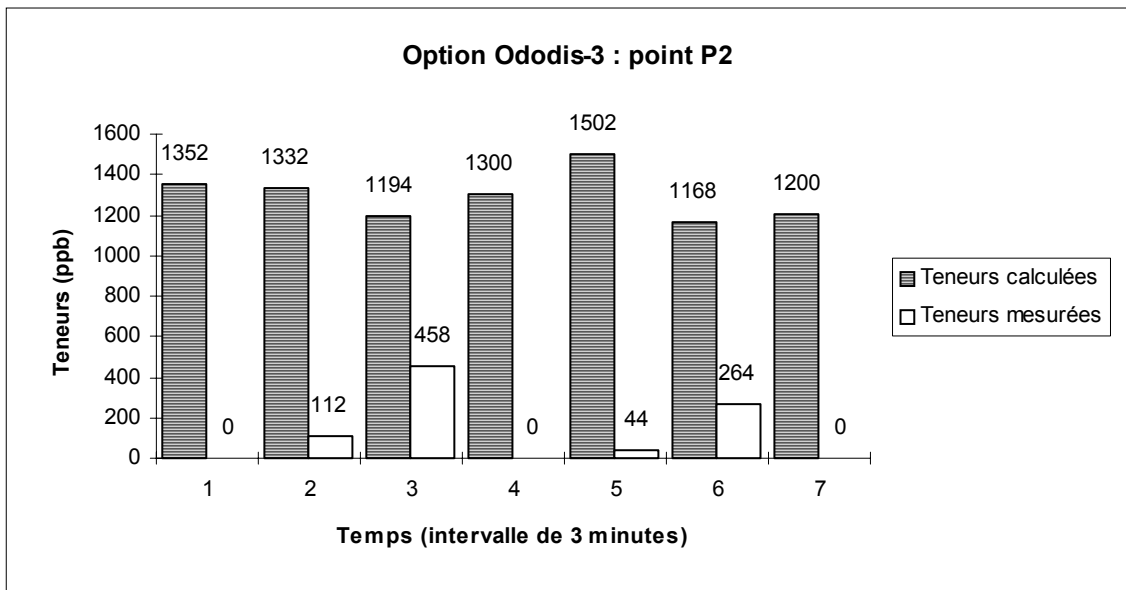


Figure III-19 : Résultats de l'application de l'option Ododis-3 au point P2.

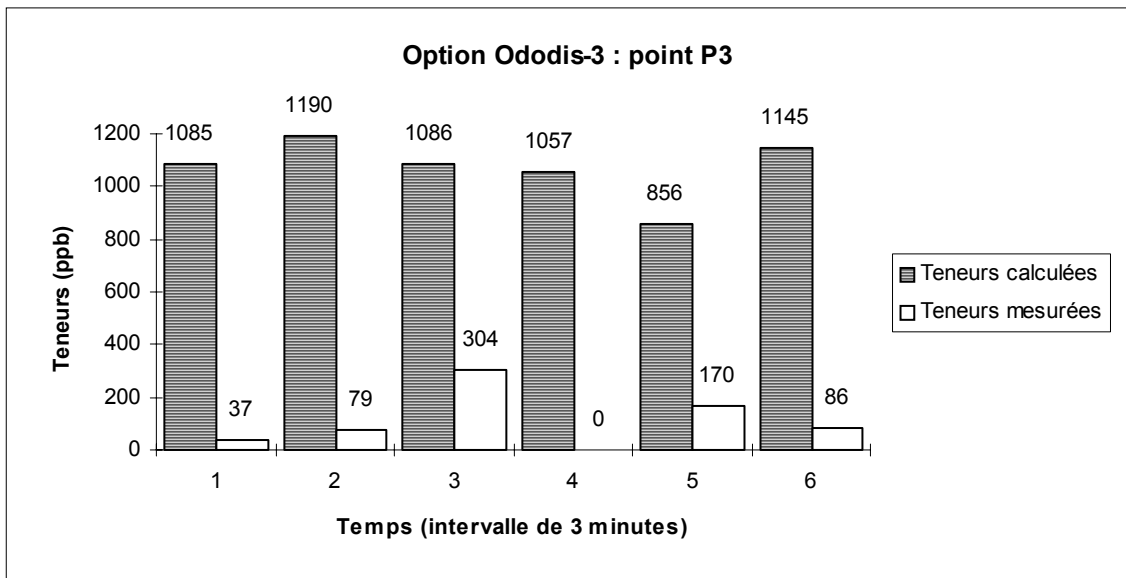


Figure III-20 : Résultats de l'application de l'option Ododis-3 au point P3.

Modèle Ododis-3	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	1135	1297	1066
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	242	117	115
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	1403	1502	1378
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-13 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-3 aux points P1, P2 et P3.

Le point le plus remarquable concernant l'option Ododis-3 est la très nette surestimation des teneurs calculées par rapport aux données observées. De plus, cette modélisation ne prévoit pas de grandes variations des teneurs (cf. écarts-types, tableau III-13). La mauvaise qualité de ces résultats semble être liée à la prise en compte de l'écart-type de la variation de la direction du vent vertical dans la procédure de génération des bouffées aléatoires avec l'utilisation des écarts-types Högsrtôm.

III.4.2.3.1.1.5 Application de l'option Ododis-4

Les figures III-(21-23) et le tableau III-14 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-4 aux points P1, P2 et P3.

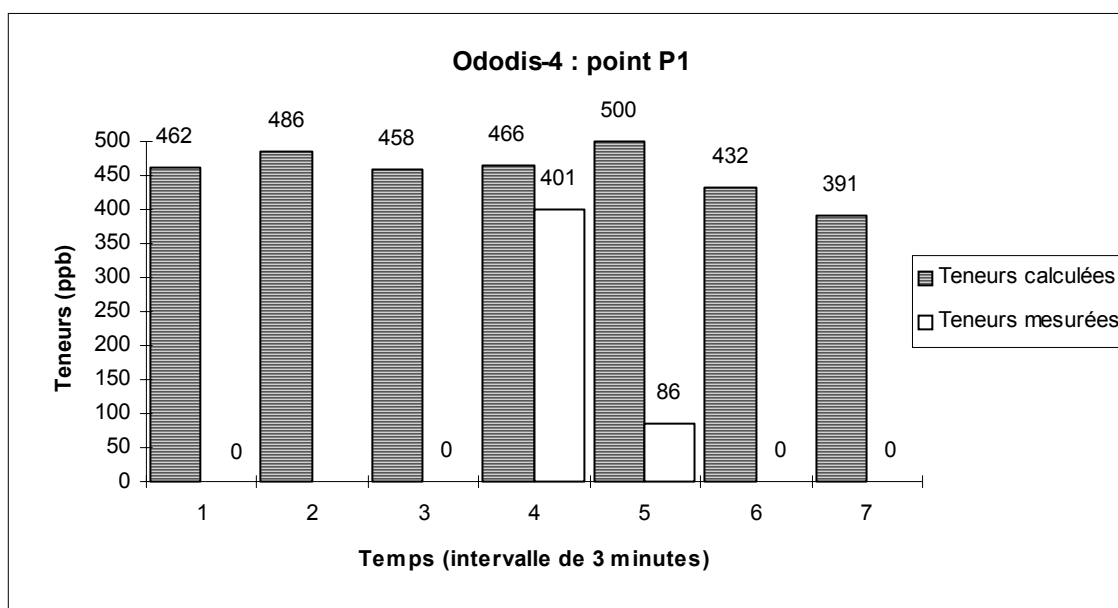


Figure III-21 : Résultats de l'application de l'option Ododis-4 au point P1.

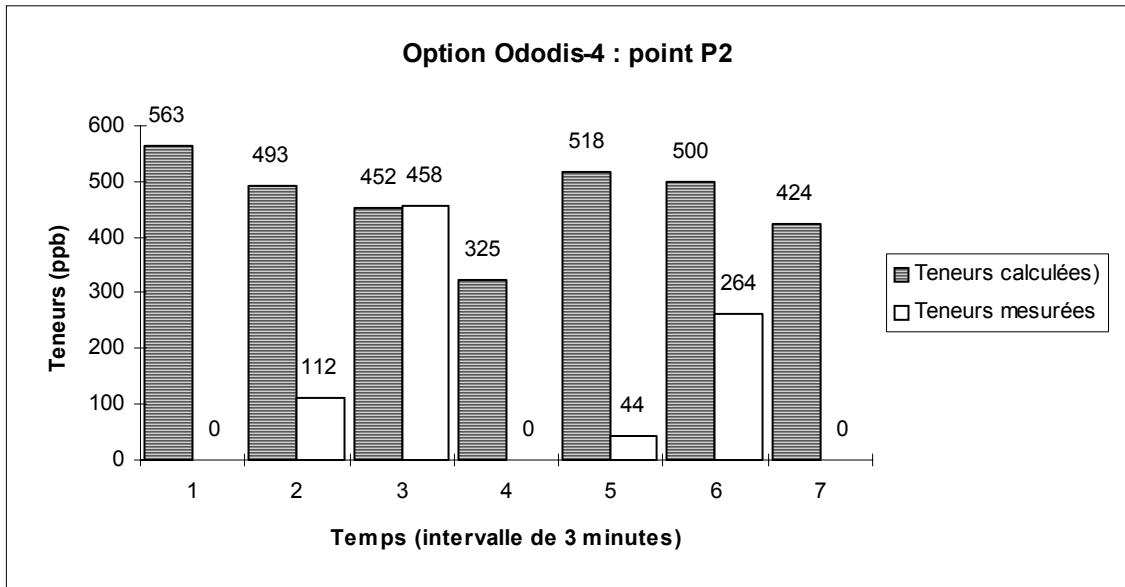


Figure III-22 : résultats de l'application de l'option Ododis-4 au point P.2.

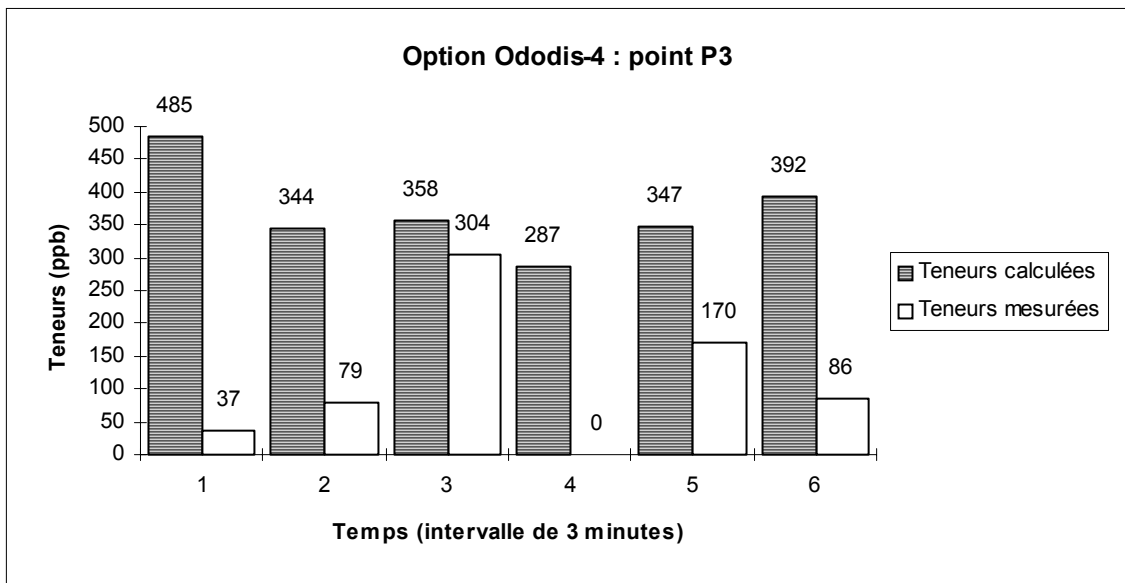


Figure III-23 : Résultats de l'application de l'option Ododis-4 au point P3.

Modèle Ododis-4	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	456	468	369
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	36	77	66
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	500	563	485
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-14 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-4 aux points P1, P2 et P3.

En dépit de la mauvaise reproduction de la courbe des teneurs observées, la valeur maximale a été reproduite sur les points P1, P2 et P3.

En aucun cas le comportement de la courbe des teneurs mesurées a été bien simulé. Une nette tendance à surestimer les résultats et une certaine uniformité entre les valeurs calculées et les résultats autour de la valeur maximale est observée (cf. valeurs moyennes, tableau III-14). Ces aspects doivent être liés à l'utilisation des écarts-types de la variation de la direction de la composant verticale du vent dans la procédure de génération des bouffées aléatoires avec l'utilisation des écarts-types Pasquill, Briggs ou Doury.

III.4.2.3.1.2 Etude de l'application des modèles basés sur l'équation émission ponctuelle instantanée

Les teneurs calculées et présentées dans les figures III-(29-35) présentent la moyenne des teneurs générées sur des intervalles de temps de 3 minutes par les modèles basés sur l'équation émission ponctuelle instantanée à chaque simulation. Ces teneurs sont présentées sur le tableau III-9^{A,B,C}.

III.4.2.3.1.2.1 Application de l'option Ododis-5

Les figures III-(24-26) et le tableau III-15 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-5 aux points P1, P2 et P3.

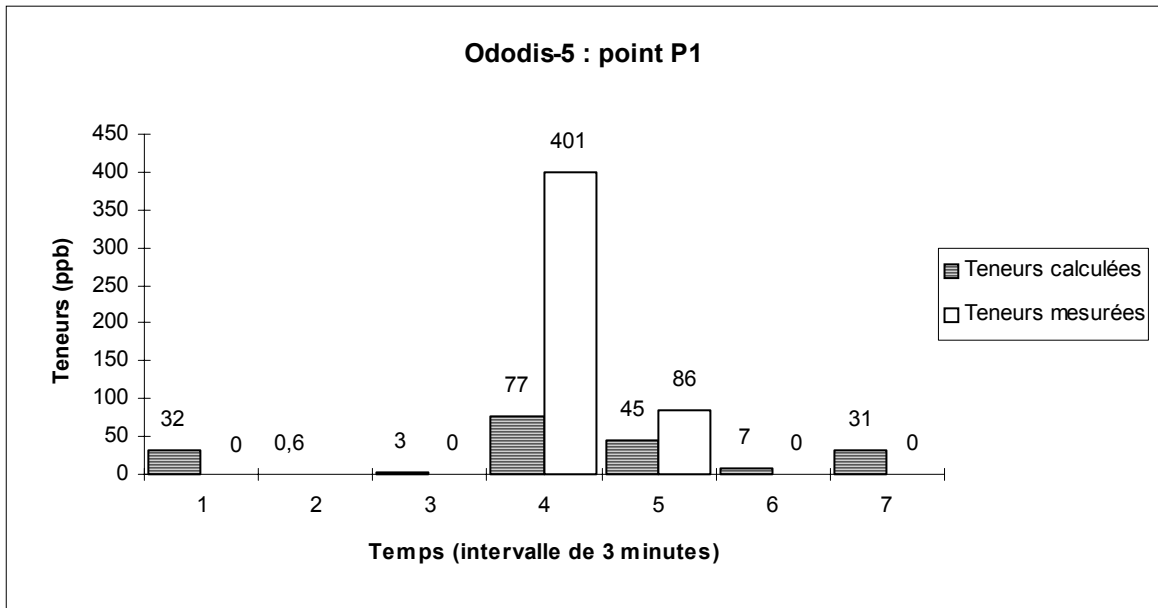


Figure III-24 : Résultats de l'application de l'option Ododis-5 au point P1.

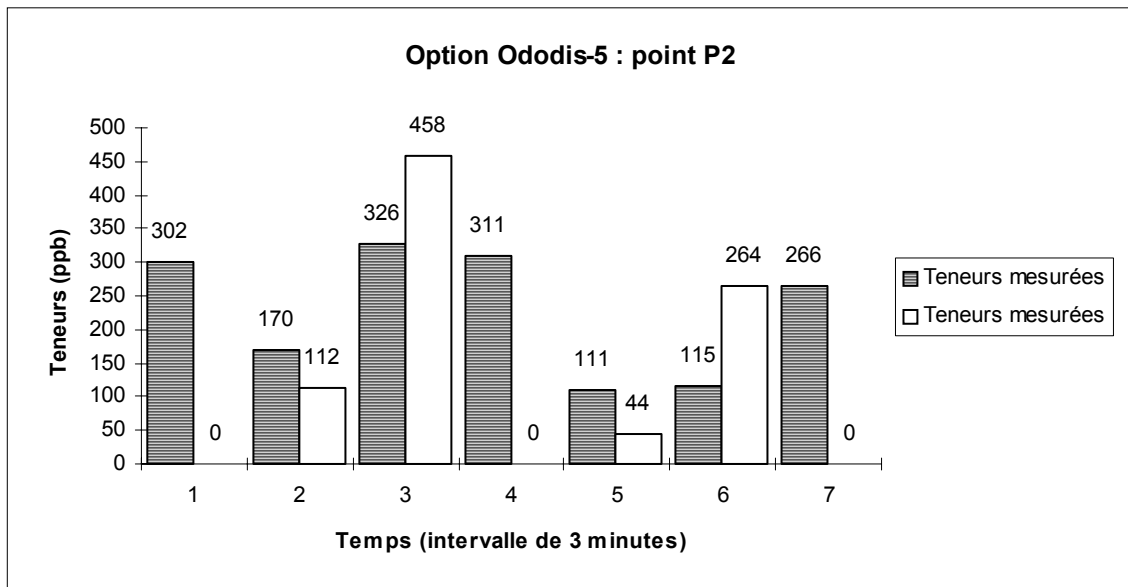


Figure III-25 : Résultats de l'application de l'option Ododis-5 au point P.2.

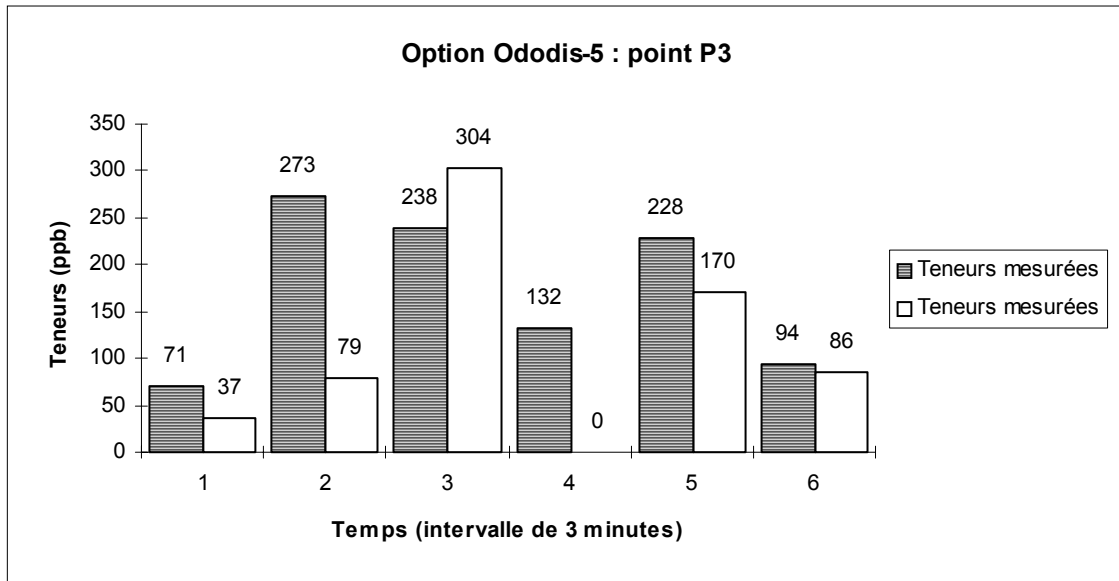


Figure III-26 : Résultats de l'application de l'option Ododis-5 au point P3.

Modèle Ododis-5	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	28	229	173
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	27	94	84
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	77	326	273
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-15 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-5 aux points P1, P2 et P3.

Concernant le point P1 la sous-estimation de la teneur maximale mesurée pour le temps T4 représente un défaut remarquable. Les valeurs observées ont été bien reproduites pour les autres intervalles de temps. Les teneurs calculées reproduisent correctement la courbe des teneurs mesurées. Ces aspects représentent une modélisation acceptable sur le point P1.

Certaines teneurs moyennes observées sur le point P2 sont raisonnablement simulées, comme les teneurs enregistrées aux temps T2, T3, T5 et T6. Par contre, la teneur maximale observée (458 ppb) est légèrement sous-estimée.

L’empreinte de la courbe des valeurs observées sur le point P2 est convenablement corrélée. La présence des teneurs nulles explique les différences trouvés pour les valeurs moyennes et écarts-types présentés au tableau III-15.

La modélisation sur le point P3 constitue une bonne corrélation des teneurs observées. Celle du temps T6 a été très bien reproduite. Les teneurs observées aux temps T1, T2, T3, et T5 sont raisonnablement reproduites. La teneur maximale moyenne calculée (273 ppb) est un peu inférieure à celle observée. Les paramètres calculés dans le tableau III-15 attestent la bonne modélisation sur le point P3.

Cette option apparaît fortement adaptée à la prévision des valeurs instantanées, ce qui constitue un aspect fondamental pour l’application à la dispersion des composés odorants (§ III.5.6.3). L’utilisation de l’équation émission ponctuelle instantanée dans l’option Ododis-5 avec la prise en compte des écarts-types Högström dans la procédure de génération des bouffées semble être bien adapté à cette réalité.

III.4.2.3.1.2.2 Application de l’option Ododis-6

Les figures III-(27-29) et le tableau III-16 illustrent les résultats de l’application de l’option Ododis-6 aux points P1, P2 et P3.

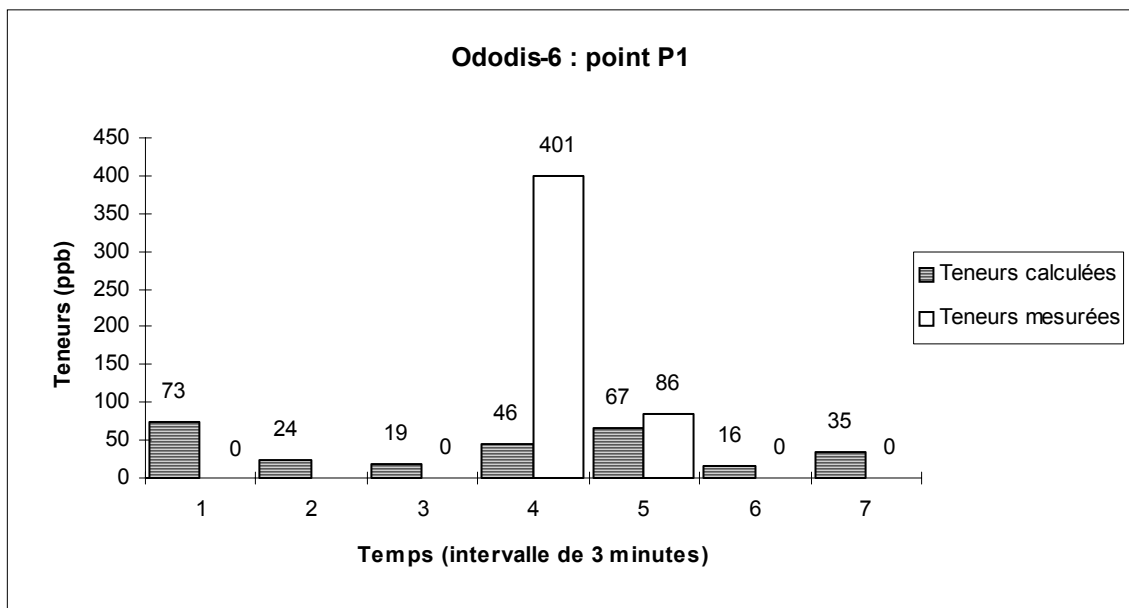


Figure III-27 : Résultats de l’application de l’option Ododis-6 au point P1.

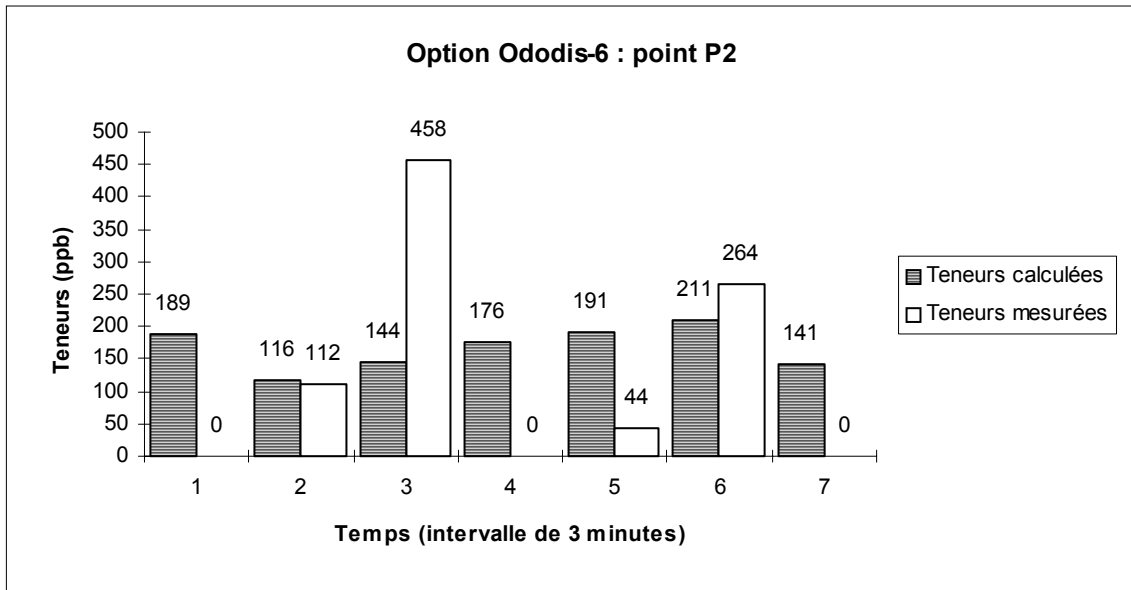


Figure III-28 : Résultats de l'application de l'option Ododis-6 au point P2.

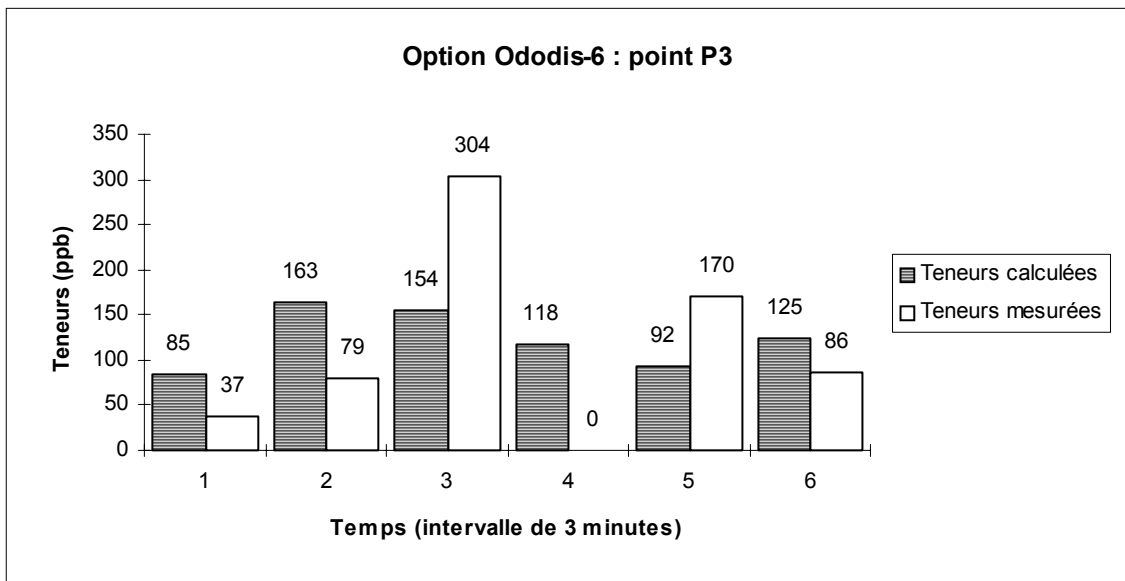


Figure III-29 : Résultats de l'application de l'option Ododis-6 au point P3.

Modèle Ododis-6	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	40	166	123
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	23	34	32
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	73	211	163
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-16 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-6 aux points P1, P2 et P3.

Exception faite de la valeur calculée au temps T4, les valeurs prédites par cette option au point P1 sont proches de celles mesurées. Les teneurs calculées donnent d'une certaine manière l'empreinte de la courbe des teneurs mesurées.

Au point P2, malgré la très bonne reproduction des valeurs mesurées aux temps T2 et T6, l'empreinte de la courbe des valeurs calculées ne corrèle pas celui des teneurs mesurées (cf. écart-type, tableau III-16).

Les meilleurs résultats sont obtenus au point P3 malgré là encore une sous-estimation de la valeur maximale observée.

III.4.2.3.1.3 Etude des modèles basés sur équation émission ponctuelle prolongée

Les teneurs calculées et présentées dans figures III-(30-41) donnent la moyenne des teneurs de trois minutes générées par les modèles basés sur équation émission ponctuelle prolongée à chaque simulation. Leurs teneurs de base sont présentées dans le tableau III-9^{A,B,C}.

III.4.2.3.1.3.1 Application du modèle CEA (bouffées prolongées).

Le but de l'application du modèle CEA ou modèle émission ponctuelle prolongée est de pouvoir comparer les résultats expérimentaux avec ceux issus du module Ododis. Les écarts-types Doury, mieux indiqués pour cette équation, sont utilisés.

Les résultats de l'application du modèle CEA aux points P1, P2 et P3 sont présentés dans les figures III-(30-32).

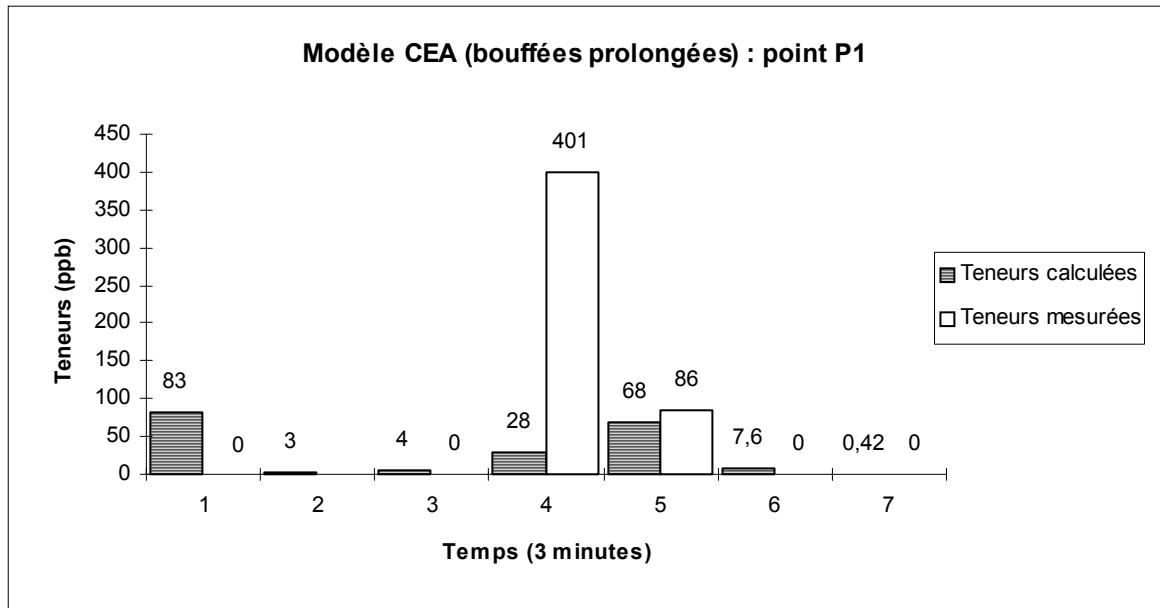


Figure III-30 : Résultats de l'application du modèle gaussien émission ponctuelle prolongée au point P1.

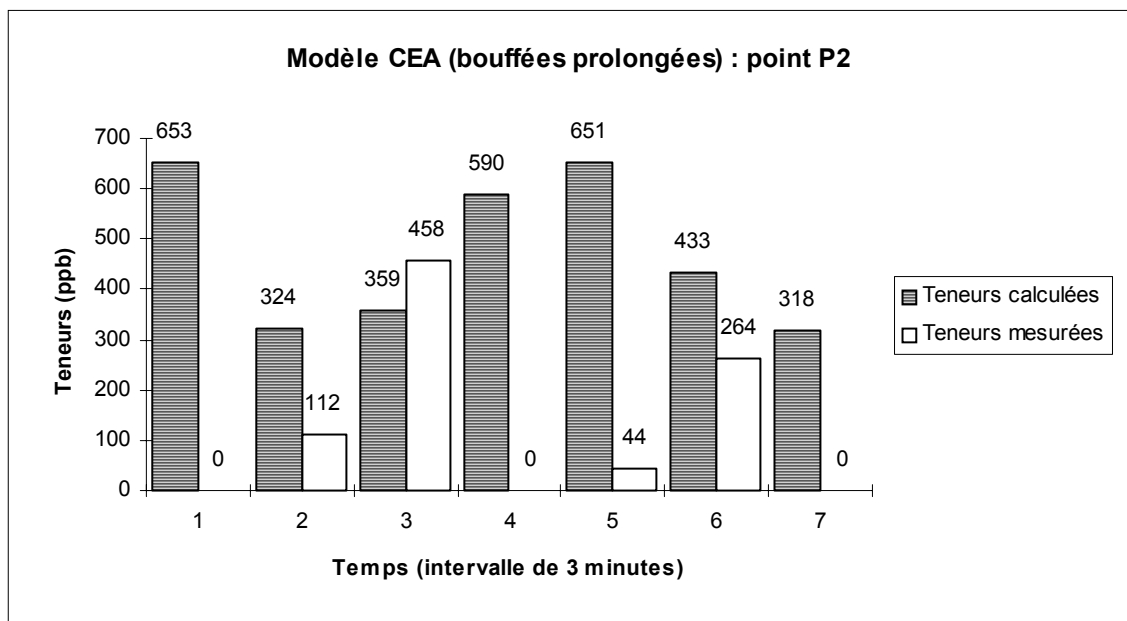


Figure III-31 : Résultats de l'application du modèle gaussien émission ponctuelle prolongée au point P2.

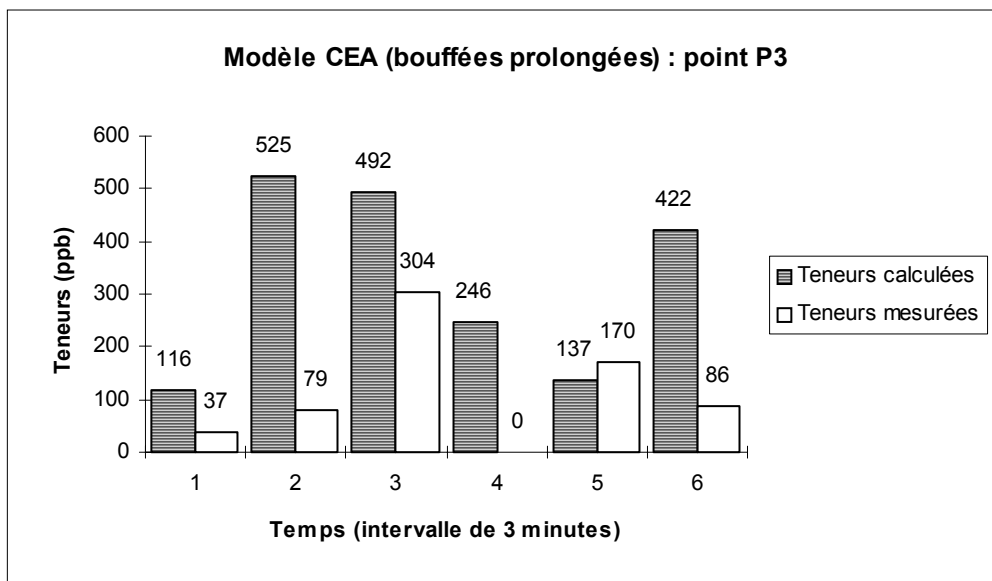


Figure III-32 : résultats de l'application du modèle gaussien émission ponctuelle prolongée au point P3.

Modèle CEA	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	28	475	323
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	34	152	180
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	83	653	525
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-17 : Synthèse des résultats de l'application du modèle CEA aux points P1, P2 et P3.

Certains valeurs observées sur le point P1 ont été très bien simulées, comme les teneurs calculées pour le temps T2, T3, T5, T6 et T7. Par contre la sous-estimation de la teneur maximale constitue un important défaut. Hormis cela, le comportement de la courbe des teneurs mesurées est bien approché.

Les valeurs observées aux temps T3 et T6 sur le point P2 ont été bien reproduites. La valeur maximale elle aussi a été approchée. L'empreinte de la courbe des teneurs mesurées est relativement simulé si une décalage dans le temps entre les deux courbes est considérée. L'examen des écarts-types présentés sur le tableau III-17 indique une bonne reproduction de la variabilité des résultats mesurés. Une tendance à la surévaluation des valeurs calculées

par rapport aux observées est constantée, aspect qui limite la représentation des teneurs faibles mesurées.

Les teneurs observées pour le temps T3 et T5 sur le point P3 ont été relativement bien reproduites. On obtient une corrélation raisonnable entre les valeurs calculées et mesurées pour la teneur maximale. Le caractère aléatoire lié aux données mesurées a été relativement bien simulé, malgré le décalage horaire. Ces aspects représentent un bon résultat pour l'application à la dispersion d'une odeur.

Les teneurs calculées reproduisent d'une certaine manière le comportement de la courbe des teneurs mesurées sur les trois points d'observation. L'application des écarts-types Doury répond aussi de la qualité de ces résultats.

Une limite importante pour la simulation des odeurs est la non prise en compte de valeurs instantanées.

III.4.2.3.1.3.2 Application de l'option Ododis-7

Les figures III-(33-34) et le tableau III-18 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-7 aux points P1, P2 et P3.

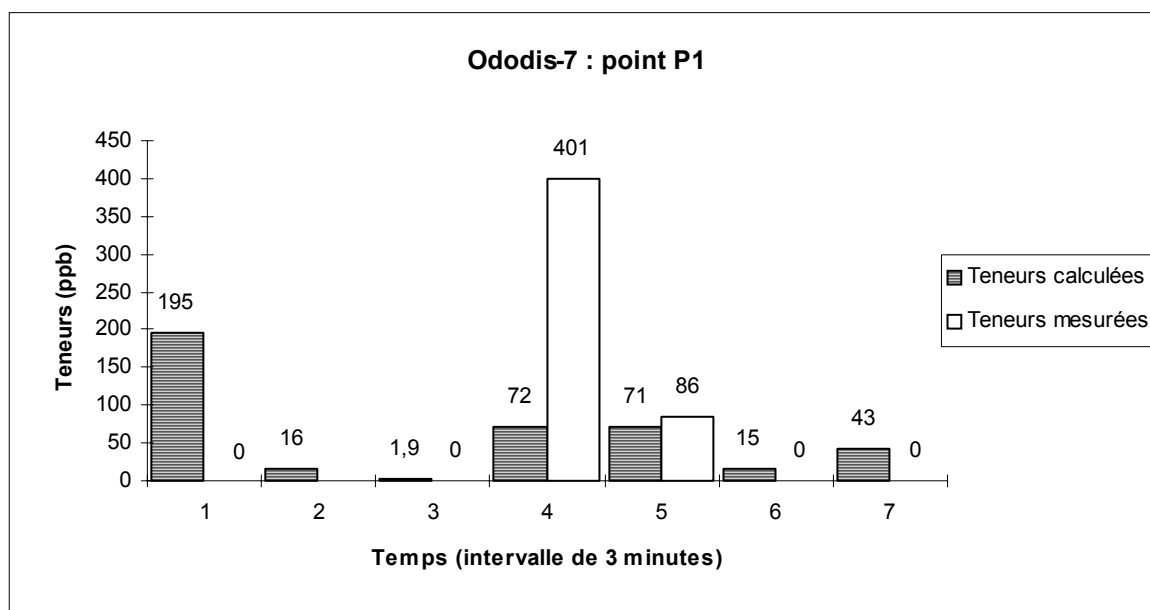


Figure III-33 : Résultats de l'application de l'option Ododis-7 au point P1.

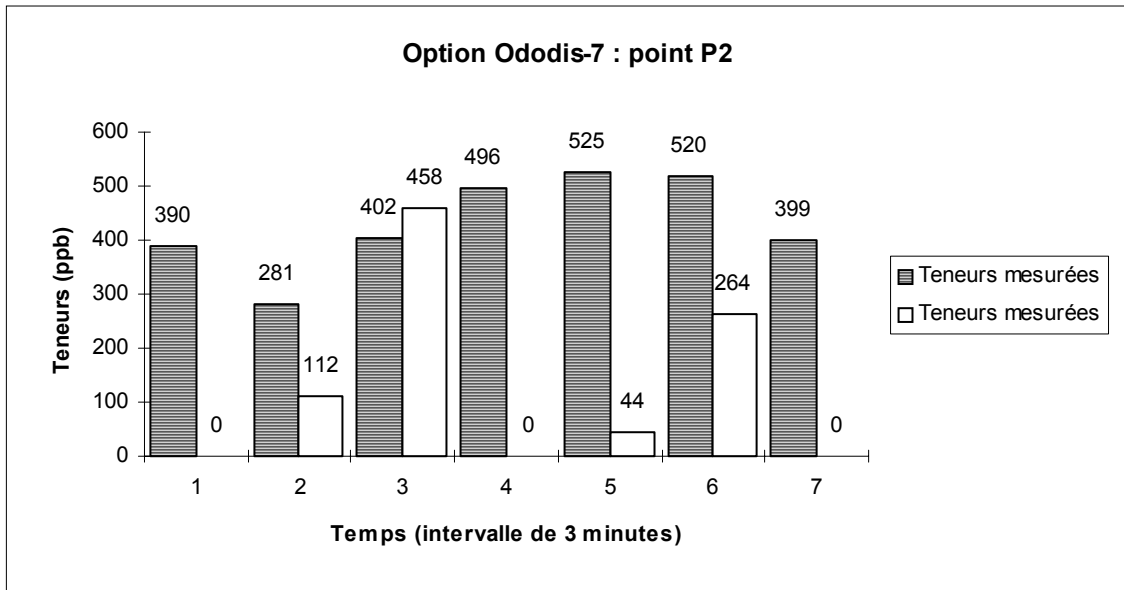


Figure III-34 : Résultats de l'application de l'option Ododis-7 au point P2.

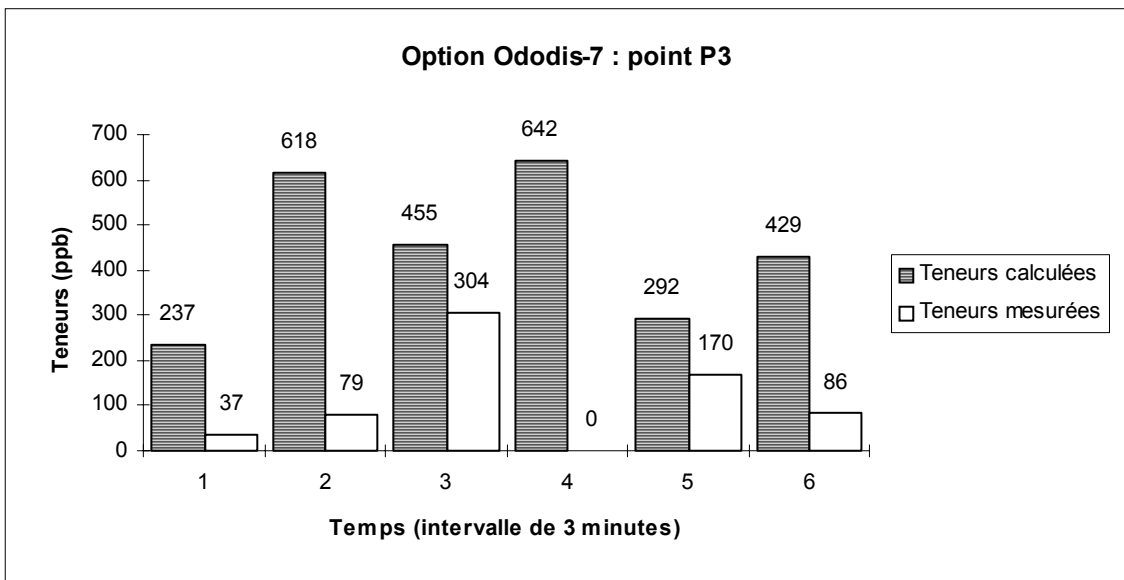


Figure III-35 : Résultats de l'application de l'option Ododis-7 au point P3.

Modèle Ododis-7	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	59	430	445
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	66	89	165
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	195	525	642
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-18 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-7 sur les points P1, P2 et P3.

La valeur maximale mesurée au temps T4 sur le point P1 a été sous-estimée par le modèle. Les teneurs observées aux temps T2, T3, T5 et T6 ont été bien simulées. L'empreinte de la courbe des teneurs mesurées a été partiellement reproduite.

Le comportement de la courbe des teneurs moyennes calculées diffère de celui des valeurs mesurées sur le point P2. Une tendance à la surestimation des valeurs calculées est observée. Les teneurs faibles sont mal reproduites. La reproduction de la teneur maximale mesurée sur le point P2 et le calcul des teneurs instantanées constituent des aspects favorables dans l'application de l'option Ododis-7.

L'empreinte de la courbe des teneurs calculées suit passablement celle des données mesurées sur le point P3 hormis le décalage dans le temps. La valeur maximale mesurée a été surestimée du double par rapport à la valeur observée (304 ppb).

Les résultats de l'application de l'option Ododis-7 aux points P1, P2 et P3 avec les écarts-types Höglström dans sa procédure de génération des bouffées et l'équation émission ponctuelle prolongée sont dans l'ensemble positif.

III.4.2.3.1.3.3 Application de l'option Ododis-8

Les figures III-(36-38) et le tableau III-19 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-8 aux points P1, P2 et P3.

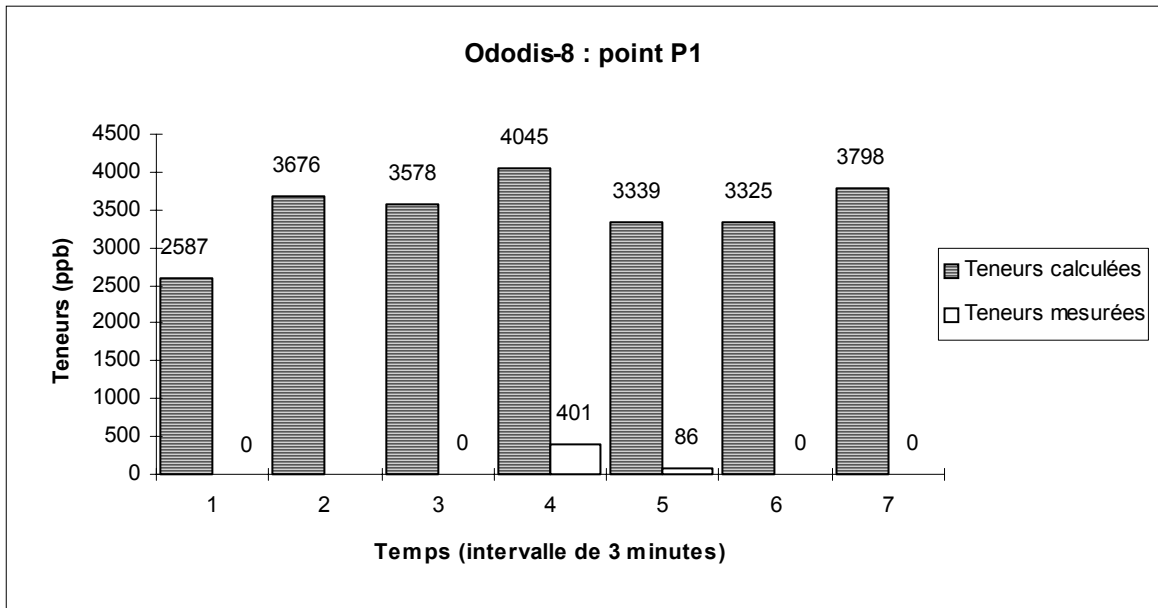


Figure III-36 : Résultats de l'application de l'option Ododis-8 au point P1.

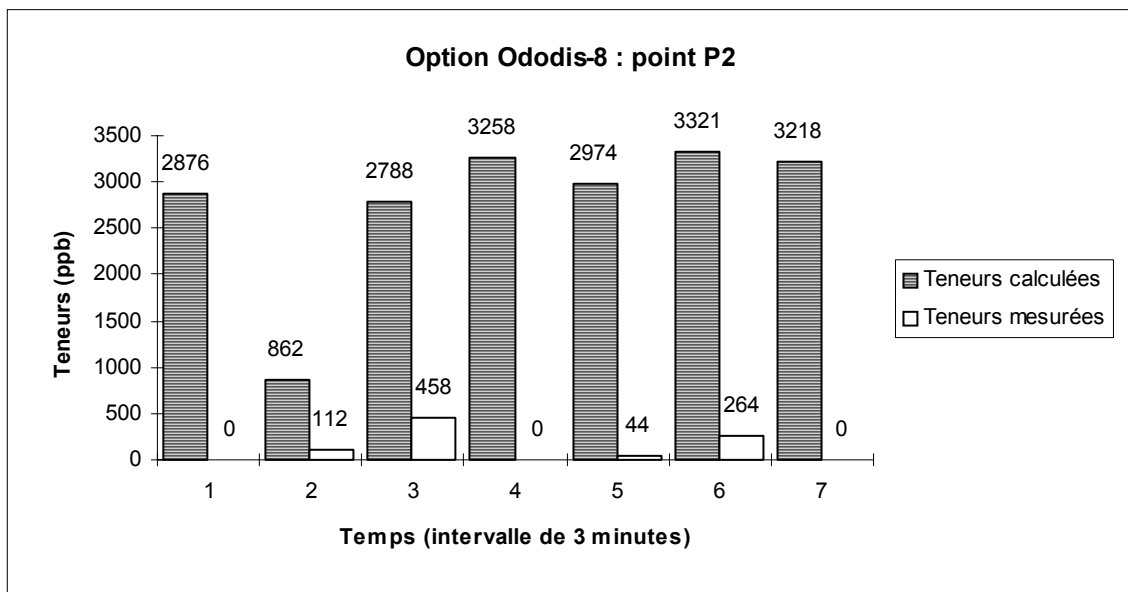


Figure III-37 : Résultats de l'application de l'option Ododis-8 au point P2.

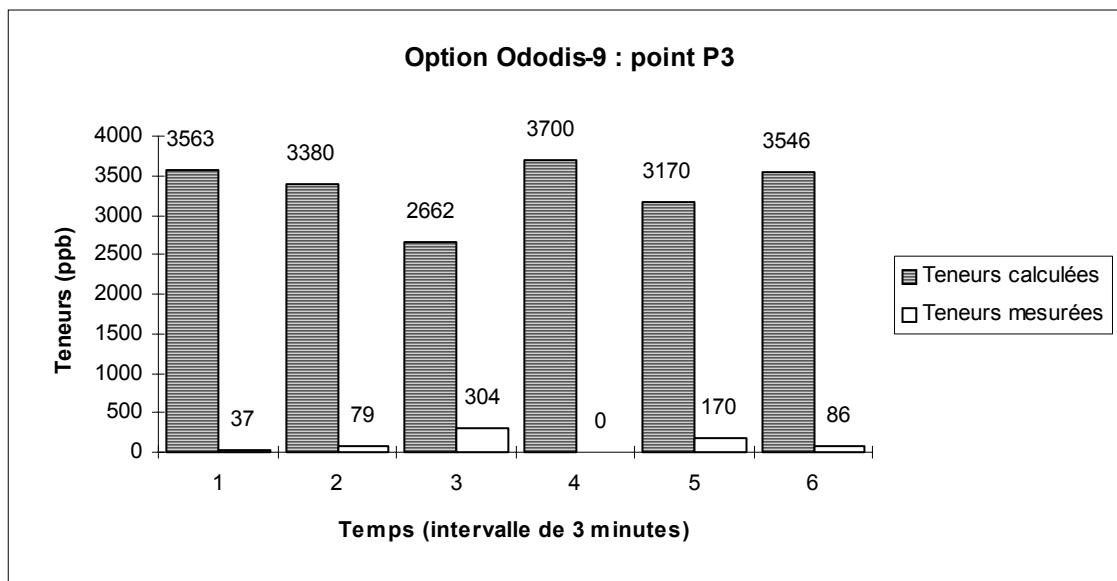


Figure III-38 : Résultats de l'application de l'option Ododis-8 au point P3.

Modèle Ododis-8	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	3478	2757	3337
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	467	860	377
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	4045	3258	3700
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-19 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-8 sur les points P1, P2 et P3.

Les valeurs calculées par cette option sont nettement surestimés par rapport aux teneurs mesurées dans les trois cas modélisés. Ces résultats sont explicables par la procédure de génération des bouffées aléatoires et par les écarts-types utilisés : Le trajet d'une bouffée peut beaucoup s'approcher du point d'observation en générant une teneur élevée. Ce type de comportement est retrouvé dans l'application de l'option Ododis-3.

III.4.2.3.1.3.4 Application de l'option Ododis-9

Les figures III-(39-41) et le tableau III-20 illustrent les résultats de l'application de l'option Ododis-9 aux points P1, P2 et P3.

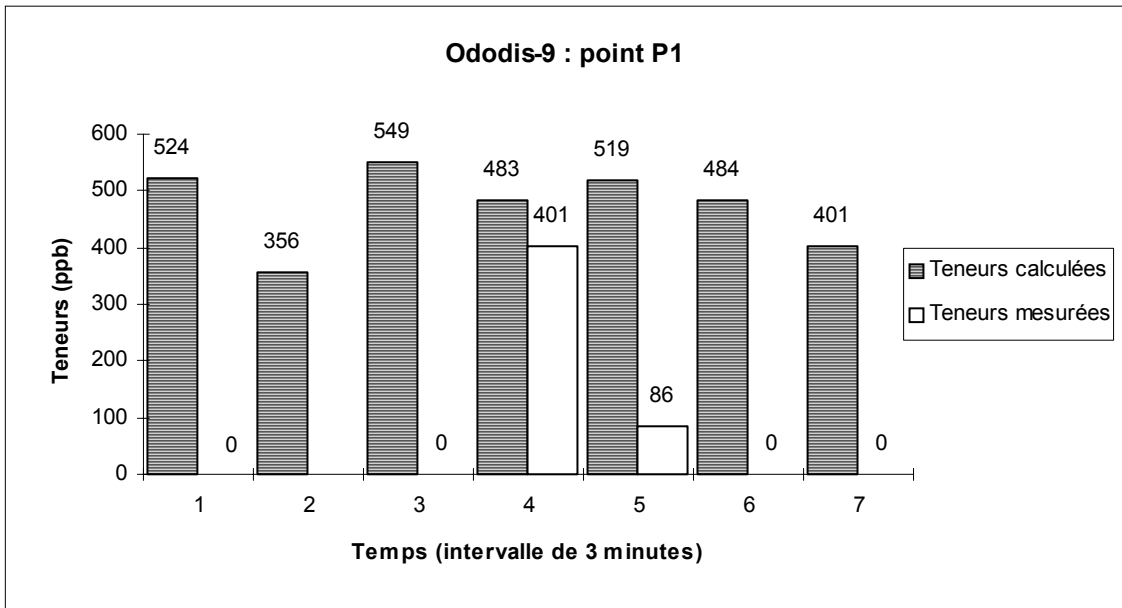


Figure III-39 : Résultats de l'application de l'option Ododis-9 au point P1.

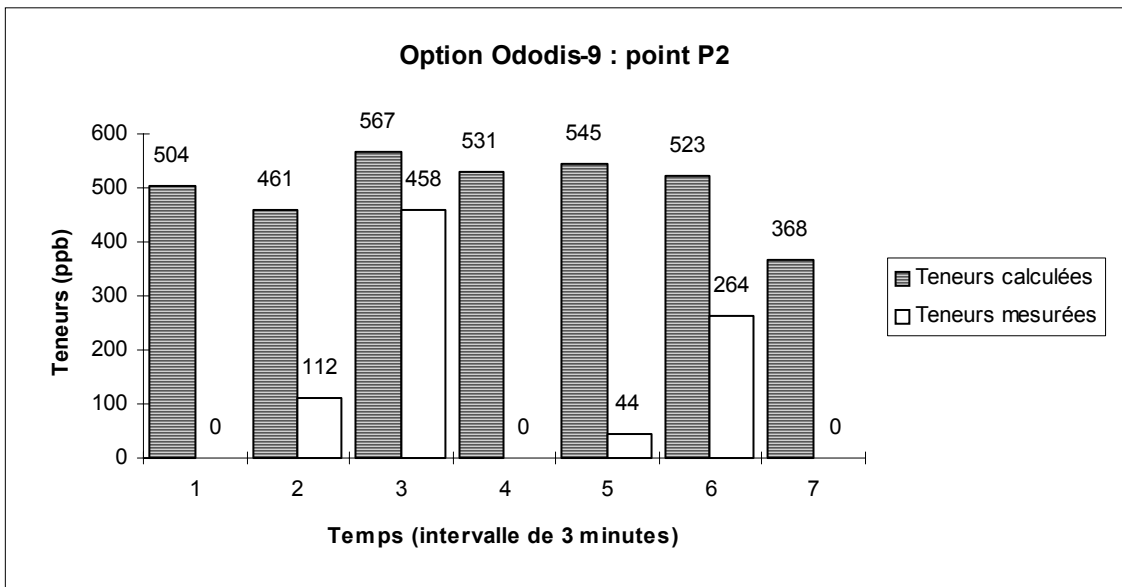


Figure III-40 : Résultats de l'application de l'option Ododis-9 au point P2.

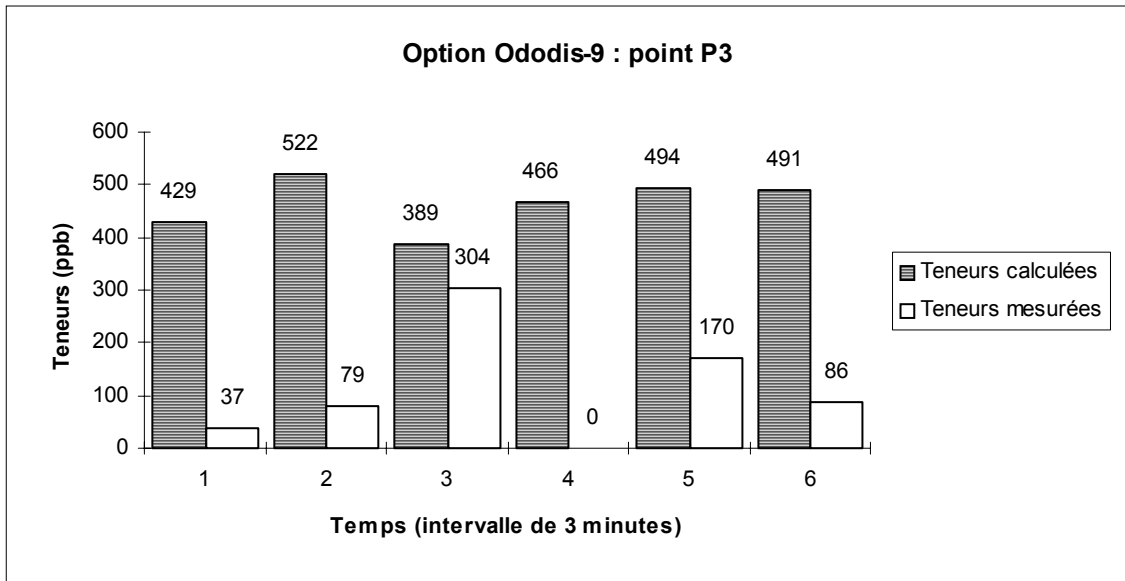


Figure III-41 : Résultats de l'application de l'option Ododis-9 au point P3.

Modèle Ododis-9	Points		
	P1	P2	P3
Teneur calculée moyenne (ppb)	474	500	465
Teneur mesurée moyenne (ppb)	81	125	113
Ecart-type des teneur calculées	70	67	49
Ecart-type des teneurs mesurées	160	175	109
Teneur maximale calculée (ppb)	549	567	522
Teneur maximale mesurée (ppb)	401	458	304

Tableau III-20 : Synthèse des résultats de l'application du modèle Ododis-9 sur les points P1, P2 et P3.

En dépit de la mauvaise reproduction de l'empreinte de la courbe la valeur maximale a été bien simulée sur les points P1, P2 et P3. Une tendance à surestimation des valeurs calculées autour de la valeur maximale a été observée. Si l'on prend en compte que la teneur maximale les résultats de cette modélisation sont assez intéressants. Par contre, la relative uniformité des valeurs calculées peut poser des problèmes quant à l'interprétation de la perception de l'odeur. La gêne odorante est en effet liée à la fluctuation de l'intensité odorante, aspect mal représenté par cette option. Ces résultats doivent aussi être liés à la utilisation de l'équation émission continue et à la procédure de génération des bouffées aléatoires avec les écarts-types Pasquill, Briggs ou Doury. Un comportement similaire a été retrouvée par l'application de l'option Ododis-4.

III.4.2.3.1.4 Commentaires généraux sur les résultats de la dispersion pour un temps de simulation de 3 minutes

Quatre aspects doivent être pris en compte lors de la validation d'un modèle de dispersion appliqué aux odeurs :

- La reproduction de la teneur maximale mesurée;
- La reproduction des autres teneurs mesurées;
- La reproduction de l'allure de la courbe des teneurs mesurées;
- La reproduction des teneurs ou intensités odorantes instantanées.

La possibilité de reproduction des valeurs moyennes mesurées sur le terrain à partir des options du module ODODIS a été démontrée. En fonction du choix des options, il est possible d'approcher la valeur maximale observée sur chaque point de mesure. Les options Ododis-4 et Ododis-9 ont bien reproduit cette valeur maximale sur le point P1. Les valeurs maximales ont été données par les options Ododis-1, Ododis-2, Ododis-4, Ododis-5, Ododis-7 et Ododis-9 sur le point P2. La même remarque peut être faite pour les options Ododis-1, Ododis-2, Ododis-4, Ododis-5, Ododis-7 et Ododis-9 pour le point P3.

L'option Ododis-6 a montré des difficultés pour le calcul des valeurs maximales dans toutes les situations. Toutes les autres options ont réussi à reproduire les valeurs maximales au moins pour un point d'observation. Dans toutes les situations les options Ododis-4 et Ododis-9 ont montré leurs possibilités de simulation des teneurs maximales observées.

Les options Ododis-3 et Ododis-8 ont surestimé les teneurs calculées par rapport à celles observées dans toutes les situations. Ces résultats sont certainement liés à la procédure de génération des bouffées aléatoires et aux écarts-types utilisés. En fait, cette manière de générer les bouffées admet la possibilité du passage de certaines bouffées à grande proximité du point d'observation. Cet aspect, lié à la présence d'écarts-types plus étroits, comme les écarts-types proposés par Högström pour la dispersion des bouffées, peut être responsable des pics importants des teneurs calculées. L'amplitude de ces pics doit décaler la courbe de fréquences de l'apparition des gammes de teneurs vers le haut.

La reproduction de l'empreinte de la courbe des teneurs mesurées a été convenable par les options Ododis-1, Ododis-2, Ododis-5, Ododis-6, et Ododis-7. Cette empreinte a été mal reproduite par les options Ododis-3, Ododis-4, Ododis-8 et Ododis-9.

Toutes les options peuvent donner les intensités odorantes instantanées. Pour le démontrer, la teneur moyenne de 466 ppb obtenu au temps T4 par l'option Ododis-4 au point P1 peut être prise comme exemple (Tableau III-12^B). Cette valeur a été générée à partir de cinq teneurs moyennes, soit, 469, 448, 445, 547 et 419 ppb (Tableau III-9^B). Chacune de ces données a été trouvée à partir de l'intégration des teneurs instantanées aléatoires calculées par l'option Ododis-4. L'intégration des valeurs instantanées de chacun de ces cas pour chaque classe de concentration, génère une courbe de distribution de fréquence moyenne. Cette courbe doit s'approcher du comportement instantané de la perception des teneurs de l'acétone sur le terrain (Tableau III-21 et figure III-42).

DISTRIBUTION DES NIVEAUX D'ODEUR A LA POSITION P.1				
Ododis-4				
Direction moyenne du vent : 17.5°			Classe de stabilité : C (Pasquill)	
Vitesse du vent : 3 m/s				
Classe	Limite supérieure de la classe (ppb)	Fréquence d'odeur	Cumul des fréquences	Pourcentage
1	0,01	3	3	6,00
2	0,05	1	4	8,00
3	0,1	0	4	8,00
4	0,2	1	5	10,00
5	0,5	2	7	14,00
6	0,8	1	8	16,00
7	0,9	0	8	16,00
8	1	0	8	16,00
9	2	1	9	18,00
10	3	1	10	20,00
11	4	1	11	22,00
12	5	0	11	22,00
13	8	2	13	26,00
14	10	0	13	26,00
15	20	1	14	28,00
16	50	4	18	36,00
17	100	2	20	40,00
18	200	5	25	50,00
19	500	5	30	60,00
20	1000	20	50	100,00

Tableau III-21 : Fréquence d'apparition d'odeur pour un temps de 3 minutes (instant T4) en acétone au point P1.

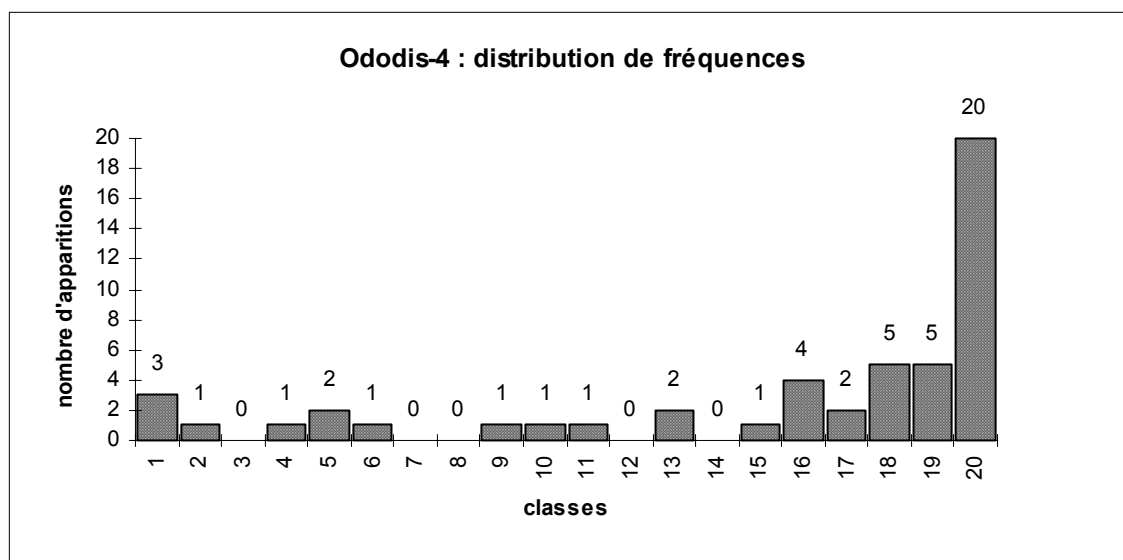


Figure III-47 : Courbe de distribution des fréquences des teneurs instantanées en acétone sur le terrain, au point P1 et à l'instant T4, calculée par l'option Ododis-4.

En prenant comme hypothèse simplificatrice une correspondance entre teneur et unité d'odeur (1 ppb \Leftrightarrow 1 U.O.), le comportement d'une courbe similaire à celle de la figure III-47 reproduirait la fréquence d'apparition de l'odeur au point d'observation. Le même

raisonnement peut être appliqué à toutes les autres situations dans les données calculées présentées au tableau 9^{A,B,C}.

D'une façon générale, la raison des bons résultats calculés sur les trois points d'observation est liée aux conditions générales de réalisation de cet essai, lesquelles s'approchent des idéaux pour l'application d'un modèle de dispersion gaussien.

III.4.2.3.2 Etude de la dispersion atmosphérique au point P2 pour un temps de simulation de 21 minutes

La teneur moyenne mesurée sur le point P2 pendant toute la durée de l'essai a été de 79 ppb. Les teneurs estimées par l'application des différentes options du module Ododis pour un temps de 21 minutes (Tableau III-9^C) sont présentées sur la figure III-43.

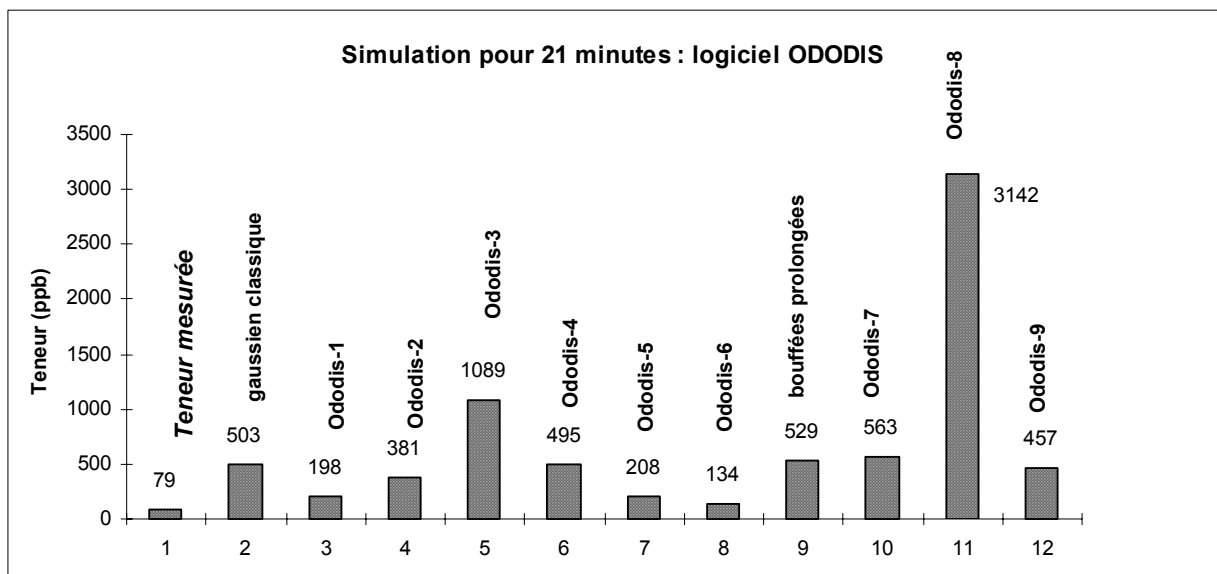


Figure III-43 : Teneurs mesurée et calculées par différents modèles sur le point P2 pour un temps de simulation de 21 minutes.

L'influence du temps de prélèvement sur la teneur moyenne observée sur le terrain est constatée. Les options Ododis-3 et Ododis-9 continuent à surestimer la teneur mesurée. Les options Ododis-1, Ododis-2, Ododis-4, Ododis-5, Ododis-6, Ododis-7 et Ododis-9 ont calculé des teneurs supérieures à teneur moyenne de 21 minutes mais néanmoins dans le même ordre de grandeur. Ce comportement a été reproduit par le modèle classique et bouffées prolongées (CEA).

III.4.2.3.3 Etude de la dispersion atmosphérique au point P3 pour un temps de simulation de 18 minutes

La teneur moyenne mesurée pendant les 18 minutes de la durée de l'essai sur le point P3 a été de 72 ppb. Les teneurs estimées par l'application des différentes options du module Ododis sont présentés sur la figure III-44.

Les mêmes constatations que celles faits précédemment pour le point P2 peuvent être faites : On constate en effet la surestimation des valeurs calculées par les options Ododis-3 et Ododis-8. Les options Ododis-1, Ododis-2, Ododis-4, Ododis-5, Ododis-6, Ododis-7 et Ododis-9 fournissent là encore des valeurs supérieures à la teneur moyenne de 18 minutes mais toujours de même ordre de grandeur.

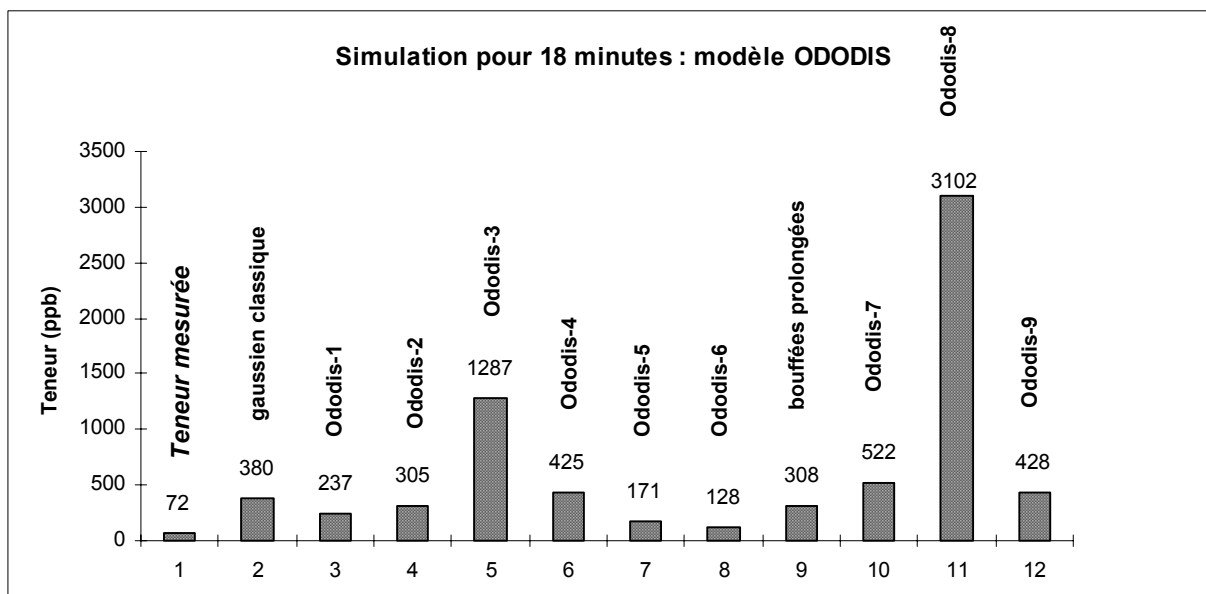


Figure III-44 : Teneurs mesurée et calculées par différents modèles sur le point P3 pour un temps de simulation de 18 minutes.

III.4.2.4 Conclusion

Les résultats de cet essai de validation ont bien démontré la possibilité d'application de certaines options du logiciel ODDODIS pour la simulation de la dispersion des odeurs dans l'atmosphère. Une gamme de valeurs entre 1 à 10 est proposée pour établir une comparaison qualitative entre les différents modèles étudiés (tableau III-22).

Critères d'évaluation	Point	ODODIS									Classique	CEA
		1	2	3	4	5	6	7	8	9		
Reproduction de la teneur maximale	P1	2	4	1	10	2	2	6	1	9	4	2
	P2	10	10	1	10	7	5	9	1	9	9	7
	P3	10	10	1	10	9	5	6	1	8	9	6
Reproduction d'autres teneurs mesurées	P1	7	5	1	1	10	9	9	1	2	9	9
	P2	7	3	1	2	7	7	3	1	2	2	6
	P3	6	3	1	2	8	7	3	1	2	5	5
Reproduction du comportement de la courbe	P1	7	4	1	1	8	6	5	1	1	3	6
	P2	8	1	1	1	8	2	4	1	1	1	7
	P3	6	6	3	3	8	5	8	1	1	7	7
Calcul des intensités odorantes instantanées		10	10	10	10	10	10	10	10	10	1	1
Somme des points		73	56	21	50	77	58	61	19	45	50	56

Tableau III-22 : Evaluation des modèles du logiciel ODDODIS.

Globalement, les deux modèles qui ont donné les meilleurs résultats pour cet essai ont été les options Ododis-1 et Ododis-5. Le modèle Ododis-1 est basé sur l'équation émission ponctuelle continue. Il est celui qui s'approche le plus du modèle TRC. Le modèle Ododis-5 est basé sur l'équation émission ponctuelle instantanée. Il est théoriquement plus

adapté à la résolution de la dispersion des odeurs que Ododis-1. Ces deux équations ont pour base la théorie de dispersion des bouffées, et utilisent les écarts-types Högström dans leurs procédures de génération de bouffées aléatoires. Ces deux modèles ont donné aussi de bons résultats quand de la simulation de 21 et 18 minutes.

Le modèle Ododis-7, basé sur l'équation émission ponctuelle prolongée a présenté une bonne performance globale. Il suit aussi les mêmes hypothèses de base pour la génération des bouffées que les options Ododis-1 et Ododis-5.

Les modèles Ododis-3 et Ododis-8 ont donné de très mauvais résultats. La procédure de génération des bouffées à partir de l'écart-type de la direction horizontale et verticale du vent doit être révisée.

Les options Ododis-4 et Ododis-9 semblent appropriées au calcul des concentrations maximales.

Les modèles classique et CEA ont présenté de bons résultats. Cependant, la non reproduction de valeurs instantanées limite leur application à la dispersion des odeurs.

III.5 CONCLUSION

Ce chapitre a présenté les essais de validation des modèles de dispersion atmosphérique de composés odorants.

Les méthodes utilisées pour la génération, l'analyse et le prélèvement du nuage polluant sur le terrain ont été présentés et expérimentés. Elles sont compatibles avec l'objectif de génération d'une base de données applicable à la validation de modèles de dispersion.

L'importance de la prise en compte du temps de simulation lors de l'application d'un modèle gaussien a été présentée. Ce temps doit être le plus court possible, de façon à s'approcher du caractère instantané de la perception des odeurs.

Le logiciel ODODIS introduit le caractère aléatoire dans l'application d'un modèle gaussien basé sur la théorie de dispersion des bouffées. Ce comportement, considéré pour la génération des bouffées, prend en compte un comportement gaussien et considère comme paramètres d'entrée soit les écarts-types de la dispersion gaussienne d'un gaz dans l'atmosphère, soit les écarts-types de la variation de la direction du vent horizontale et verticale. Ce caractère tente de reproduire la réalité physique du processus de dispersion d'un gaz dans l'atmosphère.

Les résultats obtenus à partir de l'application des divers modèles du logiciel ODODIS ont été comparés avec les teneurs mesurées sur le terrain. A l'exception des modèles Ododis-3 et Ododis-9, tous les autres modèles ont présenté des résultats intéressants et démontrent la possibilité d'application des modèles gaussiens au calcul de la dispersion des odeurs.

Des modifications apportées à la procédure de génération des bouffées peuvent corriger la tendance à la surestimation des résultats calculés par les modèles Ododis-3 et

Ododis-9. Ce changement d'approche doit permettre d'introduire une nouvelle gamme d'options de modèles qui pourra être étudiée.

Les deux modèles qui ont donné les meilleurs résultats ont été les options Ododis-1 et Ododis-5. Ces deux modèles utilisent les écarts-types Högström dans leur procédures de génération de bouffées aléatoires.

D'autres essais sont nécessaires pour la validation du logiciel ODODIS. De nouvelles conditions météorologiques ou d'émission et d'autres sites doivent être pris en compte. L'augmentation des distances de prélèvement doit être considérée. L'utilisation de mesures olfactométriques peut faciliter l'augmentation des points de prélèvement et l'obtention de données intéressantes au plan olfactif. La durée du temps de génération d'une bouffée peut aussi être modifiée. Des temps inférieurs à 3,6 secondes s'approchent théoriquement du caractère instantané de la perception envisagée dans cette modélisation.

D'autres options peuvent être développées et facilement ajoutées dans le modèle ODODIS. Des écarts-types de la direction du vent horizontal à partir des données bibliographiques peuvent être intéressants. D'autres formulations pour les écarts-types associés à la dispersion des bouffées peuvent être incorporés, comme l'équation de Smith (I.54), ainsi que d'autres formules pour le calcul de la surélévation du panache. L'incorporation de corrections pour les effets de la dépôt sec ou humide, ou tout autre phénomène, reste envisageable.

CONCLUSION GENERALE

En terme de modélisation de la dispersion atmosphérique, les odeurs ne peuvent être assimilées à des polluants classiques. Elles sont dues à des mélanges de composés plus ou moins odorants dont il est difficile de connaître les concentrations et les débits. Ceci est particulièrement vrai dans le cas de nombreuses installations industrielles ou de traitement des eaux usées. De plus, elles peuvent évoluer au cours du transport et par conséquent différer entre un point d'observation et la source. Par ailleurs, la majorité des modèles ne calculent que des concentrations moyennes (sur 10 minutes en général) alors que dans le domaine des odeurs, ce sont souvent des fluctuations très rapides de concentration qui sont perçues. La perception d'une odeur est soumise à un phénomène d'adaptation. Ces fluctuations de concentrations, dans l'espace et dans le temps, qui sont ressenties, sont nécessairement engendrées par la turbulence de l'atmosphère.

Le modèle gaussien classique ne satisfait pas, *a priori*, aux besoins de la dispersion des odeurs. Cependant, certains modèles gaussiens considèrent la plume d'odeur sous forme de bouffées et donnent les fréquences de dépassement d'un certain seuil de concentration pendant une période de temps donné. Ce type de modèle prend en compte le caractère instantané de la perception des odeurs par le nez humain. Les résultats disponibles dans la littérature présentent de bonnes approches de cette problématique.

En suivant cette approche, un logiciel comportant un ensemble de modèles gaussiens basés sur la théorie de dispersion appliquée aux bouffées odorantes a été développé au cours de ce travail. Ce logiciel appelé ODODIS (ODOurs DISpersion Software) est également applicable aux gaz passifs non odorants.

Les bases théoriques nécessaires au développement de ODODIS ont été abordées dans le premier chapitre de ce mémoire. Une approche de la dispersion atmosphérique et des méthodes mathématiques de sa résolution a été présentée. Les modèles gaussiens et leur application aux odeurs ont été expliqués. La problématique des odeurs avec leurs aspects liés à la perception olfactive de l'odeur comme les méthodes d'analyse et de prélèvement des gaz odorants ont été discutées. Un historique de l'application de la modélisation atmosphérique à l'étude des odeurs a présenté l'évolution de ces études et l'importance d'approfondir l'étude des modèles de dispersion des bouffées odorantes. Le logiciel ODODIS introduit le caractère aléatoire dans l'application d'un modèle gaussien basé sur la théorie de dispersion des bouffées. Ce comportement aléatoire, considéré pour la générations des bouffées, prend en compte un comportement gaussien et considère comme paramètres d'entrée soit les écarts-types de la dispersion gaussienne d'un gaz dans l'atmosphère, soit les écarts-types de la variation de la direction horizontal et verticale du vent. Ce caractère tente de reproduire la réalité physique du processus de dispersion d'un gaz dans l'atmosphère.

Le chapitre 2 décrit la conception du logiciel. ODODIS prend en compte les coordonnées polaires pour la détermination de la position du point de calcul des concentrations sur le terrain. Il considère aussi ces coordonnées pour le positionnement de la direction du vent. Il prend en compte n'importe quelle direction du vent et n'importe quel positionnement du point de calcul dans ses résultats.

Le logiciel ODODIS a été conçu avec la programmation Turbo-Pascal Vision. Sa programmation, en langage objet, est très dynamique et conviviale. Il est opérationnel à partir des ordinateurs du type PC. Le temps de programmation varie en fonction de la puissance du système informatique et du temps de simulation utilisée. Le programme a été

structuré afin de facilement permettre l'incorporation de modifications ou de nouvelles hypothèses.

ODODIS répond aussi au besoin de l'obtention de données instantanées de teneurs ou concentrations d'un gaz polluant ou odorant en un point déterminé sur le terrain. Les résultats de sortie sont présentés soit sous la forme d'une courbe de distribution de fréquences des valeurs instantanées calculées, soit en format tableau. Les données de sortie peuvent être intégrées dans un logiciel de traitement de données, comme Microsoft Excel. Le temps de simulation peut varier selon les intérêts de l'analyste. Des valeurs moyennes, pour la période de simulation, peuvent être déterminées à partir de l'intégration des données instantanées générées par le modèle. Trois types d'unités peuvent être utilisés comme données d'entrée : g/s, ppb et U.O.

Des essais de dispersion d'un gaz odorant, pour la validation des modèles de ce logiciel, ont été mis en place et les résultats sont exploités dans le troisième chapitre de ce mémoire. Un système de génération d'atmosphères polluantes a été conçu pour les études expérimentales. Ce système est constitué d'une cheminée de 5,8 mètres, d'un ventilateur et d'un mécanisme d'injection contrôlé du polluant à vaporiser. Le polluant utilisé pour les essais sur le terrain a été l'acétone, composé organique volatile détectable par des méthodes analytiques physico-chimiques. La méthode analytique utilisée a été la chromatographie gazeuse accouplée à la spectrométrie de masse. Le prélèvement de l'acétone à faibles teneurs a exigé la préconcentration sur des cartouches remplis d'adsorbants. Dans la méthode analytique la thermodésorption a été nécessaire. Les données météorologiques ont été enregistrées à partir d'une station portable. Les résultats de l'application de certains modèles développés dans le logiciel ODODIS ont été très positifs en ce qui concerne la dispersion des odeurs dans l'environnement. La possibilité d'application des modèles gaussiens à la dispersion des odeurs a été démontrée.

Les deux modèles ayant donné les meilleurs ont été les options Ododis-1 et Ododis-5. Ces deux équations considèrent la théorie de dispersion des bouffées. Ces deux modèles considèrent la théorie de dispersion établie par Högström dans leur procédures de génération de bouffées aléatoires.

Le logiciel développé ne prend pas en compte la totalité des facteurs correctifs présentés au § I.3.4.2. Ces facteurs, tel que l'évolution physico-chimique du mélange polluant ou l'effet de sillage par des bâtiments ou relief, pourront être incorporés lors de futures études. D'autres équations pour le calcul de la surélévation peuvent aussi être testées. L'adaptation aux sources surfaciques est envisageable.

Les résultats présentés sont satisfaisants, néanmoins il sera intéressant de continuer les recherches liées aux modèles gaussiens qui prennent en compte le concept de "fréquence de distribution des odeurs" et la dispersion des bouffées.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AIRFOBEP (1995)

Exploitation des appels de la population de la zone Fos-Etang de Berre signalant des genes olfactives. Rapport technique présenté au Secrétariat Permanent pour les Problèmes de Pollution Industrielle de Provence Alpes Côte d'Azur, Séance plénière de la Commission Air, 42-50.

BALLING R.C. et REYNOLDS C.E. (1980)

The diurnal flux in the dispersion of sewage plant odors. *Water, Air and Soil Pollut.*, 14, 323-329.

BALLING R.C. et REYNOLDS C.E. (1981)

The diurnal flux in the dispersion of sewage plant odors. Reply to comments. *Water, Air, Soil Pollut.*, 16, 379-380.

BARAD M.L. (1958)

Project Prairie Grass. A field program in diffusion. *Geophys. Res. Paper 59*, vol I et II, Air Force Cambridge Research Center, Bedford, MA, USA.

BEAMAN A.L. (1988)

A novel approach to estimating the odor concentration distribution in the community. *Atmos. Environ.*, 22, 3, 561-567.

BORLAND (1995)

Turbo vision 2.0: guide du programmeur. Turbo pascal 7.0: Guide de l'utilisateur, Guide de référence et Guide du programmeur. Ed. Borland Inc, Paris, France.

BOWNE N.E. (1974)

Diffusion rates. *J. Air Poll. Control Assoc.*, 24, 9, 832-835.

BOUSCAREN (1984)

Les odeurs et la désodorisation. *Tech. Sci. Meth.*, 6, 313-320.

BRIGGS G.A. (1965)

A plume rise model compared with observations. *J. Air Poll. Control Assoc.*, 15, 9, 433-438.

BRIGGS G.A. (1973)

Diffusion estimation for small emissions. Environmental Res. Lab., Air Resources Atmos. Turb. & Diffusion Lab., Annual Rep., ATDL-79, USDOC-NOAA, 59 p.

BRIGGS G.A. (1975)

Plume rise predictions. Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis - chapter 3. Edition D.A.Haugen, Boston, M.A., USA, American Meteorological Society, 59-111.

- BRIGGS G.A. (1982)
Similarity forms for ground-source surface-layer diffusion. *Boundary-Layer Meteorology*, 23, 489-502.
- BROWN R.H. et PURNELL C.J. (1979)
Collection and analysis of trace organic vapour pollutants in ambient atmospheres. The performance of a Tenax-GC adsorbent tube. *J. Chromatog.*, 178, 79-90.
- BULTYNCK H. et MALET L. (1972)
Evaluation of atmospheric dilution factors for effluents diffused from an elevated continuous point source. *Tellus*, 24, 455-472.
- CARRASCAL M.D., PUIGSERVER M. et PUIG P. (1993)
Sensitivity of gaussian model to dispersion specifications. *Theoretical and Applied Climatology*, 48, 147-157.
- CHAN S.T. (1992)
Numerical simulations of LNG vapor dispersion from a fenced storage area. *J. Hazardous Materials*, 30, 195-224.
- CHAN S.T., ERMAK D.L. et MORRIS L.K. (1987)
FEM3 model simulations of selected thorney island phase I trials. *J. Hazardous Materials*, 16, 267-292.
- COOPER H.B.H. (1987)
Can you measure odor? *Hydrocarbon Processing*, 97-101.
- CRABOL B. (1990)
Methodes operationelles de traitement de la dispersion atmosphérique. Ecole des Mines d'Alès, 68 p.
- CRABOL B. (1995)
Methodes d'évaluation la dispersion des gaz dans l'atmosphère. Ecole des Mines d'Alès, 72 p.
- DE MELO LISBOA H., DUSSERRE G., GUILLOT J.M., FANLO J.L. et LE CLOIREC, P. (1995)
Comparaison de quelques modèles de dispersion atmosphérique de polluants. Congrès International Toxicologie et Pollution de l'Air : Evaluation du Risque. Dijon, France.
- DE MELO LISBOA H., GUILLOT J.M., FANLO J.L. et LE CLOIREC, P. (1996)
Ododis project : development and validation of odour dispersion models. Ier Congrès International sur les nez électroniques et les composés odorants, Paris, 1995.
- DERBRY A. (1979)
Les odeurs émanant des stations d'épuration : origine, analyse et traitement. Généralités et exemples concrets. *Trib. Cebedeau*, 432, 427-444.

- DÉTRIE J.P. (1969)
La pollution atmosphérique. Ed. Dunod, Paris, France, 591 p.
- DIBI N.M. (1985)
Modélisation du transfert de la pollution atmosphérique sur le site de Fos-sur-Mer. Comparaison avec certains résultats de la Campagne Européenne de mesures dans le cas du SO₂. Thèse de 3ème cycle. Université Paris-Val-de-Marne.
- C. DUBOUDIN (1995)
Modèles de dispersion atmosphérique et odeurs occasionnées par la station d'épuration des eaux d'Achères. Travail de fin d'études, Ecole Centrale de Lyon.
- DOURY A. (1980)
Les limites d'utilisation des modèles panache aux courtes distances et par vent faible. Séminaire Européen sur les rejets radioactifs et leur dispersion dans l'atmosphère après un accident hypothétique de réacteur. Riso, Dannemark, 34 p.
- DOURY A., GERARD R. et PICOL M. (1980)
Abaques d'évaluation directe des transferts atmosphériques d'effluents gazeux. Rapport CEA/DSN n°84, 57 p.
- EIDSVIK K.J. (1980)
A model for heavy gas dispersion in the atmosphere. *Atmos. Envir.*, 14, 769-777.
- EIDSVIK K.J. (1981)
Heavy gas dispersion model with liquified release. *Atmos. Envir.*, 15, 1163-1164.
- ERMAC D. et CHAN S.T. (1985)
A study of heavy gas effects on the atmospheric dispersion of dense gases. Paper VI.6, Proc. of 15th Int. Tech. Meeting on Air Poll. Modeling and its Applic., NATO/CCMS, 723-743.
- FINLAYSON-PITTS B.J. et PITTS JR J. (1986)
Atmospheric chemistry : fundamentals and experimental techniques. Ed. John Wiley & Sons, New York, USA.
- FRECHEN F.B. (1995)
Modelling odour emissions from landfill and composting facilities. *Odours & VOC's Journal*, 1, 2, 66-67.
- GARDNER J.W. et BARTLETT P.N. (1994)
A brief history of electronic noses. *Sensors and Actuators B.*, 18-19, 211-220.
- GAUTHIER O. (1993)
Matriser la pollution de l'air: trente ans d'action. Références INERIS, 9, 3.
- GIFFORD F. (1975)

Atmospheric dispersion models for environmental pollution applications. Lectures on Air Pollution and Environmental impact analysis. Workshop on Meteorology and Environmental Assessment, Edition D.A. Haugen, Am. Met.Soc., Boston, MA, Chap. 2, 35-58.

GIFFORD F.A. (1982)

Horizontal diffusion in the atmosphere: a lagrangian dynamical theory. *Atmos. Environ.*, 16, 3, 505-512.

GRANDAMAS O., HUBERT Ph. et PAGÈS P. (1989)

Analyse critique des logiciels de dispersion atmosphérique. CEPN, Rapport 157, 100 p.

GRANDAMAS O. (1992)

Aide à l'organisation de l'intervention en cas d'accident de transport de produits toxiques liquides ou gazeux. Thèse de Docteur de L'Université de Savoie.

GRANIER J.P. et SAAB A. (1982)

Méthodes de calcul des phénomènes de surélévation et de dispersion des panaches d'effluents gazeux dans l'atmosphère: adaptation des méthodes aux différents problèmes à traiter. E.D.F. Bulletin de la Direction des Etudes et Recherches Série A. Nucleaire, Hydraulique, Thermique n°3/4, 59-75.

GRECA (1991)

Rapport Greca n°1: Etude bibliographique sur les COVs - études préliminaires (1^opartie). Grenoble, 91p.

GRIFFITHS R.F. (1994)

Errors in the use the Briggs parametrization for atmospheric dispersion coefficients. *Atmos. Environ.*, 28, 2861-2865.

GUILLOT J.M., FERNANDEZ B. FANLO J.L. et LE CLOIREC P. (1995^A)

Physico chemical measurements of odorous emissions on different sites. Dixième Congrès Mondial sur l'Air Pur, Helsinki, Finlande.

GUILLOT J.M. , TEETAERT V. et LE CLOIREC P. (1995^B)

Experimental methodology as a tool to improve adsorbent mixture for trapping oxygenated V.O.Cs. Proceedings of the Second International Conference about Volatile Organic Compounds in the Environment, Londres, 117-123.

GUZEWICH D.C. et PRINGLE W.J.B. (1977)

Validation of the EPA-PTMPT short term gaussian dispersion model. *J. Air Poll. Control Assoc.*, 27, 540-542.

HANNA S.R., BRIGGS G.A. et HOSTER R.P. (1982)

Handbook on Atmospheric Diffusion. DOE.

HANNA S.R. et DRIVAS P. (1989)

Guidelines for use of vapour dispersion models. Center for chemical process safety, Institute of Chemical Engineers, New York USA, 177 p.

- HANNA S.R. et STRIMAITIS D. (1989)
Workbook of test cases for vapor cloud source dispersion models. Center for chemical process safety, Institute of Chemical Engineers, New York, USA, 122 p.
- HANNA S.R., CHANG J.S. et STRIMAITIS D.G. (1990)
Uncertainties in source emission rate estimates using dispersion models. *Atmos. Environ.*, 24A, 12, 2971-2980.
- HANSEN D.L. et EATOUGH D.J. (1991)
Organic chemistry of the atmosphere. Tpress, Florida, USA.
- HARRISON R.M. et McCARTNEY H.A. (1980)
A comparison of the predictions of a simple gaussian plume dispersion model with measurements of pollutant concentration at ground-level and aloft. *Atmos. Environ.*, 14, 589-596.
- HARSSEMA H. (1981)
The diurnal flux in the dispersion of sewage plant odors. Comments on the reply to comments. *Water, Air, Soil Pollut.*, 16, 3, 381-382.
- HARSSEMA H. (1986)
Characterization of exposure in odour annoyance situations. Rapport of Air Pollution, Agricultural University, Pays-Bas, 9 p.
- HARSSEMA, H. (1990)
Field measurements of odorous air pollution with panels. Rapport interne au Dep. of Air Pollution, Wageningen University, Pays-Bas, 10 p.
- HENDERSON-SELLERS B. (1984)
Dispersion parameters as a function of stability : a review. International Symposium of Characterization and Control of Odoriferous Pollutants in Process Industries, 245-263, Louvain-la-Neuve, Belgique.
- HODIN A. (1995)
Modélisation physique en soufflerie de la dispersion atmosphérique. Actes du colloque Maitrise des Risques - les outils de demain, Ecole des Mines d'Alès.
- HODIN A. (1995^B)
L'évaluation des conséquences d'accidents industriels par la modélisation tridimensionnelle. Fiches des conférences EDF, POLLUTEC 95, 13-14.
- HÖGSTRÖM U. (1964)
An experimental study on atmospheric diffusion. *Tellus* SVI, 2, 205-247.
- HÖGSTRÖM U. (1968)
A statistical approach to the air pollution problem of chimney emission. *Atmos. Environ.*, 2, 251-271.
- HÖGSTRÖM U. (1972)

- A method for predicting odor frequencies from a point source. *Atmos. Environ.*, 6, 103-121.
- HÖGSTRÖM U. (1974)
Transport and dispersal of odors. In Human responses to environmental odors, TURK A., JOHNSTON Jr. et MOULTON D.G; (Eds.), 163-198, New York, USA.
- JANNI K.A. (1982)
Modeling dispersion of odorous gases from agricultural sources. *Transactions of the ASAE*, 1721-1723.
- JOOS E. et SEIGNEUR C. (1994)
Application of a reactive plume model to a case study of pollutant oxidation and acid deposition. In Environmental Oxidants, Chap. 5, NRIAGU J. et SIMMONS M.S., Ed. John Wiley & Sons, New York, USA.
- JUDET A. et SESOLIS B. (1991)
Principes de l'aérodynamique appliqué au génie climatique. Collection des guides de l'AICVF, Paris, 221 p.
- KEDDIE A.W.C. (1982)
The quantification of the emissions and dispersion of odours from sewage-treatment works. *Water Pollution Control*, 266-279.
- KESKETH H.E. et CROSS F.L. (1989)
Odor control including hazardous/toxic odors. Ed. Technomic Publishing, Pennsylvania, USA.
- KHAN S.K., VENKATACHALAPPA M. et PAL D. (1992)
Three-dimensional analytical model of atmospheric dispersion of pollutant in a stable boundary layer. *International Journal of Environmental Studies*, 41, 133-149.
- KRETZSCHMAR J.G. et MERTENS I. (1984)
Real-time on site simulation of the dispersion of continuous releases of odoriferous gases. International Symposium of Characterization and Control of Odoriferous Pollutants in Process Industries, 213-228, Louvain-la-Neuve, Belgique.
- LAURENT M. (1993)
Mesures d'odeurs à l'aide d'un nez électronique. *Caoutchoucs & Plastiques*, 728.
- LAHAYE P. et GILLARD F. (1984)
Odoriferous emissions from open by product tanks in coal carbonization processes. International Symposium of Characterization and Control of Odoriferous Pollutants in Process Industries, 265-288, Louvain-la-Neuve, Belgique.
- LE CLOIREC P., FANLO J.L. et DEGORCE-DUMAS J.R. (1991)
Traitement des odeurs et désodorisation industrielle. Innovation 128, Paris, 266p.
- LE NOC M. (1992)
Gare aux odeurs. *Papier Carton & Cellulose*, 47-49.

- LEONARDOS G., KENDAL D. et BARNARD N. (1969)
Odour threshold determinations of 53 odourants chemicals. *J. Air Pollution Control Assoc.*, 19, 2, 92-95.
- LEWELLEN W.S., SYKES R.I. et PARKER S.F. (1985)
Comparison of the 1981 INEL dispersion data with results from a number of different models. NUREG/CR-4159 NRC, Washington DC, USA.
- LINDVAL T. (1970)
On the sensory evaluation of odorous air pollution intensities. *Nord. Hyg. Tidskr. Suppl. 2*, Stockholm Karolinska Institute and National Institute of Public Health.
- LODGE J.R. (1989)
Methods of air sampling and analysis. Troisième édition. Lewis Publishers, 763 p.
- MAC CARTHY E.F. et DUFFEE R.A. (1980)
An interruptible odor system for a chemical plant. Proc. 73rd. Ann. Meeting of Air Pollution Control Association, Montreal, Canada.
- MAC FARLANE K. et REINKE J. (1981)
Odor control from multiple sources by dispersion. 74th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, 3, 1-14, Philadelphia, USA.
- MARTIN G. et LAFFORT P. (1992)
Odeurs & désodorisation dans l'environnement. Ed. Tec&Doc, Paris, 422 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE (1978)
Monographie scientifique : météorologie et pollution de l'air. Ed. La Documentation Française, Paris, France, 198 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU CADRE DE VIE (1984)
Les odeurs et les nuisances olfactives. Service de l'Environnement Industriel. Cahier technique de la prévention des pollutions n°15, Paris, France, 83 p.
- MURRAY D.R., SAMUEL S.C. et BOWNE N.E. (1978)
Use of a fluctuating plume puff model for prediction of the impact of odorous emissions. Proc. 71st Ann. Meeting of Air Pollution Control Association, Houston, Texas, USA.
- NF X 43-103 (1990)
Qualité de l'air: mesurage de l'odeur d'une atmosphère gazeuse - méthode supraliminaire.
- OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU (1993)
Lutte contre les odeurs des stations d'épuration.

- OOMS G. (1972)
A new method for the calculation of the plume path of gases emitted by a stack. *Atmos. Environ.*, 6, 899-909.
- PASQUILL F. (1961)
The estimation of dispersion of windborne material. *Meteorol. Mag.*, 90, 33-49.
- PASQUILL F. (1962)
Atmospheric diffusion : the dispersion of windborne material from industrial and other sources. Van Nortrand, Londres, 297 p.
- PERRIN M.L (1994)
L'olfactométrie ou la mesure des odeurs. *L'Environnement*, 38, 4-5.
- SIAAP (1990)
Diagnostic Odeurs: synthèse générale. Diagnostic Odeurs : inventaire et modélisation des émissions d'odeurs. Syndicat Interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne, Vol. 2/3-3, Paris, France, 97 p.
- SIAAP (1991)
Etude de faisabilité de la réduction des odeurs de la station d'épuration d'Achères : partie I. - Rapport général de synthèse. Syndicat Interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne, Paris, France.
- SIGRI PROJECT (1993)
Activities developed in Task 7 : modelling of consequences of accidents. Vol.1-2, Nîmes, France.
- SINGER I.A. et SMITH M.E. (1966)
Atmospheric dispersion at Brookhaven National Laboratory. *Int. J. Air & Water Poll.*, 10, 125-135.
- SMITH M. (1968)
Recommended guide for the prediction of the dispersion of airborne effluents. A.S.M.E.
- SPIEGEL M.R. (1978)
Theorie et applications de la statistique. Ed. MacGraw-Hill, Paris, France.
- STERN A.C. (1976)
Air pollution. Vol.1: Air pollutants, their transformation and transport. Academic Press, New York, USA, 443 p.
- SUJIT KUMAR KHAN, VENKATACHALAPPA M. et DULAL PAL (1992)
Three dimensional analytical model of atmospheric dispersion of pollutant in a stable boundary layer. *Intern. J. Environmental Studies*, 4, 133-149.
- SUTTON O.G. (1947)
The problem of diffusion in the lower atmosphere. *Q.J.R. Met. Soc.*, 73, 276-281.

- TALOU T (1992)
Un nez électronique pour l'industrie. *La Recherche*, 23, 246, 1088-1089.
- TOIT A.J. (1987)
Quantification of odour problems associated with liquid and solid feedlot and pultry wastes. *Water. Scie. Techn.*, 19, 31-41.
- TRIPLE J.P. et ROCHE G. (1986)
Météorologie Générale. Ed. Ecole Nationale de Météorologie, Paris, France, 318 p.
- TURNER D.B. et BUSSE A.D. (1985)
PTDIS. National Environmental Research Center, Research Triangle park, NC, USA.
- TURNER D.B. (1985)
Proposed pragmatic methods for estimating plume rise and plume penetration through atmospheric layers. *Atmos. Environ.*, 19, 1215-1218.
- TURNER D.B. (1970)
Workbook of atmospheric dispersion estimates. US Public Health Service, Division of Air Pollution, publication n°999, AP 26, 62 p.
- TYMEN G. , FOLL A. , HENAFF P. et LAIZNE J.P. (1990)
Impact sur l'environnement d'une usine de traitement de résidus urbains: cas de l'UIOM de Brest. *Poll. Atmos.*, 126, 153-166.
- UNION DES INDUSTRIES CHIMIQUES (1982)
Les cahiers de sécurité : note d'information sur les modèles de dispersion atmosphérique. Cahier n°6, Paris, France, 80 p.
- UNION DES INDUSTRIES CHIMIQUES (1995)
Groupe de travail: risques technologiques majeurs - dispersion atmosphérique. Cahier n°6, Paris, France, 80 p .
- VOERMAN J.W.T. et HARSSEMA H. (1984)
Development of a dispersion model for odours. Int. Symp. on Characterization and Control of Odoriferous Pollutants in Process Industries, 231-244.
- WARK K. et WARNER C.F. (1981)
Air pollution : its origin and control. Chapitre 4. Ed. Harper & Row, New York, USA, 513 p.
- WOHLERS H.C. (1963)
Odor intensity and odor travel from industrial sources. *Int. J. Air Wat. Poll.*, 7, 71-78.
- ZANNETTI P. (1986)
A new mixed segment-puff approach for dispersion modeling. *Atmos. Environ.*, 20, 1121-1130.
- ZANNETTI P. (1990)
Air pollution modeling. Ed. Van Nostrand Reinhold, N.Y., USA, 717 p.

ANNEXE 1 :
SCHEMA DE LA STATION
METEOROLOGIQUE.

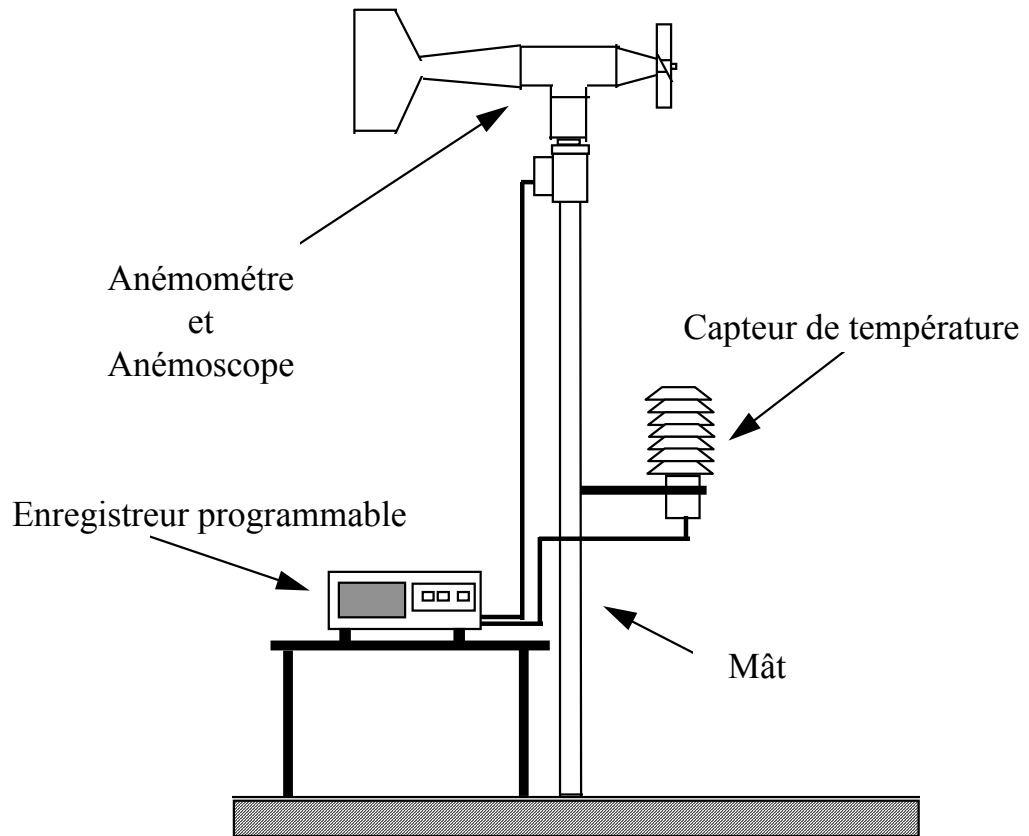


Figure A-1 : Station météorologique portable employée pendant les essais sur le terrain.

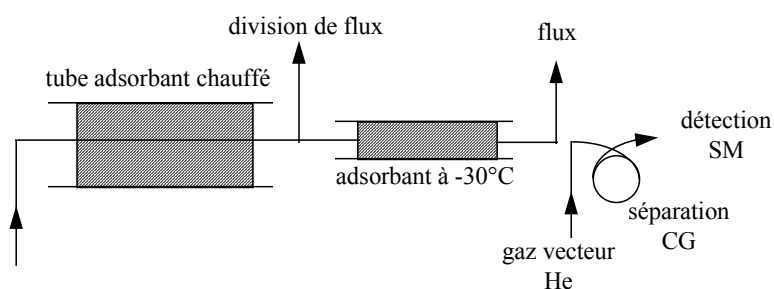
ANNEXE 2 :
CONDITIONS D'ANALYSE

A.2.1 La thermodésorption

Le chauffage des tubes adsorbants permet de récupérer les produits adsorbés sur les différents pièges. Il faut appliquer un chauffage relativement important pour s'assurer de la désorption efficace des produits mais suffisamment modéré pour n'altérer ni l'adsorbant ni les produits à analyser.

La désorption thermique se fait en deux étapes. La première étape consiste en la désorption thermique du tube adsorbant proprement dit suivie dans une deuxième partie par un repiégeage des produits désorbés sur un piège cryogénique (rempli de Tenax T.A.) à -30°C placé entre le tube adsorbant et l'unité chromatographique. La deuxième étape consiste en un chauffage brutal ($2400^{\circ}\text{C}/\text{min}$) du piège cryogénique traversé par le gaz vecteur. Il permettra de transférer rapidement et quantitativement l'ensemble des composés en tête de colonne chromatographique et ce grâce à une ligne de transfert maintenue à 200°C . Le refroidissement et le chauffage du piège cryogénique se font par effet Peltier. Les deux étapes de la thermodésorption sont schématisées sur la figure A-2.

PREMIERE ETAPE : désorption primaire



DEUXIEME ETAPE : désorption secondaire

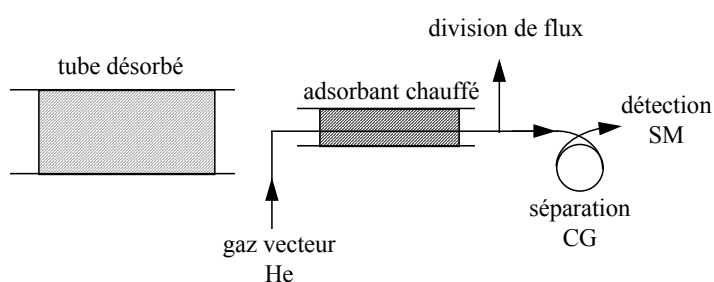


Figure A-2 : Schéma des deux étapes de la thermodésorption.

Les conditions de thermodésorption sont les suivantes :

- première désorption du cartouche avec l'adsorbant : 250°C pendant 5 minutes sous courant d'hélium à $20\text{ ml}/\text{min}$;
- température du piège cryogénique : -30°C porté à $+300^{\circ}\text{C}$ à raison de $2400^{\circ}\text{C}/\text{min}$ et maintenu à $+300^{\circ}\text{C}$ pendant 2 minutes;
- remplissage du piège cryogénique : Tenax T.A.;
- ligne de transfert thermodésorbeur-chromatographe : 200°C ;

- débit d'hélium lors de la première désorption : 20 ml/min;
- débit d'hélium lors de la deuxième désorption : 10 ml/min;
- deuxième division de flux : 9 ml/min;
- débit d'hélium dans la colonne : 1 ml/min.

A.2.2 La chromatographie en phase gazeuse

Suite à la thermodésorption, l'injection se fait à l'état gazeux *via* une ligne de transfert maintenue à 200°C à partir du thermodésorbeur.

Les composés injectés sont séparés sur une colonne BPX-5 (SGE), colonne capillaire apolaire d'une longueur de 50 m. Son diamètre interne est de 0,32 mm et son épaisseur de film est importante (3 µm) ce qui permet d'augmenter les temps de rétention.

La programmation de température du four suit une rampe de 40 à 140°C à raison de 10°C/min.

A.2.3 La détection par la spectrométrie de masse

Parmi les nombreux détecteurs possibles associés à la chromatographie en phase gazeuse, la spectrométrie de masse occupe une place très importante quant à la performance de l'analyse. La source d'ionisation fonctionne en mode impact électronique. La sensibilité de la méthode est de l'ordre du picogramme injecté. La gamme de masse, prise en compte lors des acquisitions, varie entre 12 et 250 u.m.a..

ANNEXE 3 :
LA SAISIE DES DONNEES ET LEUR
INTERPRETATION

Le temps de rétention pour l'acétone avec les conditions analytiques exposées est d'environ 7,18 minutes.

Pour l'acétone, la courbe d'étalonnage a été définie au laboratoire à partir de la génération des atmosphères étalons avec le système de dilution dynamique déjà présenté. La technique d'analyse utilisée a été décrite au § III.3.1.3.

La courbe d'étalonnage pour l'acétone, défini par cet essai à Deaux, est présentée à la figure A-3.

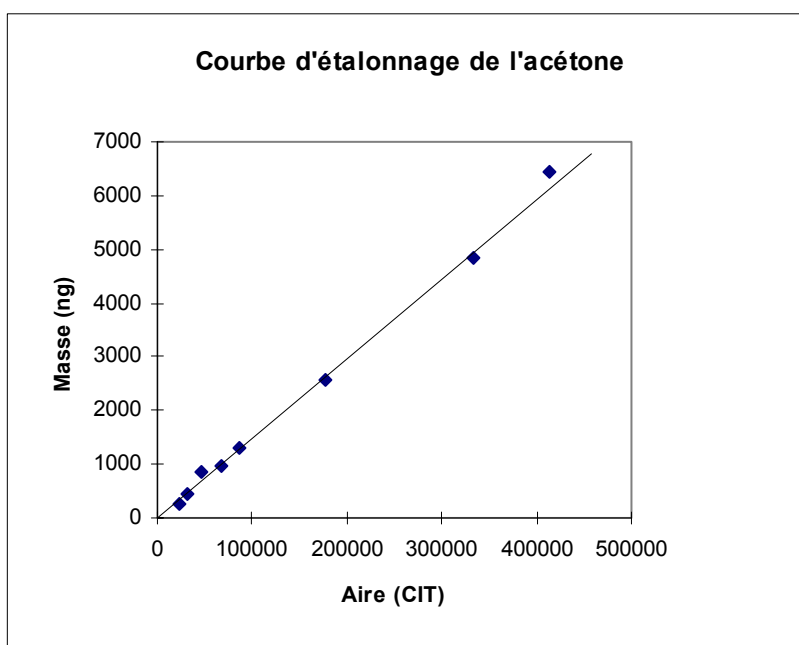


Figure A-3 : Courbe d'étalonnage pour l'acétone.

ANNEXE 4 :
LE SPECTRE DE MASSE POUR L'ACETONE ET
LA COURBE D'ETALONNAGE.

Le spectre de masse pour l'acétone présente les pics principaux à m/z 43 et 58. La figureA-4 présente l'intégration des pics en courant ionique total (CIT), pour les ions 43, 58 et pour la gamme 30 à 58 u.m.a.

Figure A-4 : Chromatogramme et spectre de masse de l'acétone à partir des conditions d'analyse utilisées.

Pour la quantification de l'acétone prélevée, une nouvelle courbe d'étalonnage a été réalisée. Cette fois, l'acétone a été étalonnée en prenant en compte la gamme d'ions entre 30 et 58. La réponse obtenue par le spectromètre de masse avec cette procédure est plus intéressante pour l'analyse des traces d'acétone dans l'air que l'intégration de la totalité des

ions. La gamme d'ions choisie englobe les pics majoritaires à m/z 43 et à m/z 58 qui correspondent au pic de base et au pic parent respectivement. La courbe d'étalonnage est présentée à la figure A-5.

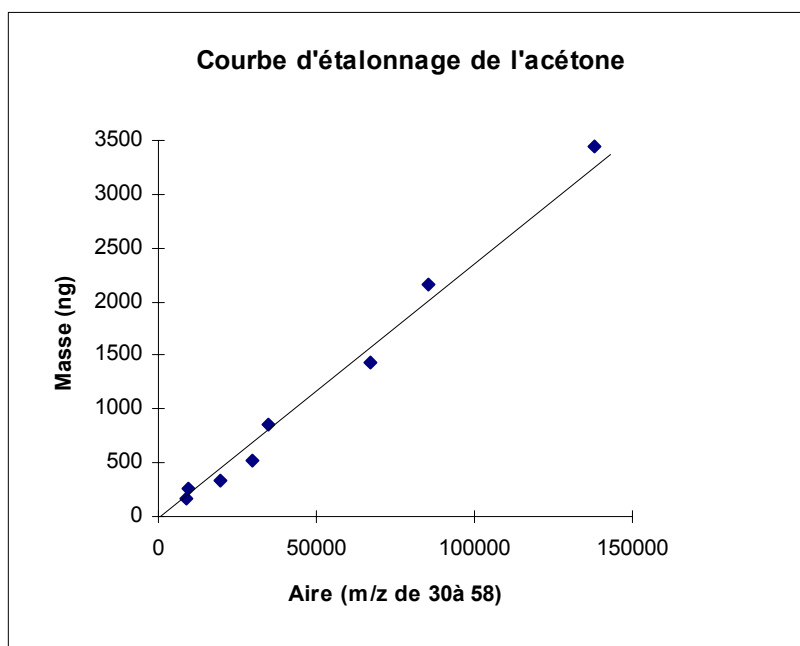


Figure A-5 : Courbe d'étalonnage de l'acétone pour la gamme 30 - 58 u.m.a.