

2008

Évaluation analytique de la dispersion des émissions de cheminées de toit sur les bâtiments

Ted Stathopoulos
Concordia University

Hajra Bodhisatta
Concordia University

Ali Bahloul
IRSST, ali.bahloul@irsst.qc.ca

Suivez ce contenu et d'autres travaux à l'adresse suivante: <https://pharesst.irsst.qc.ca/rapports-scientifique>

Citation recommandée

Stathopoulos, T., Hajra, B. et Bahloul, A. (2010). *Évaluation analytique de la dispersion des émissions de cheminées de toit sur les bâtiments* (Rapport n° R-643). IRSST.

Ce document vous est proposé en libre accès et gratuitement par PhareSST. Il a été accepté pour inclusion dans Rapports de recherche scientifique par un administrateur autorisé de PhareSST. Pour plus d'informations, veuillez contacter pharesst@irsst.qc.ca.



Substances chimiques et agents biologiques

Études et recherches

■ RAPPORT R-643



Évaluation analytique de la dispersion des émissions de cheminées de toit sur les bâtiments

*Ted Stathopoulos
Bodhisatta Hajra
Ali Bahloul*



Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.

NOS RECHERCHES

Mission *travaillent pour vous !*

Contribuer, par la recherche, à la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles ainsi qu'à la réadaptation des travailleurs qui en sont victimes.

Offrir les services de laboratoires et l'expertise nécessaires à l'action du réseau public de prévention en santé et en sécurité du travail.

Assurer la diffusion des connaissances, jouer un rôle de référence scientifique et d'expert.

Doté d'un conseil d'administration paritaire où siègent en nombre égal des représentants des employeurs et des travailleurs, l'IRSST est financé par la Commission de la santé et de la sécurité du travail.

Pour en savoir plus

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour. De plus, toutes les publications éditées par l'IRSST peuvent être téléchargées gratuitement. www.irsst.qc.ca

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSST, abonnez-vous gratuitement au magazine Prévention au travail, publié conjointement par l'Institut et la CSST. Abonnement : 1-877-221-7046

Dépôt légal

Bibliothèque nationale du Québec
2010
ISBN : 978-2-89631-426-3 (version imprimée)
ISBN : 978-2-89631-427-0 (PDF)
ISSN : 0820-8395

IRSST - Direction des communications
505, boul. De Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3C2
Téléphone : (514) 288-1551
Télécopieur : (514) 288-7636
publications@irsst.qc.ca
www.irsst.qc.ca
© Institut de recherche Robert-Sauvé
en santé et en sécurité du travail,
février 2010



Substances chimiques et agents biologiques

Études et recherches

■ RAPPORT R-643

Évaluation analytique de la dispersion des émissions de cheminées de toit sur les bâtiments

Avis de non-responsabilité

L'IRSST ne donne aucune garantie relative à l'exactitude, la fiabilité ou le caractère exhaustif de l'information contenue dans ce document. En aucun cas l'IRSST ne saurait être tenu responsable pour tout dommage corporel, moral ou matériel résultant de l'utilisation de cette information.

Notez que les contenus des documents sont protégés par les législations canadiennes applicables en matière de propriété intellectuelle.

*Ted Stathopoulos¹
Bodhisatta Hajra¹
Ali Bahlou²*

¹Université Concordia
²IRSST



Cette publication est disponible
en version PDF
sur le site Web de l'IRSST.

CONFORMÉMENT AUX POLITIQUES DE L'IRSST
Les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document
ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.

Résumé

« Dispersion » permet de décrire la façon dont les effluents des cheminées ou d'autres émissions des bâtiments sont transportés et dilués par le vent soufflé à travers un regroupement de bâtiments ou ses environs immédiats. La pollution atmosphérique est extrême lorsque l'air présente un niveau de pollution excessif pendant plusieurs heures ou plusieurs jours, et il peut en résulter un grand inconfort, des maladies et même des décès chez les personnes les plus vulnérables. Il y a forte probabilité de pollution extrême en présence d'inversions thermiques persistantes et de vents faibles ou stagnants ne permettant pas la dispersion des effluents.

La modélisation de la dispersion atmosphérique consiste en une simulation mathématique de la façon dont les polluants atmosphériques se dispersent dans l'air ambiant. Cette modélisation s'effectue au moyen de logiciels qui résolvent les équations mathématiques et les algorithmes permettant de simuler la dispersion des polluants. Les modèles de dispersion sont utilisés pour estimer ou prédire la concentration des polluants atmosphériques émis par des sources telles que les installations industrielles ou la circulation automobile et ensuite traînés par le vent. De tels modèles s'avèrent importants pour les organismes gouvernementaux chargés de protéger et de gérer la qualité de l'air ambiant. La santé des personnes qui travaillent dans des laboratoires ou des bâtiments hospitaliers est plus particulièrement à risque lorsque les polluants générés par les activités exercées dans ces installations sont ingérés par les prises d'air des systèmes de climatisation ou par les fenêtres ouvertes. Les modèles sont couramment utilisés pour déterminer si des installations industrielles existantes ou projetées sont ou seront conformes à la norme nationale américaine de qualité de l'air ambiant (NAAQS) ou aux normes d'autres pays. Les modèles favorisent en outre l'élaboration de stratégies de contrôle efficaces en matière de réduction des émissions de polluants atmosphériques nocifs.

Le présent rapport évalue l'utilisation des différents modèles de dispersion atmosphérique approuvés par l'Environmental Protection Agency (EPA) pour modéliser la dispersion des effluents de cheminées de toit de manière à déterminer leur concentration à divers points des toits sur lesquels elles se trouvent. Dans ce contexte, les effets liés aux structures de toit et aux diverses directions éoliennes ont été pris en compte. Les données obtenues en soufflerie et sur le terrain ont par ailleurs été comparées aux résultats fournis par les différents modèles de dispersion.

Il est constaté que les modèles de l'EPA, utilisant essentiellement les équations gaussiennes, sont mieux adaptés aux longues distances qu'aux courtes distances dans le voisinage d'un bâtiment donné. À proximité de la cheminée, le modèle de l'ASHRAE et les données de soufflerie peuvent s'avérer plus fiables lorsqu'il s'agit de prédire la dispersion ou la concentration des polluants.

Table des matières

Résumé.....	i
Table des matières.....	iii
Liste des figures.....	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des symboles.....	ix
Chapitre 1.....	1
Introduction.....	1
1.1 Généralités.....	1
1.2 Définition de la dispersion.....	1
1.3 Modèle gaussien des panaches.....	3
1.4 Objectifs du projet.....	4
Chapitre 2.....	7
Revue de la littérature.....	7
2.1 Généralités.....	7
2.2 Modèles passés.....	7
2.3 Sources documentaires traitant des données de soufflerie et de terrain.....	8
2.4 Sources documentaires traitant de l'application des modèles de l'EPA.....	10
2.5 Recherches fondées sur la modélisation numérique.....	11
Chapitre 3.....	13
Modèles de dispersion.....	13
3.1 Généralités.....	13
3.2 Équations gaussiennes de dispersion des polluants atmosphériques.....	13
3.3 Modèle de dispersion de l'ASHRAE.....	14
3.3.1 Méthode de conception géométrique de l'ASHRAE.....	14
3.3.2 Dilution et concentration.....	17
3.4 Modèle de l'ASHRAE 2007.....	22
3.5 L'Agence de protection environnementale des États-Unis.....	24
3.5.1 Modèles préférés et recommandés.....	24
3.5.2 Modèles alternatifs.....	25
3.5.3 Modèles simplifiés.....	25
3.5.4 Modèles photochimiques.....	26
3.5.5 Modèles élaborés dans d'autres pays.....	26
3.6 Modèles utilisés dans la présente étude.....	26
3.6.1 ADMS 3.3.....	26
3.6.2 SCREEN 3.....	27
3.6.3 AFTOX.....	28
3.6.4 ALOHA.....	28
Chapitre 4.....	29
Expériences en soufflerie.....	29
4.1 Généralités.....	29
4.2 Soufflerie à couche limite et instrumentation.....	29
Chapitre 5.....	35
Résultats et analyse.....	35

5.1 Généralités	35
5.2 Cas 1 – Bâtiment de faible hauteur	35
5.3 Cas 2 – Bâtiment de grande hauteur	42
5.5 Cas 4 – Bâtiment de faible hauteur sous différentes conditions éoliennes	53
5.6 Cas 5 – Comparaison entre les données de terrain et d’ADMS 3.3	58
Chapitre 6	63
Conclusions et perspectives de recherche	63
6.1 Généralités	63
6.2 Conclusions	63
BIBLIOGRAPHIE	67
ANNEXE A	71
ANNEXE B	75
ANNEXE C	77
ANNEXE D	79

Liste des figures

Figure 1.1	Modèle gaussien du panache (tiré de Air Pollution de Jeremy Colls, 2002, p. 281)	3
Figure 3.1	Procédure de conception relative à la hauteur de cheminée requise pour éviter toute contamination (tirée de Wilson, 1979)	15
Figure 3.2	Zones de recirculation et distance linéaire la plus courte entre la source d'émission et une prise d'air (tiré d'ASHRAE 2003, ch. 44)	22
Figure 3.3	Zones de recirculation et distance linéaire la plus courte entre la source d'émission et une prise d'air (tiré d'ASHRAE 2007, ch. 44)	23
Figure 4.1	Vue frontale de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia	30
Figure 4.2	Vue en plan et de face de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia	30
Figure 4.3	Maquette d'un bâtiment haut de 15 m utilisée dans le cadre de l'étude	32
Figure 4.4	Profils de vitesse moyenne et d'intensité de la turbulence obtenus dans la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia (Stathopoulos et al., 1999)	33
Figure 4.5	Système d'expérimentation au gaz traceur (tiré de Gupta, 2008)	34
Figure 5.1	Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur un bâtiment de faible hauteur	36
Figure 5.2	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m	37
Figure 5.3	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 2 m	38
Figure 5.4	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m	39
Figure 5.5	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m	40
Figure 5.6	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m	41
Figure 5.7	Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur un bâtiment de grande hauteur	43
Figure 5.8	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m sur un bâtiment de grande hauteur	44
Figure 5.9	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m sur un bâtiment de grande hauteur	45
Figure 5.10	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m sur un bâtiment de grande hauteur	46
Figure 5.11	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m sur un bâtiment de grande hauteur	47

Figure 5.12	Bâtiment de faible hauteur en présence d'une structure sur le toit	49
Figure 5.13	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit	50
Figure 5.14	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit	51
Figure 5.15	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit	52
Figure 5.16	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit	53
Figure 5.17	Vent à angle de 45° sur un bâtiment de faible hauteur	54
Figure 5.18	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m par vent à 45 degrés azimut.....	55
Figure 5.19	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m par vent à 45 degrés azimut.....	56
Figure 5.20	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m par vent à 45 degrés azimut.....	57
Figure 5.21	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m par vent à 45 degrés azimut.....	58
Figure 5.22	Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur les bâtiments BE et FG.....	59
Figure 5.23	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m.....	60
Figure 5.24	Eplacement de la cheminée et des récepteurs sur les bâtiments BE et FG.....	61
Figure 5.25	Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m.....	62
Figure A 1	Grille correspondant à la vue en plan d'un bâtiment de faible hauteur (fichier de sortie d'ADMS 3.3).....	71
Figure A 2	Grille montrant le tracé de contours pour un bâtiment de faible hauteur (fichier de sortie d'ADMS 3.3).....	72
Figure A 3	Grille correspondant à la vue en plan d'un bâtiment de faible hauteur et montrant l'emplacement de la cheminée et des récepteurs	73
Figure A 4	Grille montrant le tracé de contours pour un bâtiment de faible hauteur surmonté d'une cheminée haute de 3 mètres	74
Figure B 1	Écran de saisie du logiciel SCREEN 3	75
Figure C 1	Écrans d'entrée-sortie d'AFTOX.....	78
Figure D 1	Écran d'entrée-sortie d'ALOHA 5.4.....	79

Liste des tableaux

Tableau 5.1 – Détails du bâtiment	48
Tableau 5.2 – Détails de la structure de toit.....	48
Tableau 5.3 – Détails du bâtiment	54
Tableau 6.1 – Court résumé du rendement des modèles examinés	65

Liste des symboles

Symbole	Définition	Unités
A_e	Superficie de la cheminée	m^2
B_l	Paramètre de dilution en fonction de la distance	-
B_s	Plus courte distance au vent	m
B_L	Plus grande distance au vent	m
C	Concentration de contaminant au récepteur	lb/pi^3
C_{accept}	Concentration acceptable	lb/pi^3
C_{max}	Concentration maximale au récepteur	lb/pi^3
C_e	Concentration des émissions	lb/pi^3
D	Dilution	-
D_{min}	Dilution minimale – ASHRAE (2003)	-
D_o	Dilution initiale	-
D_d	Dilution en fonction de la distance	-
D_r	Dilution au niveau du toit	-
D_{req}	Dilution requise	-
D_Y	Facteur de dilution de la concentration volumétrique	-
D_{norm}	Dilution normalisée	-x
d_s	Diamètre de la cheminée	m
f	Fraction du volume de contaminant au récepteur	-
f_e	Fraction du volume de polluant	-
h_d	Réduction de la hauteur du panache	m
$h_{panache}$	Hauteur du panache	m
h_r	Élévation du panache	m
h_s	Hauteur de la cheminée	m
h_{faible}	Plus faible hauteur du panache	m
h_{haut}	Hauteur de la zone de recirculation critique	m
h	Hauteur effective du panache	m
H	Hauteur d'émission totale	m
H_c	Hauteur maximale de la zone de recirculation du toit	m
k	Dilution normalisée	-
L_c	Longueur de la zone de recirculation du toit	m
L_r	Longueur de la zone de sillage du toit	m
m	Taux d'émission de la masse de contaminant	lb/sec
M	Moment d'impulsion (V_e/U_H)	-
P_{max}	Concentration maximale des polluants	-
$q(x, y, z)$	Concentration des effluents à un quelconque récepteur	m

Q_{SF6}	Taux d'écoulement de l'hexafluorure de soufre	m^3/sec
R	Longueur d'échelle	m
S	Distance linéaire la plus courte	m
t_{moy}	Temps de moyennage	minutes
T_e	Température absolue de l'air évacué	K
T_a	Température absolue de l'air ambiant extérieur	K
U_H	Vitesse du vent à la hauteur du bâtiment	m/sec
V_e	Vitesse d'évacuation	m/sec
σ_o	Taille de la source initiale compte tenu du diamètre de la cheminée et de l'entraînement du jet de dilution durant l'élévation du panache	m
σ_y	Coefficient de diffusion (à l'horizontale)	m
σ_z	Coefficient de diffusion (à la verticale)	m
α	Paramètre dépendant de la forme du bâtiment et du moment d'impulsion	-
β	Facteur d'obturation de la cheminée	-
ζ	Séparation verticale au-dessus de h_{haut}	m
X_c	Distance entre le bord antérieur et H_c	m
Z_1	Zone de recirculation du toit	-
Z_2	Zone de haute turbulence	-
Z_3	Limite de la zone de sillage du toit	-

Chapitre 1

Introduction

1.1 Généralités

Une des principales causes de la mauvaise qualité de l'air intérieur dans certaines installations tient à l'introduction sporadique d'air vicié par les prises d'air frais. Il est donc extrêmement important de concevoir les systèmes de prise d'air et d'évacuation de manière à ce que les effluents émis par un bâtiment n'y soient pas réintroduits. Les universités, les hôpitaux et les laboratoires industriels font partis des endroits où les effluents peuvent être toxiques et dangereux, alors que la santé des travailleurs et la propreté des locaux y sont primordiales. Malheureusement, les technologies de pointe n'ont pas encore permis aux ingénieurs en bâtiment d'appliquer des critères de conception propres à éviter les problèmes d'ingestion d'air vicié dans les nouvelles constructions, ou à les atténuer dans les bâtiments existants.

De nombreux projets ont été conjointement menés par l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) et l'Université Concordia, au Canada. Ce rapport résume certains des résultats d'expérience précédemment obtenus en soufflerie et sur le terrain. De nombreux modèles de dispersion ont récemment été développés par différents établissements. Les plus notables sont ceux développés par l'Environmental Protection Agency (EPA), aux États-Unis. L'EPA est un des organes directeurs dans le domaine de la dispersion des polluants et de la qualité de l'air en terrain dégagé, en zone urbaine et à l'intérieur des bâtiments. Certains des modèles développés dans d'autres pays ont aussi été retenus par l'EPA.

1.2 Définition de la dispersion

Tandis qu'un effluent s'éloigne de sa source, des tourbillons de turbulence à l'intérieur du panache contribuent à sa diffusion. Les effets conjugués du transport et de la diffusion de l'effluent constituent généralement ce qu'il est appelé dispersion. L'effluent présente un gradient de concentration, de sorte que les concentrations d'effluent au centre du panache sont plus élevées qu'à la périphérie du panache. Tandis que le panache se déplace avec le vent, la diffusion se poursuit dans la direction verticale ascendante jusqu'au sommet de la couche de mélange, qui s'étend normalement entre 200 et 2 000 mètres au-dessus de la surface de la terre. À l'intérieur de cette couche de mélange atmosphérique, des turbulences favorisent le mélange de l'effluent. Au sommet de la couche de mélange, la turbulence diminue, et au-delà de cette « limite », la diffusion verticale peut se trouver grandement réduite. Bien que le phénomène de diffusion se manifeste également de façon latérale et longitudinale, cette dernière occurrence est négligeable par rapport à la convection et à la dispersion causées par le cisaillement du vent. La dispersion et l'ondulation latérales sont toutefois importantes.

Il existe deux principaux types de turbulence à l'intérieur de la couche de mélange : la turbulence mécanique due aux effets de surface, et la turbulence thermique due au réchauffement et au refroidissement de la surface de la terre. Non seulement la turbulence mécanique résulte-t-elle de la résistance de frottement de la surface de la terre, mais elle augmente proportionnellement à la vitesse du vent et à la rugosité de la surface sous-jacente, de même que sous l'effet de la séparation et du réattachement, ainsi que des décollements de tourbillons de corps non profilés et d'autres objets. À l'intérieur de la couche de mélange, la vitesse du vent tend à augmenter avec la hauteur en raison de la friction réduite entre l'air et la surface de la terre. Dans les zones densément construites, notamment urbaines, la vitesse du vent augmente moins vite avec la hauteur que dans les zones qui présentent moins de rugosité, comme les banlieues ou les terrains plats.

La turbulence thermique dépend de la stabilité de l'atmosphère à l'intérieur de la couche de mélange. Les conditions atmosphériques à l'intérieur de la couche de mélange peuvent être instables, stables ou neutres selon qu'elles favorisent le mouvement des particules d'air d'un point à un autre, qu'elles le retardent ou qu'elles n'ont aucun effet sur lui. En présumant qu'un volume d'air (et les particules qu'il renferme) entre en mouvement ascendant ou descendant, tout mouvement ultérieur dépend de la température du volume d'air en question par rapport à l'atmosphère environnante dans laquelle il se déplace.

- *Conditions instables : le mouvement vertical des particules d'air est favorisé.* Si un volume d'air au départ ascendant est plus chaud que l'atmosphère environnante, il est plus flottant que celle-ci, de sorte qu'il continue à monter. Par contre, si un volume d'air au départ descendant est plus froid que l'atmosphère environnante, il devient plus dense que celle-ci, et donc moins flottant, de sorte qu'il continue à descendre. Quoi qu'il en soit, dans un cas comme dans l'autre, le mouvement vertical des particules d'air est favorisé.

- *Conditions stables : le mouvement vertical des particules d'air est retardé.* Si un volume d'air au départ ascendant est plus froid que l'atmosphère environnante, il devient plus dense que celle-ci, et retombe. Par contre, si un volume d'air au départ descendant est plus chaud que l'atmosphère environnante, il devient plus flottant que celle-ci, et s'élève. Quoi qu'il en soit, dans un cas comme dans l'autre, le mouvement vertical des particules d'air est retardé.

- *Conditions neutres :* Si la température d'un volume d'air ascendant ou descendant est égale à celle de l'atmosphère environnante, le mouvement des particules d'air n'est ni favorisé ni retardé par des facteurs de flottement.

Les conditions atmosphériques peuvent grandement influencer la dispersion des effluents. À titre d'exemple, sous conditions stables et avec peu de changement dans la direction du

vent, le panache d'effluent d'une cheminée peut conserver une forme étroite à la verticale sur une longue distance en aval dans le sens du vent. Par contre, des conditions instables peuvent donner lieu à un panache ondulé, de sorte que l'effluent de la cheminée risque d'entrer en contact avec le sol relativement près du point d'émission.

1.3 Modèle gaussien des panaches

Un des modèles les plus largement utilisés pour représenter de façon numérique le mouvement et la dispersion de l'effluent d'un point d'émission est le modèle gaussien des panaches. La figure 1.1 (tirée de *Air Pollution* de Jeremy Colls, 2002) illustre de façon simplifiée un modèle gaussien représentatif des contaminants émis par une cheminée.

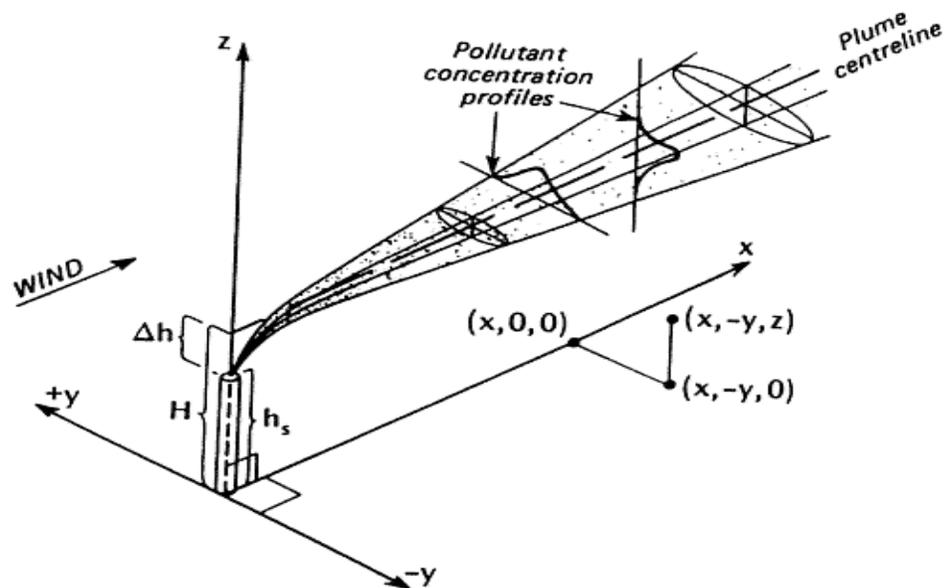


Figure 1.1 Modèle gaussien du panache
(tiré de *Air Pollution* de Jeremy Colls, 2002, p. 281)

L'application d'un modèle gaussien des panaches implique l'utilisation d'une distribution statistique normale pour décrire la diffusion d'un effluent dans la direction des différentes coordonnées. Le choix d'une distribution normale se veut purement pratique, dès lors que d'autres distributions statistiques donnent aussi des résultats satisfaisants et peuvent même, sur le plan physique, s'avérer préférables dans la mesure où elles n'impliquent pas le transport instantané de l'effluent sur des distances infinies. Le principal avantage de telles expressions analytiques tient à leur simplicité mathématique, compte tenu de l'incertitude inhérente à toute prédiction. Le modèle gaussien des panaches tient compte du mouvement descendant de même que de la dispersion verticale et horizontale des

contaminants émis, et prédit les concentrations de contaminants au sol et dans l'air. La figure 1.1 représente les distributions gaussiennes (normales) dans les directions verticale et transversale. Près du point d'émission, la concentration est élevée autour de l'axe du panache et chute rapidement aux abords de ses limites externes. Mais plus loin en aval, la distribution de la concentration s'étale à partir de l'axe central.

Les formes de distribution de la concentration sont définies dans le modèle gaussien des panaches par des paramètres appelés coefficients de diffusion. En présumant que la diffusion dans la direction du vent est minime par rapport au transport par le vent, le modèle gaussien des panaches inclut deux coefficients de diffusion, σ_y et σ_z . Il s'agit là des écarts-types des distributions gaussiennes dans les directions transversale (horizontale) (σ_y) et verticale (σ_z).

De nombreux systèmes ont été utilisés pour estimer les coefficients de diffusion. La plupart d'entre eux reposaient sur l'état de stabilité atmosphérique et sur la distance de la source. L'état de stabilité en question est liée aux trois conditions atmosphériques précédemment décrites (neutre, stable et instable). Deux systèmes couramment utilisés sont ceux de Pasquill (1966) et de Gifford (1966), qui font appel à un système d'équations permettant d'estimer un ensemble correspondant de courbes empiriques. Ces courbes fournissent les valeurs de σ_y et σ_z en fonction de la distance d'une source pour six états de stabilité atmosphérique.

1.4 Objectifs du projet

La présente recherche porte sur l'analyse statistique de résultats expérimentaux et sur l'évaluation analytique de différents modèles proposés par l'ASHRAE de même que d'autres décrits dans la littérature. Le rendement de ces modèles de dispersion a été examiné à l'aide de données expérimentales de soufflerie et des essais sur le terrain obtenues à partir de mesures au gaz traceur des émissions d'une cheminée mobile sur le toit d'un bâtiment de faible hauteur en milieu urbain. Les données expérimentales issues de l'étude coopérative (comprenant de nombreux essais sur le terrain et expériences en soufflerie) menée par l'Université Concordia et les chercheurs de l'IRSST au cours des dernières années ont été utilisées dans la présente étude.

Les principaux buts visés par la présente activité de recherche consistaient à évaluer les modèles de dilution (ASHRAE, UK ADMS, AFTOX, ALOHA, SCREEN 3) récemment adoptés par plusieurs organisations, et à fournir des directives destinées à réduire l'ingestion d'air vicié aux prises d'air frais. Les résultats obtenus contribueront à réduire une éventuelle ingestion d'air vicié aux prises d'air frais, ingestion due à la recirculation

des émissions autour des bâtiments, et à améliorer la qualité de l'air pour les travailleurs à l'intérieur des laboratoires, des usines, des hôpitaux et d'autres bâtiments industriels.

Le rapport a été divisé en cinq chapitres. Après l'introduction, le chapitre 2 présente une revue de la littérature et examine les recherches effectuées dans le domaine de la dispersion atmosphérique. Suivent les chapitres sur les modèles de dispersion et les expériences en soufflerie, où sont présentés en détail divers modèles décrits dans la littérature, de même qu'un bref aperçu des modèles utilisés dans le cadre de la présente étude, et des détails concernant les installations expérimentales de l'Université Concordia et les travaux qui y ont cours. Le chapitre 5 fournit une représentation graphique et une analyse approfondie des résultats. Quant au chapitre 6, il présente plusieurs conclusions tirées de l'étude et des calculs effectués.

Chapitre 2

Revue de la littérature

2.1 Généralités

L'air frais entre dans un bâtiment par une ou plusieurs bouches d'aération. Parallèlement, les bouches d'évacuation permettent à l'air vicié des bâtiments de s'en échapper afin que le vent les disperse. Lorsque les prises d'air ou le système d'évacuation ne sont pas bien conçus, des contaminants de sources extérieures environnantes (p. ex., échappement des véhicules) ou du bâtiment lui-même (émissions de hottes de laboratoire) peuvent entrer dans le bâtiment sans avoir été suffisamment dilués. Les contaminants mal dilués peuvent causer des odeurs et nuire à la santé et à la qualité de l'air intérieur. Il est donc extrêmement important d'étudier et de comprendre les effets de la dilution, surtout sur de courtes distances dans le voisinage immédiat d'un bâtiment. Ce chapitre fait le point sur une partie de la littérature traitant des modèles de dispersion conventionnels, des études en soufflerie, des recommandations de l'ASHRAE et des modèles de dispersion approuvés par l'EPA.

2.2 Modèles passés

À partir d'expériences en soufflerie, Halitsky (1963) a formulé l'équation suivante concernant la dilution minimale :

$$D_{\min} = [\alpha + 0,11(1 + 0,2 \alpha) S/A_e^{0,5}]^2 \quad (2.1)$$

où S correspond à la distance de la source, A_e à la surface d'émission et α au paramètre adimensionnel dépendant de la forme et de l'orientation du bâtiment ainsi que du moment d'impulsion; il s'ensuit que l'équation 2.1 est elle-même adimensionnelle.

Scorer (1968) a élaboré un modèle dans lequel un panache était représenté sous la forme d'un cône dont l'angle était utilisé pour déterminer le taux de dispersion. Il avançait que si un panache avait une section transversale circulaire de rayon R, U étant la vitesse du vent et Q le débit d'émission des polluants, en évaluant un ensemble complexe d'intégrales, la concentration maximale des polluants (P_{\max}) serait :

$$P_{\max} = Q / (\pi R^2 U (0,5 - 2 / \pi^2)) \quad (2.2)$$

Meroney (1982) a élaboré une méthode permettant l'interpolation des cas d'écoulement et de dispersion autour d'un obstacle isolé à celui d'un groupe d'obstacles. Il a conçu une formule permettant de déterminer le coefficient de concentration voulu selon la hauteur

effective de la cheminée. Ses modèles reposaient sur plusieurs données d'expérience obtenues en soufflerie.

Trois des modèles les plus largement répandus sont ceux de Wilson et Chui (1985, 1987), de Wilson et Lamb (1994) et de Halitsky (1963), les deux derniers figurant par ailleurs dans le *Fundamentals Handbook* (1997) de l'ASHRAE.

Le modèle Wilson-Chui a été élaboré à partir de nombreuses expériences en soufflerie sur des bâtiments isolés. Wilson et Chui (1985, 1987) ont proposé la formule suivante pour calculer la dilution minimale le long de l'axe du panache :

$$D_{\min} = (D_o^{0,5} + D_d^{0,5})^2 \quad (2.3)$$

où D_o représente la dilution initiale au point d'émission, et D_d la dilution en fonction de la distance résultant de la turbulence atmosphérique et de la turbulence provoquée par le bâtiment. Les formules de l'ASHRAE (1993) sont également dérivées des expressions ci-dessus. Les modèles de Wilson n'intègrent généralement aucun coefficient de sécurité, mais l'expression de l'ASHRAE (1974) fondée sur les données de Halitsky (1963) comprend un ordre de grandeur de la facteur de sécurité. Il peut s'agir là d'une bonne ou d'une mauvaise chose selon les implications que peuvent avoir les écarts sur le plan sécuritaire par rapport au plan fiscal.

Wilson et Lamb (1994) ont proposé une version révisée du modèle D_{\min} qui a été incluse dans le manuel de l'ASHRAE (1997). Ce modèle prend en compte l'effet de la turbulence en amont sur le paramètre de la dilution en fonction de la distance.

2.3 Sources documentaires traitant des données de soufflerie et de terrain

Li et Meroney (1983) ont fait des expériences en soufflerie sur un modèle de bâtiment pour évaluer la concentration de l'effluent dans le voisinage immédiat du sillage ($x/H < 5$). Des mesures en grandeur réelle ont été prises dans le voisinage immédiat du sillage des émissions d'un évent de toit central. L'étude a révélé que la concentration des effluents se trouvait réduite par la présence d'une arête vive sur la maquette. Elle a par ailleurs révélé que lorsque le bâtiment était à angle de 45 degrés par rapport au vent, il en résultait une concentration de pointe secondaire dans le voisinage immédiat du sillage. De fait, toute orientation autre que normale par rapport au vent peut augmenter la concentration par un facteur de deux ou plus en raison du rabattement plus prononcé du panache.

Schulman et Scire (1991) ont réalisé une étude en soufflerie pour examiner l'influence de la hauteur de la cheminée et de la vitesse d'évacuation sur la dispersion des émissions d'une cheminée de toit. Les expériences portaient sur un bâtiment isolé de faible hauteur dont la cheminée se trouvait au centre du toit. Les résultats sont fournis pour une vitesse

d'évacuation type, exprimée sous forme de moment d'impulsion ($M = V_e/U_H$). Dans ce cas, $M = 3$, une valeur généralement attribuable à des vents moyennement forts. Les résultats montrent qu'en faisant passer h_s de 0,0 à 4,6 m, la concentration se trouve réduite par un facteur de 100 près de la cheminée. Cependant, au bord en aval dans le sens du vent du bâtiment, l'augmentation de la hauteur de la cheminée ne procure qu'un avantage marginal.

Martin (1965) a mesuré la dilution du panache au niveau du sol en des points en aval dans le sens du vent d'un réacteur nucléaire de l'Université du Michigan, et a comparé les données obtenues avec ses résultats en soufflerie. Il a constaté que lorsque le panache était rabattu à cause des recirculations de l'arrière du bâtiment, les concentrations moyennes sur le terrain se comparaient favorablement aux concentrations moyennes mesurées en soufflerie, et qu'en l'absence de rabattement du panache, les données de terrain concordaient avec les concentrations moyennes en soufflerie. Ses travaux ont fourni la première comparaison probante de la dispersion autour d'un bâtiment en soufflerie à couche limite par rapport aux données de terrain, du fait que la plupart des travaux antérieurs de Halitsky (1963) avaient été réalisés dans un tunnel à écoulement uniforme.

Saathoff *et al.* (1996) ont comparé les données de soufflerie et de terrain de l'étude sur le terrain de la WSU (Lamb et Cronn, 1986). Les résultats ont montré que les valeurs obtenues en soufflerie se comparaient bien avec les données de terrain. Les mesures de dilution aux points de prélèvement étaient à moins d'un facteur de deux des données de terrain.

Higson *et al.* (1994) ont effectué des expériences au gaz traceur avec une cheminée placée à diverses distances au vent d'un petit bâtiment mobile, pour ensuite comparer les résultats aux données de soufflerie. Ils ont constaté que les concentrations maximales étaient généralement surestimées lors des essais en soufflerie, alors que les concentrations minimales étaient sous-estimées. Cela suggère que le panache en soufflerie était plus étroit que le panache sur le terrain en raison de l'absence de turbulence à grande échelle dans la soufflerie.

Meroney *et al.* (1999) ont évalué la dispersion et les configurations d'écoulement autour de bâtiments de formes variées dans le cadre d'expériences en soufflerie. Les expériences de visualisation de l'écoulement ont démontré que les zones de recirculation sont intermittentes et que, par conséquent, la direction de l'écoulement en un point du toit peut fréquemment passer en amont où en aval du sens du vent. Les auteurs sont d'avis que l'inexactitude des prédictions de la dynamique numérique des fluides (DNF) quant à la dispersion s'explique en partie par l'absence d'intermittence dans le modèle informatique.

2.4 Sources documentaires traitant de l'application des modèles de l'EPA

Carruthers *et al.* (2004) ont réalisé une étude comparative entre les logiciels FLUENT et ADMS. Ils ont constaté que lorsque FLUENT était configuré pour simuler une couche limite de stabilité atmosphérique neutre, les profils de vitesse moyenne étaient bien prédits, et qu'ils se maintenaient en aval dans le sens du vent. Le modèle de contraintes algébrique de Reynolds fournissait les meilleures prédictions quant à l'énergie cinétique de la turbulence (ÉCT) et à sa dissipation. Dans l'ensemble, les simulations de la DNF au moyen du modèle Lagrangien de dispersion des particules étaient satisfaisantes; elles ne pouvaient toutefois être tenues pour constituer une alternative valable à un modèle tel que celui d'ADMS pour les études sur la dispersion atmosphérique en raison des temps d'exécution beaucoup plus importants et de la complexité accrue de la configuration des séquences d'utilisation de modèle. La DNF est mieux adaptée aux applications faisant intervenir une géométrie complexe qui ne pourrait être simulée au moyen d'ADMS.

Petersen *et al.* (2000) ont comparé les résultats d'ISC3 aux données de soufflerie. L'analyse statistique a démontré qu'ISC3 tend à produire des valeurs prévues supérieures aux observations et que PRIME tend à produire des valeurs prévues inférieures aux observations par rapport aux concentrations mesurées en soufflerie. L'étude a également révélé que les deux modèles fournissent des résultats comparables aux données de soufflerie pour certaines configurations de bâtiments, alors qu'ils s'en éloignent dans d'autres cas. Bien que le modèle de PRIME soit de loin supérieur au modèle d'ISC3 d'un point de vue théorique, les résultats de cette étude démontrent que des améliorations peuvent encore y être apportées.

Dunkerley *et al.* (2000) ont comparé les modèles d'AERMOD, d'ADMS et d'ISC, et ils ont conclu que ces modèles utilisaient différentes méthodes pour tenir compte de l'effet du relief sur la dispersion, ce qui produit par le fait même des résultats différents. Les directives et les normes sur la qualité de l'air sont souvent formulées en termes de percentiles. L'incidence des résultats des différents modèles sur le plan réglementaire tient à ce que l'emplacement et la valeur des concentrations maximales prédites par chacun d'eux sur une période donnée sont vraisemblablement appelés à varier considérablement. Cette conclusion est étayée par des calculs comparatifs sur une année entière.

Wang *et al.* (2006) ont comparé les modèles d'ISCST3 et de CALPUFF. Les comparaisons entre les concentrations prédites et de terrain en aval dans le sens du vent indiquent que le modèle de CALPUFF pourrait assez bien prédire les concentrations d'odeur moyennes en aval dans le sens du vent. Par contre, ISCST3 tendait à produire des valeurs prévues inférieures aux concentrations d'odeur observées en aval dans le sens du vent. Les modèles de CALPUFF et d'ISCST3 ont tous deux failli à prédire les concentrations d'odeur de pointe en utilisant un débit d'émission moyen constant. Les débits d'émission d'odeur obtenus en calculant les débits à rebours à l'aide des modèles

de CALPUFF et d'ISC à partir des mêmes mesures de concentration d'odeur en aval dans le sens du vent obtenues sur le terrain présentent d'importants écarts.

2.5 Recherches fondées sur la modélisation numérique

Stathopoulos *et al.* (1998) ont procédé à des simulations numériques de la dispersion des polluants atmosphériques autour de bâtiments cubiques et rectangulaires en utilisant le modèle de turbulence normalisé k- ϵ . Les résultats ont été comparés aux données expérimentales et à des résultats de simulation numérique antérieurs. L'influence des critères de convergence sur la solution numérique a été analysée, et les erreurs de discrétisation ont été estimées à l'aide de deux maillages différents. On a constaté que les erreurs de discrétisation étaient d'un ordre inférieur à 15 % en ce qui a trait à la dispersion au niveau du sol dans les cas à l'étude.

Quinn *et al.* (2001) ont modélisé la dispersion des polluants atmosphériques émis par des bâtiments agricoles en utilisant la dynamique numérique des fluides (DNF). La dispersion d'une source ponctuelle de gaz ammoniac dans le sillage d'un bâtiment de faible hauteur a été prédite au moyen d'un simple modèle scalaire (de diffusion). Ces modèles ont été utilisés en conjonction avec les données d'écoulement de terrain d'un modèle de DNF faisant appel à des modèles de turbulence k- ϵ normalisé et modifié. Les auteurs avancent que la modélisation explicite des fluctuations dans la direction du vent est essentielle aux modèles de dispersion de cet ordre. La modélisation de la turbulence a un effet significatif sur les concentrations de terrain prévues dans le sillage des bâtiments, et d'ici à ce qu'on lui apporte des améliorations, les modèles de dispersion en question sont moins pertinents.

Ahmadi *et al.* (2007) ont procédé à une simulation par ordinateur du transport et du dépôt de particules aux abords d'un petit bâtiment isolé. Ils en ont conclu que cette forme de simulation constitue une méthode viable pour étudier les processus de transport et de dépôt de particules à proximité des bâtiments. Près d'un bâtiment et derrière lui, la turbulence est fortement anisotrope; la dispersion de la turbulence s'impose comme le mécanisme dominant dans la diffusion des particules à proximité des bâtiments. On a également découvert que l'impaction constituait le mécanisme dominant en ce qui a trait au dépôt des particules de plus de 15 μm . L'effet de sédimentation gravitationnelle accroît le taux de dépôt au sol loin en aval dans le cas des particules de plus de 10 μm .

Chapitre 3

Modèles de dispersion

3.1 Généralités

La dispersion des polluants atmosphériques est mathématiquement simulée à l'aide de logiciels développés par diverses personnes ou organisations. Cette technique de simulation des mouvements de polluants à l'aide d'ordinateurs est désignée sous le nom de modélisation de la dispersion. L'élaboration de tels modèles a été rendue possible par l'émergence d'ordinateurs à grande vitesse, et ces modèles s'avèrent utiles pour évaluer la concentration des effluents rejetés par les cheminées isolées ou montées au sommet de bâtiments.

Les modèles de dispersion nécessitent certains intrants selon la concentration de polluant à évaluer. Il s'agit là d'une considération importante, surtout pour un concepteur, afin de déterminer l'emplacement de la cheminée et des prises d'air sur le toit des bâtiments. Ces intrants comprennent les conditions météorologiques (p. ex., la vitesse et la direction du vent), les paramètres d'émission (p. ex., le débit volumique des effluents et le diamètre de la cheminée), l'emplacement de la cheminée et des points de prélèvement, ainsi que les dimensions du bâtiment à l'étude et des structures de toit susceptibles de s'y trouver.

Dans ce contexte, seuls quelques modèles sont pertinents et applicables aux cas visés, et ce rapport en traite plus précisément étant donné que la majorité des modèles sont conçus pour analyser les problèmes de dispersion en champ lointain. Puisque la plupart des modèles ont recours aux populaires « équations gaussiennes », il convient de les décrire plus en détail dans la section qui suit.

3.2 Équations gaussiennes de dispersion des polluants atmosphériques

Au début des années 1930, Bosanquet et Peterson ont dérivé des équations de dispersion des panaches ne présumant pas d'une distribution gaussienne (Bosanquet *et al.*, 1936). Par la suite, Sir Graham Sutton a dérivé une équation de dispersion des polluants présumant d'une distribution gaussienne de la dispersion verticale et transversale des panaches (Sutton, 1947). La méthode gaussienne repose sur la libération instantanée d'un polluant à partir d'une source ponctuelle. Le polluant en question se déplace en aval dans le sens du vent dans la direction du vent, et gagne graduellement en volume en s'imprégnant de l'air qui l'entoure, ce qui a pour effet d'en réduire la concentration. La concentration de l'effluent est donc maximale au point d'émission, et se voit graduellement réduite aussi bien au vent qu'en aval dans le sens du vent, ce qui donne une « distribution gaussienne en cloche », tel qu'illustré à la figure 1.1.

Les équations gaussiennes peuvent être formulées comme suit :

$$q(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad (3.1)$$

où

σ_y et σ_z sont des écarts-types dans les directions y et z , respectivement;

H est la hauteur d'émission totale;

Q est le débit d'émission de l'air vicié relâché par la cheminée en kg/sec;

x , y et z représentent les coordonnées de direction (voir figure 1.1);

$q(x, y, z)$ représente la concentration des effluents à tout point de prélèvement situé à x mètres en aval dans le sens du vent, à y mètres en travers du vent et à z mètres au-dessus du sol.

3.3 Modèle de dispersion de l'ASHRAE

Différents modèles ont été élaborés pour évaluer la dilution en champ proche des panaches émis par des cheminées de toit lorsque le terrain en amont est dégagé. Deux de ces modèles sont recommandés dans ASHRAE (1999) et ASHRAE (2003), et décrits ci-dessous. Récemment, l'ASHRAE a aussi publié une version 2007 légèrement modifiée de ces modèles. La précision de ces modèles sera évaluée au chapitre 5 à l'aide de données de soufflerie et par rapport à certains des modèles de dispersion courants approuvés par l'EPA.

Dans le cas des bâtiments élevés du côté au vent d'un bâtiment émetteur, des estimations de dilution sont requises à des points de prélèvement sur le toit du bâtiment émetteur et au mur en aval dans le sens du vent du bâtiment adjacent. À ce jour, aucun modèle de dilution acceptable n'a été élaboré pour ce cas particulier (p. ex., voir Wilson *et al.*, 1998). Outre des modèles de dilution qui fournissent des estimations quantitatives de la dispersion des panaches, l'ASHRAE (2003) fournit une méthode géométrique qui permet de prédire la probabilité qu'un panache entre en contact avec un récepteur de toit critique. Cette méthode, qui est de nature qualitative, est décrite ci-dessous.

3.3.1 Méthode de conception géométrique de l'ASHRAE

L'ASHRAE (2003) fournit une méthode de conception géométrique des cheminées qui permet d'estimer la hauteur de cheminée minimale requise pour éviter l'entraînement du panache dans les zones de recirculation d'un bâtiment et autour de ses structures de toit. Les dimensions des zones de recirculation sont exprimées en termes de longueur d'échelle (R), qui se définit comme suit :

$$R = B_s^{0,67} B_L^{0,33} \quad (3.2)$$

où

B_s est soit la hauteur, soit la largeur du bâtiment en aval dans le sens du vent, à savoir la plus petite de ces valeurs, et B_L , la plus grande de ces valeurs. Les dimensions des zones de recirculation qui se forment sur le bâtiment et autour des structures de toit sont :

$$H_c = 0,22R \quad (3.3)$$

$$X_c = 0,5R \quad (3.4)$$

$$L_c = 0,9R \quad (3.5)$$

où

H_c est la hauteur maximale de la zone de recirculation du toit;

X_c est la distance entre le bord antérieur et H_c ;

L_c est la longueur de la zone de recirculation du toit;

L_r est la longueur de la zone de sillage du toit.

La figure 3.1 montre les zones de recirculation d'un bâtiment type. Notez que la hauteur de la zone de sillage est égale à la hauteur du bâtiment.

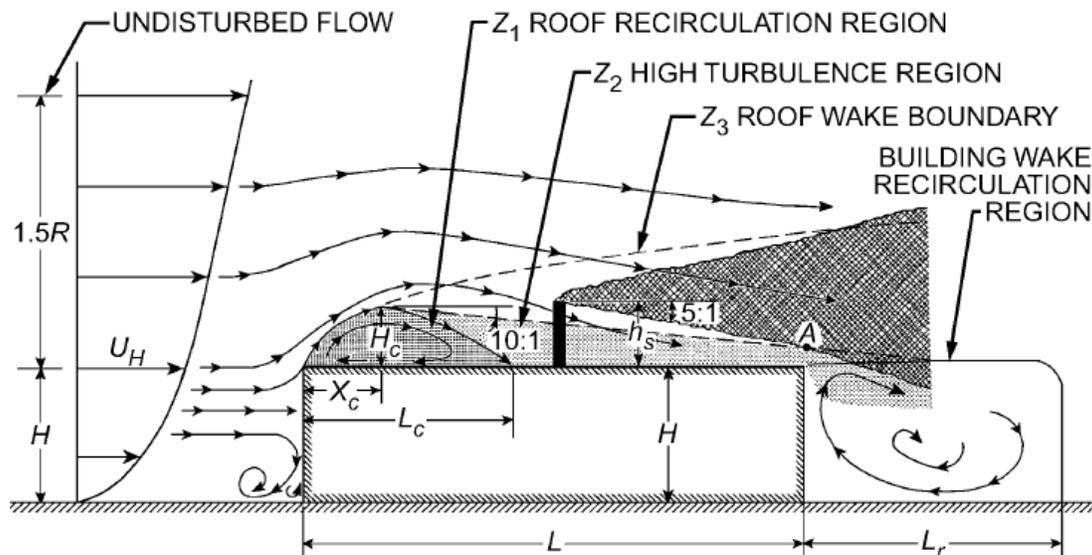


Figure 3.1 Procédure de conception relative à la hauteur de cheminée requise pour éviter toute contamination (tirée de Wilson, 1979)

La méthode de conception géométrique présume que la limite de la zone de haute turbulence est définie par une ligne ayant une pente de 10:1 qui descend du haut de la bulle de décollement du bord antérieur du bâtiment. La position du panache par rapport

aux zones de recirculation est déterminée en fonction de l'élévation du panache sous l'effet du moment d'impulsion, suivant l'hypothèse qu'il s'agit d'un panache conique ayant une pente de 5:1.

La hauteur effective (h) du panache au-dessus du toit ou d'une structure de toit se définit comme suit :

$$h = h_s + h_r - h_d \quad (3.6)$$

où

h_s représente la hauteur de la cheminée;

h_r représente l'élévation du panache;

h_d correspond à la réduction de la hauteur du panache sous l'effet d'entraînement du sillage de la cheminée par grands vents.

Il convient de noter que h_s correspond à la hauteur de l'extrémité de la cheminée au-dessus du toit moins la hauteur des obstacles de toit (inclusion faite de leurs zones de recirculation) qui se trouvent dans la trajectoire du panache (voir figure 3.1). L'élévation du panache, qu'on présume instantanée, est calculée à l'aide de la formule de Briggs (1984) :

$$h_r = 3\beta d_e (V_e/U_H) \quad (3.7)$$

où

d_e correspond au diamètre de la cheminée;

V_e représente la vitesse d'évacuation;

U_H représente la vitesse du vent à la hauteur du bâtiment;

β correspond au facteur d'obturation de la cheminée. La valeur de β est de 1 pour les cheminées sans capuchon et de 0 pour les cheminées avec capuchon. Il convient de noter que ces calculs reposent sur l'hypothèse d'une cheminée ronde ou circulaire. Dans les faits, des cheminées rectangulaires sont aussi utilisées, et Franck et Jensen (1963) ont établi que les cheminées rectangulaires à large bord au vent provoquaient un important rabattement du panache. Dans certains cas, des cheminées rondes sont par ailleurs regroupées afin d'accroître l'effet des facteurs de flottement sur l'élévation du panache.

Pour tenir compte du rabattement du panache causé par la présence de la cheminée à faible vitesse d'évacuation, soit lorsque $V_e/U_H < 3,0$, Wilson *et al.* (1998) ont recommandé un ajustement du rabattement du panache dans le sillage de la cheminée (h_d), défini comme suit :

$$h_d = d_e (3,0 - \beta V_e/U_H) \quad (3.8)$$

Lorsque $V_e/U_H > 3,0$, il n'y a pas de rabattement du panache causé par la présence de la cheminée ($h_d = 0$).

3.3.2 Dilution et concentration

Le système d'évacuation d'un bâtiment relâche dans l'atmosphère un mélange d'air vicié et de gaz polluants de concentration C_e (masse de polluant par volume d'air) à travers une cheminée ou un évent de toit. En se mêlant à l'air atmosphérique, les émissions du bâtiment produisent un mélange de concentration C en polluants qui peut contaminer une prise d'air ou un récepteur si la concentration dépasse une valeur acceptable donnée C_{accept} ($C_{\text{accept}} = 0$ dans le cas des agents cancérigènes). Le facteur de dilution D entre les concentrations de masse à la source et au récepteur se définit comme suit :

$$D = C_e / C \quad (3.9)$$

où

C_e = concentration de masse des contaminants à la source en lb/pi^3 ;

C = concentration de masse des contaminants au récepteur en lb/pi^3 .

Nota : bien que les concentrations mentionnées dans ASHRAE soient en lb/pi^3 , cette étude fait état de concentrations d'effluents mesurées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, et puisque les résultats ont été exprimés sous forme de dilutions, les résultats nets sont adimensionnels.

La dilution mesurée au départ de la source augmente avec la distance. Si l'on remplace C par C_{accept} dans l'équation 3.9, la dilution atmosphérique requise pour atteindre la concentration acceptable à une prise d'air (récepteur) se définit comme suit :

$$D_{\text{req}} = C_e / C_{\text{accept}} \quad (3.10)$$

La concentration des effluents à la source s'obtient comme suit :

$$C_e = m/Q_e = m / (A_e V_e) \quad (3.11)$$

où

m = taux d'émission de la masse de contaminants en lb/sec;

$Q_e = A_e V_e$ = taux d'écoulement volumétrique total des effluents en pi^3/sec ;

A_e = surface d'évacuation à l'entrée en pi^2 ;

V_e = vitesse d'évacuation à l'entrée en pi/sec .

Les unités de concentration massique par volume de mélange sont appropriées dans le cas des polluants gazeux, des aérosols, des poussières et des vapeurs. La concentration de polluants gazeux est généralement exprimée en fraction de volume f (volume de contaminants / volume de mélange), ou en ppm (parties par million) si la fraction de volume est multipliée par 10^6 . La fraction de volume de polluants f_e dans les effluents s'obtient comme suit :

$$f_e = Q/Q_e \quad (3.12)$$

où

Q correspond au taux d'émission volumétrique du gaz contaminant.

Q et Q_e sont tous deux calculés à la température d'évacuation T_e .

Le facteur de dilution de la concentration volumétrique (D_v) s'obtient comme suit :

$$D_v = f_e / f \quad (3.13)$$

où f correspond à la fraction du volume de contaminants au récepteur. Si le mélange de gaz émis a une masse moléculaire relative voisine de celle de l'air, D_v peut être calculé comme suit à partir du facteur de dilution de la concentration massique D :

$$D_v = (T_e / T_a) D \quad (3.14)$$

où

T_e = température absolue de l'air évacué;

T_a = température absolue de l'air ambiant extérieur.

La température de nombre d'effluents de bâtiments est suffisamment près de celle de l'air ambiant pour que les facteurs de dilution de la fraction de volume et de la concentration massique, D_v et D , soient égaux. Cela élucide la différence entre D_v et D , d'une extrême importance pour toute discussion sommaire. La dilution d'un contaminant mesurée à une prise d'air dépend de la hauteur (h) du panache d'émission au-dessus du toit. La dilution D_r au niveau du toit est inversement proportionnelle au débit volumétrique de l'effluent de la cheminée, et directement proportionnelle à la vitesse du vent (U_h), qui étire

longitudinalement le panache dans la direction x . La dilution au niveau du toit dans un panache gaussien émis à hauteur d'élévation finale du panache (h) s'obtient comme suit :

$$D_r = 4 \frac{U_H}{V_e} \frac{\sigma_y}{d_e} \frac{\sigma_z}{d_e} \exp\left[\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (3.15)$$

où

$$h = h_s + h_r - h_d \quad (3.16)$$

L'élévation du panache (h_r) et le rabattement du panache dans le sillage de la cheminée (h_d) se calculent à partir des équations 3.7 et 3.8. La hauteur de la cheminée (h_s) de l'équation 3.16 correspond à la hauteur de l'extrémité de la cheminée au-dessus du toit moins la hauteur des obstacles de toit et de leurs zones de recirculation à l'emplacement d'une prise d'air. Si les gaz d'évacuation sont chauds, l'effet de flottement accroît l'élévation du mélange émis, ce qui donne des concentrations plus faibles (dilutions plus importantes) au niveau du toit. Pour toutes les émissions à l'exception des gaz effluents très chauds émis par des appareils de combustion, il est recommandé de ne pas tenir compte de l'accroissement de l'élévation du panache sous l'effet des facteurs de flottement dans les calculs de dilution et la conception des cheminées de bâtiments.

En omettant les facteurs de flottement sur l'élévation du panache, l'équation 3.15, relative à la dilution au niveau du toit (D_r), comporte en soi un facteur de sécurité lorsque l'accroissement de l'élévation du panache par effet de flottement est important, surtout par vents faibles. Des équations relatives à la diffusion vertical et transversal du panache ont été formulées pour les émissions non flottantes de cheminées de toit sur des bâtiments à toit plat (Wilson *et al.*, 1998). Sur les 300 premiers mètres en aval dans le sens du vent de la cheminée, la diffusion transversal (σ_y) et la diffusion vertical (σ_z) du panache augmentent tous deux de façon quasi linéaire par rapport à la distance (x). Les équations recommandées en ce qui concerne la diffusion des panaches sont fondées sur des mesures atmosphériques en grandeur réelle effectuées en milieu urbain par McElroy et Pooler (1968), telles qu'utilisées dans le modèle ISCST de l'EPA (1995). Les équations urbaines de l'ISCST sont ici ajustées de manière à ramener le temps de moyennage mesuré de 60 min à 2 min, en appliquant la loi de puissance 0,2 à la diffusion aussi bien vertical que transversal. La diffusion verticale au-dessus du toit du bâtiment est alors tenu pour rester constant sur de plus longues périodes de moyennage à la valeur moyenne par tranches de 2 min. Les équations de panache s'énoncent comme suit :

$$\frac{\sigma_y}{d_e} = 0,071 \left(\frac{t_{moy}}{2.0} \right)^{0,2} \frac{X}{d_e} + \frac{\sigma_0}{d_e} \quad (3.17)$$

$$\frac{\sigma_z}{d_e} = 0,071 \frac{X}{d_e} + \frac{\sigma_0}{d_e} \quad (3.18)$$

où

t_{moy} correspond au temps de moyennage de la concentration en minutes;

X représente la distance en aval dans le sens du vent de la cheminée;

σ_0 correspond à la taille de la source initiale compte tenu du diamètre de la cheminée et de l'entraînement du jet de dilution durant l'élévation du panache.

La mesure dans laquelle la diffusion initial (σ_0) dépend du ratio vitesse d'évacuation / vitesse du vent (V_e/U_H) se calcule comme suit :

$$\frac{\sigma_0}{d_e} = \left[0,125 \beta \frac{V_e}{U_H} + 0,911 \beta \left(\frac{V_e}{U_H} \right)^2 + 0,250 \right]^{0,5} \quad (3.19)$$

où

β correspond au facteur d'obturation de la cheminée ($\beta = 1$ si la cheminée n'a pas de capuchon, et $\beta = 0$ si elle en a un). Lorsque $\beta = 0$, la taille effective de la source (σ_0) demeure égale à la moitié du diamètre de la cheminée (d_e). Le temps de moyennage pendant lequel sont mesurées les expositions aux concentrations de gaz d'évacuation est important pour déterminer la dilution au niveau du toit. Plus le temps de moyennage augmente, plus le panache de gaz d'évacuation se déplace latéralement, ce qui réduit la concentration moyenne dans le temps (tout en augmentant la dilution) mesurée à l'emplacement d'une prise d'air. L'effet d'un changement de temps de moyennage à l'intérieur d'une fourchette d'environ 2 à 180 min peut être estimé en ajustant la valeur à 2 min de la diffusion transversal (σ_y) selon la loi de puissance 0,2 du temps de moyennage (t_{moy}) (Wollenweber et Panofsky, 1989). Cet ajustement du temps de moyennage est directement appliqué dans l'équation 3.17. Si la source d'évacuation et la prise d'air se trouvent toutes deux dans la même zone de recirculation, la dilution est moins sensible au temps de moyennage que ne le prédit la loi de puissance 0,2.

Les équations 3.17 et 3.18 ne s'appliquent que lorsque le panache d'effluents évite tout obstacle et toute zone de recirculation entre la cheminée et la prise d'air. La méthode de calcul de la plus faible hauteur de panache (h_{faible}) pour laquelle les équations de dilution et d'élévation du panache restent applicables est similaire à la méthode de conception

géométrique des cheminées. Des calculs de dilution précis ne peuvent être effectués que pour les panaches à l'égard desquels les valeurs conjuguées de la hauteur de la cheminée (h_s), de l'élévation du panache (h_r) et du rabattement du panache causé par la présence de la cheminée (h_d) de l'équation 3.16 sont supérieures à h_{faible} . La direction critique du vent doit d'abord être déterminée sur une vue en plan du toit en traçant une ligne de l'emplacement de la cheminée à la prise d'air où la dilution a été calculée. Tous les obstacles au vent de la prise d'air et à moins d'une largeur d'obstacle latérale de la ligne de direction critique du vent sont des obstacles « actifs ». Pour connaître h_{faible} , il faut utiliser la hauteur de panache de la méthode géométrique en n'incluant que ces obstacles actifs. Les obstacles en aval dans le sens du vent de la prise d'air en question et la zone de sillage en aval dans le sens du vent du bâtiment n'ont pas à être pris en compte. Une fois sélectionnés les calculs de conception relatifs à la dilution et à la hauteur de la cheminée (h_s), la hauteur du panache (h_{crit}) à la vitesse de conception critique du vent (U_H) doit être comparée à h_{faible} afin de déterminer si $h_{\text{crit}} > h_{\text{faible}}$. Si la cheminée projetée produit un panache d'une hauteur supérieure à h_{faible} , les équations de dilution sont applicables.

Si la hauteur du panache est inférieure à h_{faible} mais plus élevée que tout obstacle de toit ou zone de recirculation (h_{haut} de la figure 3.2), seule la hauteur physique de la cheminée au-dessus de h_{haut} doit être utilisée pour calculer la hauteur du panache, et non la pleine hauteur de la cheminée. Il convient de noter que h_{faible} ne peut être graphiquement représentée, puisqu'il ne s'agit que d'une définition donnée dans ASHRAE (2003) et qu'elle varie selon les circonstances.

3.5 L'Agence de protection environnementale des États-Unis

Beaucoup des modèles de dispersion élaborés ou acceptés par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis ont été utilisés dans nombre de pays autres que les États-Unis. Ces modèles ont été répartis en plusieurs catégories brièvement décrites dans les sous-sections qui suivent.

3.5.1 Modèles préférés et recommandés

Ces modèles servent à évaluer la concentration de polluants en champ lointain; les plus importants sont les suivants :

- a) AERMOD – Modèle de dispersion atmosphérique conçu pour estimer la concentration de polluants à partir d'une source ponctuelle, dispersée ou volumique. Il utilise les équations gaussiennes dans des conditions atmosphériques stables et tient compte de l'incidence de l'aérodynamique du bâtiment pour évaluer les concentrations de polluants. Il s'agit d'un modèle dans lequel les prédictions relatives au panache gaussien ont été corrigées en fonction des interférences créées par le bâtiment lui-même. Ce modèle a maintes fois été validé en soufflerie par différents laboratoires en ce qui a trait aux mouvements d'effluents à proximité des bâtiments, inclusion faite des concentrations autour de l'enveloppe des bâtiments émetteurs.
- b) CALPUFF – Modèle de dispersion sous conditions instables à même de simuler les mouvements de polluants dans des reliefs complexes. Il repose sur trois composantes : CALMET, CALPUFF et CALPOST. La composante CALMET tient compte des données météorologiques requises pour résoudre le problème. La composante CALPUFF est, à proprement parler, le modèle de dispersion qui permet de calculer la concentration de polluants, tandis que la composante CALPOST agit comme postprocesseur des données fournies par CALMET et CALPUFF de manière à représenter la concentration de polluants sous forme de tracé de contours. Ce logiciel est gratuitement offert dans le site Web de l'EPA (<http://www.epa.gov>).
- c) OCD (*Offshore and Coastal Dispersion*) – Modèle gaussien utilisé pour déterminer les concentrations d'effluents dans les régions côtières. Il tient compte de l'effet du littoral sur les mouvements de polluants à partir d'une source qui peut être ponctuelle, dispersée ou linéaire.

Quelques autres modèles ne sont pas abordés dans cette section, notamment les modèles CALINE3, BLP et CTDMPPLUS. Le site Web de l'EPA les décrit en détail, mais ils ne sont pas utiles aux fins de cette étude du fait qu'ils s'appliquent surtout aux problèmes de dispersion en champ lointain.

3.5.2 Modèles alternatifs

Ces modèles, dont certains sont ici brièvement décrits, sont aussi utilisés par diverses organisations pour déterminer les concentrations de polluants.

- a) ADAM (*Air force Dispersion Modelling System*) – Modèle gaussien modifié qui tient compte de la composition chimique des aérosols, des transferts thermiques et de la densité des gaz pour déterminer les concentrations d’effluents.
- b) SLAB – Modèle utilisé pour prédire la concentration des gaz d’évaporation de déversements volatils plus lourds que l’air. Il repose sur les équations de moment d’impulsion et de conservation de la masse et de l’énergie.
- c) ISC3 – Modèle gaussien qui tient compte de la sédimentation et du dépôt des particules de rabattement du panache causé par la présence du bâtiment et d’autres obstacles. Il fonctionne en situation d’émission à court ou à long terme, et il peut être utilisé pour simuler des conditions complexes, comme l’effet des bâtiments dans le voisinage d’une source de polluants.

Outre ces modèles, il en existe beaucoup d’autres, notamment les modèles DEGADIS, HGSYSTEM, HYROAD, ADMS et AFTOX, que le site Web de l’EPA décrit en détail. Puisque les modèles ADMS et AFTOX ont été utilisés dans cette étude, une description en est fournie à la section 3.6.

3.5.3 Modèles simplifiés

Ces modèles sont normalement utilisés avant les modèles préférés ou alternatifs. En voici quelques-uns :

- a) AERSCREEN – Version de dépistage d’AERMOD, décrit plus haut. Ce modèle prédit des concentrations beaucoup plus élevées qu’AERMOD, étant donné que ses estimations ne tiennent pas compte des données météorologiques. On lui apporte actuellement des modifications avant de le rendre accessible au public.
- b) TSCREEN (*Toxic Screening*) – Modèle gaussien servant à dépister les polluants toxiques dans l’air. Il résulte de l’amalgame de trois modèles, à savoir SCREEN 3, PUFF et RVD (*Relief Valve Discharge*).

Un autre modèle de dépistage populaire, SCREEN 3, a été utilisé dans cette étude et se trouve décrit plus en détail à la section 3.6. Les autres modèles décrits dans cette section n’ont pas été utilisés parce qu’ils ne simulent pas la présence de bâtiments ou de structures de toit susceptibles d’influer sur les mouvements de polluants dans les cas à l’étude.

3.5.4 Modèles photochimiques

Les modèles photochimiques servent à évaluer les concentrations de polluants en tenant compte des processus physiques et chimiques de l'atmosphère. Certains modèles populaires de ce type sont CMAQ et REMSAD, décrits en détail dans le site Web de l'EPA. Nous n'en traitons toutefois pas davantage dans ce rapport étant donné qu'ils ne simulent pas l'aérodynamique des bâtiments, laquelle influe largement sur les concentrations de polluants en champ proche.

3.5.5 Modèles élaborés dans d'autres pays

De nombreux autres modèles visant à évaluer les problèmes de dispersion de polluants en champ proche ou lointain ont été élaborés dans d'autres pays. Ces modèles ne sont toutefois pas reconnus par l'EPA. En voici des exemples types :

GRAL (Autriche), IFDM (Belgique), HAVAR (République Tchèque), AEROPOL (Estonie), MERCURE (France), DIPCOT (Grèce) ainsi qu'AUSPUFF, LADM, TAPM et DISPMOD (Australie).

3.6 Modèles utilisés dans la présente étude

La section précédente a présenté les différents modèles couramment utilisés dans différentes parties du monde. Peu d'entre eux sont gratuitement accessibles, et la majorité des progiciels ne servent qu'à la modélisation de la dispersion à grande distance (plusieurs kilomètres), de sorte qu'ils ne peuvent être utilisés pour résoudre les problèmes de dispersion à courte distance, plus précisément sur un bâtiment et son voisinage immédiat. Certains autres modèles, comme PRIME et AERMOD, n'ont pas été utilisés du fait que les versions offertes dans le site Web de l'EPA présentaient des problèmes opérationnels durant la tenue de la présente étude.

En bref, des différents modèles mentionnés, les suivants ont été retenus pour cette étude :

- 1) ADMS 3.3
- 2) SCREEN 3
- 3) AFTOX
- 4) ALOHA

Les résultats fournis par ces modèles ont été comparés aux données de l'ASHRAE et aux données de soufflerie obtenues dans le cadre d'études précédentes. Chacun de ces modèles est décrit plus en détail dans les sous-sections qui suivent.

3.6.1 ADMS 3.3

L'ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*) est un modèle de dispersion atmosphérique élaboré au Royaume-Uni et issu d'une collaboration entre Cambridge Environmental Research Consultants (CERC), l'Université de Surrey et le Bureau météorologique du R.-U. Ce modèle permet de simuler la dispersion des effluents de

cheminées isolées et de cheminées de toit. Pour ce faire, il tient compte du phénomène de rabattement du panache causé par la présence du bâtiment, de l'incidence des reliefs complexes, des emplacements côtiers, etc. (*ADMS User Guide*, 2004). Il permet en outre de modéliser l'effet des changements de direction éolienne, ce qui n'est pas le cas des autres modèles examinés dans le cadre de cette étude. L'EPA des États-Unis le tient par ailleurs pour un des modèles alternatifs.

L'ADMS 3.3 a été utilisé pour modéliser des problèmes de dispersion à courte distance. Cette étude a porté sur un bâtiment de faible hauteur et sur un bâtiment de grande hauteur avec des cheminées de hauteurs variées et des directions éoliennes variées. La concentration des effluents a été estimée en divers points du toit des bâtiments eu égard à des taux d'émission volumétriques connus de mélange gazeux. Une étude portant sur l'incidence des structures de toit a aussi été effectuée, et les résultats obtenus ont été comparés aux données de l'ASHRAE et aux données de soufflerie précédemment recueillies. Une analyse détaillée de ces cas, assortie de graphiques, est présentée au chapitre 5 et à l'annexe A du présent rapport.

3.6.2 SCREEN 3

SCREEN 3 est la version de dépistage du modèle ISC 3, et il sert à déterminer la concentration d'effluents maximale au sol pour des sources ponctuelles, dispersées ou volumiques (*SCREEN 3 User Guide*, 1995). La configuration informatique minimale requise est un ordinateur PC pourvu de 256 Ko de RAM, avec ou sans coprocesseur mathématique. Il s'agit d'un logiciel interactif et convivial. Les données d'entrée comprennent les dimensions du bâtiment et de la cheminée, les caractéristiques d'émission de l'effluent et le temps de moyennage de sortie. Ce modèle peut aussi simuler le rabattement du panache causé par la présence du bâtiment et des situations de relief complexe. Un des grands avantages de ce modèle tient à ce qu'il peut estimer les concentrations dans un rayon de moins de 100 mètres, ce qui fait qu'il est adapté à l'étude des cas traités dans ce rapport. De plus amples détails sur le modèle SCREEN 3 se trouvent dans le *SCREEN 3 User Guide* (1995).

Plusieurs cas relatifs à un bâtiment de faible hauteur et à un bâtiment de grande hauteur, avec ou sans structure de toit, ont été examinés dans le cadre de la présente étude. Ces cas sont présentés en détail au chapitre 5, et l'annexe B fournit un exemple d'entrée-sortie pour un bâtiment de faible hauteur surmonté d'une cheminée de 1 mètre. Comme en témoigne le fichier d'entrée, SCREEN utilise par défaut une valeur de vitesse éolienne égale à 10 m/sec captée par un anémomètre à une hauteur de 10 m. Il convient en outre de noter que la hauteur du panache est inférieure à celle du bâtiment, ce qui explique le rabattement du panache au bout de la cheminée causé par la faible hauteur de la cheminée et le faible moment d'impulsion. SCREEN ne tient pas compte des dimensions du

bâtiment dans le calcul des concentrations, de sorte qu'il utilise la hauteur de la cheminée à partir du sol.

3.6.3 AFTOX

L'AFTOX (*Air Force Toxic Chemical Dispersion*) est un modèle de dispersion gaussien qui permet de simuler l'émission de mélanges gazeux à partir de sources ponctuelles ou dispersées. Il prend en compte 130 composés chimiques et peut en intégrer d'autres (*AFTOX User Guide*, 1993). Il est gratuitement offert sous forme de fichier exécutable dans le site Web de l'EPA. Contrairement à la plupart des autres modèles, celui-ci peut simuler toutes les conditions de stabilité atmosphérique. Plus de détails sont fournis dans le site Web de l'EPA.

L'AFTOX a été utilisé pour simuler des cas d'émission depuis des bâtiments de grande hauteur, de même qu'à partir de bâtiments de faible hauteur en présence de structures de toit. Plus de détails sont fournis au chapitre 5, et l'annexe C présente certains résultats complémentaires.

3.6.4 ALOHA

L'ALOHA (*Aerial Locations of Hazardous Atmospheres*) est un modèle utilisé pour déterminer les concentrations de polluants dans les émissions de produits chimiques dangereux. Il peut aussi modéliser les effets d'explosions et d'incendies. Ce modèle a été élaboré par le Chemical Emergency Preparedness Office (CEPPO) de l'EPA.

L'ALOHA peut modéliser un gaz de deux façons différentes, soit en utilisant les populaires équations gaussiennes, soit en le considérant comme un « gaz lourd » (*ALOHA User manual*, 2006). Cela dit, étant donné que le SF₆, un gaz raisonnablement léger, a été utilisé dans les cas abordés par cette étude, les équations gaussiennes ont été retenues pour tous les cas. D'autres renseignements sur ce modèle se trouvent dans l'*ALOHA User manual*, offert gratuitement dans Internet.

L'ALOHA peut aussi estimer le degré de toxicité des émissions. Afin de faciliter la compréhension des résultats fournis, ses extrants revêtent la forme de tracés de contours (annexe D).

Chapitre 4

Expériences en soufflerie

4.1 Généralités

Étant donné que la plus grande partie des résultats ont été tirés d'expériences effectuées en soufflerie, il s'avère nécessaire de fournir certains détails concernant la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia et l'instrumentation connexe utilisée dans les expériences sur la dispersion.

4.2 Soufflerie à couche limite et instrumentation

Des expériences en soufflerie ont été menées dans le laboratoire de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia, à Montréal, Canada. Il s'agit d'une soufflerie à couche limite à circuit ouvert de 1,8 m sur 1,8 m de section et de 12,2 m de longueur. Deux maquettes à l'échelle 1:200 représentant des bâtiments hauts de 15 m et de 60 m en grandeur réelle ont été soumises à des essais en soufflerie. Les figures 4.1 et 4.2 montrent la vue de face et en section de la soufflerie avec les détails géométriques nécessaires.

Selon Snyder (1981), les critères qui suivent doivent être satisfaits lorsqu'il s'agit de modéliser l'évacuation d'un panache non flottant :

- similarité géométrique;
- nombre de Reynolds du bâtiment $> 11\ 000$;
- nombre de Reynolds de la cheminée $> 2\ 000$;
- similarité entre l'écoulement en soufflerie et l'écoulement du vent dans la couche limite de surface;
- équivalence du moment d'impulsion de la cheminée.

Ces critères ont été respectés au cours des expériences.

Le plafond est suffisamment haut pour permettre l'élévation du panache, ce qui n'a eu aucun effet sur la diffusion vertical ou horizontal du panache dans la soufflerie étant donné que la hauteur de cheminée maximale utilisée dans l'étude était de 3,5 cm (correspondant à une cheminée de 7 m en grandeur réelle). Le plafond de la soufflerie a été ajusté afin de s'assurer que le gradient de pression statique longitudinal était négligeable.



Figure 4.1 Vue frontale de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia

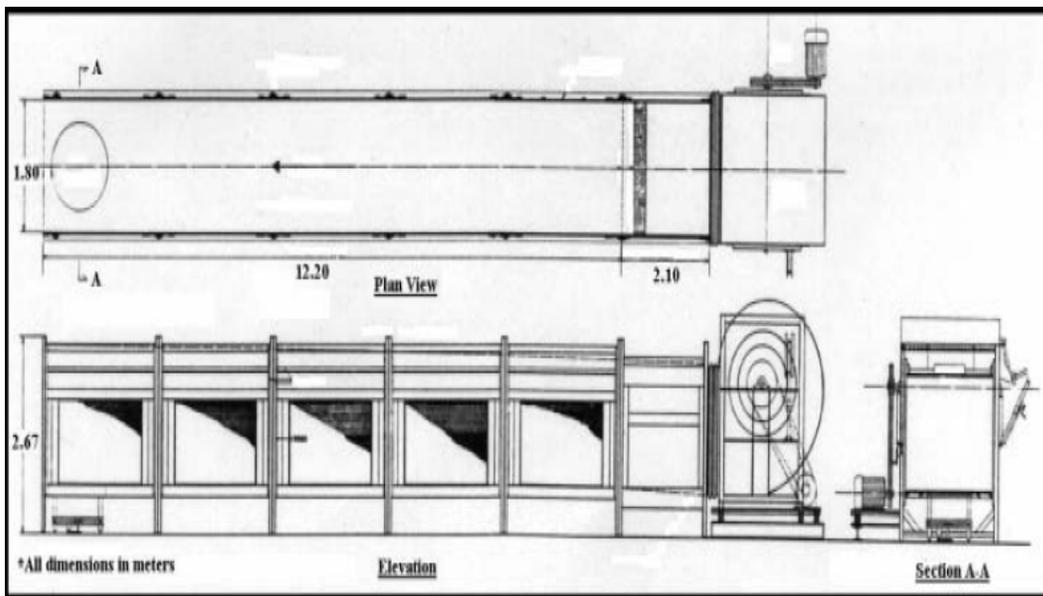


Figure 4.2 Vue en plan et de face de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia

La figure 4.3 montre la maquette du bâtiment surmonté d'une cheminée qu'on a utilisé pour l'étude. La maquette, à l'échelle 1:200, était faite de bois. Les minuscules trous près de la cheminée représentent des récepteurs, dûment reliés à des tubes sous la soufflerie. L'écoulement du vent dans la soufflerie s'est avéré turbulent et stable durant tous les essais. Les essais ont porté sur deux directions éoliennes, à savoir directe par rapport au toit et à 45 degrés par rapport au toit. Durant les essais, la vitesse et la direction du vent étaient constantes, et l'on n'a enregistré aucune variation dans le temps. Tous les cas étudiés sont décrits en détail au chapitre 5. On a retenu l'hypothèse d'une catégorie de stabilité neutre pour tous les essais étant donné que cela correspond à la plupart des cas critiques. Par le passé, plusieurs expériences sur le terrain ont été effectuées, puis simulées en soufflerie (Stathopoulos *et al.*, 1999) dans des conditions de stabilité neutre pour obtenir des résultats concordants. Un relief quasi urbain a été choisi ($\alpha = 0,3$), relativement auquel plusieurs éléments générateurs de rugosité ont été disposés dans la soufflerie (4.1).

Lorsque le temps de moyennage en grandeur réelle augmente, les concentrations moyennes diminuent sous l'effet des errements du panache causés par la turbulence et les variations de direction éolienne. Les souffleries ne peuvent modéliser que les errements du panache causés par de faibles turbulences, étant donné que leurs murs restreignent l'écoulement latéral de l'air (Stathopoulos *et al.*, 1999). Lorsque la source et le récepteur se trouvent dans la même zone de recirculation, comme c'était le cas dans cette étude, on s'attend à une diminution de l'effet du temps de moyennage. En pareil cas, l'ASHRAE (1993, 1997) estime que les valeurs de dilution obtenues en soufflerie à l'intérieur d'un temps de moyennage pouvant atteindre jusqu'à 3 min correspondent à un temps de moyennage pouvant atteindre jusqu'à 1 heure en grandeur réelle. Le temps de moyennage retenu pour la cueillette des échantillons lors des expériences en soufflerie était de 1 minute seulement, bien que l'ASHRAE (2003) suggère un temps de moyennage de 2 minutes. Pour tous les modèles à l'étude (ALOHA, ADMS, SCREEN et AFTOX), le temps de moyennage a été fixé à 1 minute afin que les résultats soient comparables aux données de l'ASHRAE et aux données de soufflerie. Les échantillons étaient recueillis une fois que l'émission de gaz était stable dans la soufflerie, soit après 4 min environ. Les prélèvements se faisaient au moyen d'un échantillonneur à seringues. La durée de l'émission n'a pas d'incidence sur les résultats obtenus en soufflerie, étant donné qu'il ne s'agit pas d'un cas de dispersion en champ lointain où il est fréquent que les émissions horaires s'étalent sur plusieurs kilomètres. Par ailleurs, la possibilité qu'une quelconque concentration de fond influe sur les résultats se trouve réduite du fait que les échantillons sont recueillis à l'aide de seringues reliées aux récepteurs par des tubes. Les seringues étaient disposées dans un échantillonneur doté d'un mécanisme permettant que les seringues soient fixées à l'instrument de manière à pouvoir prélever les échantillons d'air à l'intérieur de 1 minute, une fois la soufflerie et l'émission de gaz stabilisées. Toute

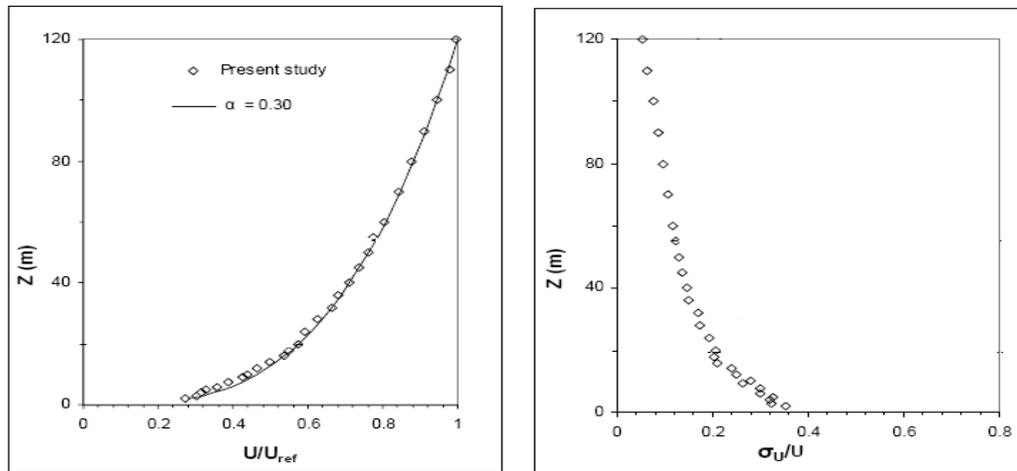
concentration de fond de SF₆ dans la soufflerie était rapidement neutralisée par le système de ventilation du laboratoire.



Figure 4.3 Maquette d'un bâtiment haut de 15 m utilisée dans le cadre de l'étude

Un mélange d'hexafluorure de soufre (SF₆) et de nitrogène, émis par des cheminées de différentes hauteurs et sous divers facteurs d'impulsion (M), a été utilisé au cours de l'expérience au gaz traceur. Le SF₆ était libéré par un tube reliant le régulateur de débit massique au transducteur de débit massique réglant son écoulement depuis la cheminée. Plus de détails sur le système de mesure se trouvent dans la brochure de l'équipement intitulée *Flow Components and Controls* (Matheson Tri-Gas, É.-U., 2007).

Les profils de vitesse éolienne et d'intensité de la turbulence sont présentés à la figure 4.4. La hauteur de gradient mesurée était de 170 m en grandeur réelle, ce qui correspond à 0,85 m en soufflerie.



a) Profil de vitesse éolienne moyenne

b) Profil d'intensité de la turbulence

Figure 4.4 Profils de vitesse moyenne et d'intensité de la turbulence obtenus dans la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia (Stathopoulos *et al.*, 1999)

La vitesse moyenne du vent à la hauteur du bâtiment en soufflerie était de 5,4 m/sec, et les mesures étaient généralement reproductibles à $\pm 20\%$ (Stathopoulos *et al.*, 1999). La concentration de gaz traceur était mesurée sur le toit de la maquette du bâtiment. Les dilutions étaient calculées à partir des équations 3.15 et 3.21, correspondant respectivement à ASHRAE 2003 et ASHRAE 2007. Ces mesures ont ensuite été comparées aux résultats fournis par les autres modèles analytiques utilisés dans le cadre de cette étude. Compte tenu de l'hypothèse voulant que les bâtiments à l'étude se trouvent dans tous les cas en milieu urbain, ce qui correspond à un relief de catégorie 2 (ASHRAE, 2005, ch. 16, pp 16.3, tableau 1), un exposant de loi de puissance de 0,3 a été utilisé pour déterminer U_H . La valeur d'échelle longitudinale intégrale de la maquette était de 0,4 m, ce qui correspond à 80 m en grandeur réelle. Le coefficient de rugosité de l'exposition en amont de la maquette était de 3,3 mm, ce qui correspond à un coefficient de 0,66 m en grandeur réelle. Le nombre de Reynolds de la maquette a été estimé à 20 000, soit une valeur supérieure à 11 000, tandis que celui de la cheminé était de près de 1 800.

Un chromatographe en phase gazeuse a été utilisé pour évaluer les concentrations du gaz recueilli au moyen de l'échantillonneur à seringues. Les écarts entre les mesures de concentration étaient généralement à l'intérieur d'une fourchette de $\pm 10\%$ (Stathopoulos *et al.*, 1999). La figure 4.5 présente un diagramme schématique du système d'expérimentation au gaz traceur à l'intérieur du laboratoire de la soufflerie à couche limite de l'Université Concordia.

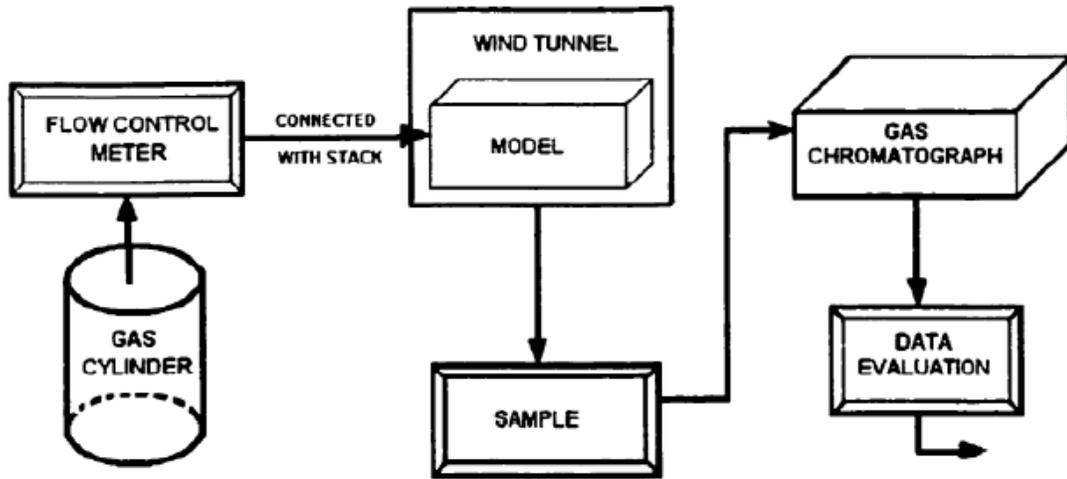


Figure 4.5 Système d'expérimentation au gaz traceur (tiré de Gupta, 2008)

Chapitre 5

Résultats et analyse

5.1 Généralités

Dans le cadre de ce projet, divers cas ont été étudiés, tel que décrit dans les sections qui suivent. L'ASHRAE a énoncé des formules qui permettent de déterminer la dilution normalisée à partir des concentrations (plus de détails ont été fournis au chapitre 3). Étant donné que le logiciel utilisé aux fins de comparaison fournit des résultats exprimés sous forme de concentrations, la formule suivante, suggérée par Wilson *et al.* (1979) a été utilisée pour évaluer la dilution normalisée :

$$D_{\text{normalisée}} = D_r Q / (U_H H^2) \quad (5.1)$$

où

D_r représente la dilution;

Q représente le débit;

U_H représente la vitesse du vent à la hauteur H ;

H correspond à la hauteur du bâtiment à l'étude.

L'équation d'élévation du panache de Briggs (équation 3.7, chapitre 3) a été utilisée pour déterminer la hauteur de la cheminée. Tel que mentionné au chapitre 4, l'hypothèse d'une stabilité atmosphérique neutre a été retenue aux fins des expériences en soufflerie. Des études antérieures ont d'ailleurs démontré que cette approche permet de simuler efficacement les conditions sur le terrain (Stathopoulos *et al.*, 2004).

5.2 Cas 1 – Bâtiment de faible hauteur

Un bâtiment carré (50 m x 50 m) de faible hauteur (15 m) a été choisi pour étudier la dispersion des effluents. La figure 5.1 vise à illustrer clairement l'emplacement du bâtiment, de la cheminée et des récepteurs. L'étude portait essentiellement sur une comparaison des résultats fournis par différents modèles de l'EPA, à savoir ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*), SCREEN 3, AFTOX (*Air Force Toxic Model*) et ADMS 3.3, par rapport aux données de l'ASHRAE (2003 et 2007) et aux données de soufflerie. Le gaz utilisé aux fins des expériences en soufflerie était le SF₆. Le bâtiment était présumé se trouver en milieu urbain.

On a fait varier la hauteur de la cheminée de 1 m à 7 m pour des valeurs croissantes de moment d'impulsion (M).

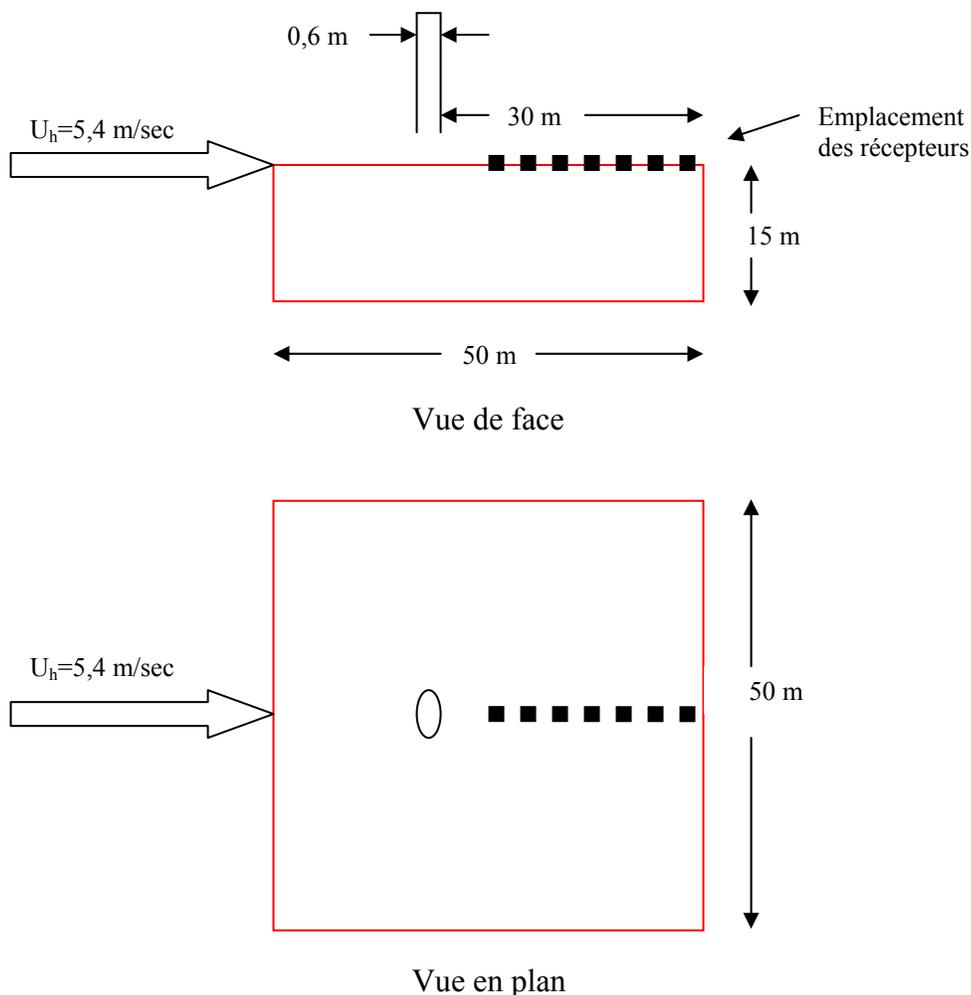
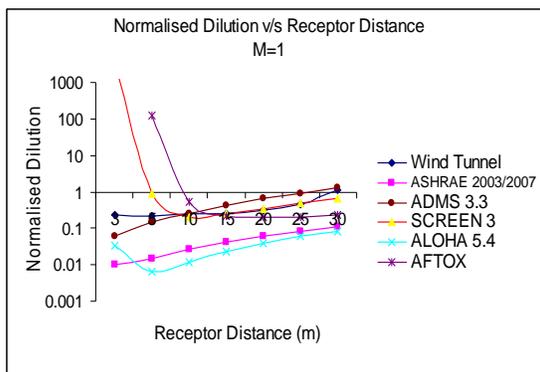
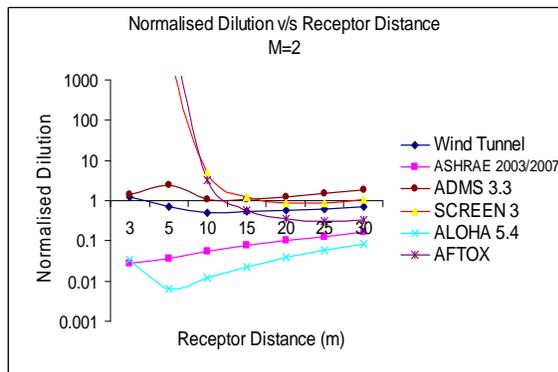


Figure 5.1 Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur un bâtiment de faible hauteur



(a)



(b)

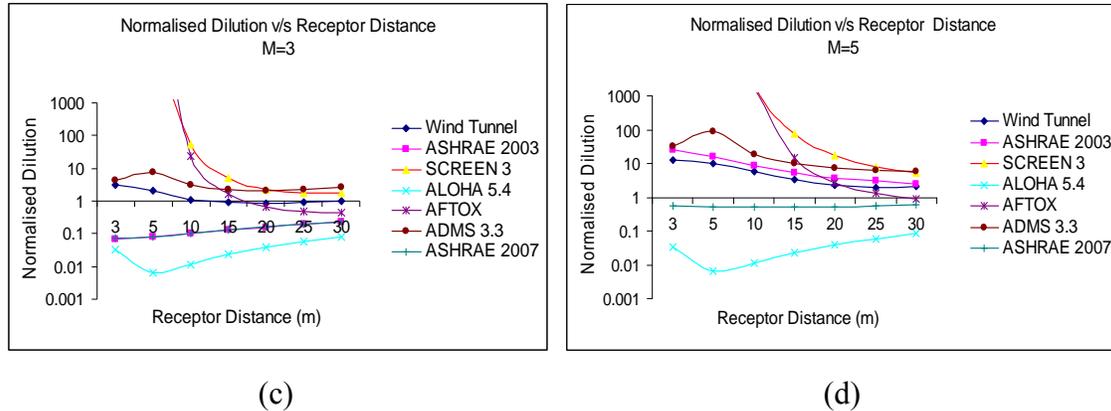


Figure 5.2 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m

Analyse : Une maquette de bâtiment de faible hauteur (15 m) a été soumise à des essais en soufflerie pour des valeurs croissantes de moment d'impulsion et différentes hauteurs de cheminée. Les récepteurs se trouvaient sur le toit, en aval dans le sens du vent par rapport à la cheminée. Les résultats obtenus ont été comparés à ceux des modèles de l'ASHRAE et à certains des modèles de l'EPA.

La figure 5.2 montre que pour un faible moment d'impulsion ($M=1$ et $M=2$), les données de soufflerie et les résultats de SCREEN 3, AFTOX et ADMS 3.3 font état de dilutions comparables lorsque la distance des récepteurs est de plus de 10 m. Il convient également de noter qu'à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée, les valeurs initiales fournies par SCREEN 3 et AFTOX s'avèrent plus élevées tandis que les données d'ALOHA 5.4 et de l'ASHRAE sont comparables et 10 fois moins élevées que celles des autres modèles. Lorsque la valeur de M augmente (figures 5.2c et 5.2d), SCREEN 3 produit les valeurs de dilution normalisée les plus élevées et ALOHA 5.4, les plus faibles, cependant que les autres modèles affichent des valeurs intermédiaires. Les données de SCREEN 3 peuvent être jusqu'à 100 fois plus élevées que les données de soufflerie, tandis que les dilutions fournies par ALOHA 5.4 sont environ 100 fois moins élevées que celles obtenues en soufflerie. De façon générale, on constate d'importants écarts à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée, après quoi les courbes tendent à se rapprocher. Ces écarts sont attribuables au fait que la grande majorité des modèles de l'EPA reposent sur les équations gaussiennes, qui sont davantage applicables à plus grande distance de la cheminée, comme l'ont souligné plusieurs experts (voir la section 3.6). Il convient aussi de noter que les données de l'ASHRAE 2003 se comparent bien à celle de la version courante (2007) pour de faibles facteurs d'impulsion ($M=1, 2$ ou 3), alors que pour $M=5$ (figure 5.2d), ASHRAE 2007 prédit de très faibles dilutions (jusqu'à 10 fois moins élevées) par rapport aux données d'ASHRAE 2003 et aux données de soufflerie. Les calculs d'ASHRAE 2007 ont été simplifiés par rapport à la version

2003 en omettant certains facteurs ambigus tels que h_{faible} dans l'estimation des dilutions. Par contre, les concentrations aux récepteurs évaluées d'après ASHRAE 2007 sont beaucoup plus élevées que celles d'ASHRAE 2003, ce qui oblige un concepteur à faire preuve d'un soin accru en ce qui a trait à la construction d'une cheminée et de structures de toit. Cela souligne par ailleurs les écarts qu'accusent les données de l'ASHRAE 2007 par rapport aux autres modèles pour des facteurs d'impulsion plus élevés, une tendance également manifeste lorsque la hauteur de la cheminée augmente, comme le révèlent des sections ultérieures de ce chapitre.

La figure 5.3 présente, toujours pour le bâtiment de faible hauteur, les dilutions normalisées aux mêmes récepteurs de toit avec une cheminée haute de 2 m.

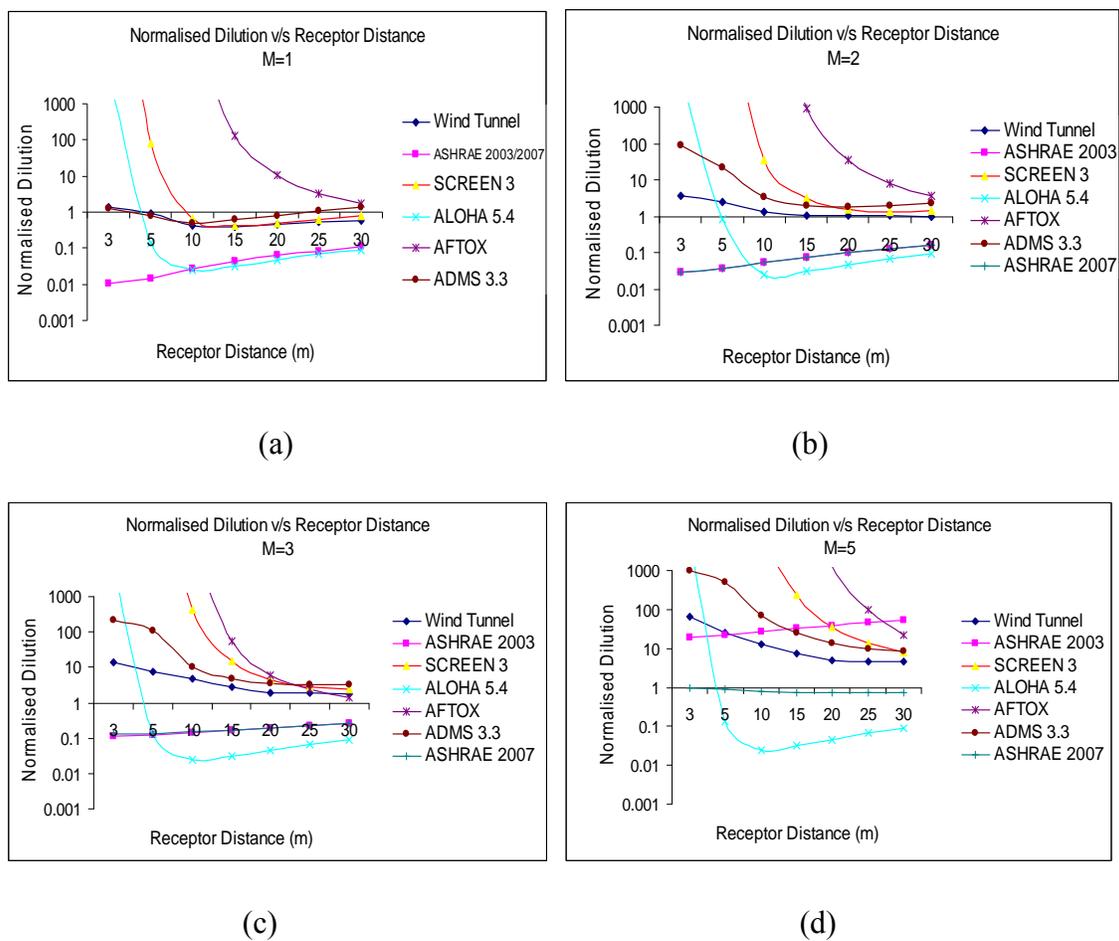


Figure 5.3 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 2 m

Analyse : La figure 5.3 montre que pour un faible moment d'impulsion ($M=1$ et $M=2$), les résultats de SCREEN 3 et ADMS 3.3 sont comparables aux données de soufflerie au-delà d'une distance d'environ 10 m de la cheminée. Des données presque comparables sont aussi fournies par ALOHA et ASHRAE 2003, mais elles sont dans les deux cas près

de 100 fois inférieures aux données de soufflerie. Fait intéressant, les dilutions normalisées fournies par ALOHA ne varient pas de façon significative lorsque augmente le moment d'impulsion (M). Par contre, AFTOX présente des valeurs de dilution beaucoup plus élevées lorsque M augmente. Plus le moment d'impulsion augmente, plus l'écart s'accroît entre SCREEN 3, ADMS 3.3 et les données de soufflerie, tandis qu'ASHRAE fournit des valeurs beaucoup plus faibles. Tel que mentionné précédemment, ASHRAE 2007 prédit des dilutions plus faibles pour $M=5$ que la version 2003. On constate avec intérêt que les courbes de soufflerie et d'ASHRAE 2007 sont plus ou moins parallèles, alors que celle d'ASHRAE 2003 croise celle des données de soufflerie à 5 m de la cheminée pour $M=5$.

La figure 5.4 porte sur un bâtiment de faible hauteur surmonté d'une cheminée de 3 m.

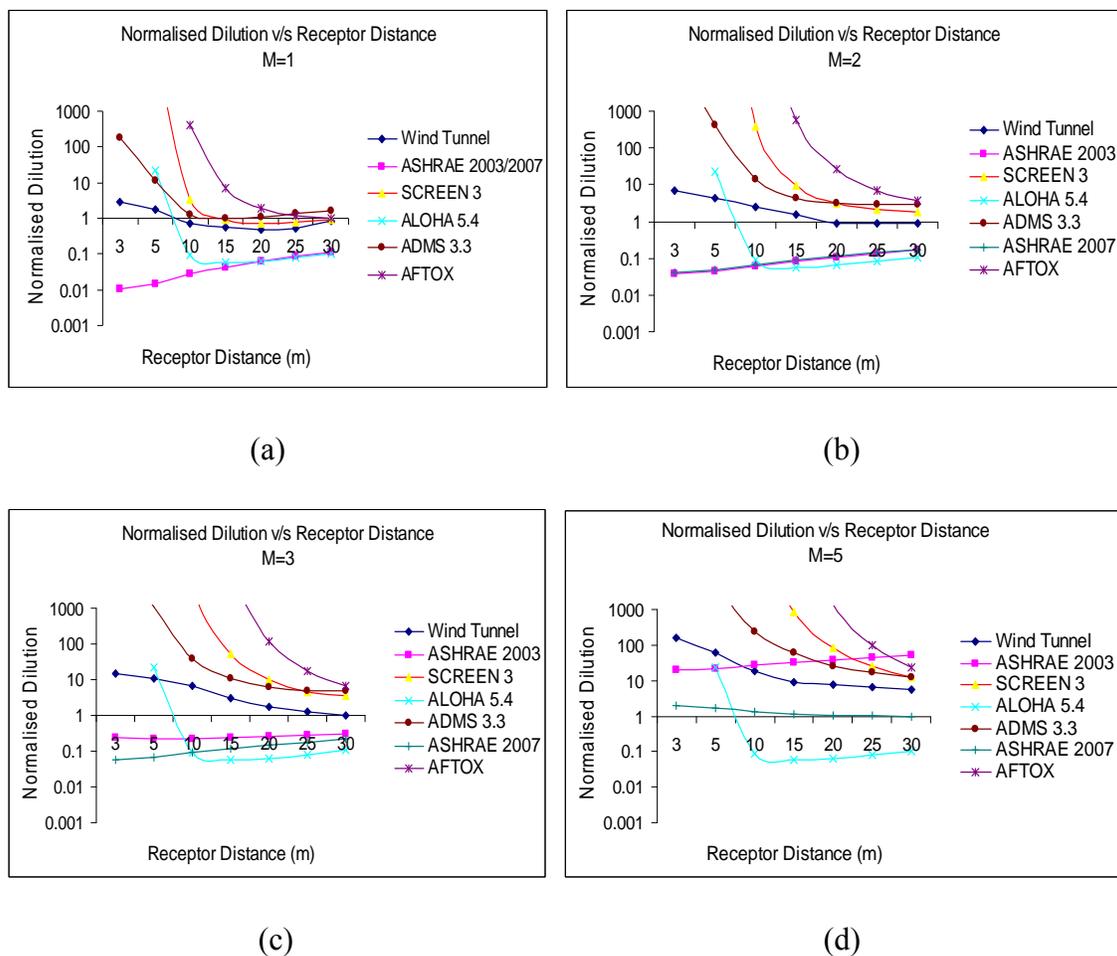


Figure 5.4 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m.

Analyse : La figure 5.4 montre que pour un faible moment d'impulsion ($M=1$ et $M=2$), les données de soufflerie présentent des écarts accrus (d'environ 100 fois) par rapport à

celles d'ASHRAE 2003 et 2007, alors qu'elles s'y comparent bien lorsque la valeur de M augmente (figures 5.4c et 5.4d). Il convient également de noter qu'AFTOX ne produit aucune valeur de dilution pour les cheminées de plus grande hauteur. Quant aux modèles SCREEN, ADMS et ALOHA, ils fournissent des valeurs de dilution beaucoup plus élevées à courte distance de la cheminée, ce qui indique qu'ils ne sont pas adaptés au cas à l'étude. On constate par ailleurs qu'ASHRAE 2007 renvoie des dilutions plus faibles que la version 2003, de sorte qu'il prédit des concentrations d'effluents plus élevées aux récepteurs.

Le cas suivant porte sur une cheminée de 5 m.

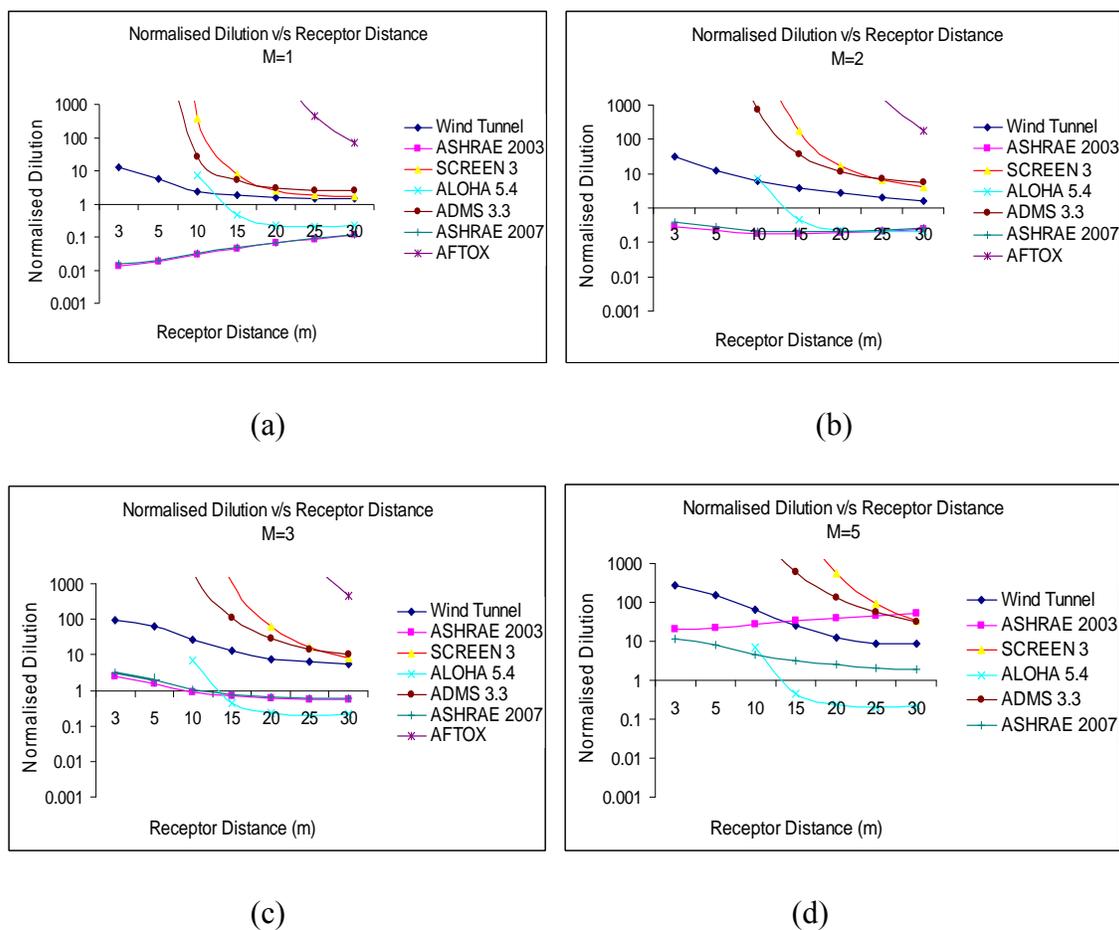


Figure 5.5 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m

Analyse : La figure 5,5 montre que, pour un faible moment d'impulsion ($M=1$ et $M=2$), les données de soufflerie présentent des écarts accrus (d'environ 100 fois) par rapport à celles de l'ASHRAE, ce qui n'est plus le cas lorsque la valeur de M augmente (figures 5.4c et 5.4d). Il importe de noter qu'ASHRAE 2003 prédit des dilutions croissantes alors

que les données de soufflerie et d'autres modèles affichent clairement des valeurs décroissantes. Cela est plus susceptible de se produire en présence de cheminées plus élevées, compte tenu du fait que la configuration du panache présente une dilution maximale au niveau du toit. Il convient également de noter qu'AFTOX ne produit aucune valeur de concentration ou de dilution pour les cheminées de plus grande hauteur. Une caractéristique similaire peut être observée dans le cas du bâtiment de grande hauteur, comme nous le verrons plus loin. Quant aux modèles SCREEN, ADMS et ALOHA, ils fournissent des valeurs de dilution beaucoup plus élevées à courte distance de la cheminée, ce qui indique qu'ils ne sont pas adaptés au cas à l'étude. ASHRAE 2007 fournit des valeurs de dilution plus faibles qu'ASHRAE 2003 pour $M=5$, ce qui s'apparente aux observations faites dans les cas précédents.

Finalement, la figure 5.6 porte sur le cas d'une cheminée de 7 m.

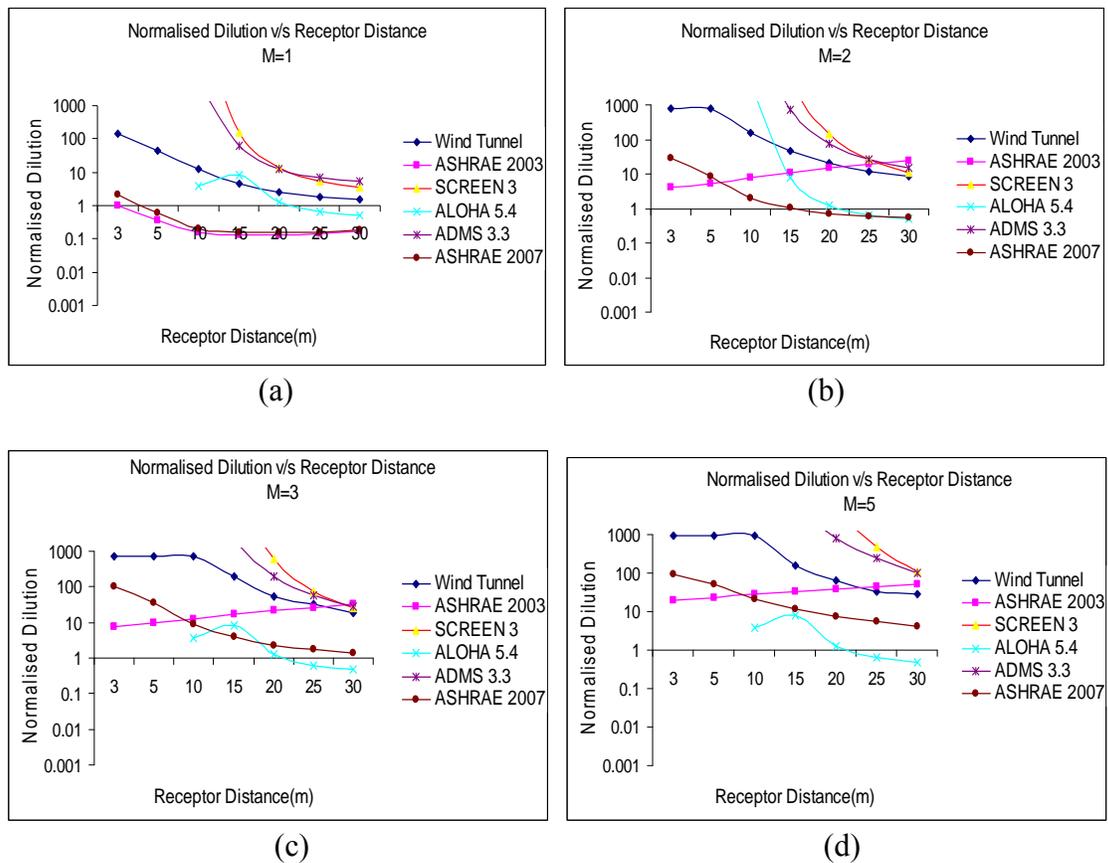


Figure 5.6 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m

Analyse : La figure 5.6 révèle un comportement similaire dans le cas d'un bâtiment de faible hauteur surmonté d'une cheminée de 7 m. Pour un faible moment d'impulsion ($M=1$ et $M=2$), les données de soufflerie présentent des écarts accrus (d'environ 100 fois)

par rapport à celles d'ASHRAE 2003. Quant aux modèles SCREEN, ADMS et ALOHA, ils fournissent des valeurs de dilution beaucoup plus élevées à courte distance de la cheminée, ce qui indique qu'ils ne sont pas adaptés au cas à l'étude. Il est intéressant de noter que les courbes d'ASHRAE 2007 et de soufflerie suivent des tracés parallèles, alors que la courbe d'ASHRAE 2003 croise la courbe de soufflerie à 20 m de la cheminée lorsque le moment d'impulsion augmente. Il convient également de noter que, bien qu'il soit possible d'attribuer à des erreurs expérimentales (p. ex., concentration de fond dans les installations, sensibilité des instruments) le fait que les valeurs de dilution obtenues en soufflerie soient constantes à 10 m de la cheminée, des données correspondantes sur le terrain ont révélé un comportement similaire (Stathopoulos *et al.*, 1999).

5.3 Cas 2 – Bâtiment de grande hauteur

Un bâtiment de grande hauteur (60 m) ayant les mêmes dimensions horizontales que le bâtiment du cas 1 a été choisi pour étudier la dispersion des effluents. Les détails relatifs au bâtiment sont présentés à la figure 5.7. Les données fournies par divers modèles de l'EPA, notamment ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*), SCREEN 3 et ADMS 3.3, ont été comparées à celles de l'ASHRAE et aux données de soufflerie. AFTOX n'a pas été retenu du fait qu'il ne produit aucune valeur de concentration pour la hauteur du bâtiment en question.

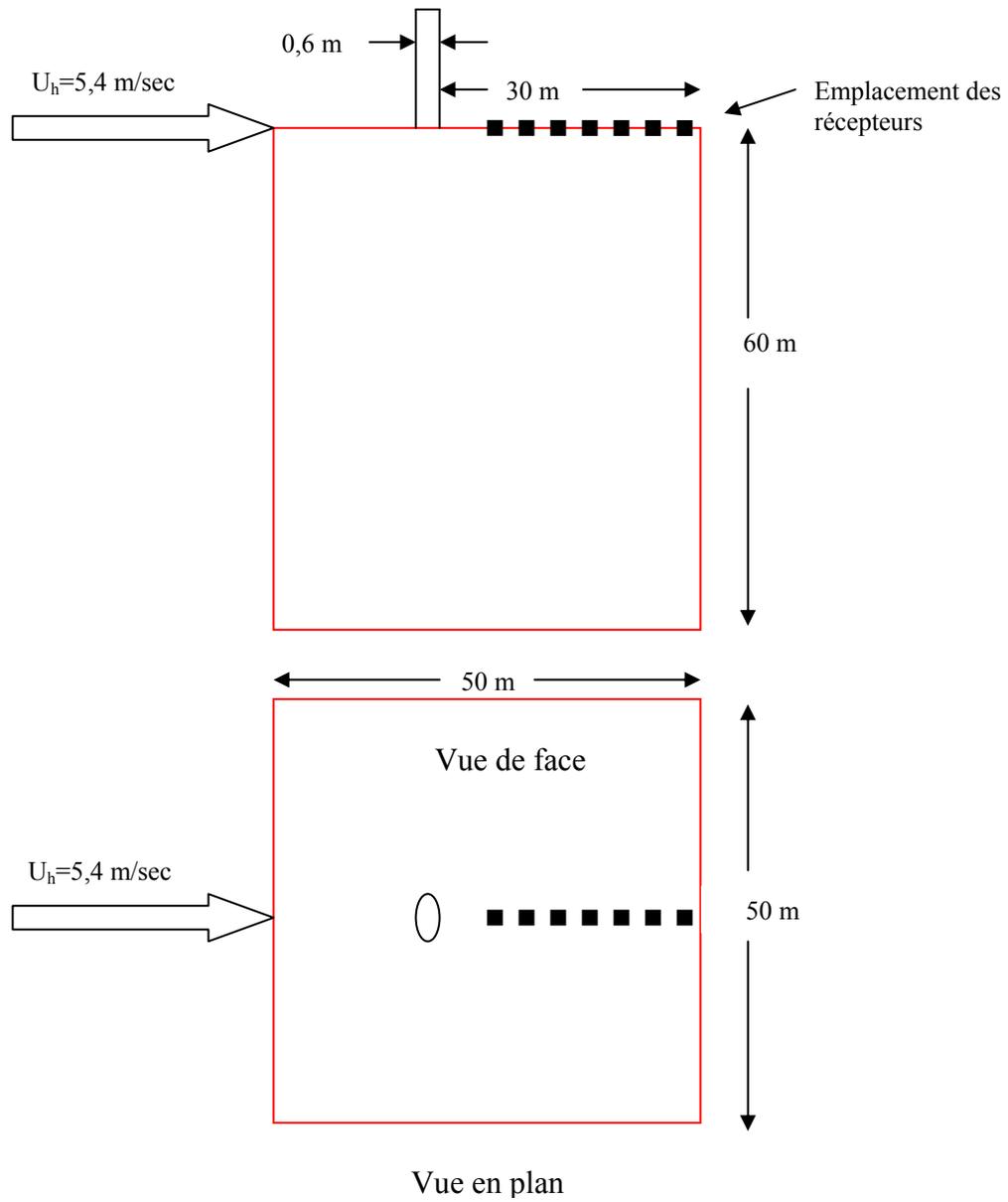


Figure 5.7 Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur un bâtiment de grande hauteur

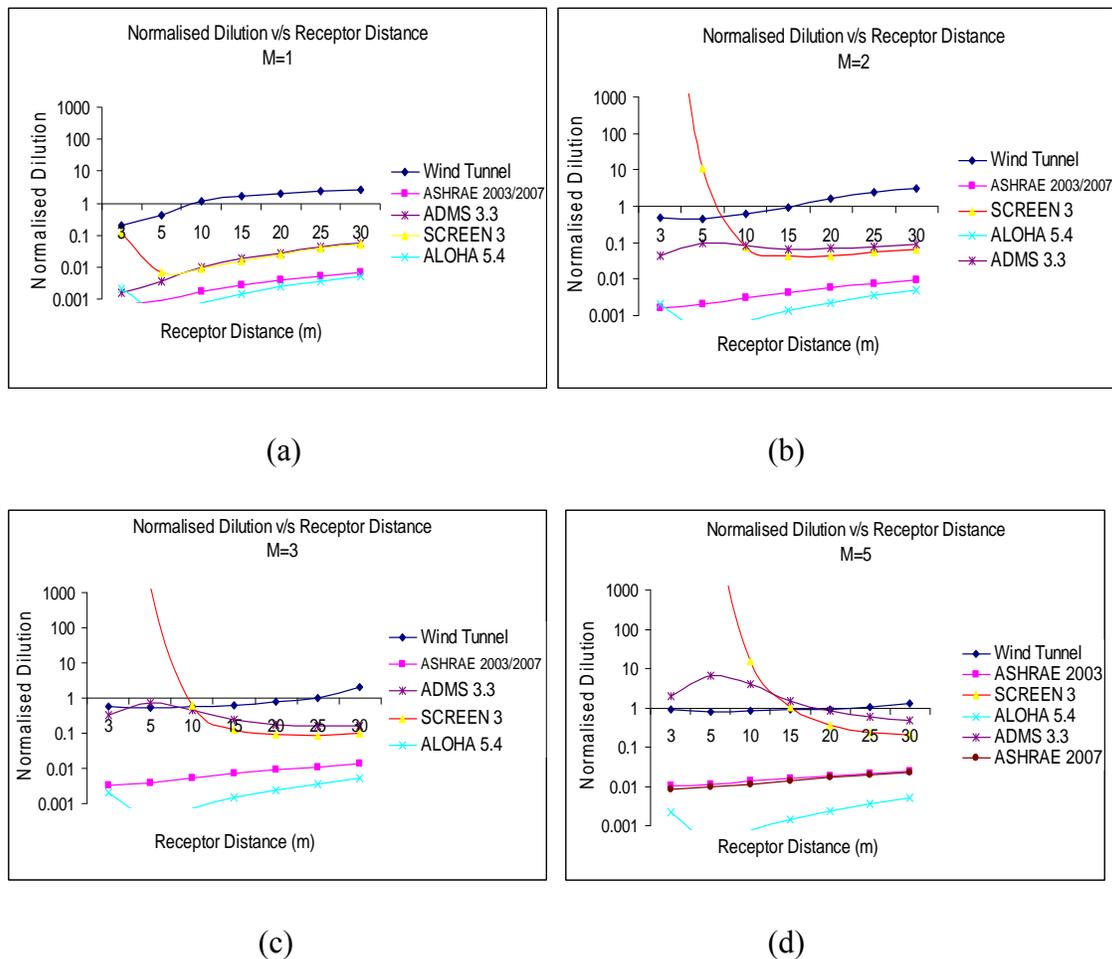


Figure 5.8 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m sur un bâtiment de grande hauteur

Analyse : La figure 5.8 montre que les valeurs de dilution normalisée obtenues en soufflerie sont élevées par rapport à celles des différents modèles. Il est intéressant de noter que les données d'ADMS 3.3 et SCREEN 3 deviennent comparables au-delà d'une distance d'environ 10 m des récepteurs, ce qui n'est pas le cas lorsque le moment d'impulsion est plus élevé. ALOHA 5.4 et ASHRAE produisent quant à eux des valeurs de dilution beaucoup plus faibles (d'environ 100 fois) que celles obtenues en soufflerie. Dans le cas présent, les versions 2003 et 2007 d'ASHRAE se comparent bien, que le moment d'impulsion soit faible ou élevé, quoique les valeurs fournies soient nettement inférieures aux données de soufflerie.

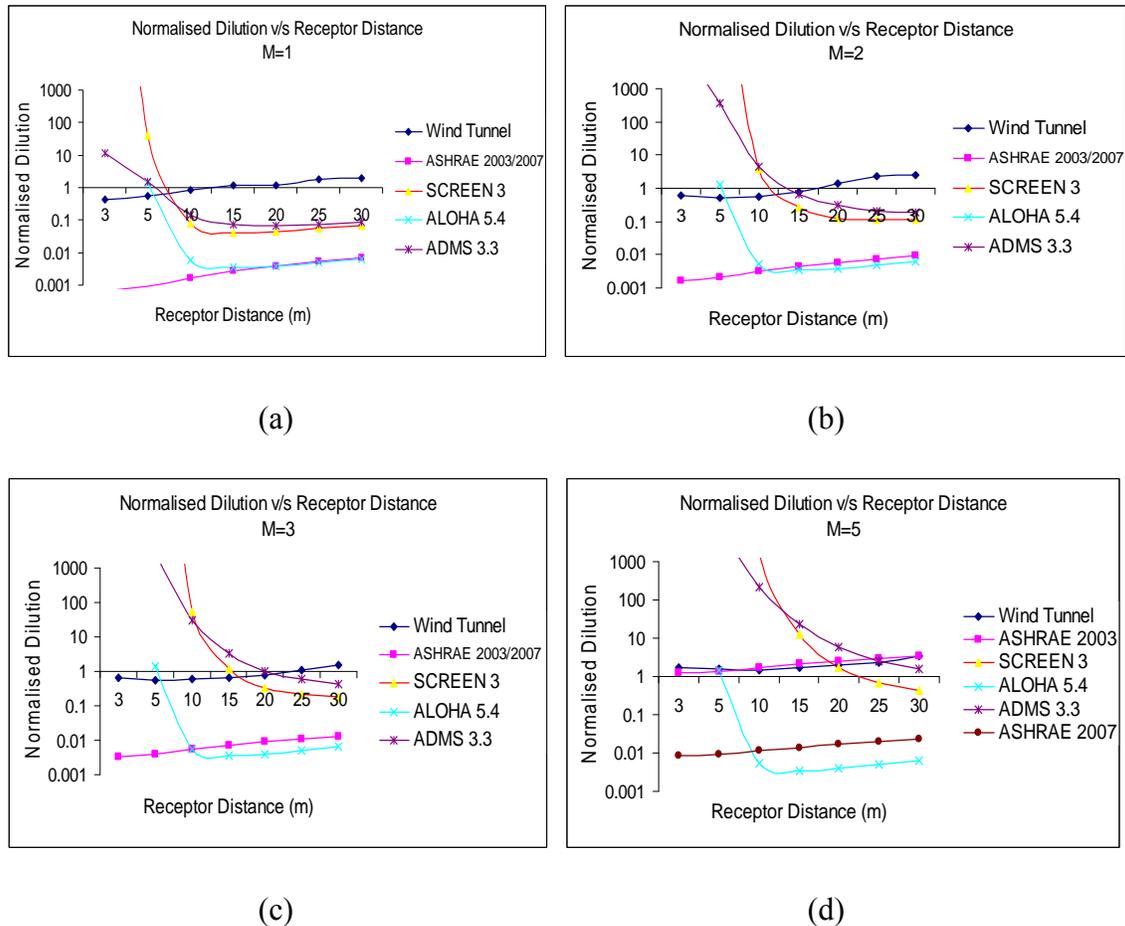


Figure 5.9 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m sur un bâtiment de grande hauteur

Analyse : La figure 5.9 montre que les valeurs de dilution normalisée obtenues en soufflerie sont élevées, surtout au-delà de 15 m de la cheminée, bien qu'elles convergent graduellement avec celles des différents modèles lorsque le moment d'impulsion augmente. Il convient également de noter qu'ALOHA et ASHRAE se comparent bien lorsque M est faible, mais qu'il en va tout autrement lorsque M est élevé, l'écart devenant alors très important (par un facteur de presque 100). Au départ, lorsque M est faible, ALOHA et ASHRAE produisent de plus faibles valeurs de dilution (d'environ 100 fois) que celles obtenues en soufflerie; par contre, lorsque M augmente, les données de l'ASHRAE se comparent bien aux données de soufflerie. Le problème le plus courant avec la plupart des modèles de l'EPA (SCREEN 3, ADMS 3.3 et ALOHA 5.4) est qu'ils produisent des valeurs de dilution plus élevées sur les 15 premiers mètres alors qu'ils tendent à converger avec celles des autres modèles par la suite. Au départ, pour M=1, 2 ou 3, l'écart est significatif entre les données d'ASHRAE 2003 et les données de soufflerie, mais cet écart disparaît lorsque M=5. Cela dit, ASHRAE 2007, qui au départ

se compare bien avec ASHRAE 2003, fournit alors des valeurs de dilution d'environ 10 fois inférieures à celle de ce dernier modèle.

La figure 5.10 montre la dilution normalisée pour le bâtiment de grande hauteur surmonté d'une cheminée haute de 5 m.

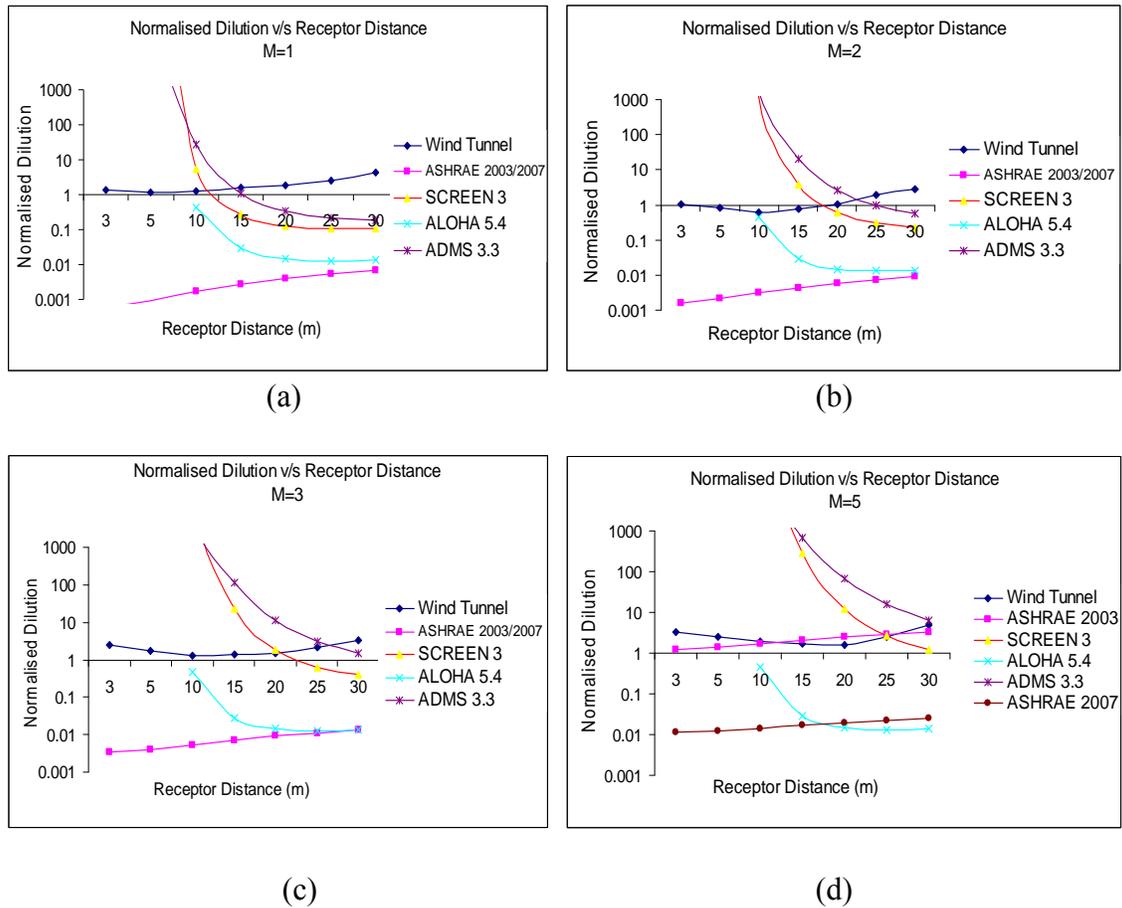


Figure 5.10 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m sur un bâtiment de grande hauteur

Analyse : La figure 5.10 montre que les valeurs de dilution normalisée obtenues en soufflerie sont élevées par rapport à celles des différents modèles lorsque la distance des récepteurs est de plus de 10 m et que la valeur de M est faible. Il est intéressant de noter que les données d'ASHRAE 2003 et les données de soufflerie sont comparables lorsque $M=5$, alors qu'elles divergent par près de 100 fois lorsque la valeur de M est plus faible. SCREEN 3 et ADMS 3.3 produisent les valeurs de dilution les plus élevées à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance des récepteurs, ce qui n'est pas convenable. Il convient en outre de noter qu'ASHRAE 2007 fournit des valeurs de dilution très faibles pour $M=5$, ce qui oblige les concepteurs actuels à modifier leurs critères de construction des cheminées.

La figure 5.11 montre la dilution normalisée pour le bâtiment de grande hauteur surmonté d'une cheminée haute de 7 m.

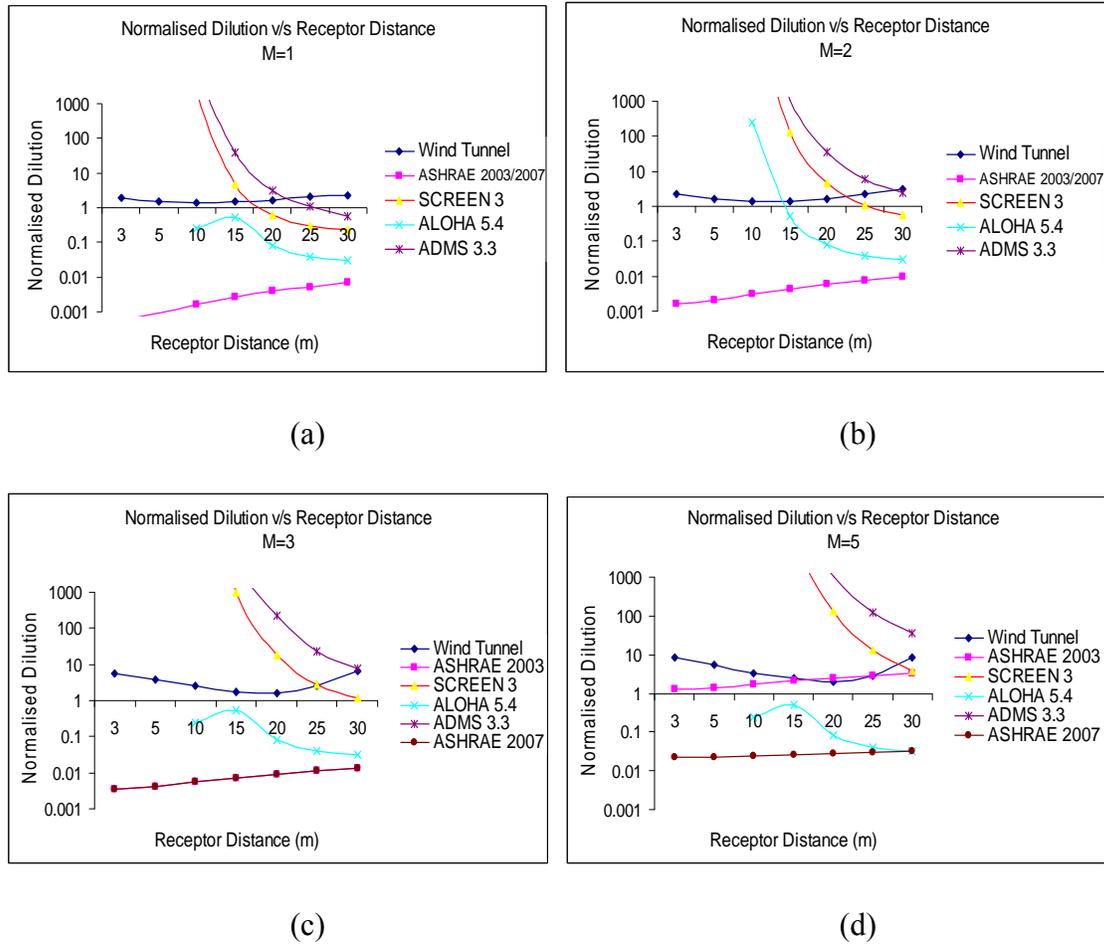


Figure 5.11 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m sur un bâtiment de grande hauteur

Analyse : La figure 5.11 montre la dilution normalisée pour le bâtiment de grande hauteur surmonté d'une cheminée haute de 7 m. On constate que plus la hauteur de la cheminée augmente sur le bâtiment de grande hauteur, plus les valeurs de dilution normalisée augmentent par rapport à la distance des récepteurs, quoique au-delà d'un certain point, elles atteignent une constance relative. Il convient également de noter que les versions 2003 et 2007 de l'ASHRAE se comparent bien lorsque la valeur de M est faible, mais qu'elles accusent un écart par un facteur de plus de 10 lorsque M=5. La version courante de l'ASHRAE produit des valeurs de concentration prévues aux récepteurs supérieures aux valeurs fournies par la version 2003 et aux données de soufflerie, et elle ne concorde pas avec les modèles de l'EPA.

5.4 Cas 3 – Bâtiment de faible hauteur avec structure de toit

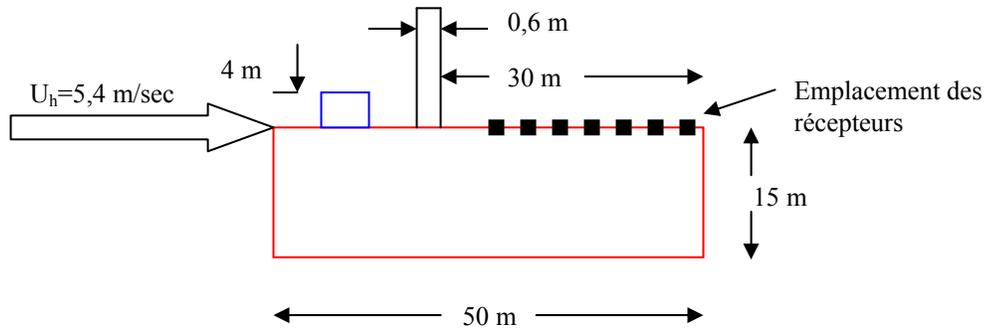
Un bâtiment de faible hauteur (15 m) a été choisi pour étudier la dispersion des effluents. Les détails relatifs au bâtiment et à la structure de toit sont fournis dans les tableaux 5.1 et 5.2, respectivement. Une représentation graphique est également fournie à la figure 5.12. Les données fournies par divers modèles de l'EPA, notamment ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*), SCREEN 3, AFTOX et ADMS 3.3, ont été comparées à celles de l'ASHRAE et aux données de soufflerie. Le bâtiment est présumé se trouver en milieu urbain, et ses récepteurs, en aval dans le sens du vent par rapport à la cheminée. La structure de toit est présumée se trouver au vent par rapport à la cheminée. Selon Stathopoulos *et al.* (2004) : « Les obstacles de toit peuvent considérablement altérer la dispersion des cheminée d'évacuation immédiatement en aval dans le sens du vent des obstacles et d'une hauteur comparable à celle des obstacles. » Quatre cas ont été étudiés avec des cheminées d'une hauteur de 1, 3, 5 et 7 mètres.

Tableau 5. 1 – Détails du bâtiment

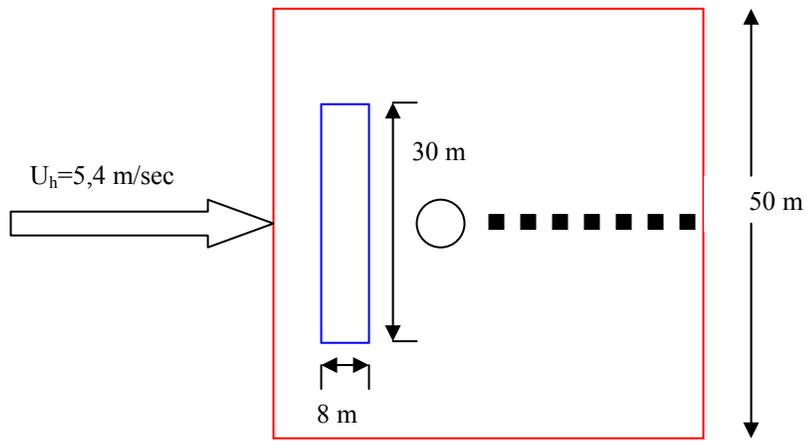
Hauteur = 15 m
Largeur = 50 m
Profondeur = 50 m
$d_c = 0,6$ m
$U_h = 5,4$ m/sec

Tableau 5. 2 – Détails de la structure de toit

Hauteur = 4 m
Largeur = 30 m
Profondeur = 8 m



Vue de face



Vue en plan

Figure 5.12 Bâtiment de faible hauteur en présence d'une structure sur le toit

La figure 5.13 montre la dilution normalisée pour le bâtiment de faible hauteur surmonté d'une structure de toit avec une cheminée haute de 1 m.

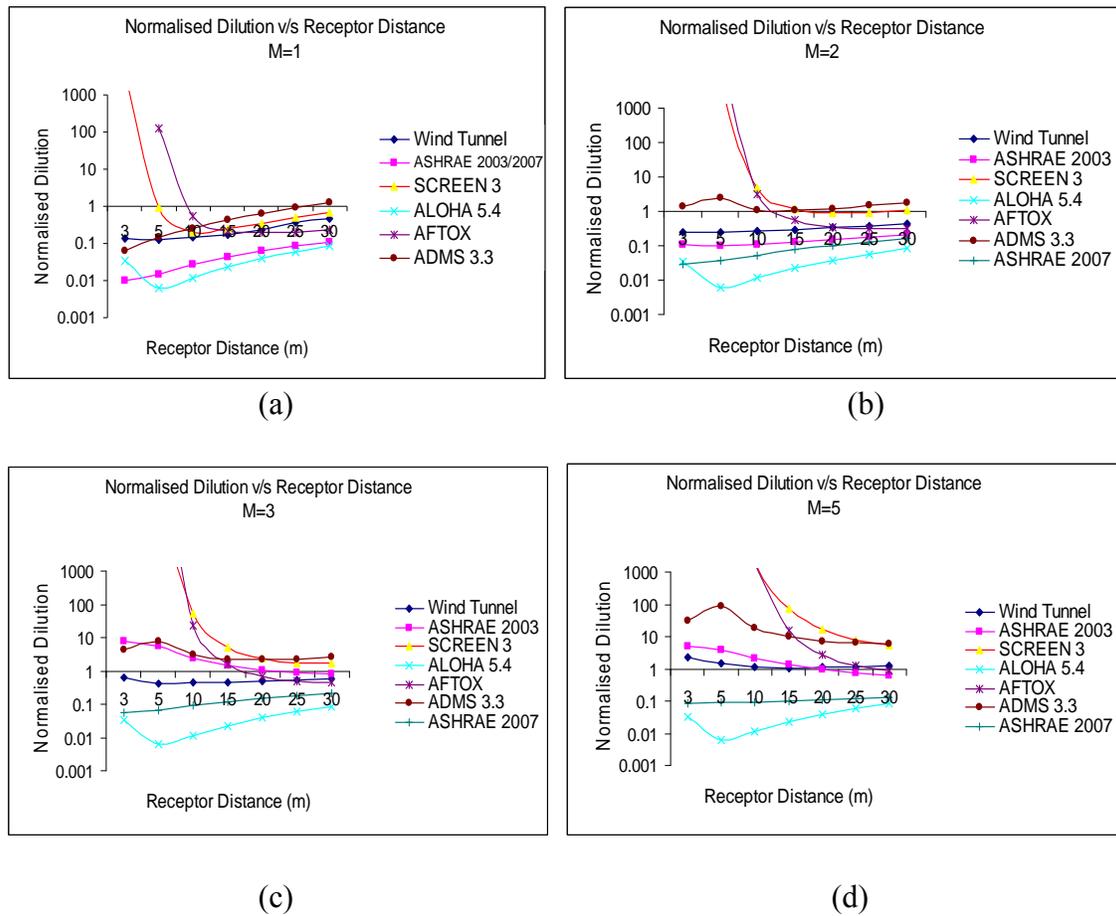


Figure 5.13 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit

Analyse : On constate, à la figure 5.13, que lorsque le moment d'impulsion est faible, les courbes ont tendance à converger au-delà d'une distance de 10 m de la cheminée, et qu'ADMS fournit les valeurs de dilution les plus élevées tandis qu'ALOHA 5.4 fournit les plus faibles. Lorsque le moment d'impulsion augmente, SCREEN 3 produit les valeurs de dilution les plus élevées et ALOHA les moins élevées, les autres modèles fournissant des valeurs intermédiaires. Autre observation intéressante, les données de soufflerie et les données d'ASHRAE 2003 viennent à coïncider lorsque le moment d'impulsion augmente. Par contre, ASHRAE 2007 prédit des concentrations aux récepteurs environ 10 fois plus élevées que la version 2003 lorsque le moment d'impulsion est plus élevé (M=2, 3 et 5). Pour M=1, les deux versions de l'ASHRAE se comparent bien. Il convient de noter que dans les cas précédents, en l'absence d'une structure de toit, les versions 2003 et 2007 de l'ASHRAE se comparaient bien à plus faibles moment d'impulsion et hauteur de cheminée, mais qu'un écart se creusait entre

elles lorsque augmentaient la hauteur de la cheminée et la valeur de M. Cela dit, la structure de toit fait grimper les valeurs de dilution lorsque augmente le moment d'impulsion, et cette hausse est plus marquée pour les modèles de l'EPA à l'étude et pour ASHRAE 2003, tandis qu'ASHRAE 2007 et ALOHA 5.4 font figure d'exception, puisqu'ils produisent des valeurs de dilution de loin inférieures aux autres modèles.

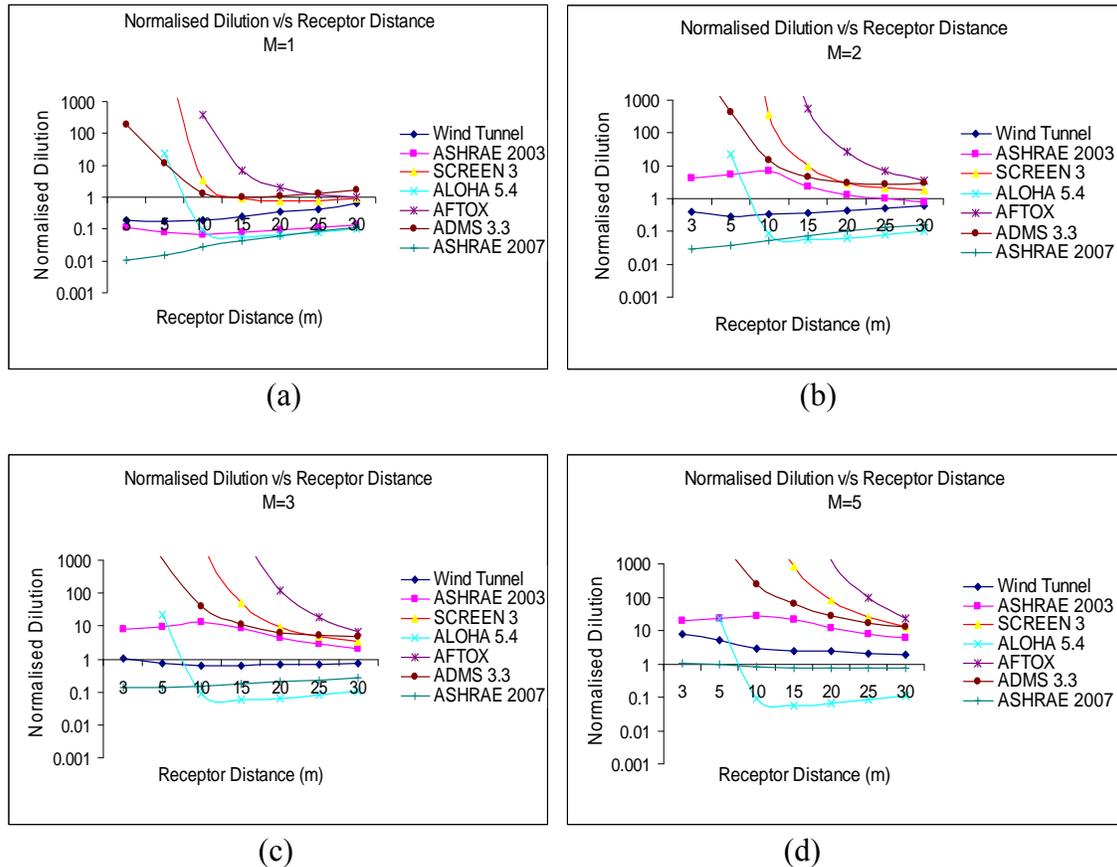


Figure 5.14 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit

Analyse : La figure 5.14 montre que les courbes ont tendance à converger à partir de 20 m de distance de la cheminée, et que les valeurs initiales fournies par AFTOX, SCREEN 3 et ADMS 3.3 sont extrêmement élevées. Les données de soufflerie sont presque 10 fois plus élevées que celles d'ASHRAE 2003. AFTOX et ALOHA 5.4 produisent respectivement des résultats extrêmement élevés et extrêmement faibles; par ailleurs, le premier fournit des concentrations plus élevées lorsque la hauteur de la cheminée et le moment d'impulsion sont plus élevés, tandis que le second ne voit guère varier la dilution en fonction de M. ASHRAE 2007 fournit des valeurs de dilution très faibles (prudentes) par rapport à la version 2003 et aux données de soufflerie.

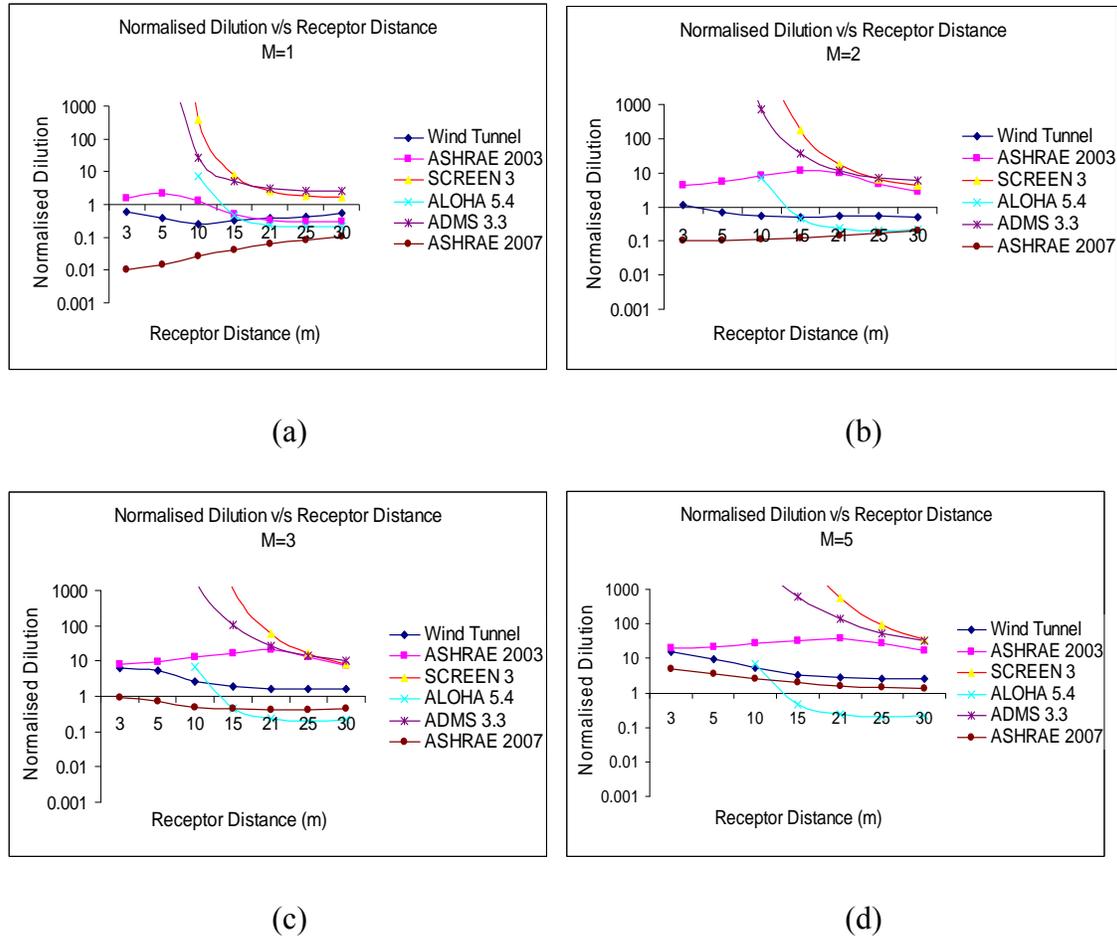


Figure 5.15 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit

Analyse : La figure 5.15 montre que SCREEN 3 et ADMS 3.3 fournissent des résultats comparables à une distance de plus de 18 m en aval dans le sens du vent de la cheminée, tandis que les données de soufflerie, d'ALOHA et d'ASHRAE 2003 sont comparables lorsque le moment d'impulsion est faible. Lorsque le moment d'impulsion est élevé, SCREEN 3 et ADMS 3.3 fournissent des valeurs de dilution beaucoup plus élevées (près de 100 fois) que les données de soufflerie. Les données d'ASHRAE 2003 se comparent bien aux données de soufflerie lorsque la valeur de M est faible, mais s'en écartent considérablement (par un facteur de près de 10) lorsque la valeur de M augmente. AFTOX ne fournit aucune valeur de concentration. Contrairement aux cas précédents, les données d'ASHRAE 2007 se comparent à celles de la version 2003 et aux données de soufflerie lorsque $M=5$.

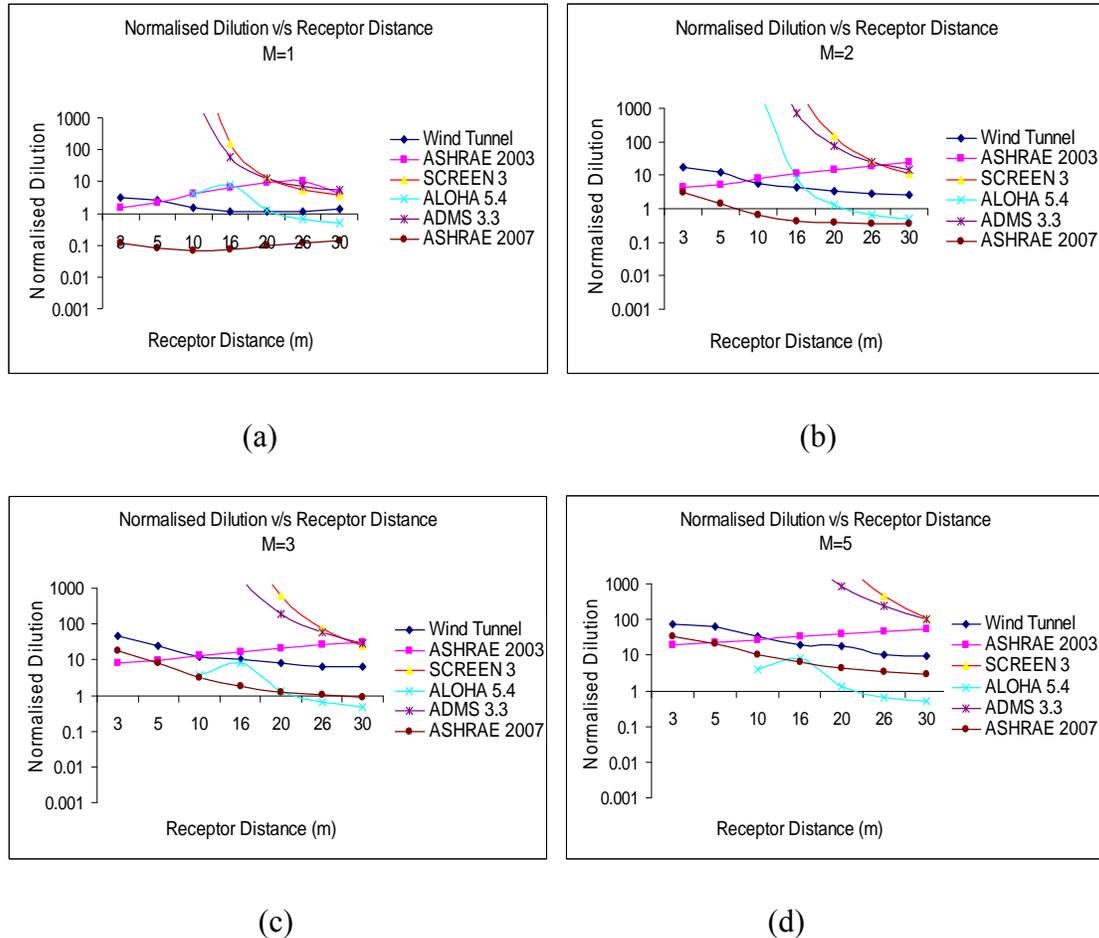


Figure 5.16 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m sur un bâtiment de faible hauteur avec une structure de toit

Analyse : SCREEN 3 et ADMS 3.3 produisent des valeurs de dilution extrêmes pour la plus haute cheminée. Comme en témoigne la figure 5.16, ces valeurs sont environ 100 fois plus élevées que les données de soufflerie. Bien que les données de soufflerie et les données de l'ASHRAE soient comparables, ALOHA 5.4 fournit des valeurs de dilution très faibles dans tous les cas. Les graphiques révèlent en outre qu'ADMS et SCREEN 3 produisent des valeurs de dilution plus élevées sur les 20 premiers mètres de distance de la cheminée et convergent par la suite, ce qui n'est pas le cas des données de soufflerie et des données d'ASHRAE 2003. Il est aussi intéressant de noter que les valeurs d'ASHRAE 2007 se comparent de plus en plus aux données de soufflerie lorsque augmente le moment d'impulsion, ce qui n'a été observé dans aucun des cas précédents, et ce qui indique par ailleurs que ce modèle est valable pour le cas à l'étude.

5.5 Cas 4 – Bâtiment de faible hauteur sous différentes conditions éoliennes

Le bâtiment de faible hauteur (15 m) a aussi été choisi pour étudier la dispersion des effluents en faisant passer la direction du vent d'horizontale à 45 degrés. Bien que

l'ASHRAE étudie les concentrations maximales le long de l'axe du panache, les données de soufflerie obtenues en d'autres points se comparent aux valeurs correspondantes d'ADMS 3.3. Il convient de noter qu'au contraire d'autres modèles, dont AFTOX, SCREEN, ALOHA et ASHRAE, ADMS 3.3 offre l'option d'étudier d'autres directions éoliennes. Les détails relatifs au bâtiment sont présentés ci-dessous, au tableau 5.3 et à la figure 5.17. On a fait varier la hauteur de la cheminée de 1 m à 7 m pour des valeurs croissantes de moment d'impulsion.

Tableau 5. 3 – Détails du bâtiment

Hauteur = 15 m
Largeur = 50 m
Profondeur = 50 m
$d_e = 0,6$ m
$U_h = 5,4$ m/s

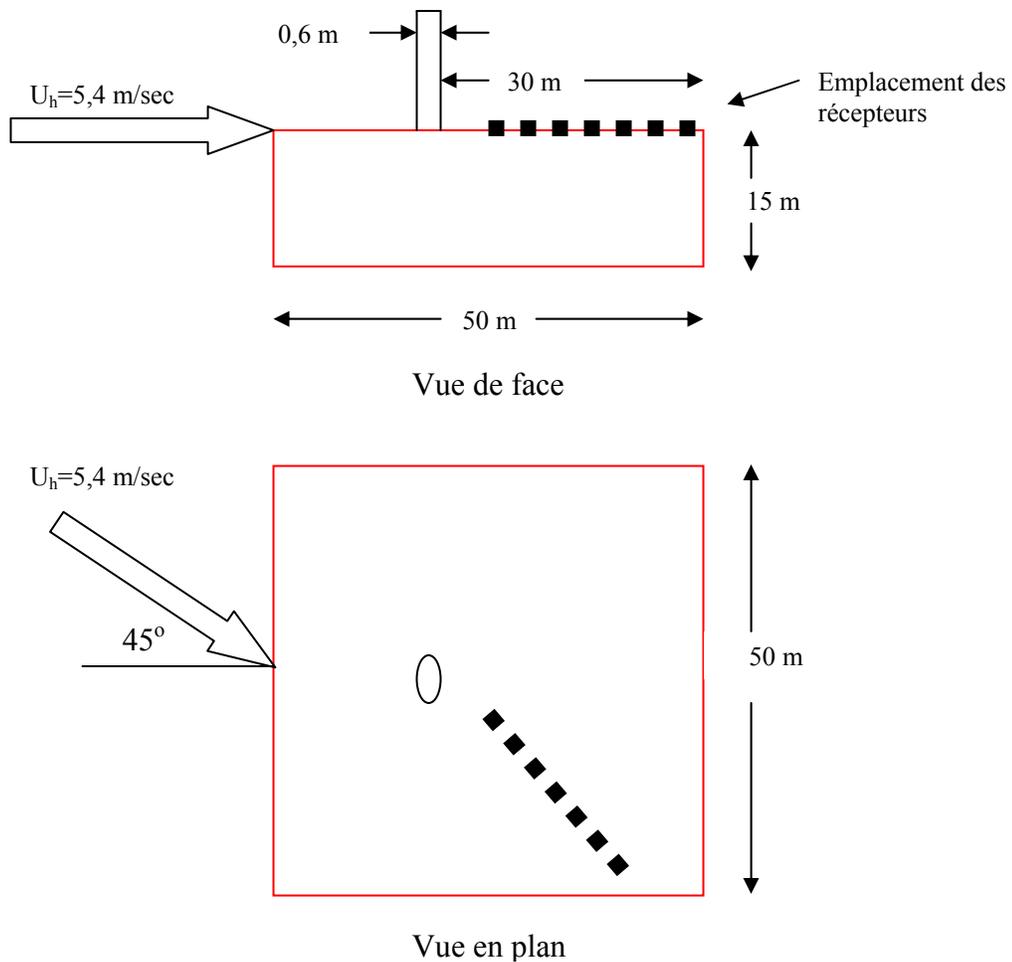


Figure 5.17 Vent à angle de 45° sur un bâtiment de faible hauteur

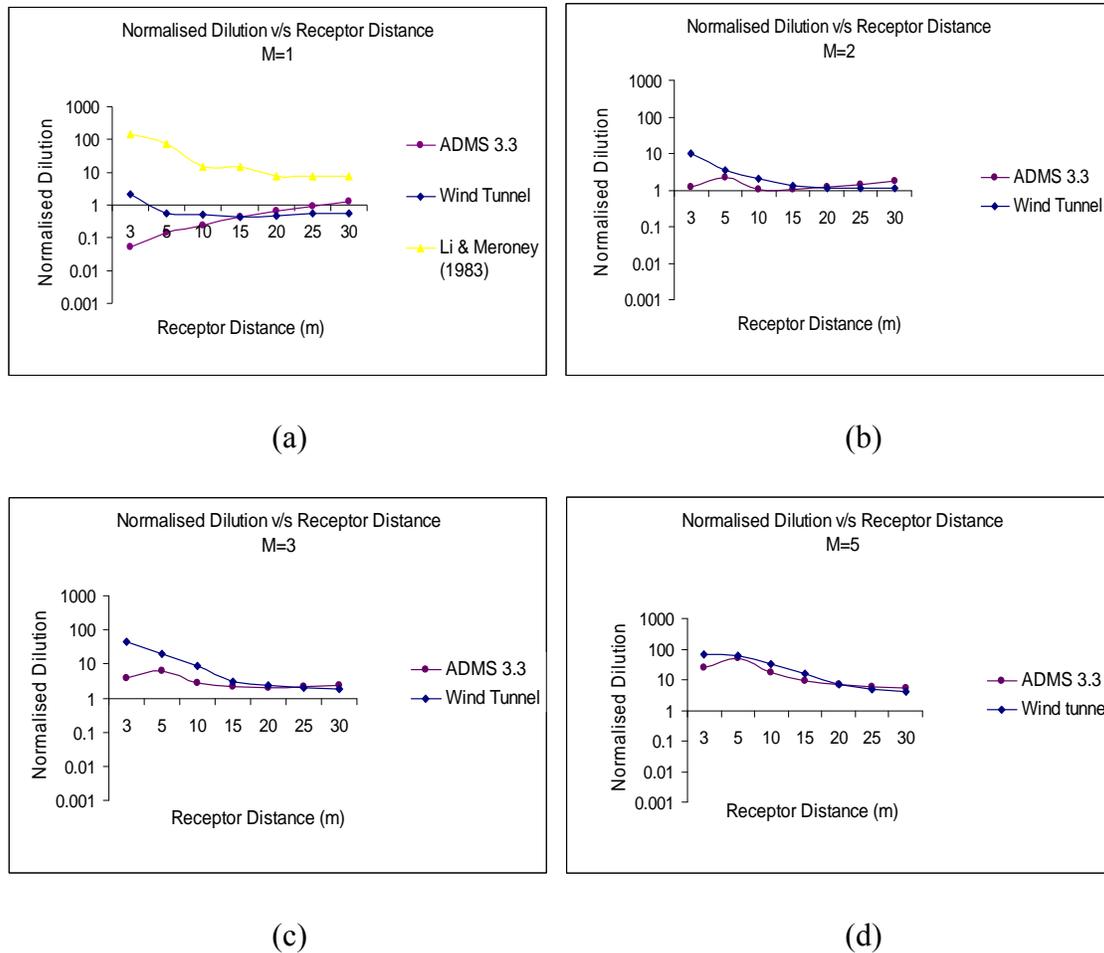


Figure 5.18 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m par vent à 45 degrés azimuth

Analyse : La figure 5.18 montre qu'en présence d'une cheminée haute de 1 m, les données de soufflerie et les données d'ADMS 3.3 produisent des résultats comparables, surtout lorsque le moment d'impulsion est élevé et la distance importante par rapport à la cheminée. Les données de soufflerie ont été recueillies sur le toit, dans la direction du vent. Li et Meroney (1983) ont effectué des expériences sur une maquette de 5 cm^3 , représentant un bâtiment haut de 100 m en grandeur réelle, en utilisant un évent en effleurement et un très faible moment d'impulsion ($M=0,07$). Bien qu'il ne s'agisse pas d'un cas comparable à celui qui nous occupe, les résultats obtenus par Li et Meroney ont été inclus à la figure 5.18 a). Comme on pouvait s'y attendre, Li et Meroney (1983) ont obtenu des valeurs de dilution très élevées (faibles valeurs de concentration).

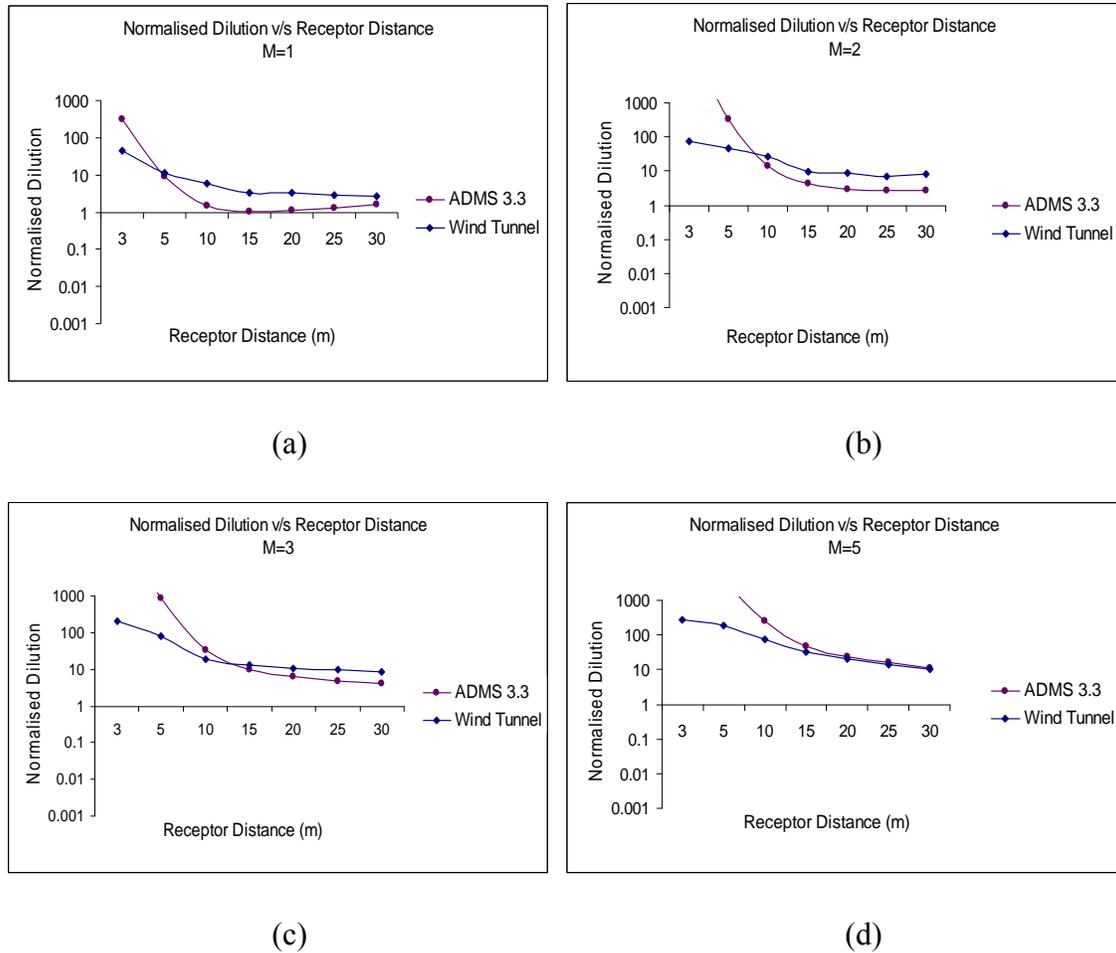


Figure 5.19 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 3 m par vent à 45 degrés azimuth

Analyse : La figure 5.19 révèle un plus grand écart entre les valeurs de dilution obtenues en soufflerie et fournies par ADMS 3.3 à l'intérieur de 10 premiers mètres de distance de la cheminée, après quoi les courbes tendent cependant à converger. Cette convergence est d'ailleurs plus marquée lorsque le moment d'impulsion est élevé ($M=5$). On constate en outre que les valeurs de dilution aux abords de la cheminée sont assez élevées, et qu'ADMS produit des résultats environ 10 fois plus élevés que ceux obtenus en soufflerie à un même récepteur.

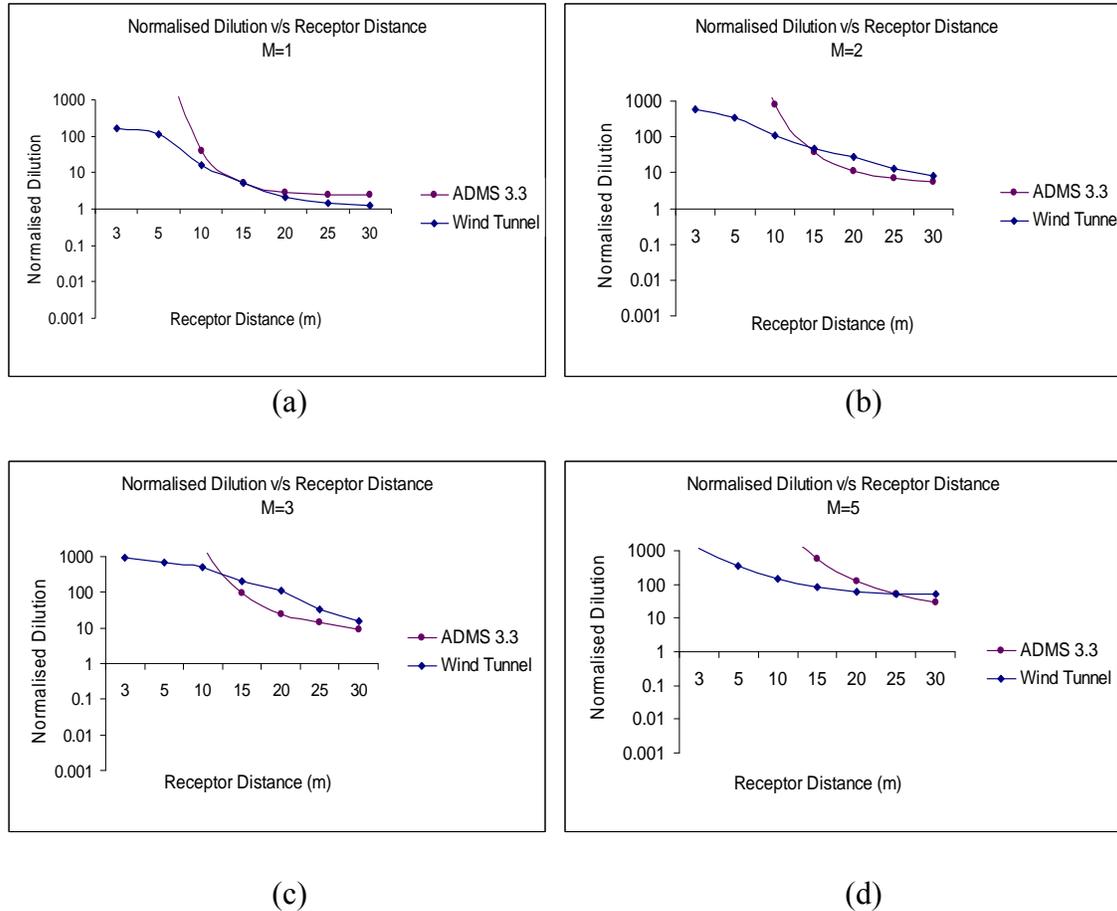


Figure 5.20 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 5 m par vent à 45 degrés azimut

Analyse : Tout comme dans le cas précédent, la figure 5.20 révèle un plus grand écart entre les valeurs de dilution obtenues en soufflerie et fournies par ADMS 3.3 à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée lorsque le moment d'impulsion est faible, après quoi les courbes tendent cependant à converger. Par contre, lorsque $M=5$, les courbes se croisent à 25 m de distance de la cheminée. En général, ADMS 3.3 fournit des valeurs de dilution normalisée plus élevées que celles obtenues en soufflerie, surtout lorsque le moment d'impulsion est élevé.

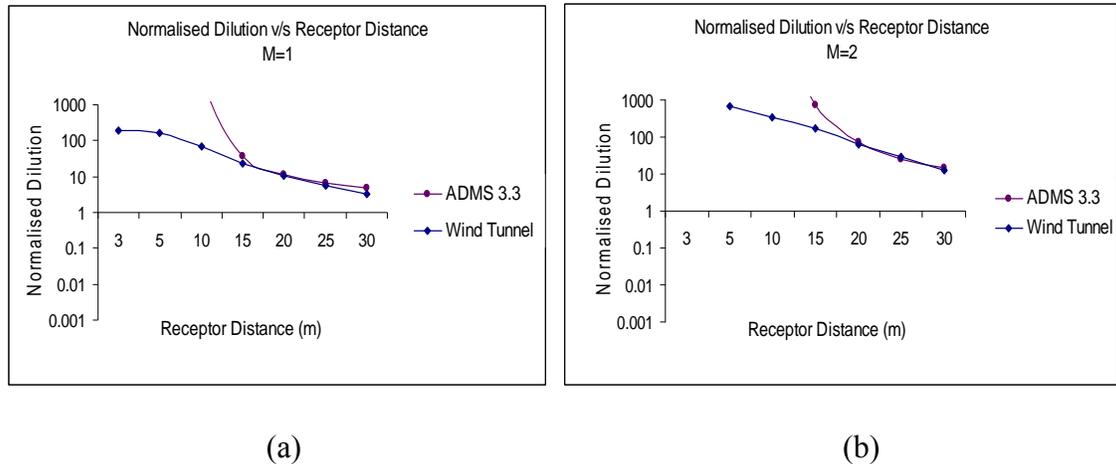
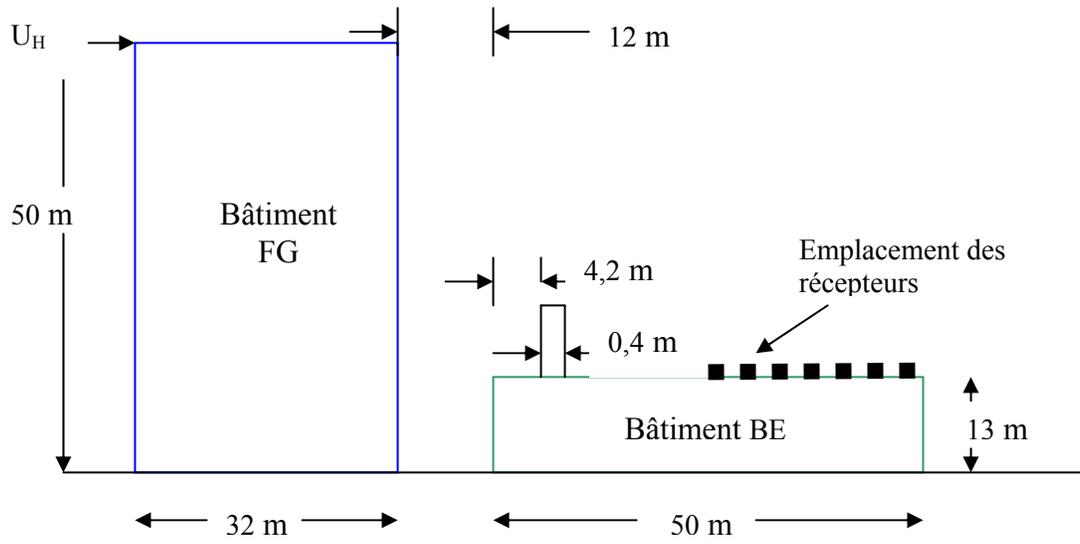


Figure 5.21 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 7 m par vent à 45 degrés azimut

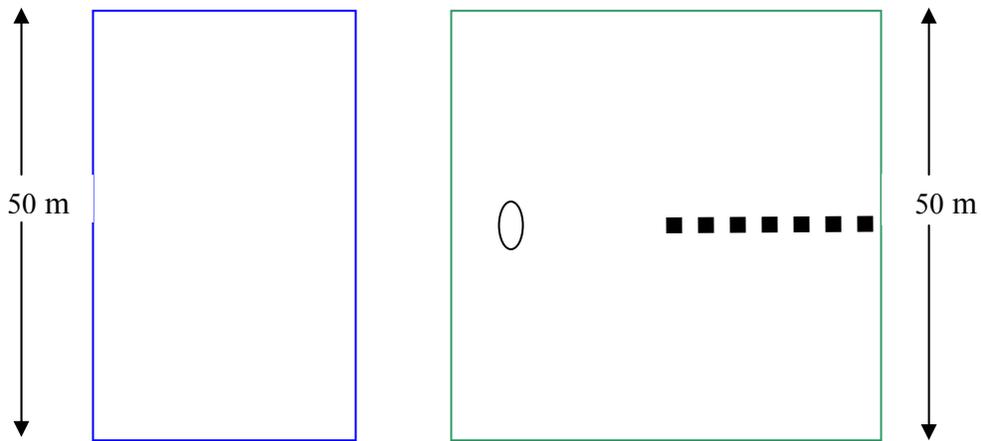
Analyse : On constate un écart entre les valeurs de dilution obtenues en soufflerie et fournies par ADMS 3.3 à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée lorsque M est faible, après quoi les courbes tendent cependant à converger. Par contre, lorsque M=2, les courbes se croisent seulement à 20 m de distance de la cheminée avant de converger. En général, ADMS 3.3 fournit des valeurs de dilution normalisée plus élevées que celles obtenues en soufflerie, surtout lorsque le moment d'impulsion est élevé.

5.6 Cas 5 – Comparaison entre les données de terrain et d'ADMS 3.3

Dans le cadre de projets antérieurs de l'IRSST conjointement réalisés avec l'Université Concordia, des mesures de concentration sur le terrain ont été effectuées sur le toit du bâtiment BE et sur les murs du bâtiment FG en tenant compte de l'écoulement du vent en direction du bâtiment BE depuis le bâtiment FG. Le bâtiment BE est une construction de 3 étages haute de 13 mètres, tandis que le bâtiment FG fait 50 mètres de haut et se trouve du côté au vent du bâtiment BE. Une représentation graphique est fournie à la figure 5.22. Dans un cas, la cheminée se trouvait à 4,2 mètres du bord du toit du bâtiment BE, alors que dans l'autre cas, elle se trouvait à 19 mètres du bord du toit, tel qu'illustré aux figures 5.22 et 5.24, respectivement.



Vue de face



Vue en plan

Figure 5.22 Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur les bâtiments BE et FG

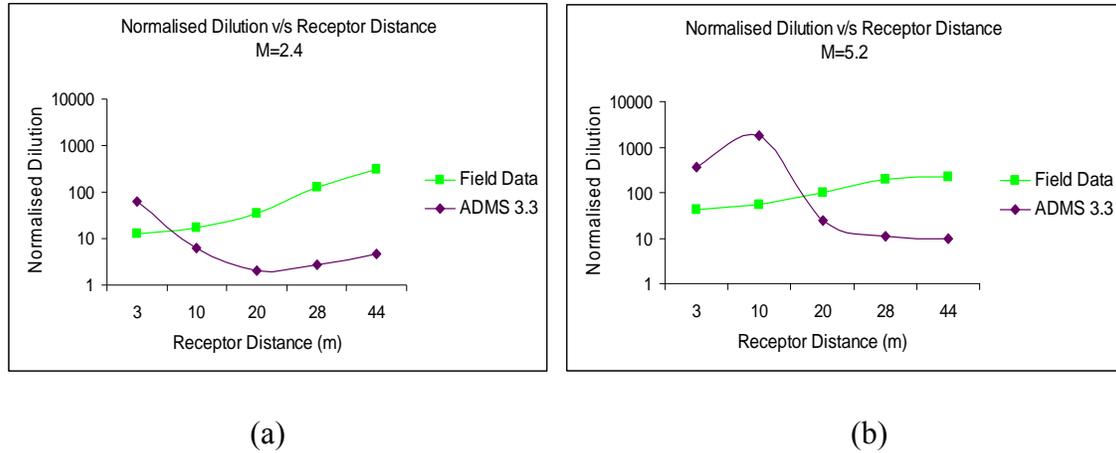
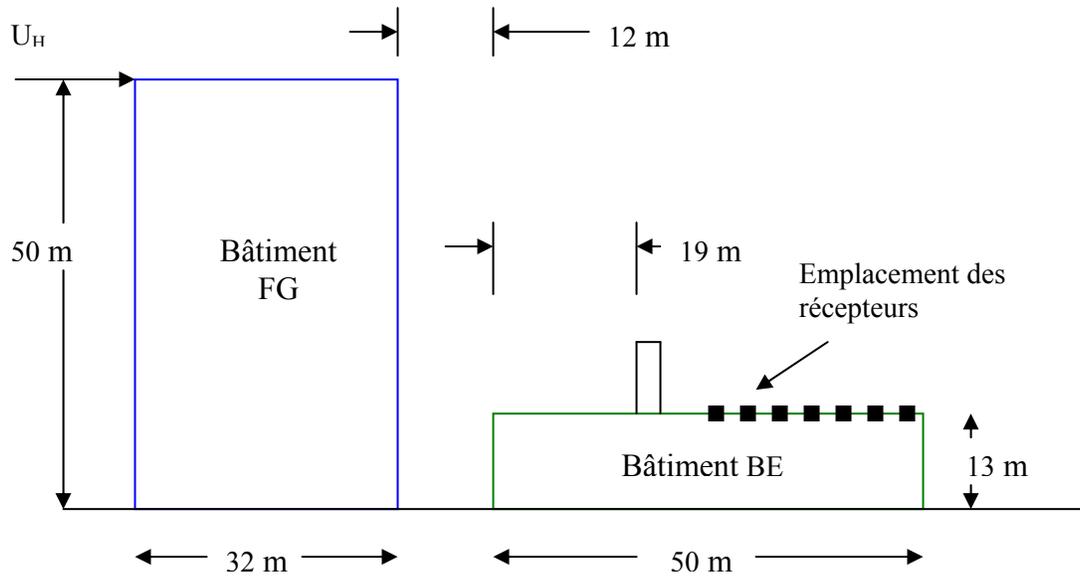


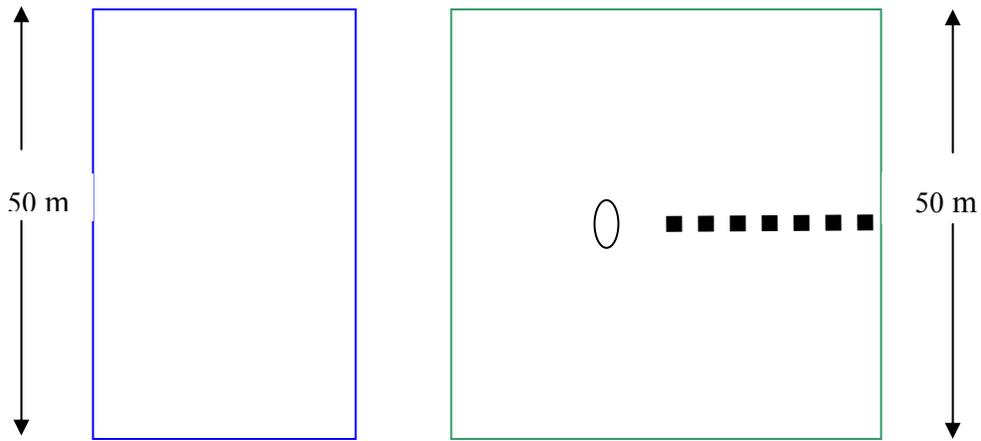
Figure 5.23 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m

Analyse : Les mesures ont été effectuées sur le toit du bâtiment BE, et le gaz utilisé était le SF₆. Les données de terrain présentées à la figure 5.23 sont environ 10 fois plus élevées que les valeurs correspondantes fournies par ADMS 3.3. Il est intéressant de noter que les deux courbes se croisent à un point situé tout juste en aval dans le sens du vent de la cheminée lorsque M est faible, tandis que ce point recule d'environ 15 mètres, toujours en aval dans le sens du vent de la cheminée, lorsque le moment d'impulsion augmente. En général, ADMS 3.3 surestime les valeurs de dilution près de la cheminée alors qu'il les sous-estime aux récepteurs plus éloignés.

La même configuration a été examinée en déplaçant la cheminée à 19 mètres du bord du toit, tel qu'illustré à la figure 5.24.

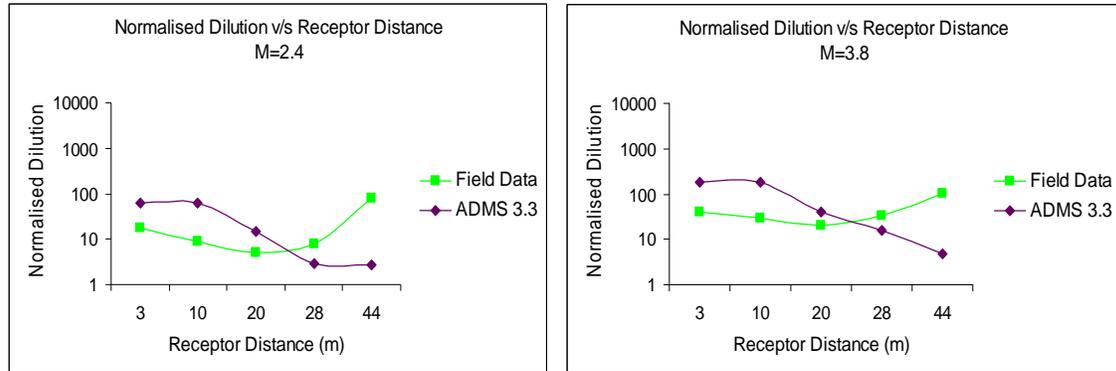


Vue de face



Vue en plan

Figure 5.24 Emplacement de la cheminée et des récepteurs sur les bâtiments BE et FG



(a)

(b)

Figure 5.25 Dilution normalisée par rapport à la distance des récepteurs pour une cheminée haute de 1 m

Analyse : La figure 5.25 suggère qu'un point d'intersection où les valeurs de dilution mesurées sur le terrain concordent parfaitement avec les résultats d'ADMS se trouvent à environ 25 mètres du bord du toit du bâtiment BE. Au-delà de ce point, les données de terrain sont plus élevées que celles d'ADMS, tandis que l'inverse est vrai en deçà de 25 mètres de la cheminée, et ce, quel que soit le moment d'impulsion. Cela dit, les valeurs de dilution sont plus faibles lorsque le moment d'impulsion est faible que lorsqu'il est élevé.

Le chapitre suivant présente un ensemble de conclusions pouvant être tirées de cette étude et souligne certains points à développer dans le cadre de recherches ultérieures et élargies.

Chapitre 6

Conclusions et perspectives de recherche

6.1 Généralités

Les conclusions sont fondées sur les résultats d'expériences (sur le terrain et en soufflerie) et sur les données fournies par les différents modèles de l'EPA utilisés. S'y ajoutent certains points à prendre en considération pour des études et des recherches ultérieures.

6.2 Conclusions

En général, quel que soit le modèle de calcul utilisé, les dilutions normalisées tendent à augmenter au gré du moment d'impulsion. Cela s'explique essentiellement par le fait qu'à vitesse éolienne constante, une augmentation de la vitesse d'évacuation fait en sorte que les particules se dispersent plus facilement sous l'effet d'un plus grand débit de sortie, produisant du coup des valeurs de dilution plus élevées. De plus, une valeur accrue de M entraîne une plus grande élévation du panache, ce qui a pour effet d'augmenter la dilution avant que le panache n'entre en contact avec la zone du toit.

Tous les modèles de l'EPA utilisés dans le cadre de cette étude (AFTOX, ADMS 3, ALOHA 5.4 et SCREEN 3) reposent sur les populaires équations gaussiennes, de sorte qu'ils ne sont pas applicables aux cas de dispersion à courte distance, soit à quelques mètres seulement d'un bâtiment. C'est ce qui explique que la plupart des modèles fournissent des valeurs de dilution très élevées immédiatement en aval dans le sens du vent de la cheminée, alors qu'à environ 10 mètres de la cheminée, les courbes des différents modèles tendent à converger. À l'exception d'ADMS 3.3, pratiquement aucun des modèles de l'EPA utilisés dans cette étude ne fournit des prédictions de dilution fiables. Il convient de noter qu'au contraire des autres modèles, ADMS 3.3 peut modéliser un changement d'angle du vent.

Le modèle AFTOX (*Air Force Toxic Chemical*) produit des valeurs de dilution normalisée extrêmement élevées, et lorsque augmente le moment d'impulsion ou la hauteur de la cheminée, il ne renvoie aucune valeur de concentration aux abords de la cheminée, ce qui démontre clairement qu'il n'est pas applicable au cas à l'étude.

Tant pour le bâtiment de faible hauteur que pour le bâtiment de grande hauteur, en l'absence de toute structure de toit, les valeurs de dilution sur le toit produites par toutes les méthodes (ASHRAE 2003 et 2007, soufflerie et modèles de l'EPA) augmentent au gré de la hauteur de la cheminée. Cela s'explique par l'augmentation de la vitesse du vent avec la hauteur, ce qui contribue à disperser les effluents dans l'air et, par le fait même, à accroître la dilution. Les données de soufflerie et d'ASHRAE sont comparables lorsque le

moment d'impulsion est élevé, mais elles tendent à diverger lorsque la valeur de M est plus faible. De fait, les données de soufflerie sont alors environ 10 fois plus élevées que celles de l'ASHRAE.

On a constaté que l'ASHRAE fournissait des données mieux adaptées au cas à l'étude, en ce qu'elle prédit des dilutions plus ou moins comparables à celles obtenues en soufflerie, de même qu'aux cas de dispersion en champ proche. À l'opposé, les modèles de l'EPA sont mieux adaptés aux cas de dispersion en champ lointain, à plus grande distance d'un bâtiment, en ce qu'ils produisent des valeurs de dilution extrême près de la cheminée et ne tendent à converger vers les courbes de soufflerie et de l'ASHRAE qu'avec l'augmentation de la distance.

Il est intéressant de noter qu'ASHRAE 2007 prédit des dilutions plus faibles en aval dans le sens du vent de la cheminée qu'ASHRAE 2003 et d'autres modèles en l'absence de structures de toit, tant pour les bâtiments de faible hauteur que pour les bâtiments de grande hauteur. Par ailleurs, en présence d'une structure de toit sur un bâtiment de faible hauteur, les valeurs de dilution fournies par ASHRAE 2007 restent plus faibles lorsque la hauteur de la cheminée et le moment d'impulsion sont faibles, mais s'approchent graduellement des données de soufflerie lorsque la hauteur de la cheminée augmente.

Bien que les calculs soient grandement simplifiés dans ASHRAE 2007 par rapport à la version 2003, les dilutions demeurent beaucoup plus faibles dans la majorité des cas, ce qui indiquerait une concentration d'effluents élevée aux récepteurs. Les comparaisons effectuées dans le cadre de cette étude font planer un doute sur la validité des résultats fournis par ASHRAE 2007, du moins dans certains cas.

En tenant compte d'un changement de direction éolienne, on constate une similitude frappante entre les données de soufflerie et d'ADMS 3.3 lorsque M et la hauteur de la cheminée sont peu élevés. Cette concordance disparaît toutefois lorsque augmentent la hauteur de la cheminée et le moment d'impulsion, auxquels cas ADMS produit des valeurs de dilution 10 fois plus élevées que les données de soufflerie, ce qui démontre clairement qu'ADMS 3.3 n'est pas adapté aux situations de cheminée élevée.

Une des conclusions générales qu'on peut tirer de cette étude est que la plupart des modèles de l'EPA ne s'appliquent qu'en présence de cheminées de faible hauteur (moins de 3 mètres) et d'un moment d'impulsion peu élevé ($M < 3$), puisqu'ils fournissent alors des résultats comparables aux données de terrain et de soufflerie.

En ce qui concerne les mesures effectuées sur le toit du bâtiment BE, compte tenu du rabattement du panache causé par la présence du bâtiment FG au vent du bâtiment BE, on a constaté que la dilution était beaucoup plus importante lorsque la cheminée se trouvait près du bord du toit du bâtiment BE. En général, les valeurs de dilution obtenues sur le

terrain étaient environ 10 fois plus élevées que les données fournies par ADMS 3.3 pour les deux emplacements de cheminée. Enfin, un court résumé du rendement des différents modèles utilisés dans cette étude est présenté au tableau 6.1.

Tableau 6. 1 Court résumé du rendement des modèles examinés

Modèle	Principales caractéristiques	Limites
ADMS	<ul style="list-style-type: none"> i. Modélise l'incidence du bâtiment et de la cheminée sous diverses conditions de stabilité. ii. Modélise l'émission de divers composés chimiques. iii. Modélise l'incidence de la direction du vent. iv. Fait appel aux équations gaussiennes pour déterminer les concentrations. v. Estime les concentrations de façon ponctuelle ou sous forme de courbes de niveau représentant une zone donnée. 	<ul style="list-style-type: none"> i. Fournit des valeurs de dilution plus élevées que les données expérimentales à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée. ii. Ne peut modéliser l'incidence des structures de toit.
SCREEN	<ul style="list-style-type: none"> i. Modélise les émissions d'une ou plusieurs cheminées. ii. Modélise l'émission de divers composés chimiques. iii. Fait appel aux équations gaussiennes pour déterminer les concentrations. 	<ul style="list-style-type: none"> i. Ne peut modéliser les effets de rabattement du panache causé par la présence de la cheminée ou du bâtiment. ii. Ne peut modéliser l'incidence des structures de toit. iii. Ne convient pas à l'évaluation de la dispersion en champ proche. iv. Surestime les concentrations de polluants. v. Prédit des valeurs de dilution initiales très élevées (à l'intérieur des 10 premiers mètres de distance de la cheminée). vi. Ne peut modéliser les changements de direction du vent.
AFTOX	<ul style="list-style-type: none"> i. Modélise des sources ponctuelles ou dispersées. ii. Simule toutes les conditions de stabilité. iii. Modélise jusqu'à 130 composés chimiques différents. iv. Fait appel aux équations gaussiennes pour déterminer les concentrations. 	<ul style="list-style-type: none"> i. Ne peut modéliser l'incidence des structures de toit. ii. Ne convient pas à l'évaluation de la dispersion en champ proche (à moins de 10 mètres de la source d'émission). iii. Ne peut modéliser l'incidence du rabattement du panache causé par la présence du bâtiment ou de structures de toit. iv. Ne peut modéliser les changements de direction du vent.
ALOHA	<ul style="list-style-type: none"> i. Modélise les effluents à partir des équations gaussiennes ou en les considérant comme un gaz lourd. ii. Modélise l'émission d'effluents en situation d'explosion ou 	<ul style="list-style-type: none"> i. Ne peut modéliser l'incidence du rabattement du panache causé par la présence du bâtiment ou de structures de toit. ii. Ne peut modéliser les changements de direction du vent.

	iii. d'incendie. Modélise les émissions d'une ou plusieurs cheminées.	iii. Ne convient pas à l'évaluation de la dispersion à moins de 15 mètre de la source d'effluents.
ASHRAE	i. Fait appel aux équations gaussiennes pour modéliser la dispersion des effluents. ii. Applicable aux émissions à court terme et en champ proche. iii. Tient compte du rabattement du panache causé par la présence de la cheminée ou du bâtiment. iv. Fournit des formules distinctes pour les cheminées avec ou sans capuchon. v. Modélise l'incidence des structures de toit.	i. ASHRAE 2007 renvoie des concentrations plus élevées qu'ASHRAE 2003. ii. Ne tient pas compte de l'incidence de bâtiments voisins de la source de polluants. iii. Ne tient pas compte de configurations de bâtiments ou de reliefs distincts.

6.3 Perspectives de recherche

D'autres études sont requises pour améliorer les prédictions des modèles de l'ASHRAE en tenant compte de la géométrie des bâtiments, de la rugosité du relief en amont et de la direction du vent, surtout dans le cas d'ASHRAE 2007. ADMS 3.3 s'avère être le plus prometteur des modèles reconnus par l'EPA, mais l'étendue de son application devrait être mieux définie à la lumière des résultats expérimentaux et des données de terrain à venir.

BIBLIOGRAPHIE

ADMS 3 User Guide (2004), Cambridge Environmental Research consultants Limited, Cambridge, UK

AFTOX User Guide (1993), US Environmental Protection Agency, USA

Ahmadi G and Tian L (2007) "Particle deposition in turbulent duct flows—comparisons of different model predictions", *Journal of Aerosol Science* Volume 38, Issue 4, Pages 377-397

ALOHA User manual (2006), US Environmental Protection Agency.

ASHRAE (1993) Chapter 14, "Airflow around Buildings", *ASHRAE Applications Handbook*, American Society of Heating, Refrig. And Air-Cond. Eng., Inc., Atlanta.

ASHRAE (1997) Chapter 15, Airflow around Buildings, *ASHRAE handbook—1997 fundamentals*, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineering, Atlanta, USA

ASHRAE (1999) Chapter 43, "Building Air Intake and Exhaust Design", *ASHRAE Applications Handbook* American Society of Heating, Refrig. and Air-Cond. Eng., Inc., Atlanta.

ASHRAE (2003) Chapter 44, "Building Air Intake and Exhaust Design", *ASHRAE Applications Handbook*, American Society of Heating, Refrig. And Air-Cond. Eng., Inc., Atlanta.

ASHRAE (2005) Chapter 16, Airflow around Buildings, *ASHRAE handbook fundamentals*, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineering, Atlanta, USA

ASHRAE (2007) Chapter 44, "Building Air Intake and Exhaust Design", *ASHRAE Applications Handbook*, American Society of Heating, Refrig. And Air-Cond. Eng., Inc., Atlanta

Bosanquet, C.H. and Pearson, J.L. (1936) "The spread of smoke and gases from chimneys", *Trans. Faraday Soc.*, 32:1249, 1936

Briggs. (1984) "Plume rise and buoyancy effects", in *Atmospheric Science and Power Production*. Randerson. Ed, U.S. Department of energy D.O.E./TIC-27601 (DE 84005177), Washington, D.C.

Carruthers D., Riddle A., Sharpe A., McHugh C., Stocker J. (2004) "Comparison between FLUENT and ADMS for atmospheric dispersion modelling", *Atmospheric Environment*, 38, 1029-1038

Colls, J. (2002) "Air Pollution", Second Edition, Spon press, London, UK

Dunkerley, F., Hall, D.J., Spanton, A.M., Bennett, M and Griffiths, R.F. (2000) "An intercomparison of the AERMOD, ADMS and ISC Dispersion Models for Regulatory Applications", *Proceedings of the Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory purposes*, Italy

Environmental Protection Agency (1995) "User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models (revised) Volume II - User Instructions", EPA-454/b-95-003a, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC

Gifford, F. A., (1966) "Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion", Nuclear Safety. Vol. 2, 47–51

Flow Components and Control Equipment brochure (2007), Matheson Tri-Gas, USA

Gupta, A. (2008) "Physical modelling of the downwash effect of roof top structures on plume dispersion", PhD Thesis, Department of BCEE, Concordia University, Canada

Franck, N and Jensen, M (1963) "Model scale tests in Turbulent wind: Part I, Phenomena dependent on the wind speed: Shelter at houses- Dispersal of smoke. Copenhagen: The Danish technical press, pp-102.

Halitsky J (1963) "Gas Diffusion near Buildings", ASHRAE Transactions, Vol.69, pp-464-484

Higson, H. L., Griffiths, R.F., Jones, C.D. and Hall, D.J. (1994) "Concentration measurements around an isolated building: a comparison between wind tunnel and field data", Atmospheric Environment, Vol. 28, No. 11, pp. 1827-1836.

Lamb, B and Cronn, D. (1986) "Fume hood exhaust reentry into a chemistry building", Journal of the American Industrial Hygiene Association, Volume 47 (2), pp 115-123.

Li, W.W and Meroney, R.N (1983) "Gas Dispersion near a cubical model building. Part I Mean concentration measurements", Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, vol. 12, pp-15-33, 1983.

Martin, J.E., (1965) "The correlation of Wind tunnel and field measurements of gas diffusion using Krypton-85 as a tracer", PhD thesis. Department of Health Science, University of Michigan.

Mc Elroy, J.L. and Pooler, F. (1968) "The St Louis dispersion study", US Public health service, National Air Pollution Control Administration.

Meroney, R.N. (1982) "Dispersion enhancement models in turbulent diffusion near buildings", Engineering Meteorology, Chapter-11, Elsevier, pp-490-496.

Meroney, R. N., Leidl, B., Rafailidis, S. and Schatzmann, M. (1999) "Wind-tunnel and numerical modelling of flow and dispersion about several building shapes," Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 333-345.

Pasquill, F. (1966) "Lagrangian similarity and vertical diffusion from a source at ground level", Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, Vol. 92, pp 185-192.

Peterson, R and Carter, J. (2000) "ISC PRIME versus Wind Tunnel observations for Multi-Tiered, sloped, porous structures", Seventh conference on air quality modelling, EPA, USA

Quinn A.D, Wilson M, Reynolds A, Couling S.B, Hoxey.P (2001) "Modelling the dispersion of aerial pollutants from agricultural buildings - an evaluation of computational fluid dynamics(CFD)", Computers and Electronics in Agriculture, Volume 30, Issues 1-3, February 2001, Pages 219-235

- Saathoff, P., Stathopoulos T and Wu, H (1996) “Dilution of exhaust gases from rooftop stacks-Comparison of Wind tunnel data with full-scale measurements”, Proceedings of the ninth Joint conference on Applications of Air Pollution Meteorology, AMS/AWMA, Atlanta 341-345.
- Schulman and Scire, J. (1991) “The effect of stack height, exhaust speed, and wind direction on concentrations from a rooftop stack”, ASHRAE Transactions, volume 97, pp 573-582 part 2.
- Scorer R.S. (1968) “Air Pollution”, First edition, Pergamon Press, UK
- SCREEN 3 User Guide (1995), U.S Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, monitoring and analysis division, USA.
- Snyder W.H. (1981) “Guidelines for fluid modelling of atmospheric diffusion”, EPA Office of Air Quality, Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, EPA-600/8-81-009
- Stathopoulos T. and Li Y. (1998) “Computational evaluation of pollutant dispersion around buildings: Estimation of Numerical errors”, Journal of Wind engineering and Industrial Aerodynamics 77& 78, 619-630
- Stathopoulos T., Lazure L. and Saathoff P. (1999) “Tracer gas reingestion of Building Exhaust in an Urban Environment”, IRSST research report R-213 Institut de recherché Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montreal, Canada
- Stathopoulos T., Lazure L., Gupta A. and Saathoff P. (2004) “The effect of stack height, stack location and roof top structures on air intake contamination”, IRSST research report R-213 Institut de recherché Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montreal, Canada
- Sutton, O.G. (1947) "The problem of diffusion in the lower atmosphere", QJRMS, 73:257.
- Wang L, Parker D, Parnell C, Lacey R, Shaw B (2006) “Comparison of CALPUFF and ISCST3 models for predicting downwind odour and source emission rates”, Atmospheric Environment , Volume 40, Issue 25, August 2006, 4663-4669.
- Wilson, D (1979) “Flow patterns over flat-roofed buildings and application to exhaust stack design”, ASHRAE Transactions, 85, part 2, 284-295.
- Wilson, D J and Chui, E. (1985) “Influence of Exhaust velocity and wind incidence angle on dilution from roof vents”, ASHRAE Transactions, 91 (2B) 1693-1706.
- Wilson, D J and Chui, E. (1987) “Effect of Turbulence from upwind buildings on dilution of exhaust gases”, ASHRAE Transactions, 93 (2) 2186-2197.

Wilson, D.J. and Lamb, B., (1994) “Dispersion of exhaust gases from roof level stacks and vents on a laboratory building”, *Atmospheric Environment*, 28, 3099-3111.

Wilson, D.J., Fabris, I., Chen, J. and Ackerman, M. (1998) “Adjacent building effects on laboratory fume hood exhaust stack design”, ASHRAE Research Report 897, American Society of Heating and Refrigerating and Air-conditioning Engineers, Atlanta

Wollenweber, G. C. and Panofsky, H. A. (1989) “Dependence of Velocity Variance on Averaging Time”, *Boundary-Layer Meteorology*, vol. 47, 205–215.

ANNEXE A

Grille pour un bâtiment de faible hauteur montrant l'emplacement de la cheminée et des récepteurs

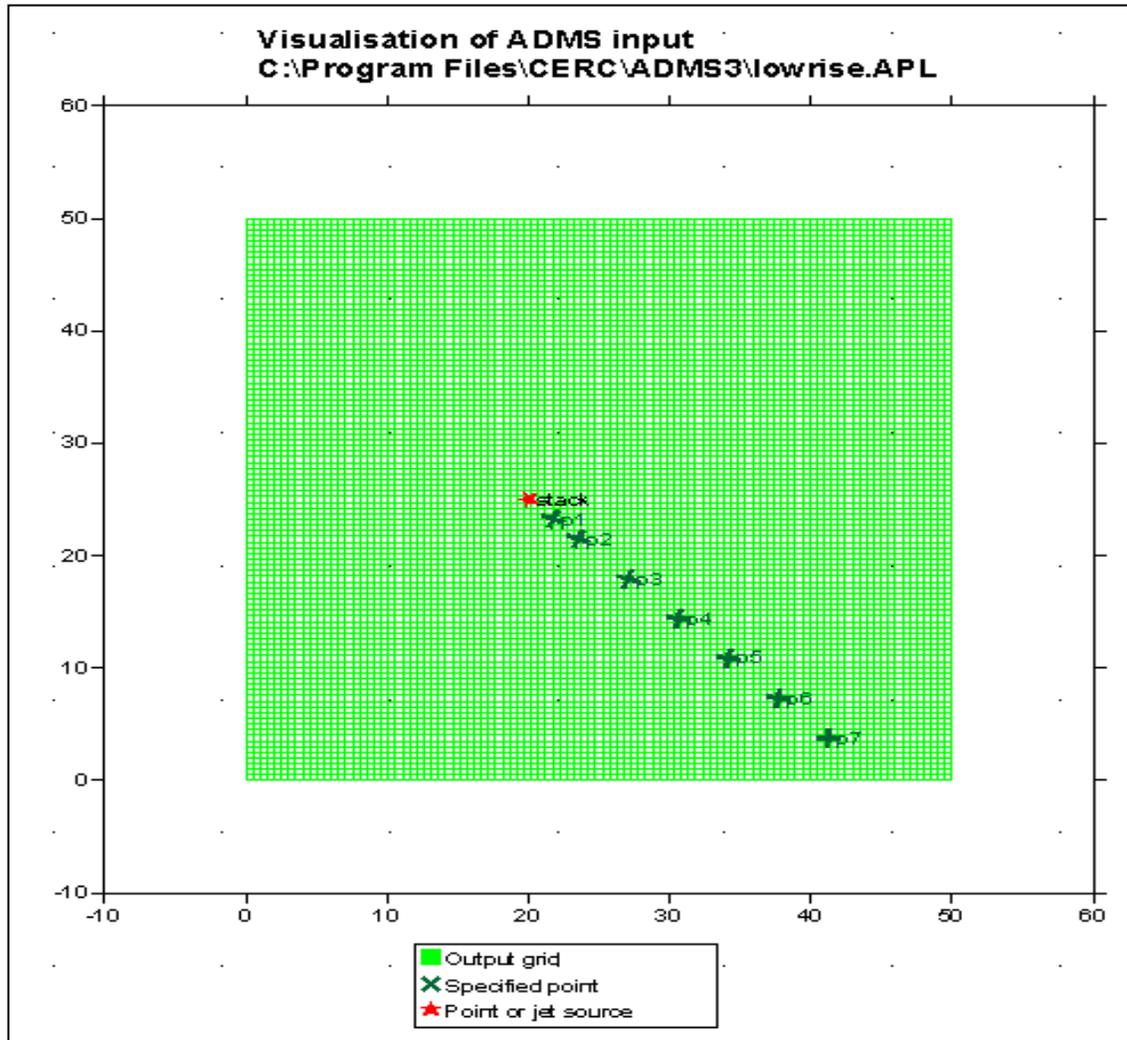


Figure A 1 Grille correspondant à la vue en plan d'un bâtiment de faible hauteur (fichier de sortie d'ADMS 3.3)

Analyse : La figure A 1 montre une grille de 50 mètres sur 50 correspondant à la vue en plan du bâtiment de faible hauteur. Elle montre aussi l'emplacement de la cheminée et les points à 45 degrés par rapport à l'horizontale. ADMS est extrêmement « convivial » et présente de façon graphique les points d'entrée et de sortie.

Tracé de contours pour une cheminée haute de 3 mètres sur un bâtiment haut de 15 mètres

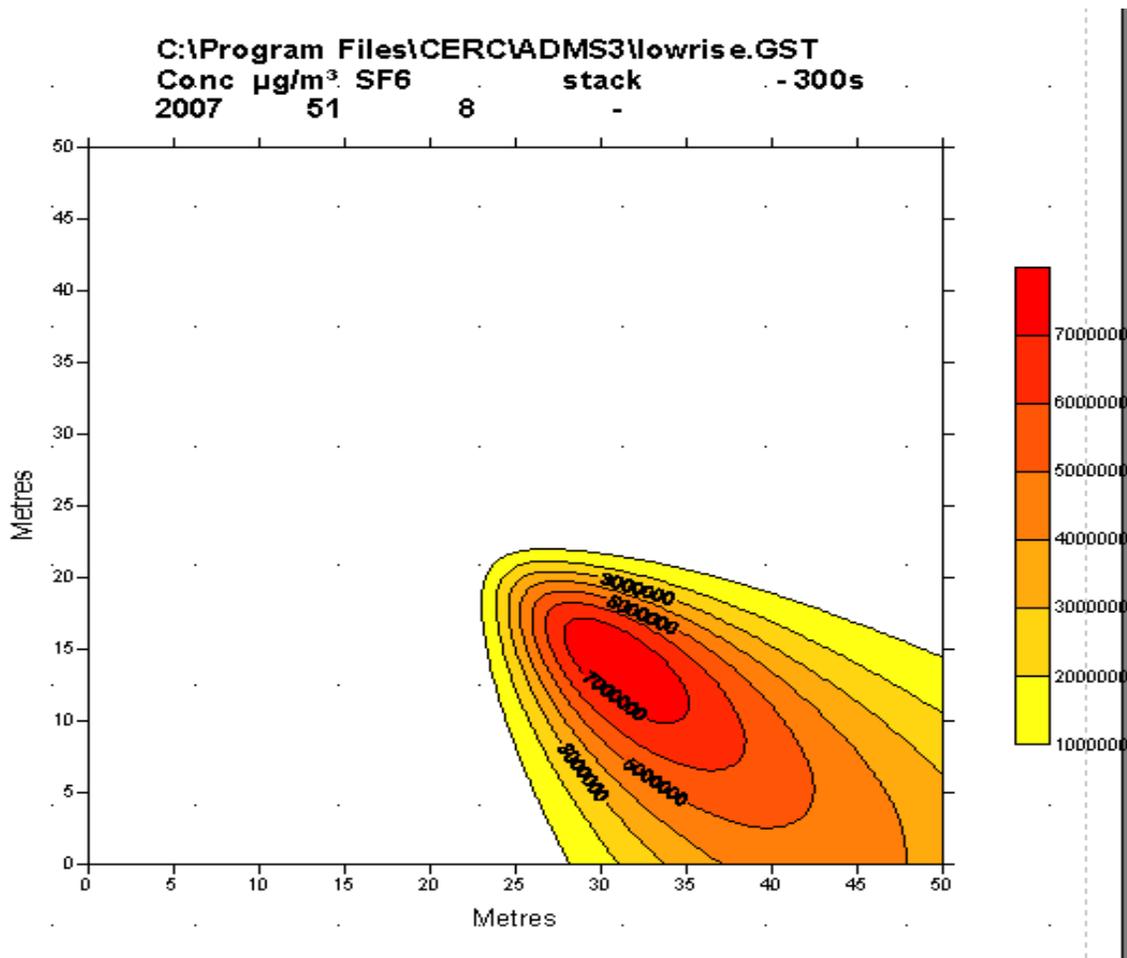


Figure A 2 Grille montrant le tracé de contours pour un bâtiment de faible hauteur (fichier de sortie d'ADMS 3.3)

Analyse : La figure A 2 montre une grille de 50 mètres sur 50 correspondant à la vue en plan du bâtiment de faible hauteur. Elle présente en outre les données de sortie sous forme de tracé de contours. Dans cette figure, les récepteurs du bâtiment de faible hauteur sont à 45 degrés par rapport à l'horizontale. Les concentrations sont exprimées en microgrammes par seconde et peuvent être distinguées par différentes couleurs.

Grille de 50 mètres sur 50 pour un bâtiment de faible hauteur montrant l'emplacement de la cheminée et des récepteurs

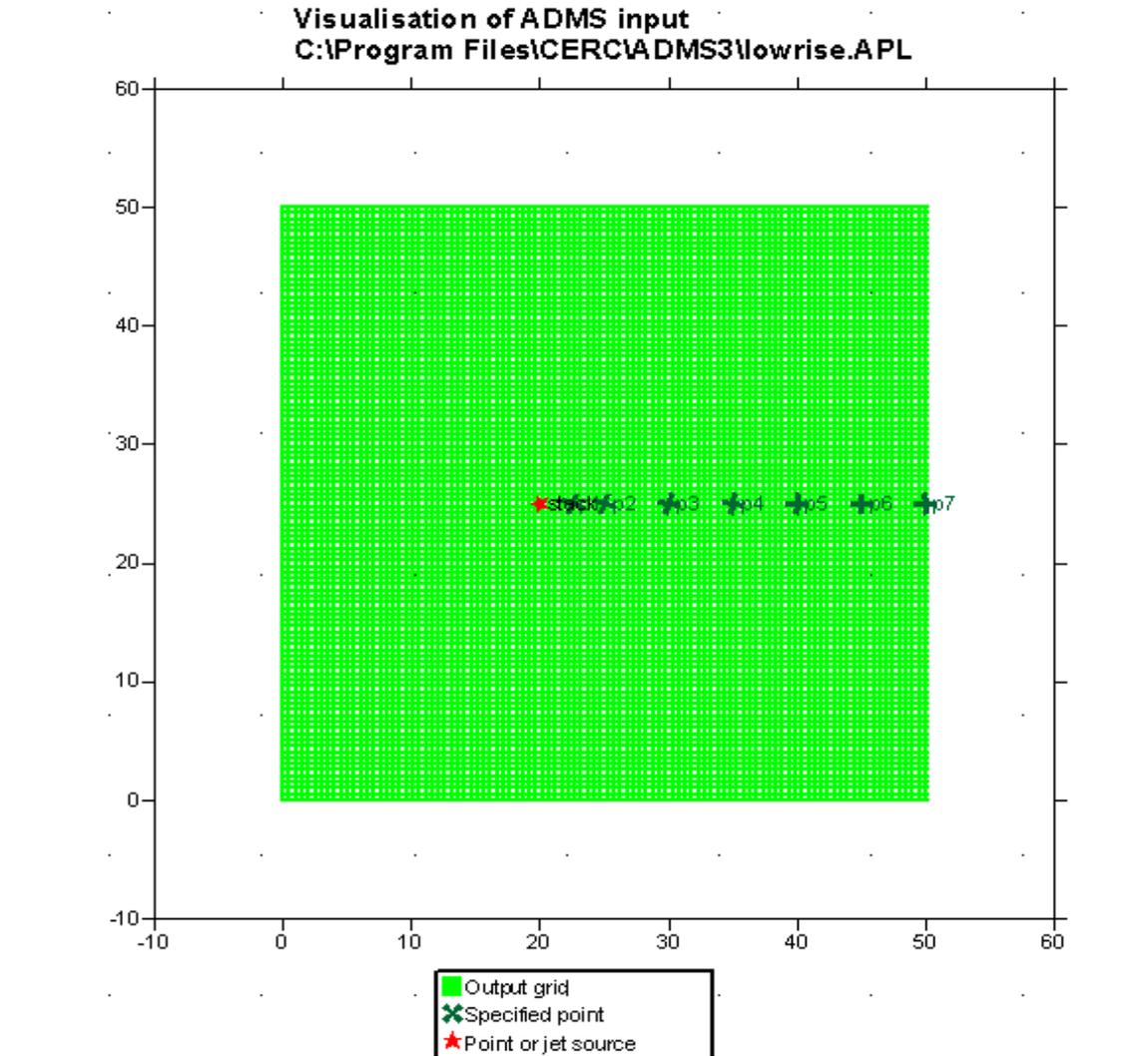


Figure A 3 Grille correspondant à la vue en plan d'un bâtiment de faible hauteur et montrant l'emplacement de la cheminée et des récepteurs

Analyse : La figure A 3 montre une grille de 50 mètres sur 50 correspondant à la vue en plan du bâtiment de faible hauteur. L'emplacement de la cheminée et des récepteurs, qui sont dans la direction du vent, est aussi indiquée.

Tracé de contours pour une cheminée haute de 3 mètres sur un bâtiment haut de 15 mètres

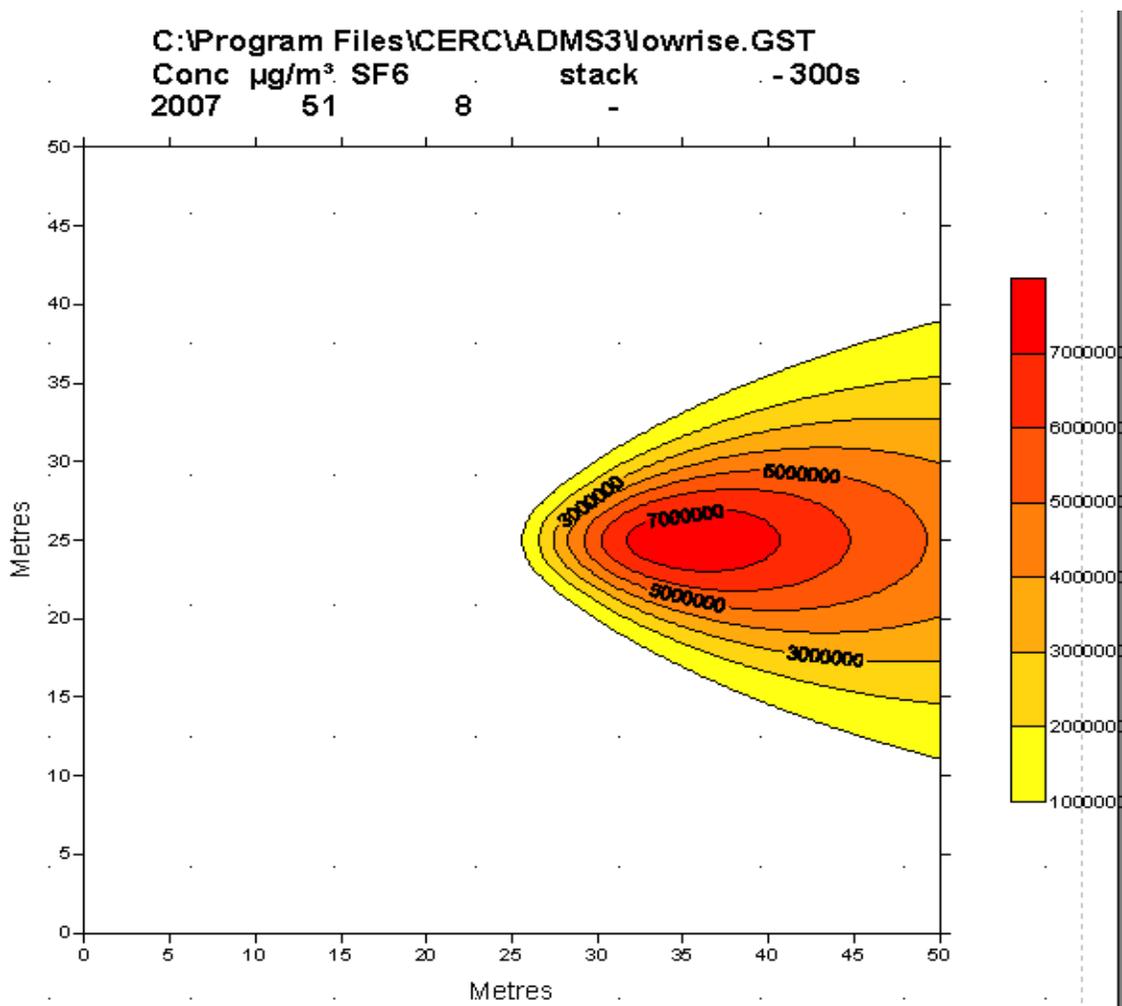


Figure A 4 Grille montrant le tracé de contours pour un bâtiment de faible hauteur surmonté d'une cheminée haute de 3 mètres

Analyse : La figure A 4 montre une grille de 50 mètres sur 50 correspondant à la vue en plan du bâtiment de faible hauteur. Elle présente en outre les données de sortie sous forme de tracé de contours. Dans cette figure, les récepteurs du bâtiment de faible hauteur sont dans la direction du vent. On constate que la concentration d'effluents diminue au fur et à mesure qu'augmente la distance de la cheminée.

ANNEXE B

Exemple d'entrée-sortie pour un bâtiment de faible hauteur

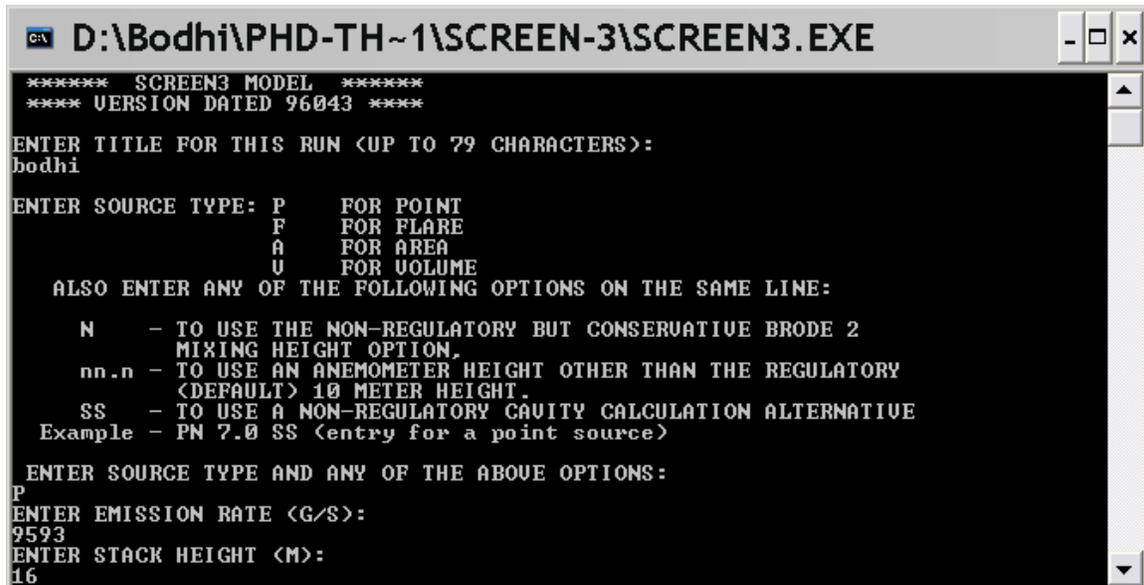


Figure B 1 Écran de saisie du logiciel SCREEN 3

La figure B 1 montre l'écran de saisie de SCREEN 3 qu'affiche l'ordinateur lorsque le logiciel est lancé.

Entrée-sortie de SCREEN 3

Suit un exemple de fichier d'entrée-sortie produit par le logiciel SCREEN 3. Une représentation graphique a déjà été fournie au chapitre 4. Un bâtiment de faible hauteur (15 m) surmonté d'une cheminée haute de 1 m a été utilisé pour cette étude :

03/03/07

19:19:35

```

*** SCREEN3 MODEL RUN ***
*** UERSION DATED 96043 ***
    
```

bodhi

SIMPLE TERRAIN INPUTS:

```

SOURCE TYPE           =          POINT
EMISSION RATE (G/S)   =          9593.00
STACK HEIGHT (M)      =          16.0000
STK INSIDE DIAM (M)   =           .6000
STK EXIT VELOCITY (M/S)=           1.0000
STK GAS EXIT TEMP (K) =          293.0000
AMBIENT AIR TEMP (K)  =          293.0000
RECEPTOR HEIGHT (M) =          15.0000
URBAN/RURAL OPTION    =          URBAN
    
```

THE REGULATORY (DEFAULT) MIXING HEIGHT OPTION WAS SELECTED.

THE REGULATORY (DEFAULT) ANEMOMETER HEIGHT OF 10.0 METERS WAS ENTERED.
 BUOY. FLUX = .000 M**4/S**3; MOM. FLUX = .090 M**4/S**2.

*** STABILITY CLASS 4 ONLY ***

*** ANEMOMETER HEIGHT WIND SPEED OF 10.00 M/S ONLY ***

*** SCREEN DISCRETE DISTANCES ***

*** TERRAIN HEIGHT OF 3. M ABOVE STACK BASE USED FOR FOLLOWING
 DISTANCES ***

	DIST (M)	CONC (UG/M**3)	STAB	U10M (M/S)	USTK (M/S)	MIX HT (M)	PLUME HT (M)	SIGMA Y (M)	SIGMA Z (M)
DWASH	---	---	---	---	---	---	---	---	---
NO	5.	.2009E+05	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	.80	.70
NO	10.	.5777E+07	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	1.60	1.40
NO	15.	.9495E+07	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	2.39	2.10
NO	20.	.8455E+07	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	3.19	2.79
NO	25.	.6700E+07	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	3.98	3.49
NO	30.	.5230E+07	4	10.0	11.2	3200.0	11.97	4.77	4.18

DWASH= MEANS NO CALC MADE (CONC = 0.0)
 DWASH=NO MEANS NO BUILDING DOWNWASH USED
 DWASH=HS MEANS HUBER-SNYDER DOWNWASH USED
 DWASH=SS MEANS SCHULMAN-SCIRE DOWNWASH USED
 DWASH=NA MEANS DOWNWASH NOT APPLICABLE, X<3*LB

 * SUMMARY OF TERRAIN HEIGHTS ENTERED FOR *
 * SIMPLE ELEVATED TERRAIN PROCEDURE *

TERRAIN HT (M)	DISTANCE RANGE (M)	
-----	MINIMUM	MAXIMUM
3.	5.	--
3.	10.	--
3.	15.	--
3.	20.	--
3.	25.	--
3.	30.	--

 *** SUMMARY OF SCREEN MODEL RESULTS ***

CALCULATION PROCEDURE	MAX CONC (UG/M**3)	DIST TO MAX (M)	TERRAIN HT (M)
-----	-----	-----	-----
SIMPLE TERRAIN	.9495E+07	15.	3.

 ** REMEMBER TO INCLUDE BACKGROUND CONCENTRATIONS **

ANNEXE C

Entrée-sortie d'AFTOX

```

D:\Bodhi\PHD-TH~1\aftox\AFTOX.EXE

      USAF TOXIC CHEMICAL DISPERSION MODEL
            AFTOX
        Version 4.1

Portions (C) Copyrighted Microsoft Corp (1986)
All rights reserved

---Press <ENTER> to Continue---
```

(a)

```

D:\Bodhi\PHD-TH~1\aftox\AFTOX.EXE

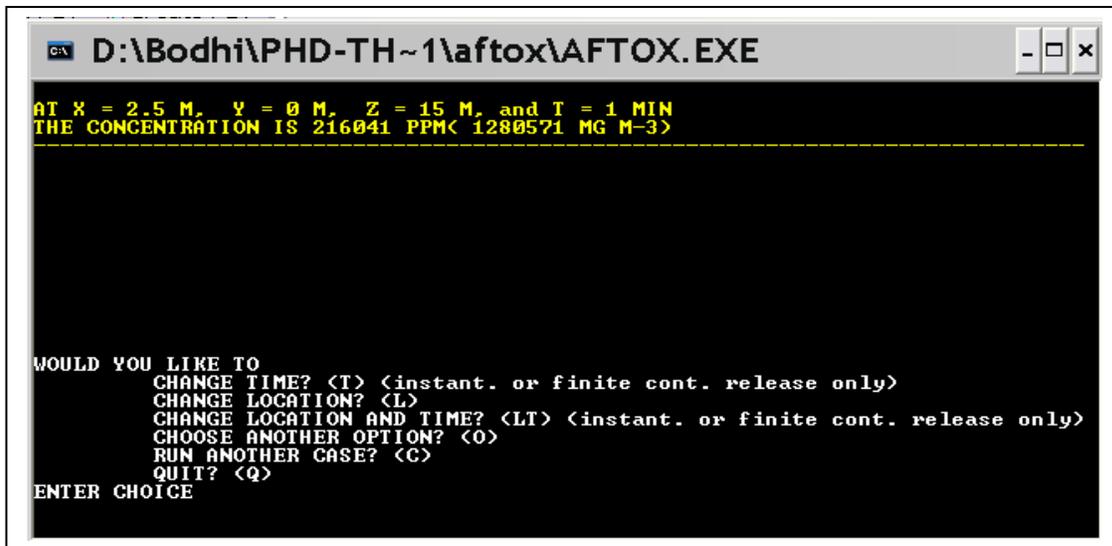
*****
IF YOU WISH TO BACK UP DURING EXECUTION OF PROGRAM TO CHANGE INPUT DATA--
ENTER <999 ENTER>

TO ACCEPT DEFAULT VALUES <IN BRACKETS>, PRESS <ENTER>
IF PRINTER IS OFF, DATA WILL BE STORED IN FILE <AFT.DAT> FOR LATER RETRIEVAL
TO CHANGE DATA IN STATION DATA FILE, RUN <SDFIL.EXE>
TO CHANGE DATA IN CHEMICAL DATA FILE, RUN <CHFIL.EXE>
-----
FOR MODEL DESCRIPTION, REFER TO:
KUNKEL, B.A. (1991) AFTOX 4.0 - THE AIR FORCE TOXIC CHEMICAL
DISPERSION MODEL - A USER'S GUIDE, PL-TR-91-2119, ADA246726.

FOR MODEL EVALUATION, REFER TO:
KUNKEL, B.A. (1988) USER'S GUIDE FOR THE AIR FORCE TOXIC CHEMICAL
DISPERSION MODEL (AFTOX), AFGL-TR-88-0009, ADA199096.
*****

---Press <ENTER> to Continue---
```

(b)



```
D:\Bodhi\PHD-TH~1\aftox\AFTOX.EXE
AT X = 2.5 M, Y = 0 M, Z = 15 M, and T = 1 MIN
THE CONCENTRATION IS 216041 PPM< 1280571 MG M-3>
-----
WOULD YOU LIKE TO
CHANGE TIME? <T> <instant. or finite cont. release only>
CHANGE LOCATION? <L>
CHANGE LOCATION AND TIME? <LT> <instant. or finite cont. release only>
CHOOSE ANOTHER OPTION? <O>
RUN ANOTHER CASE? <C>
QUIT? <Q>
ENTER CHOICE
```

(c)

Figure C 1 Écrans d'entrée-sortie d'AFTOX

Analyse : AFTOX peut aussi être lancé à partir d'un fichier exécutable. Les extrants sont exprimés sous forme de concentrations (ppm) à différentes distances de la cheminée, telles que déterminées par l'utilisateur. Un exemple est aussi fourni à la figure C 1 c).

ANNEXE D

Exemple d'entrée-sortie d'ALOHA 5.4

ALOHA 5.4 - [Text Summary]

File Edit SiteData SetUp Display Sharing Help

SITE DATA:
 Location: MONTREAL, CANADA
 Building Air Exchanges Per Hour: 0.50 (user specified)
 Time: March 3, 2007 1950 hours DST (using computer's clock)

CHEMICAL DATA:
 Chemical Name: SULFUR HEXAFLUORIDE Molecular Weight: 146.05 g/mol
 TEEL-1: 3000 ppm TEEL-2: 5000 ppm TEEL-3: 5000 ppm
 Normal Boiling Point: -unavail-
 Vapor Pressure at Ambient Temperature: greater than 1 atm
 Ambient Saturation Concentration: 1,000,000 ppm or 100.0%
 Note: Not enough chemical data to use Heavy Gas option

ATMOSPHERIC DATA: (MANUAL INPUT OF DATA)
 Wind: 5.4 meters/second from 0° true at 10 meters
 Ground Roughness: urban or forest Cloud Cover: 3 tenths
 Air Temperature: 25° C Stability Class: D
 No Inversion Height Relative Humidity: 5%

SOURCE STRENGTH:
 Direct Source: 9593 grams/sec Source Height: 1 meters
 Release Duration: 1 minute
 Release Rate: 9.59 kilograms/sec
 Total Amount Released: 576 kilograms

THREAT AT POINT:
 Concentration Estimates at the point:
 Downwind: 5 meters Off Centerline: 0 meters
 Max Concentration:
 Outdoor: 211,000 ppm

Figure D 1 Écran d'entrée-sortie d'ALOHA 5.4

Analyse : La figure D 1 montre l'écran d'entrée-sortie d'ALOHA 5.4, qui est aussi reconnu par l'EPA. Comme on peut le constater, les extrants sont présentés sous forme de concentrations converties en dilutions pour les rendre comparables aux résultats fournis par les autres modèles.

Nous avons donné un second souffle
au diagnostic de l'asthme professionnel.

« Les chambres de provocation favorisent l'établissement d'un diagnostic objectif de l'asthme professionnel chez les travailleurs susceptibles d'être sensibilisés à... »

Pour les résultats des travaux de l'IRSST dans le domaine du diagnostic et de la prévention de l'asthme professionnel et pour les conclusions de 700 autres études prioritaires en santé et sécurité du travail, consultez notre site:

www.irsst.qc.ca

