

ASSOCIATION R.E.C.O.R.D. CONTRAT N° 01-0805/1A

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1ère partie : Etat de l'art.

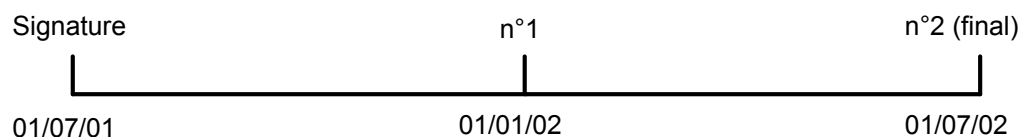
Richard Perkins
Lionel Soulhac
Patrick Méjean

Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique
(LMFA - UMR CNRS 5509 - UCBL1 - ECL)
Ecole Centrale de Lyon
36, avenue Guy de Collongue
BP163
69131 ECULLY Cedex France

RAPPORT FINAL

Date d'échéance : 1^{er} juillet 2002

Position sur planning



Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Résumé : Ce rapport final présente un état de l'art sur la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques industrielles. Il propose en particulier un rappel des bases théoriques sur lesquelles reposent le transport et la dispersion des polluants émis dans la basse atmosphère : **la dispersion turbulente, la météorologie locale et la dispersion atmosphérique**. Ces éléments théoriques constituent une base indispensable pour pouvoir interpréter et mettre en œuvre respectivement des résultats et des outils de modélisation. Les différents types de modélisation sont également rappelés ainsi que les hypothèses et les principales limitations relatives à chaque type de modélisation. Une enquête auprès des industriels nous a permis de mieux cerner la problématique des émissions atmosphériques industrielles et de déterminer les limites des études. Un inventaire sur 82 modèles de transport et de dispersion atmosphérique a été réalisé pour une large gamme de situations. Cet inventaire permet de se faire une idée assez globale sur les modèles actuels et sur leurs applications. Des tableaux synthétiques sont présentés pour permettre une classification de ces modèles en fonction de différents paramètres comme le type de modélisation, le champ d'applications et les principaux phénomènes physiques pris en compte. Enfin, quelques pistes concernant des inventaires de bases de données sont présentées. Ces bases de données devraient permettre par la suite de constituer des cas tests pour la prise en main des modèles dans différentes configurations typiques.

Mots-clés : pollution atmosphérique, dispersion, couche limite atmosphérique, rejets industriels, inventaire de modèles

Keywords : atmospheric pollution, dispersion, atmospheric boundary layer, industrial releases, model inventory

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

TABLE DES MATIERES

1. Introduction	9
1.1. Contexte de l'étude	9
1.2. Rappel du travail proposé sur la première année	10
2. Dispersion turbulente	12
2.1. Introduction phénoménologique simple	12
2.1.1. Définition et mécanismes d'évolution de la concentration	12
2.1.2. Advection par l'écoulement	14
2.1.3. Diffusion moléculaire	15
2.1.4. Dispersion turbulente	16
2.2. Equation d'advection-diffusion	19
2.2.1. Equation générale	19
2.2.2. Solution gaussienne	20
2.2.3. Influence de la turbulence	21
2.2.4. Fluctuations de concentration	27
2.2.5. Influence d'un gradient de vitesse moyenne	29
2.2.5.1. Diffusion par advection (sans diffusion turbulente)	29
2.2.5.2. Couplage entre l'advection et la diffusion turbulente	30
2.3. Modélisation de la dispersion turbulente	32
2.3.1. Modèles gaussiens	32
2.3.1.1. Modèle de panache gaussien	32
2.3.1.2. Modèle de bouffées gaussiennes	33
2.3.1.3. Paramétrisation des écarts-types σ_i	34
2.3.1.4. Interaction avec une paroi	34
2.3.1.5. Prise en compte d'un gradient de vitesse	36
2.3.1.6. Modélisation des fluctuations	38
2.3.1.7. Avantages et inconvénients	39
2.3.2. Modèles lagrangiens	40
2.3.2.1. Principe	40
2.3.2.2. Prise en compte des parois	41
2.3.2.3. Prise en compte d'un gradient de vitesse et de turbulence	42
2.3.2.4. Modélisation des fluctuations – Modèles hybrides lagrangiens-gaussiens	42
2.3.2.5. Avantages et inconvénients	43
2.3.3. Modèles numériques eulériens	44
2.3.3.1. Généralités	44
2.3.3.2. Méthodes numériques	45
2.3.3.3. Modélisation de la turbulence	47
2.3.3.4. Avantages et inconvénients	49
2.3.4. Modélisation physique	49
2.3.4.1. Principe	49
2.3.4.2. Mise en œuvre	50
2.3.4.3. Avantages et inconvénients	51
2.4. Résumé sur la dispersion turbulente	52
3. Météorologie locale	53
3.1. Généralités	53
3.1.1. Les différentes zones de l'atmosphère	53
3.1.2. Les variables utilisées	54
3.1.2.1. Le vent	54
3.1.2.2. La pression	56

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

3.1.2.3.	La température	57
3.1.3.	Tour d'horizon des phénomènes atmosphériques	59
3.1.3.1.	Rayonnement solaire et terrestre, échange sol-atmosphère	59
3.1.3.2.	Force de Coriolis – Anticyclones et perturbations	61
3.1.3.3.	Rôle de la vapeur d'eau	62
3.2.	Description dynamique et thermique de la couche limite atmosphérique sur terrain plat	64
3.2.1.	Caractéristiques générales de la couche limite atmosphérique	64
3.2.2.	La couche limite de surface thermiquement neutre	66
3.2.2.1.	Profil de vitesse	67
3.2.2.2.	Rugosité du sol et épaisseur de déplacement	69
3.2.2.3.	Turbulence dans la couche limite de surface	71
3.2.2.4.	Couche limite sur un terrain hétérogène	72
3.2.3.	La couche limite de surface thermiquement stratifiée	73
3.2.3.1.	Description qualitative d'une couche limite stratifiée	73
3.2.3.2.	Théorie de similitude	77
3.2.3.3.	Effets spécifiques sur un terrain hétérogène	79
3.3.	Influence du relief	82
3.3.1.	Description phénoménologique de l'écoulement sur un relief	82
3.3.1.1.	Généralités	82
3.3.1.2.	Écoulement sur une colline isolée	83
3.3.1.3.	Écoulement dans une vallée	87
3.3.1.4.	Écoulement sur un relief complexe	88
3.3.2.	Modélisation de l'écoulement sur un relief	89
3.3.2.1.	Modèles diagnostiques	89
3.3.2.2.	Modèles pronostiques	91
3.3.2.3.	Synthèse sur les champs d'application des modèles	91
3.4.	Influence des bâtiments	93
3.4.1.	Écoulement autour d'un obstacle isolé	93
3.4.2.	Écoulement dans un groupe d'obstacles	96
3.4.3.	Modélisation de l'écoulement autour d'obstacles	98
3.5.	Résumé sur la météorologie locale	99
4.	Dispersion atmosphérique	101
4.1.	Introduction à la dispersion de polluants issus d'une source ponctuelle en atmosphère neutre	101
4.1.1.	Influence de la surface terrestre	103
4.1.2.	Influence de la vitesse du vent et du gradient de vitesse	103
4.1.3.	Influence de la turbulence sur la dispersion	105
4.2.	Influence de la stratification thermique de l'atmosphère	108
4.2.1.	Différents comportements d'un panache	108
4.2.2.	Influence de la stratification sur la diffusion atmosphérique	111
4.2.3.	Effets spécifiques sur un terrain hétérogène	113
4.3.	Influence de la nature du rejet	115
4.3.1.	Transformations chimiques	115
4.3.2.	Transport de particules	117
4.3.2.1.	Sédimentation du panache	117
4.3.2.2.	Modification de la dispersion	118
4.3.2.3.	Effets d'inertie	119
4.3.3.	Radioactivité	119
4.3.3.1.	Rappels de physique atomique	119
4.3.3.2.	Dispersion atmosphérique de produits radioactifs	121
4.4.	Influence des conditions initiales du rejet	122

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

4.4.1.	Géométrie de la source	122
4.4.2.	Surhauteur de panache	123
4.5.	Influence du relief et des bâtiments	125
4.5.1.	Influence du relief	125
4.5.1.1.	Dispersion autour d'une colline isolée	125
4.5.1.2.	Dispersion dans le sillage d'un relief abrupt	126
4.5.1.3.	Dispersion dans une vallée	127
4.5.1.4.	Méthodes de modélisation	127
4.5.2.	Influence des bâtiments	129
4.5.2.1.	Dispersion autour d'un obstacle isolé	129
4.5.2.2.	Dispersion dans un groupe d'obstacles	131
4.5.2.3.	Méthodes de modélisation	131
4.6.	Phénomènes de déposition	136
4.6.1.	Dépôt sec	136
4.6.2.	Dépôt humide	137
4.7.	Fluctuations de concentration	140
4.8.	Synthèse sur la modélisation de la dispersion atmosphérique	141
5.	Analyse et synthèse des situations à modéliser	144
5.1.	Inventaires des situations à étudier	144
5.1.1.	Motivations des études	144
5.1.2.	Configurations de rejets	144
5.1.3.	Typologies de relief et d'obstacles	144
5.1.4.	Résultats de l'enquête auprès des industriels	144
5.1.4.1.	Motivations des études	145
5.1.4.2.	Comment sont réalisées les études	145
5.1.4.3.	Le champ d'application du modèle	145
5.1.4.4.	Les grandeurs à calculer	145
5.1.4.5.	Configurations de rejets	145
5.1.4.6.	Typologies de relief et d'obstacles	146
5.1.4.7.	Attentes des industriels par rapport à cette étude	146
5.2.	Inventaires des données nécessaires et disponibles	147
5.2.1.	Données concernant le rejet	147
5.2.2.	Données météorologiques	147
5.2.3.	Données géographiques : relief, obstacles	147
5.3.	Inventaires des paramètres à déterminer	147
5.3.1.	Paramètres pour la description de la pollution	147
5.3.2.	Paramètres pour évaluer l'impact sur la santé et l'environnement	147
5.3.3.	Paramètres pour le dimensionnement ou l'amélioration d'une installation	148
6.	Inventaire et description des modèles existants	149
6.1.	Introduction	149
6.2.	Méthodologie	149
6.2.1.	Critères de classification	149
6.2.1.1.	Introduction	149
6.2.1.2.	Description générale du modèle	150
6.2.1.2.1.	Acronyme	150
6.2.1.2.2.	Les types de modélisation	150
6.2.1.2.2.1.	Modèle météorologique	150
6.2.1.2.2.2.	Modèle de dispersion	150
6.2.1.2.2.3.	Modélisation de la source	151
6.2.1.2.2.4.	Modèle d'émission	151
6.2.1.2.3.	Les échelles considérées	151

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.2.1.2.3.1.	Les échelles spatiales	151
6.2.1.2.3.2.	Les échelles temporelles	152
6.2.1.2.4.	Les principaux phénomènes physiques pris en compte	152
6.2.1.3.	Les renseignements administratifs	152
6.2.1.3.1.	Concepteur et distributeur du logiciel	153
6.2.1.3.2.	Type de licence	153
6.2.1.3.3.	Coût de licence	153
6.2.1.3.4.	Coût de la maintenance et du support technique	153
6.2.1.3.5.	Documentation	154
6.2.1.3.6.	Support technique	154
6.2.1.3.7.	Agrément	154
6.2.1.4.	Description détaillée du modèle de dispersion	154
6.2.1.4.1.	Les critères relatifs aux modèles de dispersion	154
6.2.1.4.1.1.	Modèle gaussien	154
6.2.1.4.1.2.	Modèle eulérien 3D	155
6.2.1.4.1.3.	Modèle lagrangien	155
6.2.1.4.2.	Les phénomènes de dispersion représentés	155
6.2.1.4.2.1.	Les effets de relief	155
6.2.1.4.2.2.	Les effets des obstacles	155
6.2.1.4.2.3.	Les effets de la source	156
6.2.1.4.2.4.	Les effets de la stratification thermique	156
6.2.1.4.2.5.	Les effets de variabilité des conditions météorologiques	156
6.2.1.4.2.6.	Les fluctuations	156
6.2.1.4.2.7.	La chimie	156
6.2.1.4.2.8.	Les particules	157
6.2.1.4.2.9.	Les dépôts au sol	157
6.2.1.4.2.10.	La radioactivité	157
6.2.1.5.	Informations sur les données d'entrée et de sortie du modèle	157
6.2.1.5.1.	Les données d'entrée	157
6.2.1.5.1.1.	Les données géographiques	157
6.2.1.5.1.2.	Les données météorologiques	158
6.2.1.5.1.3.	Les données d'émissions	158
6.2.1.5.2.	Les données de sortie	158
6.2.1.5.2.1.	Le format des données	158
6.2.1.5.2.2.	Les grandeurs calculées	158
6.2.1.5.2.3.	La répartition temporelle des données de sortie	159
6.2.1.6.	Description détaillée du modèle météorologique	159
6.2.1.6.1.	Les critères relatifs aux modèles météorologiques	159
6.2.1.6.1.1.	Aucun modèle météorologique	159
6.2.1.6.1.2.	Modèle diagnostique	159
6.2.1.6.1.3.	Modèle prognostique	160
6.2.1.6.1.4.	Critères communs aux modèles diagnostique et prognostique	160
6.2.1.6.2.	Les phénomènes météorologiques représentés	160
6.2.1.6.2.1.	Prise en compte de la topographie du terrain	160
6.2.1.6.2.2.	Prise en compte des obstacles	161
6.2.1.6.2.3.	Stratification atmosphérique	161
6.2.1.6.2.4.	Modèle de sol	161
6.2.1.6.2.5.	Humidité atmosphérique	161
6.2.1.7.	Informations sur la validation du modèle	162
6.2.1.8.	Informations sur les besoins informatiques	162
6.2.1.8.1.	Type de matériels	162
6.2.1.8.2.	Système d'exploitation	162
6.2.1.8.3.	Langage de programmation utilisé	162
6.2.1.8.4.	Interface utilisateur	163
6.2.1.8.5.	Temps de calcul	163
6.2.1.9.	Informations sur les modèles liés	163
6.2.1.10.	Références du modèle	163
6.2.2.	Recensement des modèles	163
6.2.2.1.	Introduction	163

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.2.2.2.	Les modèles de l'Environmental Protection Agency	164
6.2.2.3.	La base de données de l'European Environment Agency	164
6.2.2.4.	Les quelques autres sites	165
6.3.	Description des modèles	165
6.3.1.	Modèles gaussiens	165
6.3.1.1.	Rappel des hypothèses et du champ d'application	165
6.3.1.2.	Inventaire	166
6.3.1.2.1.	Modèles de panache gaussien	166
6.3.1.2.2.	Modèles à bouffées gaussiennes	166
6.3.2.	Modèles numériques eulériens tridimensionnels	166
6.3.2.1.	Rappel des hypothèses et du champ d'application	166
6.3.2.2.	Inventaire	167
6.3.3.	Modèles lagrangiens	167
6.3.3.1.	Rappel des hypothèses et du champ d'application	167
6.3.3.2.	Inventaire	168
6.4.	Classifications selon les différents critères	168
6.4.1.	Echelles spatiales considérées	168
6.4.1.1.	Les échelles locales	168
6.4.1.2.	Les échelles sub-méso	169
6.4.1.3.	Les échelles régionales	169
6.4.1.4.	Les échelles continentales	169
6.4.2.	Echelles temporelles considérées	170
6.4.3.	Phénomènes pris en compte	171
6.4.3.1.	Les effets de relief	171
6.4.3.2.	Les effets d'obstacles	174
6.4.3.3.	Les effets de la stratification atmosphérique	176
6.4.3.4.	Bilan des autres phénomènes physiques pris en compte	179
6.4.4.	Type de licence et coût	181
7.	Inventaires des cas tests	184
7.1.	Généralités	184
7.1.1.	Objectifs	184
7.1.2.	Critères retenus pour l'inventaire des bases de données	184
7.1.2.1.	Champ d'application	185
7.1.2.2.	Terrain complexe	185
7.1.2.3.	Conditions de rejet	185
7.2.	Inventaire des bases de données existantes	185
7.2.1.	Source des données	185
7.2.1.1.	European Commission – Joint Research Centre	186
7.2.1.2.	National Environmental Research Institute (NERI – Denmark)	186
7.2.1.3.	Université de Hamburg	186
7.2.2.	Expériences de terrain	186
7.2.3.	Expériences en soufflerie	187
7.2.4.	Besoins futurs en matière de bases de données pour l'évaluation des modèles	187
8.	Conclusions et perspectives	188
8.1.	Partie théorique	188
8.2.	Bilan des situations à modéliser	189
8.3.	Inventaire des modèles	189
8.4.	Inventaires des cas tests	190
9.	Références	191
10.	Annexe 1 : Solutions analytiques de l'équation d'advection-diffusion	196

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

10.1.	Solutions pour un fluide au repos	196
10.1.1.	Fluide au repos – Source ponctuelle – Rejet instantané	196
10.1.2.	Fluide au repos – Source ponctuelle – Rejet continu	196
10.1.3.	Fluide au repos – Source linéique infinie selon y – Rejet instantané	197
10.1.4.	Fluide au repos – Source linéique infinie selon y – Rejet continu	197
10.2.	Solutions pour un fluide en écoulement uniforme	198
10.2.1.	Écoulement uniforme – Source ponctuelle – Rejet instantané	198
10.2.2.	Écoulement uniforme – Source ponctuelle – Rejet continu	199
10.2.3.	Écoulement uniforme – Source linéique infinie selon y – Rejet instantané	199
10.2.4.	Écoulement uniforme – Source linéique infinie selon y – Rejet continu	200
11.	Annexe 2 : Paramétrisation des écarts-types de diffusion	202
11.1.	Paramétrisation de Pasquill	202
11.2.	Paramétrisation de Briggs	202
11.3.	Paramétrisation de Doury	203
11.4.	Paramétrisation de Brookhaven	203
12.	Annexe 3 – Questionnaire adressé aux industriels	204

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE DE L'ETUDE

L'Association R.E.C.O.R.D. a confié au Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique de L'Ecole Centrale de Lyon, une étude relative à la dispersion des émissions atmosphériques chroniques d'un site industriel correspondant à un fonctionnement normal des installations.

Dans le cadre de la réglementation en vigueur sur les émissions de polluants atmosphériques, les industriels sont amenés à réaliser ou à faire réaliser des études d'impact qui nécessitent de déterminer le transport et la dispersion des matières rejetées. L'objet de ces études consiste en particulier à démontrer que l'impact au niveau du sol des rejets considérés, reste inférieur à des seuils de concentrations ou de doses des différents produits émis. Pour cela, il faut tenir compte de l'état initial qui correspond à la pollution de fond sans les émissions du site industriel concerné. Il faut ensuite déterminer l'impact de la situation future au moyen d'outils capables de prendre en compte le transport et la dispersion des polluants atmosphériques émis par le site industriel.

Les industriels sont également amenés à réaliser des études de transport et de dispersion pour répondre à des problèmes très spécifiques, techniques (dimensionnement des installations, efficacité de nouveaux procédés de réduction des émissions polluantes) ou relatifs à des plaintes de riverains (problème d'odeurs) ou bien encore pour réaliser des prévisions en temps réel.

Toutes ces études d'impact nécessitent donc d'avoir recours à des outils de modélisation qui doivent être adaptés au problème à traiter (type de rejet, polluants, ...) et de tenir compte des principales singularités des sites (complexité topographique, situation géographique, conditions météorologiques locales, ...). Il existe aujourd'hui une multitude d'outils de modélisation allant des plus simples (modèles gaussiens rectilignes) aux plus compliqués (simulation numérique 3D, modélisation physique en soufflerie ou en veine hydraulique), du modèle « maison » et des modèles disponibles gratuitement sur l'internet aux logiciels commerciaux, et il n'est pas toujours facile, pour des personnes non spécialistes dans ce domaine, de faire un choix. Il n'est également pas toujours facile de prendre en main un outil de modélisation, directement sur une étude concrète, sans avoir acquis au préalable une certaine sensibilité des paramètres et des hypothèses physiques du modèle par rapport au problème à traiter. Enfin, il est aussi difficile d'analyser des résultats provenant d'études sous-traitées à des bureaux d'ingénierie, surtout lorsque l'on ne dispose pas des principales caractéristiques des modèles utilisés par le sous-traitant.

C'est en partie pour ces différentes raisons que l'Association R.E.C.O.R.D. et le LMFA ont décidé d'établir un programme de recherche visant à terme à l'établissement d'un guide de l'utilisateur pour la modélisation de la dispersion des émissions industrielles. Le projet global proposé sur une période de l'ordre de 3 ans comporte trois volets d'une durée d'un an chacun :

- Un premier volet sur l'état de l'art dans ce domaine.
- Un deuxième volet d'évaluation des modèles sur des cas tests obtenus sur le terrain ou en soufflerie.
- Un troisième volet d'étude de quelques cas génériques.

Les résultats attendus à l'issue de l'étude globale concernent principalement l'établissement d'un guide de recommandations et d'une plate-forme de simulation concernant la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel, pour des utilisateurs industriels :

- Choix du type de modélisation en fonction de la situation à traiter (1^{ère} année).

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- Evaluation des modèles et catalogue de cas tests pour une meilleure prise en main des outils de modélisation (2^{ème} année).
- Catalogue de cas génériques pour une évaluation rapide des résultats attendus. Calculs d'ordre de grandeur (3^{ème} année).

1.2. RAPPEL DU TRAVAIL PROPOSE SUR LA PREMIERE ANNEE

Le travail de la première année a pour objectif d'établir un état de l'art dans le domaine de la modélisation, du transport et de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel. Il consiste notamment à dresser un état des connaissances scientifiques actuelles dans ce domaine et à le mettre en correspondance avec les différentes situations réelles à traiter et avec les modèles disponibles sur le marché commercial ou non, afin de retenir et d'utiliser l'outil le mieux adapté pour répondre aux besoins de l'étude. Le travail proposé se décompose en quatre phases :

1. *Rappels théoriques* : La modélisation de la pollution atmosphérique nécessite de posséder quelques notions de base sur la dispersion turbulente (chapitre 2), sur la météorologie locale (chapitre 3) et sur la dispersion atmosphérique (chapitre 4). Il est surtout important de pouvoir faire le lien entre les processus physiques de transport et de dispersion dans la couche limite atmosphérique et les différentes approches utilisées dans les modèles de dispersion. Il faut également bien comprendre les hypothèses qui se trouvent derrière chaque type de modèle pour permettre un choix judicieux, répondant le plus précisément possible au problème. Il faut enfin disposer d'une expertise suffisante pour pouvoir interpréter les résultats des modélisations.
2. *Informations sur les différentes situations à modéliser* : Il s'agit ici d'établir un inventaire le plus exhaustif possible des différentes données nécessaires pour la modélisation de la pollution atmosphérique (les données météorologiques, la topographie du site, les conditions de rejet, la localisation des cibles, ...) en indiquant celles qui sont typiquement disponibles. Il s'agit également d'établir un inventaire des paramètres à calculer, répondant aux contraintes de l'étude. Par ailleurs, les besoins des industriels en matière de modélisation de la dispersion seront évalués le plus finement possible afin que cet état de l'art réponde directement à leurs attentes. Il est clair qu'aujourd'hui, tous les problèmes ne sont pas résolus et qu'il y a encore des besoins qui relèvent du domaine de la recherche. C'est notamment le cas de la dispersion des poussières et des odeurs. Il est important à notre sens, d'identifier clairement la frontière entre ce qui est résolu, ce qui peut l'être sous le couvert d'hypothèses simplificatrices pas trop pénalisantes et ce qui ne l'est pas et qui nécessite encore des recherches.
3. *Bilan sur les différents modèles existants* : Il est proposé ici de réaliser un inventaire des modèles de dispersion sur la base des documentations techniques des logiciels. A partir de cet inventaire, plusieurs analyses pourront être faites. Elles viseront en particulier à établir une classification des modèles en fonction de divers paramètres comme le type de modélisation, le champ d'application, la prise en compte de phénomènes physiques particuliers, A l'issue de ce travail, quelques modèles à retenir seront proposés. Une fiche par modèle sera établie ainsi que des tableaux de comparaison entre les caractéristiques des modèles. Des renseignements concernant les fournisseurs de logiciels, les possibilités de support technique et les perspectives d'évolution des modèles seront également inclus.
4. *Bilan sur les cas tests* : Il existe dans la littérature de nombreuses références à des expériences de terrain ou en soufflerie qui peuvent d'ores et déjà constituer une première série de cas tests directement appliqués aux émissions industrielles chroniques ou plus générique pour ce type d'application. Certaines de ces références ont d'ailleurs servi au développement et à la mise en œuvre de certains modèles. Il sera également utile d'identifier des cas tests supplémentaires, à réaliser en soufflerie ou sur le terrain, répondant plus précisément et plus spécifiquement aux situations industrielles.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Dans les chapitres suivants, nous présentons donc les éléments théoriques nécessaires à la compréhension des processus de transport et de dispersion des polluants atmosphériques (chapitres 2 et 4), l'analyse et la synthèse des situations à modéliser (chapitre 5), un inventaire et une description des modèles (chapitre 6) et un premier bilan sur les bases de données expérimentales susceptibles de fournir des cas tests (chapitre 7).

2. DISPERSION TURBULENTE

Ce chapitre a pour objet de présenter les phénomènes physiques, les concepts théoriques et les techniques de modélisation relatifs à la dispersion turbulente. Le problème de la dispersion turbulente est abordé ici d'un point de vue général, dans un contexte plus large que celui de la dispersion atmosphérique. L'application plus spécifique à l'atmosphère sera exposée au chapitre 4.

2.1. INTRODUCTION PHENOMENOLOGIQUE SIMPLE

Dans de nombreux problèmes pratiques, il est nécessaire de prévoir le transport par un écoulement fluide d'une substance chimique donnée. On peut citer des exemples très divers comme la dérive de polluants dans les océans ou les cours d'eau, la diffusion d'une toxine ou d'un médicament dans le corps humain, les procédés de mélange utilisés dans l'industrie ou encore la dispersion des effluents dans l'atmosphère. Le trait caractéristique majeur du transport par un fluide est la coexistence de deux processus distincts :

- **L'advection** qui correspond au déplacement de la substance par l'écoulement.
- **La diffusion** qui correspond à la "dilution" de la substance dans le fluide.

Beaucoup d'écoulements rencontrés, dans la nature ou dans la plupart des procédés industriels, ont la particularité d'être *turbulents*. De tels écoulements se caractérisent par des fluctuations chaotiques de la vitesse en chaque point du fluide et par l'existence d'une multitude de structures tourbillonnaires. Les mécanismes d'advection et de diffusion sont alors intimement mêlés dans ce que l'on appelle la *dispersion turbulente*.

La dispersion turbulente est un phénomène complexe à décrire et à interpréter. Afin de mieux comprendre les développements théoriques et les techniques de modélisation qui seront présentés dans la suite de ce rapport, il est important d'effectuer au préalable une introduction qualitative aux principaux concepts mis en jeu dans la dispersion turbulente. Dans ce paragraphe, nous allons donc décrire successivement les notions de concentration, d'advection, de diffusion et de dispersion turbulente.

2.1.1. DEFINITION ET MECANISMES D'EVOLUTION DE LA CONCENTRATION

Considérons une espèce E transportée par un fluide F. Pour décrire la répartition de E dans F, on utilise la notion de concentration, qui exprime, à un endroit et à un instant donné, la quantité de l'espèce E transportée par unité de l'espèce F :

$$C(x,y,z,t) = \frac{\text{Quantité de l'espèce E}}{\text{Quantité de fluide F}} \quad (2.1)$$

La concentration est la notion fondamentale dans l'étude de la dispersion de polluants. En particulier, la plupart des effets – sur la santé ou l'environnement – des polluants rejetés dépend directement du niveau de concentration observé. C'est pourquoi il est nécessaire de revenir plus en détail sur cette notion.

Il est possible d'exprimer la quantité de l'espèce ou du fluide à l'aide de plusieurs grandeurs physiques comme la masse, le volume, le nombre de moles, On obtient alors une multitude de définitions différentes pour la concentration, avec des relations de passage d'une définition à l'autre. Une liste non exhaustive des principales définitions utilisées est fournie dans le Tableau 1.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Dénomination	Grandeur pour exprimer la quantité d'espèce E	Grandeur pour exprimer la quantité de fluide F	Unités de concentration
Concentration volumique	Volume	Volume	m ³ /m ³
Concentration massique	Masse	Masse	kg/kg
Masse volumique	Masse	Volume	kg/m ³
Volume spécifique	Volume	Masse	m ³ /kg
Concentration molaire	Nombre de moles	Nombre de moles	ppm, ppb
Activité volumique	Activité	Volume	Becquerel/m ³

Tableau 1 : Différentes définitions de la concentration.

Le fluide porteur peut être de différentes natures en terme de phase (liquide ou gaz), de composition chimique, de propriétés physiques (densité, viscosité, ...). Pour simplifier le propos, nous nous restreindrons dans la suite au cas de l'air, qui peut en première approximation être considéré comme un gaz parfait. De la même façon, l'espèce E transportée par l'écoulement peut être de natures diverses : gaz, particules solides ou liquides, minérales ou biologiques, micro-organismes. La plupart des définitions de la concentration sont indifférentes à la nature de l'espèce ou du fluide. Ainsi, les concentrations volumiques ou massiques peuvent faire référence à des gaz ou à des particules.

Sous l'effet de plusieurs mécanismes, la concentration de l'espèce E évolue au cours de son transport par le fluide. Nous distinguerons principalement deux types de processus qui conduisent à cette évolution :

- **Les processus physico-chimiques** : on rassemble sous cette dénomination tous les processus qui ne sont pas liés au mouvement du fluide. On peut citer entre autre les transformations chimiques, les changements de phase (condensation ou évaporation de gouttelettes) ou la décroissance radioactive.
- **Les processus dynamiques de transport et de diffusion par l'écoulement** : l'écoulement modifie la répartition de concentration par des mécanismes d'advection et de diffusion. Contrairement aux processus physico-chimiques, les processus dynamiques sont toujours présents, quelles que soient l'espèce et le fluide considéré.

Lorsque l'influence des processus physico-chimiques est négligeable, l'espèce transportée est qualifiée d'*inerte*. Cette hypothèse sera souvent effectuée afin de simplifier l'étude des phénomènes.

Dans un certain nombre de cas, l'espèce transportée a un comportement dynamique différent du fluide porteur. Cette situation est liée en particulier aux forces de gravité (exemple de la convection d'un nuage de gaz léger ou de la sédimentation de particules), aux effets d'inertie ou aux effets de frottement (traînée des particules). En fonction des différences de comportement entre l'espèce transportée et le fluide porteur, trois cas de figures peuvent se produire :

- **Modification du comportement du fluide et de l'espèce** : lorsque les différences de comportement sont importantes et que la concentration de l'espèce est suffisante, le comportement du fluide lui-même peut être modifié (exemple d'un nuage de gaz lourd). Une telle situation complique notablement l'étude du problème car il n'est plus possible de considérer l'écoulement comme indépendant du rejet de polluant.
- **Modification du comportement de l'espèce uniquement** : lorsque les différences de comportement sont importantes mais que la concentration de l'espèce est faible, le comportement de cette espèce sera modifié mais pas celui du fluide. C'est par exemple le cas lors de la sédimentation de particules dans l'air.
- **Pas de modification** : lorsque les différences de comportement sont négligeables, l'espèce suit parfaitement le mouvement du fluide. On dit alors que l'espèce se comporte comme un *traceur passif*.

Pour simplifier cette introduction phénoménologique, nous allons nous intéresser dans un premier temps aux mécanismes de transport d'une espèce inerte et passive, en décrivant successivement les mécanismes d'advection, de diffusion et de diffusion turbulente.

2.1.2. ADVECTION PAR L'ÉCOULEMENT

L'advection correspond au transport de l'espèce ou des polluants par l'écoulement. Pour mieux comprendre ce mécanisme, nous allons prendre plusieurs exemples concrets dans lesquels nous considérerons uniquement les effets de l'advection.

Considérons tout d'abord un nuage de polluants, de forme sphérique, à l'intérieur duquel la concentration est uniforme. Si ce nuage est rejeté à l'instant t_0 dans un écoulement où la vitesse U est uniforme (cf. Figure 1-a), alors ce nuage va être translaté par le fluide dans la direction de la vitesse U . A l'instant t_1 , le nuage s'est déplacé d'une distance $U.(t_1-t_0)$; il a rigoureusement la même forme et la concentration à l'intérieur n'a pas changé. Cela constitue un premier résultat important : **l'advection déplace le nuage de polluant mais ne change pas sa concentration.**

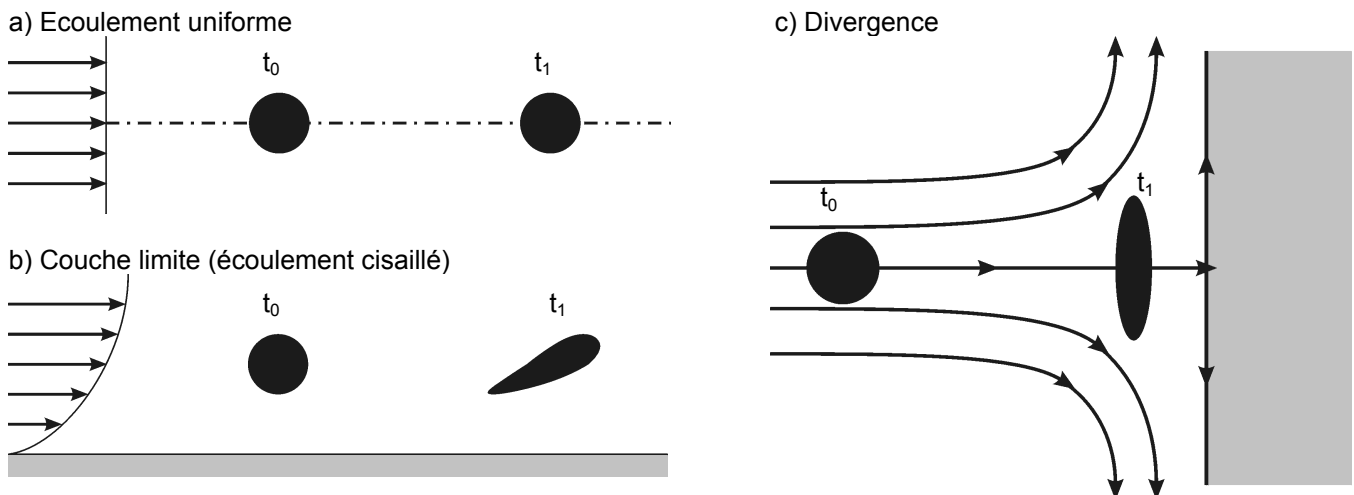


Figure 1 : Advection d'un nuage de polluants ($t_1 > t_0$). a) Écoulement uniforme. b) Écoulement de couche limite. c) Divergence au voisinage d'une paroi (exemple d'un bâtiment).

Si maintenant le nuage est lâché dans un écoulement où la vitesse n'est pas uniforme (par exemple une couche limite au voisinage d'une paroi – voir Figure 1-b), on constate que le nuage se déplace en se déformant sous l'action du cisaillement. En effet, certaines parties du nuage se déplacent plus rapidement que d'autres ce qui contribue à étirer le nuage. Cependant, le volume total du nuage et la concentration à l'intérieur restent inchangés.

Dans le troisième exemple (Figure 1-c), considérons un écoulement où les lignes de courant divergent, par exemple pour contourner un obstacle (situation que l'on peut rencontrer à l'amont d'un bâtiment ou d'un relief). Dans ce cas, l'effet de divergence conduit à un étirement du nuage dans la direction transversale et à une contraction dans la direction longitudinale. Là encore, le volume total du nuage et la concentration à l'intérieur restent inchangés.

Les observations effectuées dans les deux derniers exemples nous indiquent que la non-uniformité du champ de vitesse peut conduire à une déformation de l'enveloppe du nuage mais que la concentration à l'intérieur du nuage n'est pas modifiée. Un exemple extrême de ce phénomène est illustré sur la Figure 2. Il s'agit de l'advection, par un tourbillon, d'un nuage de polluants occupant initialement la moitié d'un cercle. La présence du tourbillon déforme le nuage indéfiniment jusqu'à lui donner une forme de spirale qui occupe tout le cercle. Pourtant, encore une fois, le volume du nuage et la concentration en polluant à l'intérieur n'ont pas changé.

L'exemple de l'advection par un tourbillon constitue une première explication du phénomène de dispersion turbulente (voir paragraphe 2.1.4).

Une dernière caractéristique qu'il est important de mentionner concernant l'advection est sa réversibilité. En effet, dans tous les exemples présentés ci-dessus, si l'on inverse le sens de l'écoulement à l'instant t_1 , le nuage va progressivement reprendre la forme initiale qu'il avait à l'instant t_0 . Des situations de changement de sens de l'écoulement peuvent se produire dans l'atmosphère, au voisinage des côtes (brises de mer et de terre) entre le jour et la nuit (cf. paragraphe 3.2.3.3). Ainsi, un nuage de polluant ayant été advecté vers la mer peut-être ramené vers la côte avec des concentrations élevées si les effets de diffusion, que nous allons aborder au paragraphe suivant, ont été faibles au cours du trajet.

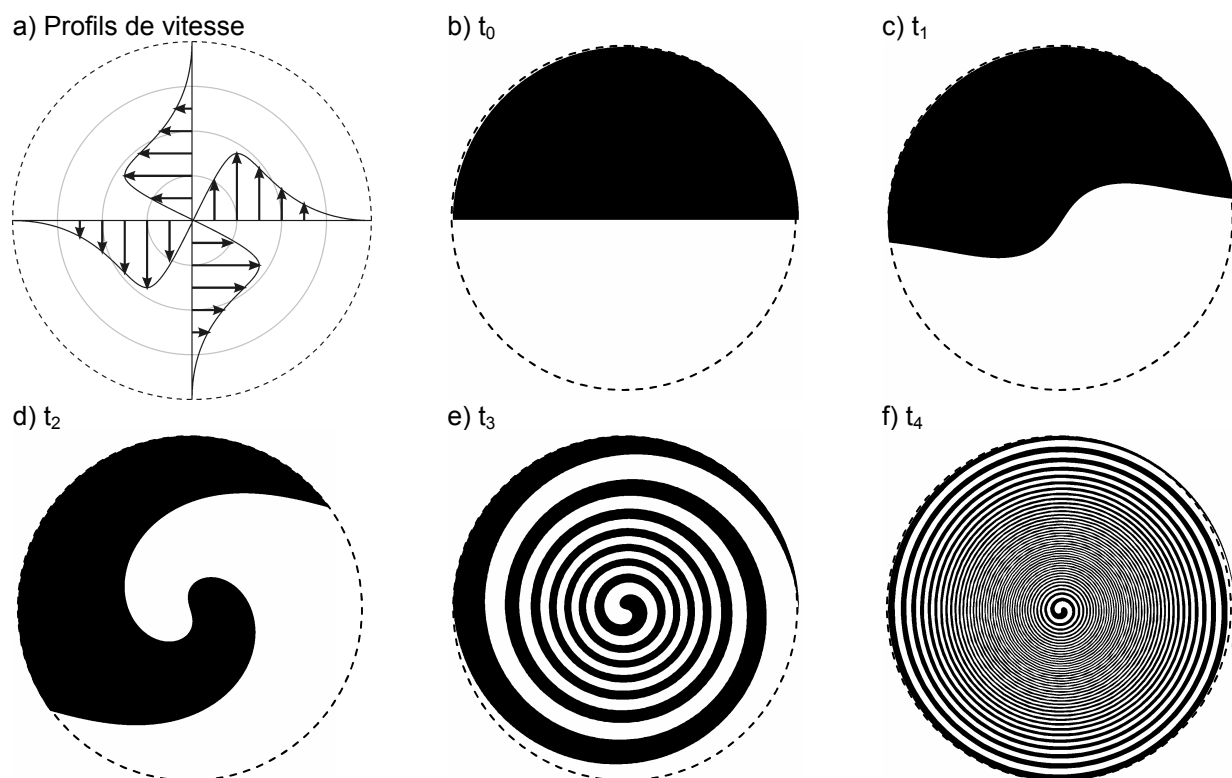


Figure 2 : Advection d'un nuage de polluants (occupant initialement la moitié d'un cercle) dans un écoulement tourbillonnaire, décrit par le profil de vitesse de la figure a).

2.1.3. DIFFUSION MOLECULAIRE

La diffusion moléculaire est un mécanisme de transport à l'échelle microscopique. Le mouvement brownien des molécules de polluants conduit à un flux Φ_D à l'échelle macroscopique, orienté dans la direction opposée au gradient de concentration (loi de diffusion de Fick) :

$$\Phi_D = -D \nabla C \quad (2.2)$$

où D est le coefficient de diffusivité moléculaire, qui dépend du fluide porteur et de l'espèce transportée. L'ordre de grandeur de la diffusivité moléculaire dans l'air des composés courants est de $10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$.

En pratique, la diffusion moléculaire conduit à une dilution des polluants dans le fluide et à une homogénéisation des concentrations. Nous avons représenté, sur la Figure 3, l'évolution de la

concentration dans un nuage de polluants, occupant initialement un volume sphérique. On observe un étalement du nuage au cours du temps, avec une diminution progressive de la concentration sur les bords du nuage. Contrairement au cas de l'advection, la diffusion ne conserve pas la concentration à l'intérieur du nuage. De même, la taille du nuage augmente au cours de temps. Dans le cas d'un rejet initialement ponctuel, l'écart-type σ_r de la distribution de concentration augmente avec la racine carrée du temps :

$$\sigma_r = \sqrt{2Dt} \quad (2.3)$$

Compte tenu des valeurs caractéristiques de la diffusivité D , la taille moyenne d'un nuage de polluant, émis de façon ponctuelle, après une heure de diffusion moléculaire est inférieure à un mètre. La diffusion moléculaire constitue donc un processus qui, pris isolément, est très peu efficace pour "mélanger" et "diffuser" la pollution. Nous verrons au paragraphe suivant comment son association avec la turbulence peut conduire à un processus de diffusion beaucoup plus performant.

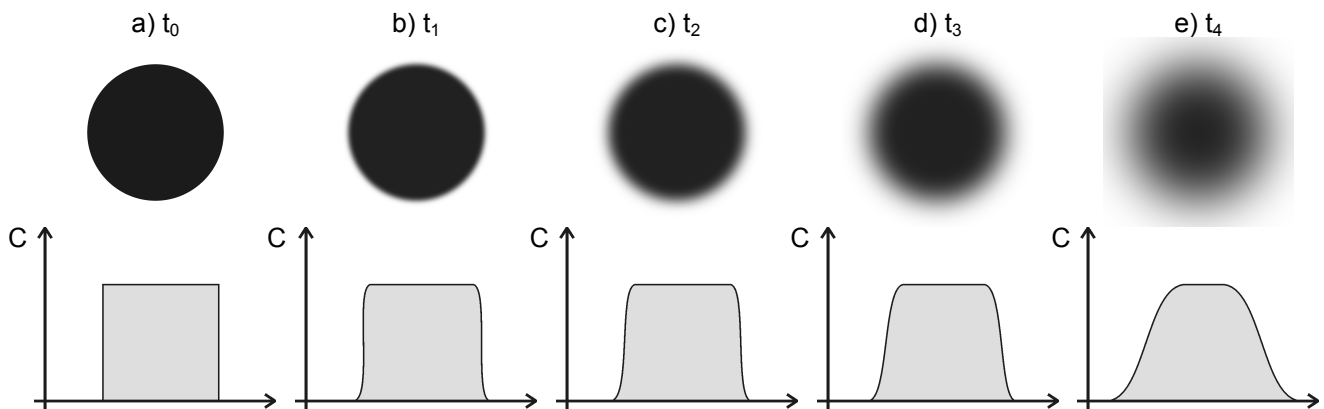


Figure 3 : Diffusion moléculaire d'un nuage de polluants initialement circulaire, en l'absence d'écoulement moyen. La partie supérieure de la figure illustre l'allure du nuage. Les profils transversaux de concentration sont figurés dans la partie inférieure.

Enfin il faut noter que la diffusion moléculaire est un processus irréversible qui ne peut être contrôlé. En particulier, il se produit indépendamment de la présence d'un écoulement (donc d'advection).

2.1.4. DISPERSION TURBULENTE

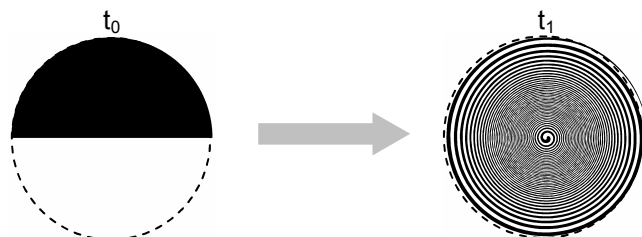
Dans les deux paragraphes précédents, nous nous sommes placés dans des situations extrêmes où l'on pouvait séparer les effets d'advection et de diffusion. Mais dans la pratique, les deux effets coexistent et interagissent. Cette interaction conduit généralement à un renforcement de l'étalement total du nuage. Des effets de couplage peuvent être observés dans des écoulements laminaires mais c'est certainement au sein des écoulements turbulents que cette interaction est la plus forte. Afin de comprendre comment le couplage s'opère, nous allons présenter l'exemple de la diffusion par un tourbillon.

Nous avons rappelé en introduction qu'un écoulement turbulent peut être considéré comme une superposition d'un très grand nombre de tourbillons, couvrant une large gamme d'échelles de dimension et de vitesse. L'exemple d'un unique tourbillon constitue donc une représentation très schématisée d'un écoulement turbulent mais nous allons voir qu'il permet déjà de bien comprendre les phénomènes qui nous intéressent. Considérons qu'à un instant t_0 , on relâche dans ce tourbillon un nuage de polluants qui occupe la moitié d'un cercle et dont la concentration est uniforme (cf. Figure 4). Nous avons déjà décrit, au paragraphe 2.1.2, l'évolution de ce nuage sous le seul effet de l'advection. Elle conduit à la déformation du nuage qui finit par donner l'impression, au bout d'un certain temps, d'occuper l'ensemble du cercle (voir Figure 4-a), tout en ayant conservé son volume initial. Supposons maintenant que le même

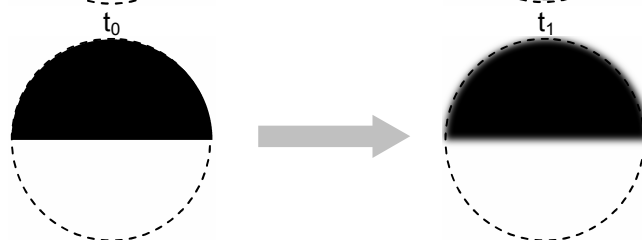
nuage ne soit soumis qu'à la diffusion moléculaire. Au bout de la même durée, cet effet – rappelons-le peu efficace – conduit à une légère diffusion des bords du nuage (cf. Figure 4-b). La longueur caractéristique l de cette diffusion est petite devant la taille du nuage.

Dans la réalité, les deux effets se superposent. Si l'on suppose pour simplifier que l'advection et la diffusion ont lieu successivement et non pas simultanément (d'un point de vue qualitatif, cela ne change pas grand chose au résultat), on observe que l'application de la diffusion sur la spirale issue de l'advection conduit à une homogénéisation de la concentration sur l'ensemble du nuage, qui atteint une valeur voisine de la moitié de la concentration initiale (coloration grise sur la Figure 4-c). L'explication de ce phénomène est que la longueur de diffusion l est du même ordre de grandeur que la taille caractéristique des branches de la spirale. L'advection a donc permis dans un premier temps de "morceler" le nuage si bien que la diffusion a été plus efficace.

a) Advection pure



b) Diffusion moléculaire pure



c) Dispersion turbulente =

advection
+
diffusion moléculaire

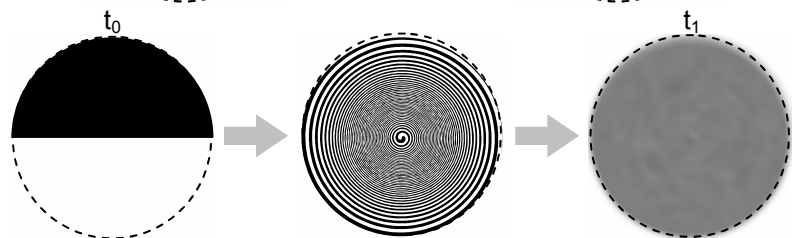


Figure 4 : Comparaison de l'advection, de la diffusion moléculaire et de la dispersion turbulente d'un nuage de polluants (occupant initialement la moitié d'un cercle).

Le mécanisme que nous venons de décrire, qui associe advection et diffusion dans un écoulement turbulent, est appelé *dispersion turbulente*. L'exemple précédent peut d'ores et déjà nous permettre d'énoncer quelques résultats généraux sur ce phénomène, qui seront repris par la suite :

- **La dispersion turbulente est beaucoup plus efficace que la diffusion moléculaire** : la comparaison de la Figure 4-b et de la Figure 4-c met clairement en évidence que la dispersion turbulente génère un étalement beaucoup plus important du nuage que la diffusion moléculaire. En pratique, lorsque l'on souhaite modéliser le transport d'une substance dans un écoulement turbulent, on néglige la plupart du temps l'effet macroscopique de la diffusion moléculaire et on paramétrise l'effet global de la dispersion turbulente.
- **La dispersion turbulente dépend des caractéristiques de l'écoulement** : contrairement à la diffusion moléculaire qui ne dépend que des propriétés du mélange substance-fluide, l'efficacité de la dispersion turbulente dépend essentiellement des caractéristiques de l'écoulement. Compte tenu de la complexité et de la diversité des écoulements possibles, la

modélisation de la dispersion turbulente est une tâche particulièrement ardue, qui requiert la mise en œuvre de techniques spécifiques (voir paragraphe 2.3).

- **L'efficacité de la dispersion turbulente dépend des tailles relatives des tourbillons et du nuage** : l'analyse de l'exemple du tourbillon isolé nous indique que l'efficacité de la dispersion turbulente est liée à la capacité du tourbillon à morceler le nuage de polluants. On imagine facilement que cette capacité dépend en grande partie de la taille du tourbillon par rapport au nuage. En fonction de cette taille, on distinguera trois comportements distincts :
 - Les tourbillons très gros par rapport au nuage déplacent ce dernier dans son ensemble, sans le morceler. Ils contribuent donc surtout à l'advection.
 - Les tourbillons très petits devant la taille du nuage ne sont pas efficaces pour le morceler, à l'exception d'une zone située en frontière du nuage.
 - Les tourbillons de taille comparable au nuage le morcellent et favorise la dispersion turbulente.

Dans un écoulement turbulent, il existe une gamme assez large d'échelles de tourbillons si bien que tous ne participeront pas aussi efficacement à la diffusion turbulente. De plus, la contribution des différentes tailles de tourbillons évolue au fur et à mesure de l'étalement du nuage. Cela complique encore un peu plus la modélisation de la dispersion qui doit tenir compte de tous ces effets.

Dans un écoulement turbulent, la vitesse observée en un point donné fluctue au cours du temps. En raison du lien que nous venons de détailler entre le champ de vitesse et la dispersion turbulente d'une substance transportée par l'écoulement, il en résulte que la concentration observée fluctue également au cours du temps. Nous avons illustré sur la Figure 5 un exemple d'évolution temporelle de la concentration dans un écoulement turbulent.

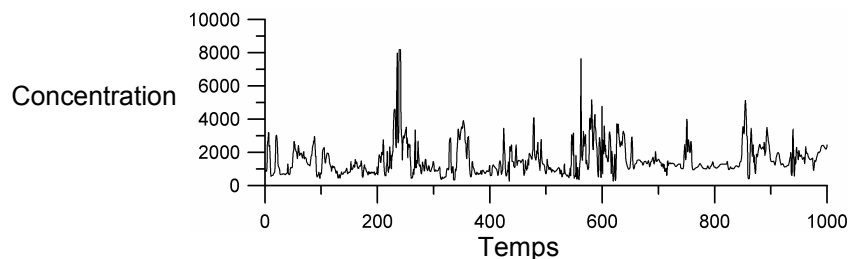


Figure 5 : Evolution temporelle de la concentration dans un écoulement turbulent

La description détaillée de l'évolution turbulente de la concentration constitue un véritable problème en terme de modélisation. En effet, si d'un point de vue théorique l'évolution d'une grandeur turbulente est parfaitement déterministe, d'un point de vue pratique elle nous apparaît bien souvent aléatoire, dans la mesure où nous n'avons pas une connaissance suffisamment fine de l'écoulement pour pouvoir la prévoir. Pour s'affranchir de cette difficulté, on introduit généralement la notion de *concentration moyenne*. A ce stade de l'exposé, nous ne parlerons que de moyenne temporelle, c'est-à-dire d'une moyenne effectuée sur une certaine période de temps. La concentration instantanée c peut alors être décomposée sous la forme :

$$c = \bar{c} + c' \quad (2.4)$$

où \bar{c} représente la concentration moyenne et c' la fluctuation par rapport à cette moyenne. La plupart des approches de modélisation que nous présenterons par la suite s'intéresseront uniquement à la concentration moyenne. Certaines approches permettent cependant de décrire les fluctuations en déterminant des moments d'ordre supérieur ou une fonction de distribution de la concentration. Il faut être conscient qu'il n'y a pas, et qu'il n'y aura jamais, d'approche permettant de prévoir les fluctuations instantanées de concentration dans un cas réel.

2.2. EQUATION D'ADVECTION-DIFFUSION

L'équation d'advection-diffusion est l'équation qui régit le transport d'une espèce dans un écoulement. La présentation de cette équation est indispensable pour comprendre l'influence des différents phénomènes physiques mais également pour comprendre l'origine des problèmes rencontrés dans la modélisation de la dispersion.

2.2.1. EQUATION GENERALE

Considérons une espèce chimique transportée dans un écoulement turbulent incompressible. Le principe de conservation appliqué à cette espèce permet d'écrire l'équation d'advection-diffusion de la concentration instantanée c :

$$\underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_{\text{terme instationnaire}} + \underbrace{\mathbf{u} \cdot \tilde{\mathbf{N}} c}_{\text{terme d'advection}} = \underbrace{D \Delta c}_{\text{terme de diffusion moléculaire}} + \underbrace{S}_{\text{terme d'apport}} - \underbrace{P}_{\text{terme de perte}} \quad (2.5)$$

où \mathbf{u} est la vitesse instantanée et D le coefficient de diffusion moléculaire. On voit explicitement apparaître des termes représentant l'advection et la diffusion moléculaire. Par contre, la dispersion turbulente n'apparaît pas explicitement. Les termes d'apport S et de perte P sont dus à la présence de sources, qui rejettent l'espèce dans l'écoulement, et aux transformations physico-chimiques qui produisent ou détruisent cette espèce. Comme le mouvement du fluide porteur est turbulent, il est intéressant d'utiliser une décomposition (dite de Reynolds) des variables, comme la somme d'un terme moyen et d'un terme fluctuant :

$$\begin{cases} \mathbf{u} = \bar{\mathbf{u}} + \mathbf{u}' \\ c = \bar{c} + c' \end{cases} \quad (2.6)$$

En introduisant cette décomposition dans l'équation 2.5 et en moyennant, on obtient l'équation d'advection-diffusion pour la concentration moyenne \bar{c} :

$$\underbrace{\frac{\partial \bar{c}}{\partial t}}_{\text{terme instationnaire}} + \underbrace{\bar{\mathbf{u}} \cdot \tilde{\mathbf{N}} \bar{c}}_{\text{terme d'advection}} = \underbrace{D \Delta \bar{c}}_{\text{terme de diffusion moléculaire}} - \underbrace{\tilde{\mathbf{N}} \cdot \overline{\mathbf{u}' c'}}_{\text{terme de dispersion turbulente}} + \bar{S} - \bar{P} \quad (2.7)$$

L'équation précédente est analogue à l'équation instantanée 2.5, à l'exception d'un terme supplémentaire, correspondant au gradient de la corrélation des fluctuations de vitesse et de concentration. Ce terme, appelé *flux turbulent*, traduit l'existence du mécanisme de dispersion turbulente. Dans la plupart des applications pratiques, on négligera le terme de diffusion moléculaire devant le terme de dispersion turbulente.

En supposant que l'on connaisse le champ de vitesse moyenne et les conditions aux limites du domaine, l'étude de la concentration moyenne d'un scalaire passif dans un écoulement turbulent se résume donc à la résolution de l'équation 2.7. Malheureusement, cette équation unique admet quatre inconnues : la concentration \bar{c} et les trois composantes du vecteur flux $\overline{\mathbf{u}' c'}$. Pour résoudre l'équation, les seules solutions sont soit d'exprimer les composantes du flux $\overline{\mathbf{u}' c'}$ en fonction de variables connues, soit de fournir des équations d'évolution de ces composantes, en espérant que ces nouvelles équations n'introduiront pas de variables supplémentaires. Ce problème dans la résolution de l'équation d'advection-diffusion est appelé *problème de fermeture*. Il constitue l'une des principales difficultés de l'étude de la dispersion turbulente.

2.2.2. SOLUTION GAUSSIENNE

La résolution de l'équation d'advection-diffusion (sous sa forme instantanée 2.5 ou moyennée 2.7) dans un cas général (écoulement turbulent complexe, réactions physico-chimiques, ...) requiert des techniques de modélisation complexes qui seront présentées au paragraphe 2.3. Nous reviendrons entre autres sur les méthodes de fermeture qui peuvent être adoptées. Il existe cependant, dans certains cas particulier, des solutions analytiques qui constituent un moyen simple et rapide d'étudier la dispersion turbulente. Intéressons-nous plus particulièrement à la solution gaussienne de l'équation d'advection-diffusion.

Considérons un écoulement, sans vitesse moyenne, où le fluide est agité de mouvements turbulents. On relâche à l'instant t_0 une quantité Q de polluant de façon ponctuelle (la distribution initiale de concentration suit une loi de Dirac). Nous supposons que l'espèce rejetée est inerte et passive, si bien que les termes \bar{S} et \bar{P} sont nuls sauf à l'instant initial. On négligera également le terme de diffusion moléculaire.

Pour traiter le problème de fermeture, nous supposons que :

- Le flux turbulent $\overline{u'c'}$ peut s'exprimer en fonction du gradient de concentration moyenne sous la forme :

$$\overline{u'c'} = -K\bar{\nabla}\bar{c} \quad (2.8)$$

où K est le tenseur de diffusivité turbulente. Cette hypothèse est basée sur une analogie entre la dispersion turbulente et la diffusion moléculaire. On suppose ainsi qu'il existe une loi de Fick "turbulente", avec une diffusivité turbulente qui dépend des caractéristiques de l'écoulement.

- Dans le cas général, le tenseur de diffusivité turbulente K est dépendant de la position et de l'instant considéré. A priori, on a donc reporté le problème de fermeture sur la détermination de K . En première approximation nous allons faire l'hypothèse que K est constant dans le temps et uniforme dans l'espace. Nous allons également supposer, même si ce n'est pas rigoureusement exact (voir Monin et Yaglom, 1971, page 666), que ce tenseur est diagonal, c'est-à-dire que le flux turbulent dans une direction est uniquement proportionnel au gradient de concentration moyenne dans cette direction. Les coefficients de diffusion K_i selon chaque axe pourront cependant être différents pour tenir compte de l'anisotropie de la turbulence.

Moyennant ces hypothèses, la distribution de concentration induite par un rejet instantané (à l'instant t_0) et ponctuel (au point de coordonnées x_0, y_0, z_0) d'une masse Q de polluants est fournie par la relation gaussienne (Roberts, 1923) :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Q}{8[\pi(t-t_0)]^{3/2}\sqrt{K_x K_y K_z}} \exp\left[-\frac{1}{4(t-t_0)}\left(\frac{(x-x_0)^2}{K_x} + \frac{(y-y_0)^2}{K_y} + \frac{(z-z_0)^2}{K_z}\right)\right] \quad (2.9)$$

A partir de cette solution, il est possible d'exprimer l'évolution en fonction du temps des écarts-types σ_i de la distribution de concentration :

$$\sigma_i(t) = \sqrt{\iiint x_i^2 \bar{c} \, dx \, dy \, dz} = \sqrt{2K_i(t-t_0)} \quad (2.10)$$

On sait depuis longtemps (Taylor, 1921) que le résultat précédent ne constitue une bonne approximation de la réalité que pour des temps de diffusion importants. En effet, au voisinage de la source, l'hypothèse d'une diffusivité turbulente constante dans le temps n'est pas applicable car au fur et à mesure que la bouffée grossit, ce ne sont plus les mêmes structures tourbillonnaires qui contribuent à la dispersion turbulente (cf. paragraphe 2.1.4). On observe

donc un filtrage sur le spectre d'énergie turbulente : seuls les tourbillons de taille inférieure à la dimension de la bouffée contribuent à sa diffusion tandis que les tourbillons de taille plus importante provoquent un déplacement du centre de masse de cette bouffée. Ainsi, l'efficacité de la dispersion évolue au cours du temps, jusqu'à ce que la bouffée soit devenue plus grosse que les plus gros des tourbillons. Des considérations théoriques (Taylor, 1921 ; voir aussi au paragraphe 2.2.3), confirmé par des résultats expérimentaux, permettent de montrer qu'au voisinage de la source, les écarts-types σ_i augmentent proportionnellement à $(t - t_0)$.

D'un point de vue pratique, la solution de l'équation 2.9 présente donc un intérêt limité car l'évolution des écart-types, prévue par l'équation 2.10, ne s'applique pas au voisinage de la source. Pour autant, il a été constaté expérimentalement qu'une distribution gaussienne décrivait relativement bien la répartition de concentration dans une bouffée de polluants. C'est pourquoi, afin de s'affranchir de la méconnaissance des fonctions d'évolution des écarts-types σ_i , il est possible de reformuler l'équation 2.9 en faisant explicitement apparaître ces écarts-types :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-x_0)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(y-y_0)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-z_0)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad (2.11)$$

Il devient alors nécessaire de fournir une paramétrisation permettant de calculer les valeurs des écarts-types en fonction du temps et des caractéristiques de l'écoulement. De très nombreuses paramétrisations, d'origine empirique ou théorique, ont été développées dans le passé. A ce stade, nous ne rentrerons pas dans les détails et nous renvoyons au chapitre 4, où seront présentées les principales paramétrisations utilisées dans le cas particulier de l'atmosphère. Au paragraphe 2.2.3, nous fournirons également quelques résultats généraux sur ces écarts-types.

Les solutions 2.9 et 2.11 correspondent au cas un peu restrictif d'un rejet ponctuel instantané dans un écoulement turbulent sans vitesse moyenne. Pour obtenir des solutions analytiques dans des configurations un peu plus générales (écoulement uniforme, rejet continu, source linéique, ...), il est possible d'intégrer dans l'espace ou dans le temps les solutions précédentes. Une liste de solutions particulières est fournie en annexe 1. Parmi elles, notons en particulier la solution 8.18 qui correspond au cas d'un rejet continu ponctuel dans un écoulement uniforme, habituellement appelée "formule du panache gaussien". Plusieurs modèles décrits au paragraphe 2.3.1 sont basés sur cette formule.

Lorsque l'on a simultanément plusieurs sources dans l'écoulement, il est possible de superposer les solutions analytiques présentées ci-dessus ou en annexe 1. En effet, l'équation d'advection-diffusion (2.5 ou 2.7) a la particularité d'être linéaire par rapport à la concentration. Ainsi, toute superposition linéaire de solutions est une solution, à condition bien évidemment de respecter les conditions aux limites. Cette propriété est très utile dans des situations réelles où de nombreuses sources sont à considérer.

2.2.3. INFLUENCE DE LA TURBULENCE

L'équation générale d'advection-diffusion, rappelée dans les paragraphes précédents, peut être résolue soit directement, en utilisant par exemple une discrétisation sur un maillage (voir les modèles eulériens au paragraphe 2.3.3), soit à partir des solutions analytiques gaussiennes. Dans les deux cas, il est nécessaire d'exprimer l'influence de la turbulence à travers soit des coefficients de diffusivité turbulente K_i , soit des écarts-types de diffusion σ_i . Les modèles de dispersion utilisent des formulations plus ou moins détaillées de ces paramètres, qui seront évoquées au fur et à mesure de la description des modèles. Sans rentrer dans le détail de chacune de ces formulations, il est néanmoins possible d'exprimer quelques résultats théoriques généraux, qui permettent de mieux comprendre le rôle de la turbulence et que l'on retrouvera plus ou moins dans tous les modèles.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Pour déterminer le comportement des coefficients K_i et σ_i , nous allons faire appel à la théorie statistique de la diffusion turbulente (Taylor, 1921). Considérons le problème du rejet ponctuel d'une espèce inerte et passive dans un écoulement turbulent homogène sans vitesse moyenne. L'espèce transportée suivant parfaitement le mouvement des particules fluides, il est intéressant d'effectuer une analyse lagrangienne de ce mouvement. On définit le coefficient d'autocorrélation lagrangienne des vitesses dans la direction x par :

$$R(\tau) = \frac{\overline{u'(t)u'(t+\tau)}}{\overline{u'^2}} \quad (2.12)$$

Par la suite, les relations seront exprimées pour la direction x mais pourraient aisément être transposées dans les autres directions. Soit x l'abscisse d'une particule fluide issue de la source et $\overline{x^2}$ l'écart-type de la distribution statistique de ces abscisses sur un grand nombre de trajectoires différentes de la particule. En dérivant $\overline{x^2}$ par rapport au temps, on obtient alors une relation faisant intervenir le coefficient R :

$$\frac{d\overline{x^2}}{dt} = 2\overline{u'^2} \int_0^t R(\tau) d\tau \quad (2.13)$$

L'intégration par rapport au temps de la relation précédente fournit l'équation de Taylor :

$$\sigma_x^2(T) = 2\sigma_u^2 \int_0^T \int_0^t R(\tau) d\tau dt \quad (2.14)$$

où σ_x est l'écart-type de la distribution des particules fluides issues de la source, au bout d'un temps T , et σ_u l'écart-type des fluctuations de vitesse de l'écoulement turbulent. En considérant que chacune de ces particules transporte la même quantité infinitésimale d'espèce, σ_x peut également être assimilé à l'écart-type de la distribution de concentration. La relation de Taylor permet donc de relier l'évolution de la taille d'une bouffée de polluants aux caractéristiques turbulentes de l'écoulement.

Pour déterminer le comportement asymptotique de σ_x , nous allons utiliser les propriétés du coefficient R :

$$\begin{cases} R(0) = 1 \\ \int_0^\infty R(\tau) d\tau = T_L \end{cases} \quad (2.15)$$

où T_L est le temps lagrangien de corrélation. T_L représente le temps caractéristique des plus gros tourbillons de l'écoulement. Il peut être exprimé comme le rapport λ_L / σ_u entre la taille de ces tourbillons et la fluctuation de vitesse. Les deux relations précédentes permettent de montrer que :

$$\begin{cases} \sigma_x^2 \sim \sigma_u^2 T^2 & \text{si } T \ll T_L \\ \sigma_x^2 \sim 2\sigma_u^2 T T_L & \text{si } T \gg T_L \end{cases} \quad (2.16)$$

Pour des temps de diffusion courts, la taille de la bouffée est proportionnelle au temps T . Pour des temps de diffusion plus importants, cette taille tend à être proportionnelle à \sqrt{T} . Cela signifie que la diffusion turbulente converge à l'infini vers une diffusion de Fick. Le coefficient de diffusion K_x correspondant, relié à σ_x par la relation 2.10, peut alors s'exprimer sous la forme :

$$K_x = \sigma_u^2 T_L \quad (2.17)$$

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Par contre au voisinage de la source (lorsque $T \ll T_L$), il apparaît que K_x devient dépendant du temps écoulé entre l'instant du rejet et l'instant considéré. Ce constat pose un problème important dans la résolution de l'équation d'advection-diffusion. En effet, si l'on imagine deux rejets successifs à des instants différents, il n'y a plus unicité du coefficient de diffusion turbulente à un instant donné. Toutes les méthodes eulériennes, basées sur l'utilisation d'un coefficient de diffusion qui ne dépend que des caractéristiques de l'écoulement, ne sont donc pas adaptées à la modélisation de la dispersion turbulente au voisinage des sources. Nous verrons au paragraphe 2.3 qu'il est préférable, au voisinage de la source, d'utiliser des approches lagrangiennes ou gaussiennes, dans lesquelles chaque rejet est traité séparément.

On peut remarquer que les coefficients K_i et σ_i dans la direction i sont fonction de l'écart-type des vitesses dans cette même direction. Or dans la plupart des écoulements turbulents, les fluctuations de vitesse ne sont pas isotropes, c'est-à-dire que les écarts-types dans les trois directions de l'espace sont différents. En particulier, on sait que, dans l'atmosphère, les fluctuations de vitesse verticale peuvent être supérieures ou inférieures aux fluctuations horizontales, selon l'état de stabilité thermique. L'anisotropie de la turbulence induit donc une anisotropie de la dispersion turbulente (on rappelle que la diffusion moléculaire est par essence isotrope).

Pour interpréter le comportement asymptotique des paramètres de diffusion, il est intéressant d'effectuer une analyse spectrale. Considérons le spectre d'énergie turbulente $F(n)$, transformée de Fourier du coefficient d'autocorrélation $R(t)$:

$$R(t) = \int_0^{\infty} F(n) \cos(2\pi n t) dn \quad (2.18)$$

$F(n)$ représente la quantité d'énergie cinétique portée par chaque taille de tourbillon. En introduisant l'équation précédente dans l'équation de Taylor, on obtient après quelques calculs une décomposition spectrale de l'écart-type σ_x :

$$\sigma_x^2 = \sigma_u^2 T^2 \int_0^{\infty} F(n) \frac{[\sin(\pi n t)]^2}{[\pi n t]^2} dn \quad (2.19)$$

On constate dans cette décomposition que le spectre d'énergie des tourbillons de l'écoulement est pondéré par la fonction représentée sur la Figure 6. Cette fonction constitue un filtre passe-bas dont la fréquence de coupure varie en $1/T$. Cela signifie que tous les tourbillons de l'écoulement ne contribuent pas de façon équivalente à la dispersion. Ainsi, ce sont les tourbillons les plus gros qui agissent le plus sur la dispersion. De plus, la fréquence de coupure évolue au cours du temps, c'est-à-dire au fur et à mesure que la bouffée grossit. Cette propriété permet d'expliquer les comportements asymptotiques de σ_x . Lorsque la bouffée est petite, l'ensemble du spectre de la turbulence agit pour disperser le polluant si bien que l'évolution de σ_x est rapide ($\propto T$). Plus la bouffée grossit, moins il existe de tourbillons suffisamment gros pour pouvoir agir sur sa taille. L'évolution de σ_x tend alors à se ralentir ($\propto \sqrt{T}$).

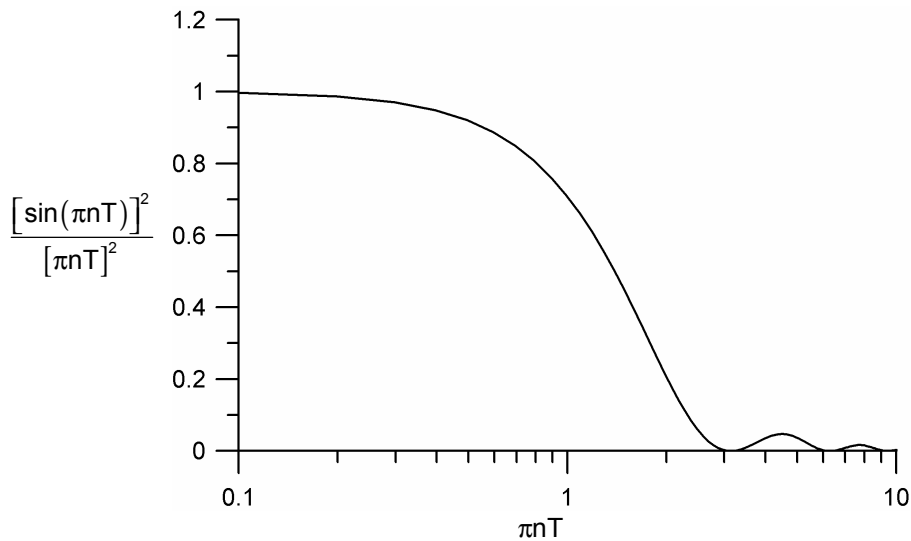


Figure 6 : Fonction de pondération qui détermine la portion du spectre d'énergie turbulente qui contribue à la dispersion.

Les principaux résultats obtenus précédemment sont donc :

- Les paramètres turbulents qui contrôlent K_i et σ_i sont principalement la fluctuation de vitesse σ_{ui} (dans la direction i) et la dimension caractéristique des plus gros tourbillons de l'écoulement.
- L'anisotropie de la turbulence induit une anisotropie de la dispersion turbulente.
- La notion de coefficient de diffusivité turbulente K_i perd toute signification au voisinage du rejet.
- Pour des temps de diffusion important, K_i est une constante qui dépend uniquement des propriétés turbulentes de l'écoulement (relation 2.17).
- L'écart-type σ_i est proportionnel à T au voisinage du rejet et à \sqrt{T} pour des temps plus importants.
- Ce sont les plus gros tourbillons qui contribuent le plus à la dispersion turbulente.

A ce stade, il est nécessaire d'éclaircir quelques paradoxes. Le premier paradoxe est que nous avons introduit l'équation 2.7 comme une forme moyennée au cours du temps de l'équation d'advection-diffusion alors que la solution gaussienne que nous avons proposée (équation 2.9) dépend elle-même du temps. Le second paradoxe est qu'au paragraphe 2.1.4, nous avons indiqué que les plus gros tourbillons contribuaient à l'advection des polluants alors que nous venons de conclure ci-dessus qu'ils sont prépondérants dans la dispersion turbulente. Les deux paradoxes relèvent tous les deux d'une des principales difficultés que l'on rencontre dans l'interprétation de la dispersion turbulente. Cette difficulté porte sur la définition et l'interprétation d'une moyenne dans un processus qui dépend fortement du temps.

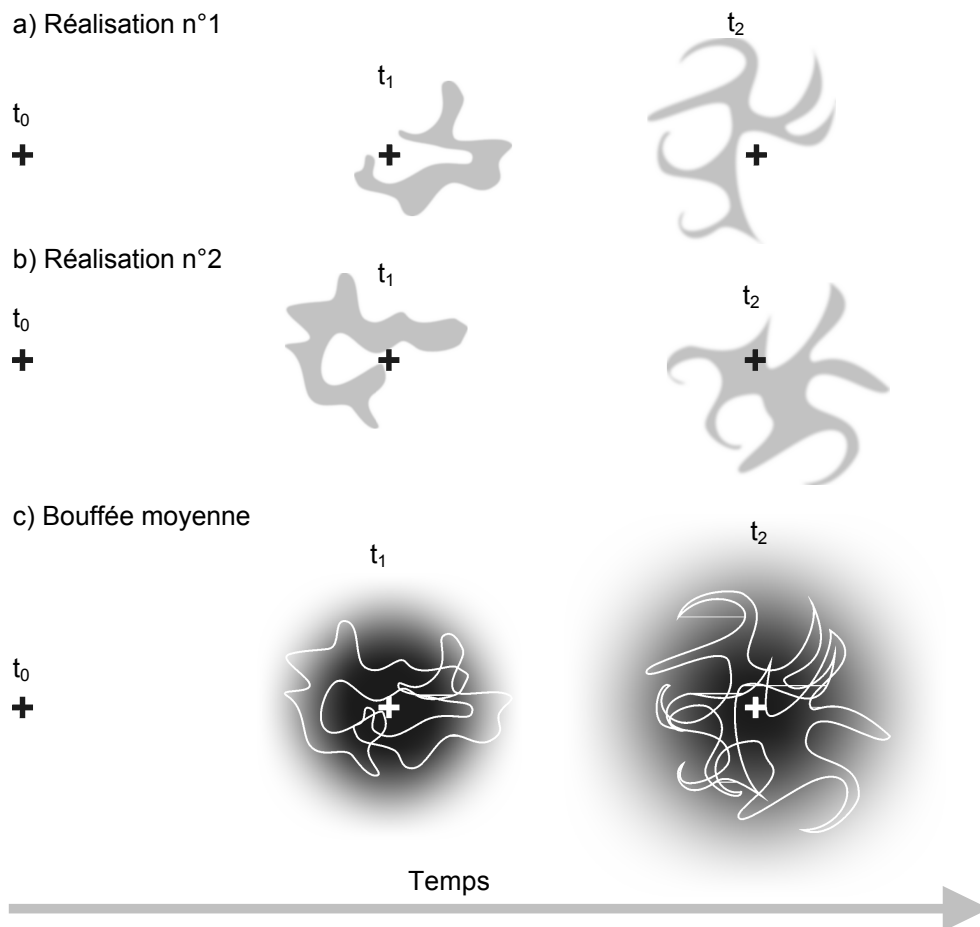


Figure 7 : Dispersion turbulente d'un rejet ponctuel instantané dans un écoulement turbulent sans vitesse moyenne, à trois instants successifs (t_0 est l'instant du rejet). a) et b) représentent deux réalisations particulière de la dispersion. c) illustre la dispersion moyenne, au sens de la moyenne sur l'ensemble des réalisations possibles.

Pour expliquer le problème, revenons sur le cas d'un rejet ponctuel instantané dans un écoulement turbulent sans vitesse moyenne. Si l'on réalise cette expérience et que l'on observe l'évolution du nuage de polluants au cours du temps, il est certain que l'on n'obtiendra jamais une distribution gaussienne telle qu'elle est prévue par l'équation 2.9 ou 2.11. L'allure de l'évolution du nuage ressemblera à ce qui est illustré sur la Figure 7-a. Si l'on refait l'expérience une deuxième fois, sans changer le protocole expérimental, non seulement on n'observera pas d'évolution gaussienne mais l'évolution sera de surcroît différente de la fois précédente (exemple de la Figure 7-b). Chacune de ces expériences, que l'on pourrait reproduire à l'infini, constitue ce que l'on appelle une *réalisation* de l'écoulement. Chaque réalisation est différente, en raison du caractère "aléatoire" de la turbulence. Du point de vue de la modélisation, il semble impossible de reproduire précisément une réalisation particulière puisque l'expérimentateur lui-même ne saurait dire ce qui distingue ses deux expériences. Pour s'affranchir de ce problème, on s'intéressera donc plutôt à la notion de *moyenne d'ensemble*. La moyenne d'ensemble est définie comme la moyenne de toutes les réalisations que l'on obtiendrait si l'on effectuait la même expérience à l'infini. Dans l'exemple de la Figure 7, le nuage moyen obtenu de cette façon prend alors une forme gaussienne, très bien décrite par l'équation 2.11 (voir Figure 7-c). En considérant que l'équation 2.7 constitue une moyenne d'ensemble de l'équation 2.5, il apparaît alors naturel que la solution de cette équation soit une concentration moyenne qui évolue au cours du temps. En particulier, la solution gaussienne, obtenue au paragraphe 2.2.2, constitue donc une moyenne d'ensemble sur toutes les réalisations possibles de l'écoulement.

L'explication précédente est loin d'être anodine lorsque l'on souhaite comparer à des mesures de terrain les résultats d'un modèle de dispersion qui fournit des concentrations moyennes (à l'exception des modèles ayant une option spécifique pour le calcul des fluctuations, tous les modèles de dispersion disponibles sur le marché ne fournissent que des concentrations moyennes, au sens d'une moyenne d'ensemble !). En effet, un rejet de polluants sur un site réel constitue par définition une expérience unique, que l'on peut assimiler à une réalisation. Lorsque l'on compare des mesures à un modèle, on peut donc s'attendre, au pire, à observer des différences similaires à celles que l'on a entre les Figure 7-a et Figure 7-c. Cela ne provient pas de la qualité du modèle mais simplement du fait que l'on compare des grandeurs différentes. Cette idée a longtemps été ignorée dans la validation des modèles de dispersion. Aujourd'hui, elle n'est encore que rarement prise en compte (Irwin, 1999).

Dans le cas d'un rejet continu dans un écoulement stationnaire en moyenne, la moyenne d'ensemble de la concentration devient indépendante du temps. Il est possible de démontrer que dans ce cas, la moyenne temporelle et la moyenne d'ensemble sont équivalentes (hypothèse d'ergodicité).

Afin de lever le second paradoxe, décrivons brièvement une réalisation particulière de la dispersion, illustrée sur la Figure 7-a. A l'instant t_1 , le nuage de polluants a une forme complexe, due à l'effet de tous les tourbillons de l'écoulement. Pour caractériser ce nuage instantané, on peut définir la position \mathbf{x}_m de son centre de masse et les écarts-types σ_{ir} de la distribution de concentration. A priori, le centre de masse ne coïncide pas avec la position \mathbf{x}_0 du rejet. On constate qu'il se déplace au cours du temps et que la trajectoire est différente d'une réalisation à l'autre. Lorsque, à un instant donné, on effectue une moyenne d'ensemble de toutes les réalisations possibles du nuage, il apparaît que l'étalement du nuage moyen résulte de la somme de deux contributions :

- La distribution statistique des centres de masse de chaque réalisation, autour de la position \mathbf{x}_0 du rejet. Les écarts-types de cette distribution sont notés σ_{im} . L'effet est appelé *diffusion du centre de masse*.
- Les écarts-types moyens σ_{ir} de tous les nuages instantanés par rapport à leur centre de masse. Les σ_{ir} représentent la *diffusion relative*.

La diffusion moyenne dans la direction i peut alors s'exprimer comme la somme de la diffusion du centre de masse et de la diffusion relative :

$$\sigma_i^2 = \sigma_{im}^2 + \sigma_{ir}^2 \quad (2.20)$$

L'influence de la turbulence sur les deux mécanismes précédents n'est pas la même. Le déplacement du centre de masse est principalement affecté par les tourbillons plus gros que le nuage instantané. En effet, le déplacement du centre de masse peut être vu comme une advection du nuage instantané. Comme nous l'avons évoqué au paragraphe 2.1.4, cette advection est réalisée par les grosses structures. Au contraire, la diffusion relative est due à des tourbillons de taille comparable ou plus petite que le nuage instantané car c'est par la distorsion du nuage que s'effectue cette diffusion. Quant à la diffusion moyenne (ou diffusion totale), qui résulte de la superposition de l'ensemble de ces effets, nous avons montré au début de ce paragraphe qu'elle était due majoritairement aux plus gros tourbillons. Lorsque le nuage est petit (au voisinage du rejet), les gros tourbillons contribuent à la diffusion du centre de masse, qui est alors prépondérante puisqu'il n'y a quasiment pas de tourbillons assez petits (par rapport à la bouffée) pour créer de la diffusion relative. Lorsque le nuage est plus gros que tous les tourbillons de l'écoulement, la diffusion du centre de masse devient négligeable. Tous les tourbillons contribuent à la diffusion relative mais, comme nous l'avons montré au paragraphe 2.1.4, ce sont les tourbillons dont la dimension est la plus proche de celle du nuage (donc, une fois encore, les plus gros) qui y contribuent le plus.

2.2.4. FLUCTUATIONS DE CONCENTRATION

Dans plusieurs situations particulières, il est nécessaire de connaître non seulement les valeurs moyennes mais également les fluctuations de concentration liées à un rejet de polluants dans un écoulement (problème d'odeurs, dépassement de seuils d'inflammabilité ou d'explosion, dose perçue par les organismes vivants).

La notion de fluctuation peut se définir de façon intuitive en observant le signal temporel d'évolution de la concentration mesurée à un endroit donné dans un panache. Si le rejet est effectué de façon uniforme dans un écoulement turbulent stationnaire, il est possible de calculer une moyenne temporelle de la concentration mesurée et de définir la fluctuation comme l'écart entre la valeur instantanée et la valeur moyenne. On peut également définir une fonction densité de probabilité $p(c,x,y,z)$, qui exprime la probabilité d'observer la concentration c au point de coordonnées (x,y,z) . Cette définition de la fluctuation est facile à interpréter mais elle n'est malheureusement pas généralisable à des écoulements instationnaires ou à des rejets instantanés car la notion de concentration moyenne intègre alors les variations des conditions de la vitesse ou des conditions du rejet. La fluctuation, définie comme un écart par rapport à la moyenne temporelle, n'a alors plus vraiment de signification et il est nécessaire d'introduire une définition plus générale.

Dans le cas d'un écoulement instationnaire ou d'un rejet évolutif, nous utiliserons la notion de moyenne d'ensemble. La fluctuation (que l'on appellera fluctuation d'ensemble pour la distinguer de la fluctuation temporelle) est alors définie comme l'écart entre la valeur $c(x,y,z,t)$ obtenue pour une réalisation et la valeur moyenne $\bar{c}(x,y,z,t)$. Il est important de noter que la moyenne d'ensemble, et donc la fluctuation, ne peut être accessible par la mesure que dans le cas d'un rejet reproductible (expérience en laboratoire) ou stationnaire. Dans ce dernier cas, on utilisera une hypothèse d'ergodicité pour assimiler la moyenne temporelle à la moyenne d'ensemble et les fluctuations temporelles à des fluctuations par rapport à cette moyenne.

Dans le cas d'un rejet instationnaire et non reproductible (qui sera souvent le cas d'un rejet dans l'atmosphère), on ne peut observer par la mesure qu'une seule réalisation du rejet et on ne peut donc pas en déduire de moyenne ni de fluctuations d'ensemble. Les éventuelles variations de concentration au cours du temps ne sont donc pas des fluctuations au sens où nous l'avons défini. Par contre, une connaissance des fluctuations d'ensemble (en particulier la densité de probabilité de ces fluctuations) permet de quantifier l'écart possible entre la moyenne d'ensemble que fournit un modèle de dispersion et la valeur réellement observée. On peut interpréter cela comme une estimation de l'erreur ou de l'incertitude du modèle même si, en réalité, il ne s'agit pas d'une erreur mais d'un écart, intrinsèque à la comparaison entre un modèle de concentration moyenne (aussi performant soit-il) et des valeurs instantanées.

Intéressons-nous maintenant aux fluctuations d'ensemble ressenties par un observateur fixe situé à un endroit donné de l'écoulement. Deux mécanismes conduisent à ce que l'observateur ressent des concentrations différentes d'une réalisation à l'autre :

- Le déplacement du centre de masse de la bouffée instantanée, qui expose de façon intermittente l'observateur à la concentration de la bouffée. Cet effet est lié à la diffusion du centre de masse et sera prépondérant pour des temps courts, lorsque la bouffée est petite devant l'échelle caractéristique des plus grosses structures turbulentes.
- La répartition instantanée de la concentration au sein même de la bouffée. Cette répartition dépend de la diffusion relative de la bouffée si bien que cet effet sera prépondérant pour des temps de diffusion importants.

Dans le cas d'un rejet ponctuel continu dans un écoulement uniforme, ces deux mécanismes sont illustrés sur la Figure 8. Il apparaît clairement qu'au voisinage de la source, les fluctuations en un point sont essentiellement dues au déplacement du centre de masse du panache alors que plus en aval, cet effet diminue et laisse apparaître la diffusion relative interne au panache. Notons bien que la diffusion relative est généralement aussi importante près de la source qu'à des distances plus grandes mais elle est masquée à ce niveau par l'effet prépondérant de la diffusion du centre de masse.

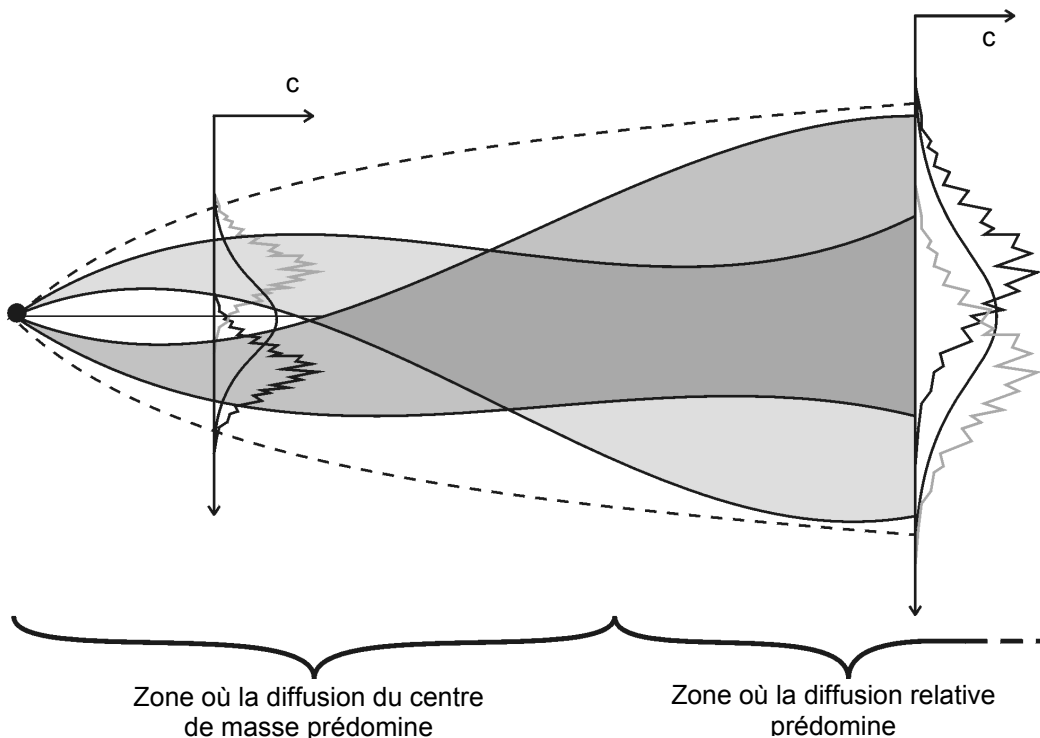


Figure 8 : Diffusion relative et diffusion du centre de masse dans le cas d'un rejet ponctuel continu dans un écoulement uniforme. Les panaches gris clair et gris foncé représentent deux réalisations de la dispersion dans cet écoulement. La diffusion totale pour un grand nombre de réalisations est symbolisée par l'enveloppe en pointillés. Les profils transversaux représentent les variations de concentration au sein du panache. La courbe gaussienne noire indique la moyenne d'ensemble.

A partir de cette description du mécanisme d'apparition des fluctuations, il est possible d'exprimer la densité de probabilité $p(c, x, y, z, t)$ d'observer la concentration c à l'instant t et au point de coordonnées (x, y, z) sous la forme :

$$p(c, x, y, z, t) = \iiint p_r(c, x - x_m, y - y_m, z - z_m, t) p_m(x_m, y_m, z_m, t) dx_m dy_m dz_m \quad (2.21)$$

où p_r représente la densité de probabilité d'une concentration c au sein d'une bouffée instantanée (p_r exprime le mécanisme de diffusion relative), et p_m la densité de probabilité qu'à l'instant t , le centre de masse de la bouffée soit situé au point de coordonnées (x_m, y_m, z_m) . Le moment d'ordre n de la distribution de concentration s'écrit alors :

$$\overline{c^n}(x, y, z, t) = \int c^n \cdot p(c, x, y, z, t) dc = \iiint \overline{c_r^n}(x - x_m, y - y_m, z - z_m, t) p_m(x_m, y_m, z_m, t) dx_m dy_m dz_m \quad (2.22)$$

$$\text{avec} \quad \overline{c_r^n}(x, y, z, t) = \int c^n \cdot p_r(c, x, y, z, t) dc \quad (2.23)$$

qui est le moment d'ordre n de la distribution de concentration dans la bouffée instantanée. Dans la suite, on s'intéressera principalement à l'écart-type σ_c des fluctuations, qui peut se mettre sous la forme :

$$\sigma_c = \sqrt{c^2 - \bar{c}^2} \quad (2.24)$$

2.2.5. INFLUENCE D'UN GRADIENT DE VITESSE MOYENNE

Dans les paragraphes précédents, nous nous sommes essentiellement intéressés au cas d'un écoulement turbulent sans vitesse moyenne ou, par extension, au cas d'un écoulement uniforme. Lorsque l'écoulement moyen n'est pas uniforme, les gradients de vitesse conduisent à une distorsion du panache de polluants. Ce comportement est illustré sur la Figure 9.



Figure 9 : Illustration de l'effet d'un gradient de vitesse sur la dispersion d'une bouffée de polluants. Les figures de gauche à droite représentent les formes successives d'une bouffée de polluants initialement circulaire.

Dans l'atmosphère, la présence du sol induit un gradient vertical de la vitesse horizontale du vent qui peut conduire à ce genre de distorsion. Afin de mieux comprendre les effets du cisaillement sur la dispersion, considérons un gradient de vitesse linéaire décrit par la relation 2.25 et illustré sur la Figure 10.

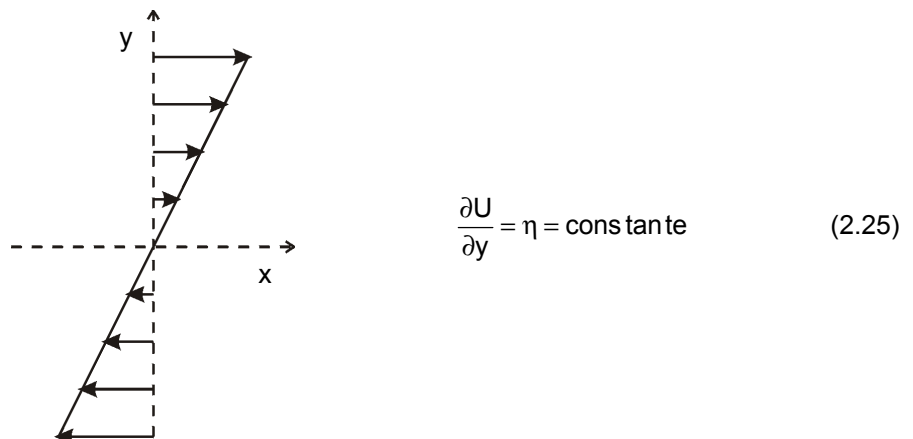


Figure 10 : Gradient de vitesse linéaire.

2.2.5.1. Diffusion par advection (sans diffusion turbulente)

L'effet principal du cisaillement est de renforcer la diffusion des polluants dans la direction x normale au gradient de vitesse. Pour mettre ce phénomène en évidence, nous allons considérer une bouffée gaussienne de polluants, de dimensions initiales σ_{x0} , σ_{y0} et σ_{z0} , placée à l'instant t_0 dans un champ de vitesse non turbulent décrit par l'équation 2.25. Le centre de la bouffée est placé dans le plan $y = 0$ où la vitesse est nulle, pour s'affranchir des effets d'advection. Si l'on néglige la diffusion moléculaire, on observera un étirement de la bouffée par le champ de vitesse, comme cela est illustré sur la Figure 11.

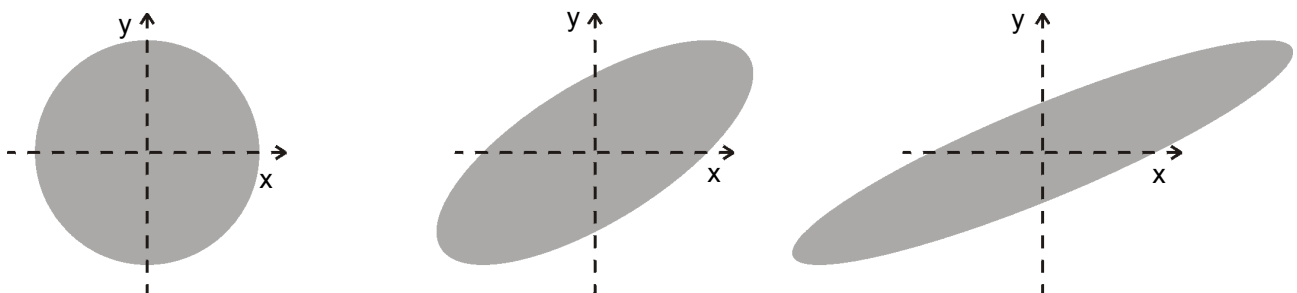


Figure 11 : Influence d'un gradient de vitesse linéaire sur l'étalement d'une bouffée de polluants, en l'absence de diffusion moléculaire et de turbulence.

Si l'on calcule les écarts-types de la distribution de concentration à l'instant t , on peut montrer que :

$$\begin{cases} \sigma_x^2 = \sigma_{x0}^2 + \eta^2 (t - t_0)^2 \sigma_{y0}^2 \\ \sigma_y^2 = \sigma_{y0}^2 \\ \sigma_z^2 = \sigma_{z0}^2 \end{cases} \quad (2.26)$$

La distribution de concentration correspondante est décrite par :

$$\bar{c} = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_{x0} \sigma_{y0} \sigma_{z0}} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{[x - \eta y (t - t_0)]^2}{\sigma_{x0}^2} + \frac{y^2}{\sigma_{y0}^2} + \frac{z^2}{\sigma_{z0}^2} \right) \right] \quad (2.27)$$

Ces résultats confirment les comportements auxquels on pouvait s'attendre intuitivement :

- En l'absence de turbulence, les écarts-types dans les directions transversales ne sont pas modifiés.
- L'écart-type dans la direction x augmente en raison du cisaillement.
- L'accroissement de σ_x est d'autant plus important que la bouffée est initialement étalée dans la direction du gradient (dimension σ_{y0}).
- Pour des temps importants ($t - t_0 \gg 1/\eta$), l'effet du cisaillement peut devenir prépondérant devant la dimension initiale de la bouffée.

2.2.5.2. Couplage entre l'advection et la diffusion turbulente

Dans la réalité, l'effet du cisaillement interagit avec la diffusion turbulente. En effet, l'équation 2.26 a mis en évidence le rôle de la dimension transversale de la bouffée (σ_y) sur son étalement longitudinal par le cisaillement. Si l'écart-type σ_y augmente par diffusion turbulente, la dispersion par cisaillement s'en trouvera renforcée.

Dans le cas d'un rejet ponctuel instantané dans le plan $y = 0$, on peut montrer (Corrsin, 1953 ; Tennekes et Lumley, 1973) que pour des temps de diffusion importants, les écarts-types de la bouffée sont décrit par :

$$\begin{cases} \sigma_x^2 \approx \frac{2}{3}\eta^2 K_y t^3 = \frac{1}{3}\eta^2 t^2 \sigma_y^2 \\ \sigma_y^2 = 2K_y t \\ \sigma_z^2 = 2K_z t \end{cases} \quad \text{pour } t \gg 1/\eta \quad (2.28)$$

On retrouve pour σ_x une expression analogue à 2.26, avec un facteur 1/3 qui provient de l'évolution de σ_y en fonction du temps. La distribution de concentration correspondante est décrite par :

$$\bar{c} = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \frac{\eta t}{2\sqrt{3}} \sigma_y^2 \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\left[\frac{x - \eta t y}{2} \right]^2}{\left[\frac{\eta t \sigma_y}{2\sqrt{3}} \right]^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad (2.29)$$

La bouffée a alors la forme d'une ellipse inclinée selon un axe principal de coefficient directeur $\sqrt{3}/(\eta t)$. La Figure 12 illustre l'évolution de la forme de la bouffée au cours du temps.

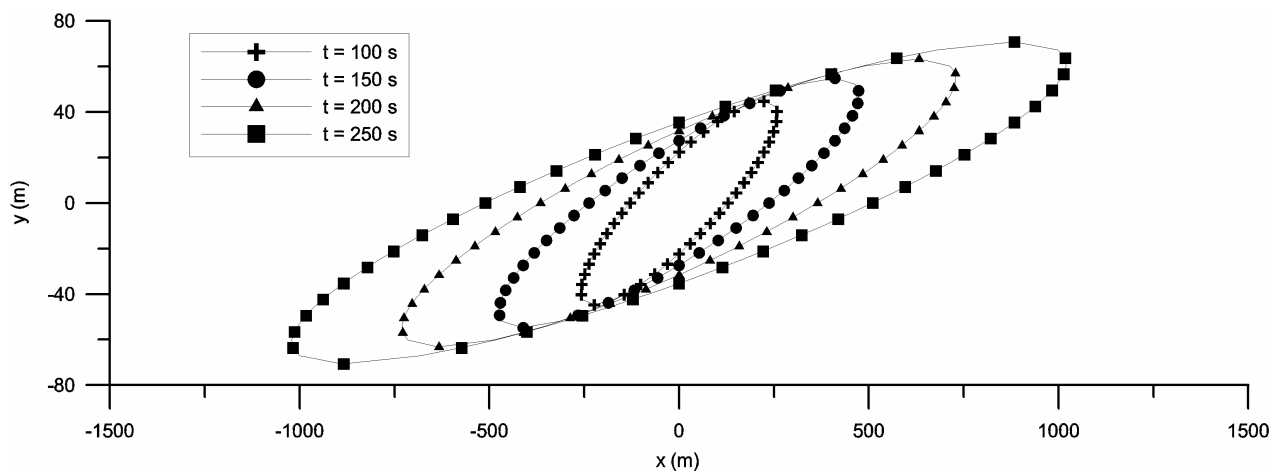


Figure 12 : Diffusion d'une bouffée de polluants dans un cisaillement linéaire ($h = 0,1 \text{ s}^{-1}$, diffusion normale de Doury). Les ellipses représentent les iso-concentrations $C=C_{max} \cdot \exp(-1/2)$ à différents instants.

Les différents résultats analytiques obtenus dans le cas d'un cisaillement linéaire simple permettent de montrer que pour des temps de diffusion importants, l'effet du gradient de vitesse sur les écarts-types, et donc sur la concentration, peut être relativement important. Parmi les approches de modélisation que nous présentons au paragraphe suivant, seuls les approches gaussiennes ne prennent pas en compte explicitement le cisaillement du vent. Des techniques spécifiques ont été développées dans certains modèles gaussiens pour prendre en compte l'effet du cisaillement. Nous les évoquerons au paragraphe 2.3.1.

Dans le paragraphe suivant, nous présentons les principales approches de modélisation de la dispersion turbulente.

2.3. MODELISATION DE LA DISPERSION TURBULENTE

Il existe de nombreuses approches permettant de modéliser la dispersion turbulente. Elles diffèrent par les hypothèses théoriques sur lesquelles elles sont basées, par leur champ d'application, par leur facilité de mise en œuvre (données nécessaires, temps de calcul, ...). Pour présenter ces approches, nous les avons classés en quatre catégories : les modèles gaussiens, les modèles lagrangiens, les modèles eulériens et la modélisation physique en laboratoire. Il peut paraître surprenant d'intégrer les expériences en laboratoire dans les techniques de modélisation. Nous montrerons cependant que les approches en soufflerie ou en veine hydraulique sont bel et bien des modélisations, basées sur des hypothèses, utilisant des techniques spécifiques et ayant, comme tout modèle, des avantages et des inconvénients. Les quatre grandes approches de modélisation sont détaillées dans les paragraphes suivants

2.3.1. MODELES GAUSSIENS

Les modèles gaussiens sont des modèles semi-analytiques, basés sur la solution 2.11 de l'équation d'advection-diffusion et sur ses formes dérivées, fournies en annexe 1. On distingue en pratique deux types de modèles gaussiens : les modèles de panache et les modèles à bouffées. Nous allons décrire successivement ces deux modèles. Puis nous présentons un certain nombre de caractéristiques communes aux deux approches, concernant plus particulièrement la paramétrisation des écarts-types, l'interaction avec une paroi, la prise en compte d'un gradient de vitesse, la modélisation des fluctuations. Enfin, nous synthétisons les avantages et les inconvénients de ce type de modèles.

2.3.1.1. *Modèle de panache gaussien*

Le modèle de panache gaussien est basé simplement sur la solution analytique 8.17, ou plus souvent sur sa forme simplifiée 8.18 que nous rappelons ici :

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad (2.30)$$

Le modèle de panache gaussien permet de traiter la dispersion d'un rejet ponctuel continu, de débit Q constant au cours du temps, dans un écoulement où la vitesse U est uniforme. L'allure de la distribution de concentration, dans un plan parallèle au vent et passant par la source, est représentée sur la Figure 13.

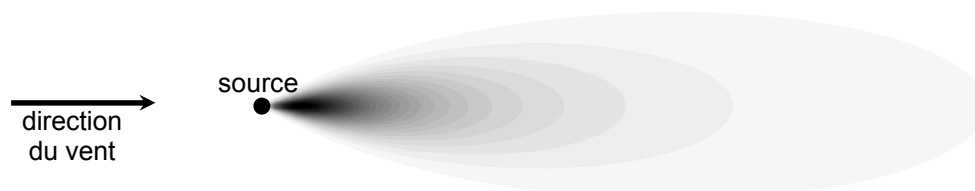


Figure 13 : Panache gaussien.

Outre le débit de la source qui est supposé connu, les paramètres à fournir au modèle sont la vitesse U et les écarts-types σ_y et σ_z dans les directions transversales et verticales. La détermination de la vitesse U ne pose un problème que dans l'hypothèse où l'on souhaite utiliser le modèle alors que l'écoulement n'est pas uniforme. Il est alors nécessaire de déterminer une

vitesse représentative de l'advection du panache. Des méthodes adaptées sont présentées au paragraphe 2.3.1.5. La paramétrisation des écarts-types est évoqué au paragraphe 2.3.1.3.

2.3.1.2. *Modèle de bouffées gaussiennes*

Dans une situation plus complexe, il est fréquent que le champ de vitesse et les quantités de polluants rejetées varient au cours du temps. Pour décrire la dispersion des polluants dans une telle situation, la solution simple de l'équation 2.30 n'est pas adaptée et il est nécessaire de développer une approche plus complète. Dans un modèle à bouffées, l'approche utilisée consiste à discrétiser le rejet de polluants comme une succession de rejets instantanés. Chacun de ces rejets est modélisé par une bouffée gaussienne qui diffuse au cours du temps (relation 2.11). Le centre de masse de chaque bouffée est advecté par le champ de vitesse, qui est supposé uniforme à chaque instant mais qui évolue au cours du temps. A un instant donné, la concentration en un point de l'espace est obtenue en ajoutant les contributions de toutes les bouffées émises depuis le début du rejet. Le principe de ce type de modèle est schématisé sur la Figure 14.

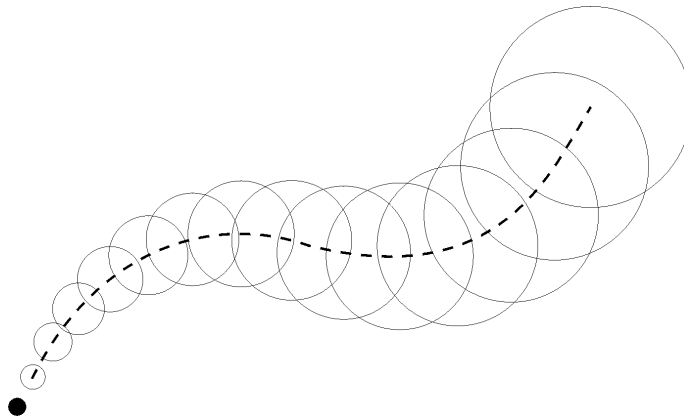


Figure 14 : Principe d'un modèle de dispersion par bouffées gaussiennes. Le rond noir représente la position du rejet. Les cercles illustrent les positions des différentes bouffées utilisées pour discrétiser le panache

Le choix du pas de temps utilisé pour discrétiser le rejet doit être ajusté afin de reproduire correctement :

- La cinétique d'évolution du rejet.
- La cinétique d'évolution des conditions météorologiques.
- Le recouvrement des bouffées de sorte que le panache ait un aspect "continu".

Le schéma numérique utilisé pour la phase d'advection des bouffées dépend des données météorologiques disponibles (données continues ou discrétisées par pas de temps). Il n'est en général pas nécessaire de mettre en œuvre des schémas trop complexes, compte tenu des nombreuses hypothèses déjà faites par ailleurs. Le schéma le plus simple consiste à supposer que la vitesse est constante durant chaque pas de temps et que la position de la bouffée peut être obtenue par le schéma d'advection :

$$\mathbf{x}(t + \Delta t) = \mathbf{x}(t) + \mathbf{U}(t) \cdot \Delta t \quad (2.31)$$

Dans le cas d'un écoulement réel non uniforme, le choix de la vitesse d'advection est une étape importante. Nous reviendrons sur ce point au paragraphe 2.3.1.5. La phase de diffusion des bouffées est basée sur les paramétrisations empiriques ou théoriques des écarts-types évoquées au paragraphe 2.3.1.3.

2.3.1.3. Paramétrisation des écarts-types σ_i

L'évolution des écarts-types σ_i suit généralement des lois, basées sur des principes théoriques (tels que ceux résumés au paragraphe 2.2.3) et sur des relations empiriques. Selon les modèles, le calcul des σ_i est effectué à partir du temps de transit t de la bouffée depuis la source ou à partir de la distance parcourue x . Compte tenu de la spécificité des écarts-types dans le cas atmosphérique, il est inutile de présenter des formulations générales. Les lois de σ_i utilisées pour l'atmosphère sont présentées aux paragraphes 4.1.3 et 4.2.2.

2.3.1.4. Interaction avec une paroi

Dans la plupart des écoulements, il est nécessaire de prendre en compte la présence d'une paroi solide qui limite la diffusion des polluants et qui peut générer des phénomènes de dépôt (dans l'atmosphère, cela permettra de traiter la présence du sol). Par défaut, le concept des modèles gaussiens n'intègre pas les parois et il faut donc utiliser un artifice de modélisation pour traiter leur présence. Etant donné que les modèles gaussiens supposent un écoulement uniforme à chaque instant, il paraît naturel de ne s'intéresser qu'à des parois planes, parallèles à la direction du vent.

Le premier effet qu'il est important de modéliser est l'absence de diffusion des polluants à travers le plan solide. Pour cela, l'approche couramment utilisée consiste à introduire une source virtuelle, image de la source réelle par réflexion par rapport à la paroi. Par symétrie, la présence de cette source génère un gradient de concentration nul, et donc un flux nul à travers la paroi. Lorsque la diffusion s'effectue entre deux parois parallèles (par exemple le sol et le sommet de la CLA), la méthode des images conduit à introduire une infinité de sources images pour garantir un flux nul sur les deux parois (cf. Figure 15). Cette méthode est applicable à un modèle de panache ou à un modèle à bouffées.

Dans le cas du modèle à bouffées, la distribution de concentration associée à une bouffée et à ses images par rapport à deux parois parallèles (plan $z = 0$ et $z = h$) peut s'exprimer sous la forme :

$$\bar{c}(x, y, z) = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{(x-x_0)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(y-y_0)^2}{\sigma_y^2}\right)\right] \times FR(z) \quad (2.32)$$

avec la fonction de forme FR, qui fait intervenir une série infinie :

$$FR(z) = \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z-z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z+z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] + \sum_{i=1}^{+\infty} \left[\exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z+2i.h-z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z+2i.h+z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] \right. \\ \left. + \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z-2i.h-z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\frac{(z-2i.h+z_0)^2}{\sigma_z^2}\right] \right] \quad (2.33)$$

D'un point de vue numérique, il est évident qu'il est nécessaire, pour limiter le temps de calcul, de tronquer la série afin de ne conserver qu'un nombre N de termes, en s'assurant que la série a suffisamment convergé avec ces N termes. En pratique, des valeurs de $N = 1$ ou $N = 2$ sont généralement suffisantes.

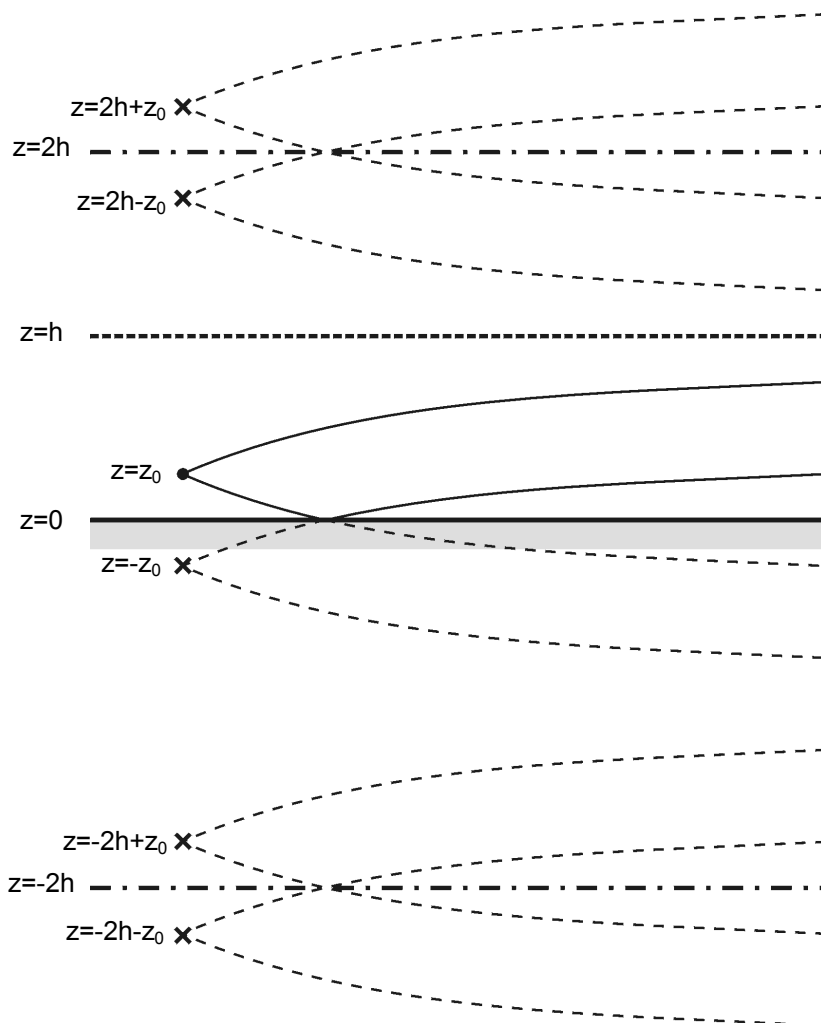


Figure 15 : Exemple de la méthode des images pour la prise en compte des réflexions au sol et au sommet de la couche limite atmosphérique. Seules les 6 premières sources sont représentées.

Lorsque l'espèce transportée est susceptible de réagir ou de se déposer sur la paroi solide, le nuage de polluants s'appauvrit par déposition au fur et à mesure de sa progression. Pour modéliser correctement les concentrations, il est nécessaire d'en tenir compte en diminuant la quantité de polluants transportés par le nuage. Il existe pour cela deux méthodes :

- **Méthode d'appauvrissement à la source** : cette méthode consiste à supposer que l'appauvrissement en polluants s'effectue de façon homogène sur l'ensemble de la bouffée.
- **Méthode de réflexion partielle** : dans la réalité, le déficit de concentration dans la bouffée se manifeste principalement au voisinage de la paroi puisque c'est là que le polluant est prélevé pour être déposé. Pour décrire correctement cet effet, il existe une autre méthode qui consiste à utiliser la méthode des images en ne faisant qu'une réflexion partielle de la bouffée au niveau du sol, pour tenir compte de la quantité déposée.

2.3.1.5. *Prise en compte d'un gradient de vitesse*

La modélisation de la dispersion par panache ou par bouffées gaussiennes fait intervenir quatre variables liées à l'écoulement : la vitesse U et les trois écarts-types de diffusion σ_x , σ_y et σ_z . Dans l'hypothèse où l'écoulement n'est pas uniforme sur toute la dimension du nuage, ce qui est en particulier le cas lorsqu'il existe un gradient transversal de vitesse, il est nécessaire soit d'adopter une méthodologie permettant de déterminer les quatre paramètres évoqués précédemment, soit de se ramener à des conditions où l'écoulement est homogène sur la taille d'une bouffée (en effectuant par exemple un découpage des bouffées). Pour cela, nous aborderons tout d'abord le problème de la détermination de la vitesse U , puis le problème de la détermination des écarts-types, et enfin les techniques de découpage des bouffées.

Vitesse effective d'advection du panache

La détermination de la vitesse à utiliser dans les relations 2.30 ou 2.31 est certainement l'un des premiers problèmes que l'on rencontre lorsque l'on souhaite utiliser un modèle de panache ou de bouffées gaussiennes. En effet, même lorsque l'on se place sur un terrain plat de rugosité uniforme avec un vent de direction constante, il existe un gradient vertical de vitesse associé au développement d'une couche limite sur le sol. Il est donc essentiel de déterminer une vitesse effective de déplacement d'un panache ou d'une bouffée. Afin de comprendre les implications physiques de la notion de vitesse effective, nous allons décrire successivement les trois principales méthodes que l'on rencontre dans la littérature pour exprimer la vitesse d'advection.

- ***Vitesse de la particule passant par la source***

L'approche la plus simple pour décrire la vitesse effective consiste à supposer que le centre de masse du nuage se déplace à la même vitesse et suit la même trajectoire que la particule de fluide passant par la source à l'instant du rejet. Cette approche, utilisée dans la plupart des modèles gaussiens, s'avère cependant fortement erronée lorsque le rejet est situé à proximité d'une paroi où la vitesse est nulle. Lorsque le rejet est situé exactement sur la paroi, la vitesse d'advection obtenue par cette méthode est nulle. Ce résultat est bien évidemment en contradiction avec la réalité. En effet, dans la pratique, le panache diffuse loin de la paroi et se trouve alors transporté par l'écoulement à une vitesse supérieure à zéro.

- ***Vitesse de l'écoulement au centre de masse de la bouffée***

Afin d'éviter les problèmes évoqués précédemment, il est possible d'utiliser une autre approche basée sur la détermination du centre de masse de la bouffée ou du panache. Elle consiste à utiliser comme vitesse d'advection \mathbf{U}_m la vitesse de l'écoulement au centre de masse de la bouffée :

$$\mathbf{U}_m = \mathbf{U}(\mathbf{x}_m) \quad \text{avec} \quad \mathbf{x}_m = \frac{\iiint \mathbf{x} \cdot \bar{c}(\mathbf{x}) d\mathbf{x}}{\iiint \bar{c}(\mathbf{x}) d\mathbf{x}} \quad (2.34)$$

Cette approche permet de considérer des sources sur des parois ou des effets de "réflexions" sur ces parois. L'évaluation du centre de masse (dans le cas de l'atmosphère, cela se limite souvent au calcul de la hauteur moyenne de la bouffée) est par ailleurs souvent effectuée pour calculer les paramètres de l'écoulement nécessaires à l'évaluation des écarts-types de dispersion. Cependant, dans le cas de la vitesse, cette approche n'est pas rigoureusement exacte et peut dans certains cas induire des erreurs non négligeables. C'est pourquoi nous présentons maintenant une troisième approche.

- **Vitesse de déplacement du centre de masse de la bouffée**

Au paragraphe 2.2.5, nous avons montré que la dispersion d'une bouffée dans un écoulement cisailé peut rapidement prendre des formes assez complexes lorsque la bouffée s'étend sur une zone où le champ de vitesse varie sensiblement. Dès lors, il est évident qu'il est difficile de décrire toute la complexité de ce champ à travers la seule valeur de la vitesse d'advection \mathbf{U}_m . Afin de déterminer une valeur de \mathbf{U}_m la plus représentative possible, il est important de formuler une véritable définition de la vitesse d'advection, en s'interrogeant sur les phénomènes physiques que l'on souhaite décrire à travers cette vitesse. La vitesse d'advection étant utilisée dans le processus de transport de la bouffée, il paraît assez naturel de définir \mathbf{U}_m comme la vitesse de déplacement du centre de masse de la bouffée :

$$\mathbf{U}_m = \frac{\partial \mathbf{X}_m}{\partial t} \quad (2.35)$$

où \mathbf{X}_m est la position du centre de masse, défini par l'équation 2.34. Il est important de remarquer que la définition précédente n'est pas équivalente à la définition 2.34. En effet, la vitesse de déplacement du centre de masse n'est généralement pas égale à la vitesse du fluide au centre de masse, car le centre de masse n'est pas lié à une particule fluide mais dépend de la fonction de distribution de la concentration. En introduisant l'équation 2.34 (définition de \mathbf{X}_m) dans 2.35, on peut montrer que \mathbf{U}_m se met sous la forme :

$$\mathbf{U}_m = \frac{\iiint \mathbf{u}(\mathbf{x})C(\mathbf{x})d\mathbf{x}}{\iiint C(\mathbf{x})d\mathbf{x}} \quad (2.36)$$

Modifications des écart-types

Nous avons montré plus haut que la présence d'un cisaillement génère une modification des écarts-types de diffusion. Or la plupart du temps, ces écarts-types sont définis à partir de paramétrisations semi-empiriques qui sont ajustées sur des données expérimentales. Dans le cas de l'atmosphère, ces expériences sont réalisées sur le terrain où la présence du cisaillement est inévitable. On peut donc considérer que l'effet du cisaillement sur les écarts-types est déjà pris en compte et qu'il n'est donc pas nécessaire de le modéliser une deuxième fois. C'est pourquoi cet effet est rarement intégré dans les paramétrisations des σ_i .

Techniques de "découpage" des bouffées (modèle à bouffées)

Lorsque les inhomogénéités du champ de vitesse deviennent trop importantes pour pouvoir modéliser la dispersion d'une bouffée par une simple fonction de distribution de la concentration, il est possible de procéder à un découpage des bouffées les plus grosses afin d'obtenir des bouffées de dimension inférieure aux échelles caractéristiques des inhomogénéités du champ de vitesse. Cette approche a en particulier été mise en œuvre par Perkins *et al.* (1991).

D'un point de vue technique, on superpose à la bouffée une grille sur laquelle on connaît le champ de vitesse. Tant que les écarts-types de diffusion σ_x , σ_y et σ_z de la bouffée sont suffisamment petits devant le pas de la grille, la bouffée est traitée comme cela est décrit au paragraphe 2.3.1.2. Lorsque la bouffée devient plus grosse, on procède à son découpage, selon le schéma de la Figure 16. On détermine ensuite la masse de polluants contenue dans chaque cellule du maillage à l'aide d'une relation analytique. Enfin, on remplace la grosse bouffée par plusieurs petites bouffées contenant chacune la masse de polluants correspondant à chaque cellule du maillage. Si plusieurs bouffées sont découpées au même pas de temps, on utilisera la même grille de découpage de façon à fusionner les petites bouffées créées au même pas de

grille et ainsi limiter le nombre total de bouffées. Le processus d'advection-diffusion des bouffées se poursuit alors jusqu'à ce que d'autres bouffées atteignent la taille critique. Cette technique suppose bien évidemment que l'on dispose du champ de vitesse qui advecte les bouffées. La méthode de découpage des bouffées constitue certainement l'approche la plus appropriée pour décrire dans un modèle à bouffée l'influence sur la dispersion d'un champ de vitesse inhomogène.

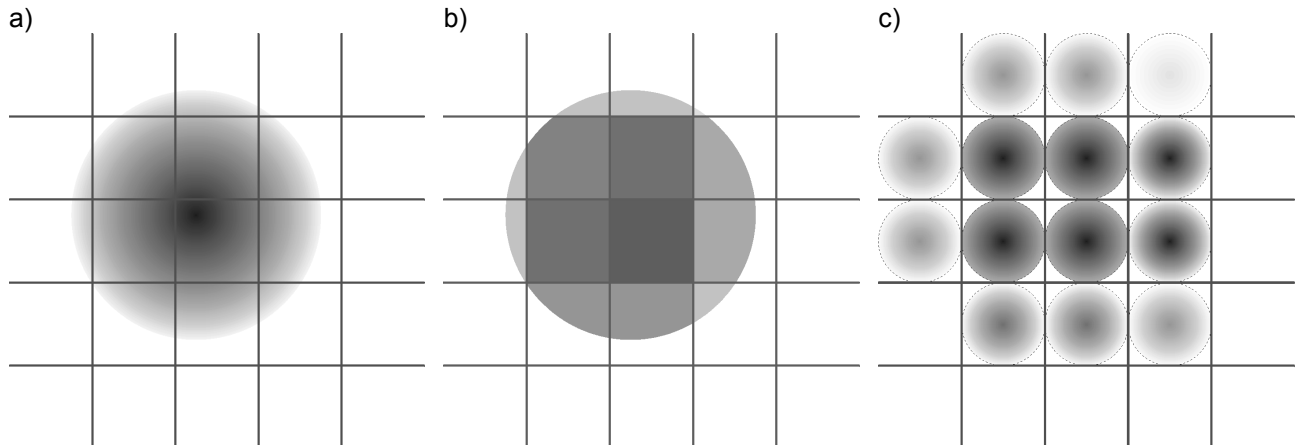


Figure 16 : Etapes de la méthode de découpage des bouffées. Phase a : Superposition d'une grille sur la bouffée. Phase b : Calcul de la masse de polluants contenue dans chaque cellule du maillage. Phase c : Remplacement de la grosse bouffée par plusieurs bouffées plus petites.

2.3.1.6. Modélisation des fluctuations

Par définition, un modèle gaussien est basé sur une formule analytique qui fournit uniquement la concentration moyenne et ne permet pas d'accéder aux fluctuations. Cependant, étant donné l'intérêt qui existe pour le calcul des fluctuations, des méthodes spécifiques ont été développées. Ces méthodes permettent de calculer soit la fonction densité de probabilité de la concentration en un point donné, soit les moments statistiques de la distribution de c , soit les deux. Toutes ces méthodes s'appuient sur la décomposition évoquée au paragraphe 2.2.4 entre la diffusion du centre de masse et la diffusion relative. Si l'on connaît les densités de probabilité p_m et p_r , il est possible, à partir des équations 2.21, 2.22 et 2.23, de déterminer les informations sur les fluctuations.

Il existe principalement deux méthodes pour déterminer la densité de probabilité p_m de diffusion du centre de masse. La première méthode consiste à supposer une pdf gaussienne (Gifford, 1959). Elle nécessite une paramétrisation spécifique des écarts-types σ_m de cette distribution. La seconde méthode consiste à modéliser la diffusion du centre de masse à l'aide d'un modèle lagrangien stochastique. Il s'agit alors d'un couplage hybride entre un modèle gaussien et un modèle lagrangien, que nous détaillerons au paragraphe 2.3.2.4.

Pour modéliser la diffusion relative, on rencontre deux types de méthodes. La première approche consiste à supposer que la variance des fluctuations "relative" est proportionnelle au carré de la concentration moyenne au point considéré :

$$\overline{c_r^2} = (1 + I_r^2) \overline{c_r}^2 \quad (2.37)$$

où I_r est l'intensité des fluctuations liées à la diffusion relative. La deuxième approche consiste à postuler une forme analytique pour la fonction densité de probabilité p_r . Yee *et al.* (1994) proposent par exemple une loi du type :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$p_r(c, x, y, z, t) = \frac{\lambda^\lambda}{c_r \Gamma(\lambda)} \left(\frac{c}{c_r} \right)^{\lambda-1} \exp\left(-\frac{\lambda c}{c_r} \right) \quad (2.38)$$

où Γ est l'intégrale d'Euler (fonction Gamma) et $\lambda = 1/I_r^2$. Ce modèle reproduit relativement bien les caractéristiques des fluctuations observées expérimentalement. Il faut noter que si l'on ne s'intéresse qu'aux écarts-types de la distribution totale de concentration, la connaissance de la fonction de distribution de la diffusion relative n'apporte aucune information supplémentaire et l'intégration de 2.22 ne fait intervenir que l'intensité I_r . Luhar *et al.* (2000) ont utilisé ce modèle et proposent une discussion sur les valeurs du paramètre I_r .

Il faut enfin noter que certains modèles ne prennent en compte que l'un des deux effets évoqués précédemment. Leur domaine de validité se restreindra donc soit à la zone proche de la source (si seule la diffusion du centre de masse est modélisée), soit au champ lointain (si seule la diffusion relative est modélisée).

2.3.1.7. Avantages et inconvénients

Les avantages et inconvénients des modèles gaussiens de dispersion sont résumés dans le Tableau 2 et le Tableau 3.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Solution analytique. • Simplicité de mise en œuvre. • Rapidité de calcul (adapté à des modélisations opérationnelles). • Il existe dans la littérature scientifique une grande quantité de paramétrisations développées pour prendre en compte différents types de phénomènes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Limité à un rejet continu de débit constant. • Limité à un écoulement uniforme dans l'espace et constant dans le temps. • La qualité du modèle dépend beaucoup de la qualité des paramétrisations utilisées pour les écarts-types.

Tableau 2 : Avantages et inconvénients d'un modèle de panache gaussien.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Relative rapidité de calcul (adapté à des modélisations opérationnelles) • Permet de traiter un rejet instantané ou continu, variable dans le temps • Permet de traiter un écoulement variable dans le temps • Facilité d'intégrer des modules spécifiques (dépôt, réactions physico-chimiques, ...) • Il existe dans la littérature scientifique une grande quantité de paramétrisations développées pour prendre en compte différents types de phénomènes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Limité à un écoulement uniforme dans l'espace à chaque pas de temps. Cela exclut son application à des écoulements inhomogènes (exemple d'un écoulement avec obstacles ou relief), bien qu'il existe des artifices techniques pour cela. • La qualité du modèle dépend beaucoup de la qualité des paramétrisations utilisées pour les écarts-types

Tableau 3 : Avantages et inconvénients d'un modèle de bouffées gaussiennes.

2.3.2. MODELES LAGRANGIENS

2.3.2.1. Principe

Les modèles lagrangiens (voir Durbin, 1983) sont basés sur l'observation du caractère apparemment aléatoire du mouvement des particules de fluide (et donc de l'espèce polluante) dans un écoulement turbulent. Chaque particule passant par le point de rejet suit ainsi une trajectoire chaotique, illustrée sur la Figure 17-a. Pour prévoir le comportement moyen du nuage de polluants rejeté, il faut étudier les trajectoires d'un grand nombre de particules passant par la source (cf. Figure 17-b) et en effectuer une moyenne, de façon un peu analogue à la moyenne que l'on effectue sur un grand nombre de réalisations.

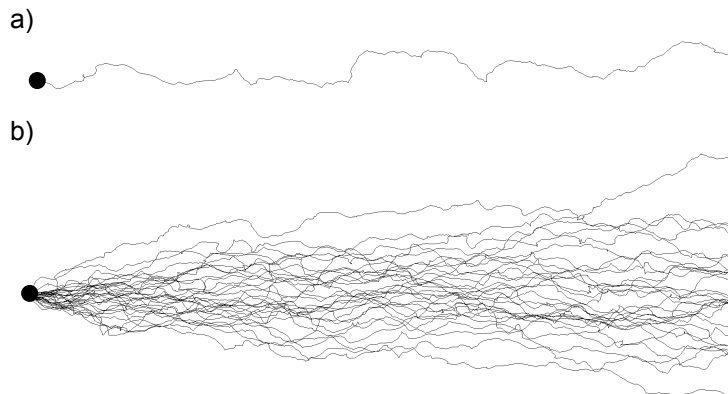


Figure 17 : Mouvement de particules de fluide dans un écoulement turbulent. a) particule isolée et b) ensemble de particules issues du point source.

Pour décrire le mouvement turbulent de chaque particule, on utilise généralement l'équation de Langevin, qui modélise la variation de la vitesse fluctuante au cours du temps :

$$d\mathbf{u}' = \underbrace{-\frac{\mathbf{u}'(t)}{T_L} dt}_{\text{terme de mémoire}} + \underbrace{\sigma_u \sqrt{2 \frac{dt}{T_L}} \xi}_{\text{terme aléatoire}} \quad (2.39)$$

où T_L est le temps lagrangien de la turbulence, σ_u l'écart-type des fluctuations de vitesse et ξ une variable aléatoire qui suit une loi de probabilité normale de moyenne nulle et de variance égale à 1. Le premier terme de cette équation est un terme de mémoire. Il traduit le fait qu'il existe une corrélation temporelle des vitesses, pendant un temps caractéristique T_L . L'évolution de la vitesse doit donc s'effectuer en tenant compte de cette dépendance par rapport au passé proche de la particule. Le second terme représente le caractère fluctuant de la vitesse dans un écoulement turbulent. Il faut garder à l'esprit que l'équation de Langevin n'est qu'une modélisation particulière du processus de déplacement d'une particule de fluide. Des termes correctifs sont donc parfois ajoutés pour améliorer la prise en compte de certains phénomènes. A partir de l'équation 2.39, la trajectoire de la particule est obtenue en intégrant pas à pas la vitesse instantanée de la particule :

$$\begin{cases} \mathbf{u}(t + dt) = \underbrace{\bar{\mathbf{u}}(t)}_{\text{vitesse précédente}} + \underbrace{\mathbf{u}'(t)}_{\text{variation moyenne}} + \underbrace{\frac{\partial \bar{\mathbf{u}}}{\partial t} dt}_{\text{variation moyenne}} + \underbrace{d\mathbf{u}'}_{\text{variation stochastique}} \\ \mathbf{x}(t + dt) = \mathbf{x}(t) + \mathbf{f}(\mathbf{u}(t), \mathbf{u}(t + dt)) dt \end{cases} \quad (2.40)$$

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

où f est une fonction de pondération entre $\mathbf{u}(t)$ et $\mathbf{u}(t+dt)$, qui dépend du schéma d'advection retenu. Lorsque l'on s'intéresse à la dispersion de particules solides, il est possible de prendre en compte des phénomènes de gravité, d'inertie ou de traînée en ajoutant des termes à l'équation précédente.

Une fois que l'on a déterminé la trajectoire d'un grand nombre de particules, il est nécessaire de calculer la répartition de concentration correspondante. On s'appuie pour cela sur la relation suivante :

$$\bar{c}(\mathbf{x}, t) = p(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}_0, t_0) c(\mathbf{x}_0, t_0) \quad (2.41)$$

où $p(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}_0, t_0)$ est la probabilité qu'une particule, passant à l'emplacement \mathbf{x}_0 de la source à l'instant t_0 , se retrouve au point \mathbf{x} à l'instant t . Si la source n'est pas ponctuelle, il faut intégrer cette relation sur l'ensemble des sources. D'un point de vue pratique, il existe principalement deux méthodes pour calculer la concentration moyenne :

- **Méthode des boîtes** : pour déterminer la probabilité $p(\mathbf{x}, t | \mathbf{x}_0, t_0)$, on lâche un nombre N de particules à l'emplacement \mathbf{x}_0 et à l'instant t_0 , et l'on compte le nombre n de particules qui se trouve à l'instant t dans une "boîte" de volume ΔV centrée sur \mathbf{x} . Si la quantité de polluants rejetée initialement est Q , la concentration s'exprime alors :

$$\bar{c} = \frac{nQ}{N\Delta V} \quad (2.42)$$

Pour un nombre de particule suffisamment grand, le rapport $n / \Delta V$ tend vers une constante indépendante de ΔV . Le volume des boîtes constitue donc un paramètre purement numérique que l'on ajuste en recherchant un compromis entre une bonne résolution spatiale et un nombre de particules pas trop élevé.

- **Méthode des noyaux** : lorsque l'on s'intéresse à la concentration uniquement en quelques points particuliers, il peut être très coûteux en temps de calcul d'utiliser la méthode des boîtes. En effet, compte tenu du caractère aléatoire des trajectoires, il est parfois nécessaire de rejeter un très grand nombre de particules pour que seulement quelques-unes se trouvent dans une boîte à un instant donné. Pour éviter ce type de problème, il est possible d'utiliser la méthode des noyaux (De Haan, 1999). Cette méthode repose sur l'idée que la masse Q/N transportée par chaque particule peut être répartie spatialement de façon à éviter le caractère discret des particules ponctuelles. Pour cela, on affecte à chaque particule une fonction de distribution de concentration, d'écart-type σ_p . (la forme de cette fonction n'est pas essentielle ; une forme gaussienne peut être utilisée). La concentration en un point est alors calculée en superposant la contribution de toutes les particules, de façon similaire à un modèle à bouffées. Cependant, la différence fondamentale par rapport à ce type de modèle est que cette "diffusion" artificielle n'a aucune signification physique et qu'elle ne doit donc pas apparaître dans le résultat final. Elle sert uniquement à lisser le caractère discret des particules. C'est pourquoi σ_p est choisi d'autant plus petit que le nombre de particule est important.

2.3.2.2. *Prise en compte des parois*

La prise en compte des parois dans un modèle lagrangien pose un certain nombre de questions théoriques fondamentales (Durbin, 1983). Une de ces questions est de savoir si la particule (qui représente une particule de fluide) est capable d'atteindre la paroi. En effet, la vitesse moyenne et la fluctuation de vitesse normales à la paroi tendent vers zéro lorsque l'on s'approche de cette paroi. Le temps mis par une particule de fluide pour atteindre la paroi est donc infini et l'on pourrait considérer, d'un point de vue purement théorique, qu'il n'est pas nécessaire d'imposer

de condition à ce niveau. En pratique, il existe plusieurs raisons pour lesquelles on est obligé de traiter la présence des parois :

- La diffusion moléculaire et le mouvement brownien des molécules de l'espèce transportée peuvent conduire des molécules à atteindre la paroi et à réagir avec, générant par exemple un dépôt.
- Lorsque l'on utilise un modèle stochastique pour étudier la dispersion de particules lourdes, il est possible, sous l'effet de l'inertie ou de la gravité, que des particules ne suivent pas le fluide et atteignent la paroi.
- Même si, d'un point de vue théorique, une particule n'est pas censée atteindre la paroi, les erreurs dues à l'intégration numérique de l'équation de Langevin conduisent généralement les particules à entrer en collision avec celle-ci.

Il existe des méthodes plus ou moins complexes pour traiter la présence des parois dans un modèle stochastique (Durbin, 1983). Dans le cas où il n'y a pas de dépôt, on suppose généralement que la particule rebondit de façon élastique sur la paroi. Pour modéliser des phénomènes d'absorption ou de dépôt, il est possible d'éliminer la particule dès qu'elle atteint la paroi ou de la retenir pendant un certain temps avant de la rejeter dans l'écoulement.

2.3.2.3. *Prise en compte d'un gradient de vitesse et de turbulence*

La prise en compte de l'influence d'un gradient de vitesse sur la dispersion ne nécessite pas de modélisation particulière dans les approches lagrangiennes stochastiques. En effet, l'influence du champ de vitesse moyenne sur la dispersion est résolue explicitement au moyen de l'équation 2.40. L'équation de Langevin ne fait quant à elle intervenir que l'écart-type des fluctuations de vitesse.

Lorsqu'il existe un gradient de turbulence (en particulier un gradient de fluctuation de vitesse), il est par contre nécessaire d'introduire un terme supplémentaire dans l'équation de Langevin. Cette équation ne constitue en effet qu'une paramétrisation approchée de l'effet de la turbulence sur la dispersion et ne prend pas en compte tous les phénomènes qui découlent de cette turbulence. Une description des termes additionnels à utiliser dans une turbulence inhomogène est proposée par Legg et Raupach (1982) et par Durbin (1983).

2.3.2.4. *Modélisation des fluctuations – Modèles hybrides lagrangiens-gaussiens*

Un modèle lagrangien stochastique "standard", analogue à celui qui a été présenté dans les paragraphes précédents, ne permet pas d'évaluer les fluctuations de concentration. Le fait de simuler les trajectoires d'un grand nombre de particules peut laisser penser que l'on simule un grand nombre de réalisations de l'écoulement et que, compte tenu de la définition des fluctuations énoncée au paragraphe 2.2.4, il est possible d'en déduire ces fluctuations. Ce n'est pas le cas. Pour cela, il faudrait en effet que chaque particule décrive complètement la forme du nuage instantané, qui est par exemple illustrée sur la Figure 7-a. Or chaque particule ne donne des informations que sur sa position.

Pour contourner ce problème et pouvoir modéliser les fluctuations à l'aide d'un modèle stochastique, il est nécessaire de procéder différemment. Il existe principalement deux approches :

- **Les modèles utilisant des paires de particules** (Durbin, 1980 ; Thomson, 1990) : on peut montrer que l'écart-type de la distribution de concentration peut être retrouvé à partir des statistiques concernant deux particules transportées dans une même réalisation de l'écoulement. En pratique, pour déterminer les fluctuations de concentration en un point, on relâche des paires de particules en ce point, on calcule leurs rétro-trajectoires turbulentes et on détermine la probabilité que les particules soient toutes les deux passées par la source à l'instant du rejet. L'écart-type de concentration au point considéré est alors égal au produit de cette probabilité par le carré de la concentration de la source. Etant donné son coût en temps de calcul, ce type de modèle est aujourd'hui réservé à un usage de recherche.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **Les modèles hybrides lagrangiens-bouffées** (Perkins *et al.*, 1991 ; De Haan, 1999 ; Luhar *et al.*, 2000) : si l'on remplace les particules par des bouffées gaussiennes, il est possible de décrire, pour chaque réalisation, la forme du nuage instantané. En particulier, cela permet de calculer la concentration en un point et à un instant donné pour chaque réalisation de l'écoulement. En effectuant une statistique sur un grand nombre de particules-bouffées, on obtient ainsi la distribution de concentration (et donc les fluctuations) au point considéré. La seule difficulté est que la diffusion d'une bouffée et le mouvement stochastique de ces bouffées constituent deux modélisations de la dispersion turbulente et il faut faire attention de ne pas comptabiliser deux fois le même effet. Pour cela, on décompose le spectre de turbulence en deux parties : l'une qui contribue à la diffusion relative et l'autre qui contribue à la diffusion du centre de masse. La première est modélisée par la diffusion des bouffées et la deuxième par l'advection lagrangienne stochastique du centre de masse de ces bouffées. Les écarts-types des bouffées gaussiennes doivent donc être modifiés pour ne tenir compte que de la diffusion relative (cf. paragraphe 2.3.1.6) tandis que les paramètres de l'équation de Langevin (T_L et σ_u) doivent être corrigés pour ne représenter qu'une partie du spectre d'énergie turbulente. Ce type de modèles est aujourd'hui la meilleure approche opérationnelle pour décrire les fluctuations de concentration.

2.3.2.5. Avantages et inconvénients

Les avantages et inconvénients des modèles lagrangiens stochastiques sont résumés dans le Tableau 4.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Temps de calcul moyen, qui reste compatible avec des problèmes opérationnels où seuls quelques cas sont à étudier. • Permet de traiter un rejet instantané ou continu, variable dans le temps • Permet de traiter n'importe quel type d'écoulement • Bien adapté sur toute la durée du rejet (en particulier au voisinage de la source) 	<ul style="list-style-type: none"> • Calcul très lourd dans le cas d'un grand nombre de sources (le temps de calcul est proportionnel au nombre de sources, contrairement à une approche eulérienne). C'est en particulier le cas en milieu urbain. • Ne permet pas de traiter de longues séries temporelles. • Difficulté d'intégrer la chimie.

Tableau 4 : Avantages et inconvénients d'un modèle lagrangien stochastique.

2.3.3. MODELES NUMERIQUES EULERIENS

2.3.3.1. Généralités

Le principe des modèles numériques eulériens repose sur une résolution de l'équation d'advection-diffusion (sous sa forme 2.5 ou 2.7) par une discrétisation de cette équation en temps et en espace.

La résolution d'une équation aux dérivées partielles, telle que l'équation d'advection-diffusion, suppose qu'on associe à cette équation des conditions initiales en temps et des conditions aux limites du domaine spatial. Si l'on introduit un maillage de l'espace et une discrétisation du temps, il est possible de remplacer le système précédent, composé de l'équation d'advection-diffusion et des conditions initiales et aux limites, par un système discret pour lequel on recherche une solution sur les nœuds du maillage spatio-temporel. Le problème revient alors à résoudre un système (généralement linéaire pour la concentration) de N équations à N inconnues, où ces N inconnues représentent les valeurs de concentration sur les N nœuds du maillage. Les principales méthodes numériques utilisées pour effectuer cette discrétisation du problème sont présentées au paragraphe 2.3.3.2.

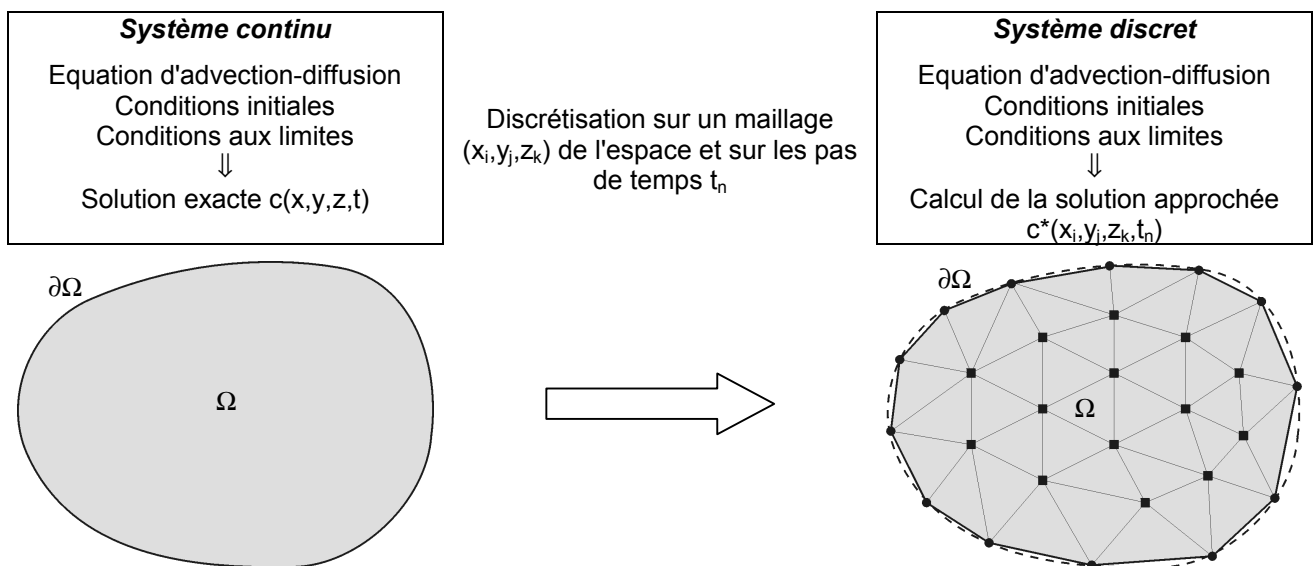


Figure 18 : Schéma de principe de la résolution de l'équation d'advection-diffusion par discrétisation sur un maillage.

Ce type de modèles ne fournit une solution qu'en certains points de l'espace et à certains instants. De plus, en ces points particuliers, la solution obtenue n'est qu'une approximation de la solution exacte du système continu à résoudre, sachant que parfois, le système continu n'est qu'une représentation approchée de la réalité (voir la modélisation de la turbulence au paragraphe 2.3.3.3). A priori, la solution numérique du système discret converge vers la solution du système continu lorsque la résolution du maillage spatio-temporel tend vers zéro.

L'équation d'advection-diffusion fait intervenir la valeur instantanée du vecteur vitesse $\mathbf{u} = \bar{\mathbf{u}} + \mathbf{u}'$. La résolution numérique de cette équation suppose donc que l'on connaisse la vitesse et la turbulence en tout point du maillage choisi. A moins d'utiliser une solution analytique pour le champ de vitesse (ce qui limite à l'étude de situations académiques), ce champ est généralement obtenu par une méthode de résolution eulérienne des équations du mouvement, analogue à celle décrite précédemment, appliquée sur le même maillage de l'espace. Compte

tenu de ces similitudes, les résolutions des équations du mouvement et de l'équation d'advection-diffusion sont dans de nombreux cas effectuées au sein du même modèle. Une conséquence importante du couplage qui existe entre la dispersion turbulente et le champ de vitesse est que la qualité de la solution obtenue pour l'équation d'advection diffusion dépend fortement de la qualité du champ de vitesse utilisé dans l'équation. Ainsi, l'application d'un "bon" modèle eulérien de dispersion sur un champ de vitesse qui ne reproduit pas les principaux effets dynamiques peut conduire à une solution erronée pour la concentration. A ce titre, un des points cruciaux concerne la modélisation de la turbulence de l'écoulement. Nous reviendrons sur ce point au paragraphe 2.3.3.3.

En contrepartie de cette dépendance au champ de vitesse, l'intérêt majeur des modèles eulériens est de pouvoir prendre en compte toute la complexité de ce champ de vitesse dans le transport d'espèces par l'écoulement. Il n'est donc pas nécessaire d'introduire des artifices particuliers pour traiter l'effet d'un gradient de vitesse.

2.3.3.2. Méthodes numériques

Le passage d'un problème aux dérivées partielles continu à un problème discret s'appuie sur les méthodes classiques d'analyse numérique. On distingue trois grandes méthodes pour formuler un problème continu sous forme discrète :

- **La méthode des différences finies** : cette méthode est basée sur une représentation des termes de dérivées partielles par des formules de taux d'accroissement. Par exemple, le gradient de concentration dans la direction x pourra être exprimé sous la forme :

$$\frac{\partial c}{\partial x} \approx \frac{c(x_{i+1}) - c(x_{i-1}))}{x_{i+1} - x_{i-1}} \quad (2.43)$$

L'équation d'advection-diffusion se ramène alors à un système d'équations reliant les concentrations aux nœuds du maillage. Il existe des schémas plus ou moins complexes et plus ou moins précis pour discrétiser les dérivées partielles. Pour résumer, disons que plus le nombre de nœuds mis en jeu pour calculer une dérivée est important, plus le schéma est précis mais plus il est coûteux en temps de calcul.

Les maillages utilisés en différences finies doivent permettre de calculer des taux d'accroissement d'un nœud à l'autre. Ce sont donc des maillages dits "structurés", c'est à dire qu'ils constituent une matrice tridimensionnelle à l'intérieur de laquelle chaque nœud peut être repéré par 3 indices (i,j,k). De tels maillages peuvent dans certains cas être mal adaptés à des géométries complexes car il est difficile de traiter des parois inclinées ou de raffiner uniquement dans certaines zones.

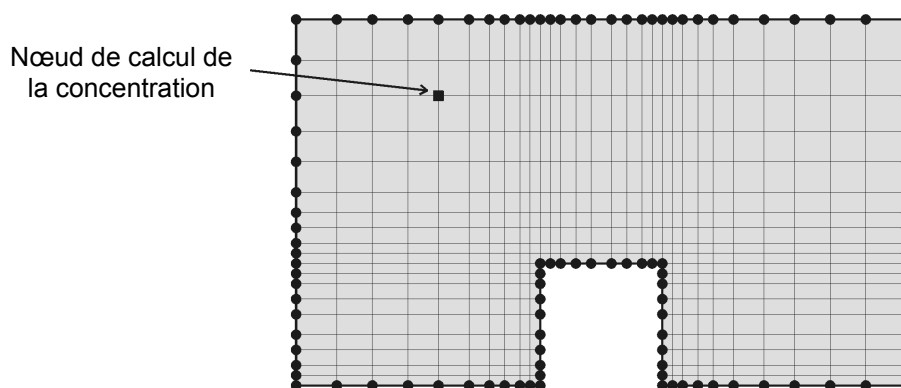


Figure 19 : Maillage de type différences finies.

La méthode des différences finies est souvent utilisée car elle est facile à implémenter. Un de ses inconvénients – l'autre étant le manque de souplesse dans la réalisation des maillages – est qu'elle ne garantit pas la conservation des espèces transportées. Cette limitation peut s'avérer problématique dans la résolution de l'équation d'advection-diffusion.

- **La méthode des volumes finis** : cette méthode est basée sur l'application du principe variationnel sur le volume d'une maille. Les dérivées spatiales sont alors transformées en termes de flux à travers les parois de la maille, ce qui revient à résoudre une équation bilan de l'espèce sur chaque maille du domaine. L'intérêt majeur est qu'il n'y a pas de dérivées partielles à estimer. D'un point de vue pratique, cette méthode garantit la conservation des espèces transportées. Elle sera donc souvent privilégiée par rapport à une méthode de différences finies. De plus, cette méthode peut être mise en œuvre sur tout type de maillage et n'est donc pas limitée à des maillages structurés.

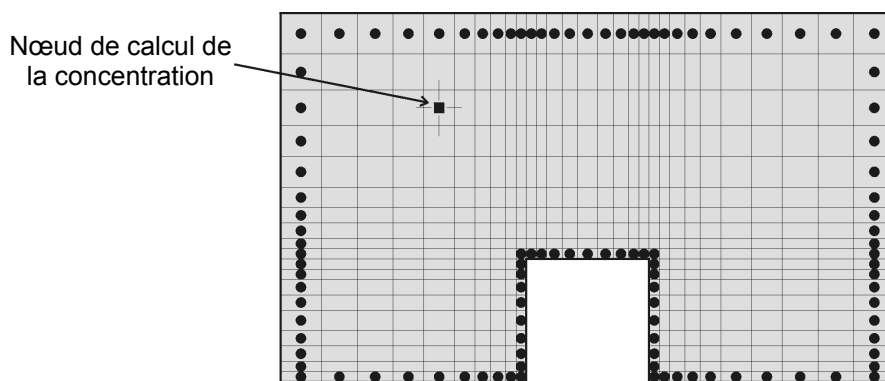


Figure 20 : Maillage de type volumes finis. Les variables sont localisées aux centres des mailles.

- **La méthode des éléments finis** : la méthode des éléments finis s'appuie sur l'application du principe variationnel sur des maillages non-structurés basés sur des triangles ou des tétraèdres (cf Figure 21). L'intérêt principal de cette méthode repose sur la souplesse des maillages utilisés qui permettent de traiter n'importe quel type de géométrie en raffinant uniquement les zones souhaitées. L'inconvénient, qui résulte de cette souplesse, réside dans la complexité à mettre en œuvre et à utiliser ce type de méthodes.

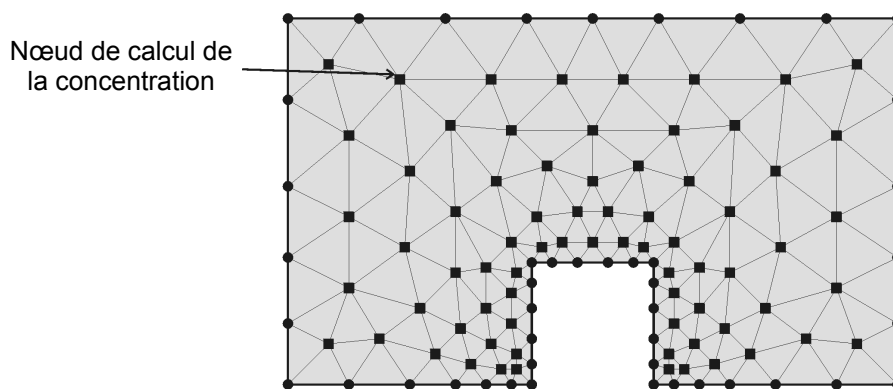


Figure 21 : Maillage de type éléments finis.

Une fois que l'on a défini la méthode de discrétisation de l'équation d'advection-diffusion, il est nécessaire de spécifier les conditions aux limites du domaine de calcul. En effet, il n'est pas possible d'appliquer les méthodes précédentes aux points situés en frontière du domaine car ces points n'ont pas de voisins qui permettraient de calculer des dérivées partielles ou des flux. Les conditions aux limites ont pour objectif soit de représenter une frontière réelle (paroi solide, interface gaz-liquide), soit de représenter une frontière fictive, c'est-à-dire une frontière qui

existe uniquement parce que le maillage s'arrête à un endroit donné du fluide. Les principales conditions que l'on peut imposer sont les suivantes :

- **Conditions de concentration imposée (condition de Dirichlet)** : la valeur de concentration est imposée par l'utilisateur aux nœuds de frontière. Cette condition s'applique généralement aux nœuds où du fluide entre dans le domaine.
- **Condition de flux imposé (condition de Neumann)** : cette condition permet par exemple de garantir un flux nul au travers d'une paroi solide, en imposant un gradient de concentration nul dans la direction normale à la paroi. Cette condition peut également être utilisée pour traiter des sources de polluants situées en paroi.
- **Condition d'échange** : cette condition consiste à imposer une loi d'échange particulière, pour gérer le flux à l'interface entre deux fluides (exemple de l'interface air-mer) ou entre deux zones distinctes (exemple de l'échange entre l'intérieur et l'extérieur d'un bâtiment). Dans ce cas, on impose la concentration à l'extérieur du domaine et le flux en frontière est déterminé par la loi d'échange.

Lorsque l'espèce transportée n'est pas rejetée en frontière du domaine mais à l'intérieur de celui-ci, il n'est pas possible de traiter ce rejet à l'aide des conditions aux limites. Pour cela, on ajoute un terme source à l'équation d'advection-diffusion discrétisée. Ainsi, à chaque pas de temps, un incrément de concentration est ajouté à la concentration déjà calculée dans la ou les mailles où s'effectue le rejet, pour tenir compte de la quantité rejetée pendant le pas de temps. L'inconvénient majeur de cette méthode est que la quantité rejetée est immédiatement diluée sur tout le volume de la maille concernée alors que dans la réalité, il faut un certain temps avant que cette dilution se réalise. Les erreurs dues à ce phénomène peuvent être très importantes lorsque la taille des mailles est grande devant les dimensions de la source (c'est typiquement le cas dans l'atmosphère). Pour éviter ce problème, il est possible soit de raffiner le maillage au niveau de la source (mais cela peut rapidement s'avérer très coûteux), soit d'effectuer un couplage avec un modèle gaussien ou un modèle lagrangien pour la prise en compte du début du rejet.

2.3.3.3. Modélisation de la turbulence

L'équation d'advection-diffusion fait intervenir les valeurs instantanées de vitesse turbulente, que ce soit dans l'équation 2.5 ou 2.7. Or il est rarement possible de mesurer expérimentalement ce champ de vitesse pour l'introduire dans l'équation. On est donc amené à utiliser un modèle d'écoulement permettant de calculer le champ de vitesse en chaque nœud du maillage choisi pour résoudre l'équation d'advection-diffusion. Pour cela, il existe une multitude d'approche plus ou moins complexes.

Si l'on souhaite résoudre la forme instantanée de l'équation d'advection-diffusion, il est nécessaire de décrire l'évolution instantanée du champ turbulent de vitesse. Pour cela, on utilise une approche, appelée *Simulation Numérique Directe* (DNS), qui consiste à résoudre les équations de Navier-Stokes dans leur forme la plus générale, en considérant toutes les échelles de la turbulence. Cette méthode est certainement la plus proche d'une résolution exacte mais elle nécessite une discrétisation spatiale très fine, qui génère des temps de calcul excessivement longs et limite son application à des nombres de Reynolds peu élevés. Son usage est donc aujourd'hui restreint à des études fondamentales.

Une autre approche, appelée *simulation des grandes échelles* (Large Eddy Simulation ou LES) est basée sur une résolution explicite des grandes structures de la turbulence, couplée à une paramétrisation statistique de l'effet des petites structures. La résolution spatiale du maillage constitue un filtre qui permet de ne modéliser que les tourbillons dont le diamètre est supérieur à la taille de la maille. La contribution des petits tourbillons sur la diffusion turbulente est prise en compte par un modèle de sous-maille. Les modèles LES sont particulièrement adaptés à l'étude de la turbulence atmosphérique, pour laquelle ils ont initialement été développés (Deardorff, 1970 ; Redelsperger et Sommeria, 1981). Ils restent néanmoins encore trop lourds à mettre en œuvre pour la plupart des applications pratiques.

L'approche la plus couramment utilisée pour simuler les écoulements et la dispersion turbulents est la modélisation statistique des équations de Navier-Stokes (RANS). En effet, dans la plupart des problèmes, il n'est pas nécessaire de calculer l'évolution instationnaire des différentes variables et il suffit de déterminer la valeur moyenne de chacune de ces variables pour un grand nombre de réalisations de l'écoulement. Pour cela, on utilise les équations d'évolution des grandeurs moyennes, obtenues à partir des équations instantanées (démarche analogue pour l'écoulement au passage de l'équation 2.5 à l'équation 2.7). En raison de la non-linéarité du problème, des termes de corrélation entre les fluctuations des grandeurs turbulentes apparaissent dans ces équations. Il est alors nécessaire de paramétrer ces termes à l'aide d'un modèle de turbulence. La modélisation statistique est une approche qui ne permet pas de détailler les caractéristiques de la turbulence. Cependant, elle s'avère souvent être un bon outil pour l'étude des champs moyens, en particulier lorsque l'on s'intéresse aux écoulements autour de géométries complexes. C'est pourquoi nous nous intéresserons essentiellement à cette approche en présentant les principaux modèles de turbulence utilisés.

Le principe général d'un modèle de turbulence est de fournir une paramétrisation des termes de flux turbulent qui interviennent dans l'équation 2.7. Une première approche consiste à exprimer une équation d'évolution de ces termes en repartant de l'équation instantanée 2.5. Malheureusement, cette nouvelle équation fait intervenir de nouvelles inconnues sous formes de corrélations triples entre les fluctuations des grandeurs turbulentes. Il faut alors paramétrer ces corrélations ou bien exprimer une équation d'évolution de ces grandeurs, sachant qu'elle fera elle-même intervenir des corrélations quadruples. On comprend que cette démarche peut être poursuivie indéfiniment sans que l'on arrive à "fermer" le problème. Il faut donc, à un moment donné, choisir de paramétrer les corrélations plutôt que d'en exprimer une nouvelle équation d'évolution. C'est ce qui définit l'ordre du modèle de fermeture : une paramétrisation des corrélations doubles constitue un modèle au premier ordre, une paramétrisation des corrélations triples un modèle au deuxième ordre. En pratique, plus l'ordre du modèle est élevé, plus il est difficile d'obtenir des informations expérimentales pour paramétrer les corrélations correspondantes. C'est pourquoi la plupart des modèles utilisent une fermeture au premier ordre, qui consiste à exprimer les flux turbulents en fonction du gradient des grandeurs moyennes :

$$\overline{u'c'} = -K\tilde{N}\bar{c} \quad (2.44)$$

où K est un tenseur de diffusivité turbulente, que l'on suppose généralement diagonal. Pour exprimer les coefficients diagonaux K_i , nous distinguerons deux types de paramétrisations :

- **Les paramétrisations semi-empiriques** : lorsque l'on s'intéresse à des écoulements particuliers, il est parfois possible de décrire une loi d'évolution spatiale de K_i à partir de grandeurs mesurées. Dans le cas de l'atmosphère, de telles paramétrisations existent pour décrire la diffusivité turbulente dans la couche limite. On peut citer en particulier le modèle d'O'Brien (1970), basé sur un profil analytique dont les paramètres sont la vitesse de frottement et la turbulence dans l'atmosphère libre.
- **Les paramétrisations reliant K_i aux grandeurs de l'écoulement** : une autre approche consiste à exprimer la diffusivité turbulente en fonction des grandeurs turbulentes de l'écoulement, calculées au point considéré. Une des méthodes les plus utilisées est le modèle k - ε (Launder et Spalding, 1972), dans lequel K_i s'exprime sous la forme :

$$K_i = c_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (2.45)$$

où k est l'énergie cinétique turbulente, ε est le taux de dissipation de cette énergie et c_μ une constante. Les variables k et ε sont obtenus à partir de deux équations d'évolution résolues par le modèle d'écoulement. On peut citer d'autres paramétrisations de la diffusivité turbulente, basées sur la longueur de mélange ou encore sur un traitement anisotrope des différents flux turbulents.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Les méthodes de fermeture, basées sur l'utilisation d'un coefficient de diffusivité turbulente, présentent cependant l'inconvénient majeur de ne pas représenter correctement la diffusion turbulente au voisinage des sources. Nous avons en effet montré, au paragraphe 2.2.3, que la taille d'un nuage de polluant constitue un filtre pour les échelles de turbulence susceptibles de contribuer à sa dispersion, si bien que la contribution des différentes échelles est différente au fur et à mesure que le nuage grossit. Dans une approche eulérienne, il n'est pas possible de connaître l'historique des polluants présents à un endroit et à un instant donné si bien que l'on ne peut pas prendre en compte cet effet de filtrage. Cela signifie que les modélisations eulériennes de la dispersion turbulente ne sont pas adaptées au voisinage des sources (temps de diffusion inférieur au temps lagrangien).

Il faut enfin noter qu'il est possible, dans certains modèles eulériens, de simuler la variance des fluctuations de concentration, en résolvant une équation de transport pour cette grandeur. Une telle équation fait là encore intervenir des termes de flux turbulent à paramétrer.

2.3.3.4. *Avantages et inconvénients*

Les avantages et inconvénients des modèles eulériens sont résumés dans le Tableau 6.

<i>Avantages</i>	<i>Inconvénients</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Permet de tenir compte de toute la complexité du champ de vitesse (gradient de vitesse, présence de parois, ...) et de la cinétique du rejet. • Temps de calcul indépendant du nombre de sources dans l'écoulement (à condition que l'on s'intéresse à la même espèce transportée) • Facilité d'intégrer des effets spécifiques (dépôt, réactions physico-chimiques, ...) 	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de calcul relativement important. • Nécessite une résolution globale dans tout l'espace, même lorsque l'on ne s'intéresse qu'à la concentration en un point. • Qualité du résultat qui dépend de la qualité du champ de vitesse utilisé. En particulier, il dépend de la paramétrisation de la turbulence de l'écoulement. • Les méthodes de fermeture utilisant un coefficient de diffusivité turbulente ne sont pas adaptées au voisinage des sources. • Problème de diffusion numérique due au schéma de discrétisation et à la résolution du maillage.

Tableau 5 : *Avantages et inconvénients d'un modèle numérique eulérien.*

2.3.4. **MODELISATION PHYSIQUE**

2.3.4.1. *Principe*

La modélisation expérimentale en soufflerie ou en veine hydraulique constitue un outil indispensable dans de nombreux domaines de la mécanique des fluides. En s'appuyant sur la notion de similitude, elle permet d'étudier les phénomènes physiques réels sur des maquettes à une échelle différente de la réalité. L'intérêt est de pouvoir ramener un problème complexe à l'échelle et dans les conditions d'un laboratoire, et donc de pouvoir disposer de moyens d'investigation et de mesure performants. Elle permet également de prendre en compte des configurations géométriques très détaillées, qu'il est encore difficile de modéliser numériquement. Pour ces différentes raisons, la simulation en soufflerie présente un intérêt particulier pour l'étude de l'atmosphère. L'écoulement et la dispersion sur des sites complexes de plusieurs kilomètres (sites industriels, zones urbaines, ...) peuvent être reproduits sur des

maquettes de quelques mètres représentant les moindres détails. La modélisation physique constitue alors un moyen d'analyse des processus turbulents instationnaires et permet d'étudier des phénomènes tels que la dispersion des polluants ou le comportement des contraintes du vent sur les bâtiments ou les ouvrages d'art.

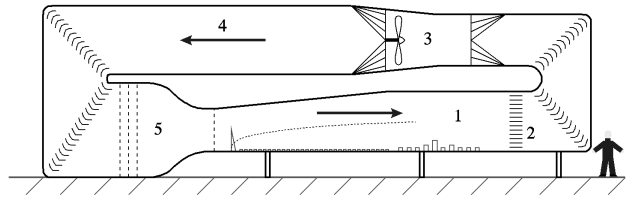
La modélisation expérimentale en soufflerie ou en veine hydraulique repose sur la notion de similitude. La similitude consiste à reproduire le comportement d'un écoulement en modifiant les échelles caractéristiques des paramètres tout en conservant les phénomènes physiques mis en jeu. On modifie en particulier l'échelle de longueur pour pouvoir reproduire des phénomènes atmosphériques sur une maquette de taille réduite. L'écriture de l'équation de Navier-Stokes adimensionnée (voir chapitre 3) fait intervenir une série de nombres caractéristiques qui expriment l'importance relative des différents phénomènes physiques. Si l'on modifie les échelles caractéristiques (longueur, vitesse, ...) de façon à ce que ces nombres restent inchangés, on constate que la solution de l'équation est identique. La reproduction à échelle réduite d'un écoulement doit donc garantir que les nombres sans dimension sont conservés par le changement d'échelle. Malheureusement, dans la plupart des cas, il est impossible de satisfaire cette condition simultanément pour les différents paramètres. On choisit alors de reproduire en priorité les phénomènes prépondérants :

- **Nombre de Rossby $Ro = U/LW$** : le nombre de Rossby correspond aux effets de la rotation de la Terre. Comme il est très difficile de reproduire ce phénomène à échelle réduite, on considère habituellement que le champ d'application des souffleries ou des veines hydrauliques est limité aux nombres de Rossby élevés. Cela correspond à des domaines d'étude inférieurs à quelques kilomètres.
- **Nombre de Froude $Fr = U^2/gL$** : la conservation du nombre de Froude est importante pour l'étude des écoulements en présence d'effets de gravité ou d'effets thermiques (écoulements stratifiés, rejets chauds, ...). Malheureusement, il est rarement possible de conserver simultanément le nombre de Froude et le nombre de Reynolds. Dans de telles situations, on choisira de reproduire le phénomène que l'on juge prépondérant.
- **Nombre de Reynolds $Re = UL/\nu$** : le nombre de Reynolds représente l'importance des effets turbulents dans l'écoulement. Il est donc essentiel dans la simulation de la dispersion turbulente. Pour compenser une modification de l'échelle de longueur L , liée au passage à une échelle réduite, on peut soit modifier la vitesse du fluide, soit sa viscosité, en utilisant de l'eau à la place de l'air. La similitude exacte sur le nombre de Reynolds est cependant impossible pour des écoulements atmosphériques. En effet, le rapport des échelles de longueur entre la réalité et la maquette est généralement compris entre 100 et 10000. Etant donné que le rapport des échelles de vitesse reste de l'ordre de 1 et que le rapport des viscosités cinématiques est limité à 15 si l'on utilise de l'eau à la place de l'air, il est impossible de conserver le nombre de Reynolds. Les valeurs de Re obtenues en soufflerie ou en veine hydraulique sont généralement inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles observées dans l'atmosphère. Cette similitude partielle est cependant compatible avec l'étude de la dispersion turbulente. En effet, la variation du nombre de Reynolds dans un écoulement turbulent affecte principalement la taille des plus petites structures, c'est-à-dire des petits tourbillons. Or nous avons montré, au paragraphe 2.2.3, que les petits tourbillons contribuent très peu à la dispersion turbulente d'une bouffée de polluants. La similitude partielle sur le nombre de Reynolds a donc peu d'effet sur l'étude du champ moyen de concentration. Par contre, la troncature du spectre et l'atténuation des petites structures peut altérer sensiblement l'étude des fluctuations de concentration.

2.3.4.2. **Mise en œuvre**

En pratique, une soufflerie ou une veine hydraulique est une conduite à l'intérieur de laquelle le fluide est mis en mouvement par un ventilateur ou une pompe. Des exemples de soufflerie et de veine hydraulique sont présentés sur la Figure 22.

Soufflerie atmosphérique du LMFA/ECL



- 1) Veine d'essai
- 2) Echangeurs thermiques
- 3) Ventilateur
- 4) Divergent
- 5) Chambre de tranquillisation, convergent et grille de turbulence

b) Veine hydraulique de Météo-France

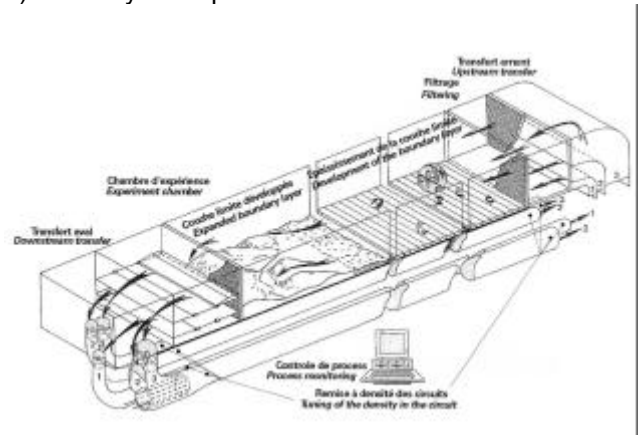


Figure 22 : Soufflerie atmosphérique de l'Ecole Centrale de Lyon (a) et veine hydraulique de Météo-France (b).

Pour reproduire en soufflerie ou en veine hydraulique un écoulement amont représentatif de la couche limite atmosphérique, plusieurs artifices techniques sont utilisés. Une grille de turbulence est placée sur toute la section d'entrée pour créer une turbulence de fond. Des ailerons placés au sol permettent de générer des gros tourbillons tandis que de la rugosité (petits cubes) est installée sur une distance de plusieurs mètres afin d'obtenir un profil de vitesse représentatif. En changeant la taille de ces éléments, il est possible de simuler artificiellement différentes conditions : zone de campagne, zone péri-urbaine, zone de centre urbain, ...

La maquette du site à étudier est placée en aval de ce dispositif. Les mesures sont réalisées avec différentes techniques dont le choix dépend de l'installation et du problème à étudier : tube de Pitot, micro-moulinet, fil chaud, anémométrie laser, anémométrie par image de particule pour la vitesse ; analyseur de gaz, analyseur d'hydrocarbures, traitement d'image pour la concentration en polluants.

2.3.4.3. Avantages et inconvénients

Les avantages et inconvénients de la modélisation physique sont résumés dans le Tableau 6.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Reproduction réaliste de la complexité naturelle des phénomènes. • Permet de traiter des configurations géométriques complexes. • Permet facilement d'effectuer des études de sensibilité par rapport aux paramètres du problème. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût souvent élevé (en raison du coût des maquettes). • Limitation à des échelles locales. • Pas de reproduction de la variabilité naturelle des conditions météorologiques. • Pas de chimie, de dépôt ou de modélisation des particules (en similitude).

Tableau 6 : Avantages et inconvénients de la simulation physique.

2.4. RESUME SUR LA DISPERSION TURBULENTE

L'étude de la répartition d'une espèce dans un fluide, en particulier lorsque celui-ci est en écoulement, repose sur la notion de **concentration**. L'évolution de la concentration est due aux phénomènes d'**advection** par l'écoulement et de **diffusion moléculaire**. La **dispersion turbulente** est un mécanisme qui résulte de l'effet conjugué de l'advection et de la diffusion moléculaire. C'est un processus de dilution beaucoup plus efficace que la diffusion moléculaire. Il dépend des caractéristiques turbulentes de l'écoulement.

L'**équation d'advection-diffusion** est l'équation d'évolution de la concentration. Dans le cas d'un écoulement turbulent sans vitesse moyenne et d'un rejet instantané ponctuel, elle admet une **solution analytique** pour la concentration sous forme d'une distribution **gaussienne** dans l'espace. L'étalement d'un nuage de polluant est influencé par les différentes échelles de turbulence présentes sous forme de tourbillons dans l'écoulement. Les tourbillons de taille inférieure ou égale au nuage contribuent au mécanisme de **diffusion relative** (diffusion d'un nuage instantané autour de son centre de masse). Les tourbillons plus gros que le nuage instantané contribuent au déplacement de son centre (**diffusion du centre de masse**). La diffusion totale, correspondant à la **moyenne d'ensemble** sur un grand nombre de **réalisations** de la dispersion du nuage instantané, correspond à la somme de la diffusion relative et de la diffusion du centre de masse.

L'écart entre une réalisation particulière et le comportement moyen du nuage définit la notion de **fluctuation de concentration**. Au voisinage de la source, les fluctuations sont principalement dues à la diffusion du centre de masse (phénomène de battement) alors que pour des temps de diffusion plus importants, elles sont dues majoritairement à la diffusion relative.

Un gradient de vitesse moyenne peut augmenter fortement la dispersion turbulente dans la direction normale au gradient.

Il existe principalement quatre grandes **techniques de modélisation** de la dispersion turbulente :

- **Les modèles gaussiens** : ils sont basés sur des solutions analytiques de l'équation d'advection-diffusion couplées avec des paramétrisations semi-empiriques des principaux phénomènes physiques. On distingue les modèles de panache et les modèles à bouffées. Les modèles gaussiens fournissent une modélisation rapide adaptée aux études opérationnelles mais ne permettent pas de traiter directement des écoulements complexes.
- **Les modèles lagrangiens** : basés sur le suivi des trajectoires d'un grand nombre de particules dans l'écoulement, ils permettent de bien modéliser l'influence de la turbulence sur la dispersion. Couplé à un modèle à bouffées, ils peuvent permettre de déterminer les fluctuations de concentration. Le temps de calcul peut néanmoins être important lorsque l'on étudie un grand nombre de sources.
- **Les modèles eulériens** : basés sur la résolution de l'équation d'advection-diffusion sur un maillage, ces approches permettent de prendre en compte toute la complexité de l'écoulement. Elles peuvent cependant s'avérer coûteuse en temps de calcul et ne sont pas adaptées au voisinage des sources.
- **Les expériences en soufflerie ou en veine hydraulique** : basées sur les principes de similitude (reproduction des phénomènes sur des maquettes à échelle réduite), elles permettent de prendre en compte des écoulements turbulents très complexes. Elles sont cependant limitées à l'étude de la couche limite atmosphérique aux échelles locales (inférieures à quelques kilomètres).

3. METEOROLOGIE LOCALE

La dispersion des polluants dans l'atmosphère est due principalement à l'action du vent et de la turbulence qui transportent et diluent ces polluants. Afin de pouvoir comprendre les mécanismes de dispersion atmosphérique, il est donc nécessaire de décrire les caractéristiques de l'atmosphère et des principaux phénomènes météorologiques. Dans le premier paragraphe, nous présentons une vue générale de ces phénomènes. Dans le second paragraphe nous détaillons les caractéristiques de la couche limite atmosphérique sur un sol plat. Enfin, dans le troisième et le quatrième paragraphe nous décrivons comment ces caractéristiques sont modifiées en présence de relief et d'obstacles.

3.1. GENERALITES

L'atmosphère est un système vaste et complexe au sein duquel il existe une multitude de phénomènes couplés. Une des difficultés, pour un modélisateur qui souhaite étudier un phénomène aussi spécifique que la dispersion de polluants à partir d'un site industriel, est d'isoler les phénomènes réellement déterminants pour la compréhension et la simulation du problème posé. L'objectif de ce paragraphe est, tout en rappelant un certain nombre de notions de base, de situer la part du système atmosphérique mise en jeu dans la dispersion à l'échelle locale.

3.1.1. LES DIFFERENTES ZONES DE L'ATMOSPHERE

En raison du champ de pesanteur, orienté selon la verticale, l'atmosphère a tendance à s'organiser en couches stratifiées horizontalement. Les variations verticales de la température permettent de diviser l'atmosphère en plusieurs zones. Jusqu'à une altitude moyenne de 15 km (tropopause), la température décroît continuellement à raison d'environ 6,5°C par kilomètre. Cette zone appelée *troposphère*, est le siège de la plupart des phénomènes météorologiques et contient quasiment toute la vapeur d'eau présente dans l'atmosphère. Au-delà de la *tropopause*, la température augmente puis diminue plusieurs fois, formant plusieurs zones appelées *stratosphère*, *mésosphère*, *thermosphère* et *exosphère*.

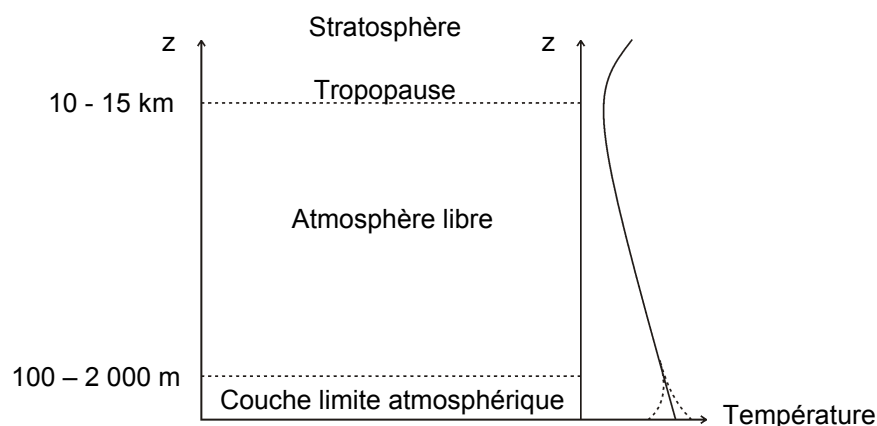


Figure 23 : Différentes zones de l'atmosphère. La partie droite de la figure illustre le profil vertical de température.

Dans la troposphère, la circulation générale de l'air à l'échelle planétaire est provoquée par un déséquilibre du bilan radiatif entre l'équateur et les pôles. En raison de la forme ellipsoïdale de la Terre, les régions équatoriales reçoivent plus de rayonnement solaire que les régions polaires

et il en résulte un flux de chaleur entre ces régions. Compte tenu de la faible efficacité des transferts de chaleur à l'intérieur des roches terrestres, les flux thermiques se font essentiellement par convection au sein des océans et de l'atmosphère. Les mouvements atmosphériques ainsi créés sont perturbés par deux effets : le frottement des masses d'air sur la surface du sol qui freine le mouvement ; la force de Coriolis (liée à la rotation de la Terre) qui dévie les flux d'air. La contribution relative de ces deux effets permet de distinguer, du point de vue dynamique, deux zones au sein de l'atmosphère :

- **L'atmosphère libre**, où les effets du frottement sur la surface de la Terre sont négligeables.
- **La couche limite atmosphérique (CLA)**, située au voisinage du sol et dans laquelle le frottement devient progressivement prépondérant par rapport à la force de Coriolis. La hauteur de la couche limite atmosphérique varie approximativement entre 100 m et 2000 m. Une description détaillée de cette zone est présentée au paragraphe 3.2.

Lorsqu'un nuage de polluant se disperse dans l'atmosphère, son extension verticale augmente au cours du temps ou lorsque la distance qu'il a parcourue augmente. Tant que le temps depuis le rejet ne dépasse pas quelques heures ou que la distance parcourue reste inférieure à une dizaine de kilomètres, on peut considérer que l'extension verticale du nuage est inférieure à la hauteur de la couche limite atmosphérique. Cela signifie que dans la plupart des problèmes relatifs à l'impact à courte distance (ou à court terme) d'un rejet dans l'atmosphère, la majeure partie des phénomènes de dispersion se développent au sein de la couche limite. C'est pourquoi nous consacrerons à cette zone le paragraphe 3.2.

Pour autant, si la majeure partie de la dispersion se développe dans la couche limite, l'écoulement atmosphérique dans cette couche peut être influencé par des phénomènes se déroulant dans toute la troposphère. Nous présentons rapidement, au paragraphe 3.1.2.2, un tour d'horizon des principaux phénomènes atmosphériques.

3.1.2. LES VARIABLES UTILISEES

L'analyse de l'écoulement de l'air dans l'atmosphère fait intervenir plusieurs grandeurs physiques importantes.

3.1.2.1. Le vent

Le vecteur vitesse du vent \mathbf{u} est la première variable à considérer dans l'étude du mouvement atmosphérique. L'évolution de la vitesse dans l'espace et dans le temps est régie par l'équation de Navier-Stokes :

$$\underbrace{\frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t}}_{\text{terme instationnaire}} + \underbrace{\mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{u}}_{\text{terme d'advection}} = - \underbrace{\frac{1}{\rho} \tilde{\mathbf{N}} P}_{\text{terme de pression}} + \underbrace{\mathbf{g}}_{\text{terme de gravité}} - \underbrace{2\mathbf{W} \times \mathbf{u}}_{\text{terme de Coriolis}} + \underbrace{\frac{\nu \Delta \mathbf{u}}{\rho}}_{\text{terme de frottement visqueux}} \quad (3.1)$$

où P représente la pression, ρ la masse volumique de l'air, \mathbf{g} l'accélération de la pesanteur, \mathbf{W} la vitesse angulaire de rotation de la Terre et ν la viscosité cinématique de l'air. Afin de mettre en évidence l'importance relative des différents termes de cette équation, il est utile de la reformuler en adimensionnant les différentes variables par des échelles caractéristiques de l'atmosphère : la vitesse U_0 , la masse volumique ρ_0 , la pression P_0 et la norme de la vitesse angulaire de la Terre Ω_0 . L'équation prend alors la forme adimensionnelle :

$$\frac{\partial \mathbf{u}^+}{\partial t^+} + \mathbf{u}^+ \cdot \nabla^+ \mathbf{u}^+ = - \frac{P_0}{\rho_0 U_0^2} \frac{1}{\rho^+} \tilde{\mathbf{N}}^+ P^+ - \frac{g L_0}{U_0^2} \mathbf{i}_z - \frac{\Omega_0 L_0}{U_0} 2 \mathbf{i}_\Omega \times \mathbf{u}^+ + \frac{\nu}{U_0 L_0} \Delta^+ \mathbf{u}^+ \quad (3.2)$$

où les variables adimensionnées sont notées avec un +. Cette équation fait apparaître des nombres sans dimension qui expriment l'importance relative des différents phénomènes :

- **Le nombre d'Euler** $Eu^2 = \frac{\rho_0 U_0^2}{P_0}$: rapport entre les effets d'inertie et les effets de pression.
- **Le nombre de Froude** $Fr = \frac{gL_0}{U_0^2}$: rapport entre les effets d'inertie et les effets de gravité, il est souvent exprimé en fonction du gradient de température. Il joue un rôle important dans les mouvements verticaux associés à la stratification thermique.
- **Le nombre de Rossby** $Ro = \frac{U_0}{L_0 \Omega_0}$: rapport entre les effets d'inertie et les effets de Coriolis. On remarque qu'aux échelles locales (L_0 petit), le nombre de Rossby est grand ce qui signifie que les effets de la force de Coriolis sont négligeables.
- **Le nombre de Reynolds** $Re = \frac{U_0 L_0}{\nu}$: rapport entre les effets d'inertie et les effets visqueux. Les valeurs élevées du nombre de Reynolds dans l'atmosphère ($>10^6$) indiquent que les écoulements atmosphériques sont fortement turbulents.

Le caractère turbulent du mouvement atmosphérique se traduit par des fluctuations importantes de la vitesse du vent observée en un point donné. Afin de distinguer le comportement moyen des fluctuations, on décompose souvent le vecteur vitesse instantanée comme la somme de deux termes :

$$\mathbf{u} = \bar{\mathbf{u}} + \mathbf{u}' \quad (3.3)$$

où $\bar{\mathbf{u}}$ représente la vitesse moyenne et \mathbf{u}' la fluctuation de vitesse. Si l'on analyse la structure d'un écoulement turbulent, on constate qu'il est constitué d'une multitude de tourbillons de différentes échelles spatiales et temporelles. Chacune de ces échelles caractéristiques correspond à un type de phénomène. La Figure 24 illustre toute la gamme des phénomènes associés aux différentes échelles. On constate en particulier qu'il existe une corrélation entre l'échelle de temps et l'échelle spatiale des différents phénomènes, ce qui nous donne une idée de la vitesse caractéristique des mouvements d'air correspondants. Cela signifie également que plus la dimension caractéristique d'un phénomène est importante, plus le temps caractéristique de ce phénomène est long.

Même s'il existe des phénomènes associés à chaque échelle, il a été observé que l'énergie turbulente de l'air atmosphérique n'est pas répartie uniformément sur toutes ces échelles. Sur la gamme des échelles de temps inférieures à la semaine, la répartition d'énergie turbulente en fonction des échelles de temps est illustrée sur la Figure 25. On remarque qu'il existe deux gammes d'échelles qui contiennent beaucoup d'énergie, séparées par une zone peu énergétique, correspondant à une période caractéristique d'une heure. La première gamme correspond aux changements météorologiques associés au cycle jour-nuit et au passage des perturbations atmosphériques. La deuxième gamme correspond à la turbulence de petite échelle. Grâce à cette séparation, il sera possible de modéliser indépendamment les deux gammes d'échelles. Pour un temps de l'ordre de l'heure – qui correspond au temps caractéristique de transport des polluants sur des distances de l'ordre de quelques kilomètres – on pourra admettre que les variations météorologiques sont suffisamment lentes pour être supposées constantes et que la turbulence est suffisamment rapide pour être paramétrée par des modèles de turbulence.

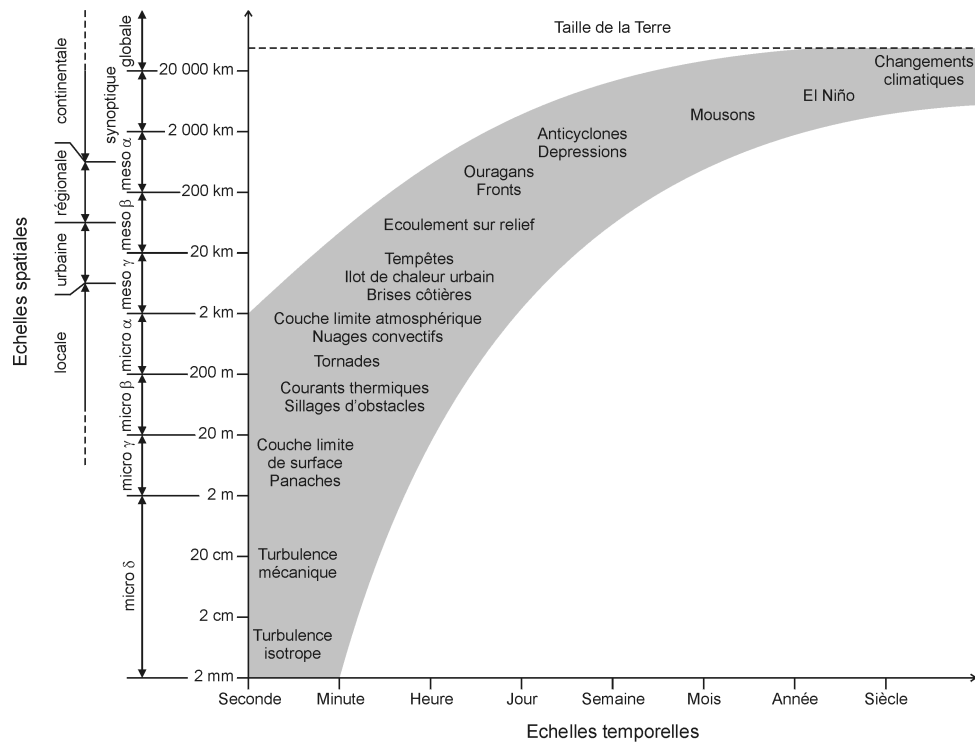


Figure 24 : Différentes échelles spatiales et temporelles des phénomènes dans l'atmosphère.

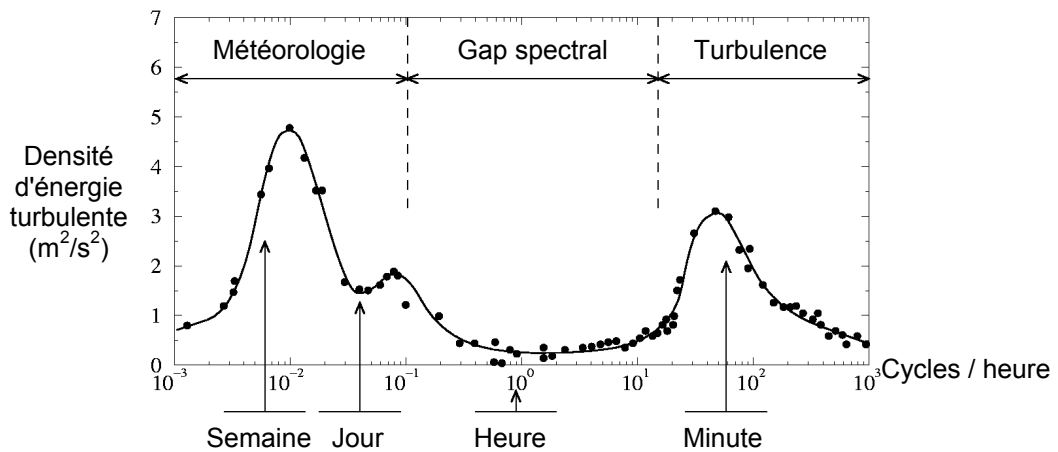


Figure 25 : Spectre d'énergie turbulente atmosphérique (d'après Van der Hoven, 1957).

3.1.2.2. La pression

La pression est une grandeur essentielle dans l'étude du mouvement de l'air atmosphérique. A moyenne et grande échelle (distances caractéristiques supérieures à quelques dizaines de kilomètres), il est souvent possible de négliger les mouvements verticaux de l'air devant les mouvements horizontaux. La projection verticale de l'équation 3.1 prend alors une forme simplifiée qui permet de caractériser les variations verticales de la pression :

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g \tag{3.4}$$

Cet équilibre, appelé *équilibre hydrostatique*, est marqué par une décroissance de la pression avec l'altitude. Comme la masse volumique varie en fonction de la pression, cette décroissance n'est pas linéaire et suit plutôt le comportement illustré sur la Figure 26-a.

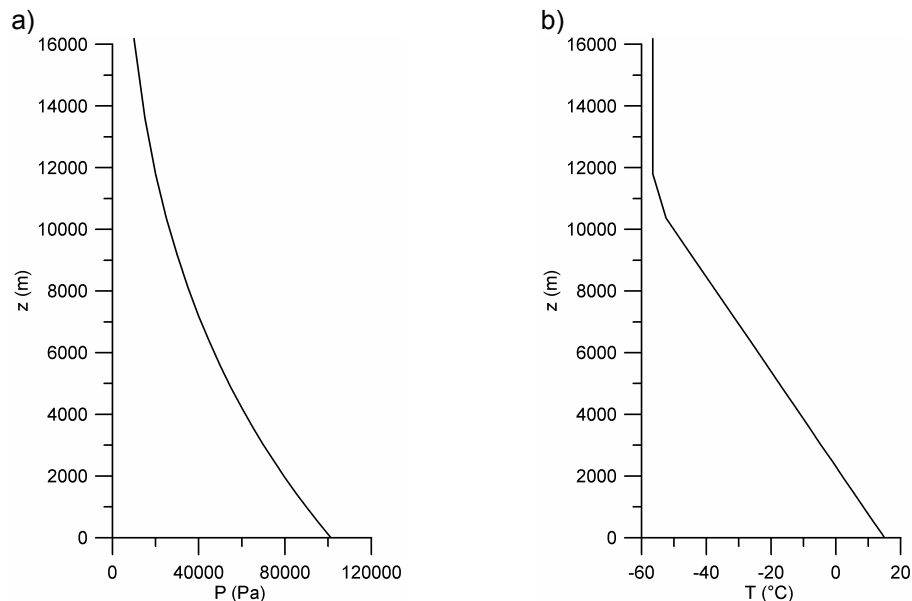


Figure 26 : Profils verticaux de pression (a) et de température (b) dans une atmosphère standard.

Aux échelles locales, inférieures à une dizaine de kilomètres, l'équilibre hydrostatique peut être perturbé par la présence de relief, de bâtiments ou par des effets de convection thermique. La détermination de la distribution de pression n'est alors possible qu'à l'aide de modèles numériques d'écoulement.

La pression n'a pas réellement d'influence directe sur la dispersion turbulente. C'est uniquement en agissant sur l'écoulement de l'air que cette variable agit sur la dispersion.

3.1.2.3. La température

Les écoulements atmosphériques ne sont pas isothermes. En effet, le moteur principal de ces écoulements est l'apport d'énergie par le rayonnement solaire. Le rayonnement chauffe la surface terrestre qui transmet sa chaleur à l'atmosphère par convection. Cela induit des différences de température – et donc de densité – entre les différentes zones de l'atmosphère. Sous l'effet de la gravité et de la poussée d'Archimède, il en résulte des mouvements de convection qui, à plus grande échelle, s'organisent en structures cycloniques ou anticycloniques et forment les vents météorologiques.

La température est donc une variable essentielle dans l'étude du mouvement atmosphérique. En moyenne, cette température décroît verticalement sur toute la hauteur de la troposphère, à raison d'environ $6,5^{\circ}\text{C}/\text{km}$ (cf. Figure 26-b). Dans la couche limite atmosphérique, cette évolution n'est plus respectée et le gradient de température devient fortement dépendant de la quantité de chaleur apportée par le sol. Nous détaillerons la structure thermique de la CLA au paragraphe 3.2.3.

L'évolution verticale de la température de l'air détermine l'état de *stabilité thermique* de l'atmosphère. Dans une atmosphère au repos, la densité de l'air diminue avec l'altitude. Si, pour une raison quelconque, une particule d'air est déplacée verticalement, sa densité va varier en raison de la décroissance verticale de la pression qui s'exerce sur elle. Compte tenu de la faible

conductivité thermique de l'air, ce déplacement s'effectue sans échange de chaleur avec les particules voisines, c'est-à-dire de façon adiabatique. Si on admet que l'air atmosphérique suit l'équation d'état des gaz parfaits :

$$P = \rho R_a T \quad \text{avec } R_a = 287,05 \text{ J/kg/K pour de l'air sec} \quad (3.5)$$

alors, la variation de masse volumique de la particule d'air lors de son déplacement adiabatique vérifie la loi :

$$\rho = \rho_0 \left(\frac{P}{P_0} \right)^{\frac{1}{\gamma}} \quad (3.6)$$

où $\gamma = c_p / c_v$. Cette loi d'évolution de la densité de la particule au cours de son déplacement vertical n'a aucune raison d'être la même que la loi de variation de la densité de l'air environnant. En fonction des valeurs relatives des deux gradients verticaux de densité, on peut définir les trois états de stabilité de l'atmosphère (cf. Figure 27) :

- **Etat neutre** : après un déplacement vertical, la densité de la particule est la même que celle de l'air environnant. La poussée d'Archimède compense parfaitement son poids. Son mouvement n'est ni atténué, ni amplifié.
- **Etat stable** : après un déplacement vertical, la densité de la particule est plus élevée que celle de l'air environnant. La résultante de la poussée d'Archimède et du poids est orientée vers le bas. La particule subit donc une force de rappel qui la ramène à sa position initiale.
- **Etat instable** : après un déplacement vertical, la densité de la particule est plus faible que celle de l'air environnant. La résultante de la poussée d'Archimède et du poids est orientée vers le haut. Le mouvement de la particule s'amplifie indéfiniment.

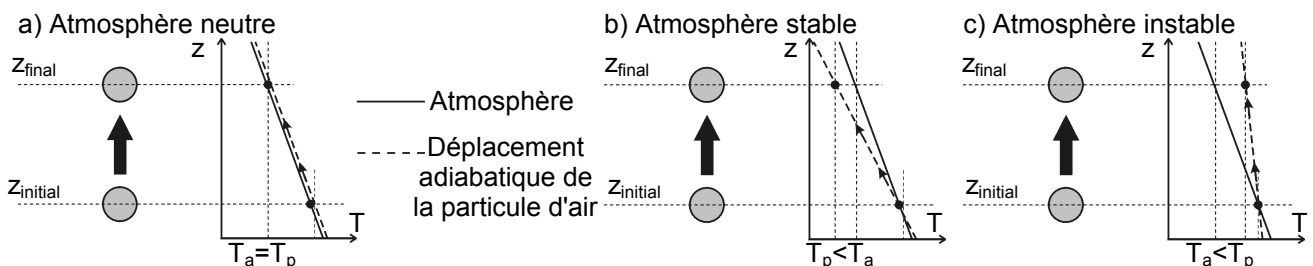


Figure 27 : Description du phénomène de stabilité atmosphérique.

Etant donné qu'en première approximation la pression est imposée par l'équilibre hydrostatique, les variations verticales de densité dépendent principalement des variations de température. Il est donc possible de reprendre le raisonnement ci-dessus en comparant le gradient vertical de température au gradient de température associé à un déplacement adiabatique. Pour simplifier l'évaluation de l'état de stabilité thermique de l'atmosphère, il est utile d'introduire la notion de *température potentielle* θ , définie par :

$$\theta = T \left(\frac{P}{P_0} \right)^{\frac{R_a}{c_p}} \quad (3.7)$$

où P_0 est une pression de référence, prise égale, par convention, à 10^5 Pa. On peut montrer que les trois états de stabilité se différencient en fonction du signe du gradient de θ :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial \theta}{\partial z} = 0 \rightarrow \text{atmosphère neutre} \\ \frac{\partial \theta}{\partial z} > 0 \rightarrow \text{atmosphère stable} \\ \frac{\partial \theta}{\partial z} < 0 \rightarrow \text{atmosphère instable} \end{array} \right. \quad (3.8)$$

Une des conséquences majeures de l'état de stratification thermique est l'amplitude des mouvements verticaux de l'air atmosphérique et donc, indirectement, de la turbulence verticale. Lorsque l'atmosphère est stable, la force de rappel évoquée précédemment a pour effet d'atténuer tout mouvement vertical. Nous montrerons au paragraphe 3.3 que cela a des conséquences sur l'écoulement qui franchit un relief. De même, la turbulence verticale devient très faible. En atmosphère instable, au contraire, les mouvements verticaux sont amplifiés, ce qui génère des niveaux de turbulence élevés. Etant donné le rôle essentiel joué par la turbulence dans le processus de dispersion, l'efficacité de cette dispersion sera fortement liée à l'état de stabilité atmosphérique (cf. paragraphe 4.2).

3.1.3. TOUR D'HORIZON DES PHENOMENES ATMOSPHERIQUES

Nous avons rappelé plus haut que l'atmosphère est constituée d'une multitude de phénomènes couvrant une large gamme d'échelles spatiales et temporelles. Dans les paragraphes suivants, nous décrivons sommairement plusieurs phénomènes météorologiques qui n'ont pas d'interaction directe avec la dispersion dans la couche limite atmosphérique mais qui agissent indirectement sur le champ de vent et de turbulence dans cette couche limite.

3.1.3.1. Rayonnement solaire et terrestre, échange sol-atmosphère

Le rayonnement solaire est une des principales sources d'énergie du système atmosphérique et la description des transferts radiatifs est une étape importante dans la modélisation de ce système. Le schéma de la Figure 28 résume les principaux mécanismes radiatifs observés dans l'atmosphère.

Les rayonnements présents dans l'atmosphère ont essentiellement trois origines : le soleil, la surface terrestre et l'atmosphère elle-même. La longueur d'onde associée à ces trois sources de rayonnement est très différente. En effet, si l'on suppose que ces systèmes se comportent comme des corps noirs, la loi de Wien permet de montrer que la longueur d'onde des rayonnements terrestre et atmosphérique se situe dans l'infrarouge, tandis que le rayonnement solaire est centré sur les longueurs d'onde visibles. C'est pourquoi on distingue généralement les comportements des ondes courtes (flux solaire) et des ondes longues (flux terrestre et atmosphérique).

Le comportement des différents rayonnements dépend d'une part de la composition de l'atmosphère (taux d'humidité, présence de nuages, polluants) et d'autre part des caractéristiques de la surface du sol. En effet, le rayonnement solaire incident, dont le flux au sommet de l'atmosphère peut être considéré comme constant, interagit avec le milieu atmosphérique (absorption, réflexion par les nuages, diffusion) avant d'atteindre la surface du sol, où une partie est réfléchi. Le rapport entre le flux incident et le flux réfléchi est l'*albedo* α , qui dépend de la nature du sol. L'atmosphère elle-même émet un rayonnement qui dépend de sa composition et ce rayonnement interagit également avec le sol. Enfin, le rayonnement terrestre dépend de la température et de l'émissivité du sol. Il est aussi en partie absorbé par le milieu atmosphérique.

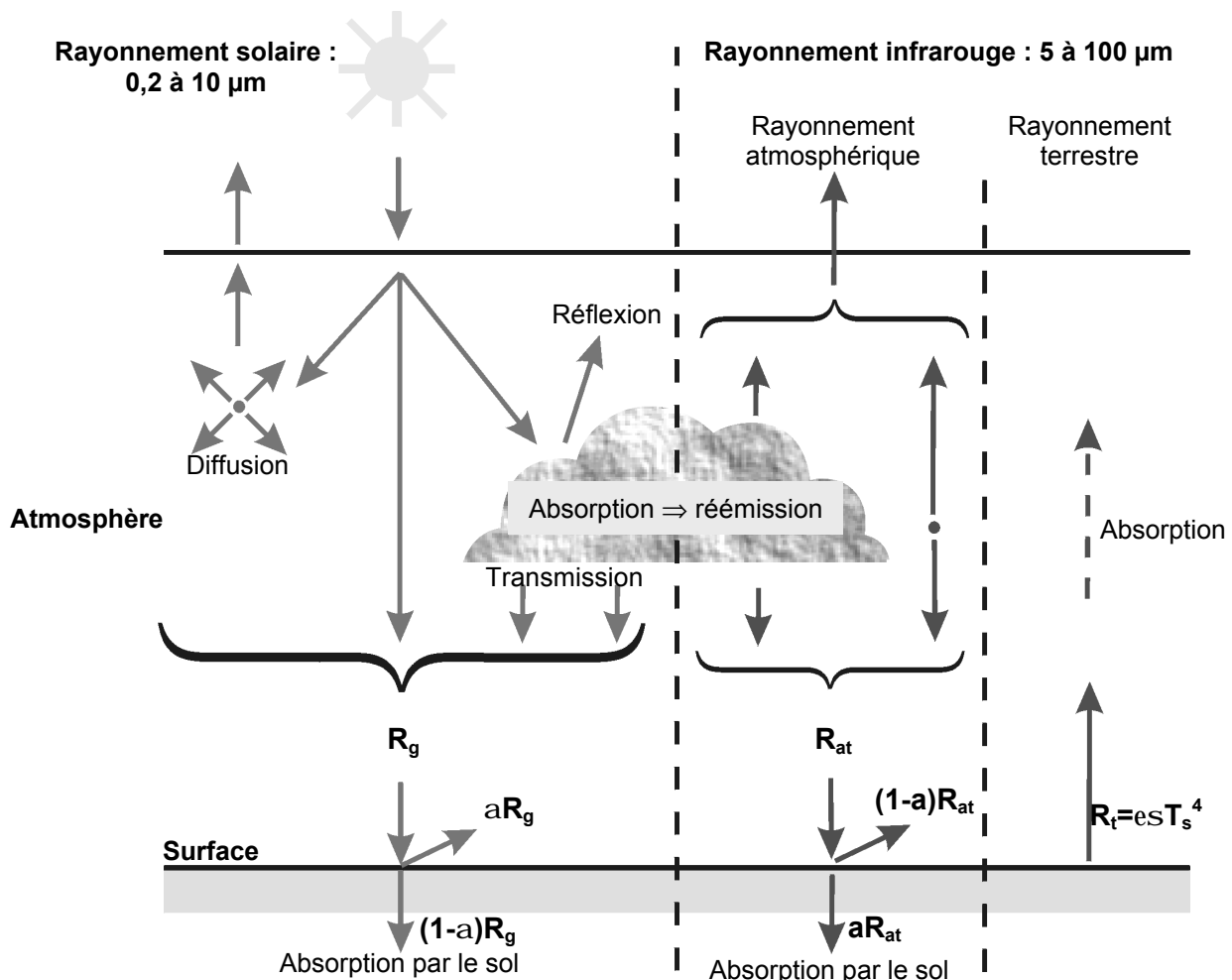


Figure 28 : Principaux mécanismes radiatifs au sein de l'atmosphère.

Toutes ces interactions conduisent à considérer une multitude de termes dans le bilan radiatif. La composition de l'atmosphère (présence de nuages et de polluants) et les propriétés du sol évoluant dans l'espace et dans le temps, la résolution du problème radiatif devrait en théorie passer par une modélisation tridimensionnelle couplée de l'ensemble du système atmosphérique, incluant les effets dynamiques, microphysiques et chimiques. En pratique, une telle approche est difficile à mettre en œuvre et ne présente pas d'intérêt pour l'étude de la dispersion dans la couche limite atmosphérique. Dans l'étude du transport des polluants dans la CLA, le rayonnement a principalement une influence sur deux processus :

- La stratification thermique qui conditionne les mouvements verticaux et l'intensité de turbulence.
- L'efficacité de certaines réactions chimiques qui dépendent de l'intensité du rayonnement reçu.

Pour prendre en compte ces deux effets, on se contentera généralement de connaître le flux radiatif net R_n , qui correspond au flux d'énergie qui arrive effectivement au niveau du sol, une fois que l'on a pris en compte tous les termes illustrés sur la Figure 28. Holtslag et Van Ulden (1983) ont proposé une paramétrisation du flux R_n qui est souvent utilisée dans les modèles de dispersion :

$$R_n = \frac{(1 - \alpha)K_{\downarrow} + (0,94 \cdot 10^{-5} T_s^2 - \varepsilon_s) \sigma T_s^4 + 60CI}{1,12} \quad (3.9)$$

avec

$$\left\{ \begin{array}{l} K_{\downarrow} = \begin{cases} (990 \sin(\psi) - 30)(1 - 0,75CI^{3,4}) & \text{le jour } (\sin(\psi) > 0) \\ 0 & \text{la nuit } (\sin(\psi) < 0) \end{cases} = \text{Flux solaire incident} \\ \sin(\psi) = \sin(\phi) \sin(\delta) + \cos(\phi) \cos(\delta) \cos\left[\frac{2\pi}{24}(t_{HTU} - 12)\right] = \text{Elévation solaire} \\ \delta = 23,45 \sin\left[\frac{2\pi}{365}(j + 284)\right] \end{array} \right.$$

où T_s est la température du sol, ε_s l'émissivité du sol, σ la constante de Stefan, CI la couverture nuageuse ou nébulosité (fraction du ciel couverte par des nuages), ϕ la latitude, t_{HTU} l'heure locale et j le jour de l'année (1 à 365). Cette paramétrisation dépend donc des coordonnées spatio-temporelles de l'endroit considéré, des caractéristiques du sol et de la présence de nuage.

3.1.3.2. Force de Coriolis – Anticyclones et perturbations

La force de Coriolis, générée par la rotation de la Terre, est un phénomène déterminant des mouvements météorologiques à grande échelle. Si on simplifie l'équation 3.2 du mouvement atmosphérique, en ne conservant que les termes prédominants à grande échelle (L_0 grand), on obtient pour le mouvement horizontal un équilibre entre le gradient de pression et la force de Coriolis, tous les autres effets étant négligeables :

$$2W \times \mathbf{u} = -\frac{1}{\rho} \tilde{\nabla} P \quad (3.10)$$

Cette équation, valable dans l'atmosphère libre, nous indique que le vent est perpendiculaire au gradient de pression et parallèle aux lignes isobares. Ce vent, appelé *vent géostrophique*, est illustré sur la carte de la Figure 29.

L'équation 3.10 permet d'expliquer que le vent "s'enroule" autour des zones de haute pression (dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'hémisphère nord et dans le sens inverse dans l'hémisphère sud – on parle alors d'*anticyclone*) et des zones de basse pression (rotation en sens inverse des anticyclones – on parle de *cyclone* ou de *dépression*).

A l'intérieur de la couche limite atmosphérique, l'effet de la force de Coriolis devient progressivement négligeable devant les forces de frottement de l'air sur la surface terrestre. Néanmoins, même si la force de Coriolis n'a pas d'effet direct, l'écoulement dans la CLA dépend fortement de l'écoulement dans l'atmosphère libre qui lui dépend de cette force. Lorsque l'on souhaite étudier la dispersion turbulente dans la CLA, il n'est donc pas nécessaire de modéliser précisément l'effet de Coriolis dans la mesure où le vent que l'on s'impose dépend indirectement de cet effet.

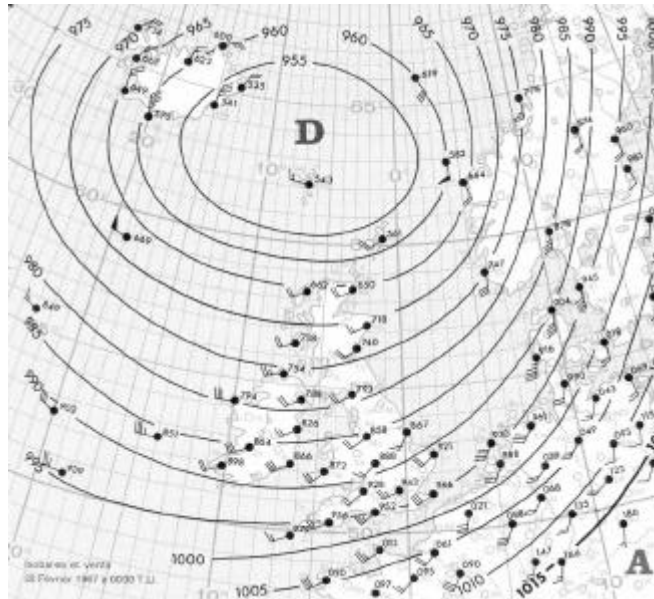


Figure 29 : Ecoulement géostrophique du vent dans un mouvement dépressionnaire. Le vent est presque parallèle aux lignes isobares.

3.1.3.3. Rôle de la vapeur d'eau

L'eau est présente dans l'atmosphère sous toutes ses phases :

- **Phase vapeur** : toute particule d'air contient une certaine quantité de vapeur d'eau. On peut quantifier la présence de vapeur d'eau à l'aide du *rapport de mélange* (masse d'eau/masse d'air sec), de l'*humidité spécifique* (masse d'eau/masse d'air humide) ou de l'*humidité relative* (pourcentage de vapeur par rapport à la saturation). Lorsque le taux de vapeur dépasse une valeur critique, on atteint la saturation et des particules d'eau ou de glace peuvent se former sur des noyaux de condensation.
- **Phase liquide** : l'eau liquide est présente dans l'atmosphère sous forme de gouttelettes de différentes tailles. La vitesse de chute d'une particule étant d'autant plus importante que cette particule est grosse, on peut schématiquement distinguer deux comportements distincts :
 - Gouttelettes formant des nuages (diamètre = 4 – 10 μm , voir 100 μm dans les nuages convectifs) : les petites gouttelettes, dont la vitesse de chute est trop faible, restent en suspension dans l'air et forment les nuages d'eau, les brumes, les brouillards ou les panaches de condensation.
 - Gouttes précipitantes (diamètre > 10-100 μm) : lorsque les gouttelettes dépassent une certaine taille (en raison de processus de condensation de vapeur ou de coalescence entre gouttes) leur vitesse de chute est suffisante et elles tombent pour former de la pluie.
- **Phase glace** : lorsque la température de l'air se situe en dessous de la température de solidification, l'eau peut prendre la forme de cristaux ou de gouttes gelées. En fonction de la taille de ces particules, on distingue également deux comportements :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- Nuages de cristaux : les nuages d'altitude (famille des cirrus) sont généralement des nuages de glace. Les particules qui les constituent sont suffisamment petites pour se maintenir en suspension dans l'air.
- Particules de glace précipitantes : au-delà d'une certaine taille, les particules de glaces tombent sous forme de précipitation et forment la neige, la grêle ou le grésil. Parfois, les particules de glace se réchauffent suffisamment au cours de leur chute pour se transformer en pluie.

Les mécanismes qui régissent les transformations entre les différentes structures de l'eau atmosphérique sont très complexes et ne présentent pas d'intérêt pour l'étude de la dispersion atmosphérique. Pour autant, la présence d'eau dans l'atmosphère influence de nombreux phénomènes météorologiques qui agissent sur la dispersion atmosphérique :

- **Effet sur le rayonnement** : la présence de nuages filtre une partie du rayonnement solaire mais également du rayonnement terrestre. Cela signifie que durant la journée, la présence de nuages diminue le flux radiatif net R_n arrivant au sol (cf. équation 3.9) alors que pendant la nuit, elle limite la déperdition d'énergie et le refroidissement du sol. Ce processus a des conséquences sur la stabilité thermique de l'atmosphère (voir paragraphe 3.2.3) et sur les réactions photochimiques.
- **Effet thermodynamique** : la proportion de vapeur d'eau dans l'air modifie les propriétés thermodynamiques du mélange air-vapeur, appelé *air humide*. En particulier, la constante R_a intervenant dans l'équation d'état 3.5 est modifiée. Il en résulte que la stabilité thermique de l'air humide est différente de celle de l'air sec. Cette modification doit être prise en compte dans l'étude de la dispersion dans la couche limite atmosphérique.
- **Effet mécanique de lessivage de l'atmosphère** : la pluie conduit à un lessivage des polluants atmosphériques par absorption de ces polluants dans les gouttes lors de leur chute. Les polluants ainsi absorbés sont transférés vers le sol et ne sont plus présents dans l'air. Il est donc essentiel de prendre en compte ce phénomène que l'on appelle *dépôt humide* (voir paramétrisation au paragraphe 4.6.2).
- **Effet sur des transformations chimiques** : la vapeur d'eau intervient dans certaines réactions chimiques mettant en jeu des polluants atmosphériques. Parfois, ce sont les polluants absorbés dans les gouttelettes d'un nuage qui réagissent en phase aqueuse. Toutes ces réactions modifient les concentrations de polluants dans l'air et il est donc nécessaire de les prendre en compte lorsqu'elles se produisent (voir le paragraphe 4.3.1).
- **Interaction avec des rejets de vapeur** : lorsque le rejet industriel contient de la vapeur d'eau, il peut se former un panache de condensation qui constitue une gêne visuelle ou qui favorise certaines réactions conduisant à des composés nocifs. Plus le taux d'humidité dans l'air ambiant est élevé, plus le panache atteint facilement l'état de saturation et donc plus les conséquences peuvent être importantes. La modélisation de ce phénomène suppose la connaissance du taux d'humidité dans l'air.

Dans les différents processus précédents, on constate que lorsque l'on s'intéresse à la dispersion, il n'est généralement pas nécessaire de représenter le détail des phénomènes faisant intervenir l'eau atmosphérique. Il suffit souvent de connaître le taux d'humidité moyen et la couverture nuageuse du site considéré.

3.2. DESCRIPTION DYNAMIQUE ET THERMIQUE DE LA COUCHE LIMITE ATMOSPHERIQUE SUR TERRAIN PLAT

Ce paragraphe présente les caractéristiques de la couche limite atmosphérique sur un terrain plat dégagé. Il s'agit de décrire la structure essentiellement verticale du vent, de la turbulence, de la température, étant entendu que ces paramètres sont déterminants dans l'étude de la dispersion des polluants. Dans ce paragraphe, nous nous intéresserons essentiellement à la couche limite qui se développe sur un terrain plat infini et dont les propriétés sont homogènes horizontalement. Une description des situations plus générales où le terrain est hétérogène est effectuée aux paragraphes 3.2.2.4 et 3.2.3.3.

3.2.1. CARACTERISTIQUES GENERALES DE LA COUCHE LIMITE ATMOSPHERIQUE

La couche limite atmosphérique est la partie inférieure de l'atmosphère, à l'intérieur de laquelle les effets du sol influencent directement l'écoulement. Ces effets concernent le frottement de l'air sur le sol mais également l'apport de chaleur ou d'humidité par échange à la surface, qui modifie la stabilité thermique dans la couche limite.

L'extension verticale de la couche limite atmosphérique varie entre 100 m et 2000 m, en fonction des caractéristiques du sol, de l'ensoleillement et de l'historique de la couche. En réalité, il est difficile de définir la hauteur de la CLA sans décrire plus en détail la structure dynamique et thermique de cette partie de l'atmosphère.

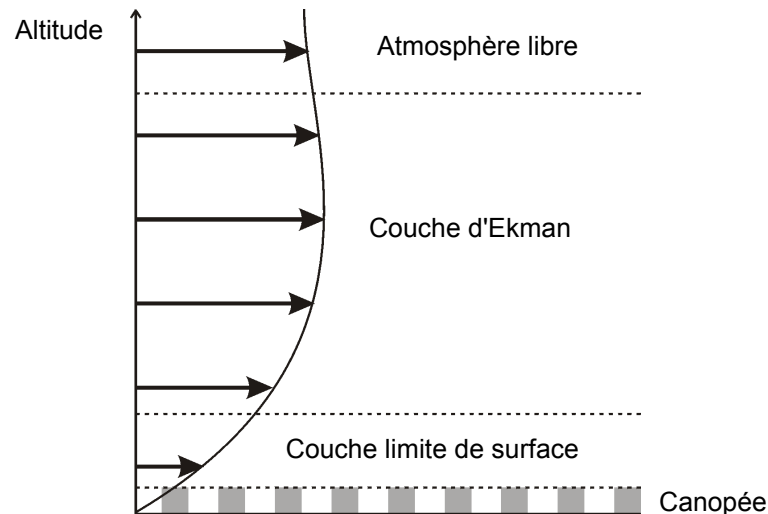


Figure 30 : Différentes zones de la couche limite atmosphérique.

D'un point de vue dynamique, c'est-à-dire du point de vue de l'écoulement, on distingue généralement trois zones distinctes dans la couche limite atmosphérique (cf. Figure 30) :

- **La couche de transition d'Ekman**, dans la partie supérieure, à l'intérieur de laquelle les effets du frottement sur le sol et les effets de Coriolis s'équilibrent.
- **La couche limite de surface (CLS)**, dans la partie la plus proche du sol, dans laquelle la force de Coriolis peut être négligée devant l'effet du frottement. L'épaisseur de cette zone est de l'ordre de 10 % de l'épaisseur totale de la couche limite atmosphérique. Cette zone sera décrite en détail aux paragraphes 3.2.2 et 3.2.3.

- **La canopée**, zone dans laquelle on peut identifier l'effet individuel des obstacles (micro-relief, bâtiments, arbres) et leurs interactions. La canopée est peu développée en milieu rural dégagé mais devient importante en milieu urbain. Elle peut alors atteindre plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur.

Nous montrerons au paragraphe suivant que l'équilibre dynamique est contrôlé par l'échange turbulent qui s'établit entre les différentes couches de l'écoulement. Or l'efficacité de cet échange turbulent dépend beaucoup de l'état de stabilité thermique de la couche limite atmosphérique. La structure thermique verticale de la CLA est déterminée par la quantité de chaleur apportée par le sol. Cette quantité évolue au cours du temps, principalement en fonction du rayonnement reçu. Cela conduit généralement à observer un cycle journalier de la structure thermique de la CLA, associé à l'évolution du rayonnement reçu par le sol au cours d'une journée. Ce cycle est illustré sur la Figure 31.

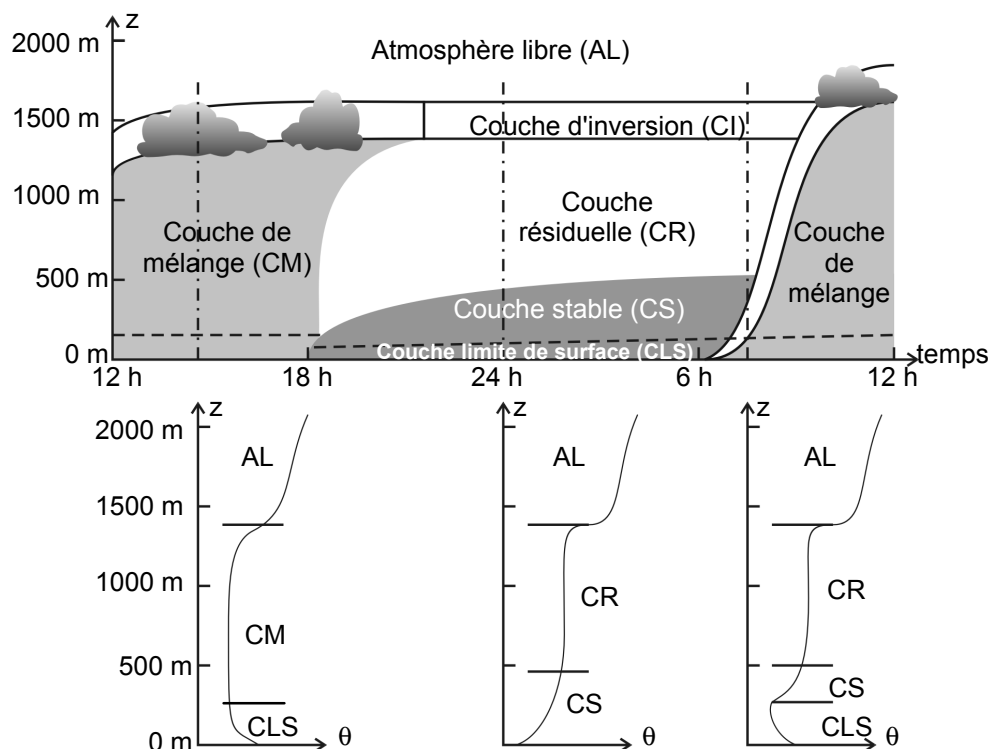


Figure 31 : Evolution de la structure thermique de la couche limite atmosphérique au cours d'une journée. Les profils représentés dans la partie inférieure du graphique illustre la variation verticale de la température potentielle à différentes heures de la journée.

Au cours de la journée, le sol est chauffé par le rayonnement solaire et restitue une partie de cette énergie à l'air situé au voisinage du sol. Le réchauffement des couches inférieures de la CLA conduit à une instabilité qui se caractérise par l'apparition de mouvements convectifs importants. Ces mouvements génèrent un niveau de turbulence élevé au sein d'une couche relativement épaisse, appelée *couche de mélange*, qui atteint entre 1000 et 2000 m. Cette hauteur dépend du flux radiatif net au niveau du sol (qui est fonction, entre autres, de la couverture nuageuse – cf. paragraphe 3.1.3.1) et des propriétés de la surface. En particulier, la couche de mélange sera plus épaisse par temps clair qu'en présence de nuages et plus épaisse au-dessus d'une surface artificielle (zone urbaine ou industrielle) qu'au-dessus d'une surface naturelle constituée de végétation.

Au moment du coucher du soleil, le flux solaire reçu par le sol devient nul si bien que le bilan radiatif total de la surface s'inverse : le sol se refroidit par rayonnement. Il devient alors rapidement plus froid que l'air situé au-dessus si bien que le sol se met à "pomper" la chaleur de l'atmosphère et à refroidir celle-ci. Ce refroidissement de la base de la CLA conduit à l'établissement d'une couche stable au voisinage du sol. Etant donné qu'une couche stable est

très peu turbulente, elle ne se mélange pas et donc s'étend peu verticalement. La hauteur de la couche stable dépend de l'intensité du refroidissement du sol, qui est lui-même fonction des propriétés du sol et de la présence de nuages. En particulier, la présence de nuage limite ce refroidissement par le mécanisme d'effet de serre. L'air qui se trouve au-dessus de la couche stable et qui faisait auparavant partie de la couche de mélange, constitue une couche convective qui n'est plus entretenue par apport de chaleur par le bas. Cette couche, appelée *couche résiduelle*, tend alors rapidement vers une stratification neutre. Au cours de la nuit, la couche stable se développe lentement au détriment de la couche résiduelle.

Au lever du jour, le sol est à nouveau chauffé par le rayonnement solaire et apporte un flux de chaleur positif à l'écoulement. La structure nocturne, constituée d'une couche stable et d'une couche résiduelle, est rapidement brisée par l'instabilité convective et en quelques heures, une nouvelle couche de mélange s'établit. Ce cycle se reproduit de jour en jour, avec plus ou moins les mêmes caractéristiques, même si les hauteurs des différentes couches varient en fonction de la période de l'année ou de la présence de nuages.

Dans les paragraphes suivants, nous allons présenter les principaux résultats théoriques et expérimentaux concernant la couche limite atmosphérique et plus particulièrement la couche limite de surface. En effet, c'est généralement dans cette zone que se situent à la fois les émetteurs et les récepteurs de polluants et il est donc important de connaître la dynamique de l'écoulement correspondant. Nous ne détaillerons pas les caractéristiques de la couche d'Ekman car son influence sur la compréhension des mécanismes de dispersion des polluants n'est pas essentielle. Il faut cependant noter qu'une paramétrisation de cette couche est généralement intégrée dans les préprocesseurs météorologiques des modèles de dispersion. La zone de canopée sera quant à elle décrite au paragraphe 3.4 où nous nous intéresserons à l'influence des bâtiments.

3.2.2. LA COUCHE LIMITE DE SURFACE THERMIQUEMENT NEUTRE

Pour bien comprendre les caractéristiques de la couche limite de surface, il est utile de commencer par une description d'un état de stratification neutre, où les phénomènes ne sont pas modifiés par les forces de flottabilité thermique.

La couche limite atmosphérique est caractérisée par l'existence de flux verticaux des différentes grandeurs de l'écoulement :

- **Flux de quantité de mouvement** (ou de vitesse), orienté vers le bas. Il est dû aux forces de frottement exercées par le sol.
- **Flux de chaleur**, apporté ou évacué par le sol, en fonction de l'équilibre énergétique de la surface terrestre. Il est donc orienté vers le haut (conditions instables) ou vers le bas (conditions stables).
- **Flux d'humidité**, apporté ou évacué par le sol, en fonction de la quantité d'eau qu'il contient et de la nature de la surface.

A priori, chacun de ces flux peut varier avec l'altitude, ce qui traduit l'idée que dans une couche donnée de l'atmosphère, l'air peut "stocker" ou "perdre" ces différentes grandeurs : la quantité de mouvement (par exemple destruction par dissipation visqueuse), la chaleur (apportée par exemple par le rayonnement) ou l'humidité (qui peut s'accumuler pour former un nuage). Pour prédire l'évolution des paramètres de la couche limite atmosphérique, il est donc important de connaître la valeur des flux imposés à la surface du sol. Nous reviendrons plus loin sur la détermination de ces flux.

Dans une couche d'air suffisamment fine située au voisinage du sol, le stockage ou la perte des grandeurs précédentes est faible devant la valeur des flux entrant et sortant de la couche, si bien que l'on peut supposer que ces flux ne varient quasiment pas avec la hauteur. Cette zone

où les flux verticaux évoluent peu est appelée *couche à flux constants* ou *couche limite de surface*. C'est à cette zone que nous allons nous intéresser par la suite.

3.2.2.1. Profil de vitesse

D'un point de vue dynamique, la couche limite de surface en atmosphère neutre est donc caractérisée par un flux de quantité de mouvement constant avec la verticale. Ce flux correspond à la contrainte turbulente (ou contrainte de Reynolds) τ_0 , définie par :

$$\tau_0 = \rho \overline{u'w'} \Big|_{z=0} \quad (3.11)$$

A partir de τ_0 , on définit par convention la *vitesse de frottement* par la relation :

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (3.12)$$

Pour déterminer le profil de vitesse dans la CLS, nous allons relier la contrainte de Reynolds au gradient vertical de vitesse :

$$\overline{u'w'} \Big|_{z=0} = -u_*^2 = -K \frac{\partial u}{\partial z} \quad (3.13)$$

où K est un coefficient de diffusivité turbulente. Cette relation n'est qu'une représentation particulière des mécanismes de turbulence (on parle de *modèle de turbulence*) mais elle constitue une bonne approximation de la réalité des phénomènes observés dans la CLS. La diffusivité K exprime la capacité de l'écoulement à faire diffuser verticalement la quantité de mouvement, sous l'effet de la turbulence. Il est montré au chapitre 2 que c'est également ce paramètre qui contrôle la diffusion verticale des polluants. On peut l'exprimer simplement sous la forme :

$$K = \kappa u_* z \quad (3.14)$$

où κ est une constante de proportionnalité, appelée *constante de Karman* ($\kappa \simeq 0,4$). Nous reviendrons au paragraphe 3.2.2.3 sur l'interprétation de la relation précédente du point de vue de la turbulence. Si l'on introduit l'équation 3.14 dans l'équation 3.13 et qu'on intègre par rapport à z en considérant u_* constante, on obtient une description du profil de vitesse dans la CLS :

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (3.15)$$

où z_0 est la constante d'intégration. Physiquement, z_0 est homogène à une longueur et correspond à la hauteur à laquelle le profil de vitesse s'annule. C'est pourquoi on appelle ce paramètre la *longueur de rugosité aérodynamique* ou plus simplement la *rugosité*. C'est un paramètre caractéristique du sol qui exprime sa capacité à freiner l'écoulement. Il dépend essentiellement de la présence d'obstacles. Nous présenterons au paragraphe 3.2.2.2 les principales méthodes permettant de déterminer ce paramètre.

La relation 3.15 exprime l'augmentation de la vitesse avec l'altitude. Ce *profil logarithmique* de vitesse est illustré sur la Figure 32 pour trois valeurs de rugosité et en considérant la même vitesse au sommet de la CLS. On observe sur cette figure que plus le sol est rugueux, plus le profil de vitesse est "freiné" à des altitudes élevées. En effet, d'un point de vue mathématique, l'équation 3.15 nous indique que pour une même vitesse au sommet de la CLS, la vitesse de

frottement augmente en fonction de la rugosité. La contrainte de frottement au sol τ_0 , qui est une fonction croissante de u_* , augmente donc lorsque la rugosité augmente.

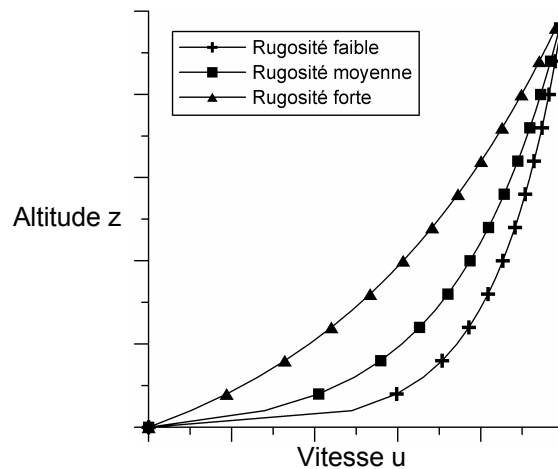


Figure 32 : Profil de vitesse dans une couche limite logarithmique, pour différentes valeurs de rugosité.

D'un point de vue physique, la présence de rugosité a pour effet de créer de la turbulence ($z_0 \nearrow$ implique $u_* \nearrow$ implique $K \nearrow$), ce qui facilite la diffusion de quantité de mouvement de l'air atmosphérique vers le sol. L'épaisseur de la couche, où l'écoulement est ralenti, est donc d'autant plus épaisse que la rugosité du sol est forte. C'est ainsi qu'il a été observé que l'épaisseur de la couche limite atmosphérique en stratification neutre est proportionnelle à la vitesse de frottement. Parmi les nombreuses paramétrisations de cette hauteur, citons par exemple la formule de Nieuwstadt et Tennekes (1981) :

$$h_{CLA} = 0,3 \frac{u_*}{f} \quad (3.16)$$

où f est le paramètre de Coriolis, égal à $2 \Omega_0 \sin(\phi)$.

La relation 3.15 est certainement l'approche la plus utilisée pour décrire le profil vertical de vitesse dans la couche limite de surface en atmosphère neutre. Il faut d'ailleurs noter que ce profil constitue souvent une bonne approximation de la vitesse bien au-dessus de la CLS. C'est pourquoi de nombreux modèles de dispersion ne s'appuient que sur cette formule.

Lorsque les obstacles ou la végétation présents sur le sol ont une hauteur moyenne H qui est importante, il faut modifier l'équation 3.15 pour tenir compte du fait que la force due à ces obstacles s'exerce à une hauteur située entre 0 et H . Pour cela, on introduit une épaisseur de déplacement d dans l'équation 3.15 :

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln\left(\frac{z-d}{z_0}\right) \quad (3.17)$$

Des paramétrisations de d sont présentées au paragraphe 3.2.2.2. Avec la formule précédente, la vitesse s'annule à une hauteur égale à $d + z_0$. Or cela pose deux problèmes pratiques. D'une part, il est nécessaire de fournir une autre relation pour décrire le profil de vitesse en dessous de $d + z_0$. D'autre part, la vitesse réelle ne s'annule pas à cette hauteur mais plutôt au niveau du sol. En pratique, on admet généralement que la formule 3.17 ne s'applique qu'au-dessus d'une certaine hauteur, évaluée par Raupach *et al.* (1980) à $H+1,5W$, où W représente l'espacement moyen entre les obstacles.

Il existe une autre formule, pour décrire le profil de vitesse dans la CLS, qui est basée sur l'utilisation d'une loi de puissance :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$u(z) = U_1 \left(\frac{z}{z_1} \right)^n \quad \text{ou} \quad u(z) = U_1 \left(\frac{z-d}{z_1} \right)^n \quad (3.18)$$

où U_1 est la vitesse à une hauteur z_1 quelconque et n est un exposant qui dépend de la structure du sol, et en particulier de sa rugosité. Une relation empirique entre n et z_0 est présentée au paragraphe 3.2.2.2. Le profil en loi de puissance n'est fondé sur aucun raisonnement théorique. Il s'agit uniquement d'une formule analytique relativement simple qui décrit assez bien l'évolution verticale de la vitesse. Elle est cependant beaucoup moins utilisée dans les modèles de dispersion que les relations 3.15 ou 3.17.

3.2.2.2. Rugosité du sol et épaisseur de déplacement

Nous avons montré au paragraphe précédent que la forme du profil de vitesse dans la couche limite de surface dépend des caractéristiques du sol à travers les paramètres z_0 (ou n) et d . De nombreuses approches ont été développées pour fournir des valeurs réalistes de ces paramètres pour différents types de sols.

L'approche la plus élémentaire a consisté à établir des tables de valeurs de rugosité pour les principaux types de terrains rencontrés. Wieringa (1993) a effectué une synthèse de ce type d'approches et propose le tableau suivant :

Type de sol	Rugosité aérodynamique (m)
Mer, sable et neige transportés par le vent	0,0002 (dépend du vent)
Béton, désert plat,	0,0002 – 0,0005
Champ plat de neige	0,0001 – 0,0007
Champ de glace rugueuse	0,001 – 0,012
Sol en jachère	0,001 – 0,004
Herbe courte et mousse	0,008 – 0,03
Herbe longue et bruyère	0,02 – 0,06
Culture peu avancée	0,04 – 0,09
Culture à maturation	0,12 – 0,18
Broussaille continue	0,35 – 0,45
Forêt de pins matures	0,8 – 1,6
Forêt tropicale	1,7 – 2,3
Bâtiments éloignés (banlieues)	0,4 – 0,7
Ville à bâti continu	0,7 – 1,5

Tableau 7 : Rugosité aérodynamique pour différents types de sols (d'après Wieringa, 1993).

Si les approches typologiques sont souvent suffisantes pour des sols peu rugueux (souvent des sols naturels) où le rôle de la rugosité est secondaire et où on ne dispose de toute façon pas de données pour caractériser précisément le sol, elles s'avèrent souvent inadaptées pour décrire la variété de situations rencontrées en zones urbaines ou industrielles. Il est alors nécessaire d'utiliser des approches *morphométriques*, basées sur la description des dimensions géométriques des obstacles.

Les premières études sur les couches limites sur des parois rugueuses ont été réalisées sur des parois recouvertes de grains de sable (Nikuradse, 1933). Il a alors été montré que la rugosité aérodynamique correspondante est égale à $1/30^e$ de la taille des grains (rugosité réelle). Depuis, de nombreux modèles ont été proposés pour paramétrer la rugosité d'un ensemble d'obstacles (voir la synthèse de Grimmond et Oke, 1999). La plupart de ces modèles sont basés sur des développements analytiques couplés à des expériences en soufflerie, sur des groupes réguliers d'obstacles, ou à des mesures de terrain. La plupart de ces modèles fournissent également l'épaisseur de déplacement d . Les paramètres géométriques utilisés pour décrire les obstacles sont la densité d'obstacles au sol λ_p et la densité frontale λ_f , définies sur la Figure 33-a. L'allure générale des lois d'évolution de z_0 et d en fonction de λ_p est illustrée sur la Figure 33-b.

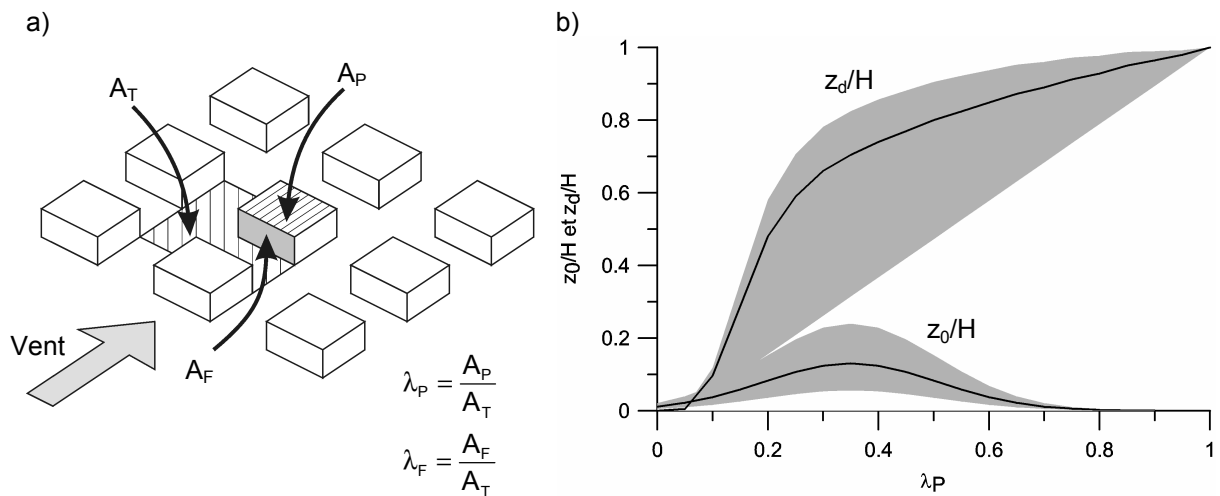


Figure 33 : (a) Définition des paramètres λ_P et λ_F et (b) allure de l'évolution de z_0 et z_d en fonction de la densité d'obstacles au sol λ_P (d'après Grimmond et Oke., 1999). La courbe noire correspond à l'allure moyenne et la zone grisée à la plage de variabilité des données expérimentales.

A titre d'exemple, la formule 3.19 correspond au modèle particulier proposé par MacDonald et al. (1998) :

$$\begin{cases} \frac{d}{H} = 1 + \alpha^{-\lambda_P} (\lambda_P - 1) \\ \frac{z_0}{H} = \left(1 - \frac{d}{H}\right) \exp \left[- \left(\frac{1}{2} \beta \frac{C_D}{\kappa^2} \left(1 - \frac{d}{H}\right) \lambda_F \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \end{cases} \quad (3.19)$$

où C_D représente le coefficient de traînée moyen des obstacles et α et β des constantes, évaluées respectivement à 4,43 et 1 pour des obstacles cubiques en quinconce et à 4,43 et 0,55 pour des obstacles alignés.

Dans le cas d'une surface mouvante, c'est-à-dire qui se déforme sous l'effet du vent (exemple de la mer, de la neige légère ou du sable), la rugosité devient dépendante de la vitesse du vent. Un modèle assez général a été proposé par Charnock (1955) pour déterminer la rugosité dans cette situation :

$$z_0 = \alpha_c \frac{u_*^2}{g} \quad (3.20)$$

où α_c est la constante de Charnock, dont la valeur est de l'ordre de 0,016.

Lorsque l'on souhaite utiliser un profil de vitesse en loi de puissance, il est nécessaire de préciser l'exposant n en fonction du type de sol. Il existe beaucoup moins de paramétrisations que pour le coefficient z_0 . Par contre, il est possible de se ramener aux paramétrisations de la rugosité en utilisant la relation $n=f(z_0)$ indiquée sur la Figure 34.

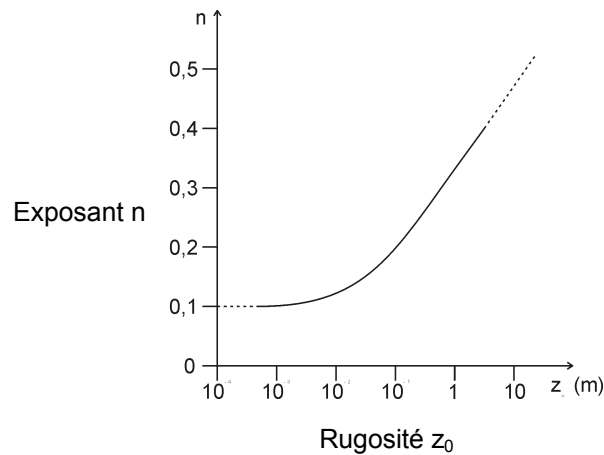


Figure 34 : Relation entre l'exposant n de la loi de puissance et la rugosité aérodynamique z_0 (d'après Davenport, 1963).

3.2.2.3. Turbulence dans la couche limite de surface

Nous avons rappelé plus haut que la CLS est caractérisé par un flux vertical de quantité de mouvement constant. Une autre caractéristique de cette zone est que les termes de production et de dissipation d'énergie cinétique turbulente k (on rappelle que $k = 0,5[\sigma_u^2 + \sigma_v^2 + \sigma_w^2]$) se compensent. On a ainsi :

$$\underbrace{-\overline{u'w'}}_{\text{Production d'énergie turbulente}} \frac{\partial u}{\partial z} - \underbrace{\varepsilon}_{\text{Dissipation d'énergie turbulente}} = 0 \quad (3.21)$$

Dans une couche limite neutre, la production d'énergie turbulente est liée au gradient de vitesse. En effet, c'est le frottement des couches de fluide les unes sur les autres qui génère des tourbillons dans l'écoulement. Plus le frottement, et donc le cisaillement, est important (par exemple lorsque la rugosité est forte), plus l'écoulement est turbulent. Pour vérifier cette règle, déterminons la valeur de l'énergie cinétique turbulente k à partir des valeurs des écarts-types des fluctuations de vitesse σ_u , σ_v et σ_w . Il a été montré expérimentalement que ces fluctuations sont proportionnelles à u_* et constantes verticalement dans toute la CLS :

$$\frac{\sigma_u}{u_*} = 2,4 ; \quad \frac{\sigma_v}{u_*} = 1,9 ; \quad \frac{\sigma_w}{u_*} = 1,25 \quad (3.22)$$

Cela implique que k est constante et égale à :

$$k = 5,47u_*^2 \quad (3.23)$$

Comme u_* est directement liée à la contrainte de cisaillement τ_0 , on vérifie ainsi que l'écoulement est bien d'autant plus turbulent que le frottement au sol est élevé.

En introduisant l'équation 3.14 dans 3.21, on montre également que les taux de production et de dissipation de k sont égaux à :

$$P_k = \varepsilon = \frac{u_*^3}{\kappa z} \quad (3.24)$$

On montre ainsi que c'est au voisinage du sol – là où le cisaillement est le plus fort – que la production de turbulence est la plus importante.

Au paragraphe 3.2.2.1, nous avons posé que la diffusivité turbulente K est proportionnelle à u_* et à l'altitude z (équation 3.14). Il est maintenant possible d'interpréter physiquement cette hypothèse. La diffusivité turbulente exprime la capacité de l'écoulement à faire diffuser une grandeur, en l'occurrence la quantité de mouvement (voir chapitre 2 sur la dispersion turbulente). K doit donc être d'autant plus grande que l'écoulement est turbulent. Or nous venons de montrer ci-dessus que dans une couche limite, la turbulence est fonction du cisaillement et donc de u_* . C'est pourquoi u_* intervient dans l'expression de K . La dépendance par rapport à z provient du fait que la dispersion turbulente est déterminée par les plus gros tourbillons de l'écoulement. Or dans une couche limite, plus on s'éloigne du sol, plus il est possible d'observer des gros tourbillons (on dit que le sol "filtre" les tailles de tourbillons). L'efficacité de la dispersion turbulente doit donc augmenter lorsque l'on s'éloigne de la paroi.

3.2.2.4. Couche limite sur un terrain hétérogène

Nous avons vu que les caractéristiques de la vitesse et de la turbulence du vent sont fortement influencées par les propriétés du sol et en particulier par la rugosité. Lorsque le sol n'a pas des propriétés uniformes d'un endroit à l'autre, on peut donc s'attendre à ce que l'écoulement atmosphérique ne soit pas homogène horizontalement.

Pour caractériser les variations horizontales du champ de vitesse sur un sol hétérogène, nous allons décrire le cas d'un saut de rugosité. Considérons un terrain divisé en deux parties : pour $x < 0$, la rugosité vaut z_{01} et pour $x > 0$, la rugosité est égale à $z_{02} > z_{01}$ (cf. Figure 35). Si le vent souffle dans la direction x , on observe que l'écoulement pour $x < 0$ correspond à un écoulement sur un sol uniforme de rugosité z_{01} . Pour $x > 0$, la zone influencée par le deuxième type de sol s'accroît verticalement lorsque x augmente. Dans cette zone, appelée *couche limite interne*, l'écoulement correspond à l'écoulement sur un sol uniforme de rugosité z_{02} . Le cisaillement et la turbulence y sont plus importants que dans l'écoulement amont. Entre cette couche et la zone extérieure où l'écoulement garde les propriétés de l'amont, se trouve une couche de transition à l'intérieur de laquelle le profil de vitesse ne peut pas être prédit par les relations des paragraphes précédents. La hauteur totale de la zone perturbée (couche limite interne + zone de transition) peut être modélisée par l'équation approchée (Walmsley, 1989 ; Garratt, 1990) :

$$\frac{h_{CLinterne}}{z_{02}} = a \left(\frac{x}{z_{02}} \right)^{0,8} \quad (3.25)$$

où a est une constante qui varie entre 0,25 et 1 selon les auteurs.

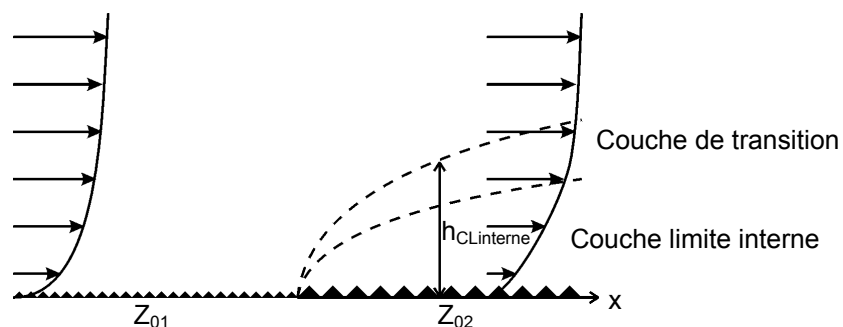


Figure 35 : Développement d'une couche limite interne lors d'un changement de rugosité.

La relation 3.25 permet d'évaluer la distance x nécessaire pour observer une couche suffisamment épaisse par rapport à l'épaisseur de la couche limite. Si on considère, à titre d'exemple, $z_{02} = 1$ m et $a = 0,5$, il faut une distance de 316 m pour atteindre une hauteur de 50 m, ce qui constitue de l'ordre de 10 % de la hauteur d'une couche limite neutre standard. Cela signifie qu'il faut des distances assez importantes pour observer l'influence d'une variation de la texture du sol. Des variations des propriétés du sol sur des distances inférieures à quelques centaines de mètres ne parviennent généralement pas à modifier sensiblement la structure de la couche limite atmosphérique. On peut alors traiter ces variations en considérant une rugosité moyenne par rapport à ces hétérogénéités. Seules des variations sur de plus grandes distances (supérieures à 1 km) peuvent réellement modifier la CLA.

Les situations où l'effet d'un saut de rugosité est important s'observent sur les côtes (limite terre-mer) ou à la frontière entre une zone rurale et une zone urbaine ou industrielle. Il faut noter que ces processus sont souvent associés à des effets thermiques liés aux différences de propriétés des surfaces. Nous reviendrons sur ces phénomènes au paragraphe 3.2.3.3.

3.2.3. LA COUCHE LIMITE DE SURFACE THERMIQUEMENT STRATIFIEE

En réalité, la couche limite atmosphérique présente souvent une stratification thermique différente de la stratification neutre. Dans ce paragraphe, nous décrivons les caractéristiques de la couche limite de surface thermiquement stable ou instable.

3.2.3.1. Description qualitative d'une couche limite stratifiée

Bilan énergétique du sol

L'état de stratification de la couche limite atmosphérique dépend essentiellement de la valeur du flux de chaleur échangé entre le sol et l'atmosphère.

Le bilan énergétique de la surface du sol peut être exprimé sous la forme (voir également la Figure 36-b) :

$$R_n = H_0 + Q_E + Q_G \quad (3.26)$$

où

- **R_n est le flux radiatif net** : c'est la résultante de tous les flux radiatifs reçus ou émis par la surface du sol. Il peut être modélisé par l'équation 3.9.
- **H_0 est le flux de chaleur sensible** : c'est le flux de chaleur échangé par convection entre la surface du sol et l'air atmosphérique. C'est ce terme qui influence la stratification atmosphérique. Il se modélise par différence en déterminant les trois autres termes de l'équation 3.26 (on utilise la relation $H_0 = R_n - Q_E - Q_G$).
- **Q_E est le flux de chaleur latente** : c'est le flux de chaleur évacué par l'eau est s'évaporant. Pour exprimer ce flux, on le relie généralement au flux de chaleur sensible (Holtslag et Van Ulden, 1983).
- **Q_G est le flux dans le sol** : C'est le flux qui pénètre dans le sol par conduction thermique. Ce terme dépend de l'état thermique du sol qui est généralement assez mal connu. En connaissant l'historique de la température de surface, il est possible de modéliser l'évolution de ce terme.

La détermination des différents termes de l'équation 3.26 constitue un problème couplé qui est souvent traité dans les préprocesseurs météorologiques des modèles de dispersion atmosphériques. Les détails des approches disponibles pour résoudre ce problème sont présentés par Holtslag et Van Ulden (1983) ou par Fisher *et al.* (1998). L'allure de l'évolution standard des quatre termes de 3.26 est illustrée sur la Figure 36-b.

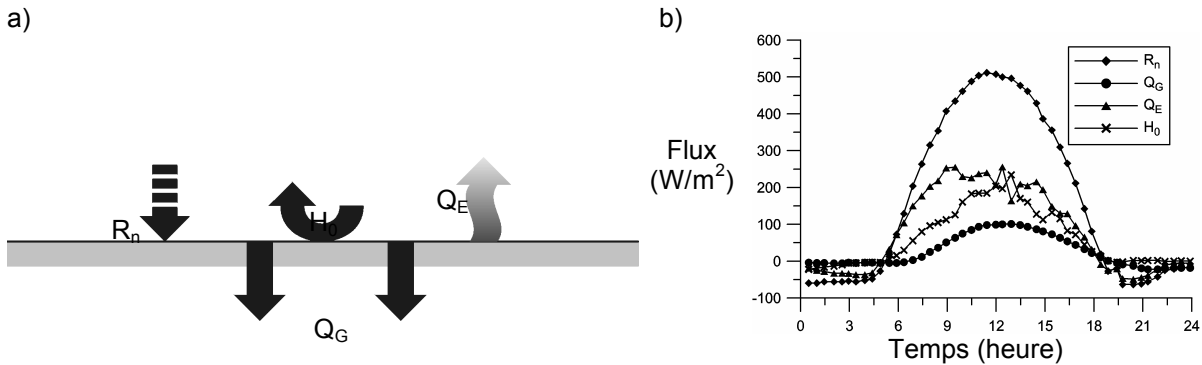


Figure 36 : (a) Bilan énergétique du sol et (b) évolution journalière standard des différents termes de l'équation 3.26 (par convention, on considère que R_n et Q_G sont positifs lorsqu'ils sont orientés vers le bas et que H_0 et Q_E sont positifs lorsqu'ils sont orientés vers le haut).

Du point de vue de la dispersion, la principale conclusion à retenir est que généralement, durant la journée, le flux H_0 est positif (= orienté vers le haut : le sol réchauffe l'atmosphère) tandis que durant la nuit, H_0 est négatif (= orienté vers le bas : l'atmosphère se refroidit par le sol).

Instabilité de Rayleigh-Bénard

Afin de mieux comprendre la structure thermique dans la couche limite atmosphérique sous l'effet d'un flux de chaleur (positif ou négatif) imposé au niveau du sol, nous allons tout d'abord nous intéresser au problème académique d'une couche de fluide au repos comprise entre deux parois solides maintenues à des températures différentes T_{haut} et T_{bas} (cf. Figure 37).

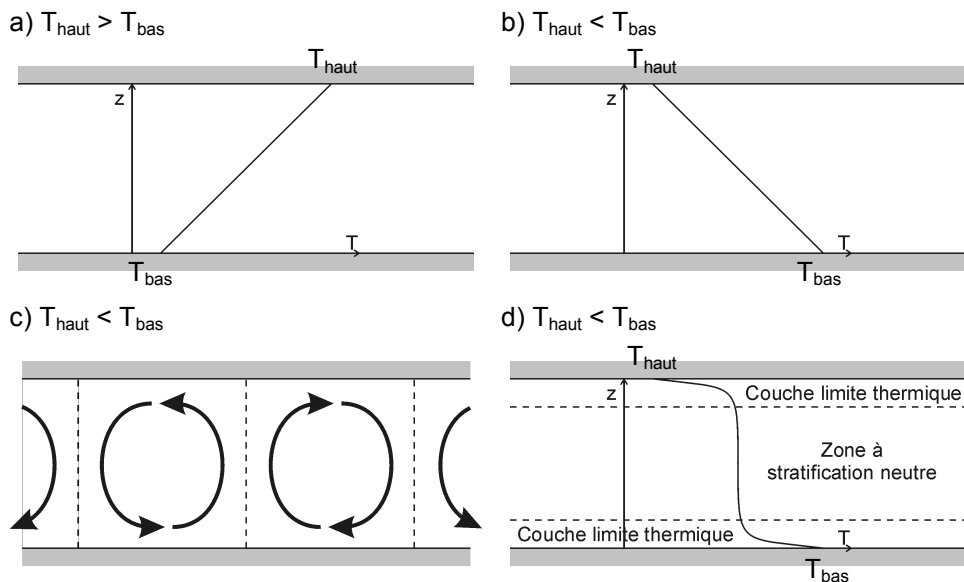


Figure 37 : Profils de température dans une couche de fluide comprise entre deux plaques planes.

Si la température des deux plaques est identique ($T_{haut} = T_{bas}$), la température du fluide est uniforme entre les deux plaques. La stratification est alors neutre.

Si $T_{\text{haut}} > T_{\text{bas}}$, le flux de chaleur est orienté du haut vers le bas. Le fluide est plus lourd dans la partie inférieure que dans la partie supérieure. Il est donc en équilibre stable du point de vue des forces de flottabilité et aucun mouvement n'apparaît. L'échange thermique associé à la différence de température s'effectue alors uniquement par conduction si bien qu'il s'établit un gradient linéaire de température entre les deux plaques (cf. Figure 37–a).

Si $T_{\text{haut}} < T_{\text{bas}}$, le flux de chaleur est orienté du bas vers le haut. Le fluide situé en haut est plus lourd que le fluide situé en bas. En l'absence de mouvement, le gradient thermique entre les deux plaques est linéaire (cf. Figure 37–b). Au-delà d'une valeur critique de la différence ($T_{\text{bas}} - T_{\text{haut}}$), l'équilibre devient instable (*instabilité de Rayleigh-Bénard*) et des mouvements convectifs apparaissent, visant à faire passer le fluide le plus lourd en dessous du plus léger (cf. Figure 37–c). Ces mouvements forment des recirculations qui s'organisent en cellule contra-rotatives. Ils provoquent une homogénéisation de la température entre les plaques, à l'exception de deux zones, situées à proximité des parois, où s'effectue toute la variation de température (cf. Figure 37–d). Ces zones sont appelées *couches limites thermiques*. Dans la partie centrale du fluide, appelée *couche de mélange*, on observe quasiment une stratification neutre.

Même si les conditions imposées dans les situations stables et instables peuvent sembler symétriques, on observe donc que les structures thermiques et dynamiques qui résultent de ces deux états sont totalement différentes. Des comportements similaires apparaissent dans l'atmosphère.

Structure thermique d'une couche limite stratifiée

La couche limite atmosphérique ne correspond pas exactement à la situation décrite ci-dessus mais les observations effectuées dans le cas précédent permettent d'expliquer les phénomènes observés dans la CLA.

Dans l'atmosphère, lorsqu'au cours de la journée le flux de chaleur apporté par le sol est positif, une instabilité de Rayleigh-Bénard conduit à l'établissement d'une couche convective sur toute l'épaisseur de la couche limite. La couche limite thermique qui s'établit dans la partie inférieure de cette couche correspond à la couche limite de surface. Nous présenterons au paragraphe 3.2.3.2 une théorie permettant de décrire le profil de température dans la CLS. Au-dessus de cette couche, les mouvements de convection conduisent à rétablir un profil de stratification neutre : c'est la *couche de mélange*. Le profil de température potentielle dans la couche limite atmosphérique est illustrée sur la Figure 31.

Au cours de la nuit, le flux de chaleur devient orienté de l'atmosphère vers le sol et conduit à un refroidissement de la CLA par le bas. La couche limite n'est alors en principe constituée que d'une seule couche dans laquelle la température évolue continûment. Cette couche unique correspond à la couche limite stable. En pratique, il faut cependant inclure dans la CLA nocturne la couche résiduelle, qui résulte de l'action des mouvements convectifs au cours de la journée précédente (cf. Figure 31).

Caractéristiques turbulentes d'une couche limite stratifiée

Dans une couche limite neutre ou stable, la turbulence de l'écoulement est uniquement d'origine mécanique (due au frottement du fluide sur lui-même). L'existence d'une stratification stable conduit même à une destruction de la turbulence sous l'effet de la stabilité. Nous avons mentionné, au paragraphe 3.2.2.3, que la production mécanique de turbulence est d'autant plus forte que l'on se rapproche du sol. Cela signifie qu'en situation stable, on peut distinguer deux couches distinctes :

- Une couche située au voisinage du sol, de hauteur égale à L_{MO} , à l'intérieur de laquelle la production mécanique de turbulence est plus forte que la destruction par la stabilité.
- Une couche, située au-dessus de $z = L_{MO}$, à l'intérieur de laquelle les termes de destruction par la stabilité l'emportent sur les termes de production mécanique.

La longueur L_{MO} est appelée longueur de Monin-Obukhov. Nous montrerons au paragraphe 3.2.3.2 que cette longueur est à la base de la théorie de la couche limite de surface.

Dans une couche limite instable (ou convective), les effets thermiques créent de la turbulence qui vient s'ajouter à la turbulence produite mécaniquement. On peut là encore distinguer deux zones, selon l'importance relative des deux phénomènes :

- Une couche située au voisinage du sol, de hauteur égale à L'_{MO} , à l'intérieur de laquelle la production mécanique de turbulence est plus forte que la production par les effets convectifs.
- Une couche, située au-dessus de $z = L'_{MO}$, à l'intérieur de laquelle la production convective de turbulence l'emporte sur la production mécanique.

Par convention, on choisit de définir la longueur de Monin-Obukhov en atmosphère instable comme $L_{MO} = - L'_{MO}$. L'action de la stratification thermique sur la turbulence est résumée dans le Tableau 8.

Stratification	Rôle des effets mécaniques sur la turbulence	Rôle des effets thermiques sur la turbulence	Intensité de turbulence	Comportements pour $z < L_{MO}$	Comportements pour $z > L_{MO}$
Stable	Production	Destruction	Faible	Prod. Mécanique > Destr. Thermique	Prod. Mécanique < Destr. Thermique
Neutre	Production	Aucun	Moyenne	-	-
Instable	Production	Production	Forte	Prod. Mécanique > Prod. Thermique	Prod. Mécanique < Prod. Thermique

Tableau 8 : Actions comparées des effets mécaniques et thermiques sur la turbulence.

Au paragraphe 2.2.3, il est démontré que l'étalement d'un panache de polluants dépend directement des caractéristiques de la turbulence et en particulier des fluctuations de vitesse σ_u , σ_v et σ_w . Or la stratification thermique influence fortement ces fluctuations et plus particulièrement les fluctuations de vitesse verticale. Dans une atmosphère neutre ou stable, les fluctuations verticales de vitesse ont une fonction de densité de probabilité approximativement gaussienne autour de zéro (cf. Figure 38). Cela signifie qu'il existe la même probabilité d'avoir une particule de fluide se déplaçant à une certaine vitesse vers le haut ou vers le bas. Ce comportement explique en partie que la distribution de concentration, associée à une source ponctuelle de polluants, soit gaussienne.

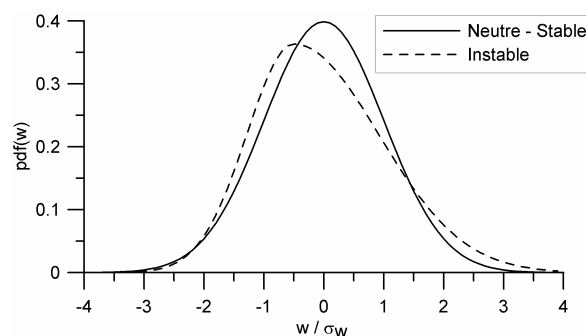


Figure 38 : Densité de probabilité des fluctuations verticales de vitesse en fonction de l'état de stabilité thermique de l'atmosphère.

En atmosphère instable, on observe expérimentalement que malgré la symétrie du problème, il n'y a pas de symétrie dans la fonction de distribution des vitesses verticales. En effet, on constate sur la Figure 38 que les mouvements orientés vers le haut sont plus rapides mais moins fréquents que les mouvements orientés vers le bas. Ce phénomène s'explique par une différence d'inertie entre l'air chaud et l'air froid. L'air chaud (qui monte) a moins d'inertie et se met plus facilement en mouvement que l'air froid qui descend. C'est pourquoi il peut atteindre des vitesses plus rapides. Pour garantir que la vitesse moyenne reste nulle, il faut donc que les mouvements descendants, qui sont plus lents, soient plus fréquents.

Cette fonction de distribution non gaussienne des vitesses se répercute directement sur la répartition de concentration dans un panache, qui prend une allure analogue à celle de la Figure 38. Nous reviendrons sur ce résultat au paragraphe 4.2.

3.2.3.2. Théorie de similitude

Dans le paragraphe précédent, nous avons présenté des résultats essentiellement qualitatifs sur la structure thermique de la CLA. Au cours de ce paragraphe, nous présentons la théorie de similitude de Monin-Obukhov qui permet de décrire plus quantitativement les caractéristiques dynamiques et thermiques de cette couche.

La théorie de Monin-Obukhov fait intervenir plusieurs variables caractéristiques des échelles du problème considéré :

- **La vitesse de frottement u_* .**
- **La longueur de Monin-Obukhov L_{MO}** : nous avons introduit au paragraphe précédent la signification physique de cette longueur. En réalité, cette longueur est définie par la relation :

$$L_{MO} = \frac{u_*^2}{\kappa(g/T_0)\theta_*} = \frac{-\rho C_p u_*^3}{\kappa(g/T_0)H_0} \quad (3.27)$$

Les valeurs de L_{MO} permettent de distinguer les différents états de stabilité thermique de l'atmosphère : $L_{MO} > 0$ en stable, $L_{MO} < 0$ en instable et $L_{MO} \rightarrow \infty$ en neutre.

- **La température de frottement θ_*** : cette échelle de température est définie par la relation :

$$\theta_* = \frac{-H_0}{\rho C_p u_*} \quad (3.28)$$

La théorie de similitude de Monin-Obukhov est fondée sur l'idée que les gradients verticaux de quantité de mouvement et de température potentielle, adimensionnés par les paramètres précédents, ne peuvent dépendre que de la variable $\zeta = z / L_{MO}$:

$$\begin{cases} \kappa z \frac{\partial u}{u_* \partial z} = \varphi_m(\zeta) \\ \kappa z \frac{\partial \theta}{\theta_* \partial z} = \varphi_h(\zeta) \end{cases} \quad (3.29)$$

Les fonctions de forme φ_m et φ_h peuvent être déterminées à partir d'expériences dans l'atmosphère. La relation la plus couramment utilisée a été proposée par Businger *et al.* (1971) :

$$\begin{cases} \varphi_m(\zeta) = \sqrt{\varphi_h(\zeta)} = (1-16\zeta)^{-1/4} & \text{si } L_{MO} < 0 \text{ (cas instable)} \\ \varphi_m(\zeta) = \varphi_h(\zeta) = 1 & \text{si } L_{MO} = 0 \text{ (cas neutre)} \\ \varphi_m(\zeta) = \varphi_h(\zeta) = 1+5\zeta & \text{si } L_{MO} > 0 \text{ (cas stable)} \end{cases} \quad (3.30)$$

L'intégration sur z des équations 3.29 fournit les profils de vitesse et de température potentielle :

$$\begin{cases} u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \left[\ln\left(\frac{z}{z_0}\right) - \psi_m(\zeta) \right] & \text{avec } \psi_m(\zeta) = \int [1 - \varphi_m(s)] d(\ln(s)) \\ \theta(z) - \theta_0 = \frac{\theta_*}{\kappa} \left[\ln\left(\frac{z}{z_{0T}}\right) - \psi_h(\zeta) \right] & \text{avec } \psi_h(\zeta) = \int [1 - \varphi_h(s)] d(\ln(s)) \end{cases} \quad (3.31)$$

où θ_0 est la température potentielle au sol et z_{0T} la rugosité thermique. Les fonctions ψ_m et ψ_h , calculées à partir des équations 3.30, sont :

$$\begin{cases} \psi_m(\zeta) = 2 \ln\left[\frac{1+x}{2}\right] + \ln\left[\frac{1+x^2}{2}\right] - 2\arctan(x) + \pi/2 \\ \psi_h(\zeta) = 2 \ln\left[\frac{1+x^2}{2}\right] \end{cases} \quad \text{si } L_{MO} < 0 \text{ (cas instable)} \\ \psi_m(\zeta) = \psi_h(\zeta) = 0 & \text{si } L_{MO} = 0 \text{ (cas neutre)} \\ \psi_m(\zeta) = \psi_h(\zeta) = -5\zeta & \text{si } L_{MO} > 0 \text{ (cas stable)} \end{cases} \quad \text{avec } x = (1-16\zeta)^{1/4} \quad (3.32)$$

En intégrant les équations 3.32 dans 3.31, il est possible de représenter le profil de vitesse dans la CLS pour différents états de stabilité thermique (cf. Figure 39-a). On observe en particulier que l'augmentation de turbulence en régime instable crée une homogénéisation de la vitesse dans la couche limite (profil plus "plat") alors que la diminution de turbulence en régime stable augmente le cisaillement du profil de vitesse.

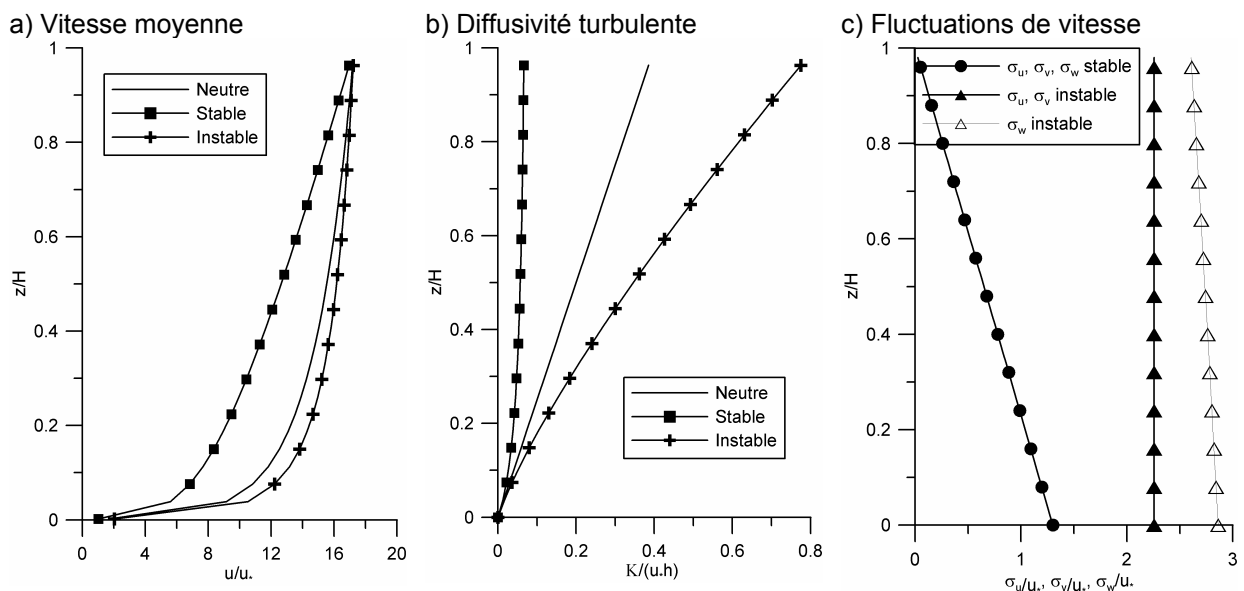


Figure 39 : Profil de vitesse (a), de diffusivité turbulente (b) et de fluctuations de vitesse (c) pour différents états de stabilité thermique de la CLA.

La théorie de similitude permet également de déterminer les profils d'évolution des grandeurs turbulentes. A partir des équations 3.29 et 3.13, il est possible d'exprimer le coefficient de diffusivité turbulente K dans le cas général d'une atmosphère stratifiée :

$$K = \frac{\kappa u_* z}{\phi_m(\zeta)} \tag{3.33}$$

Le profil de K, illustré sur la Figure 39-b pour différents états de stabilité, confirme que la capacité de l'atmosphère à "mélanger" est d'autant plus importante que cette atmosphère est instable.

L'équation de conservation de l'énergie cinétique turbulente peut être réécrite en prenant en compte le terme de production ou de destruction de turbulence par les effets thermiques :

$$\underbrace{-\overline{u'w'}}_{\text{Production mécanique d'énergie turbulente}} \frac{\partial u}{\partial z} + \underbrace{\frac{g}{\theta} \overline{w'\theta'}}_{\text{Production thermique d'énergie turbulente}} - \underbrace{\varepsilon}_{\text{Dissipation d'énergie turbulente}} = -\overline{u'w'} \frac{\partial u}{\partial z} (1 - Ri) - \varepsilon = 0 \tag{3.34}$$

où Ri est le nombre de Richardson, défini ici par :

$$Ri = \zeta \frac{\phi_h(\zeta)}{\phi_m^2(\zeta)} \tag{3.35}$$

Les termes de production totale et de dissipation d'énergie turbulente peuvent alors s'écrire :

$$P_k = \varepsilon = \frac{u_*^3}{\kappa z} \phi_m(\zeta) (1 - Ri) \tag{3.36}$$

Le niveau de turbulence peut être caractérisé par les profils des écarts-types de fluctuations de vitesse σ_u , σ_v et σ_w . Les expériences sur le terrain ont permis de montrer que ces écarts-types ne dépendaient pas uniquement de z / L_{MO} (limite de validité de la théorie de similitude). L'allure de ces profils est décrite par les relations suivantes (voir aussi la Figure 39-c) :

$$\left. \begin{cases} \frac{\sigma_u}{u_*} = \frac{\sigma_v}{u_*} = (12 - 0,5h/L_{MO})^{1/3} \\ \frac{\sigma_w}{u_*} = 1,25(12 - 3z/L_{MO})^{1/3} \end{cases} \right\} \text{ si } L_{MO} < 0 - \text{cas instable (Panofsky et al., 1977)} \tag{3.37}$$

$$\frac{\sigma_u}{u_*} = \frac{\sigma_v}{u_*} = \frac{\sigma_w}{u_*} = 1,3(1 - z/h) \text{ si } L_{MO} > 0 - \text{cas stable (Hanna, 1982)}$$

On constate qu'en atmosphère stable, la turbulence est isotrope (identique dans les trois directions). En atmosphère instable, cette turbulence est plus élevée. Elle est également plus forte selon la verticale que dans le plan horizontal.

3.2.3.3. Effets spécifiques sur un terrain hétérogène

La théorie de similitude de Monin-Obukhov fournit une description de la couche limite de surface sur un terrain plat de caractéristiques homogènes. Lorsque les propriétés du sol varient spatialement, il apparaît des comportements spécifiques qui ne peuvent pas être décrits par cette théorie. Comme dans le cas d'une atmosphère neutre (cf. paragraphe 3.2.2.4), on peut en première approximation considérer que l'extension verticale des perturbations associées à ces hétérogénéités augmente avec la taille caractéristique des hétérogénéités. Par exemple, une différence de propriétés thermique entre deux façades d'un bâtiment aura une influence sur une distance caractéristique de l'ordre de la taille du bâtiment, alors que les différences de propriétés entre une ville (dans sa globalité) et la campagne environnante auront des effets sur toute

l'épaisseur de la couche limite urbaine. Il existe une multitude de situations pour lesquelles des effets analogues peuvent être observés. Nous présentons ici les deux principales situations qui nécessitent une prise en compte particulière dans une modélisation de la dispersion atmosphérique.

Brises côtières

Les différences de caractéristiques dynamiques et surtout thermiques entre une surface terrestre et une étendue d'eau (lac, mer ou océan) génèrent des circulations particulières, à la limite entre ces deux surfaces, appelées *brises côtières*. Ces mouvements sont illustrés sur la Figure 40.

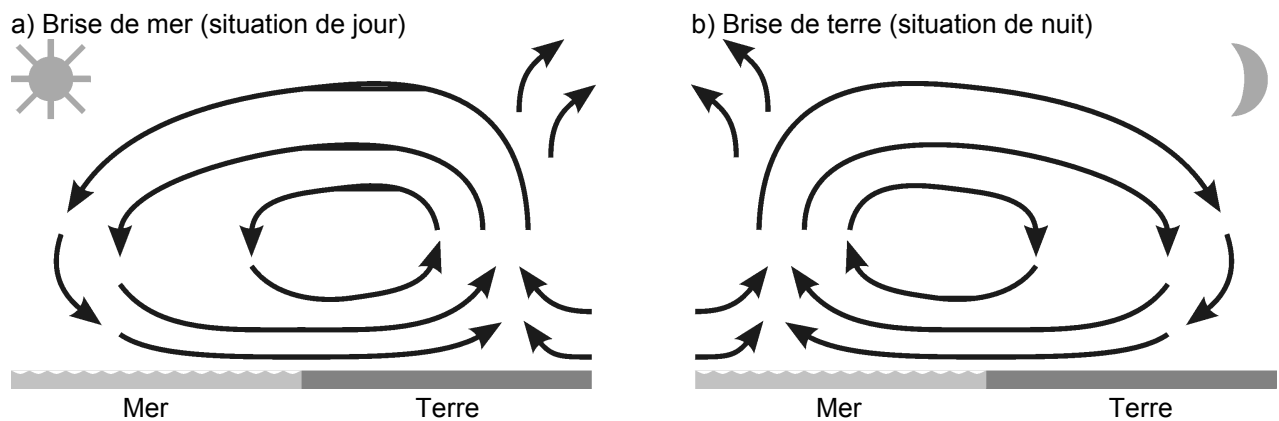


Figure 40 : Circulation du vent en situation de brises côtières.

La valeur élevée de la capacité thermique de l'eau limite l'amplitude des variations de la température de surface de la mer au cours du cycle jour-nuit. Par contre, la température de la surface terrestre admet des variations beaucoup plus importantes. Il en résulte que la terre est plus chaude que la mer durant la journée et qu'elle est plus froide au cours de la nuit. Le réchauffement différentiel des masses d'air situées au-dessus de la mer et de la terre conduit à des différences de densité qui aboutissent à l'établissement d'un courant perpendiculaire à la côte orienté de la mer vers la terre au cours de la journée (brise de mer) et de la terre vers la mer au cours de la nuit (brise de terre).

Les caractéristiques de la brise de mer sont mieux connues en raison de son développement sur la surface terrestre (Stull, 1988). Ce phénomène peut conduire à des vitesses horizontales élevées (plusieurs mètres par seconde). Les vitesses ascendantes au-dessus de la terre varient entre 0,5 et 2,5 m/s. Pour compenser le courant circulant de la mer vers la terre, un courant en sens inverse se forme en altitude, avec des vitesses entre 1 et 2 m/s. L'extension verticale de la brise de mer varie entre 100 et 500 m tandis que l'épaisseur caractéristique de la circulation complète (incluant le courant de retour) varie entre 500 et 2000 m. Le front de pénétration de la brise de mer à l'intérieur des terres avance au cours de la journée et peut atteindre une distance de 20 à 50 km des côtes.

Nous reviendrons au paragraphe 4.2 sur l'influence des brises côtières sur la dispersion atmosphérique de polluants émis au voisinage des côtes.

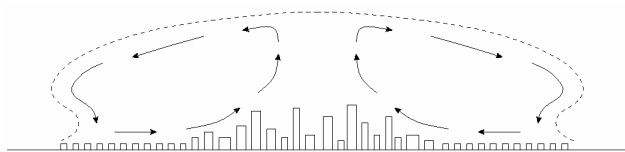
Ilot de chaleur urbain ou industriel

Au-dessus d'une agglomération ou d'un site industriel, le comportement de la CLS est modifié. En effet, les caractéristiques d'un sol urbain ou industriel sont différentes de celles correspondant à un sol rural. La présence de nombreux bâtiments renforce la rugosité aérodynamique du sol, avec des valeurs de z_0 de l'ordre du mètre contre quelques millimètres pour une prairie (cf. paragraphe 3.2.2.2). Les spécificités d'un milieu urbain ou industriel perturbent également le bilan énergétique. Les matériaux utilisés (béton, goudron, baies

vitrées, ...) ont en moyenne une albédo plus faible qu'un sol de campagne, ce qui signifie qu'ils absorbent plus de chaleur. De plus, le piégeage du rayonnement par des réflexions multiples entre les bâtiments provoque une diminution de l'albédo effective pouvant atteindre un facteur 2 (Oke, 1988). Ce renforcement du rayonnement infrarouge réémis par le sol, est combiné à la présence au-dessus de ces sites de particules polluantes et de gaz à effet de serre. A cela s'ajoutent le faible taux de végétalisation et le développement des réseaux souterrains d'assainissement qui tendent à diminuer le flux de chaleur latente lié à l'évapo-transpiration. Enfin, en raison de l'activité humaine, la production de chaleur est renforcée. Tous ces effets contribuent à créer un réchauffement de l'atmosphère au-dessus des zones urbaines ou industrielles, effet appelé *îlot de chaleur*. On considère ainsi que l'écart de température entre l'intérieur et l'extérieur d'une ville varie entre 2°C à 12°C (Landsberg, 1981).

La longueur caractéristique horizontale de l'hétérogénéité liée à une ville ou à un complexe industriel est du même ordre de grandeur que l'épaisseur de la couche limite atmosphérique, si bien que l'équilibre de celle-ci ne peut plus être atteint. Il se développe alors des écoulements spécifiques à l'agglomération. La Figure 41 illustre les principaux comportements observés. Lorsque l'intensité du vent est supérieure à 3 m/s, la discontinuité des conditions de paroi génère le développement de couches limites internes, dominées par les effets dynamiques. La turbulence est principalement d'origine mécanique. En dessous de 3 m/s, des mouvements convectifs, liés au réchauffement du site, apparaissent et forment un dôme convectif, dans lequel la turbulence d'origine thermique prédomine. En pratique, les phénomènes réels sont plus complexes et on observe généralement une combinaison de ces deux situations.

a) $u < 3$ m/s : Dôme convectif



b) $u > 3$ m/s : Panache urbain

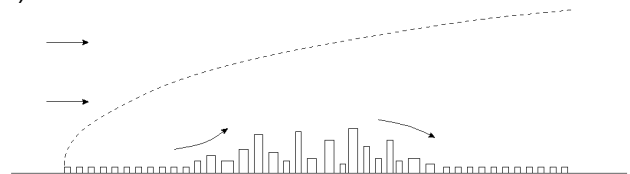


Figure 41 : Ecoulement au-dessus d'une agglomération ou d'un site industriel (d'après Oke, 1979).

Ces différents mouvements internes aux agglomérations et aux grands complexes industriels jouent un rôle essentiel dans l'étude de la dispersion atmosphérique.

3.3. INFLUENCE DU RELIEF

La présence de relief est un élément important à considérer dans l'étude de la dispersion atmosphérique de polluants. En effet, comme nous le verrons par la suite, le comportement d'un panache peut être sensiblement modifié par la présence d'une colline, d'une vallée ou d'un relief montagneux. Dans l'évaluation de l'impact d'un rejet industriel, la mauvaise représentation de l'effet d'un relief peut conduire soit à une surestimation des conséquences, qui entraînera des décisions inutiles et coûteuses, soit à une sous-estimation des concentrations, pouvant induire des conséquences dommageables (plaintes, amendes). Les situations typiques où la présence d'un relief peut conduire à des niveaux de pollution plus élevés que dans le cas d'un terrain plat sont :

- Situation où l'écoulement induit par le relief conduit à rabattre vers le sol des polluants émis en altitude (exemple de l'impact d'un panache sur un relief en situation stable)
- Situation où la morphologie du relief conduit à un confinement des polluants (exemple des polluants émis dans une vallée et bloqués par une couche d'inversion). Ces situations peuvent générer des concentrations fortes loin de la source.

Il est donc important d'étudier l'influence du relief sur l'écoulement atmosphérique, qui est le vecteur de la pollution. Depuis plus de 30 ans, de très nombreux travaux ont porté sur l'étude et la modélisation de l'écoulement atmosphérique en présence de relief. Pour une revue générale des écoulements sur relief, on se référera aux ouvrages de Blumen (1990) ou Kaimal et Finnigan (1994). Dans le paragraphe 3.3.1, nous rappelons les principales caractéristiques d'un écoulement en présence de relief. Dans le paragraphe 3.3.2, nous proposons une revue des techniques de modélisation permettant de prendre en compte le relief.

3.3.1. DESCRIPTION PHENOMENOLOGIQUE DE L'ECOULEMENT SUR UN RELIEF

3.3.1.1. Généralités

Le relief est une déformation de la surface terrestre que l'on peut caractériser en tout point par l'altitude du sol repérée par rapport au niveau de la mer. Afin de distinguer les notions de relief et d'obstacle, on considérera que les variations d'altitude sur une distance horizontale supérieure à environ 100 mètres seront classées dans la notion de relief tandis que les variations sur des distances inférieures seront classées dans la rugosité ou les obstacles.

La première conséquence de la variation de l'altitude du sol sur l'écoulement atmosphérique est la possibilité, dans certaines circonstances, d'induire un mouvement vertical de l'air pour franchir le relief. Or nous avons rappelé au paragraphe 3.1.2.3 que l'amplitude des mouvements verticaux dépend de l'état de stabilité atmosphérique. Afin d'évaluer l'interaction possible entre la stabilité thermique et la présence d'un relief, il est utile d'exprimer le temps caractéristique T_s des mouvements verticaux liés à la stratification. Pour cela, on introduit généralement la fréquence de flottabilité de Brunt-Väisälä comme :

$$N = \frac{1}{T_s} = \sqrt{\frac{g}{\theta} \frac{\partial \theta}{\partial z}} \quad (3.38)$$

Physiquement, N correspond à la fréquence des oscillations que l'on observe dans le cas d'une atmosphère stable. On considérera que N peut prendre des valeurs réelles positives ou nulles.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Les principaux effets induits par la présence d'un relief sur l'écoulement atmosphérique peuvent être classés en fonction de la proximité de ce relief :

- **Écoulement en champ proche** : dans le champ proche du relief, on distinguera :
 - **La modification et la déviation de l'écoulement incident lors du franchissement du relief.** Ce mouvement résulte de l'obstruction générée par le relief qui oblige une partie du fluide à passer au-dessus de la montagne ou à la contourner, selon le degré de stabilité.
 - **Les écoulements thermiques forcés par le relief.** L'inclinaison des pentes du relief induit des effets d'ombrage et un forçage thermique qui varie d'un côté à l'autre de la montagne. Il en résulte des mouvements de brises thermiques plus ou moins complexes.
- **Sillage en champ lointain** : en champ lointain, on distinguera :
 - **Le sillage aérodynamique.** La force de traînée générée par la présence du relief induit un déficit de vitesse dans le sillage de ce relief. Le comportement observé est analogue à celui d'un sillage aérodynamique classique (diminution et étalement transversal du déficit de vitesse lorsque l'on s'éloigne du relief).
 - **Les ondes de relief.** Lorsque l'écoulement arrivant sur le relief est stable, la perturbation verticale induite par celui-ci génère un mouvement oscillatoire qui se propage vers l'aval du relief. Les mouvements d'ondes de relief peuvent se propager ainsi sur plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines de kilomètres en aval, et parfois atteindre le sommet de la troposphère.

Dans la suite, nous décrivons avec plus de détails les caractéristiques de l'écoulement autour de reliefs simples tels qu'une colline ou une vallée.

3.3.1.2. **Écoulement sur une colline isolée**

La colline en forme de cloche est une forme simple de relief qui permet d'identifier les principaux processus mis en jeu. Dans la suite, on considérera une colline bi- ou tridimensionnelle de hauteur h et de dimension horizontale L_h , telle que $L_h \gg h$. Nous décrivons successivement l'écoulement dans les cas d'un vent incident neutre et stable.

Écoulement neutre

Considérons un écoulement de couche limite arrivant sur une colline bidimensionnelle tel que cela est illustré sur la Figure 42. Afin de décrire l'écoulement moyen au-dessus de cette colline, nous avons représenté sur la Figure 43 l'allure des courbes d'évolution de la vitesse entre l'amont et l'aval, à différentes hauteurs au-dessus du relief. A l'amont de la colline et au voisinage du sol, on observe une légère décélération associée à l'augmentation de pression due au blocage du relief. Au sommet de la colline, l'écoulement est fortement accéléré et ce d'autant plus que l'on se rapproche du sol. Sur le versant aval de la colline, il apparaît un déficit de vitesse important, qui peut même dans certains cas conduire à un écoulement de retour (zone de recirculation). Au-delà de cette zone, dans le sillage de la colline, le déficit de quantité de mouvement diffuse progressivement vers le haut et la vitesse augmente pour tendre vers des valeurs correspondant au profil amont.

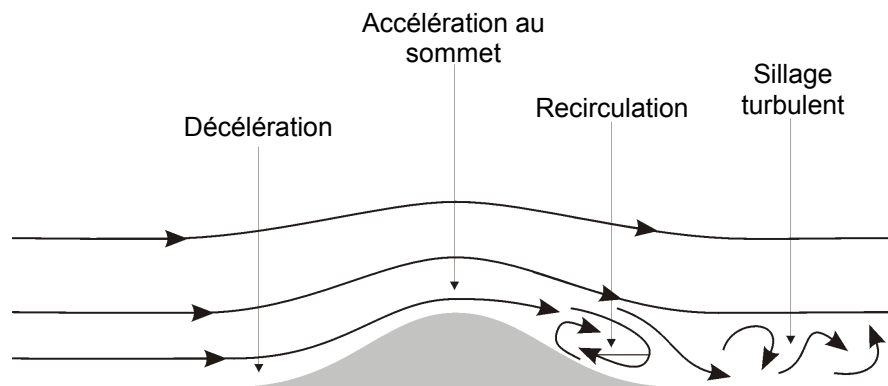


Figure 42 : Ecoulement sur une colline bidimensionnelle.

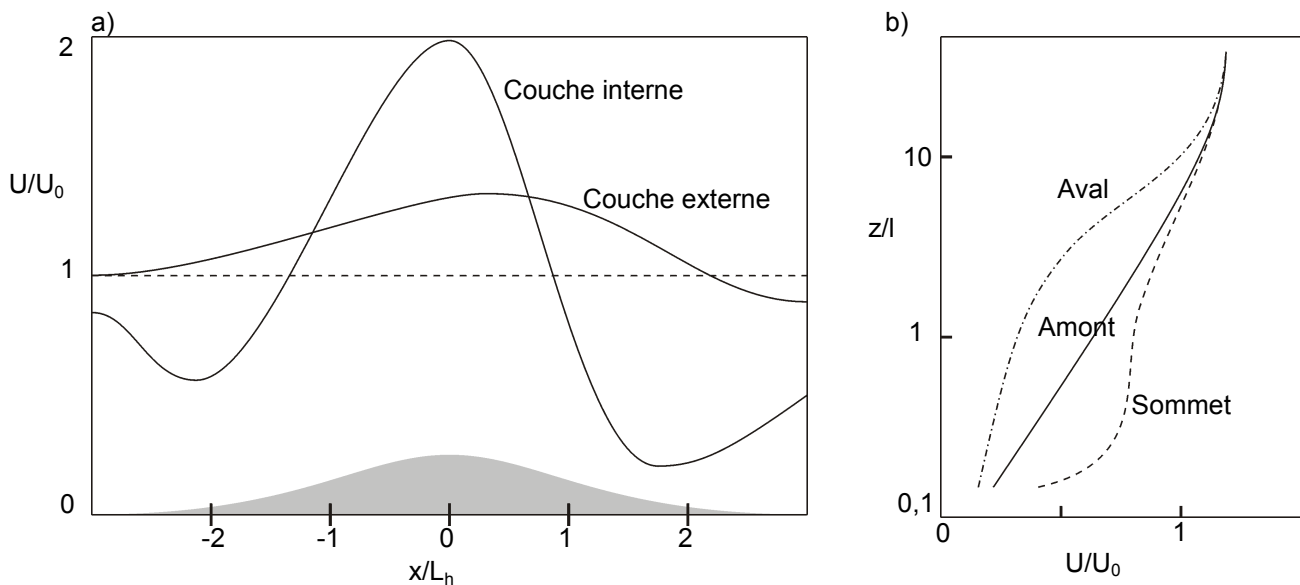


Figure 43 : Allure des évolutions de vitesse au-dessus d'une colline bidimensionnelle. a) Evolution de la vitesse en fonction de x , à deux hauteurs par rapport au relief. b) Profils verticaux de vitesse à l'amont, au-dessus et à l'aval de la colline (la longueur l correspond à l'épaisseur de la couche interne).

Afin de mieux comprendre cet écoulement, il peut être utile de le décomposer en différentes zones en fonction des mécanismes physiques qui contrôlent l'écoulement (Jackson et Hunt, 1975 ; Hunt *et al.*, 1988a). Ces zones sont représentées sur la Figure 44. Dans la zone interne, au voisinage de la surface, l'écoulement est dominé par les effets du cisaillement si bien que le profil vertical de vitesse est analogue au profil incident (avec un décalage correspondant à la hauteur du relief). Dans la couche externe, on considère que l'écoulement n'est soumis qu'à des effets non-visqueux, les effets du frottement au sol n'ayant pas le temps d'agir pendant le temps que met l'écoulement pour franchir la colline. La couche intermédiaire est une zone de transition entre les deux couches précédentes, où les effets visqueux et non-visqueux coexistent. Enfin, en aval de la colline, il se forme une zone de sillage où la turbulence prédomine.

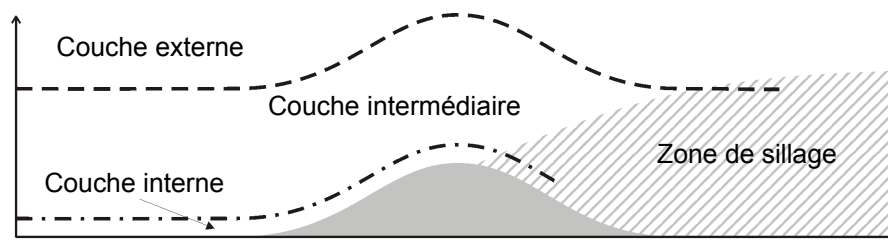


Figure 44 : Différentes zones de l'écoulement sur une colline bidimensionnelle.

Écoulement stratifié

Lorsque l'écoulement incident est thermiquement stratifié (comme nous l'avons expliqué au paragraphe 3.2, l'état convectif se caractérise par un gradient thermique neutre sur la majeure partie de la couche limite ; c'est pourquoi nous ne nous intéresserons qu'à l'effet d'un gradient thermique stable), le comportement du fluide au-dessus d'un relief peut être sensiblement modifié. Dans une première analyse, nous supposons que le temps caractéristique de franchissement du relief par l'écoulement (L_h/U_0) ne permet pas des échanges d'énergie substantiels entre le sol et l'air. Lorsque cette hypothèse n'est plus vérifiée (cas d'un écoulement faible et d'un forçage thermique important), des mouvements de convection libre peuvent se développer et générer des brises de pente. Une description sommaire de ces phénomènes est proposée au paragraphe 3.3.1.3 dans le cas d'une vallée.

Lorsque cette hypothèse est vérifiée, les comportements observés dépendent de la compétition entre les effets d'inertie et de gravité, que l'on peut quantifier au travers de deux temps caractéristiques :

- Le temps caractéristique L_h/U_0 de franchissement du relief par l'écoulement.
- Le temps caractéristique $1/N$ des mouvements verticaux associés à la stabilité.

Le rapport entre ces deux temps caractéristiques permet de définir le nombre de Froude :

$$Fr_h = \frac{U_0}{NL_h} \quad (3.39)$$

Lorsque le nombre de Froude est supérieur à 1, le temps de franchissement est assez long pour que des mouvements verticaux aient le temps de se développer lors du franchissement de la colline. Dans le cas d'une colline 3D (Figure 45-a), cela signifie que l'écoulement franchit la colline en s'élevant verticalement et sans la contourner horizontalement. On observe également une accélération du vent sur le versant aval du relief (déferlement ou "Foehn dynamique"). Lorsque le nombre de Froude est inférieur à 1, le temps de franchissement est trop court pour que des mouvements verticaux aient le temps de se développer si bien que l'écoulement est obligé de contourner le relief horizontalement pour pouvoir le franchir (Figure 45-c et d). Il n'y a alors quasiment pas de mouvement dans le plan vertical.

En présence de stratification thermique, la décomposition de la Figure 44 peut toujours être utilisée. La couche externe est alors dominée par les effets non-visqueux (inertie et gradient de pression) et par la force de flottabilité résultant de la stratification thermique. Dans la couche interne, l'effet de la stratification thermique est négligeable et le frottement sur le sol prédomine.

Les cartographies de la Figure 45 illustrent clairement que la présence de relief couplé à une stratification thermique stable peut fortement affecter l'écoulement atmosphérique et indirectement la dispersion de polluants émis au voisinage de ce relief. La prise en compte de cet effet est donc essentiel pour une bonne estimation des conséquences d'un rejet dans l'atmosphère.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

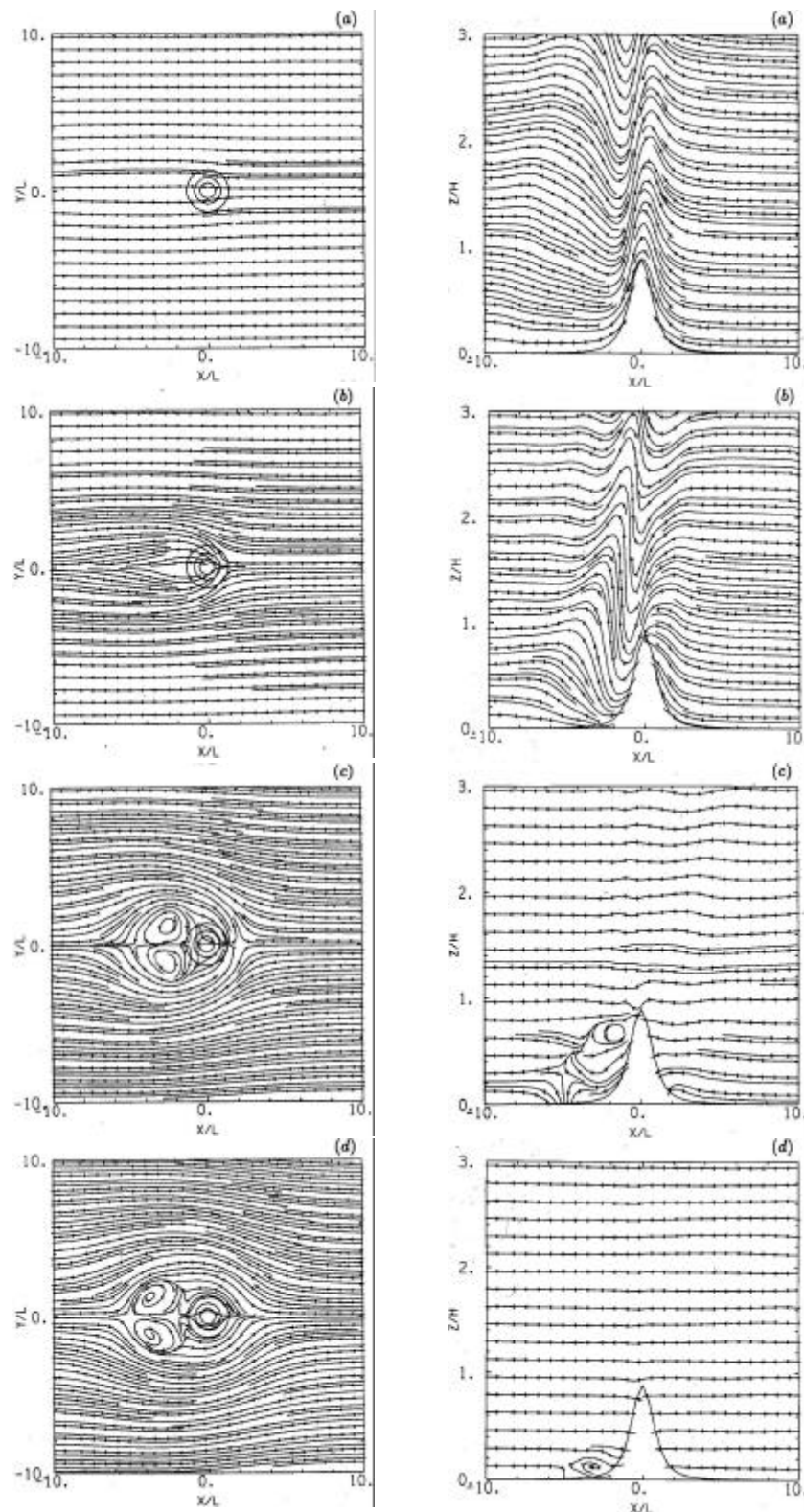


Figure 45 : Lignes de courant de l'écoulement sur une colline tridimensionnelle en forme de cloche, obtenues par simulations numériques (d'après Smolarkiewicz et Rotunno, 1989). L'écoulement circule de la droite vers la gauche. A gauche sont représentées les lignes de courant à la surface et à droite les lignes de courant dans le plan vertical passant par le sommet. Les valeurs du nombre de Froude Fr_h dans l'écoulement amont sont 2,22 (a), 0,66 (b), 0,22 (c) et 0,055 (d).

3.3.1.3. *Ecoulement dans une vallée*

Le relief en forme de vallée est le deuxième type de relief simple que l'on rencontre fréquemment dans la nature. L'écoulement que l'on observe dans une vallée dépend là encore du rapport entre le temps de franchissement et le temps caractéristique des échanges énergétiques avec le sol. Lorsque le temps de franchissement est inférieur au temps d'échange, l'écoulement dans la vallée est contrôlé par le vent géostrophique au-dessus de celle-ci. Les principes évoqués au paragraphe précédent concernant les différentes zones de l'écoulement s'appliquent alors également au cas d'une vallée.

Lorsque le temps de franchissement de la vallée est supérieur au temps d'échange, l'écoulement est contrôlé par des mouvements de convection qui se développent à l'intérieur de la vallée. Dans la plupart des grandes vallées, où l'écoulement extérieur a du mal à pénétrer, cette situation se produit beaucoup plus fréquemment que la précédente et c'est pourquoi nous allons la décrire plus en détail.

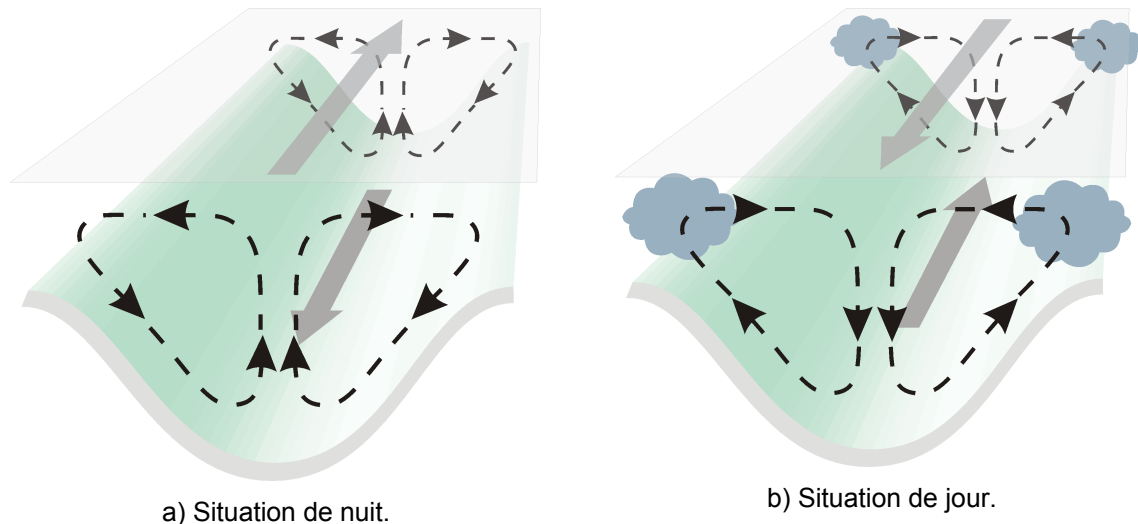


Figure 46 : Brises thermiques dans une vallée. a) Brises descendant les pentes la nuit. b) Brises remontant les pentes le jour et pouvant conduire à la formation de nuages sur les sommets.

Le bilan énergétique de la surface du sol conduit généralement à un flux de chaleur sensible apporté à l'air atmosphérique qui est positif au cours de la journée et négatif durant la nuit. Sur un terrain plat, ce forçage thermique conduit à l'établissement d'une stratification respectivement instable et stable. Lorsque le sol est en pente, comme dans une vallée, la force de gravité conduit à un mouvement permanent appelé *écoulement catabatique* et illustré sur la Figure 46. Pendant la nuit, l'air refroidi par le sol au voisinage des pentes s'écoule par gravité à la fois transversalement et longitudinalement vers le point le plus bas de la vallée. Il en résulte également des mouvements de compensation transversaux (élévation de l'air au centre de la vallée) et longitudinaux (courant qui remonte la vallée au-dessus de celle-ci). Durant la journée, le sens de l'écoulement est complètement inversé avec des brises qui remontent les pentes et des courants de compensation qui descendent au-dessus et au centre de la vallée. La seule différence est qu'il peut se former des nuages convectifs au sommet des montagnes, associés à l'élévation de l'air qui se charge en humidité le long des pentes. En réalité, le phénomène décrit précédemment n'est pas stationnaire au cours de la journée car la hauteur d'inversion en dessous de laquelle se forment les cellules convectives augmente au cours du temps. Cela implique que des polluants émis dans la vallée sont bien mélangés en dessous de cette hauteur mais qu'ils ne peuvent pas diffuser au-dessus. Comme ils ne peuvent pas non plus diffuser

latéralement dans la vallée, les niveaux de concentration peuvent atteindre des valeurs élevées dans cette situation.

3.3.1.4. *Ecoulement sur un relief complexe*

Au-delà des configurations simples d'une colline ou d'une vallée, il est nécessaire d'aborder la question des reliefs complexes que l'on rencontre dans la nature. L'écoulement du vent sur ce type de terrain est constitué de la superposition des différents comportements évoqués précédemment, à savoir des ondes de relief, des mouvements de contournement ou de franchissement des sommets qui dépendent de la stratification thermique, des phénomènes de brises catabatiques au sein des vallées... Il est donc difficile de caractériser ce type d'écoulement par des comportements précis. Afin cependant de distinguer les différentes situations rencontrées, Fisher *et al.* (1998) proposent une classification des reliefs en 3 types :

- **Les collines**, où le relief est peu prononcé. Les résultats présentés pour le cas d'une colline isolée peuvent être appliqués à cette situation.
- **Le terrain complexe**, correspondant à une zone de moyenne montagne et constitué de crêtes et de vallées.
- **Le terrain très complexe**, qui correspond à une situation extrême de terrain complexe, avec des sommets escarpés, des pentes abruptes et des vallées encaissées.

Les trois types précédents sont illustrés par trois exemples sur la Figure 47.

a) Collines autour de Lyon

b) Terrain complexe d'Auvergne

c) Terrain très complexe des Alpes

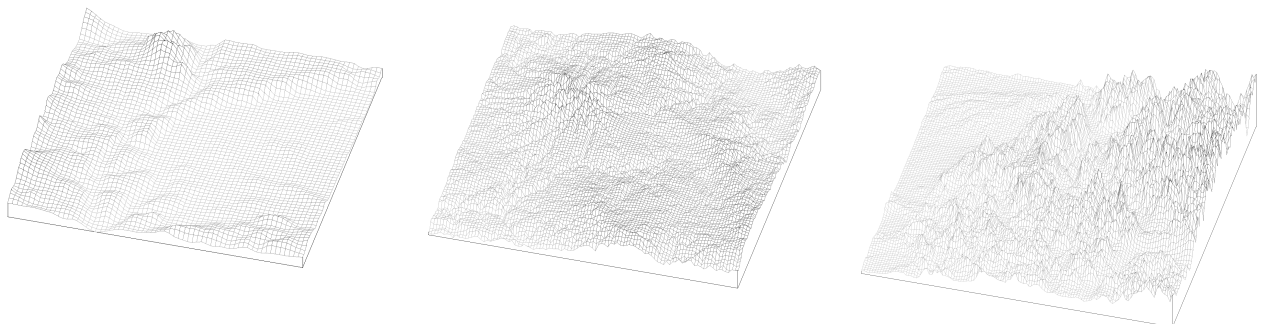


Figure 47 : Différentes formes de relief complexe : a) collines, b) terrain complexe et c) terrain très complexe. L'échelle horizontale est différente sur les trois figures mais le rapport entre l'échelle verticale et l'échelle horizontale (facteur = 10) est conservé.

Dans la suite de ce chapitre, nous allons nous intéresser aux différentes approches de modélisation de l'écoulement sur un relief.

3.3.2. MODELISATION DE L'ECOULEMENT SUR UN RELIEF

Les différentes approches de modélisation peuvent être classées en plusieurs catégories. Nous nous référons ici à la classification, proposée par Fisher *et al.* (1998) dans une synthèse sur le sujet, qui distingue les modèles diagnostiques et les modèles pronostiques.

3.3.2.1. *Modèles diagnostiques*

Un modèle diagnostique permet de reconstituer le champ tridimensionnel stationnaire du vent à partir de valeurs de vitesse fournies en quelques points ou profils (généralement obtenus à l'aide de mesures). Un tel modèle ne permet pas de prévoir l'évolution temporelle du champ de vent à partir d'un état initial (voir les modèles pronostiques) mais il peut être appliqué à différents instants successifs dans la mesure où l'on dispose des données correspondantes. Il existe essentiellement deux méthodes pour reconstituer un champ de vent de façon diagnostique : les approches linéarisées et les approches basées sur l'équation de continuité.

Modèles linéarisés

Le principe d'un modèle linéarisé est de résoudre l'équation du mouvement au-dessus du relief par une méthode de perturbation. Cette approche a été développée par Jackson et Hunt (1975) et Hunt *et al.* (1988a et b). L'écoulement non perturbé est supposé vérifier la loi logarithmique d'un profil de couche limite sur une paroi rugueuse. Afin de tenir compte des différentes couches caractéristiques de l'écoulement (cf. paragraphe 3.3.1.2), la méthode de perturbation est appliquée différemment d'une couche à l'autre, avec des hypothèses de raccordement entre les zones.

Un des principaux intérêts d'une méthode de perturbation est de fournir une solution linéaire du problème posé, qui autorise l'utilisation du principe de superposition de solutions. Ainsi, pour traiter le cas d'un relief quelconque, la topographie est décomposée en modes de Fourier et une solution analytique de l'écoulement est obtenue pour chaque mode. On superpose alors les diverses solutions obtenues pour reconstituer le champ de vent global.

L'avantage de cette méthode est de fournir une solution rapide à calculer, en raison du traitement analytique du problème, de la linéarité de la solution, et du fait qu'il n'est pas nécessaire de mailler tout l'espace mais uniquement la surface du sol. Elle peut donc être mise en œuvre dans des modèles opérationnels, en particulier pour des applications à la dispersion atmosphérique. Cette méthode a cependant plusieurs inconvénients qui en limite l'application. Tout d'abord, l'utilisation d'une solution linéarisée restreint la validité de cette solution au cas d'un relief peu accidenté. Ensuite, il est supposé que le temps caractéristique des échanges énergétiques est long devant le temps de franchissement du relief, si bien qu'il n'est pas possible de simuler des effets de brises thermiques. Enfin, l'utilisation de la transformation de Fourier dans la résolution limite en théorie le modèle à des reliefs périodiques. Même si ce point peut être contourner en rajoutant une zone "d'amortissement" du relief au bord du domaine, il n'en reste pas moins qu'il est difficile avec un tel modèle de maîtriser les conditions aux limites du domaine.

Modèles basés sur l'équation de continuité

Un modèle basé sur l'équation de continuité ("mass-consistent model" en anglais) permet de reconstruire un champ de vent à partir des valeurs de vitesse et de direction du vent fournies en quelques points ou profils. La méthode utilisée dans un tel modèle se décompose en deux étapes :

- **L'interpolation du vent sur un maillage** : à partir des valeurs fournies, le champ de vent est calculé en tout point d'un maillage décrivant le domaine d'étude, à l'aide d'une méthode d'interpolation spécifique. De nombreuses méthodes ont été développées pour interpoler le champ de vent en surface puis en altitude. Sans entrer dans plus de détail, rappelons simplement que le choix de cette méthode est déterminant pour garantir la cohérence physique du champ de vitesse sur l'ensemble du domaine et que deux méthodes différentes fourniront après la procédure d'ajustement des résultats différents.
- **L'ajustement du champ interpolé pour vérifier l'équation de continuité** : une fois que l'on a obtenu un champ de vent interpolé à partir des données initiales, il est important de garantir que ce champ est en accord avec l'équation de continuité, en particulier en présence de relief. Pour cela, on utilise une méthode de minimisation qui consiste à rechercher le champ de vitesse le plus proche du champ interpolé et vérifiant l'équation de continuité. En général, on cherche à minimiser une fonctionnelle du type :

$$J = \int_{\Omega} (U - U_0)^2 + (V - V_0)^2 + \frac{1}{\alpha} (W - W_0)^2 d\Omega \quad (3.40)$$

où Ω est le domaine d'étude, (U_0, V_0, W_0) le champ de vitesse interpolé et (U, V, W) le champ ajusté de divergence nulle. Le paramètre α permet d'ajuster différemment le champ de vitesse selon l'horizontale et la verticale, afin de tenir compte de la stabilité ($\alpha > 1$ en instable, $\alpha = 1$ en neutre et $\alpha < 1$ en stable).

Pour que cette méthode fournisse un champ de vitesse réaliste et reproduise correctement les structures dynamiques de l'écoulement, il est important que :

- La présence du relief constitue le principal terme de forçage de l'écoulement
- Les données météorologiques d'entrée décrivent les principales structures du champ de vitesse.

En effet, il faut garder à l'esprit que ce type de modèle ne permet pas de reproduire des comportements qui ne sont pas implicitement contenus dans les données ou dans la présence du relief. De plus, le champ de vitesse obtenu ne vérifie généralement pas l'équation de conservation de la quantité de mouvement et ne constitue qu'une première approximation du champ de vent réel.

Les avantages d'une telle approche sont sa rapidité de mise en œuvre et son utilisation possible sur a priori n'importe quel type de relief. L'inconvénient majeur, déjà évoqué plus haut, est que la qualité du champ de vent obtenu dépend beaucoup de la quantité, de la position, de la qualité et de la représentativité des données utilisées en entrée du modèle.

3.3.2.2. *Modèles pronostiques*

Un modèle pronostique permet de calculer l'évolution temporelle du champ tridimensionnel du vent, à partir de la connaissance d'un état initial, en résolvant les équations instationnaires du mouvement. De manière générale, cette catégorie de modèle est certainement celle qui fournit les résultats les plus satisfaisants dans le plus grand nombre de cas. Néanmoins, leur mise en œuvre nécessite une quantité importante de données et des ressources informatiques importantes.

Les modèles pronostiques sont basés sur une résolution des équations moyennées de conservation de la masse, de la quantité de mouvement et de l'énergie sur un maillage tridimensionnel du domaine d'étude. Diverses paramétrisations existent pour traiter les conditions limites au niveau du sol, le rayonnement, la turbulence, la présence de vapeur d'eau, etc... Toutes ces paramétrisations peuvent avoir un effet sur la prise en compte du relief mais la seule distinction que nous ferons concerne l'hypothèse faite pour l'équation du mouvement vertical car son impact sur la représentation du relief est déterminante. Nous distinguerons ainsi :

- **Les modèles hydrostatiques** : dans ces modèles, l'équation du mouvement vertical est réduite à l'équilibre hydrostatique entre la gravité et le gradient de pression (cf. équation 3.4). Cela revient à supposer que l'accélération verticale est faible devant les autres termes. La vitesse verticale est obtenue uniquement par conservation de la masse, ce qui facilite la résolution numérique et limite le temps de calcul. Cependant, un tel modèle n'est applicable que dans l'hypothèse où le relief n'est pas trop perturbé et n'induit pas de mouvements verticaux importants.
- **Les modèles non-hydrostatiques** : dans un modèle non-hydrostatique, le mouvement vertical est résolu à partir de l'équation complète du mouvement vertical. La résolution numérique nécessite alors des temps de calculs très importants mais cette approche est indispensable dans le cas d'un relief très accidenté.

3.3.2.3. *Synthèse sur les champs d'application des modèles*

Afin de synthétiser les paragraphes précédents, nous avons rassemblé dans le Tableau 9 les principales caractéristiques des modèles d'écoulement sur relief. Dans le Tableau 10 nous décrivons les modèles adaptés à chaque type de relief.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Type de modèle		Caractéristiques	Données météorologiques nécessaires	Ressources informatiques nécessaires	Remarques
Diagnostic	Linéarisé	Solution linéaire des équations du mouvement avec un profil amont du type couche limite logarithmique	Vitesse et direction en un point ou profil de vitesse	Très limitées	Applicable sur un terrain peu complexe avec des pentes peu prononcées
	Méthode de conservation de la masse	Interpolation du champ de vent et ajustement pour vérifier l'équation de continuité	Vitesse et direction en différents points ou profils + parfois température	Limitées	Peut être appliqué sur tout type de terrain, avec cependant des précautions pour les pentes très prononcées
Prognostique	Hydrostatique	Résolution complète des équations instationnaires du mouvement avec une simplification sur l'équation verticale	Conditions aux limites à grande échelle pour vitesse et direction, température, humidité	Variables	Ne peut pas être appliqué en terrain très complexe ou avec des petites mailles
	Non-hydrostatique	Résolution complète des équations instationnaires du mouvement	Conditions aux limites à grande échelle pour vitesse et direction, température, humidité	Très importantes	Pas de réelles limitations. C'est l'approche la plus performante

Tableau 9 : Synthèse des modèles d'écoulement sur relief (d'après Fisher et al., 1998).

Type de relief	Modèle diagnostique approprié	Modèle prognostique approprié	Echelle caractéristique
Colline isolée avec des pentes peu prononcées	linéarisé		locale
Vallée isolée	conservation de la masse	hydrostatique	locale
Relief de collines	linéarisé	hydrostatique	locale
Terrain complexe	conservation de la masse	hydrostatique / non- hydrostatique	locale-régionale
Terrain très complexe	conservation de la masse	non-hydrostatique	locale-régionale

Tableau 10 : Champs d'application des différents types de modèles d'écoulement sur relief (d'après Fisher et al., 1998).

Les tableaux précédents nous indiquent quel type de modèle il faut choisir lorsque l'on souhaite prendre en compte l'influence d'un relief particulier. Mais avant de faire ce choix, il est important de se demander dans quelles situations il est nécessaire (ou non) de prendre en compte le relief dans l'étude de la dispersion atmosphérique. Au paragraphe 4.5.1, nous présentons l'influence d'un relief sur la dispersion de polluants et nous indiquons dans quelles situations il est important de modéliser l'effet du relief.

3.4. INFLUENCE DES BATIMENTS

La présence d'obstacles et de bâtiments au niveau du sol modifie sensiblement l'écoulement atmosphérique par rapport à un écoulement de couche limite qui se développe sur un sol plan. Ces perturbations de l'écoulement, localisées autour ou dans le sillage des obstacles ont pour effet de modifier le comportement d'un panache de polluants transporté à proximité. Nous verrons plus loin que la modification du panache est d'autant plus importante que la source de polluants est proche du ou des obstacles présents.

Pour décrire les principaux effets des obstacles sur l'écoulement et la dispersion, nous distinguerons le cas d'un obstacle isolé (paragraphe 3.4.1) et le cas d'un groupe d'obstacles interagissant mutuellement (paragraphe 3.4.2). Au paragraphe 3.4.3 nous résumons les approches disponibles pour modéliser l'écoulement autour d'obstacles.

3.4.1. ECOULEMENT AUTOUR D'UN OBSTACLE ISOLE

L'écoulement autour d'un obstacle isolé a fait l'objet par le passé d'une multitude de travaux. Notre objectif ici n'est pas d'en faire une revue détaillée mais plutôt de résumer les principales caractéristiques de cet écoulement. Pour une synthèse détaillée, on pourra se référer aux articles de Hosker (1984, 1985).

Considérons un écoulement de couche limite arrivant sur un obstacle tridimensionnel, comme cela est illustré sur la Figure 48. Les dimensions caractéristiques de l'obstacle dans les directions longitudinale, transversale et verticale sont notées respectivement L , W et H . Le champ de vitesse autour de l'obstacle peut être décomposé en 4 zones :

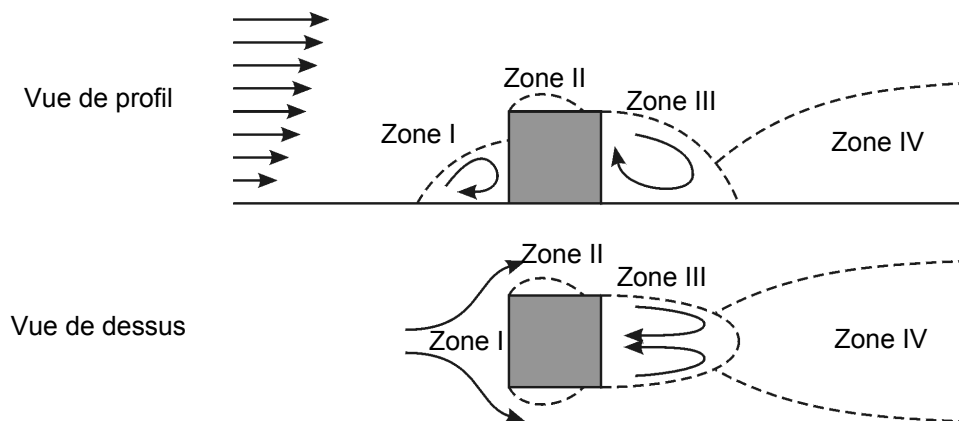


Figure 48 : Écoulement autour d'un obstacle isolé.

- **Zone de déplacement à l'amont de l'obstacle (zone I)** : cette zone est marquée par la déviation des lignes de courant qui conduisent l'écoulement à contourner l'obstacle par les côtés ou par le dessus. D'un point de vue dynamique, l'écoulement est dominé par les forces de pression associées à la présence des parois. La déformation de l'écoulement liée à l'obstacle est trop rapide pour que les effets du frottement visqueux sur les parois aient le temps d'agir et en particulier de créer ou dissiper la turbulence ("distorsion rapide" des structures turbulentes).

A l'amont de l'obstacle se forme une petite recirculation d'axe horizontal. Elle s'étend en amont jusqu'à environ $0,9 H$ à $1,3 H$ et atteint sur la face amont de l'obstacle une hauteur située entre $0,5 H$ et $0,8 H$ (cela dépend de la rugosité du profil de vent incident). Différentes paramétrisations empiriques des dimensions de cette zone sont disponibles dans la

littérature (Hosker, 1985). Le tourbillon est ensuite entraîné latéralement par l'écoulement moyen et prend une forme en "fer à cheval" qui s'étend dans le sillage (cf. Figure 49).

- **Zone de décollement sur le toit et les faces latérales de l'obstacle (zone II)** : lorsque le bâtiment présente des arêtes vives, des recirculations peuvent se former sur le toit et sur les faces latérales. La longueur de ces zones est de l'ordre de la hauteur H (formules empiriques dans Wilson, 1979 ou Hosker, 1985). Le rapport entre cette longueur et la longueur du bâtiment détermine donc s'il y a ou non rattachement de la recirculation à la paroi. Cette condition détermine fortement les caractéristiques de la zone de recirculation qui se forme dans le sillage de l'obstacle.
- **Zone de recirculation dans le sillage proche (zone III)** : dans le sillage de l'obstacle se forme une zone de recirculation (ou zone de cavité) dont la structure détaillée est particulièrement complexe (cf. Figure 49). Les dimensions caractéristiques de la zone de recirculation sont connues à travers plusieurs résultats expérimentaux et relations empiriques. Ces dimensions dépendent généralement des dimensions de l'obstacle et du rattachement (ou non) des recirculations latérales. Nous avons en particulier reporté, sur la Figure 50, l'évolution de l'extension longitudinale de cette zone en fonction du rapport W/H .

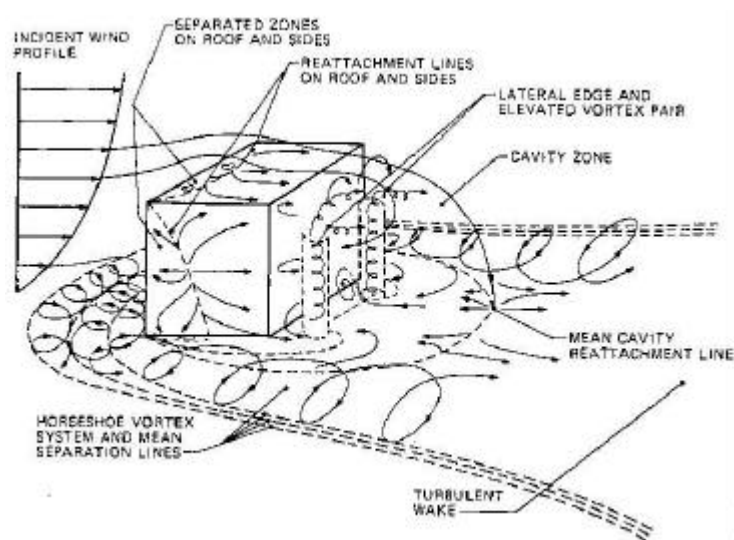


Figure 49 : Détail de l'écoulement autour d'un obstacle isolé (d'après Hosker, 1984).

- **Zone de sillage lointain (zone IV)** : au-delà de la recirculation décrite précédemment se forme une zone de sillage, caractérisée par un déficit de vitesse et par un excès de turbulence par rapport au profil d'écoulement à l'amont de l'obstacle. Dans cette zone, l'écoulement a "oublié" la forme détaillée de l'obstacle et ne dépend plus que du produit de son coefficient de traînée avec son aire frontale (HWC_D). Les profils transversaux de vitesse et de turbulence tendent à suivre des lois d'évolution auto-similaires. Hunt (1974) a en particulier montré que le déficit de vitesse moyenne diminue en $(x/H)^{-(3+n)/(2+n)}$ et que l'excès de fluctuation turbulente diminue en $(x/H)^{-(4+n)/(2+n)}$, où n est l'exposant de la loi de puissance qui décrit le profil de vitesse à l'amont de l'obstacle.

La structure d'écoulement décrite précédemment est spécifique au cas des obstacles tridimensionnels que l'on rencontre le plus fréquemment sur les sites industriels réels. Il faut noter qu'un obstacle bidimensionnel peut générer des comportements sensiblement différents que nous ne détaillerons pas dans ce rapport.

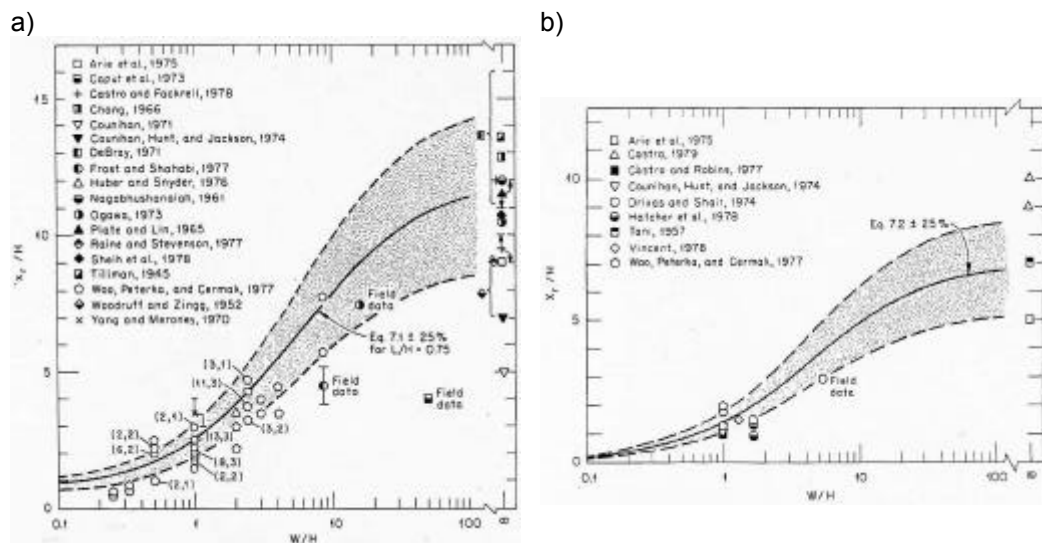


Figure 50 : Longueur x_r de la zone de recirculation en aval d'un obstacle isolé (d'après Hosker, 1984). a) dans le cas où la recirculation sur le toit ne se rattache pas. b) dans le cas où elle se rattache.

Lorsque le bâtiment ne présente pas une symétrie de révolution par rapport à un axe vertical, la structure de l'écoulement devient dépendante de la direction du vent. Il n'existe pas de comportement universel associé à une variation de la direction du vent car le détail de l'écoulement est fortement dépendant de la forme exacte de l'obstacle. On peut simplement noter que la direction du vent aura principalement une influence sur le sillage proche de l'obstacle. Le sillage lointain sera affecté si la surface frontale de l'obstacle ou son coefficient de traînée varient avec la direction du vent.

Le niveau de turbulence de l'écoulement amont est également susceptible de modifier l'écoulement au voisinage de l'obstacle. Il semble que l'on puisse distinguer deux régimes distincts (Humphries et Vincent, 1976a et b) :

- Régime où la turbulence au voisinage de l'obstacle est principalement générée par l'obstacle lui-même.
- Régime où la turbulence advectée par l'écoulement domine celle créée par l'obstacle. Dans ce deuxième cas, l'échange turbulent entre l'intérieur et l'extérieur des zones de recirculation est renforcé, ce qui a pour effet de diminuer la taille de ces recirculations (Hosker, 1984).

Le rapport entre le taux de turbulence amont et celle générée par l'obstacle dépend de la taille de ce dernier et de la rugosité et des obstacles présents en amont.

La stratification thermique de l'atmosphère peut également jouer un rôle sur l'écoulement au voisinage d'un obstacle. Les principaux effets sont observés lorsque l'atmosphère est stable. Les modifications par rapport à l'état neutre sont analogues à celles déjà décrites pour l'écoulement autour d'un relief isolé (cf. paragraphe 3.3.1.2) et les résultats de la littérature sur les obstacles s'appuient sur ces études. On notera ainsi que l'écoulement a tendance à contourner l'obstacle horizontalement lorsque le nombre de Froude, basé sur la hauteur de l'obstacle, devient inférieur à 1 (cela n'est possible que pour des bâtiments de grande taille). Par ailleurs, il faut rappeler qu'au voisinage du sol où se situent les bâtiments, la turbulence d'origine mécanique limite l'effet de la stabilité. On pourra ainsi considérer qu'en dessous d'une valeur limite du rapport H/L_{MO} de l'ordre de un, l'effet de la stabilité sur l'écoulement autour d'un obstacle est négligeable.

3.4.2. ECOULEMENT DANS UN GROUPE D'OBSTACLES

La généralisation des résultats précédents aux situations présentant plusieurs obstacles en interaction constitue encore aujourd'hui un problème délicat, sur lequel des travaux de recherche se poursuivent.

Le premier point à aborder consiste à déterminer à partir de quand il n'est plus possible de traiter les obstacles comme isolés les uns des autres et à partir de quand leur interaction devient prépondérante sur l'écoulement. Sur la base des travaux expérimentaux de Hussain et Lee (1980), Hosker (1985) et Oke (1988) proposent une classification des régimes d'écoulement dans un alignement régulier d'obstacles rectangulaires. Cette classification, faisant intervenir trois régimes distincts, est présentée sur la Figure 51.

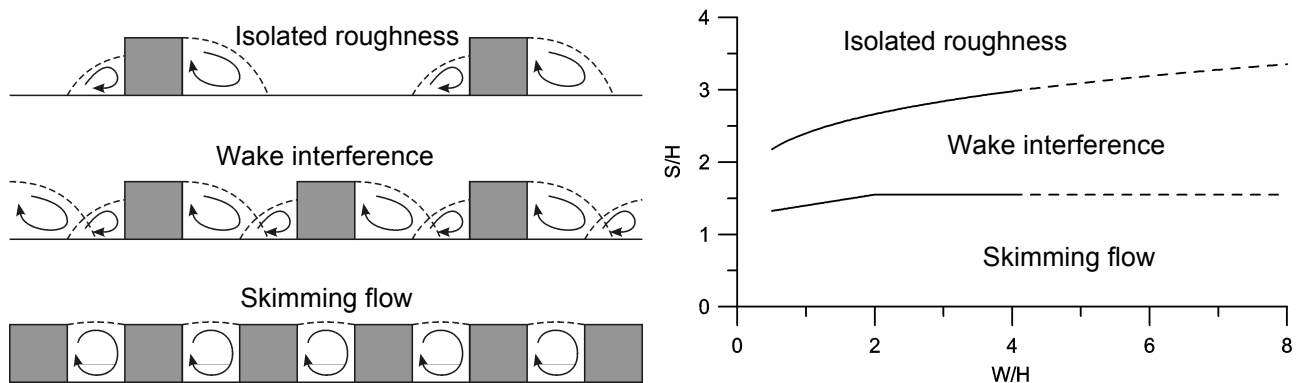


Figure 51 : Différents régimes d'écoulement dans un groupe d'obstacles. S représente l'espacement entre les obstacles.

Le régime d'*isolated roughness* correspond à des obstacles suffisamment éloignés les uns des autres pour ne pas interagir entre eux. En régime de *wake interference*, les bâtiments sont assez proches pour que la zone de recirculation du bâtiment amont interagisse avec la zone de déplacement du bâtiment aval. Dans ce régime, l'échange entre l'écoulement extérieur et l'écoulement au-dessous du niveau des toits est important. Le régime de *skimming flow* correspond à un écoulement interne confiné entre les bâtiments, ce qui se traduit par peu d'échange avec l'écoulement externe.

A l'exception de quelques cas particuliers (rues, intersections, ...), il est difficile de trouver des comportements universels pour le détail de l'écoulement dans un groupe d'obstacles. Lorsque l'espace entre les bâtiments s'apparente à des rues en forme de cavité, appelées *rues-canyons*, des recirculations stationnaires se constituent, avec des caractéristiques qui dépendent de la géométrie de la rue et de la vitesse, de la direction et de la turbulence du vent extérieur (Soulhac, 2000). A l'intersection entre deux rues, le mélange des courants d'air issus des deux rues amont suit un comportement qui dépend de la direction du vent (Soulhac, 2000). Gandemer et Guyot (1976 ; 1981) ont également identifié l'allure des écoulements autour d'organisations particulières de bâtiments et d'immeubles.

Au-delà de ces configurations spécifiques, on s'intéresse généralement aux caractéristiques moyennes du champ de vitesse et de turbulence à l'intérieur d'un groupe d'obstacles. Les études récentes sur le sujet (Isnard, 1999 ; MacDonald *et al.*, 2000, Soulhac *et al.*, 2001) permettent d'identifier les principaux effets observés. En ce qui concerne l'écoulement moyen, un groupe d'obstacles aura pour effets :

- **La réduction de vitesse dans le groupe en raison de la traînée des obstacles** : la traînée due aux obstacles induit une perte de quantité de mouvement qui se traduit par une diminution de vitesse dans le groupe et une accélération compensatrice au-dessus. Cette traînée est une traînée de pression lorsque les obstacles sont suffisamment éloignés et une traînée de frottement lorsque l'écoulement est canalisé entre les faces des bâtiments.
- **La déviation de l'écoulement par des effets de portance** : lorsque l'axe principal du groupe d'obstacles est orienté par rapport au vent, la résultante de l'effort des bâtiments sur l'écoulement est orientée de façon quelconque et conduit à l'apparition d'une vitesse transversale non nulle.
- **L'augmentation de vitesse due à l'obstruction de l'écoulement par les bâtiments** : pour la même vitesse de débit, l'écoulement entre les bâtiments est d'autant plus rapide que la densité de bâtiments est importante car la section de passage du fluide est plus faible.

Les principaux effets d'un groupe d'obstacles sur la turbulence sont :

- **La création de turbulence** : l'augmentation du cisaillement lié au frottement sur les parois des bâtiments est à l'origine d'une création d'énergie turbulente.
- **Filtrage des grosses échelles** : en présence d'obstacles, la dimension caractéristique des structures turbulentes est limitée à la plus petite des distances entre l'espacement des obstacles et la distance au sol. Le spectre d'énergie turbulente peut alors être modifié par rapport à une situation sans obstacles.

Les principaux paramètres qui contrôlent ces phénomènes sont la porosité du groupe (surface non couverte par des obstacles / surface totale), la dimension caractéristique des obstacles, leur forme et leur organisation. Il faut noter qu'il n'existe aujourd'hui quasiment pas de modèle pour traiter l'écoulement et la dispersion dans un groupe d'obstacles.

Sur la base d'expériences en veine hydraulique et en soufflerie, MacDonald (2000) et Soulhac *et al.* (2001) ont chacun proposé un modèle pour décrire le profil de vitesse moyenne au sein d'un groupe d'obstacles. Ces modèles sont basés sur une description du profil de vitesse en dessous du niveau des toits (hauteur H) par une loi en exponentielle :

$$u(z) = U_H \exp \left[a \left(\frac{z}{H} - 1 \right) \right] \quad (3.41)$$

Le coefficient a est paramétré en fonction des caractéristiques géométriques des obstacles (porosité, taille, organisation). Afin d'illustrer l'influence des obstacles sur le profil de vitesse moyenne, nous avons reporté sur la Figure 52 l'influence de la porosité du groupe d'obstacles à l'aide du modèle de Soulhac *et al.*

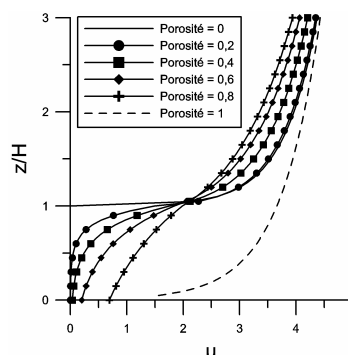


Figure 52 : Profils de vitesse dans un groupe d'obstacles, pour différentes valeurs de porosité (d'après Soulhac *et al.*, 2001).

3.4.3. MODELISATION DE L'ÉCOULEMENT AUTOUR D'OBSTACLES

Nous avons vu dans les paragraphes précédents que l'écoulement autour d'obstacles fait intervenir des phénomènes complexes. Leur représentation suppose donc la mise en œuvre de techniques de modélisation particulières. Nous distinguerons trois types d'approches :

- **Les approches paramétriques** : dans un certain nombre de problèmes, il n'est pas nécessaire de connaître l'ensemble du champ de vitesse mais uniquement quelques caractéristiques particulières de ce champ : déviation verticale ou latérale de l'écoulement, dimensions des zones de recirculation, intensité de turbulence dans un groupe d'obstacles ... Ces comportements peuvent être décrits à l'aide de formules paramétriques simples, souvent obtenues à partir de résultats expérimentaux (Hosker, 1984). De telles approches peuvent être utilisées pour décrire la modification de la dispersion atmosphérique sous l'effet d'obstacles simples. Elles ne sont par contre pas adaptées dans des situations complexes quelconques.
- **Les modèles simplifiés** : les modèles simplifiés permettent de décrire le champ de vitesse sans avoir à résoudre les équations du mouvement dans leur forme la plus générale. Ces modèles s'appuient généralement sur des hypothèses simplificatrices concernant la géométrie des obstacles (exemple des modèles de rue-canyon, adaptés à la géométrie particulière des rues – voir une revue dans Soulhac, 2000) ou concernant la physique de l'écoulement (exemple des modèles basés sur la conservation de la masse, analogues à ceux déjà évoqués au paragraphe 3.3.2.1 pour le cas du relief – voir Kaplan et Dinar, 1996). On peut également citer les modèles d'écoulement en canopée (MacDonald, 2000 et Soulhac *et al.*, 2001), qui fournissent les caractéristiques moyennes de l'écoulement dans un groupe de bâtiments, à l'aide de solutions analytiques paramétrées.
- **Les modèles eulériens tridimensionnels** : les approches les plus précises pour décrire l'écoulement autour d'un ou plusieurs obstacles quelconques sont certainement les modèles eulériens tridimensionnels, basés sur une résolution détaillée de l'équation de Navier-Stokes (souvent dans sa forme moyennée) sur un maillage décrivant les obstacles. La principale limitation de ces approches est la lourdeur de leur mise en œuvre. En effet, elles supposent de décrire chaque obstacle de l'écoulement avec un grand nombre de cellules du maillage si bien que compte tenu de la capacité actuelle des ordinateurs, il n'est pas possible de traiter des configurations très complexes. De plus, pour simplifier la résolution du problème, on utilise souvent la forme moyennée des équations du mouvement, qui suppose l'ajout d'un modèle de turbulence (cf. paragraphe 2.3.3). Ce modèle induit un certain nombre d'erreurs dans la représentation des phénomènes, en particulier dans les écoulements autour d'obstacles.

Il existe donc différentes techniques plus ou moins complexes et plus ou moins précises (l'un allant souvent avec l'autre) pour modéliser l'écoulement autour d'obstacles. Le choix du type de modèle à utiliser dans une simulation de la dispersion de polluants dépend avant tout de l'impact des obstacles sur cette dispersion. Nous présenterons l'interaction entre les obstacles et la dispersion atmosphérique au paragraphe 4.5.2 et nous indiquerons dans quels cas il est utile de modéliser spécifiquement l'effet des obstacles. Il faut cependant garder à l'esprit que le choix du modèle d'écoulement n'est pas complètement indépendant du choix du modèle de dispersion. En effet, un modèle de dispersion peut avoir besoin d'informations qui ne sont pas fournies par tous les modèles d'écoulement. Inversement, il est souvent inutile d'utiliser un modèle d'écoulement trop complexe si le modèle de dispersion utilisé par la suite fait des hypothèses très grossières.

3.5. RESUME SUR LA METEOROLOGIE LOCALE

Les phénomènes météorologiques constituent le vecteur des polluants transportés dans l'atmosphère. Pour comprendre et modéliser la dispersion atmosphérique, il est donc essentiel de décrire les principaux phénomènes météorologiques, en particulier à l'échelle locale.

L'atmosphère peut être décomposée en plusieurs couches horizontales. La partie inférieure de l'atmosphère, à l'intérieur de laquelle les effets du sol sont importants, constitue la **couche limite atmosphérique (CLA)**. Les variables couramment utilisées pour décrire l'atmosphère sont :

- **La vitesse du vent** : dans l'atmosphère, l'écoulement du vent est **turbulent**, ce qui se caractérise par une fluctuation désordonnée de la vitesse dans l'espace et dans le temps.
- **La pression** : la pression décroît avec l'altitude sous l'effet de la gravité (**équilibre hydrostatique**).
- **La température** : la température décroît avec l'altitude. Le gradient vertical de température permet de caractériser l'**état de stabilité thermique** de l'atmosphère. Dans un **état neutre**, il n'y a pas d'action des effets thermiques sur le mouvement vertical de l'air. Dans un **état stable**, le mouvement et la turbulence dans la direction verticale sont atténués par les forces de flottabilité. Dans un **état instable**, les mouvements verticaux et la turbulence sont amplifiés.

Les phénomènes météorologiques recouvrent une **large gamme d'échelles spatiales et temporelles** qui n'ont pas toutes la même influence sur la dispersion de polluants. On considérera que les phénomènes internes à la CLA ont une influence directe sur la dispersion à court terme de rejets industriels tandis que les phénomènes de plus grande échelle peuvent être pris en compte à travers quelques paramètres particuliers. Parmi les phénomènes qui peuvent être paramétrés, on peut citer les **effets radiatifs**, la présence d'**humidité** ou l'effet de la **force de Coriolis**.

La structure de la CLA dépend principalement de l'état de stratification thermique de l'atmosphère, qui évolue au cours du temps. D'un point de vue dynamique, on distingue au sein de la CLA, la **couche limite de surface (CLS)** et la **couche d'Ekman**. D'un point de vue thermique, la CLA est constituée de la couche limite de surface associée à la **couche de mélange** au cours de la journée (atmosphère instable) et de la couche limite de surface associée à la **couche résiduelle** au cours de la nuit (atmosphère stable).

Le profil de vitesse dans la CLA est déterminé en partie par le **frottement au sol**. Plus ce frottement est important, plus le profil de vitesse est cisailé. C'est également le frottement qui est à l'origine de la **turbulence mécanique**. L'intensité du frottement dépend de la **rugosité aérodynamique** du sol, dont il existe des modèles typologiques et morphométriques.

L'état de stratification thermique conduit à la production (**état instable = turbulence forte**) ou à la destruction (**état stable = turbulence faible**) de turbulence. Cela modifie le profil de vitesse et les propriétés de la couche limite. Les caractéristiques de la couche limite de surface en atmosphère stratifiée, sur un terrain plat uniforme, peuvent être décrites par la **théorie de similitude de Monin-Obukhov**.

Sur un sol hétérogène, des comportements spécifiques apparaissent, tels que des **couches limites internes**, des **brises côtières** ou des phénomènes d'**îlot de chaleur**.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

La présence de **relief modifie sensiblement l'écoulement** par rapport au cas d'un sol plat. Le comportement de l'écoulement sur un relief dépend de la stabilité thermique de l'atmosphère. Dans le cas d'une colline isolé, l'air a tendance à **s'élever pour franchir le relief en atmosphère neutre** et à le **contourner en atmosphère stable**. Des phénomènes de **brises thermiques** peuvent également se développer sur les pentes des reliefs, en particulier au sein des vallées.

Les méthodes de modélisation de l'écoulement sur relief peuvent être classées de la façon suivante :

- **Les modèles diagnostiques** : on distingue les **modèles linéarisés** et les **modèles de conservation de la masse**.
- **Les modèles pronostiques** : on distingue les **modèles hydrostatiques** et les **modèles non-hydrostatiques**.

A plus petite échelle, les **obstacles ou les bâtiments** perturbent également l'écoulement dans la couche limite de surface. Dans le cas d'un obstacle isolé, l'écoulement **contourne l'obstacle à l'amont**, forme une **zone de recirculation** dans le sillage proche et une **zone de déficit de vitesse** dans le sillage lointain. L'influence d'un obstacle est plus forte en aval qu'en amont de celui-ci. Cette influence diminue lorsque l'on s'éloigne de l'obstacle.

Lorsque plusieurs obstacles interagissent (**groupe d'obstacles**), on observe une **diminution globale de la vitesse** associée à la traînée des obstacles et une **modification de la turbulence** de l'écoulement.

On peut distinguer trois types de méthodes de modélisation de l'écoulement autour d'obstacles :

- **Les approches paramétriques.**
- **Les modèles simplifiés.**
- **Les modèles eulériens tridimensionnels**

4. DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Ce chapitre présente un résumé des connaissances théoriques et empiriques sur la dispersion de matière dans les écoulements atmosphériques. Afin de bien comprendre le rôle joué par les différents phénomènes, nous présentons dans un premier temps le cas "simple" de la dispersion dans une atmosphère neutre, sur un sol plat, à partir d'une source ponctuelle. Les paragraphes suivants décrivent différents effets plus complexes qui peuvent modifier le comportement du panache et les concentrations observées : la stratification thermique, la nature et les conditions initiales du rejet, l'influence du relief et des bâtiments, les phénomènes de déposition et les processus d'envol de particules, les fluctuations de concentration.

4.1. INTRODUCTION A LA DISPERSION DE POLLUANTS ISSUS D'UNE SOURCE PONCTUELLE EN ATMOSPHERE NEUTRE

Le cas que l'on rencontre le plus fréquemment dans l'étude de la dispersion de polluants industriels est le cas d'un rejet ponctuel continu, qui s'effectue par exemple au niveau d'une cheminée. C'est pourquoi nous allons souvent nous intéresser à ce cas dans la suite du chapitre.

L'allure générale du nuage de polluants issu d'une source ponctuelle (appelé *panache*) est illustrée sur la Figure 53. L'enveloppe du nuage a une forme allongée qui s'étire dans la direction du vent. Il faut noter qu'un panache n'est visible à l'œil nu que si l'espèce transportée est visible et en concentration suffisante (exemple des panaches de condensation ou de particules solides).

a) Exemple d'un panache industriel



b) Profils de concentration dans un panache et au niveau du sol

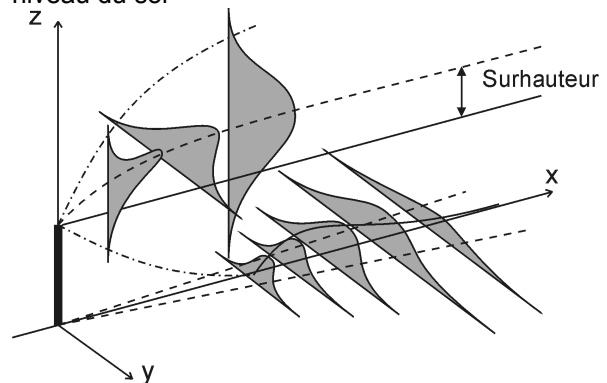


Figure 53 : Dispersion d'un panache à partir d'une source ponctuelle.

La concentration en polluants dans un panache n'est pas uniforme. Elle est maximale au voisinage de l'axe du panache et diminue plus on s'éloigne de cet axe. Nous avons montré au chapitre 2 que la distribution transversale de concentration est approximativement gaussienne pour une source ponctuelle (cf. Figure 53-b et Figure 54). **Cette distribution gaussienne est principalement caractérisée par le débit Q de la source, par la vitesse U du vent et par ses écarts-types transversaux s_y et verticaux s_z .** Au cours du transport du panache par le vent, ces écarts-types augmentent sous l'effet du mélange par la turbulence atmosphérique. Nous reviendrons aux paragraphes 4.1.3 et 4.2.2 sur les paramètres qui régissent cette évolution. En raison du fait que la quantité transportée par le panache doit rester constante, l'étalement de la distribution transversale de concentration se traduit par une diminution de la concentration sur l'axe du panache (cf. Figure 54). Ainsi, on peut considérer que plus on s'éloigne du point de rejet, plus la concentration due à ce rejet diminue et tend vers zéro.

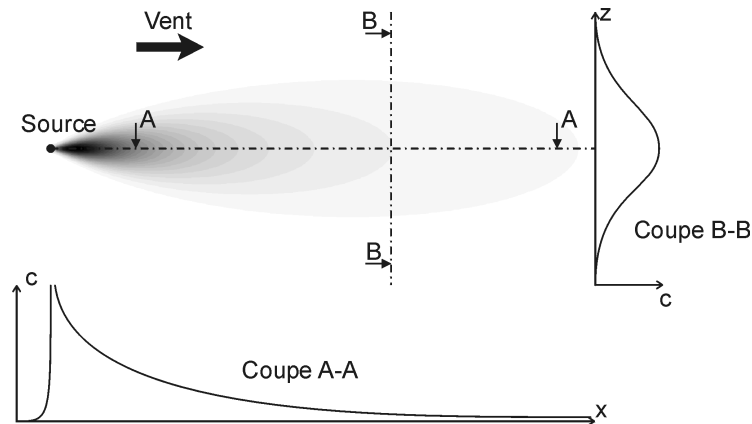


Figure 54 : Profils de concentration dans un panache.

Le comportement simplifié que nous venons de décrire est en réalité compliqué par une multitude d'effets liés à la complexité des écoulements atmosphériques. L'action de ces effets sur la concentration dans le panache est schématisée sur la Figure 55. On note sur cette figure que la prise en compte de la plupart des effets s'effectue à travers la connaissance du champ de vent ou de turbulence. En particulier, un modèle gaussien tient compte de ces différents effets en paramétrant leur influence sur les variables U , σ_x , σ_y , σ_z , Q et sur la position de la source. Les effets présentés sur la Figure 55 sont introduits progressivement au cours de ce chapitre.

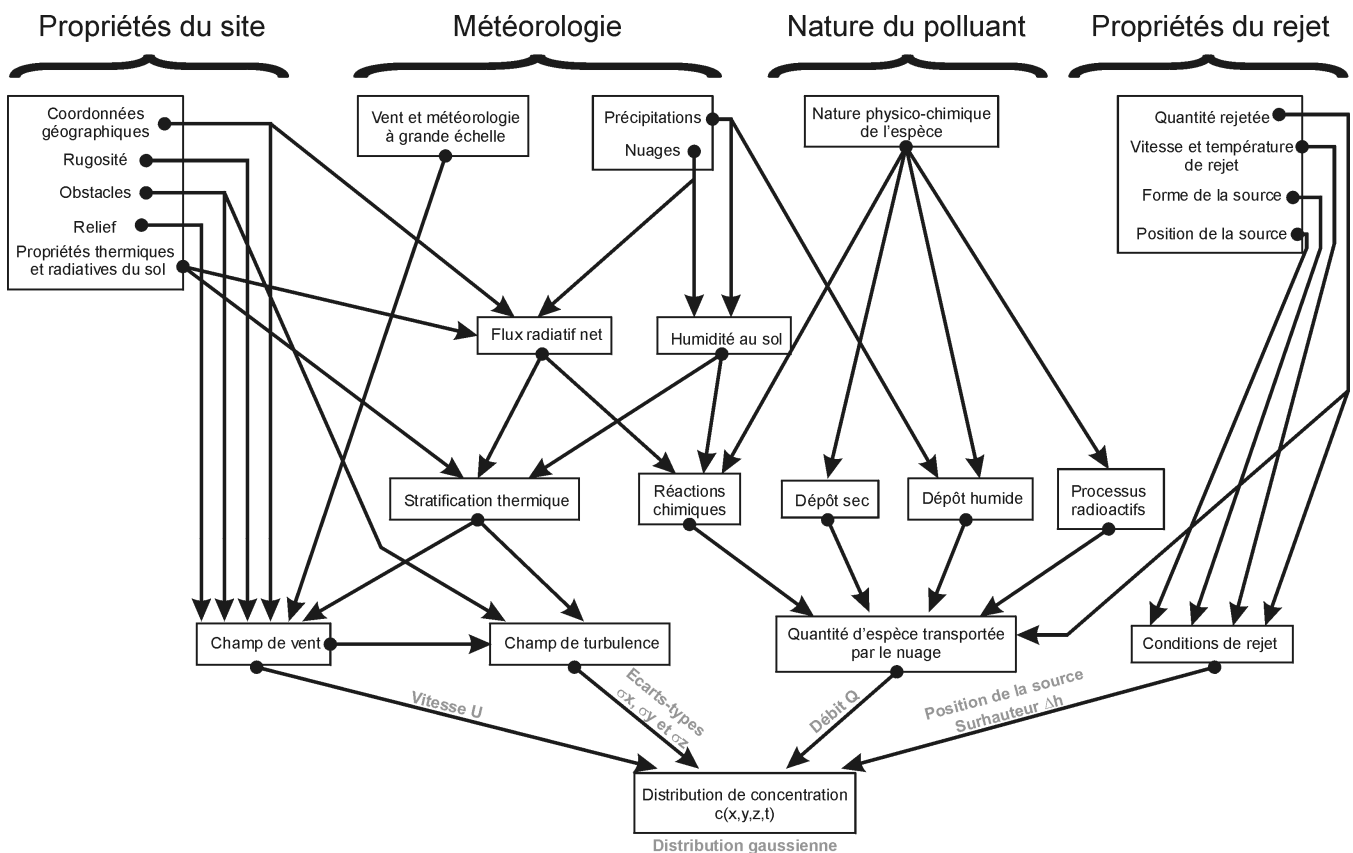


Figure 55 : Schéma de synthèse des processus qui affectent la distribution de concentration dans un panache. Les indications en gris clair représentent les paramètres utiliser pour prendre en compte les différents effets dans un modèle gaussien.

4.1.1. INFLUENCE DE LA SURFACE TERRESTRE

Le premier effet qui induit une modification de la dispersion d'un panache est la présence du sol. En effet, la surface terrestre constitue un obstacle à la diffusion des polluants qui ne peuvent pas pénétrer dans le sol. Tant que le panache est situé loin au-dessus du sol, il n'est quasiment pas modifié par sa présence. Lorsque l'étalement vertical du panache est suffisant pour que la concentration à la surface soit non négligeable, **la présence du sol a pour effet d'augmenter localement la concentration**, comme cela est illustré sur la Figure 56. S'il n'y a pas de mécanisme de dépôt, le gradient vertical de concentration au sol est nul.

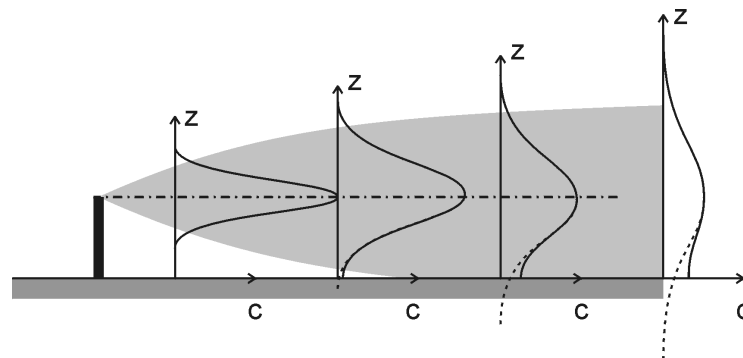


Figure 56 : Interaction d'un panache de polluants avec le sol. Les courbes en pointillés représentent les profils de concentration en l'absence de sol et les courbes continues correspondent à la situation avec sol.

Conceptuellement, le panache se comporte comme s'il existait une source image, de même débit que la source réelle, et symétrique de celle-ci par rapport au sol. Cette notion de réflexion du panache par rapport au sol est utilisée dans les modèles gaussiens pour prendre en compte la présence du sol (cf. paragraphe 2.3.1). Il faut noter que dans les modèles gaussiens, les formulations classiques, utilisées pour paramétrer les écarts-types σ_y et σ_z , (exemple des formulations de Pasquill ou de Doury ; voir aux paragraphes 4.1.3 et 4.2.2) ne tiennent pas compte de la présence du sol. Il est donc nécessaire, dans ce type de modèle, de modéliser explicitement l'existence d'une paroi au niveau du sol.

4.1.2. INFLUENCE DE LA VITESSE DU VENT ET DU GRADIENT DE VITESSE

La vitesse du vent constitue un des paramètres déterminants de la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Il est donc important de déterminer le rôle de la vitesse et de définir comment déterminer cette vitesse lorsque le champ de vitesse n'est pas uniforme. Nous ne nous intéresserons ici qu'à la vitesse moyenne du vent. Le rôle de la turbulence sera abordé au paragraphe suivant.

Rôle de la vitesse

Dans le cas d'un rejet instantané, la vitesse du vent influence le transport (ou *advection*) de la bouffée de polluants. Si le rejet est effectué à l'instant $t = 0$, un capteur situé à une distance x en aval du rejet mesurera une concentration maximale au bout d'un temps $\Delta t = x / U$. Cette durée est donc d'autant plus courte que la vitesse du vent est élevée (cf. Figure 57). Par contre, la concentration maximale observée sera indépendante de la vitesse du vent, tant que cette vitesse est suffisamment élevée (en fait, cela est vrai tant que la turbulence de l'écoulement est proportionnelle à la vitesse moyenne). Pour des vents faibles ($U \lesssim 1$ m/s) ou des situations fortement convectives, la concentration maximale observée lors du passage du nuage n'est plus

indépendante de la vitesse. Des paramétrisations particulières sont alors nécessaires pour traiter ces situations.

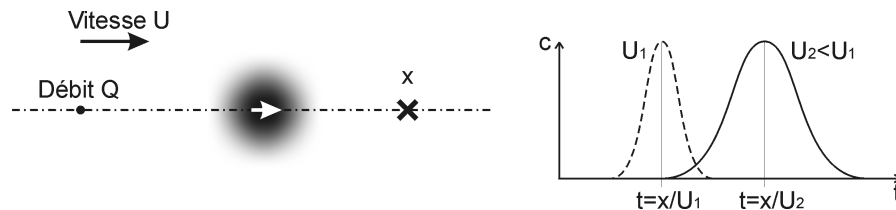


Figure 57 : Evolution de concentration lors du passage d'une bouffée de polluants rejetée de façon ponctuelle (en $x = 0$) et instantanée (en $t = 0$). Le graphe à droite de la figure représente les évolutions de concentration au point de coordonnée x , pour deux valeurs de vitesse.

Dans le cas d'un rejet continu (de débit constant au cours du temps), la concentration en tout point du panache est inversement proportionnelle à la vitesse du vent. L'allure de la distribution spatiale de concentration, en particulier les écarts-types σ_y et σ_z , reste identique quelle que soit la vitesse du vent :

$$c \propto \frac{1}{U} \quad (4.1)$$

Ce résultat très important n'est cependant valable que si la vitesse du vent est suffisamment élevée (une relation inversement proportionnelle entre la concentration et la vitesse du vent conduit à une concentration infinie lorsque la vitesse du vent est nulle). Pour des vents faibles ($U \lesssim 1$ m/s), le panache diffuse uniquement sous l'effet de la turbulence d'origine convective. Des paramétrisations particulières sont également nécessaires pour traiter ces situations.

Détermination de la vitesse effective dans un vent non uniforme

Les comportements décrits précédemment suppose que l'on connaisse une valeur de vitesse représentative du transport du panache ou de la bouffée par le vent moyen. Or dans l'atmosphère, le vent n'est pas uniforme dans l'espace et entre autre sur le volume occupé par le panache. En particulier, la vitesse du vent varie avec l'altitude. Il est donc important de déterminer à quelle vitesse se déplace le nuage de polluants.

L'exemple caractéristique de ce problème est le cas d'un rejet de polluants au niveau du sol (exemple de l'émission à partir d'une nappe d'hydrocarbure). Même si la vitesse du vent à 10 m d'altitude est importante, on sait que la vitesse au niveau du sol, c'est-à-dire à l'emplacement du rejet, est toujours égale à zéro. Si l'on se contentait d'utiliser une vitesse nulle, on pourrait penser que le nuage reste immobile et se disperse autour de sa position initiale uniquement sous l'effet de la turbulence. Or en réalité on constate que ce n'est pas le cas. En effet, avec ou sans vent, le nuage se disperse et s'étale verticalement, vers des zones où la vitesse du vent n'est plus égale à zéro. Le nuage est alors transporté par le vent, à une vitesse qui évolue au cours de son étalement.

La vitesse à laquelle se déplace le centre de masse du panache est appelée *vitesse effective d'advection*. Des méthodes de calcul de cette vitesse ont déjà été présentées au paragraphe 2.3.1.5. Il faut noter qu'une prise en compte spécifique de ce phénomène n'est nécessaire que dans les modèles gaussiens. Les modèles lagrangiens et eulériens permettent de traiter la dispersion dans n'importe quel type de champ de vitesse non uniforme.

4.1.3. INFLUENCE DE LA TURBULENCE SUR LA DISPERSION

La rapidité avec laquelle les polluants se diluent dans l'atmosphère dépend principalement de la turbulence de l'écoulement dans la couche limite atmosphérique. Nous avons rappelé au chapitre 3 que la turbulence atmosphérique a deux origines :

- **Le frottement mécanique** du vent sur la surface du sol.
- **La stratification thermique** qui crée (en atmosphère instable) ou détruit (en atmosphère stable) la turbulence.

Quels que soient les mécanismes qui créent la turbulence, **on observe dans l'atmosphère que l'étalement d'un nuage de polluants (quantifié par ses écarts-types s_x , s_y et s_z) est d'autant plus rapide que la turbulence de l'écoulement (quantifié par les écarts-types des fluctuations de vitesse s_u , s_v et s_w) est élevée.** Nous avons présenté au chapitre 2 les comportements généraux des écarts-types de diffusion dans un écoulement turbulent. D'un point de vue pratique, un grand nombre de paramétrisations ont été développées pour relier ces écarts-types à des paramètres qui expriment l'intensité de la turbulence atmosphérique. Afin de simplifier l'approche de ces phénomènes, nous allons dans un premier temps présenter le cas d'une atmosphère neutre, où la turbulence est uniquement d'origine mécanique. Nous détaillerons au paragraphe 4.2.2 les paramétrisations adaptées au cas d'une atmosphère stratifiée.

De manière générale, il existe deux types de paramétrisations des écarts-types de dispersion dans l'atmosphère :

- **Les paramétrisations par classes** qui décrivent l'évolution des écarts types pour des états particuliers de l'atmosphère. Ces paramétrisations sont le plus souvent dérivées d'expériences de terrain effectuées dans des situations particulières. C'est sur cette base qu'est fondée la *première génération* de modèles gaussiens de dispersion
- **Les paramétrisations continues** qui relient l'évolution des écarts-types à des grandeurs caractéristiques de l'atmosphère. Ces paramétrisations s'appuient sur des développements théoriques associés à des constantes empiriques. Les paramétrisations sont utilisées dans la *deuxième génération* de modèles gaussiens.

Si l'on se limite au cas d'une atmosphère neutre, l'étalement d'un panache dépend uniquement de la turbulence d'origine mécanique. Nous avons montré au chapitre 3 que cette turbulence est due au frottement du vent sur le sol, qui dépend de la rugosité aérodynamique de la surface terrestre. En atmosphère neutre, le principal paramètre pris en compte dans les paramétrisations des écarts-types sera donc la rugosité du sol sur lequel s'effectue la dispersion. Lorsque cette rugosité n'est pas uniforme, il sera nécessaire de tenir compte des remarques effectuées au paragraphe 3.2.3.3.

Paramétrisations par classes

Nous avons représenté, sur la Figure 58, l'évolution des écarts-types de dispersion obtenus à partir des paramétrisations de Pasquill, de Briggs (1973) et du Brookhaven National Laboratory. Les formules ayant permis de calculer ces évolutions sont fournies en annexe 2. Chacune de ces paramétrisations a été obtenue à partir d'expériences sur des terrains de rugosités différentes. Cela explique que l'on observe des différences parfois importantes entre les courbes de la Figure 58. La paramétrisation de Briggs permet de distinguer deux types de rugosité (sol "rural" et "urbain"). On constate que la rugosité la plus élevée (sol urbain) induit un étalement plus important du panache dans les directions transversale et verticale. Ce résultat est en accord avec les remarques effectuées plus haut.

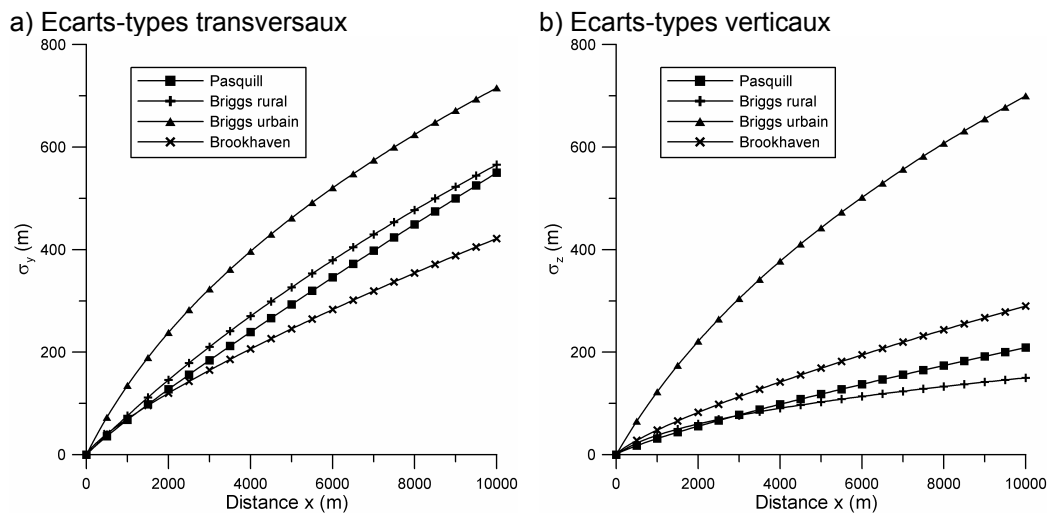


Figure 58 : Evolution des écarts-types de dispersion – Formulations par classes.

D'autres formulations, basées sur le temps de diffusion et non sur la distance, sont également disponibles (exemple de la paramétrisation de Doury, présentée en annexe 2). D'un point de vue pratique, les formulations par classes sont très faciles à mettre en œuvre puisqu'il suffit de choisir une formulation et d'appliquer les relations fournies en annexe 2. Cependant, compte tenu des écarts constatés sur la Figure 58 entre les différentes formulations, il est évident que ce type d'approche est trop sommaire pour espérer représenter finement des différences de comportements entre plusieurs sols. C'est pourquoi des paramétrisations continues ont été développées et sont aujourd'hui plus largement utilisées dans les modèles de dispersion utilisant les écarts-types (modèles gaussiens).

Paramétrisation continues

Les paramétrisations continues des écarts-types de diffusion sont basées sur les éléments théoriques de la théorie statistique de la dispersion turbulente, présentés au paragraphe 2.2.3. Pour représenter les comportements asymptotiques de l'équation 2.16, de nombreux auteurs utilisent les relations suivantes pour exprimer les écart-types de diffusion σ_y et σ_z (Weil, 1985) :

$$\sigma_y = \frac{\sigma_v t}{\sqrt{1 + \frac{1}{2} \frac{t}{T_{Ly}}}} \quad \text{et} \quad \sigma_z = \frac{\sigma_w t}{\sqrt{1 + \frac{1}{2} \frac{t}{T_{Lz}}}} \quad (4.2)$$

où t représente le temps de diffusion depuis l'instant du rejet, et T_{Ly} et T_{Lz} les échelles de temps lagrangiennes dans les directions y et z . L'évolution de σ_y et σ_z fournie par la relation 4.2 est proportionnelle à t au début du rejet et à $t^{1/2}$ pour des temps importants. Il existe dans la littérature différentes expressions des paramètres T_{Ly} et T_{Lz} . Citons à titre d'exemple les relations suivantes, valables en atmosphère neutre :

$$\begin{cases} T_{Ly} = 0,4 \frac{h}{\sigma_v} & \text{d'après Weil (1985) et Carruthers (1994)} \\ T_{Lz} = 0,36 \frac{z_s}{\sigma_w} & \text{d'après Venkatram et al. (1984)} \end{cases} \quad (4.3)$$

où h est la hauteur de la couche limite et z_s la hauteur du rejet.

Les relations 4.2 et 4.3 permettent de relier les écarts-types de diffusion σ_y et σ_z aux fluctuations de vitesse σ_v et σ_w , qui dépendent elles-mêmes de la vitesse de frottement u_* (relations 3.22) et donc, in fine, de la rugosité z_0 du sol (voir paragraphe 3.2.2). Les modèles de dispersion utilisent généralement un pré-processeur météorologique pour déterminer ces différents paramètres, en s'appuyant sur les relations présentées au paragraphe 3.2.2. Si l'on remplace le temps de diffusion t par le rapport x / U (où U est la vitesse d'advection du panache) et que l'on combine les relations 4.2, 4.3, 3.22 et 3.15, on peut montrer que :

$$\begin{cases} \sigma_y = 1,9 \frac{u_*}{U} \frac{x}{\sqrt{1 + 2,37 \frac{u_*}{U} \frac{x}{h}}} \\ \sigma_z = 1,25 \frac{u_*}{U} \frac{x}{\sqrt{1 + 1,74 \frac{u_*}{U} \frac{x}{z_s}}} \end{cases} \text{ avec } \frac{u_*}{U} = \frac{\kappa}{\ln\left(\frac{z_U}{z_0}\right)} \quad (4.4)$$

où z_U représente la hauteur à laquelle la vitesse du vent est égale à U .

D'un point de vue physique, la relation 4.4 fournit l'évolution des écarts-types de diffusion avec la distance, paramétrées en fonction de la rugosité aérodynamique z_0 du sol. Ces évolutions sont illustrées sur la Figure 59. On constate que l'étalement du panache est d'autant plus important que la rugosité du sol est élevée. **Cela signifie qu'un panache transporté au-dessus d'un site urbain ou industriel, dont la rugosité est élevée, diffusera plus facilement qu'un panache transporté au-dessus d'un terrain rural. Les concentrations correspondantes seront en conséquence plus faibles dans le cas d'un site urbain ou industriel que sur un sol rural.** On note également sur la Figure 59 que les ordres de grandeur des écarts-types sont comparables avec ceux fournis par les paramétrisations par classes (voir Figure 58). L'intérêt des approches continues est cependant de fournir une représentation beaucoup plus précise de la dispersion, en tenant compte des spécificités du site considéré.

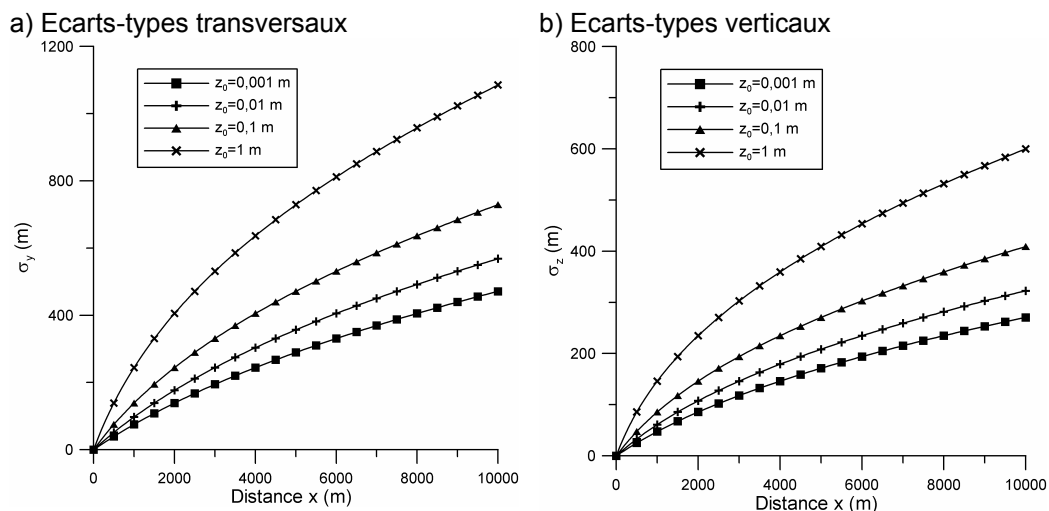


Figure 59 : Evolution des écarts-types de dispersion pour différentes valeurs de rugosité du sol.

Nous avons rappelé au cours des paragraphes précédents que le comportement d'un panache de polluants dépend fortement de l'intensité de la turbulence atmosphérique. Or cette turbulence est en grande partie déterminée par l'état de stabilité thermique de l'atmosphère. C'est pourquoi nous allons maintenant nous intéresser à l'influence de cette stratification sur la dispersion.

4.2. INFLUENCE DE LA STRATIFICATION THERMIQUE DE L'ATMOSPHERE

La description des processus météorologiques relatifs à la stratification thermique a été effectuée au chapitre 3, et en particulier aux paragraphes 3.1.2.3 et 3.2.3. Nous renvoyons à ces paragraphes pour plus de détails. Dans ce paragraphe, nous nous intéressons aux conséquences de ce mécanisme sur la dispersion de polluants.

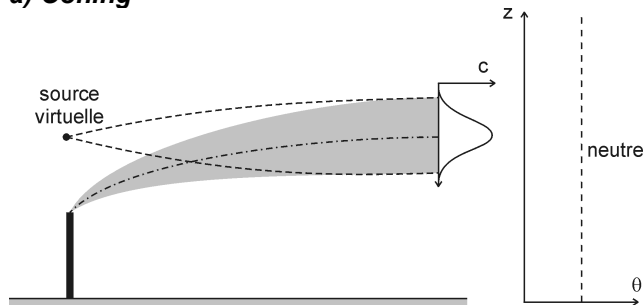
Une des principales conséquences de l'état de stratification de l'atmosphère est la modification de l'intensité de turbulence de l'écoulement. De manière schématique, plus l'atmosphère est instable, plus l'atmosphère est turbulente. Inversement, plus l'atmosphère est stable, moins elle est turbulente. Or nous avons rappelé au paragraphe 4.1.3 que l'intensité de turbulence détermine l'étalement et donc la dilution d'un nuage de polluants dans l'atmosphère. **En conséquence, cela signifie que plus l'atmosphère est instable, plus la dispersion des polluants est efficace. Inversement, plus l'atmosphère est stable, moins les polluants diffusent facilement.**

Au paragraphe 3.2.3.1, nous avons montré que la couche limite atmosphérique est structurée en plusieurs couches correspondant à différents états de stratification thermique. Le fait que la stabilité thermique ne soit pas uniforme dans l'atmosphère implique des comportements particuliers qui seront présentés au paragraphe 4.2.1. Au paragraphe 4.2.2, nous présenterons les méthodes existantes pour paramétrer l'étalement d'un panache en fonction de l'état de stabilité thermique de l'atmosphère.

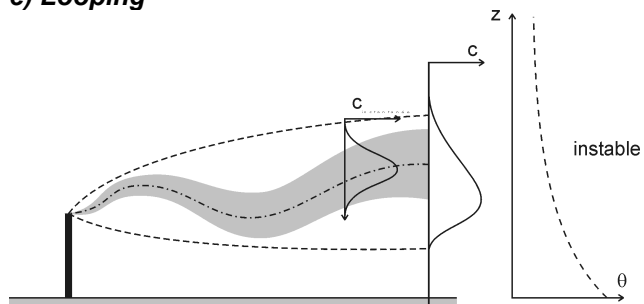
4.2.1. DIFFERENTS COMPORTEMENTS D'UN PANACHE

Intéressons-nous tout d'abord à la situation "académique" où toute l'atmosphère est dans le même état de stabilité thermique (stable, neutre ou instable). Le comportement d'un panache de polluants dans ces trois situations est illustré sur la Figure 60-a, la Figure 60-b et la Figure 60-c :

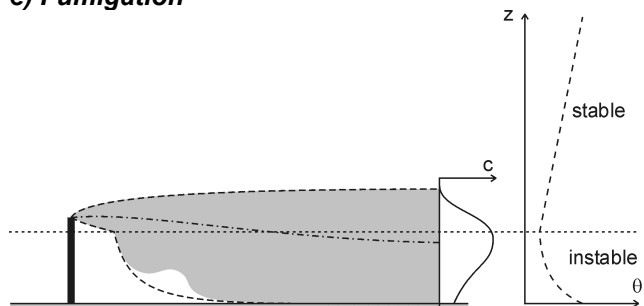
- **Atmosphère neutre** (*coning*, Figure 60-a) : en atmosphère neutre, le panache se disperse à peu près de la même façon dans les directions latérale et verticale, prenant la forme d'un cône. Si les polluants sont rejetés avec une vitesse verticale importante ou si la température de ce rejet est supérieure à la température de l'air, le panache s'élève verticalement au-dessus de la cheminée jusqu'à atteindre une trajectoire horizontale. Ce phénomène de *surhauteur*, décrit au paragraphe 4.4.2, peut être observé quel que soit l'état de stabilité atmosphérique.
- **Atmosphère stable** (*fanning*, Figure 60-b) : en atmosphère stable, la diffusion verticale est fortement atténuée par rapport à une situation neutre. La diffusion transversale est quant à elle moins affectée, bien qu'elle diminue légèrement par rapport à une situation neutre. En conséquence, le panache s'étale horizontalement et ne diffuse quasiment pas sur la verticale. Les concentrations dans le panache sont importantes. Par contre, si le rejet s'effectue en altitude, la concentration au niveau du sol est relativement faible.
- **Atmosphère instable** (*looping*, Figure 60-c) : en atmosphère instable, la diffusion verticale est très importante sous l'effet de la turbulence convective. Cette turbulence est composée de grosses structures tourbillonnaires qui transportent le panache de haut en bas dans sa phase initiale (phénomène de *looping*). Le panache semble alors "osciller" autour d'une trajectoire moyenne, cette oscillation étant aléatoire au cours du temps. Le panache moyen, obtenu en moyennant ces comportements au cours du temps, est caractérisé par un étalement vertical important, plus important que celui du panache instantané (voir discussion sur la diffusion relative et la diffusion du centre de masse, au paragraphe 2.2.3).

a) Coning

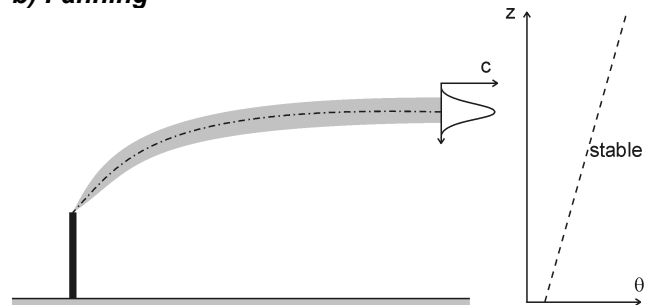
En atmosphère neutre, la dispersion s'effectue approximativement de la même façon dans les directions verticale et horizontale. Le panache a alors une forme de cône, avec éventuellement une surhauteur.

c) Looping

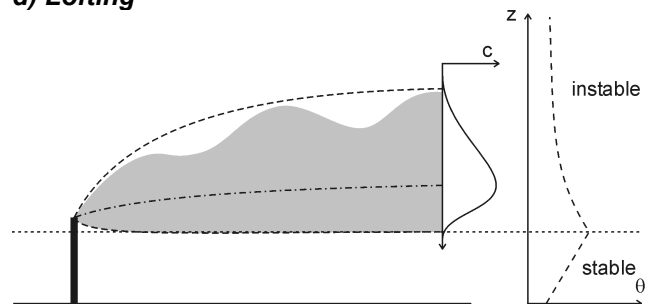
En atmosphère instable, les mouvements convectifs conduisent à un étalement important du panache dans la direction verticale. Ces mouvements de convection induisent également un battement vertical du panache. C'est une situation généralement observée au cours de la journée.

e) Fumigation

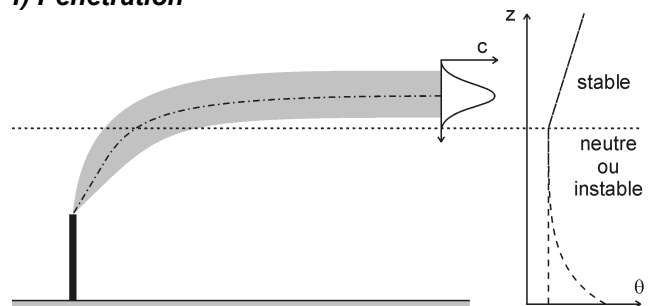
Lorsqu'une couche instable se développe en dessous d'une couche stable (situation apparaissant au lever du jour) et que le rejet est situé dans la zone stable, le panache diffuse peu dans un premier temps. Puis, dès qu'il atteint la hauteur d'inversion, les mouvements convectifs de la couche instable entraînent rapidement les polluants vers le sol. La diffusion au-dessus de l'inversion reste limitée en raison de la stratification stable à ce niveau.

b) Fanning

En atmosphère stable, la dispersion verticale est fortement atténuée. L'épaisseur verticale du panache est faible et il s'étale horizontalement. C'est une situation typiquement nocturne.

d) Lofting

Lorsqu'une couche stable se développe en dessous d'une couche instable (situation apparaissant à la tombée du jour) et que le rejet est situé dans la zone instable, le panache s'étale beaucoup vers le haut en raison des mouvements convectifs alors qu'il est "bloqué" vers le bas où la stratification stable empêche toute diffusion.

f) Pénétration

Lorsque la structure de l'atmosphère est identique à celle décrite au point e), mais que le rejet a lieu en dessous de la hauteur d'inversion, on a généralement un panache "piégé" entre le sol et la hauteur d'inversion (cf. Figure 61). Si la quantité de mouvement ou la chaleur contenue dans le rejet est suffisante, il est parfois possible que le panache parvienne à traverser l'inversion de température. Il continue alors sa dispersion dans l'atmosphère stable avec un comportement de type fanning.

Figure 60 : Comportements d'un panache de polluants pour différents états de stratification atmosphérique. La structure thermique est décrite par les profils de température potentielle, sur la droite des schémas.

En réalité, la structure thermique de la couche limite atmosphérique est telle que peuvent coexister des couches d'air stable, neutre et instable. Par exemple, au cours de la journée, la CLA est globalement instable tandis que l'atmosphère libre, située au-dessus, est stable. Inversement, après le coucher du soleil, une couche d'air stable se développe en dessous de la couche légèrement convective (couche résiduelle) située au-dessus. Du point de vue de la turbulence, et donc de la dispersion, on a alors coexistence entre des zones peu turbulentes et des zones beaucoup plus turbulentes. Lorsqu'un panache diffuse au voisinage de la limite entre ces deux zones, des comportements particuliers peuvent être observés.

De ce point de vue, la situation la plus courante est celle d'une couche neutre ou convective (correspondant à la CLA), surmontée d'une couche stable (correspondant à l'atmosphère libre). Lorsque des polluants sont émis en dessous de la hauteur d'inversion, ils diffusent normalement dans toute la CLA. Comme nous l'avons déjà mentionné, la présence du sol empêche toute diffusion en dessous de la surface. Comme l'atmosphère libre est très peu turbulente, il y a également très peu de diffusion au-dessus de la hauteur d'inversion. En première approximation, tout se passe comme s'il y avait une paroi solide, située à la hauteur d'inversion, qui empêche toute diffusion au-dessus. On parle alors de *réflexion du panache au sommet de la CLA*. Ce comportement est illustré sur la Figure 61. On observe sur cette figure qu'en raison des réflexions au sol et au sommet de la CLA, la concentration a tendance à s'homogénéiser verticalement au bout d'une certaine distance de diffusion. Il faut par ailleurs noter que l'idée d'une réflexion au sommet de la CLA est utilisée dans les modèles gaussiens pour prendre en compte ce phénomène (cf. paragraphe 2.3.1).

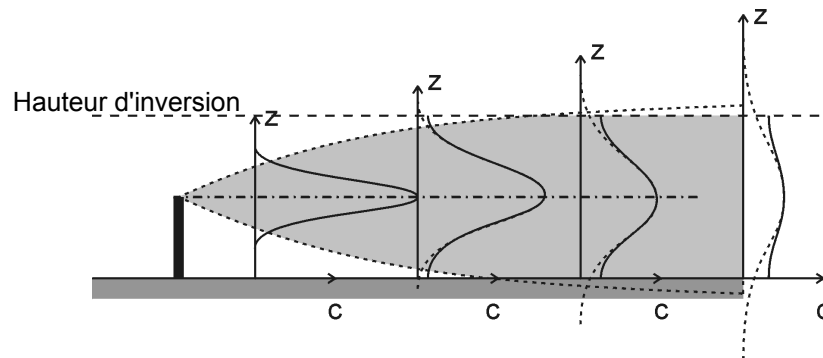


Figure 61 : Réflexion d'un panache au sommet de la couche limite atmosphérique.

Si, dans la situation précédente, les polluants ont une vitesse verticale et une température importantes au moment du rejet, la surhauteur initiale du panache peut être suffisante pour permettre à ce panache de traverser la hauteur d'inversion (cf. Figure 60-f). On a alors une *pénétration* du panache dans la couche stable où il poursuit sa dispersion, avec un comportement de type fanning.

Lorsque le panache est émis au-dessus de la hauteur d'inversion, dans la couche stable, sa diffusion verticale est faible initialement (cf. Figure 60-e). Dès que les polluants ont suffisamment diffusé pour atteindre la hauteur d'inversion, ils sont alors pris par l'écoulement plus turbulent situé en dessous, entraînant une diffusion verticale beaucoup plus importante. Les polluants atteignent alors rapidement le sol, conduisant ainsi à des concentrations élevées à ce niveau. Ce phénomène où un panache transite d'une zone peu turbulente à une zone plus turbulente est appelé *fumigation*. Des variantes de ce phénomène peuvent être observées en parallèle à des brises de mer ou à des couches limites internes.

Si le panache est émis dans une couche instable située au-dessus d'une couche stable (cf. Figure 60-d), la diffusion des polluants est "bloquée" au niveau de la transition entre ces deux zones (phénomène de *lofting*). Par contre, au-dessus de cette limite, dans la zone instable, le panache a un comportement caractérisé par des mouvements verticaux importants, analogues à ceux observés en situation de *looping*.

4.2.2. INFLUENCE DE LA STRATIFICATION SUR LA DIFFUSION ATMOSPHERIQUE

D'un point de vue quantitatif, l'influence de la stratification thermique sur la dispersion peut être abordée à travers la modification des écarts-types de diffusion. Nous allons présenter successivement les paramétrisations par classes et les paramétrisations continues des écarts-types. Il faut noter que ces paramétrisations sont à la base des modèles de dispersion de type gaussien.

Paramétrisations par classes

Nous avons exposé, au chapitre 3, que l'état de stabilité thermique peut être quantifié au moyen du gradient de température potentielle ou de la longueur de Monin-Obukhov. La détermination de ces paramètres suppose cependant de connaître un certain nombre d'informations, notamment sur la structure verticale de la CLA. Pendant longtemps, et encore souvent aujourd'hui, les méthodes ou les données nécessaires pour obtenir ces paramètres n'étaient pas disponibles et il était nécessaire de qualifier l'état de stabilité à partir de quelques informations sommaires (vitesse du vent, présence de nuages, ...). La méthode simple la plus utilisée pour qualifier l'état de stabilité est la méthode de Pasquill, basée sur l'utilisation de classes de stabilité définies dans le Tableau 11.

vitesse du vent au niveau du sol (à 10 m)	ensoleillement pendant la journée			couverture nuageuse nocturne ^b	
	fort	modéré	léger	> 4/8 ou totale sur une	≤3/8
				faible épaisseur	
<2 m/s	A	A-B	B		
2-3 m/s	A-B	B	C	E	F
3-4 m/s	B	B-C	C	D	E
4-6 m/s	C	C-D	D	D	D
>6 m/s	C	D	D	D	D

^a valable les jours ou nuits fortement couverts

^b le degré de couverture nuageuse est la fraction de ciel couverte de nuages

Tableau 11 : Définition des classes de stabilité de Pasquill.

On peut citer d'autres classification comme celle de Doury ou de Brookhaven, décrites en annexe 2.

Pour chacune des classes des différentes méthodes, des relations empiriques ont été développées pour estimer l'évolution des écarts-types σ_y et σ_z en fonction de la distance parcourue par le panache ou du temps de diffusion. On peut mentionner les paramétrisations de Pasquill, de Briggs, de Doury ou de Brookhaven, qui sont détaillées en annexe 2. Dans certains cas (exemple de l'approche de Briggs), les paramétrisations distinguent l'influence de la stratification thermique et de la rugosité du sol. Nous avons illustré sur la Figure 62 les évolutions de σ_y et σ_z fournies par l'approche de Pasquill.

On constate, comme nous l'avons déjà mentionné, que l'étalement d'un panache est d'autant plus important que l'atmosphère est instable. On observe également que la stabilité a beaucoup plus d'influence sur la diffusion verticale que sur la diffusion transversale.

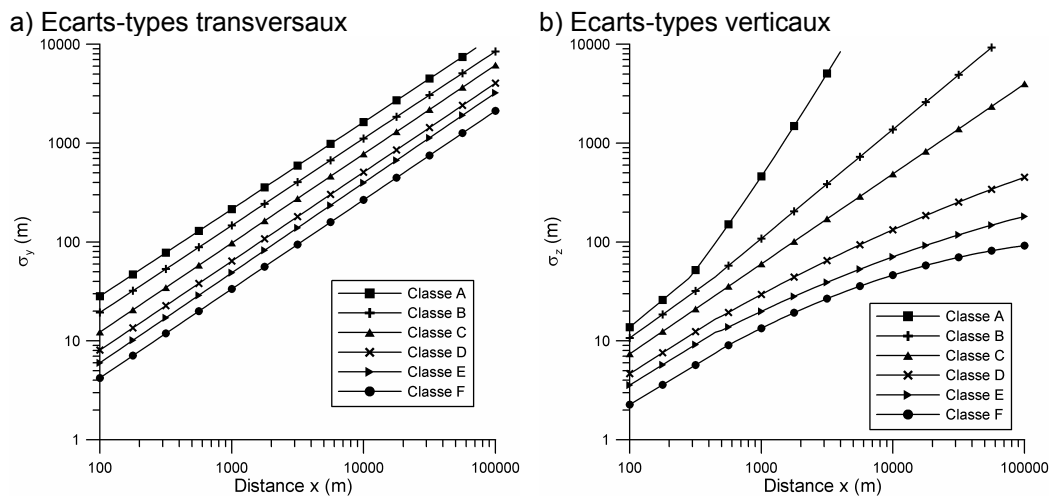


Figure 62 : Evolution des écarts-types de dispersion pour différentes classes de stabilité (abaques de Pasquill, d'après Turner, 1967).

Paramétrisations continues

Les paramétrisations continues des écarts-types de diffusion σ_y et σ_z sont basées sur le jeu d'équation 4.2, qui restent valables pour une stratification quelconque. Ces expressions font intervenir les écarts-types des fluctuations de vitesse, qui dépendent, comme nous l'avons rappelé au paragraphe 3.2.3.2, des paramètres descriptifs de la couche limite (u_* , h et L_{MO}), qui dépendent de la stratification thermique. Les échelles de temps lagrangiennes T_{Ly} et T_{Lz} sont elles-mêmes dépendantes de l'état de stabilité thermique de l'atmosphère. On peut par exemple citer les formulations suivantes pour le temps lagrangien T_{Lz} :

$$T_{Lz} = \frac{\lambda}{\sigma_w} \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \frac{1}{\lambda} = \frac{1}{0,36z_s} + \frac{N}{0,27\sigma_w} & \text{en stable (d'après Venkatram et al., 1984)} \\ \frac{1}{\lambda} = \frac{0,6}{z+z_0} + \frac{\partial u/\partial z}{\sigma_w} + \frac{4}{h} & \text{en instable (d'après Carruthers, 1994)} \end{cases} \quad (4.5)$$

Ce type de paramétrisation est décrit dans les articles de Briggs (1985), Venkatram *et al.* (1984) et Weil (1985). En utilisant les paramètres de la théorie de similitude de Monin-Obukhov (u_* , h et L_{MO}), généralement calculés à l'aide d'un pré-processeur météorologique, il est alors possible d'utiliser ces paramétrisations dans un modèle de dispersion de type gaussien.

Le jeu d'équations 4.2 représente uniquement la dispersion relative du panache. Les mécanismes de diffusion du centre de masse (meandering) sont parfois ajoutés pour prendre en compte la variabilité des conditions météorologiques. En pratique, cet effet n'est la plupart du temps pris en compte que sur la composante horizontale σ_y . La diffusion totale s'exprime alors :

$$\sigma_y^2 = \sigma_{yr}^2 + \sigma_{ym}^2 \quad (4.6)$$

où σ_{yr} représente la diffusion relative, modélisée par les équation 4.2, et σ_{ym} représente la diffusion du centre de masse. Le terme σ_{ym} peut être modélisé par une des relations suivantes :

$$\begin{cases} \sigma_y = \sigma_\theta x \\ \sigma_y = 0,0065x \sqrt{\frac{7t_H}{U_{10}}} \end{cases} \quad \text{d'après Moore (1976)} \quad (4.7)$$

où x est la distance par rapport à la source, σ_θ l'écart-type des fluctuations de la direction horizontale du vent, U_{10} la vitesse du vent à $z = 10$ m et t_H la durée de moyenne (en heures) des concentrations que l'on souhaite calculer. Il apparaît que plus on s'intéresse à des moyennes sur de longues périodes, plus la variabilité des conditions météorologiques augmente l'étalement du panache moyen et diminue les concentrations correspondantes.

Dans le cas d'une atmosphère instable, nous avons mentionné au paragraphe 3.2.3.1 que la distribution des vitesses verticales n'est pas symétrique, c'est-à-dire que les mouvements turbulents orientés vers le haut sont plus rapides mais moins fréquents que les mouvements orientés vers le bas (Hunt *et al.*, 1988c). Cela a pour conséquence que la distribution verticale de concentration dans un panache n'est pas symétrique ni gaussienne (voir illustration sur la Figure 60-c). Si l'on souhaite modéliser correctement la concentration en situation convective, il est important de tenir compte de ce phénomène. Dans un modèle gaussien, cela peut être réalisé en utilisant une distribution bi-gaussienne selon la verticale (Carruthers, 1994).

4.2.3. EFFETS SPECIFIQUES SUR UN TERRAIN HETEROGENE

Les écoulements thermiques, associés à l'hétérogénéité des propriétés thermiques du sol, peuvent avoir des conséquences importantes sur la dispersion des polluants. Les situations les plus problématiques sont les brises côtières et les couches limites internes qui se développent au voisinage des zones urbaines ou industrielles.

Brises côtières

La prise en compte des brises côtières est essentielle pour l'étude de la dispersion des polluants émis en bord de mer. Il faut tout d'abord noter que la brise de mer et la brise de terre ne sont pas équivalentes du point de vue de l'impact d'une émission sur la population. En effet, la brise de mer a tendance à transporter les polluants vers la terre alors que la brise de terre évacue ces polluants vers la mer. Les conséquences d'un rejet sur la population seront donc plus importantes le jour que la nuit, les situations de jour correspondant par ailleurs souvent à un maximum des émissions. Cet effet, lié à la direction privilégiée de l'écoulement, est en réalité plus complexe puisqu'il faut tenir compte de la possibilité d'avoir un va-et-vient des polluants lorsque le vent change de sens. Ainsi, des polluants émis vers la mer au cours de la nuit peuvent être ramenés vers la terre durant la journée et viennent s'ajouter au polluants émis le jour, augmentant encore l'effet sur la population.

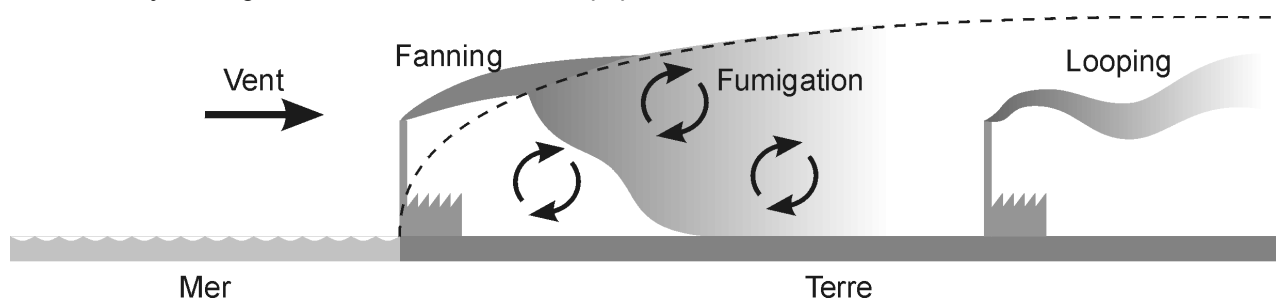


Figure 63 : Fumigation en présence de brise de mer.

Il existe un effet indirect des brises côtières sur la dispersion des polluants. Cet effet est lié au développement d'une couche limite interne lorsque l'écoulement provenant de la mer arrive sur la surface terrestre dont les propriétés dynamiques et thermiques sont différentes. En effet, la surface terrestre est plus rugueuse et apporte, en situation de jour, plus de chaleur à l'écoulement que la mer. L'écoulement au sein de la couche limite interne a donc tendance à

être plus turbulent que l'écoulement amont. Lorsque des polluants sont émis en altitude au voisinage de la côte, ils sont dans un premier temps transportés par un écoulement peu turbulent si bien que le panache diffuse peu et que la concentration sur son axe reste élevée (dispersion de type fanning). Lorsque ce panache pénètre dans la couche limite interne, les grosses structures turbulentes font diffuser les polluants jusqu'au niveau du sol, en créant des concentrations importantes à ce niveau. Ce phénomène, illustré sur la Figure 63, est appelé *fumigation*, par analogie au processus décrit sur la Figure 60-e.

Couches limites internes en milieu urbain ou industriel

Le développement des couches limites internes et la fumigation ne sont pas des phénomènes spécifiques aux bords de mer et ils peuvent apparaître chaque fois qu'il existe une variation brutale des caractéristiques du sol. Cela se produit en particulier autour des sites urbains et industriels (cf. Figure 64). Dans certaines circonstances, l'écoulement au-dessus d'une zone composée de surfaces artificielles est plus turbulent (couche instable générée par le chauffage de la zone) que l'écoulement en milieu rural (couche stable). L'extension verticale de cette zone plus turbulente augmente avec la distance (phénomène de couche limite interne, décrit au paragraphes 3.2.2.4 et 3.2.3.3) et la limite entre cette zone et l'écoulement extérieur joue en quelque sorte le rôle de la couche d'inversion. Les polluants émis à l'extérieur de la couche mélangée sont soumis à un processus de fumigation lorsqu'ils pénètrent dans cette zone. Inversement, à la sortie d'une zone artificielle, une couche peu turbulente (couche stable) peut se développer en dessous de la couche instable générée par la zone urbaine ou industrielle. On peut alors observer un phénomène de lofting des polluants émis au-dessus de cette couche stable.

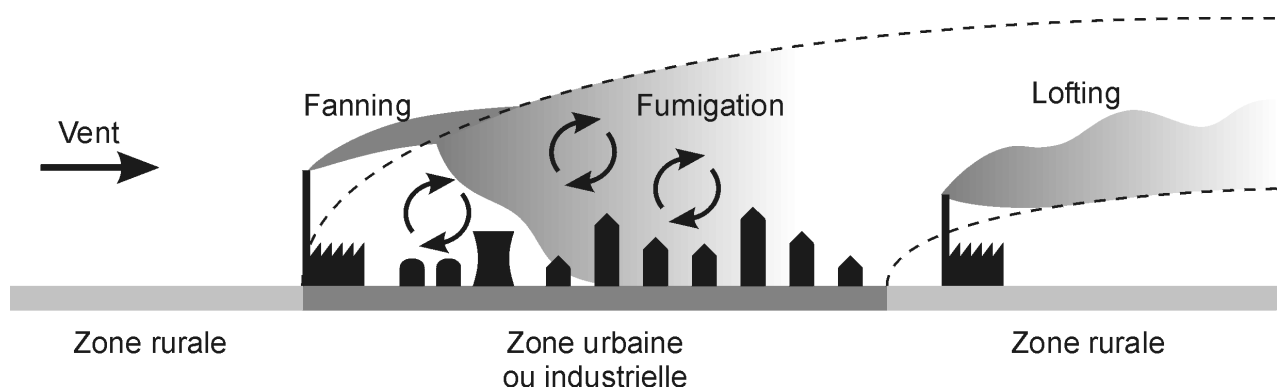


Figure 64 : Fumigation en zone urbaine ou industrielle.

Ces différents phénomènes peuvent avoir des conséquences importantes sur l'estimation des concentrations en polluants au voisinage des sites industriels. Si l'on ne tient pas compte des phénomènes de fumigation dans l'évaluation de l'impact d'une cheminée d'usine, on peut sous-estimer la concentration au sol ainsi que la distance de "retombée" du panache. La Figure 65 illustre clairement que la fumigation augmente l'impact au sol d'un panache émis en altitude.

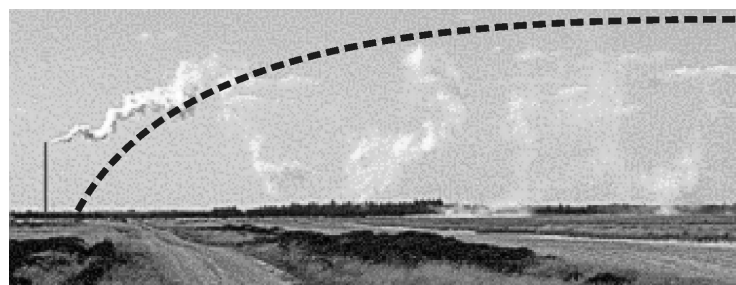


Figure 65 : Fumigation d'un panache.

4.3. INFLUENCE DE LA NATURE DU REJET

Nous avons distingué, au paragraphe 2.1.1, deux types de mécanismes qui influencent l'évolution de la concentration due à un rejet de polluants :

- **Les processus dynamiques de transport et de diffusion par l'écoulement.**
- **Les processus physico-chimiques.**

Dans les paragraphes précédents, nous nous sommes essentiellement intéressés à l'influence sur la dispersion atmosphérique des processus dynamiques, lorsque l'espèce transportée peut être considérée comme *inerte* et *passive*. Dans ce paragraphe, nous présentons la modification des processus de dispersion, sous l'effet de comportements spécifiques, liés à la nature physico-chimique des rejets. Nous aborderons successivement les transformations chimiques, le transport de particules et les mécanismes liés à la radioactivité de l'espèce transportée.

4.3.1. TRANSFORMATIONS CHIMIQUES

La plupart des espèces rejetées dans l'atmosphère sont susceptibles de se transformer chimiquement. Il existe ainsi des milliers de réactions chimiques possibles et notre objectif n'est pas d'en faire une revue détaillée. Dans ce rapport, nous présenterons uniquement quelques idées générales sur l'influence des transformations chimiques dans l'étude de la dispersion atmosphérique et nous présenterons une méthode simplifiée qui est parfois utilisée pour traiter la chimie dans un panache de polluants. Pour une revue plus détaillée, on se référera à l'ouvrage de Seinfeld (1986).

La première remarque importante est que la majorité des réactions chimiques font intervenir plusieurs produits réactifs. Lorsque l'on s'intéresse à l'évolution d'une espèce polluante provenant d'une source particulière (par exemple du NO rejeté par une cheminée d'usine), il sera donc souvent difficile de prévoir cette évolution si l'on ne connaît pas les concentrations dans l'air des composés susceptibles de réagir avec cette espèce. Par exemple on aura du mal à prévoir l'évolution d'un rejet de NO si l'on ne dispose pas des concentrations de fond en ozone. Cette particularité des processus chimiques peut compliquer sensiblement la détermination de l'impact d'un site industriel, par rapport au cas d'un rejet inerte. En effet, en l'absence de réactions chimiques, on peut supposer que la contribution d'une source particulière s'ajoute simplement à la pollution de fond. En présence de réactions chimiques, il faut non seulement s'intéresser au polluant que l'on rejette, mais également à tous les polluants susceptibles de réagir avec lui. Cela suppose d'utiliser des modèles traitant à la fois de la dispersion et de la chimie. Les modèles eulériens tridimensionnels sont les mieux adaptés pour traiter ce problème mais leur mise en œuvre est très lourde dans le cadre d'une étude d'impact. Ce type de simulation est généralement restreint à des études de recherche (étude d'épisodes de pollution).

Fort heureusement, la limitation que nous venons d'évoquer peut souvent être contournée en tenant compte des vitesses de différentes réactions chimiques. En effet, chaque réaction chimique a une constante de réaction k , qui indique la vitesse à laquelle s'effectuent les transformations, sachant que cette vitesse dépend également des concentrations initiales des différents réactifs. Par exemple, dans le cas de la réaction :



le taux de variation de la concentration en monoxyde d'azote est :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$\frac{d[\text{NO}]}{dt} = -k[\text{NO}][\text{O}_3] \quad (4.9)$$

où $[\text{NO}]$ et $[\text{O}_3]$ sont les concentrations molaires en NO et O_3 et où $k = 4,1 \cdot 10^{-4} \text{ ppb}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Si l'on suppose un niveau de fond en ozone de l'ordre de 60 ppb, le temps caractéristique de cette réaction est de l'ordre d'une trentaine de secondes. Cette réaction pourra donc être considérée comme rapide par rapport aux temps caractéristiques du transport d'un nuage de polluants sur quelques kilomètres. Par contre, beaucoup d'autres réactions ont des temps caractéristiques très supérieurs au temps de transport entre la source et le récepteur considéré. De telles réactions pourront alors être négligées dans l'étude de la concentration à court terme (durée inférieure à quelques heures). Seules quelques réactions, dont en particulier le cycle NO-NO₂-O₃, nécessite d'être modélisées sur de telles échelles de temps. On utilisera dans ce cas des schémas de réactions simplifiés, qui sont compatibles avec des applications opérationnelles (temps réel ou étude d'impact).

Dans le cas particulier où l'on s'intéresse à une unique réaction, faisant intervenir l'espèce transportée, et éventuellement d'autres composés dont la concentration n'est pas susceptible de varier (exemple de réactions avec l'oxygène ou l'azote de l'air, dont on peut supposer que les concentrations sont invariantes), il est possible de déterminer analytiquement l'évolution de la concentration. Considérons une réaction du type :



où A est l'espèce rejetée, B un composé présent dans l'air, dont la concentration $[\text{B}]_0$ est supposée invariante, C et D les produits de la réaction et k la constante de cinétique. Le taux de variation de la concentration en A est donné par :

$$\frac{d[\text{A}]}{dt} = -k[\text{A}][\text{B}]_0 \quad (4.11)$$

En intégrant cette équation, on obtient l'équation d'évolution de la concentration en fonction du temps :

$$[\text{A}] = [\text{A}]_0 \exp(-k[\text{B}]_0 t) \quad (4.12)$$

Une telle approche peut par exemple être utilisée dans un modèle gaussien pour simuler la variation de concentration due à une réaction chimique simple.

Dans une étude sur l'impact d'un rejet dans l'environnement, la démarche de prise en compte des processus chimiques doit donc être la suivante :

- Inventorier l'ensemble des réactions chimiques atmosphériques susceptibles de faire intervenir l'espèce rejetée.
- Déterminer parmi ces réactions celles qui ont des temps caractéristiques suffisamment courts par rapport à la durée du transport entre le point de rejet et le récepteur.
- Choisir un modèle de dispersion capable de reproduire ces réactions chimiques.

4.3.2. TRANSPORT DE PARTICULES

Lorsque l'espèce transportée est composée de particules aérosols, solides ou liquides, de densité différentes de celle de l'air, son comportement vis à vis de la dispersion ne peut plus être considéré comme passif. En effet, en raison de l'inertie et de la force de gravité, les particules ne suivent pas nécessairement le fluide porteur. Il en résulte plusieurs effets spécifiques comme la sédimentation ou la modification des paramètres de dispersion.

4.3.2.1. Sédimentation du panache

Une particule plus lourde que l'air aura tendance à *sédimenter*, c'est-à-dire à tomber sous l'effet de la force de pesanteur. Pour caractériser cet effet, nous allons nous intéresser au bilan des forces qui s'exercent sur une particule. Dans le cas général où le mouvement de la particule est instationnaire, il est nécessaire de considérer de nombreuses forces : l'accélération, la gravité, la poussée d'Archimède, la traînée, la portance, la force d'histoire de Basset et la force de masse ajoutée. Si l'on ne s'intéresse, pour simplifier, qu'au mouvement stationnaire d'une particule dans un fluide au repos (mouvement atteint lorsque la vitesse de chute de la particule n'évolue plus), on a un équilibre entre les forces de gravité, d'Archimède et de traînée :

$$\underbrace{\rho_p \pi \frac{d_p^3}{6} g}_{\text{pesanteur}} - \underbrace{\rho_f \pi \frac{d_p^3}{6} g}_{\text{Archimède}} = \underbrace{\rho_f \pi \frac{d_p^2}{8} C_D}_{\text{traînée}} (Re) u_T^2 \quad (4.13)$$

où ρ_p et ρ_f sont respectivement les masses volumiques de la particule et du fluide, d_p le diamètre de la particule, C_D son coefficient de traînée et u_T sa *vitesse terminale de chute*. Le coefficient de traînée peut être approché par la relation empirique, valable lorsque le nombre de Reynolds $Re < 800$ (Schiller et Nauman, 1933) :

$$C_D(Re) = \frac{24}{Re} (1 + 0,15 Re^{0,687}) \quad \text{avec} \quad Re = \frac{d_p u_T}{\nu} \quad (4.14)$$

où ν est la viscosité cinématique de l'air. En intégrant 4.14 dans l'équation 4.13, on montre que la vitesse terminale de chute est solution de l'équation implicite :

$$u_T = \frac{\rho_p}{\rho_f} \frac{d_p^2 g}{18\nu} \left(1 + 0,15 \left(\frac{d_p u_T}{\nu} \right)^{0,687} \right)^{-1} \quad (4.15)$$

La variation de la vitesse terminale en fonction du diamètre de la particule est illustrée sur la Figure 66 et dans le Tableau 12, pour une masse volumique $\rho_p = 1000 \text{ kg/m}^3$. On constate que plus la particule est grosse, plus sa vitesse terminale est importante.

Diamètre	1 μm	10 μm	100 μm	1 mm
Vitesse terminale	30,98 $\mu\text{m/s}$	3,09 mm/s	25,35 cm/s	3,86 m/s
Temps de réponse	3.15 μs	315,16 μs	25,84 ms	0,39 s
Distance de réponse	$9,78 \cdot 10^{-5} \mu\text{m}$	0,97 μm	6,55 mm	1,52 m

Tableau 12 : Ordre de grandeur des vitesses terminales, temps de réponse et distance de réponse pour différentes tailles de particules ($\rho_p = 1000 \text{ kg/m}^3$).

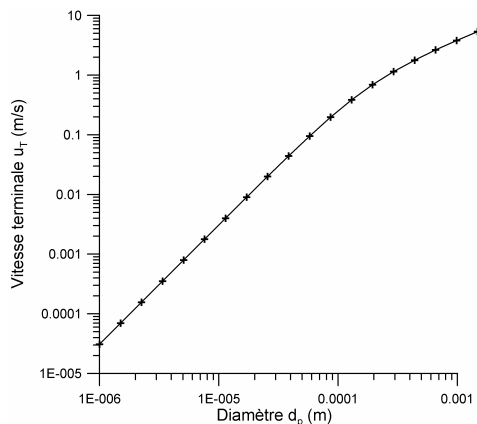


Figure 66 : Vitesse terminale de chute en fonction du diamètre des particules ($\rho_p = 1000 \text{ kg/m}^3$).

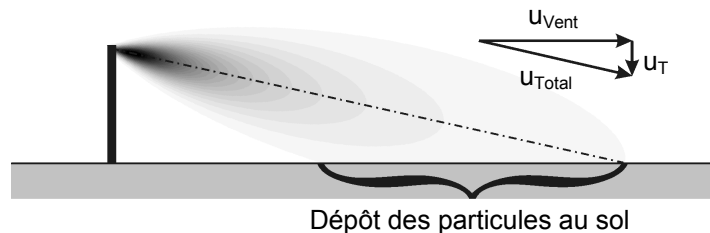


Figure 67 : Comportement d'un panache de particules sous l'effet de la sédimentation.

On observe également que le temps de réponse, qui correspond au temps mis par la particule pour atteindre sa vitesse terminale (ce temps est de l'ordre de u_T / g), est inférieur à une seconde pour des particules inférieures au millimètre. Cela signifie qu'une particule rejetée dans l'atmosphère atteindra quasiment instantanément sa vitesse terminale. On supposera donc par la suite qu'un aérosol dans l'atmosphère chute à une vitesse égale à sa vitesse terminale, définie par l'équation 4.15.

Pour des particules dont le diamètre est inférieur à $1 \mu\text{m}$, on constate que la vitesse terminale est inférieure à $30 \mu\text{m/s}$. Étant donné qu'il s'agit d'une vitesse très faible, on négligera généralement l'effet de sédimentation sur des particules de cette taille.

Pour des particules dont le diamètre est supérieur à quelques microns, la vitesse de chute varie entre quelques mm/s et quelques dizaines de cm/s. L'influence de la sédimentation sur le comportement d'un panache de particules n'est alors plus négligeable. En effet, la vitesse de chute, orientée vers le bas, vient s'ajouter à la vitesse du vent, orientée selon l'horizontale, ce qui a pour conséquence d'incliner vers le sol la trajectoire moyenne du panache (cf. Figure 67). Cette inclinaison est d'autant plus rapide que la vitesse de chute est grande devant la vitesse du vent. Par exemple, pour des particules de $20 \mu\text{m}$ ($u_T \sim 1 \text{ cm/s}$), émise à 30 m de hauteur dans un écoulement à 1 m/s, le centre du panache atteindra le sol à environ 3 km de la source. Une conséquence évidente de cet effet de sédimentation du panache est l'augmentation des concentrations au sol, par rapport au cas d'un rejet passif.

L'effet de sédimentation peut aisément être pris en compte dans les modèles gaussiens et lagrangiens, en utilisant pour le calcul de la dispersion la vitesse totale, résultant de la vitesse de chute et de la vitesse du vent (cf. Figure 67). Cet effet peut également être pris en compte dans les modèles eulériens.

4.3.2.2. Modification de la dispersion

Outre le déplacement vers le bas du nuage de polluant, la sédimentation des particules a une autre conséquence sur leur dispersion dans l'atmosphère. Nous avons rappelé au chapitre 2 que la dispersion turbulente d'une espèce est due au transport plus ou moins chaotique de cette espèce par les structures tourbillonnaires de l'écoulement. Si on applique cette idée au cas des particules, on peut considérer que l'influence d'un tourbillon donné sur la dispersion d'une particule sera d'autant plus importante que la particule est transportée pendant une durée longue par ce tourbillon. Lorsque la particule a une vitesse de chute suffisamment importante,

elle traverse les différents tourbillons de l'écoulement si bien que le temps qu'elle passe dans chacun d'entre eux est diminué. On peut montrer (Pasquill et Smith, 1983) que cela a pour conséquence de diminuer l'efficacité des tourbillons pour faire diffuser les particules. Ainsi, pour des temps de diffusion importants, les écarts-types de diffusion seront modifiés de la façon suivante :

$$\sigma_i = \frac{\sigma_{i(u_T=0)}}{\left(1 + \frac{\beta^2 u_T^2}{u_{\text{Vent}}^2}\right)^{\frac{1}{4}}} \quad (4.16)$$

où σ_i représente l'écart-type de diffusion du panache de particules dans la direction i (soient σ_x , σ_y ou σ_z), $\sigma_{i(u_T=0)}$ l'écart-type de la distribution en l'absence d'effet de sédimentation, u_T la vitesse terminale des particules, u_{Vent} la vitesse du vent et β le rapport entre les échelles de temps lagrangiennes et eulériennes. En prenant par exemple $\beta = 5$ et $u_T / u_{\text{Vent}} = 0,1$ (Pasquill et Smith, 1983), on obtient que l'étalement du panache est diminué d'environ 5 %. Cet effet est donc relativement faible, ce qui explique qu'il soit parfois négligé dans certains modèles de dispersion.

4.3.2.3. Effets d'inertie

En raison de leur masse volumique différente de celle de l'air, les particules sont soumises à des effets d'inertie, qui impliquent qu'elles ne suivent pas exactement le comportement du fluide lorsque la vitesse de l'écoulement varie plus vite que leur temps de réponse. Or nous avons rappelé dans le Tableau 12 que le temps de réponse des particules, même relativement grosses, est très faible devant le temps caractéristique des grandes structures tourbillonnaires qui contribuent à la dispersion atmosphérique. Cela signifie que les particules ont généralement le temps de s'adapter à la vitesse turbulente de l'écoulement si bien que l'on peut admettre que les caractéristiques de diffusion d'un panache de particules ne sont pas modifiées par les effets d'inertie.

4.3.3. RADIOACTIVITE

4.3.3.1. Rappels de physique atomique

La *radioactivité* est une transformation spontanée d'un noyau atomique au cours de laquelle celui-ci émet un rayonnement. Cette émission est en fait une libération d'énergie correspondant au déplacement de l'élément vers une position d'équilibre plus stable. Cette émission peut être électromagnétique (γ) ou particulaire (α , β). On classe ainsi en deux grandes catégories les éléments du tableau de Mendeleïev : ceux stables qui ne subissent pas de telles transformations, et ceux radioactifs (on parle de *radioéléments*) qui émettent un rayonnement au cours de leur existence.

Il existe différents modes de radioactivité :

- **L'émission α** , par laquelle un élément émet une particule α , qui est en fait un noyau d'hélium ${}^4_2\text{He}$. Celui-ci correspond à un ion lourd qui, dans son déplacement, interagit fortement avec la matière : aussi cette forme d'émission est-elle très peu pénétrante, puisqu'une feuille de papier suffit à s'en protéger.
- **L'émission β^- (respectivement β^+)**, qui correspond à l'émission d'un électron e^- et d'un antineutrino $\bar{\nu}$ (respectivement d'un positron e^+ et d'un neutrino ν). Bien que plus pénétrante, elle est arrêtée par une feuille de métal.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **L'émission γ** , qui correspond à l'émission de photons qui accompagne la transition d'un noyau d'un état quantique à un autre, est la forme d'émission la plus pénétrante de rayonnement radioactif.
- **La fission spontanée**, qui, pour un élément lourd, correspond à la séparation du noyau en deux fragments sensiblement égaux (au sens des nombres atomiques), et qui s'accompagne d'émission de neutrons.

La probabilité qu'un élément radioactif se transforme suivant un mode donné (α , β , ...), durant un intervalle de temps dt , en un autre élément plus stable, est égale à λdt . La quantité λ est appelée *constante radioactive*, et est caractéristique de l'élément, ainsi que du mode de radioactivité considéré.

Si l'on observe N noyaux de cet élément pendant une durée dt , le nombre de noyaux subissant une désintégration est de $\lambda N dt$. On a donc :

$$dN = -\lambda N dt \quad (4.17)$$

Notons que λ ne dépend pas de l'âge de l'atome. Après un intervalle de temps t , le nombre d'atome restant est :

$$N(t) = N_0 \exp(-\lambda t) \quad (4.18)$$

où N_0 est le nombre initial d'atomes. Ceci permet de définir la demi-vie T (ou période du radioélément), comme l'intervalle de temps au bout duquel la moitié des atomes initiaux ont subi une désintégration radioactive. On a $T = \ln(2) / \lambda$. La vie moyenne τ d'un atome radioactif est donc égale à $1 / \lambda$. Il faut noter que la désintégration d'un radioélément peut conduire à la formation de radioéléments plus petits, qui seront eux-mêmes susceptibles de se désintégrer. On parle alors de filiation radioactive.

On appelle *activité* (à l'instant t et pour un mode de désintégration donné) d'un radioélément la quantité $\lambda N(t)$. Elle correspond au nombre de désintégration radioactive, par unité de temps, subit par la population du radioélément considéré, à l'instant t . L'activité d'un radioélément se mesure en becquerel, noté Bq.

La désintégration radioactive d'un atome s'accompagne d'une émission d'énergie : celle-ci se présente sous forme d'énergie cinétique d'une particule émise dans une direction donnée, mais totalement aléatoire. En observant cette émission particulière d'un point de vue statistique, on l'assimile à un rayonnement dans toutes les directions de l'espace. Au cours de son interaction avec le milieu qu'il traverse, ce rayonnement va s'atténuer, de façon plus ou moins rapide. Les particules γ , qui interagissent peu avec le milieu, sont les plus pénétrantes. Ce sont les seules à avoir une influence sur de grandes distances. Dans l'atmosphère, on ne s'intéressera donc qu'aux particules γ .

L'atténuation du rayonnement évoqué précédemment correspond à un échange d'énergie du rayonnement avec le milieu traversé (exprimé en gray ; 1 Gy = 1 joule de particules radioactive déposé par kilogramme de matière). La quantité d'énergie déposée en un point par rayonnement radioactif est appelée une *dose*, mesurée en gray. La quantité d'énergie reçue en ce point par unité de temps est appelée *débit de dose*, dont l'unité est le gray par seconde (Gy/s).

4.3.3.2. Dispersion atmosphérique de produits radioactifs

Lorsqu'une espèce contenant des atomes radioactifs est rejetée dans l'atmosphère, elle est transportée et dispersée par le vent de la même manière que s'il s'agissait d'une espèce non radioactive. Si l'espèce est composée de particules, on appliquera par exemple les résultats présentés au paragraphe 4.3.2. Par contre, pour modéliser correctement la concentration volumique en radioéléments (nombre de radioéléments par unité de volume), il est nécessaire de prendre en compte les processus de désintégration et éventuellement de filiation radioactive. Pour cela, des modules spécifiques doivent être intégrés dans les modèles de dispersion. Ils utilisent les formules de décroissance radioactive présentées plus haut.

Lorsque l'on souhaite déterminer l'impact d'un nuage radioactif sur l'homme ou l'environnement en un point donné, ce n'est pas la concentration volumique en radioéléments qui est importante mais plutôt la quantité d'énergie émise par l'ensemble du nuage et reçue en ce point (débit de dose). Pour déterminer ce débit de dose, il est donc nécessaire de connaître la distribution spatiale de l'activité volumique (concentration volumique en radioélément multipliée par la constante radioactive) dans tout le nuage et d'en déduire l'énergie rayonnée au point considéré. Ce calcul du débit de dose met en jeu des méthodes particulières qui ne sont pas intégrées par défaut dans les modèles de dispersion (voir Healy, 1984). Il faut noter que le calcul du débit de dose en un point est beaucoup plus coûteux en temps de calcul que l'évaluation d'une simple concentration, car il suppose de déterminer la distribution spatiale de l'activité volumique dans tout le nuage.

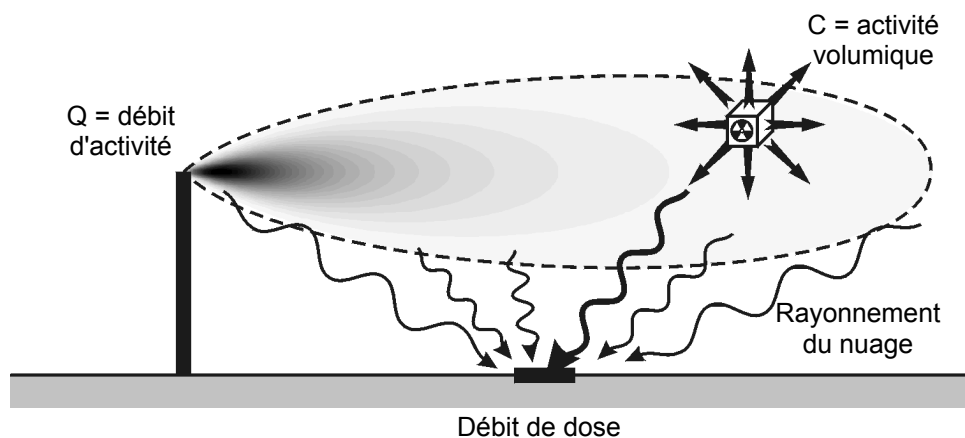


Figure 68 : Panache de composés radioactifs.

4.4. INFLUENCE DES CONDITIONS INITIALES DU REJET

Indépendamment de la nature de l'espèce rejetée, les conditions dans lesquelles le rejet s'effectue peuvent avoir des conséquences sur l'évolution du panache de polluants, à court terme mais également à plus long terme. Dans ce paragraphe, nous abordons la question de la géométrie de la source et de la surhauteur du panache.

4.4.1. GEOMETRIE DE LA SOURCE

Les rejets de polluants dans l'atmosphère présentent une multitude de géométries possibles, qui dépendent principalement du processus qui est à l'origine de l'émission de ces polluants. On peut citer les rejets collectés au niveau d'un tuyau ou d'une cheminée (industrie, chauffage, ...), les rejets de véhicules en mouvement (voitures, trains, avions, ...), les rejets diffus au niveau du sol (dégazage d'une nappe d'hydrocarbures, envol de poussières) ou encore les rejets diffus au sein d'un volume (unité de traitement chimique, fuite non collectées d'un bâtiment, ...).

A proprement parler, la forme de la source de polluants ne modifie pas réellement les caractéristiques de la dispersion dans l'atmosphère. On peut par exemple considérer qu'une source surfacique correspondant à un rejet au sol peut être décomposée en une infinité de "petites" sources ponctuelles. Les résultats présentés jusqu'à présent pour les sources ponctuelles peuvent s'appliquer à ces différentes sources. La concentration due au rejet surfacique s'obtient alors en superposant les contributions de chaque petite source ponctuelle (ce raisonnement n'est valable que pour un rejet inerte chimiquement).

Le principal effet de la géométrie de la source est la modification de la distribution spatiale des polluants, par rapport à un rejet ponctuel de même débit total. Une première remarque importante est que cette modification est d'autant plus forte que l'on s'approche de la source. Plus on s'éloigne de la source, plus le panache de polluants tend à avoir le comportement d'un panache émis par une source ponctuelle de même débit. On considère généralement que la forme de la source n'a plus d'effet et qu'elle peut être modélisée par une source ponctuelle (source virtuelle, placée en amont de la source réelle, comme cela est indiqué sur la Figure 69) lorsque l'étalement du panache (σ_x , σ_y et σ_z) devient grand devant la taille initiale de la source (cf. Figure 69). **Cela signifie que si l'on s'intéresse uniquement à l'impact du panache à des distances importantes du rejet, on pourra négliger la forme de la source.**

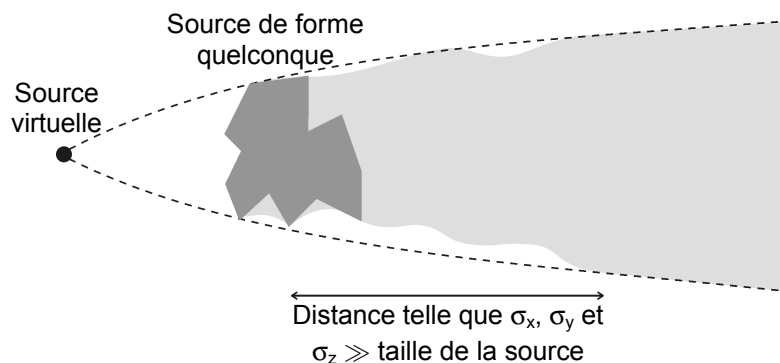


Figure 69 : Influence d'une source de forme quelconque. Représentation par une source virtuelle.

Cette remarque est importante car dans la pratique, soit on ne dispose pas des informations nécessaires pour décrire précisément la forme de la source, soit on dispose de l'information mais cette forme est trop complexe pour pouvoir être prise en compte dans un modèle de dispersion.

Lorsque l'on se situe dans le champ proche de la source (σ_x , σ_y et $\sigma_z \sim$ taille de la source), il est nécessaire de prendre en compte son effet sur la distribution de concentration. Il existe principalement trois approches pour simuler la forme de la source dans les modèles de dispersion :

- **Les solutions analytiques** : il existe quelques solutions analytiques de l'équation d'advection-diffusion pour des sources non ponctuelles. On peut par exemple citer la solution pour une source linéique infinie, perpendiculaire à la direction de l'écoulement, que l'on peut utiliser pour simuler l'émission due au trafic sur une voie de circulation (cf. annexe 1). Ces solutions sont cependant souvent limitées à des configurations géométriques très simples ou à des situations où l'on peut se ramener à de telles configurations.
- **La décomposition des sources en sources ponctuelles** : les modèles gaussiens et lagrangiens supposent par défaut que les polluants sont émis en un point particulier. Dans ces modèles, l'approche la plus couramment utilisée pour modéliser des rejets de forme quelconque consiste à "discrétiser" ces rejets comme des sommes de rejets ponctuels. Ces méthodes de décomposition sont généralement implémentées pour des rejets de type linéique (segment de droite), surfacique (surface plane rectangulaire) et volumique (parallélépipède). Toute forme de rejet plus complexe (ligne courbe, surface quelconque, ...) doit alors être traitée, par le modélisateur, comme une superposition de différents rejets de ces types.
- **Les méthodes eulériennes utilisant un maillage** : dans les méthodes eulériennes, on suppose implicitement que le rejet s'effectue dans le volume d'une maille. Si l'on souhaite décrire finement la géométrie de la source avec un modèle eulérien, il suffit de réaliser un maillage suffisamment fin autour de cette source, afin de pouvoir en représenter tous les détails. Il faut noter qu'une telle approche peut rapidement conduire à des maillages importants, qui alourdiront par la suite le calcul de dispersion.

4.4.2. SURHAUTEUR DE PANACHE

Lorsqu'un polluant est rejeté dans l'atmosphère au niveau d'une cheminée, il est souvent émis avec une certaine vitesse verticale et à une température supérieure à la température ambiante. Ces propriétés conduisent le nuage de polluants à s'élever au-dessus de la cheminée, en raison de la vitesse initiale du rejet et en raison de la force de poussée d'Archimède (ou force de flottabilité), qui s'exerce sur le gaz plus chaud (et donc plus léger) que l'air environnant. Etant donnée que l'air atmosphérique, dans lequel s'effectue le rejet, est généralement en mouvement horizontal sous l'effet du vent, le panache est entraîné latéralement au cours de son ascension jusqu'à ce qu'il atteigne une trajectoire horizontale (cf. Figure 70). La surélévation ΔH de l'axe du panache, par rapport à la hauteur initiale du rejet, est appelée *surhauteur de panache*.

La principale conséquence du phénomène de surhauteur est que la concentration en polluants au niveau du sol est diminuée car l'axe du panache se trouve plus loin de la surface qu'en l'absence de surhauteur. Lorsque ce phénomène se produit, il est donc important de le prendre en compte afin de ne pas surestimer l'impact du panache au niveau du sol.

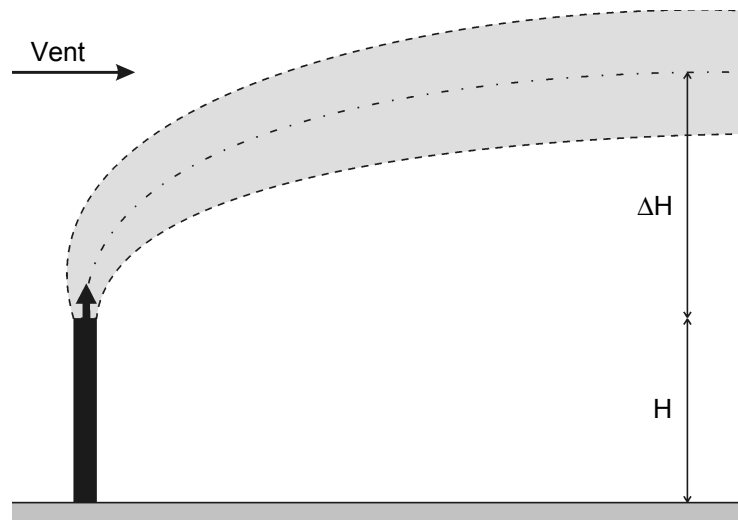


Figure 70 : Surhauteur de panache.

Pour modéliser le phénomène de surhauteur, il existe principalement deux types d'approches :

- **L'approche basée sur les équations de conservation** de la masse, de la quantité de mouvement et de la chaleur contenues dans le panache issu de la source (Briggs, 1984 ; Carruthers, 1994). Le principe de cette approche est de simuler l'évolution de ces grandeurs à partir de leurs valeurs initiales au moment du rejet, en tenant compte du mélange turbulent dans le panache. On détermine ainsi la vitesse du centre de masse du panache au cours du temps et, indirectement, la trajectoire exacte de ce panache. Cette approche présente un caractère assez général et elle est applicable dès le début du rejet.
- **L'approche de modélisation paramétrique de la surhauteur finale** : cette approche est basée sur l'idée que la phase transitoire d'ascension du panache est suffisamment courte pour pouvoir être négligée. On suppose alors que le panache est émis directement à la hauteur finale $H_f = H + \Delta H$. La modélisation porte alors uniquement sur la surhauteur ΔH . Cette approche n'est cependant pas applicable dans l'environnement proche de la source. Il existe de nombreuses méthodes pour paramétrer la surhauteur en fonction des caractéristiques du rejet (Briggs, 1969 ; Holland, 1953). Nous ne détaillerons pas les formulations précises de ces méthodes.

Les modèles de surhauteur peuvent être appliqués dans des modèles gaussiens, lagrangiens et eulériens (dans le cas des modèles eulériens, seule la méthode de la surhauteur finale est applicable). Le phénomène de surhauteur peut également être traité explicitement dans les modèles eulériens en utilisant un maillage suffisamment fin autour de la source. Cette approche est assez lourde à mettre en œuvre et devra être réservée à des configurations complexes, où les approches précédentes ne sont plus adaptées. Ce sera par exemple le cas lorsque l'ascension du panache interagit avec des sillages d'obstacles.

Il faut enfin noter que dans le cas d'un rejet plus froid ou plus lourd que l'air environnant, les forces de gravité et la quantité de mouvement initiale constituent alors deux mécanismes antagonistes qui s'opposent. Lorsque l'effet de gravité est supérieur à l'effet du mouvement initial, on peut observer un abaissement du panache dans le sillage de la cheminée.

4.5. INFLUENCE DU RELIEF ET DES BATIMENTS

La présence de relief et d'obstacles a de nombreux effets sur la dispersion d'un panache de polluants. Dans ce paragraphe, nous présentons ces différents effets et nous décrivons les méthodes de modélisation de ces phénomènes.

4.5.1. INFLUENCE DU RELIEF

Nous avons rappelé, au paragraphe 3.3, que l'écoulement autour d'un relief est différent d'un écoulement de plaine. Sa structure est assez complexe et dépend de l'interaction entre la géométrie du relief et la structure thermique de l'atmosphère. Les effets de la présence d'un relief sur la dispersion de polluants peuvent être classés en trois catégories :

- **Les effets de déviation du panache** : la déviation de l'écoulement lors du franchissement du relief peut conduire à dévier la trajectoire d'un panache de polluants émis à proximité.
- **Les effets de blocage** : certains écoulements générés autour des reliefs (recirculation dans le sillage, brises de vallée) peuvent conduire à un confinement des polluants dans des zones de recirculation, à l'intérieur desquelles la concentration est alors élevée.
- **L'augmentation de l'étalement du panache dans le sillage du relief** : la turbulence générée dans le sillage d'un relief favorise l'étalement et la dilution d'un panache, conduisant ainsi à des niveaux de concentration plus faibles.

Dans ce paragraphe, nous allons décrire l'influence du relief dans trois situations particulières : une colline isolée, le sillage d'un relief abrupt (falaise) et une vallée. Ces trois situations nous permettront d'illustrer les principaux effets de relief rencontrés dans la pratique.

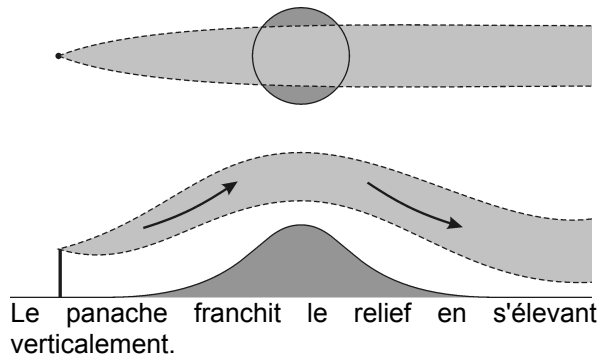
4.5.1.1. Dispersion autour d'une colline isolée

La structure de l'écoulement autour d'un relief isolé dépend de l'état de stabilité thermique de l'atmosphère. Il en sera donc de même pour le comportement d'un panache de polluants émis en amont de ce relief. Dans une atmosphère instable, neutre ou faiblement stable ($Fr > 1$), le panache s'élève verticalement pour franchir le relief (cf. Figure 71-a). En première approximation, on peut considérer que l'impact au niveau du sol de ce panache est identique à une situation sur terrain plat.

En atmosphère très stable ($Fr < 1$), le panache franchit le relief en le contournant dans un plan horizontal (cf. Figure 71-b). La stabilité thermique empêche tout déplacement vertical. Dans cette situation, le panache (qui a peu diffusé puisque l'on est en atmosphère stable) vient "impacter" sur le relief, ce qui induit des niveaux de concentration au sol très élevés. Dans cette situation, l'impact au sol d'un rejet industriel peut être très important. Pour éviter ce phénomène, il est souvent conseillé de construire des cheminées plus hautes que le sommet des reliefs avoisinants. En effet, le panache étant transporté dans un plan horizontal, il y a alors moins d'impact au niveau du sol.

En présence d'un relief plus complexe, le panache peut être dévié dans plusieurs directions pour contourner verticalement ou horizontalement les différentes parties du massif montagneux.

a) $Fr > 1$: atmosphère instable, neutre ou faiblement stable



b) $Fr < 1$: atmosphère très stable

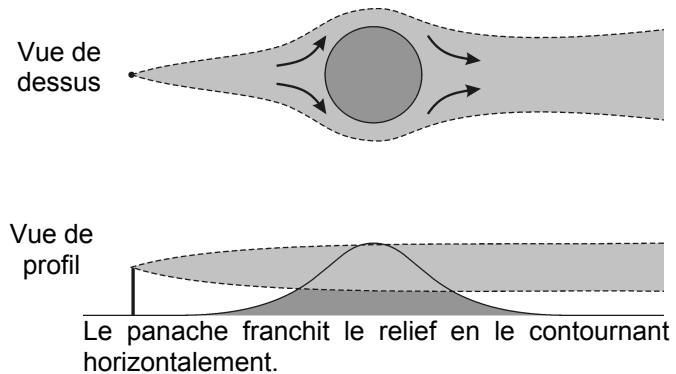


Figure 71 : Déviation d'un panache autour d'un relief isolé.

Par ailleurs, il se forme une zone de sillage en aval d'un relief, à l'intérieur de laquelle l'intensité de turbulence est supérieure à celle de l'écoulement amont. Un panache émis à l'intérieur ou traversant cette zone verra son étalement transversal et vertical augmenter par rapport à une situation de sol plat.

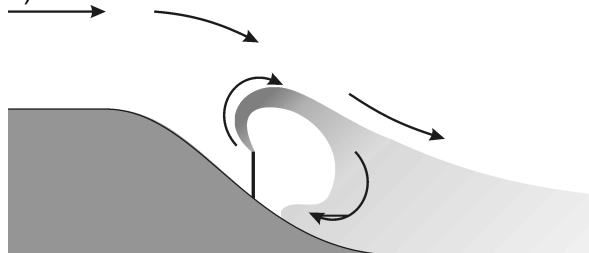
4.5.1.2. Dispersion dans le sillage d'un relief abrupt

Certains reliefs sont suffisamment abrupts pour que l'écoulement dans leur sillage soit constitué d'une zone de recirculation (cf. Figure 42). C'est en particulier le cas des reliefs de falaise. Lorsque des polluants sont émis à proximité de cette zone de recirculation, leur comportement est assez différent des cas d'un sol plat ou d'un relief isolé peu pentu.

Si le rejet a lieu au sein de la zone de recirculation, le panache est transporté par ce mouvement tourbillonnaire et il est rapidement rabattu vers le sol (cf. Figure 72-a). Son impact au niveau du sol, en aval de la cheminée, peut donc être très important. En particulier, les concentrations maximales s'observent beaucoup plus près de la cheminée que dans le cas d'un sol plat. Par contre, le mélange dû à la recirculation induit un étalement initial du panache transporté en aval de cette zone. Les concentrations mesurées en aval de la recirculation sont alors plus faibles qu'en l'absence de relief.

Si le rejet a lieu juste derrière la zone de recirculation, le panache n'est pas transporté à l'intérieur mais il est rabattu vers le sol par l'écoulement qui descend la pente du relief. Là encore, l'impact au sol induit des concentrations importantes. Par contre, le panache ne subit pas de dilution initiale.

a) Panache émis dans la zone de recirculation



b) Panache émis en aval de la recirculation

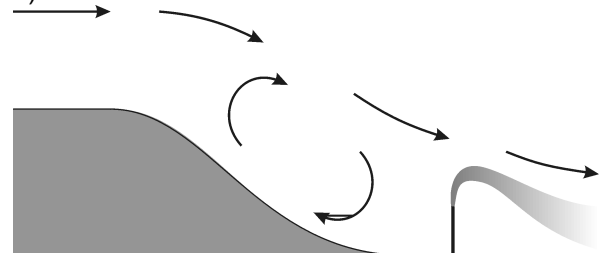


Figure 72 : Comportements d'un panache en aval d'un relief abrupt.

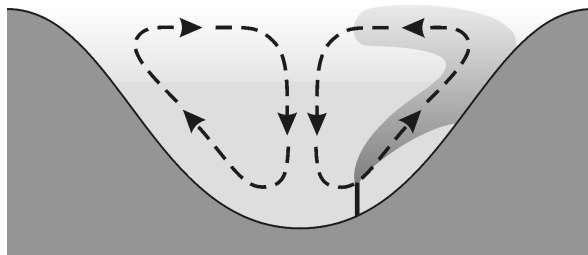
Pour éviter qu'un rejet occasionne les phénomènes décrits précédemment, on considère généralement que la hauteur de la cheminée doit être bien supérieure à la hauteur du relief. Horizontalement, la longueur de la zone de recirculation, à l'intérieur de laquelle ces effets sont observés, varie entre 1 et 7 fois la hauteur du relief, mesurée par rapport à la plaine environnante. Il faut enfin noter que ces processus dépendent de la direction du vent, dans la mesure où ils se produisent en aval du relief.

4.5.1.3. Dispersion dans une vallée

L'écoulement dans une vallée est essentiellement induit par les forçages thermiques locaux (cf. paragraphe 3.3.1.3). Des brises thermiques, influencée par l'échange de chaleur avec les pentes de la vallée, s'organisent pour former des cellules de recirculation. Les polluants émis au sein d'une vallée sont transportés par ces courants et peuvent difficilement être évacués vers l'extérieur. Cela a bien évidemment pour conséquence de créer des niveaux de concentration beaucoup plus élevés que dans une situation équivalente sur terrain plat.

Pendant la journée, les brises sont orientées du fond de la vallée vers les sommets (cf. Figure 73-a). Les panaches de polluants ont donc tendance à être rebattu vers la surface, générant une concentration élevée dans la zone d'impact du panache. Les mouvements de recirculation maintiennent un niveau de pollution important dans toute la vallée.

a) Situation de jour



b) Situation de nuit

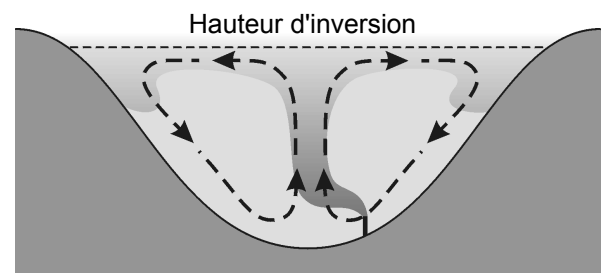
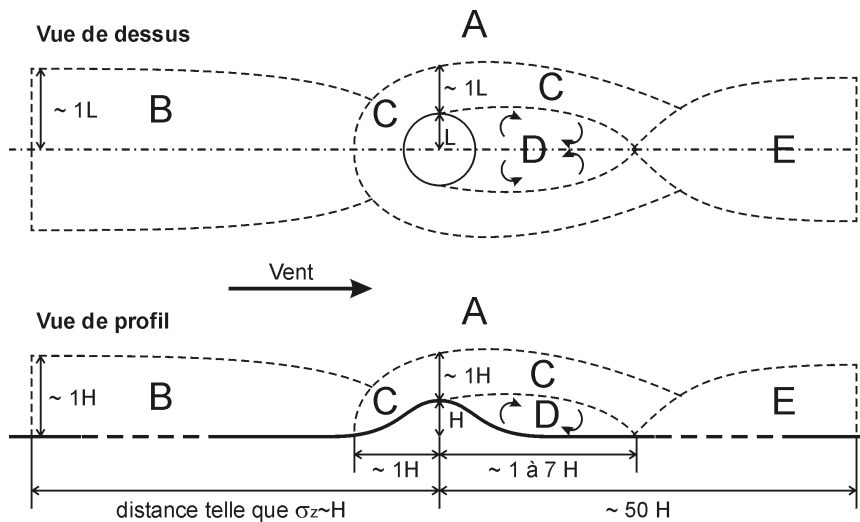


Figure 73 : Comportements d'un panache émis à l'intérieur d'une vallée.

Au cours de la nuit, la pollution est transportée par les brises vers le centre de la vallée (cf. Figure 73-b). Un courant ascendant permet aux polluants de s'élever jusqu'à la hauteur d'inversion qui constitue la limite supérieure des mouvements thermiques. Le panache est alors ramené vers les pentes le long desquelles il redescend jusqu'au fond de la vallée. Là encore, il existe un niveau de pollution important dans toute la vallée. Il faut noter que plus la couche d'inversion est basse, plus le confinement des polluants, et donc leur concentration, sont élevés. De plus, d'autres courants d'air, orientés selon l'axe de la vallée, peuvent également contribuer au transport des polluants.

4.5.1.4. Méthodes de modélisation

Avant d'exposer les méthodes utilisables pour représenter l'influence du relief sur la dispersion atmosphérique, il est important de synthétiser dans quelles situations cette prise en compte est nécessaire et dans quelles situations il n'est pas utile de représenter l'effet du relief. Cette question est délicate car il n'existe pas de règle universelle dans ce domaine. Nous allons cependant tenter de fournir quelques éléments permettant d'effectuer ce choix. De manière générale, l'influence d'un relief sur la concentration en un point donné dépend de la position du rejet de polluant et de la position de ce point, par rapport à l'emplacement du relief. Plus le relief sera éloigné du trajet du panache, moins son influence sera importante. Pour être plus précis, il faut distinguer les différentes zones de l'écoulement autour d'un relief. Selon que la source ou le récepteur sont situés dans l'une ou l'autre de ces zones, l'impact du relief sera différent. Les diverses configurations possibles sont résumées dans le Tableau 13.



- **Zone A** : Zone non perturbée
- **Zone B** : Zone amont, à l'intérieur de laquelle le panache n'est pas perturbé. Par contre, un panache émis dans cette zone sera perturbé en traversant les zones C, D et E.
- **Zone C** : Zone où le panache est dévié.
- **Zone D** : Zone de recirculation, où le panache est mélangé. Les phénomènes observés dans une vallée sont analogues à ceux décrits pour cette zone.
- **Zone E** : Zone de sillage, où l'étalement du panache est augmenté, en raison de la turbulence

Définition des zones d'influence des différents phénomènes.

		Position du rejet				
		A	B	C	D	E
Position du récepteur	A	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet
	B	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet
	C	Pas d'effet	Déviation faible du panache	Déviation du panache	Dilution initiale (recirculation)	Pas d'effet
	D	Pas d'effet	Piégeage des polluants dans la recirculation	Piégeage des polluants dans la recirculation	Déviation du panache par la recirculation + Augmentation de la concentration moyenne	Pas d'effet
	E	Pas d'effet	Augmentation de l'étalement du panache	Déviation du panache + Augmentation de l'étalement du panache	Dilution initiale (recirculation) + Augmentation de l'étalement du panache	Augmentation de l'étalement du panache

Tableau 13 : Synthèse sur l'influence d'un relief sur la dispersion d'un panache. Chaque cellule décrit les phénomènes, liés au relief, influençant la concentration au récepteur, en fonction de sa position et de celle du rejet.

Pour prendre en compte l'effet du relief dans un modèle de dispersion, il existe principalement deux approches :

- **La résolution explicite du champ de vitesse par un modèle d'écoulement** : dans ce cas, le modèle de dispersion (eulérien, lagrangien ou gaussien) utilise le champ de vent tridimensionnel calculé à l'aide d'un modèle d'écoulement. Les principaux modèles d'écoulement sur relief ont été décrits au paragraphe 3.3.2.

- **La paramétrisation des effets du relief sur la dispersion** sans résolution explicite du champ de vitesse : dans ce cas, les paramètres du modèle de dispersion sont modifiés pour prendre en compte l'effet du relief. Par exemple, la position de la source peut être artificiellement déplacée pour modéliser un effet de déviation du panache. De même, les lois d'évolution des écarts-types peuvent être modifiées pour tenir compte de l'augmentation de la turbulence dans le sillage du relief. Ces paramétrisations s'appliquent essentiellement aux modèles de type gaussien.

En règle générale, l'utilisation d'une résolution explicite du champ de vitesse fournit des résultats meilleurs que les méthodes paramétriques, à condition d'utiliser un modèle d'écoulement adapté au relief à traiter.

4.5.2. INFLUENCE DES BATIMENTS

Nous présentons successivement l'influence sur la dispersion atmosphérique d'un obstacle isolé, d'un groupe d'obstacles, ainsi que les méthodes existantes pour prendre en compte ces phénomènes.

4.5.2.1. Dispersion autour d'un obstacle isolé

L'écoulement complexe qui se développe autour d'un obstacle isolé conduit à une modification de la dispersion des polluants émis à proximité. Nous distinguerons trois principaux effets :

- **Déviaton du panache** : La déviation de l'écoulement au voisinage de l'obstacle génère un déplacement vertical ou transversal du centre de masse du panache (cf. Figure 74). Cet effet est d'autant plus important que le panache est peu dispersé et proche de l'obstacle. Une fois l'obstacle franchi, la trajectoire du panache peut se trouver déportée par rapport à la position de la source si bien que la dispersion s'effectue comme si le rejet avait eu lieu au niveau d'une source virtuelle, distincte de la source réelle. Le temps de franchissement de l'obstacle par le panache est également modifié en raison du ralentissement de l'écoulement à l'amont et de son accélération sur les côtés et sur le toit. Il peut en résulter une modification des écarts-types de dispersion par rapport à une situation sans obstacle. De plus, les phénomènes d'étirement des particules fluides dans les zones de convergence ou de divergence de l'écoulement induisent une intensification de la diffusion (Hunt, 1985).

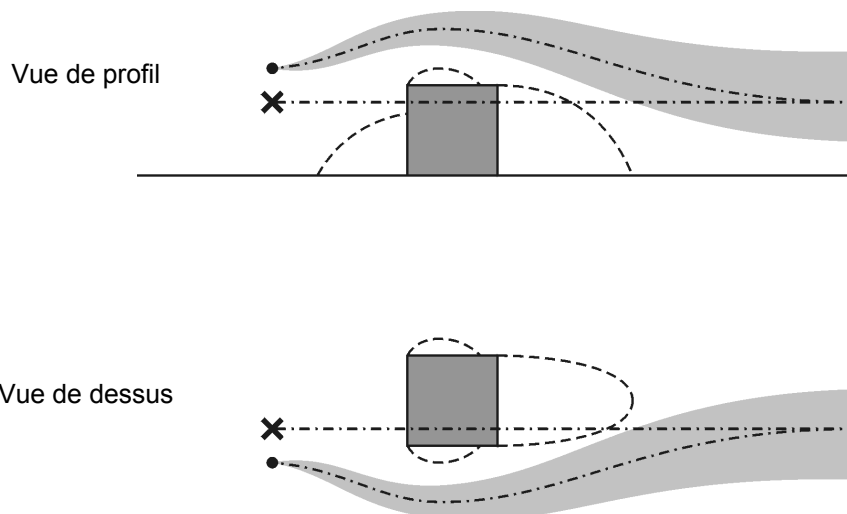


Figure 74 : Déviations verticale et transversale du panache sous l'effet de l'obstacle. Les cercles représentent les sources réelles et les croix les sources virtuelles.

- **Mélange dans la zone de recirculation** : si le panache émis au voisinage de l'obstacle entre en contact avec la zone de recirculation, une partie des polluants pénètrent à l'intérieur de cette zone (cf. Figure 75-a) où les mouvements tourbillonnaires tendent à homogénéiser la concentration. Si le rejet est effectué à l'intérieur-même de la cavité (cf. Figure 75-b), ces mouvements transportent les polluants dans toute la cavité, en générant des niveaux de concentration élevés. Une fois que les polluants sont bien mélangés dans la cavité, ils diffusent à nouveau vers l'extérieur, sous l'effet de la turbulence, en créant un panache large dont les dimensions initiales sont proches de celles de l'obstacle.

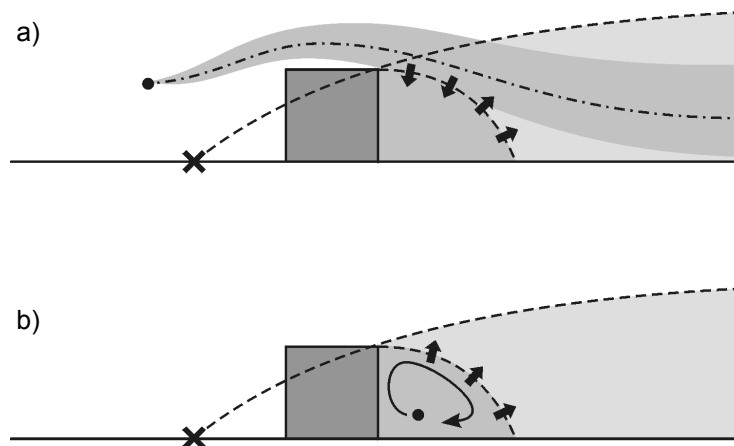


Figure 75 : Mélange des polluants dans la zone de recirculation. Sur la figure a), le panache émis à l'amont de l'obstacle est piégé par la recirculation. Les polluants qui y pénètrent sont bien mélangés et ressortent en formant un panache plus large. Sur la figure b), la source est située à l'intérieur-même de la cavité. On observe également un mélange efficace et la formation d'un panache large en aval. Les cercles représentent les sources réelles et les croix les sources virtuelles.

- **Augmentation de la diffusion dans le sillage** : dans le sillage lointain, la vitesse moyenne est inférieure et le niveau de turbulence supérieur aux valeurs équivalentes en l'absence d'obstacle. Il en résulte généralement une amplification de la dispersion des polluants qui pénètrent dans cette zone de sillage. En particulier, un rejet situé à l'extérieur du sillage peut subir l'effet de ce dernier bien en aval de l'obstacle, si la trajectoire du panache entre dans la zone où la turbulence est plus élevée (phénomène illustré sur la Figure 76). Ce phénomène s'apparente à un processus de *fumigation*.

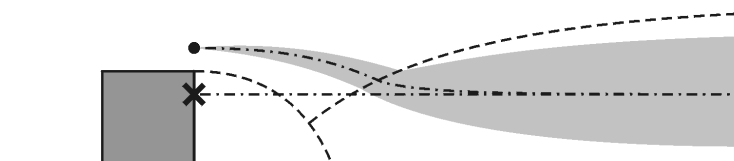


Figure 76 : Interaction d'un panache avec la zone de sillage. La turbulence étant plus importante dans cette zone, le panache s'étale plus rapidement lorsqu'il pénètre à l'intérieur (phénomène de *fumigation*).

Les trois effets précédents constituent une décomposition schématique de l'influence d'un obstacle sur la dispersion des polluants. En effet, l'écoulement réel est souvent très complexe et les différents effets peuvent interagir entre eux. Néanmoins, c'est sur la base de cette décomposition que sont construits la plupart des modèles simples permettant de paramétrer l'influence d'un bâtiment sur la dispersion.

4.5.2.2. *Dispersion dans un groupe d'obstacles*

On sait aujourd'hui encore peu de choses sur la dispersion de polluants au sein d'un groupe d'obstacles. Les principaux travaux expérimentaux sur le sujet (Davidson *et al.*, 1996 ; Isnard, 1999) ont montré que la présence des obstacles avait pour effet d'augmenter la diffusion latérale d'un panache par rapport à une situation équivalente sur sol plat. Les simulations numériques de Carissimo (2001) ont également montré que pour des groupes d'obstacles dont la direction principale n'est pas parallèle au vent, le panache peut être dévié latéralement par des effets de portance.

Les modifications du comportement d'un panache de polluants sont essentiellement liées à :

- **La modification du champ de vitesse**, qui joue sur la vitesse d'advection du panache.
- **La modification de la turbulence**, qui joue sur l'évolution des écarts-types de diffusion.
- **La dispersion mécanique ou topologique** : cet effet est lié à la topologie de l'écoulement au sein du groupe qui conduit à une accentuation de l'étalement des polluants par la multiplication des déformations des lignes de courant. Dans les milieux poreux où l'écoulement est laminaire, cet effet conduit à une diffusion effective beaucoup plus élevée que la simple diffusion moléculaire.

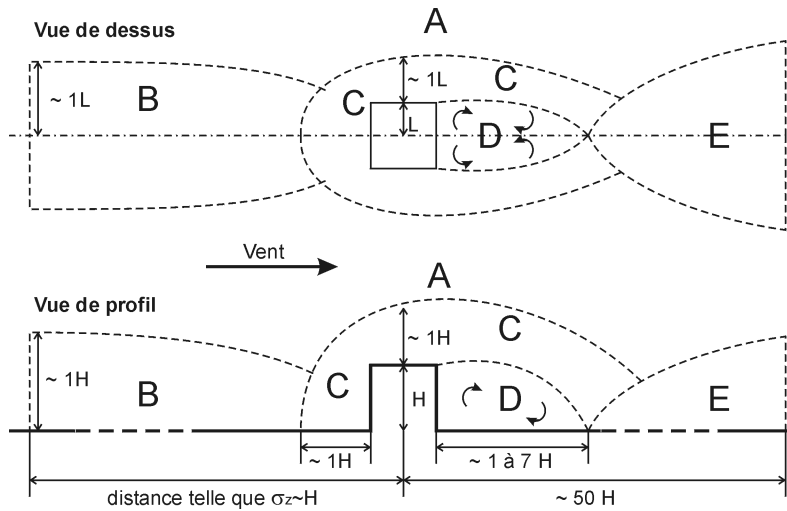
Si l'on connaît les principaux effets qui affectent la dispersion au sein d'un groupe d'obstacles, il n'existe pas aujourd'hui de lois d'évolution des écarts-types de diffusion en fonction des paramètres géométriques du groupe. Ceci constitue un axe de recherche important car les applications sont nombreuses, tant sur le plan industriel qu'en milieu urbain. Si l'on s'intéresse plus spécifiquement aux rejets industriels situés au voisinage du sol au sein d'un site complexe, il est clair que la dispersion dans les groupes d'obstacles constitue un élément essentiel pour caractériser l'impact initial des rejets.

4.5.2.3. *Méthodes de modélisation*

Comme dans le cas du relief, il est nécessaire de définir dans quelles circonstances l'influence des obstacles est réellement déterminante sur la modélisation de la dispersion atmosphérique. Pour cela, nous avons indiqué dans le Tableau 14 dans quels cas un panache peut être influencé par un obstacle isolé. Cela dépend de la position de la source et du récepteur par rapport aux différentes zones de l'écoulement autour de l'obstacle. De manière générale, plus l'obstacle est éloigné du trajet du panache, moins il modifie le comportement de ce panache.

Dans le cas de plusieurs obstacles en interaction (groupe d'obstacles), se trouvant sur le trajet du panache, on distinguera plusieurs situations, en fonction des dimensions du panache par rapport aux dimensions des obstacles (voir la Figure 77) :

- **Taille du panache \ll Taille des obstacles** : le panache est modifié dans la totalité par les effets individuels de chaque obstacle (déviation du panache, interaction avec les recirculations, ...).
- **Taille du panache \sim Taille des obstacles** : l'ensemble du panache est modifié par les obstacles sans que l'on puisse individualiser l'effet de chacun de ces obstacles. Le comportement du panache est déterminé par un effet d'ensemble, qui peut être pris en compte par un modèle de canopée.



- **Zone A** : Zone non perturbée
- **Zone B** : Zone amont, à l'intérieur de laquelle le panache n'est pas perturbé. Par contre, un panache émis dans cette zone sera perturbé en traversant les zones C, D et E.
- **Zone C** : Zone où le panache est dévié.
- **Zone D** : Zone de recirculation, où le panache est mélangé.
- **Zone E** : Zone de sillage, où l'étalement du panache est augmenté, en raison de la turbulence

Définition des zones d'influence des différents phénomènes.

		Position du rejet				
		A	B	C	D	E
Position du récepteur	A	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet
	B	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet	Pas d'effet
	C	Pas d'effet	Déviations faibles du panache	Déviations du panache	Dilution initiale (recirculation)	Pas d'effet
	D	Pas d'effet	Piégeage des polluants dans la recirculation	Piégeage des polluants dans la recirculation	Déviations du panache par la recirculation + Augmentation de la concentration moyenne	Pas d'effet
	E	Pas d'effet	Augmentation de l'étalement du panache	Déviations du panache + Augmentation de l'étalement du panache	Dilution initiale (recirculation) + Augmentation de l'étalement du panache	Augmentation de l'étalement du panache

Tableau 14 : Synthèse sur l'influence d'un obstacle isolé sur la dispersion d'un panache. Chaque cellule décrit les phénomènes, liés à l'obstacle, influençant la concentration au récepteur, en fonction de sa position et de celle du rejet.

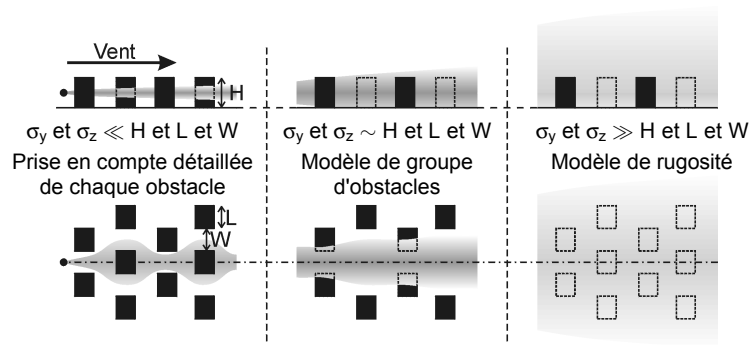


Figure 77 : Prise en compte des phénomènes de dispersion dans un groupe d'obstacles.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **Taille du panache** \gg **Taille des obstacles** : les obstacles n'affectent pas directement le panache, à l'exception de la partie située au voisinage du sol. Leur présence modifie néanmoins la rugosité du sol, ce qui affecte les profils de vent et de turbulence, et influence indirectement la dispersion. Une paramétrisation de la rugosité équivalente au groupe d'obstacles est alors suffisante (cf. paragraphe 3.2.2.2).

Une fois que l'on a identifié les phénomènes, liés à la présence d'obstacles, qu'il est nécessaire de reproduire pour modéliser correctement la dispersion d'un panache, il faut choisir une méthode de modélisation permettant de prendre en compte ces phénomènes. Il existe principalement deux types d'approches pour modéliser l'influence des obstacles sur la dispersion atmosphérique :

- **Les méthodes de résolution explicite du champ de vitesse par un modèle d'écoulement** : dans ce cas, le modèle de dispersion (eulérien ou lagrangien) utilise le champ de vent tridimensionnel calculé à l'aide d'un modèle d'écoulement. La résolution du champ de vitesse autour d'obstacles nécessite généralement l'utilisation de maillages eulériens assez détaillés. Cela limite l'application de cette approche à des configurations ne faisant intervenir que quelques obstacles. Les temps de calcul nécessaires pour étudier des configurations plus complexes ne sont pas compatibles avec les besoins opérationnels d'une étude de terrain.
- **Les paramétrisations des effets des obstacles sur la dispersion sans résolution explicite du champ de vitesse** : dans ce cas, les paramètres du modèle de dispersion sont modifiés pour prendre en compte l'effet des obstacles. Par exemple, la position de la source peut être artificiellement déplacée pour modéliser un effet de déviation du panache. De même, les lois d'évolution des écarts-types peuvent être modifiées pour tenir compte de l'augmentation de la turbulence dans le sillage d'un obstacle. Les paragraphes suivants décrivent quelques-unes des paramétrisations utilisées pour modéliser l'effet d'un obstacle isolé. Ces paramétrisations s'appliquent principalement aux modèles de type gaussien.

Déviation du panache

La déviation du panache est le premier effet induit par un obstacle. Pour un écoulement donné, il dépend beaucoup de la position de la source par rapport à l'obstacle. Lorsqu'une bouffée de polluants arrive au voisinage d'un obstacle, plus son diamètre est important, moins elle est sensible à un effet de déviation car elle moyenne cet effet sur un volume important. Pour tenir compte de ce mécanisme, on considère habituellement qu'un panache n'est affecté par la présence d'un bâtiment que s'il est émis dans le prolongement amont de l'obstacle (zone B du Tableau 14) et si ses dimensions σ_y et σ_z sont inférieures aux dimensions de l'obstacle.

Le déplacement précis du panache autour de l'obstacle est difficile à estimer sans connaître le détail de l'écoulement. Robins et McHugh (1999) proposent un modèle pour la déviation verticale du panache autour d'un bâtiment parallélépipédique, en supposant que cette déviation est nulle lorsque la face amont est perpendiculaire au vent et maximale lorsque cette face est orientée à 45°. Il faut noter que la déviation latérale est généralement supposée nulle dans la plupart des modèles.

Beaucoup de modèles ne s'intéressent pas à la trajectoire précise du panache autour de l'obstacle mais uniquement au déplacement résiduel en aval de l'obstacle, car ce déplacement peut modifier sensiblement la concentration dans le sillage, en particulier lorsque le panache est rabattu vers le sol. Ce déplacement résiduel est modélisé à travers les coordonnées d'une source virtuelle. Là encore, on ne s'intéresse généralement qu'au déplacement vertical du panache. Briggs (1973) propose un modèle simple pour décrire la hauteur de la source virtuelle. Lorsque la hauteur h_0 du rejet (ou hauteur intégrant l'effet de surhauteur, lié à l'apport de

quantité de mouvement ou de flottabilité par le rejet) est inférieure à H, la hauteur h' de la source virtuelle est fournie par :

$$h' = h_0 - 1,5 \zeta_b \quad (4.19)$$

où ζ_b est la plus petite des dimensions H et W. Lorsque h_0 est compris entre H et $H+1,5 \zeta_b$, on a :

$$h' = 2h_0 - (H + 1,5 \zeta_b) \quad (4.20)$$

Si $h_0 > H+1,5 \zeta_b$, on suppose que $h' = h_0$. Si la hauteur virtuelle h' est inférieure à $0,5 \zeta_b$, alors le panache pénètre complètement dans la zone de recirculation. La modélisation de la concentration à l'intérieur de cette recirculation et du panache de polluants qui en résulte est exposée dans les paragraphes suivants.

Zones de recirculation

Si la source de polluants est située à l'extérieur de la zone de cavité et qu'une partie du panache pénètre dans cette zone, la concentration à l'intérieur pourra généralement être considérée comme uniforme. Si par contre la source est située à l'intérieur, des gradients de concentration importants pourront apparaître dans la recirculation, comme c'est par exemple le cas au sein d'une rue-canyon. Cependant, à l'exception de ce cas particulier où plusieurs modèles permettent de calculer les variations de concentration dans la recirculation (voir Soulhac, 2000), toutes les modélisations simples de cette zone suppose que la concentration à l'intérieur est uniforme.

A partir d'un inventaire des différentes expressions existant pour la concentration dans la zone de cavité, Barry (1964) a montré que la plupart des formules pouvaient se mettre sous la forme :

$$C_R = \alpha \frac{Q}{U_H A} \quad (4.21)$$

où Q est le débit de polluants injectés dans la zone, U_H la vitesse caractéristique du vent au niveau du toit du bâtiment et A l'aire de la zone de recirculation. Il existe une multitude de règles empiriques pour exprimer le coefficient d'échange α , fournissant des valeurs allant de 0,2 à 20. Il est clair que la valeur de α dépend de la géométrie précise de l'obstacle et donc de sa zone de recirculation. Par ailleurs, Vincent (1977) et Soulhac (2000) ont montré que α dépend également du rapport entre le taux de turbulence dans l'écoulement amont et du taux de turbulence généré par l'obstacle, conduisant à 2 régimes distincts dans les variations de α . Les points précédents expliquent l'absence de valeur universelle de α et la nécessité d'une paramétrisation semi-empirique pour des obstacles de forme réelle.

Modèles de diffusion initiale et de sources virtuelles

Nous avons décrit plus haut le déplacement du panache provenant directement de la source. Nous allons maintenant nous intéresser aux caractéristiques du panache secondaire, émis par la zone de recirculation une fois que les polluants s'y sont bien mélangés (cf. Figure 75-b). On suppose habituellement (Briggs, 1973 ; Robins et McHugh, 1999) que la source virtuelle de ce panache est située au niveau du sol. Les lois d'évolutions de ce panache secondaire proposées dans la littérature peuvent être classées en deux catégories :

- **Les modèles de diffusion initiale** : dans ces approches, l'effet de la taille de la zone de recirculation est pris en compte en ajoutant une dilution initiale aux écarts-types calculés sur un sol plan (Gifford, 1960 ; Ferrara et Cagnetti, 1980) :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$\begin{cases} \sigma_y(x \text{ ou } t) = \sigma_{y0}(x \text{ ou } t) + d_y \\ \sigma_z(x \text{ ou } t) = \sigma_{z0}(x \text{ ou } t) + d_z \end{cases} \text{ ou } \begin{cases} \sigma_y^2(x \text{ ou } t) = \sigma_{y0}^2(x \text{ ou } t) + d_y^2 \\ \sigma_z^2(x \text{ ou } t) = \sigma_{z0}^2(x \text{ ou } t) + d_z^2 \end{cases} \quad (4.22)$$

où σ_{y0} et σ_{z0} représentent les écarts-types de diffusion sur un sol plan et d_y et d_z les diffusions initiales dans les directions transversale et verticale. Généralement, d_y et d_z sont respectivement proportionnels à W et H , les constantes de proportionnalité dépendant des modèles.

- **Les modèles de source virtuelle** : dans ce type de modèle, on suppose que la diffusion en présence d'obstacles est équivalente à celle que l'on aurait sans obstacle si la source était placée suffisamment en amont. Les écart-types de diffusion s'expriment alors sous la forme générale (Barker, 1982 ; Huber et Snyder, 1982 ; Turner, 1967) :

$$\sigma_y(x) = \sigma_{y0}(x + \Delta x) \text{ ou } \sigma_y(t) = \sigma_{y0}(t + \Delta t) \quad (4.23)$$

où Δx (ou Δt) représente la distance (ou le temps) entre la source virtuelle et l'obstacle. Ces paramètres sont généralement ajustés pour que les écarts-types du panache soient à une constante près égaux aux dimensions de l'obstacle.

Chacune des méthodes précédentes a des avantages et des inconvénients. L'inconvénient des modèles de diffusion initiale est que la vitesse de grossissement du panache est mal représentée au voisinage de l'obstacle car les lois d'évolutions σ_{y0} et σ_{z0} sont utilisées au voisinage de $x=0$ ou $t=0$, ce qui correspond en principe à un panache très petit. En effet, les principes exposés au chapitre 2 sur la diffusion relative et la diffusion du centre de masse montrent que la vitesse de diffusion d'un panache dépend fortement de la taille de ce panache. De ce point de vue, cette approche n'est donc pas satisfaisante.

Les modèles de source virtuelle suppose implicitement que le rapport entre les dimensions caractéristiques transversales du panache au niveau de l'obstacle ne dépend pas de la forme de cet obstacle. En effet, comme ce modèle ne fait intervenir qu'un seul paramètre (Δx ou Δt), il n'est pas possible de garantir deux conditions sur l'étalement du panache au niveau de l'obstacle.

4.6. PHENOMENES DE DEPOSITION

Au cours de la dispersion d'un nuage de polluants, une partie de ces polluants se dépose sur la surface du sol. On distingue deux principaux mécanismes de dépôt :

- **Le dépôt sec**, lié à la réaction des polluants, présents au voisinage du sol, avec les matériaux qui constituent la surface.
- **Le dépôt humide**, correspondant au lessivage des polluants présents dans l'air par la pluie.

Ces deux mécanismes conduisent d'une part à une diminution de la concentration dans l'air et d'autre part à un transfert de la pollution vers le sol, les végétaux ou les milieux aquatiques. Il est donc important de prendre en compte ces phénomènes dans l'étude de la dispersion atmosphérique.

4.6.1. DEPOT SEC

Les polluants peuvent se déposer sur le sol (quelle que soit sa nature) par différents mécanismes : absorption, dilution dans l'eau, dépôt pour les particules. On considère généralement que le flux de dépôt (masse de polluants déposée par unité de surface et par unité de temps) est proportionnel à la concentration de polluants dans l'air, au voisinage du sol (Sehmel, 1984) :

$$\Phi_d(x,y) = v_d C(x,y,z=0) \quad (4.24)$$

où v_d est une *vitesse de dépôt*. Pour décrire cette vitesse, nous allons distinguer le cas des gaz et des particules.

Vitesse de dépôt sec pour des gaz

La vitesse de dépôt sec est principalement contrôlée par trois mécanismes :

- **La résistance aérodynamique** : c'est la capacité qu'a la turbulence de l'écoulement de faire diffuser les polluants du nuage jusqu'au sol. Si l'écoulement est peu turbulent (en atmosphère stable), la vitesse de dépôt sera alors limitée par la vitesse de diffusion des polluants dans l'atmosphère.
- **La résistance de la sous-couche** : la couche d'air située au voisinage du sol constitue une limite au dépôt de matière car le transport d'une espèce ne peut s'y effectuer que par diffusion moléculaire pour les gaz et par inertie pour les particules. Ce mécanisme limitant est en particulier contrôlé par la rugosité de la surface.
- **La résistance de la surface elle-même** : cette résistance est liée à l'affinité physico-chimique entre le matériau de surface et le polluant.

Il existe des modèles détaillés dans lesquels l'influence de ces trois effets est paramétré (Sehmel, 1980). Nous n'aborderons pas les détails de ces méthodes et nous nous contenterons de fournir des vitesses de dépôt pour un certain nombre de gaz (cf. Tableau 15). Une liste plus complète est proposée par Sehmel (1984).

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

<i>Polluant</i>	<i>Surface de dépôt</i>	<i>Vitesse de dépôt (en cm/s)</i>
CO2	Luzerne	0,3
HF	Luzerne	3,5
Iode	Eau	0,2 – 1,2
Iode	Herbe	~ 1
NO	Herbe	<0,9
NO	Luzerne	0,1
NO2	Luzerne	1,9
O3	Herbe	0,2 – 0,6
PAN	Luzerne	0,8
SO2	Eau	0,5 - 4
SO2	Herbe	0,5 – 2,6
SO2	Luzerne	2,7

Tableau 15 : Vitesses de dépôt sec pour les gaz (d'après Sehmel, 1984).

Vitesse de dépôt sec pour des particules

Dans le cas des particules, il faut ajouter aux trois processus précédents le processus de dépôt par sédimentation. En effet, la vitesse de chute des particules situées au voisinage du sol agit comme une vitesse de dépôt dans la mesure où cela conduit les particules à atteindre le sol. De nombreux auteurs considèrent que la vitesse de dépôt total $v_{d,total}$ est égale à la somme de la vitesse de dépôt $v_{d,(v_T=0)}$ de particules n'ayant pas de vitesse de chute et de la vitesse terminale de chute u_T . Une approche plus cohérente avec la théorie de la diffusion est proposée par Underwood (1985) :

$$v_{d,total} = \frac{u_T}{1 - \exp\left(-\frac{u_T}{v_{d,(u_T=0)}}\right)} \quad (4.25)$$

Une liste de valeurs de la vitesse de dépôt total, pour différentes conditions (polluants, surface, vent, ...), est présentée par Sehmel (1984). Ces valeurs varient entre 10^{-3} cm/s et 180 cm/s.

4.6.2. DEPOT HUMIDE

Lorsque de la pluie tombe à travers de l'air pollué, les polluants, présents sous forme gazeuse ou particulaire, sont en partie absorbés par les gouttes de pluies et entraînés dans leur chute. Ces polluants dissous disparaissent alors de l'air atmosphérique pour être transportés dans les nappes phréatiques ou les cours d'eau (exemple des pluies acides). Ce phénomène de *lessivage* de l'atmosphère par les précipitations est appelé *dépôt humide*. Il ne faut pas le confondre avec le dépôt sur une surface humide en l'absence de pluie, qui entre dans la catégorie des dépôts secs (exemple du dépôt sur un lac ou un marais). Il est important de prendre en compte le phénomène de dépôt humide car il contribue à diminuer la pollution atmosphérique et à augmenter la pollution dans les autres milieux.

Pour décrire ce phénomène, nous allons une fois encore distinguer les cas des gaz et des particules.

Dépôt humide de gaz

Le dépôt humide d'un gaz est dû au processus de dissolution de ce gaz dans une goutte d'eau. L'équation d'évolution de la quantité de polluant dans une goutte de rayon r peut être modélisée par la relation (Slinn, 1984) :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$\frac{d}{dt} \left(\frac{4}{3} \pi r^3 \chi \right) = v_0 4 \pi r^2 \left(c - \frac{\chi}{\alpha} \right) \quad (4.26)$$

où χ et c représentent respectivement les concentrations en polluants dans la goutte et dans l'air qui l'entoure, v_0 la vitesse de transfert et α le coefficient de solubilité du gaz dans l'eau. Ces deux derniers coefficients dépendent avant tout de la taille de la goutte et de l'espèce gazeuse considérée. L'équation 4.26 peut en particulier être appliquée à une goutte de pluie au cours de sa chute à travers un nuage de polluants. L'analyse de cette équation nous permet de constater plusieurs résultats intéressants :

- Si la goutte reste suffisamment longtemps dans de l'air qui contient une concentration en polluants C_0 constante, la concentration dans la goutte tend vers la valeur $\alpha.C_0$. Il faut noter que la plage de variation du coefficient de solubilité est assez importante (par exemple, $\alpha = 5,5.10^{-3}$ pour le SF_6 et $\alpha = 1,5.10^3$ pour le NH_3).
- Le temps caractéristique mis par la goutte pour atteindre une concentration stabilisée est :

$$\tau_\chi = \frac{\alpha r}{3v_0} \quad (4.27)$$

Ce temps dépend beaucoup du type de polluant considéré. Nous verrons plus loin que sa valeur est déterminante dans le mécanisme de dépôt.

- Le processus d'absorption du polluant par la goutte est réversible. Si la goutte, après avoir traversé une zone polluée, se trouve à nouveau dans une zone d'air "pur", sa concentration en polluant va diminuer pour tendre vers zéro.

Le processus de dépôt humide dépend essentiellement de la valeur du temps caractéristique de la goutte (équation 4.27) par rapport à sa durée de chute dans l'atmosphère et à travers le nuage de polluant. Si ce temps caractéristique est très court devant la durée de chute, on pourra considérer que la concentration dans la goutte est toujours en équilibre avec la concentration extérieure. On peut alors montrer que le flux de polluants qui se dépose par lessivage au niveau du sol est proportionnel à la concentration en polluants dans l'air au niveau du sol :

$$\Phi_d(x,y) = v_d C(x,y,z=0) \quad \text{avec } v_d = \alpha P \quad (4.28)$$

où P est l'intensité des précipitations (en m/s).

Si le temps caractéristique de la goutte est très grand devant la durée de chute d'une goutte, on pourra supposer que la concentration dans la goutte est toujours très inférieure à sa concentration limite. Le flux arrivant au sol peut alors s'exprimer sous la forme :

$$\Phi_d(x,y) = \int_{z=0}^{+\infty} \Lambda C(x,y,z) dz \quad \text{avec } \Lambda = \frac{\alpha}{\tau_\chi} P \quad (4.29)$$

où Λ est appelé *taux de lessivage*.

Pour des temps caractéristiques intermédiaires, il est nécessaire de résoudre complètement l'équation 4.26 pour déterminer la quantité de polluants qui se dépose au sol. Cette dernière approche est bien évidemment très compliquée et elle est rarement utilisée dans les modèles de dispersion.

L'analyse d'un certain nombre de modèle de dispersion semble indiquer que la distinction précédente, en fonction du temps caractéristique des gouttes, n'est généralement pas

effectuée. La plupart des modèles utilisent une relation analogue à l'équation 4.29, en prenant simplement pour Λ la valeur :

$$\Lambda = 10^{-4}P \quad \text{avec } P \text{ en mm/h} \quad (4.30)$$

Dépôt humide de particules

Dans le cas des particules, il semble assez naturel de considérer que l'absorption d'une particule par une goutte de pluie est un processus irréversible. On considère généralement que le flux de polluants (initialement sous forme de particules), arrivant au sol sous l'effet du lessivage, peut être modélisé par une relation du type (Slinn, 1984) :

$$\Phi_d(x, y) = \int_{z=0}^{+\infty} \Lambda C(x, y, z) dz \quad (4.31)$$

Le taux de lessivage Λ dépend de la taille des gouttes et des particules, de l'efficacité de la collision entre gouttes et particules et de l'intensité P des précipitations. Il existe des paramétrisations détaillées de Λ qui prennent en compte ces différents effets (Slinn, 1984). Dans le cadre de ce rapport, nous ne rentrerons pas dans plus de détails. A titre d'exemple, nous avons reporté, sur la Figure 78, le rapport Λ / P , pour différentes tailles de particules.

Dans la pratique, de nombreux modèles utilisent une valeur constante du rapport Λ / P , égale à $10^{-4} \text{ mm}^{-1} \cdot \text{h} \cdot \text{s}^{-1}$. Il s'agit alors de la même formulation que l'équation 4.30 utilisée pour les gaz.

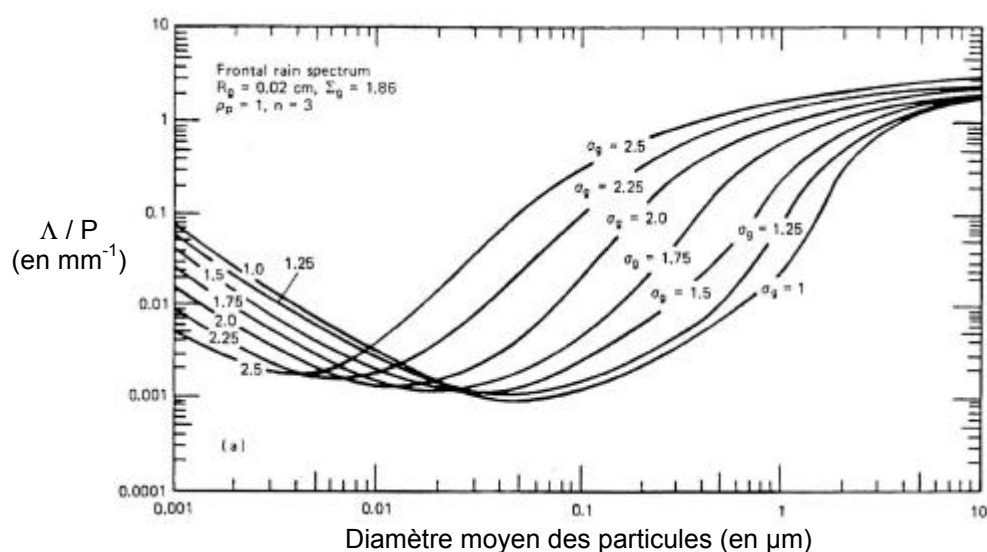


Figure 78 : Taux de lessivage par unité de précipitation, pour des particules (d'après Slinn, 1984). Les distributions de tailles de particules et de gouttelettes sont supposées suivre une loi log-normale. σ_g représente le paramètre de la loi log-normale des particules.

Il est important de noter que les mécanismes de dépôt sec et de dépôt humide modifient non seulement la quantité totale de polluants transportée par le panache, mais également la répartition de la concentration au sein de ce panache. C'est en particulier le cas lors du dépôt sec, puisque ce dépôt prélève les polluants uniquement dans la partie inférieure du nuage. Nous avons présenté, au paragraphe 2.3.1.4, les méthodes utilisées pour prendre en compte ce phénomène au sein d'un modèle gaussien.

4.7. FLUCTUATIONS DE CONCENTRATION

Le caractère instationnaire des écoulements turbulents implique que les concentrations en polluants fluctuent autour de leur valeur moyenne. Ce phénomène peut conduire à des pics de concentration plusieurs fois supérieurs à cette moyenne. Certaines conséquences de la pollution atmosphérique, comme les odeurs, le caractère explosif ou inflammable d'un nuage de polluants ou encore certains effets sur la santé, dépendent beaucoup plus des valeurs instantanées de concentration que des valeurs moyennes. C'est pourquoi il est parfois nécessaire de modéliser les fluctuations de concentration.

Au paragraphe 2.2.4, nous avons décrit en détail l'origine et les caractéristiques des fluctuations de concentration dans un écoulement turbulent. Nous renvoyons à ce paragraphe pour plus de détail sur ce phénomène.

Lorsque l'on souhaite modéliser les fluctuations de concentration dans l'atmosphère, il est nécessaire de faire appel à un outil de modélisation spécifique. En effet, la plupart des modèles de dispersion ne fournissent par défaut que des concentrations moyennes. Il existe principalement deux approches de modélisation permettant de simuler les fluctuations de concentration :

- **Les modèles hybrides lagrangiens-bouffées** (cf. paragraphe 2.3.2.4) : il s'agit de l'approche la plus couramment utilisée pour modéliser les fluctuations de concentration lorsque l'on utilise un modèle à bouffées gaussiennes ou un modèle lagrangien stochastique. Cette approche est actuellement en plein développement et devrait bientôt constituer la troisième génération de modèles opérationnels de dispersion.
- **Les modèles eulériens** (cf. paragraphes 2.3.3) : si l'on exclue les modélisations directes de la turbulence (LES et DNS), qui permettent d'accéder aux fluctuations de concentration mais qui ne sont encore réservées qu'à un usage de recherche, la modélisation des fluctuations de concentration avec un modèle eulérien s'effectue au moyen d'équations de transport sur les moments statistiques (en particulier la variance) de la distribution de concentration. Cette approche a malheureusement les mêmes limitations que celles déjà évoquées pour les modèles eulériens (utilisation d'un coefficient de diffusivité turbulente), auxquelles s'ajoute une certaine lourdeur de calcul qui la rend difficilement applicable dans un cadre opérationnel.

Ces approches ont déjà été amplement décrites au chapitre 2 et nous ne rentrerons pas dans plus de détails à ce niveau.

Il faut par ailleurs noter que quelle que soit l'approche utilisée, les modèles de fluctuation de concentration ne décrivent pas les variations instantanées de la concentration dans un nuage de polluants. Ils ne fournissent qu'une description statistique de la distribution de concentration, à travers ses moments (en particulier l'écart-type des fluctuations σ_c), à travers les fréquences de dépassement de certaines valeurs ou à travers les percentiles.

4.8. SYNTHÈSE SUR LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE

Dans ce paragraphe, nous présentons une synthèse des méthodes disponibles pour modéliser la dispersion atmosphérique.

Approches de modélisation

Il existe trois grandes catégories de modèles de dispersion :

- **Les modèles gaussiens** (cf. paragraphe 2.3.1) : ils sont basés sur les solutions analytiques de l'équation d'advection-diffusion. On distingue les modèles de panache gaussien et les modèles à bouffées gaussiennes. Dans ce type de modèles, la plupart des processus de dispersion et des processus physico-chimiques sont pris en compte à l'aide de paramétrisations spécifiques, sans résolution des équations. Ces modèles sont bien adaptés à des études opérationnelles (calcul en temps réel, étude d'impact) car ils nécessitent des temps de calcul limités et permettent ainsi l'étude d'un grand nombre de cas. Ils fournissent des résultats acceptables dans les situations pour lesquelles ils ont été paramétrés (il faut noter que les paramétrisations disponibles varient d'un modèle à l'autre). Ils sont cependant difficilement utilisables dans des situations d'écoulement très compliqué (relief, obstacles multiples) ou lorsqu'il est nécessaire de traiter des processus physico-chimiques complexes.
- **Les modèles lagrangiens** (cf. paragraphe 2.3.2) : ils sont basés sur le calcul des trajectoires turbulentes d'un grand nombre de particules représentant le polluant. Ils sont généralement couplés à un modèle eulérien qui calcule le champ de vent dans lequel s'effectue la dispersion. Ils permettent essentiellement de prendre en compte la dispersion et s'adaptent plus difficilement à la description de processus physico-chimiques. Ils peuvent être utilisés pour des études d'impact mais pas pour des simulations en temps réel. Les résultats obtenus avec cette approche sont généralement bons et bien adaptés au champ proche des sources. Ils ne sont cependant pas adaptés pour traiter un grand nombre de sources (temps de calcul très important).
- **Les modèles eulériens tridimensionnels** (cf. paragraphe 2.3.3) : ils sont basés sur une résolution numérique de l'équation d'advection-diffusion sur un maillage de l'espace. Ils sont généralement couplés à un modèle eulérien qui détermine le champ de vent (souvent sur le même maillage). Ils ne sont pas adaptés pour des simulations en temps réel et leur utilisation pour des études d'impact doit être envisagée une fois que les autres approches ont montré leurs limites. En effet, les temps de calcul d'un modèle eulérien sont souvent très importants et difficilement compatibles avec des études opérationnelles. Un modèle eulérien fournit de bons résultats, à l'exception du champ proche des sources où les hypothèses effectuées conduisent à surestimer la diffusion.

Tous les modèles de dispersion précédents ont besoin de données d'entrée sur les conditions météorologiques. On distingue pour cela deux approches :

- **Les pré-processeurs météorologiques**, qui servent à calculer les différentes variables décrivant l'état de l'atmosphère, en particulier en ce qui concerne la stabilité thermique et la turbulence de l'écoulement. Les pré-processeurs sont généralement adaptés pour utiliser des données provenant de mesures de terrain.
- **L'utilisation d'un champ de vent tridimensionnel**, obtenu à l'aide d'un modèle d'écoulement.

Un modèle de dispersion peut également être couplé à un modèle d'émission, qui calcule les quantités de polluants rejetées par des activités spécifiques (exemple des modèles de trafic).

Qualité des résultats

Les conclusions exposées au paragraphe précédent, concernant la qualité des résultats fournis par les différentes approches de modélisation, doivent faire l'objet de quelques réserves. En effet, la qualité des résultats d'un modèle de dispersion dépend de nombreux facteurs relatifs au modèle en lui-même, mais également à la façon dont il est mis en œuvre. Ces différents facteurs sont :

- **La qualité intrinsèque du modèle** : la qualité intrinsèque du modèle est sa capacité à simuler le phénomène pour lequel il a été développé. Cette aptitude dépend d'une part des hypothèses simplificatrices effectuées dans la constitution du modèle et d'autre part des techniques utilisées pour résoudre le problème simplifié.
- **L'adéquation entre le modèle et le problème à traiter** : parfois, un modèle peut être excellent pour traiter une situation particulière et peut ne pas être adapté à d'autres situations. S'il est mal utilisé, il donnera des résultats erronés.
- **La qualité des données utilisées** : un modèle utilise des paramètres d'entrée. Si ces paramètres sont imprécis, le résultat de la simulation a de grandes chances de l'être aussi. Ce problème se pose en particulier lorsqu'un modèle de dispersion utilise un champ de vent obtenu à l'aide d'un autre modèle. La qualité du modèle de dispersion dépend alors énormément de la qualité du modèle d'écoulement. De la même façon, il n'est pas utile de mettre en œuvre un modèle très performant lorsque l'on ne dispose pas des données d'entrée suffisantes pour l'initialiser.
- **L'expertise du modélisateur** : l'expertise du modélisateur est indispensable dans l'analyse du problème à traiter, dans le choix du modèle de dispersion, dans la mise en œuvre du modèle et dans l'interprétation des résultats.

Dans le paragraphe précédent, nous avons uniquement indiqué la qualité intrinsèque du modèle. Il faut bien être conscient qu'un "bon" modèle ne suffit pas à fournir de bons résultats. C'est en général la bonne adéquation des quatre facteurs précédents qui permet d'obtenir les meilleurs résultats. Pour illustrer ce point, il est intéressant d'analyser les résultats des exercices d'inter-comparaison et de validation de modèles de dispersion, qui sont régulièrement effectués par la communauté scientifique. Il n'est pas rare d'observer que deux modélisateurs, utilisant le même modèle et cherchant à simuler le même épisode, obtiennent des résultats pour la concentration différents d'un facteur 10 !

Types d'utilisation d'un modèle

Les applications d'un modèle de dispersion peuvent être classées en fonction des contraintes opérationnelles relatives au contexte de l'étude (temps de calcul, facilité d'utilisation, ...). Ces contraintes conduisent à rechercher des modèles capables de fournir un résultat dans un temps donné. Compte tenu de la diversité des problèmes rencontrés (par exemple, la notion de "prévision" peut avoir des significations différentes selon les personnes), il nous a semblé difficile de proposer une classification des modèles en fonction des applications qu'ils seraient capables de traiter. Il nous a paru plus raisonnable de les classer en fonction du temps nécessaire pour simuler un scénario donné (un scénario est un jeu de paramètres météorologiques, d'émission, ...). Par exemple, cela peut être l'étude d'une direction de vent, d'une classe de stabilité, d'un débit de rejet, ...). Il revient ainsi à chacun de définir quelles sont ses contraintes d'utilisation et d'en déduire le modèle le plus approprié. Cette classification est présentée dans le Tableau 16.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

	Modèle gaussien	Modèle lagrangien	Modèle eulérien
Temps CPU pour un scénario	< 1 minute	entre 1 minute et 1 heure	> 1 heure

Tableau 16 : Temps caractéristiques d'utilisation des différents types de modèles.

Phénomènes pris en compte

Les phénomènes pris en compte par les différentes approches ont été résumés dans le Tableau 17. Nous avons également indiqué la "qualité" des méthodes utilisées et leur caractère opérationnel. Il faut noter qu'aucun des phénomènes considérés n'est pris en compte "par défaut" dans ces modèles. Il conviendra donc de vérifier pour chaque modèle les phénomènes décrits. De plus, les méthodes utilisées pour prendre en compte ces phénomènes varient d'un modèle à l'autre. Les indications fournies sont donc avant tout indicatives et devront dans certains cas être nuancées.

	Modèle de panache gaussien	Modèle à bouffées gaussiennes	Modèle lagrangien	Modèle eulérien
Stratification thermique	A Paramétrisation des écarts-types	A Paramétrisation des écarts-types	A Par le champ turbulent	A Par le champ turbulent
Relief	B Paramétrisation spécifique	B Paramétrisation spécifique	A Par le champ de vent	A Par le champ de vent
Obstacles	B Paramétrisation spécifique	B Paramétrisation spécifique	A Par le champ de vent	A Par le champ de vent
Dépôt	B Paramétrisation spécifique	B Paramétrisation spécifique	A Loi de paroi (dépôt sec) et paramétrisation du dépôt humide	A Loi de paroi (dépôt sec) et paramétrisation du dépôt humide
Particules	B Paramétrisation de la sédimentation	B Paramétrisation de la sédimentation	A Paramétrisation spécifique	A Paramétrisation spécifique
Radioactivité	B Paramétrisation de l'évolution radioactive	B Paramétrisation de l'évolution radioactive	B Paramétrisation de l'évolution radioactive	A Paramétrisation de l'évolution radioactive
Chimie	C Pas adapté	B Paramétrisation de la chimie simple	B Module chimique	A Module chimique
Fluctuations et odeurs	C Pas adapté	A Couplage avec un modèle lagrangien	A Couplage avec un modèle à bouffées	A Equation de conservation de la variance

Tableau 17 : Phénomènes pris en compte dans chaque type de modèle. Le caractère gras indique la qualité de la méthode (A = reproduit bien le phénomène ; B = moyennement adaptée mais peut suffire pour une étude d'impact ; C = non adaptée). Le type de méthode utilisée est ensuite décrit.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

5. ANALYSE ET SYNTHÈSE DES SITUATIONS A MODELISER

5.1. INVENTAIRES DES SITUATIONS A ETUDIER

Il s'agit ici d'identifier les situations d'émissions atmosphériques industrielles les plus courantes et de les caractériser dans le but de réaliser des études de dispersion.

5.1.1. MOTIVATIONS DES ETUDES

Les motivations d'une étude de dispersion atmosphérique peuvent avoir plusieurs origines :

- Réglementaire (études d'impact).
- Plaintes relatives à des nuisances olfactives.
- Techniques (modifications ou améliorations d'une installation, dimensionnement, ...).
- Prévision en temps réel (logiciel expert de surveillance de la pollution sur un site).

Les paramètres à déterminer et leur présentation seront en général fonction des motivations qui conduisent à réaliser une étude de dispersion. Dans certaines situations, la motivation de l'étude peut également conduire à imposer le type de modélisation. Par exemple, l'étude d'un grand nombre de situations différentes imposera d'utiliser une approche de modélisation la plus opérationnelle possible en terme de coût et de temps de calcul, ce qui exclura pratiquement les approches de modélisation numérique 3D ou expérimentales.

5.1.2. CONFIGURATIONS DE REJETS

- *Emplacement et forme du rejet* : rejet ponctuel à partir d'une cheminée isolée, ou placée sur le toit d'un bâtiment ou à proximité d'un relief (falaise, talus, ...), rejets surfaciques diffus au sol issus de l'épandage ou du stockage de matières volatiles, rejets volumiques consécutifs à des émissions diffuses ou fugitives à l'intérieur de bâtiments, ...
- *Nature du rejet* : gaz, particules (solides et liquides), radioactifs, ...
- *Conditions de rejets* : température du rejet (rejet plus chaud ou plus froid que l'air ambiant), quantité de mouvement du rejet (vitesse d'éjection à la cheminée par exemple), rejet continu ou variable dans le temps, ...

5.1.3. TYPOLOGIES DE RELIEF ET D'OBSTACLES

- *Typologies de relief* : site en plaine, site de bord de mer (falaise, ...), site de vallée, ...
- *Typologie d'obstacles* : bâtiment isolé, site industriel en milieu rural, site industriel en milieu urbain.

5.1.4. RESULTATS DE L'ENQUETE AUPRES DES INDUSTRIELS

L'enquête auprès des tuteurs industriels a été réalisée en deux étapes : - un premier contact téléphonique a permis de mieux cerner les besoins et les attentes des tuteurs, - une deuxième

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

étape par questionnaire papier avait pour objectif de mieux définir les différentes situations à modéliser. A ce jour, tous les tuteurs ont été contactés par téléphone hormis Renault et Solvay (tout récemment intéressé par le projet) et nous avons reçu quatre questionnaires sur neuf envoyés (Atofina, Gaz de France, Solvay et Tredi). Un exemple du questionnaire proposé est donné en annexe à la fin de ce document. Les questions posées reprenaient succinctement les trois points présentés précédemment, à savoir quelles étaient les motivations des études, les configurations de rejets et les typologies des sites. Elles visaient également à déterminer comment (moyens en interne, sous-traitance à un bureau d'études) et avec quel modèle (développement en interne, modèles commerciaux), sont faites les études de dispersion. Il a été demandé aux tuteurs industriels de répondre globalement au questionnaire sur l'ensemble des situations qu'ils ont à traiter. Ce questionnaire peut également être utilisé au cas par cas, comme aide-mémoire, pour caractériser la situation à modéliser. Les résultats de l'enquête sont présentés ci-après.

5.1.4.1. Motivations des études

Pour la plupart des industriels, les études de dispersion correspondent à la demande réglementaire concernant les études d'impact. Des demandes d'études relatives plus particulièrement à des nuisances, surtout olfactives, sont à prendre en considération (ATOFINA, SITA). Elles sont en général intégrées dans les études réglementaires, mais elles peuvent aussi être initiées à la suite de plaintes. Des études de dispersion sont également réalisées consécutivement à des modifications d'installation (GDF) ou pour des choix ou des améliorations de procédés (SITA).

5.1.4.2. Comment sont réalisées les études

Il faut tout d'abord distinguer les études de dispersion faites en interne (EDF, GDF, ATOFINA, SOCOTEC), de celles sous-traitées (SITA, TREDI, CEMENTS D'OBOURG, SOLVAY). Lorsqu'elles sont réalisées en interne, les modèles utilisés sont soit des modèles développés par l'industriel sur la base des modèles de l'EPA (EDF) ou du modèle de DOURY (ATOFINA), soit des modèles commerciaux (ARIA IMPACT pour SOCOTEC et GDF). Lorsque les études sont sous-traitées, elles le sont à des bureaux d'études, comme ARIA Technologie, ACRI ou EOG. Les modèles mis en œuvre concernent le plus souvent des approches semi-empiriques de type gaussien (EDF, GDF, SOCOTEC, ATOFINA) et pour une part des modèles numériques (EDF, GDF, CEMENTS D'OBOURG).

5.1.4.3. Le champ d'application du modèle

Le domaine spatial d'utilisation des modèles reste inférieur à des distances de 100 kilomètres, avec une demande claire entre 1 et 10 kilomètres. L'échelle locale est citée une fois (ATOFINA). Les informations temporelles concernent autant des épisodes sur des périodes courtes que des moyennes annuelles ou encore de la prévention en temps réel.

5.1.4.4. Les grandeurs à calculer

Les grandeurs à calculer concernent la concentration moyenne, les percentiles, les fluctuations de concentration et les doses chimiques.

5.1.4.5. Configurations de rejets

Tous les types d'émissions sont à prendre en considération :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- les émissions canalisées : elles correspondent en particulier à des rejets ponctuels à la cheminée. Tous les industriels interrogés sont concernés. Il faut toutefois distinguer les cheminées de grandes hauteurs, supérieures à 100 m (EDF), des cheminées relativement basses, inférieures à 50 m (GDF).
- les émissions fugitives ou diffuses : elles correspondent à des rejets surfaciques (stockages en fosse ou épandages au sol) et volumiques (bâtiments, installations industrielles).
- les panaches de condensation : ils proviennent de rejets à la cheminée ou de condenseurs. La visibilité des panaches reste un problème ouvert qu'il n'est pas toujours facile de traiter. Les industriels interrogés sont concernés (TREDI, SITA) et y trouvent un intérêt même s'ils ne traitent pas ce problème actuellement (ATOFINA).

Les émissions à la cheminée concernent très souvent des rejets chauds, supérieurs à 100°C. Les substances émises sont sous forme gazeuse (NO_x, CO, ...) ou particulaire (poussières, métaux lourds, ...). Ces substances présentent un caractère toxique au-delà d'un certain seuil de concentration ou d'exposition et peuvent pour certaines entraîner des nuisances olfactives (TREDI, SITA, ATOFINA).

5.1.4.6. Typologies de relief et d'obstacles

Le champ d'investigation est ici très large. Il faut tout d'abord considéré les obstacles présents sur le site industriel, relatifs en général aux procédés mis en œuvre et aux stockages. Ces obstacles seront très importants sur la dispersion initiale des polluants dans le cas des émissions ponctuelles de faibles altitudes et diffuses au niveau du sol. La plupart des industriels interrogés sont concernés par cet aspect, sauf peut-être EDF sur les centrales thermiques. Il faut ensuite distinguer les sites industriels en milieu rural de ceux en milieu urbain. Les deux situations se retrouvent pour l'ensemble des industriels hormis peut être GDF qui a plutôt des sites en milieu rural.

Pour les typologies de relief, on distinguera les sites sur terrains pratiquement plats, les sites présentant des singularités de relief (falaise, talus, colline, ...), les sites en milieu montagneux et les sites de bord de mer. Toutes ces configurations sont susceptibles d'être rencontrées par l'ensemble des industriels, sauf toutefois pour les sites très particuliers de montagne ou de bord de mer qui ne sont sélectionnés que par ATOFINA. Par exemple, les CIMENTS D'OBOURG n'ont pas de site en milieu montagneux, GDF a plutôt des sites sur terrain pratiquement plat, TREDI rencontre plutôt des reliefs de plaine. La prise en compte du relief dépendra des dimensions du domaine qu'il faut étudier. Ces dimensions dépendront également de la hauteur des rejets.

5.1.4.7. Attentes des industriels par rapport à cette étude

Lors de cette enquête, nous avons demandé aux industriels de préciser leurs attentes par rapport à cette première étude. Il ressort des discussions un réel besoin de mieux appréhender l'influence des différents phénomènes physiques sur la dispersion des polluants, l'importance des paramètres comme la topographie et de pouvoir mieux évaluer les conséquences de certaines hypothèses de modélisation sur les résultats. Pour les industriels disposant déjà d'une expérience sur la modélisation de la dispersion (EDF, GDF, SOCOTEC, ATOFINA), ils attendent ces informations de l'étude théorique ainsi qu'une classification des modèles de dispersion. Pour les autres (SITA, TREDI, CIMENTS D'OBOURG), la demande finale est identique, mais avant cela, il s'agit surtout de pouvoir apporter une analyse critique sur le travail fourni par les bureaux d'études, puis de pouvoir se doter de moyens en interne. Il ressort également des discussions un besoin de disposer d'approches de modélisation qui soient agréées par le Ministère chargé de l'Environnement (CIMENTS D'OBOURG).

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

5.2. INVENTAIRES DES DONNEES NECESSAIRES ET DISPONIBLES

5.2.1. DONNEES CONCERNANT LE REJET

- *Paramètres importants et leur définition* : propriétés chimiques (composition) et physiques (masse volumique, température) du rejet, débit, vitesse d'éjection, diamètre de la cheminée, ...
- *Principales difficultés* : connaissance des quantités rejetées au cours du temps.

5.2.2. DONNEES METEOROLOGIQUES

- *Paramètres importants et leur définition* : vitesse, température, stabilité...
- *Format type* : rose des vents, statistiques météo, simulations numériques, prévisions, principales techniques de mesure.
- *Principaux fournisseurs* : Météo-France, mesures de l'industriel.
- *Principales difficultés* : distance entre la station de mesure et le site, détermination des paramètres manquants, coût

5.2.3. DONNEES GEOGRAPHIQUES : RELIEF, OBSTACLES

- *Paramètres importants et leur définition* : cartographie du relief, géométrie des bâtiments.
- *Format type* : cartes sur papier, photographies aériennes ou images satellites, données numériques.
- *Principaux fournisseurs* : IGN, Services Techniques des villes, plans de l'industriel.
- *Principales difficultés* : travail fastidieux en l'absence de données numériques, mise à jour des données, coût.

5.3. INVENTAIRES DES PARAMETRES A DETERMINER

5.3.1. PARAMETRES POUR LA DESCRIPTION DE LA POLLUTION

- Moyenne, écart-type, percentile.
- Valeurs en quelques points / champs de concentration 2D et 3D.

5.3.2. PARAMETRES POUR EVALUER L'IMPACT SUR LA SANTE ET L'ENVIRONNEMENT

- Dépassement de seuils.
- Dose inhalée.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- Visibilité d'un panache
- ...

5.3.3. PARAMETRES POUR LE DIMENSIONNEMENT OU L'AMELIORATION D'UNE INSTALLATION

- Optimisation de la hauteur et de l'emplacement de la cheminée (dépassement de seuil, distance minimale d'impact, ...).
- Identification de conditions météorologiques critiques (risque de brouillard, de verglas sur les chaussées voisines, ...).
- Justification du choix d'un procédé de fabrication ou de traitement des effluents (limitation des quantités rejetées, ...).

6. INVENTAIRE ET DESCRIPTION DES MODELES EXISTANTS

6.1. INTRODUCTION

On dispose aujourd'hui d'un très grand nombre de modèles permettant de simuler la dispersion des polluants dans l'atmosphère et il est très difficile, voire impossible, d'en dresser une liste complètement exhaustive. L'inventaire que nous avons réalisé regroupe toutefois un éventail assez large de modèles permettant de répondre au problème de la dispersion atmosphérique dans sa quasi globalité. De cet inventaire de modèles très général, nous avons extrait ceux qui répondent aux problèmes spécifiques des études d'impact relatives aux émissions chroniques industrielles.

La qualité des résultats d'une simulation dépend généralement moins de la qualité du modèle retenu (si tant est qu'il soit possible de classer les modèles du "meilleur" au "moins bon") que de la bonne adéquation entre le modèle choisi et le problème à traiter. L'établissement d'un guide pour le choix des modèles de dispersion ne peut donc pas se limiter à la réalisation d'un palmarès universel des modèles. Il est au contraire nécessaire d'établir une méthodologie, basée sur plusieurs critères, qui pourra conduire chaque industriel à déterminer le modèle le mieux adapté à ses propres besoins. L'objectif final de ce guide est de fournir à chaque industriel une liste restreinte de modèles pouvant traiter le plus grand nombre de ses problèmes de dispersion.

Pour cela, l'inventaire des modèles est réalisé en trois étapes. Dans la première étape (paragraphe 6.2), nous présentons les différents critères retenus pour classer les modèles ainsi que la méthode de classification. Dans la deuxième étape (paragraphe 6.3), nous décrivons chaque modèle, sur la base des documentations techniques et commerciales. Dans cette étape, les modèles sont triés arbitrairement par méthode, puis par ordre alphabétique. La troisième étape (paragraphe 6.4), concerne la classification proprement dite. Pour quelques critères retenus dans la première étape, les modèles sont classés par sous-groupe : on distinguera par exemple les modèles permettant la prise en compte ou non du relief, les modèles disposant ou non d'une interface conviviale, ...

Ce guide permettra donc à chaque industriel, sur la base des rappels effectués dans les première et deuxième parties, de déterminer les phénomènes qui sont prépondérants pour la dispersion sur son site et les contraintes posées par le problème à traiter, afin de sélectionner les critères de choix. Les classifications de la troisième partie permettront alors de déterminer quels modèles correspondent à ces critères.

6.2. METHODOLOGIE

6.2.1. CRITERES DE CLASSIFICATION

6.2.1.1. Introduction

Les différents critères de classification des modèles de dispersion atmosphérique décrits ci-après sont associés à des champs qui sont repris dans chaque fiche de présentation des modèles. L'ordre de description des champs respecte celui retenu dans les fiches. Ces fiches proposent en particulier une description générale de chaque modèle (6.2.1.2), des différentes particularités des modèles météorologiques et de dispersion (chapitres 6.2.1.6 et 6.2.1.4), des informations sur les entrées et sortie des modèles (chapitre 6.2.1.5) ainsi que des informations

sur la validation des modèles (chapitre 6.2.1.7), les besoins informatiques (chapitre 6.2.1.8) et des renseignements administratifs (chapitre 6.2.1.3). L'ensemble de ces fiches est présenté dans le document annexe intitulé « Fiches de présentation des modèles de dispersion atmosphérique ». Le nom des champs est matérialisé dans ce qui suit en les insérant entre les symboles < et > (exemple : < *nom du champ* >). Lors du remplissage des fiches, le code utilisé pour les champs autres que texte est le suivant :

- « » lorsque le critère n'est pas sélectionné,
- « » lorsque le critère est sélectionné
- « » lorsque le critère n'a pas pu être renseigné à partir des documents en notre possession.

6.2.1.2. Description générale du modèle

Les différents critères présentés dans ce paragraphe permettent d'établir une description générale du modèle en terme de types de modélisation (modèle météorologique, modèle de dispersion, modélisation de la source et modèle d'émissions), d'échelles spatiales et temporelles considérées et de phénomènes physiques pris en compte (terrain complexe : relief et obstacles, stratification atmosphérique, fluctuations, visibilité de panache, dépôt, chimie, vent calme). Cette première partie a pour objectif de donner un aperçu rapide des méthodes de modélisation utilisées, du champ d'applications et des principales fonctionnalités du modèle.

6.2.1.2.1. Acronyme

L'acronyme du modèle est spécifié dans le champ en haut des quatre pages de présentation des différents critères.

6.2.1.2.2. Les types de modélisation

6.2.1.2.2.1. Modèle météorologique

Le critère relatif au type de modèle météorologique est décrit par un champ texte qui peut contenir les expressions suivantes :

- < **Aucun** > : signifie que le modèle ne calcule pas de champ météorologique et utilise par conséquent des champs météorologiques déjà établis.
- < **Diagnostic** > : signifie que les champs météorologiques sont reconstitués à partir d'un jeu de données externes (assimilation de données).
- < **Prognostique** > : signifie que les champs météorologiques sont déterminés en résolvant les équations les décrivant.

6.2.1.2.2.2. Modèle de dispersion

Les critères permettant de décrire le type de modélisation utilisée pour la dispersion sont les suivants :

- < **Gaussien** > : le modèle de dispersion est de type gaussien (solution gaussienne de l'équation d'advection-diffusion) ou à bouffées gaussiennes.
- < **Eulérien 3D** > : le modèle de dispersion résout numériquement l'équation d'advection-diffusion sur un maillage de l'espace.
- < **Lagrangien** > : le modèle de dispersion est basé sur le suivi de particules transportées par l'écoulement.
- < **Hybride** > : le modèle de dispersion associe plusieurs des méthodes précédentes. Dans ce cas, les méthodes concernées sont également signalées en sélectionnant les critères appropriés.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.2.1.2.2.3. Modélisation de la source

Le type de modélisation de la source est caractérisé par les critères suivants :

- **< ponctuelle >** : critère sélectionné pour des modèles prenant en compte des rejets à la cheminée par exemple.
- **< linéique >** : critère sélectionné pour des modèles intégrant une formulation spécifique des rejets linéiques relatifs en particulier à des activités industrielles spécifiques (usine de traitement de l'aluminium, ...) ou au trafic automobile.
- **< surfacique >** : critère sélectionné pour des modèles intégrant une formulation spécifique des rejets surfaciques relatifs à des émissions diffuses (évaporation de produits volatils, ...) ou pour la prise en compte global des émissions au sol issues d'un cadastre d'émissions.
- **< volumique >** : critère sélectionné pour des modèles intégrant une formulation spécifique des rejets volumiques relatifs à des émissions diffuses ou fugitives provenant de bâtiments par exemple.
- **< modèle de jet >** : critère sélectionné dans le cas où un modèle spécifique de jet est intégré dans la modélisation du rejet. Ce type de modèle permet par exemple de décrire complètement la phase d'établissement d'un panache issu d'une cheminée.
- **< rejet continu >** : signifie que les rejets pris en compte sont continus dans le temps, ce qui sera pratiquement toujours vérifié lorsque l'on s'intéresse aux émissions industrielles chroniques. Ce critère permet toutefois de différencier les rejets continus des rejets limités dans le temps (nuages, bouffées, ...) plus orientés vers des situations d'émissions accidentelles.
- **< rejet variable >** : critère sélectionné lorsque le modèle est capable de prendre en compte des rejets de polluants dont le débit évolue au cours du temps.
- **< sources multiples >** : critère sélectionné lorsque le modèle gère plusieurs sources en différents emplacements à l'intérieur du domaine d'étude.

6.2.1.2.2.4. Modèle d'émission

Les critères suivants permettent d'identifier l'existence de modélisations spécifiques contenues dans le modèle pour déterminer les émissions de polluants :

- **< radioactivité >** : critère sélectionné s'il existe une modélisation spécifique calculant les débits d'activité à la source. Ces modélisations sont en général très dépendantes du type d'application et les informations qu'elles délivrent sont souvent confidentielles.
- **< trafic >** : critère sélectionné dans le cas où un modèle de trafic est intégré pour le calcul des émissions d'origine automobile.
- **< débit à la brèche >** : critère sélectionné si des modélisations du débit à la brèche sont intégrées. Ce critère concerne des modèles orientés vers des études de situations accidentelles.
- **< émissions de poussières >** : critère sélectionné lorsque le modèle contient des modélisations spécifiques relatives aux émissions de poussières (réenvol de poussières par exemple).
- **< autres émissions >** : ce critère est sélectionné pour signaler l'existence d'autres modélisations spécifiques dans le modèle non répertoriées par les critères précédents.

6.2.1.2.3. Les échelles considérées

6.2.1.2.3.1. Les échelles spatiales

Les critères retenus pour décrire le domaine spatial d'application des modèles sont les suivants :

- **< locale >** : signifie que le modèle est plutôt adapté au champ proche de la source (distance inférieure à 5 kilomètres. Le champ très proche de la source se rapporte plutôt à des distances inférieures à 1 kilomètre.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< sub-méso >** : signifie que le modèle est plutôt adapté à l'échelle sub-méso, comprise entre 5 et 50 kilomètres.
- **< régionale >** : signifie que le modèle est plutôt adapté à la méso échelle, comprise entre 50 et 500 à 1000 kilomètres.
- **< continentale >** : signifie que le modèle est plutôt adapté aux grandes échelles météorologiques, au-delà de 1000 kilomètres (échelle globale, climat).

6.2.1.2.3.2. Les échelles temporelles

Rappelons que l'échelle temporelle prise en compte dans un modèle correspond à la plus petite échelle de temps qu'il est capable de résoudre. Cette plus petite échelle de temps est le plus souvent déterminée par le pas de temps des données d'entrée dont on dispose. Les critères retenus pour décrire l'échelle temporelle des modèles sont donc les suivants :

- **< Instantanée >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle est capable de réaliser une description temporelle complète des fluctuations correspondant à la turbulence atmosphérique (Partie du spectre d'énergie turbulente atmosphérique relative à des fluctuations de périodes inférieures à l'heure).
- **< horaire >** : Ce critère est sélectionné lorsque le modèle résout complètement les fluctuations atmosphériques de périodes supérieures à l'heure (intègrent en particulier les fluctuations relatives au cycle diurne/nocturne).
- **< journalière >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle résout complètement les fluctuations atmosphériques de périodes supérieures à la journée.
- **< annuelle >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle ne donne qu'une évaluation annuelle en s'appuyant sur des données également moyennées sur l'année.

6.2.1.2.4. Les principaux phénomènes physiques pris en compte

Les critères décrits dans ce paragraphe permettent globalement d'identifier quels sont les principaux phénomènes physiques que le modèle peut prendre en compte.

- **< relief >** : ce critère indique si le modèle est globalement capable de prendre en compte des effets de relief.
- **< obstacles >** : ce critère indique si le modèle est globalement capable de prendre en compte des effets d'obstacles.
- **< stratification atmosphérique >** : ce critère indique si le modèle est globalement capable de prendre en compte des effets de stratification atmosphérique.
- **< fluctuations >** : ce critère indique si le modèle est capable de modéliser les fluctuations de concentration.
- **< visibilité de panache >** : ce critère indique si le modèle est capable de prendre en compte des effets relatifs à la visibilité des panaches (panache de condensation de vapeur d'eau par exemple).
- **< dépôt >** : ce critère indique si le modèle est globalement capable de prendre en compte des phénomènes de déposition au sol.
- **< chimie >** : ce critère indique si le modèle prend en compte des transformations chimiques.
- **< vent calme >** : ce critère indique si le modèle prend en compte les situations de vent calme.

6.2.1.3. Les renseignements administratifs

Dans cette partie, nous précisons le nom et l'adresse du concepteur et du distributeur du logiciel ainsi que les coordonnées de la personne à contacter. Nous précisons également, lorsque l'information est disponible sur les différents documents en notre possession, le type et le coût

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

de licence, le coût de maintenance et le type de documentation disponible. Enfin, nous précisons si le modèle a reçu un agrément d'organisme officiel.

6.2.1.3.1. *Concepteur et distributeur du logiciel*

- **< concepteur du logiciel >** : ce champ indique le nom de l'organisme qui a développé le logiciel.
- **< adresse www du concepteur >** : ce champ donne l'adresse internet du site du concepteur.
- **< distributeur du logiciel >** : ce champ indique le nom de l'organisme qui distribue le logiciel, en priorité sur la France.
- **< adresse www du distributeur >** : ce champ donne l'adresse internet du site du distributeur.
- **< contact distributeur >** : ce champ donne le nom de la personne à contacter pour obtenir des informations complémentaires.
- **< téléphone contact > et < fax contact >** : donne les numéros de téléphone et de télécopie de la personne à contacter.
- **< email contact >** : ce champ donne l'adresse électronique de la personne à contacter.

6.2.1.3.2. *Type de licence*

- **< accès libre >** : ce critère est sélectionné lorsque le logiciel est en accès libre (téléchargeable à partir d'un site internet ou envoyé sur simple demande).
- **< accès contrôlé >** : ce critère est sélectionné lorsque le logiciel est en accès contrôlé. En général, il faut contacter le concepteur du logiciel pour connaître les modalités d'acquisition du logiciel.
- **< commerciale >** : ce critère est sélectionné lorsque le logiciel est commercialement distribué.
- **< non distribué >** : ce critère est sélectionné lorsque le logiciel n'est pas distribué. Certains concepteurs affichent clairement que leur logiciel n'a pas été développé dans le but d'être distribué à l'extérieur. Il existe cependant toujours des possibilités de négociation avec le concepteur.

6.2.1.3.3. *Coût de licence*

Les critères suivants permettent de préciser la fourchette de prix de la licence du logiciel :

- **< licence gratuite >** : ce critère est sélectionné lorsque la licence du logiciel est gratuite.
- **< licence <1500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la licence du logiciel est inférieur à 1500 € HT.
- **< licence <7500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la licence du logiciel est inférieur à 7500 € HT.
- **< licence >7500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la licence du logiciel est supérieur à 7500 € HT.

6.2.1.3.4. *Coût de la maintenance et du support technique*

Les critères suivants permettent de préciser la fourchette de prix de la maintenance du logiciel :

- **< maintenance gratuite >** : ce critère est sélectionné lorsque la maintenance du logiciel est gratuite.
- **< maintenance <1500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la maintenance du logiciel est inférieur à 1500 € HT.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< maintenance <7500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la maintenance du logiciel est inférieur à 7500 € HT.
- **< maintenance >7500 €HT >** : ce critère est sélectionné lorsque le coût de la maintenance du logiciel est supérieur à 7500 € HT.

6.2.1.3.5. **Documentation**

Les critères suivants apportent des renseignements sur le type de documentation disponible :

- **< aucune >** : ce critère est sélectionné lorsqu'il n'y a aucune documentation disponible sur le logiciel.
- **< doc technique >** : ce critère est sélectionné lorsqu'une documentation technique du logiciel existe.
- **< doc utilisateur >** : ce critère est sélectionné lorsqu'une documentation sur l'utilisation du logiciel existe.
- **< doc en ligne >** : ce critère est sélectionné lorsque la documentation est accessible par internet.

6.2.1.3.6. **Support technique**

Les critères suivants permettent de définir le type de support technique disponible pour le logiciel :

- **< aucun >** : ce critère est sélectionné lorsqu'il n'y a aucun support technique.
- **< à distance >** : ce critère est sélectionné lorsque le support technique peut être réalisé à distance (téléphone, internet, ...).
- **< sur site >** : ce critère est sélectionné lorsque le support technique peut être réalisé chez l'utilisateur.
- **< formation >** : ce critère est sélectionné lorsqu'il existe des possibilités de formation sur le logiciel.

6.2.1.3.7. **Agrément**

- **< agrément >** : ce champ texte est utilisé pour préciser l'existence d'un agrément du logiciel auprès d'instances officielles.

6.2.1.4. **Description détaillée du modèle de dispersion**

Dans la description générale du modèle (paragraphe 6.2.1.2), nous avons décrit des critères renseignant le type de modèle de dispersion utilisé (gaussien, eulérien 3D, lagrangien). Dans cette partie, nous détaillons les critères retenus permettant d'apporter des informations sur les différents types de paramétrisations utilisés dans les modèles de dispersion. Nous détaillons également les critères relatifs aux différents phénomènes de dispersion représentés.

6.2.1.4.1. **Les critères relatifs aux modèles de dispersion**

6.2.1.4.1.1. **Modèle gaussien**

Les critères suivants permettent de préciser le type de modélisation gaussienne pris en compte :

- **< panache gaussien >** : ce critère est sélectionné pour un panache gaussien.
- **< bouffées gaussiennes >** : ce critère est sélectionné pour un modèle de bouffées gaussiennes.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Les critères ci-après précisent globalement quel est le type de modélisation des écarts-types utilisé dans le modèle :

- **< sortie du modèle météo >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les écarts-types de dispersion sont modélisés à partir des informations sur la turbulence obtenues au moyen d'un modèle météorologique.
- **< par classes >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les écarts-types de dispersion sont modélisés en fonction de différentes classes permettant de définir l'état de stratification atmosphérique (exemples des classes de Pasquill-Gifford, de Turner, de Doury, ...) ou le type de sol (rural ou urbain).
- **< continue >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les écarts-types de dispersion sont modélisés continûment en fonction de l'état de l'atmosphère (exemple de la modélisation basée sur la théorie de similitude).

6.2.1.4.1.2. *Modèle eulérien 3D*

Les critères suivants permettent de préciser d'où provient la paramétrisation de la turbulence :

- **< sortie du modèle météo >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les informations sur la turbulence proviennent du modèle météorologique.
- **< modèle spécifique interne >** : ce critère est sélectionné pour préciser que la turbulence est paramétrée par une modélisation spécifique interne au modèle de dispersion.

6.2.1.4.1.3. *Modèle lagrangien*

Les critères suivants permettent de préciser d'où provient la paramétrisation de la diffusion turbulente :

- **< sortie du modèle météo >** : ce critère est sélectionné pour préciser que la paramétrisation de la diffusion turbulente utilise les informations sur la turbulence délivrées par le modèle météorologique.
- **< modèle spécifique interne >** : ce critère est sélectionné pour préciser que la paramétrisation de la diffusion turbulente est réalisée au moyen d'une modélisation spécifique interne au modèle de dispersion.

6.2.1.4.2. *Les phénomènes de dispersion représentés*

6.2.1.4.2.1. *Les effets de relief*

Les critères suivants permettent de préciser comment sont pris en compte les effets de relief dans le modèle de dispersion :

- **< pris en compte par le champ météo >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets induits par le relief sont pris en compte à travers la fourniture du champ météorologique.
- **< modèle interne spécifique >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets induits par le relief sont pris en compte par une modélisation spécifique interne au modèle de dispersion.

6.2.1.4.2.2. *Les effets des obstacles*

Les critères suivants permettent de préciser comment sont pris en compte les effets des bâtiments dans le modèle de dispersion :

- **< pris en compte par le champ météo >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets induits par les bâtiments sont pris en compte à travers la connaissance du champ météorologique.
- **< modèle interne spécifique >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets induits par les bâtiments sont pris en compte par une modélisation spécifique interne au modèle de dispersion.

6.2.1.4.2.3. Les effets de la source

Les critères relatifs au type de la source (< *ponctuelle* >, < *linéique* >, < *surfacique* >, < *volumique* >), déjà décrits dans le paragraphe 6.2.1.2.2.3, sont repris dans cette partie car ils concernent directement les effets de la source sur la dispersion. Les critères < *source variable* > < *source multiple* > sont également repris dans cette partie. Les critères supplémentaires suivants permettent de préciser si les effets relatifs aux flux initiaux de quantité de mouvement et de chaleur ainsi que ceux induits par la présence d'un bâtiment situé à proximité de la source, sont pris en compte par le modèle de dispersion :

- < **surhauteur cinématique** > : ce critère est sélectionné lorsque les effets relatifs à la quantité de mouvement initiale des rejets sont pris en compte (vitesse de rejet des effluents à la cheminée par exemple).
- < **surhauteur thermique** > : ce critère est sélectionné lorsque les effets relatifs au flux initial de chaleur du rejet sont pris en compte (température des rejets différente de la température de l'air ambiant).
- < **downwash/flagging** > : ce critère est sélectionné lorsque les effets aérodynamiques induits par la source sont pris en compte (effet de sillage des cheminées par exemple).

6.2.1.4.2.4. Les effets de la stratification thermique

Les critères suivants permettent de préciser globalement quels sont les effets relatifs à la stratification thermique qui sont pris en compte par le modèle de diffusion :

- < **effet sur les coef. de diffusion** > : ce critère est sélectionné lorsque les coefficients de diffusion sont modifiés par la stratification thermique.
- < **effets liés à la couche d'inversion** > : ce critère est sélectionné lorsque l'un ou plusieurs des effets décrits ci-dessous, liés à la couche d'inversion, sont pris en compte.
- < **réflexion** > : ce critère est sélectionné pour préciser que la réflexion totale du panache sur la couche d'inversion est prise en compte.
- < **pénétration** > : ce critère est sélectionné pour préciser que le phénomène de pénétration du panache dans la couche d'inversion est pris en compte.
- < **fumigation** > : ce critère est sélectionné pour préciser que les phénomènes de fumigation du panache sont pris en compte. La fumigation est souvent à rapprocher des phénomènes météorologiques de brise de mer, mais elle peut également avoir d'autres origines.

6.2.1.4.2.5. Les effets de variabilité des conditions météorologiques

Le critère suivant permet de préciser si le modèle de dispersion prend en compte explicitement les effets relatifs à la variabilité des conditions météorologiques :

- < **meandering** > : ce critère est sélectionné pour préciser que les effets de « meandering » du panache sont explicitement pris en compte. Rappelons que ces effets de « meandering » sont particulièrement mis en évidence dans les processus de dispersion en atmosphère très stable (faible diffusion) par vent relativement calme.

6.2.1.4.2.6. Les fluctuations

Les critères suivants permettent de préciser comment les fluctuations de concentration sont prises en compte par le modèle de dispersion :

- < **écart-type de concentration** > : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle calcule les écarts-types des fluctuations de concentration.
- < **pdf de c** > : ce critère est sélectionné pour préciser que les fluctuations de concentration sont prises en compte au moyen d'une fonction de densité de probabilité.

6.2.1.4.2.7. La chimie

Les critères suivants permettent de préciser le type de chimie qui est pris en compte dans le modèle de dispersion :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< chimie simplifiée >** : ce critère est sélectionné pour préciser que la chimie prise en compte concerne essentiellement des réactions simples pouvant être traitées séparément les unes des autres et faisant intervenir uniquement les polluants émis par une source. Les transformations chimiques sont traitées en utilisant des décroissances linéaire ou exponentielle selon les cas. Les constantes de temps relatives aux réactions peuvent parfois être une donnée d'entrée que l'utilisateur doit fournir.
- **< chimie atmosphérique complexe >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les phénomènes de chimie atmosphérique sont pris en compte par la résolution d'un ensemble de réactions chimiques.

6.2.1.4.2.8. Les particules

Les critères suivants permettent de préciser si le transport et la dispersion des particules sont pris en compte dans le modèle :

- **< particules >** : ce critère est sélectionné pour spécifier que le transport et la dispersion de particules est pris en compte.
- **< sédimentation >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les phénomènes de sédimentation des particules sont traités.

6.2.1.4.2.9. Les dépôts au sol

Les critères suivants permettent de distinguer les types de dépôt pris en compte par le modèle de dispersion :

- **< dépôt sec >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les phénomènes de dépôt sec au sol sont pris en compte.
- **< dépôt humide >** : ce critère est sélectionné pour préciser que les phénomènes de dépôt humide sont pris en compte (lessivage par les précipitations atmosphériques).

6.2.1.4.2.10. La radioactivité

Les critères suivants permettent de décrire rapidement quels sont les phénomènes spécifiques aux émissions radiologiques qui sont pris en compte par le modèle de dispersion :

- **< décroissance radioactive >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le phénomène de décroissance radioactive est pris en compte.
- **< filiation radioactive >** : ce critère est sélectionné pour préciser que la filiation entre radionucléides est pris en compte.
- **< calcul de débit de dose >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le calcul des débits de dose radiologique est pris en compte.

6.2.1.5. Informations sur les données d'entrée et de sortie du modèle

Dans cette partie, nous détaillons les critères retenus permettant de caractériser le type d'informations qu'il faut donner en entrée du modèle ainsi que les principales informations fournies en sortie du modèle. Les informations sur les entrées du modèle concernent essentiellement les données géographiques, les données météorologiques et les quantités de polluants rejetées à la source. Les informations sur les données de sortie du modèle concernent principalement le format des données de sortie, les grandeurs calculées et la répartition temporelle des données.

6.2.1.5.1. Les données d'entrée

6.2.1.5.1.1. Les données géographiques

Les critères suivants permettent de décrire globalement le type de données géographiques que le modèle prend en compte :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< relief >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle prend en compte des données de relief, soit dans un format spécifique, soit au format de l'IGN.
- **< obstacles >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle prend en compte des informations géométriques concernant la position et les dimensions des obstacles.
- **< catégories de sol >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle prend en compte des informations sur la nature du sol (catégorie landcover par exemple).

6.2.1.5.1.2. Les données météorologiques

Les critères suivants apportent des informations complémentaires sur l'origine des données météorologiques qu'il faut utiliser en entrée du modèle :

- **< mesures météorologiques >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle accepte des données issues de mesures de terrain. Il n'est pas détaillé si ces mesures proviennent de stations au sol, de radiosondages, ...
- **< pré-processeur météorologique >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle utilise des données fournies par un pré-processeur météorologique. Dans ce cas, le pré-processeur renvoie au modèle des informations concernant la structure verticale de l'atmosphère (longueur de Monin-Obukhov, vitesse convective, hauteur de la couche limite atmosphérique, ...). Le pré-processeur météorologique utilise en général des informations de lieu (longitude, latitude), de temps (jour de l'année, heure de la journée) et des mesures provenant des stations météorologiques. Le pré-processeur météorologique utilisé par le modèle, lorsqu'il est identifié, est indiqué dans le champ texte relatif aux modèles liés.
- **< résultats de calcul 3D >** : ce critère est sélectionné pour préciser que le modèle utilise un champ météorologiques 3D provenant d'un modèle météorologique.

6.2.1.5.1.3. Les données d'émissions

Les critères suivants permettent d'identifier la provenance des données d'émissions qu'il faut rentrer dans le modèle :

- **< quantités rejetées >** : ce critère est sélectionné pour signaler qu'il faut spécifier au modèle les quantités de polluants rejetées.
- **< modèle d'émission >** : ce critère est sélectionné pour signaler que les quantités de polluants rejetées proviennent d'un modèle spécifique d'émission.

6.2.1.5.2. Les données de sortie

6.2.1.5.2.1. Le format des données

Les critères suivants permettent de préciser le format des données de sortie du modèle :

- **< fichiers ASCII >** : ce critère est sélectionné lorsque les données de sortie du modèle sont dans un format texte.
- **< cartographies >** : ce critère est sélectionné lorsque les données de sortie sont présentées sous forme de cartographie. Si un post processeur externe est utilisé, alors son nom est indiqué dans le champ texte **< logiciel post traitement >**.
- **< tracés 3D >** : ce critère est sélectionné lorsque les données de sortie sont des fichiers ou des tracés 3D. Si un post processeur externe est utilisé, alors son nom est indiqué dans le champ texte **< logiciel post traitement >**.
- **< affichage WEB >** : ce critère est sélectionné lorsque les données de sortie sont présentées sur un site internet.

6.2.1.5.2.2. Les grandeurs calculées

Les critères suivants permettent de préciser quelles sont les grandeurs typiques disponibles en sortie du modèle :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< concentration moyenne >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des concentrations moyennes.
- **< percentiles >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des percentiles.
- **< dépôt sec >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des dépôts secs.
- **< dépôt humide >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des dépôts humides.
- **< écart-type >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des écarts-types de concentration.

6.2.1.5.2.3. La répartition temporelle des données de sortie

Les critères suivants permettent de préciser la période sur laquelle sont calculées les différentes grandeurs :

- **< moyenne par pas de temps >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle restitue des valeurs moyennes par pas de temps.
- **< moyenne annuelle >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle calcule des moyennes annuelles.
- **< fluctuations (pdf,etc) >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle renvoie des informations sur les fluctuations de concentration.

6.2.1.6. Description détaillée du modèle météorologique

Dans la description générale du modèle (paragraphe 6.2.1.2), nous avons décrit un critère renseignant le type de modèle météorologique utilisé (aucun, diagnostique et pronostique). Dans cette partie, nous détaillons en fonction du type de modèle météorologique, les critères retenus permettant d'apporter des informations sur les principales méthodes d'obtention des champs météorologiques. Nous détaillons également les critères relatifs aux principaux phénomènes météorologiques pris en compte.

6.2.1.6.1. Les critères relatifs aux modèles météorologiques

6.2.1.6.1.1. Aucun modèle météorologique

Lorsque le champ **< aucun >** modèle météorologique est sélectionné, nous utilisons les deux critères suivants pour spécifier l'origine des champs météorologiques susceptibles d'être utilisés par le modèle :

- **< résultats de simulation >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle utilise des résultats de simulation provenant d'un modèle météorologique extérieur. Dans ce cas et lorsque l'information existe, les noms des modèles météorologiques ayant déjà été utilisés pour des applications du modèle de dispersion sont placés dans le champ **< modèles liés >** présenté dans le paragraphe 6.2.1.9
- **< mesures météorologiques >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle utilise des mesures de terrain comme champ météorologique.

6.2.1.6.1.2. Modèle diagnostique

Lorsque le champ **< diagnostique >** est sélectionné, nous utilisons les trois critères suivants pour caractériser l'approche de modélisation retenue dans le modèle :

- **< linéarisation des équations >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise une méthode basée sur la linéarisation des équations de la dynamique de la couche limite atmosphérique (méthode exposée dans le paragraphe 3.3.2.1).

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< conservation de la masse >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise une méthode d'interpolation des observations de terrain sur le maillage de calcul respectant le principe de conservation de la masse de fluide (méthode exposée dans le paragraphe 3.3.2.1).
- **< modèle vertical 1D >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise une formulation spécifique permettant de décrire complètement la structure verticale de l'atmosphère (la formulation la plus utilisée est basée sur la théorie de similitude de Monin-Obukhov, décrite dans le paragraphe 3.2.3.2).

6.2.1.6.1.3. *Modèle prognostique*

Lorsque le champ **< prognostique >** est sélectionné, nous utilisons les deux critères suivants pour caractériser le type de modélisation numérique proposé par le modèle :

- **< hydrostatique >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise une approximation d'équilibre hydrostatique pour résoudre les équations de conservation. Rappelons que cette approximation implique que les mouvements verticaux doivent rester petits devant les mouvements horizontaux. Les modèles météorologiques hydrostatiques ne sont donc pas adaptés pour décrire les champs météorologiques au-dessus de terrains très complexes (reliefs de montagne par exemple).
- **< incompressible >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise une approximation de fluide incompressible pour résoudre les équations de conservation. Dans ce cas, la masse volumique du fluide est considérée constante dans tout l'espace. Par opposition, lorsque ce critère n'est pas sélectionné, le modèle météorologique ne fait pas d'approximation de fluide incompressible ou bien utilise une approximation de fluide anélastique pour résoudre les équations de conservation (la masse volumique du fluide peut varier dans l'espace, sous l'effet de la stratification de l'atmosphère par exemple, mais pas sous l'effet de la vitesse de l'écoulement).

6.2.1.6.1.4. *Critères communs aux modèles diagnostique et prognostique*

Les critères suivants apportent des informations relatives aux maillages utilisés dans les modèles météorologiques diagnostique et prognostique :

- **< maillage imbriqué >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise des maillages imbriqués.
- **< maillage suivant le relief >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique utilise un maillage spécifique capable de suivre la topographie du sol.
- **< maillage des obstacles >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle météorologique prend en compte explicitement l'écoulement autour des obstacles.

6.2.1.6.2. *Les phénomènes météorologiques représentés*

6.2.1.6.2.1. *Prise en compte de la topographie du terrain*

Les critères suivants permettent de caractériser le type de relief pris en compte par le modèle météorologique :

- **< terrain plat homogène >** : ce critère est sélectionné pour des reliefs plats sans variation de la nature du sol (rugosité, ...).
- **< terrain plat non homogène >** : ce critère est sélectionné pour des reliefs plats avec une variation de la nature du sol.
- **< colline isolée de pente modérée >** : ce critère est sélectionné dans le cas d'une colline isolée de pente modérée comme on en rencontre dans des reliefs de plaines.
- **< vallée isolée de profondeur modérée >** : ce critère est sélectionné dans le cas d'une vallée isolée de profondeur modérée.
- **< collines et vallées modérées >** : ce critère est sélectionné dans le cas d'un ensemble de collines et de vallées de pentes douces caractéristiques des régions vallonnées.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **< relief de montagne >** : ce critère est sélectionné dans le cas d'un relief de montagne présentant en particulier des vallées profondes et des pentes abruptes.

6.2.1.6.2.2. *Prise en compte des obstacles*

Les critères présentés ci-après permettent de caractériser la prise en compte des obstacles par le modèle météorologique :

- **< rugosité >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets des obstacles sont pris en compte par une rugosité du sol.
- **< obstacle explicite >** : ce critère est sélectionné lorsque les obstacles sont explicitement pris en compte par le modèle météorologique.
- **< groupe d'obstacles >** : ce critère est sélectionné lorsque les effets d'un groupe d'obstacles sont modélisés par le modèle météorologique (modèle de porosité par exemple).

6.2.1.6.2.3. *Stratification atmosphérique*

Les critères suivants permettent de caractériser les différents effets relatifs à la stratification thermique de l'atmosphère, pris en compte par le modèle météorologique :

- **< atmosphère neutre >** : ce critère se rapporte au cas d'une atmosphère adiabatique.
- **< atmosphère stable >** : ce critère se rapporte au cas d'une atmosphère thermiquement stable.
- **< atmosphère convective >** : ce critère se rapporte au cas d'une atmosphère thermiquement instable.
- **< brise de vallée >** : ce critère se rapporte au cas spécifique des écoulements atmosphériques d'origine thermique en milieu montagneux.
- **< brise de mer >** : ce critère se rapporte au cas spécifique des écoulements atmosphériques d'origine thermique en bordure de mer ou tout autre grande surface d'eau (lac par exemple).
- **< îlot de chaleur urbain >** : ce critère se rapporte au cas spécifique des écoulements atmosphériques d'origine thermique en milieu urbain (différences thermiques entre les milieux ruraux et urbains).

6.2.1.6.2.4. *Modèle de sol*

Les critères suivants indiquent quels sont les modèles de sol implémentés dans le modèle météorologique :

- **< sol hétérogène >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle prend en compte différents types de sol.
- **< échange de chaleur >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle prend en compte les échanges de chaleur au niveau du sol.
- **< échange d'humidité >** : ce critère est sélectionné lorsque les échanges d'humidité au niveau du sol sont pris en compte (évaporation/condensation, flux dans le sol).

6.2.1.6.2.5. *Humidité atmosphérique*

Les critères suivants permettent de préciser quelles sont les différentes modélisations relatives à la présence d'eau dans l'atmosphère prises en compte par le modèle météorologique :

- **< atmosphère humide >** : ce critère est sélectionné lorsque l'humidité atmosphérique est pris en compte.
- **< microphysique des nuages >** : ce critère est sélectionné lorsque la microphysique des nuages est prise en compte.
- **< précipitations >** : ce critère est sélectionné lorsque les précipitations atmosphériques sont prises en compte.

6.2.1.7. Informations sur la validation du modèle

Les critères suivants permettent de spécifier le type de validation du modèle :

- **< aucune validation >** : ce critère est sélectionné lorsque aucune validation du modèle n'a été réalisée.
- **< validation en soufflerie >** : ce critère est sélectionné lorsque la validation du modèle a été réalisée en soufflerie.
- **< campagne de terrain >** : ce critère est sélectionné lorsque la validation du modèle a été réalisée au moyen de campagne de mesures sur le terrain.
- **< inter-comparaison de modèles >** : ce critère est sélectionné lorsqu'une inter-comparaison de modèles a été effectuée.

6.2.1.8. Informations sur les besoins informatiques

Dans cette partie, nous détaillons les besoins informatiques nécessaires en terme de matériel, système d'exploitation, langage de programmation, interfaces et temps de calcul.

6.2.1.8.1. Type de matériels

Les critères suivants permettent d'identifier le type de matériel sur lequel peut être porté le logiciel :

- **< PC >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle fonctionne sur un PC.
- **< Mac Intosh >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle fonctionne sur un Mac Intosh.
- **< station Unix >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle fonctionne sur une station de travail Unix.
- **< calcul // >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle fonctionne sur un calculateur parallèle.

6.2.1.8.2. Système d'exploitation

Les critères suivants permettent de spécifier le système d'exploitation sur lequel fonctionne le modèle :

- **< DOS >** : ce critère est sélectionné lorsque le système d'exploitation requis est MS-DOS.
- **< Windows >** : ce critère est sélectionné lorsque le système d'exploitation requis est MS-Windows.
- **< Linux >** : ce critère est sélectionné lorsque le système d'exploitation requis peut être Linux.
- **< Unix >** : ce critère est sélectionné lorsque le système d'exploitation requis est Unix.

6.2.1.8.3. Langage de programmation utilisé

Les critères suivants permettent de spécifier le langage de programmation utilisé pour le développement du modèle :

- **< Fortran >** : ce critère est sélectionné lorsque le langage de programmation utilisé est le Fortran.
- **< C >** : ce critère est sélectionné lorsque le langage de programmation utilisé est le C.
- **< autre langage >** : ce critère est sélectionné lorsqu'il s'agit d'un langage de programmation autre que le Fortran ou le C.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.2.1.8.4. *Interface utilisateur*

Les critères suivants permettent de spécifier le type d'interface utilisateur utilisé par le modèle :

- **< aucun (fichiers ASCII) >** : ce critère est sélectionné lorsque les données d'entrée et de sortie du modèle sont spécifiées sous forme de fichiers ASCII.
- **< intégrée >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle intègre une interface utilisateur plus conviviale que des fichiers ASCII.
- **< logiciel post traitement >** : ce critère est sélectionné lorsque le modèle utilise un logiciel externe de post traitement. Dans ce cas, et lorsque l'information est connue, le nom du logiciel est indiqué dans ce champ au format texte.

6.2.1.8.5. *Temps de calcul*

Les critères suivants permettent de spécifier une plage de temps nécessaire au calcul d'un scénario élémentaire. Les critères relatifs au temps de calcul sont donnés à titre indicatif car il est toujours très difficile d'extraire ce genre d'informations des documentations commerciales et techniques dans la mesure où la définition d'un scénario peut beaucoup varier d'une application à l'autre.

- **< <1s/scénario >** : ce critère est sélectionné lorsque le temps de calcul par scénario est inférieur à 1 seconde.
- **< <1mn/scénario >** : ce critère est sélectionné lorsque le temps de calcul par scénario est inférieur à 1 minute.
- **< <1heure/scénario >** : ce critère est sélectionné lorsque le temps de calcul par scénario est inférieur à 1 heure.
- **< >1heure/scénario >** : ce critère est sélectionné lorsque le temps de calcul par scénario est supérieur à 1 heure.

6.2.1.9. *Informations sur les modèles liés*

Certains modèles de dispersion atmosphérique intègrent ou peuvent être interfacés à d'autres modèles spécifiques développés dans un autre contexte (pré-processeur météorologiques, modèles météorologiques 3D, modèles de chimie, ...). Dans ce cas-là et dans la mesure du possible, nous avons renseigné un champ texte permettant de mentionner explicitement le nom de ces modèles comme indiqué ci-après :

- **< modèles liés >** : ce champ texte renseigne sur le nom et le type de modèles spécifiques utilisés.

6.2.1.10. *Références du modèle*

Dans ce champ texte, nous spécifions les principales références du modèle concernant en particulier des articles dans des revues scientifiques sur son développement, son utilisation et sa validation.

6.2.2. **RECENSEMENT DES MODELES**

6.2.2.1. *Introduction*

Les modèles présentés dans les paragraphes suivants ont été recensés dans la littérature scientifique et sur plusieurs sites internet qui inventorient des modèles de dispersion comme l'« Environment Protection Agency » aux Etats-Unis ou l'« European Environment Agency » en

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Europe. Pour chaque modèle présenté, nous avons également recherché les sites internet du concepteur afin de pouvoir récupérer les informations les plus récentes. L'ensemble des informations ainsi recueillies, nous a permis de construire une base de données sur les modèles dans laquelle nous avons essayé de renseigner au mieux les critères définis dans les paragraphes précédents.

Dans notre recherche, nous avons pris un spectre large dans le choix des modèles afin de bien mettre en évidence toute la diversité d'approches qui existe dans le domaine de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Les modèles ainsi retenus concernent donc autant des outils opérationnels que des modèles de recherche encore en développement dans les universités, des modélisations de l'échelle globale à l'échelle locale, etc. Il est cependant clair que l'inventaire que nous avons réalisé est loin d'être exhaustif et que les renseignements apportés nécessiteront une vérification auprès des auteurs.

6.2.2.2. Les modèles de l'Environmental Protection Agency

Le site internet consulté est celui du « Support Center for Regulatory Air Models » (SCRAM) de l'« Environmental Protection Agency » (EPA) qui se trouve à l'adresse suivante :

<http://www.epa.gov/scram001/>

Ce site constitue une source d'informations très complète sur les modèles de dispersion atmosphérique utilisés aux Etats-Unis pour répondre aux exigences réglementaires en matière de qualité de l'air. L'EPA met à jour régulièrement un guide sur les modèles de dispersion atmosphérique (EPA, 2001) qui comprend en particulier la liste des modèles recommandés par l'EPA ainsi que leurs conditions d'utilisation. Elle met également régulièrement à jour une liste de modèles alternatifs, susceptibles de remplacer les modèles « réglementaires » et provenant de diverses origines. La dernière mise à jour de ce guide s'est effectuée sur la base de la conférence internationale (« 7th Conference on Air Quality Modeling ») qui s'est tenue en juin 2000 à Washington. Ces mises à jour reposent en particulier sur les collaborations qu'entretient l'EPA avec la communauté scientifique (American Meteorological Society) et sur l'analyse de nouveaux modèles alternatifs. Les modèles de l'EPA sont libres d'accès. Ils peuvent être téléchargés à partir de l'adresse internet indiquée ci-dessus ainsi que l'ensemble de la documentation technique. Les programmes sources sont écrits en Fortran et ne disposent pas d'interfaces « utilisateur ». Il existe cependant des versions commerciales de la plupart de ces modèles, distribuées par des sociétés privées qui ont développé des interfaces beaucoup plus conviviales, ce qui facilite beaucoup leur utilisation. Parmi ces sociétés privées, on peut citer les suivantes :

- Lakes Environmental : <http://www.lakes-environmental.com/>
- Trinity Consultants : <http://www.aermod.com/default.htm>
- Pacific Environmental Services Inc. : <http://home.pes.com/disper.html>
- Air dispersion modeling Inc : <http://www.air-dispersion-model.com/html/air-quality.html>
- Earth Sciences Software : <http://www.rockware.com/catalog/pages/iscaermod.html>
- Bee-line software : <http://www.beeline-software.com/>
- Environmental Software and Services : <http://www.ess.co.at/AIRWARE/>

6.2.2.3. La base de données de l'European Environment Agency

Le site internet du consortium « European Topic Centre on Air Quality » (ETC) de l'« European Environment Agency » (EEA) se trouve à l'adresse suivante :

<http://155.207.20.121/mds/bin/allmodels>

L'ETC a constitué un inventaire de modèles de dispersion atmosphérique répondant à un large champ d'applications (changement climatique, effet de serre, pollution photochimique, pollution industrielle chronique et accidentelle, pollution urbaine, ...). Cette base de données donne une

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

description suffisamment détaillée des modèles pour qu'un utilisateur averti puisse choisir le modèle le mieux adapté à ces besoins. Elle comprend 99 modèles.

6.2.2.4. Les quelques autres sites

D'autres sites internet proposent également des inventaires de modèles que nous n'avons pas complètement exploités. Les adresses internet de ces différents sites sont les suivantes :

- Programme COST 615 "Database, Monitoring and Modelling of Urban Air Pollution"
http://www.mi.uni-hamburg.de/technische_meteorologie/cost/cost_615/index.html
- Shell Research Ltd. : http://www.hgssystem.com/user_guide/genintro.html
- Universität Freiburg, Meteorologisches Institut :
http://www.stadtklima.de/webklima/EN/E_1tools.htm
- Environmental Software and Services : <http://www.ess.co.at/GAIA/models/aria.htm>
- Office of the Federal Coordinator for Meteorological services and supporting research :
http://www.ofcm.gov/atd_dir/pdf/frontpage.htm

6.3. DESCRIPTION DES MODELES

Nous avons recensé à ce jour 82 modèles couvrant une large gamme d'étude du transport et de la dispersion de polluants atmosphériques. Cet inventaire de modèles n'est bien entendu pas exhaustif compte tenu du grand nombre de modèles existants dans le monde, provenant des laboratoires de recherche, des sociétés d'ingénierie, des industriels etc... A cela, il faut rajouter les projets associant un ensemble de modèles existants (modèle météorologique, modèle de dispersion, modèle de chimie, ...) pour constituer un nouveau modèle répondant à des objectifs précis, ou encore les filiations de modèles. Cet inventaire donne cependant un aperçu suffisamment large des outils actuellement disponibles pour répondre à la problématique de la modélisation du transport et de la dispersion des polluants atmosphériques. Les modèles recensés sont dans un premier temps classés en fonction des trois principaux types d'approche de modélisation de la dispersion retenue, à savoir, les modèles gaussiens, eulériens et lagrangien (chapitre 6.3). Dans un deuxième temps, nous présentons des tableaux de synthèse permettant de classer les modèles pour quelques uns des critères retenus précédemment (chapitre 06.4).

6.3.1. MODELES GAUSSIENS

6.3.1.1. Rappel des hypothèses et du champ d'application

Comme nous l'avons déjà décrit dans le paragraphe 2.3.1, les fondements théoriques des modèles gaussiens reposent sur la solution analytique gaussienne de l'équation d'advection-diffusion dans le cas d'un rejet ponctuel. Il est en effet possible, en effectuant un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, d'exprimer la distribution de concentration induite par un rejet instantané et ponctuel d'une masse de polluants connue par une relation gaussienne. A partir de cette relation, il est également possible d'exprimer l'évolution en fonction du temps des écarts-types de la distribution de concentration. Même si les hypothèses théoriques à l'origine de cette relation ne sont généralement pas complètement vérifiées, il a été constaté expérimentalement que cette relation gaussienne décrivait relativement bien le comportement d'un panache de polluants. Par contre, il est nécessaire de fournir une paramétrisation des écarts-types de dispersion au fur et à mesure de l'accroissement du panache. C'est en général par l'intermédiaire d'une paramétrisation empirique ou théorique des

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

écarts-types de dispersion que seront pris en compte les principaux phénomènes atmosphériques ou effets d'obstacles.

Les modèles gaussiens sont applicables dans un domaine compris entre quelques centaines de mètres de la source et des distances de l'ordre d'une cinquantaine de kilomètres. Ils peuvent reproduire sous certaines conditions des effets atmosphériques liés en particulier à la stratification thermique de l'atmosphère et des effets d'obstacles. Ils peuvent également reproduire des effets relatifs à la variabilité météorologique, soit explicitement à partir des mesures météorologiques, soit implicitement sur la base de paramétrisations de la turbulence atmosphérique. Ces modèles sont en général bien adaptés à l'étude d'un grand nombre de cas et répondent bien aux exigences réglementaires en terme de performances, de temps calcul et de coût d'utilisation. Dans l'inventaire qui suit, nous avons distingué les modèles de panache gaussien des modèles à bouffées gaussiennes.

6.3.1.2. Inventaire

6.3.1.2.1. Modèles de panache gaussien

ADMS	IFDM	RAM
AERMOD	ISC3	RIMPUFF
AEROPOL	ISC-PRIME	RPM-IV
ARIA IMPACT	LONGZ	SAFE-AIR
BLP	MODIM	SCSTER
CALINE3	OCD	SDM
CTDMPLUS	OML	SHORTZ
DISPERSION	PAL2.1	Simple Line-Source Model
ERT	PLUIMPLUS	STACKS
IBJplume	PLUVUE II	SYMOS97

Tableau 18 -Liste des modèles de panache gaussien.

6.3.1.2.2. Modèles à bouffées gaussiennes

CALPUFF	LED	SAFE-AIR
EPISODE	MTDDIS	SCIPUFF
INPUFF-U	PPM	SMOG

Tableau 19 -Liste des modèles à bouffées gaussiennes

6.3.2. MODELES NUMERIQUES EULERIENS TRIDIMENSIONNELS

6.3.2.1. Rappel des hypothèses et du champ d'application

Comme nous l'avons déjà décrit dans le paragraphe 2.3.3, les approches eulériennes sont basées sur une résolution numérique de l'équation d'advection-diffusion discrétisée en temps et espace. Ceci suppose que l'on associe à cette équation des conditions initiales en temps et des conditions aux limites du domaine spatial. Cela suppose également que l'on connaisse la vitesse et la turbulence en tout point du maillage choisi. En général, les champs de vitesse et de

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

turbulence sont obtenus en utilisant un modèle d'écoulement résolvant par une méthode eulérienne les équations du mouvement. Il est donc clair ici, que la qualité des résultats de concentration dépend du modèle de dispersion, mais également du modèle d'écoulement et plus particulièrement de la paramétrisation de la turbulence. Rappelons que les méthodes classiques de paramétrisation de la turbulence, utilisant un coefficient de diffusivité turbulente, sont mal adaptées au proche voisinage des sources. Les approches eulériennes demandent des temps de calcul relativement importants et nécessitent une résolution globale dans tout l'espace, même si l'on ne s'intéresse qu'à la concentration en quelques points. Elles ne sont par conséquent pas adaptées à l'étude d'un grand nombre de cas comme le nécessitent la plupart des études d'impact. Par contre, les approches eulériennes permettent de tenir compte de toute la complexité du champ de vitesse et de la cinétique des rejets. Elles permettent également pour une même espèce transportée, de traiter un grand nombre de sources sans pour cela augmenter le temps de calcul.

6.3.2.2. Inventaire

ADREA	HYPACT-RAMS	MODIM
ARIA LOCAL	IMSM	MOGUNTIA
ARIA REGIONAL	MAP	MUSE
CALGRID	MARS	REMOTA
CAMx	MEMO	TAPM
CFX-TASCflow	MERCURE	UAM-IV
Drag&Fly-AIR	METPHOMOD	UAM-V
EPISODE	METRAS	WINDVALLEY
FLUIDYN PANACHE	MIMO	WinMISKAM

Tableau 20 -Liste des modèles eulériens.

6.3.3. MODELES LAGRANGIENS

6.3.3.1. Rappel des hypothèses et du champ d'application

Comme nous l'avons décrit dans le paragraphe 2.3.2, les modèles lagrangiens sont basés sur l'observation du caractère apparemment aléatoire du mouvement des particules fluides et par conséquent de l'espèce polluante, dans un écoulement turbulent. Chaque particule passant par le point de rejet suit ainsi une trajectoire chaotique. Pour prévoir le comportement moyen d'un panache de polluants, il faut donc étudier les trajectoires d'un grand nombre de particules passant par la source et en effectuer une moyenne d'ensemble. Dans ces modèles lagrangiens, il est nécessaire d'avoir recours à des modélisations complémentaires pour pouvoir prendre en compte des parois, un gradient de turbulence et les fluctuations de concentration. Ces modèles ne permettent pas de traiter un grand nombre de sources (le temps de calcul est proportionnel au nombre de sources) et des séries temporelles trop longues. Il existe également des difficultés pour introduire la chimie. Par contre, ils sont très bien adaptés à toute la durée du rejet et notamment au proche voisinage de la source. Ils permettent de traiter des rejets instantanés ou continu, variable dans le temps ainsi que n'importe quel type d'écoulement.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.3.3.2. Inventaire

AUSTAL2000	IBJparticle	RADM
DIPCOT	LADM	SPRAY
FLEXPART	LASAT	TAMOS-D
FLUIDYN PANACHE	MAP	TAPM
HOTMAC / RAPTAD	MILORD	
HYPACT-RAMS	PPM	

Tableau 21 -Liste des modèles lagrangiens.

6.4. CLASSIFICATIONS SELON LES DIFFERENTS CRITERES

Dans les paragraphes suivants, nous proposons une classification des modèles par critère. La totalité des critères détaillés dans le paragraphe 6.2.1 n'a pas pu être retenue dans la mesure où la plupart des modèles n'ont pas pu être détaillés avec autant de finesse. La classification présentée repose donc essentiellement sur les critères les plus souvent documentés, sachant que les modèles insuffisamment renseignés en seront inévitablement exclus.

6.4.1. ECHELLES SPATIALES CONSIDEREES

La classification proposée pour les échelles spatiales couvrent l'ensemble des critères définis dans le paragraphe 6.2.1.2.3.1 (**< locale >** **< sub-méso >** **< régionale >** **< continentale >**). Rappelons ici, que la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques chroniques d'un site industriel concerne en général un domaine d'étude allant de la source jusqu'à une distance de l'ordre de 50 à 100 kilomètres. Les échelles spatiales concernées sont donc plutôt l'échelle locale et l'échelle urbaine.

6.4.1.1. Les échelles locales

Les échelles locales concernant des domaines inférieurs à 5 kilomètres. Les modèles que nous avons recensés dans cette catégorie sont placés dans le tableau ci-dessous.

ADMS	EPISODE	MARS	RIMPUFF
AERMOD	ERT	MEMO	SAFE-AIR
AEROPOL	FLUIDYN PANACHE	MERCURE	SCSTER
ARIA IMPACT	IBJodor	MIMO	SDM
ARIA LOCAL	IBJparticle	MODIM	SHORTZ
AUSTAL2000	IBJplume	OCD	Simple Line-Source
AUSTAL-PC	IBJpluris	OML	SMOG
BLP	IFDM	OND-86	SPRAY
CALINE3	INPUFF-U	OPANA	STACKS
CALPUFF	ISC3	PAL2.1	SYMOS97
CFX-TASCflow	ISC-PRIME	PLUIMPLUS	TAPM
CTDMPLUS	LADM	PLUVUE II	WINDVALLEY
DIPCOT	LASAT	PPM	WinMISKAM
DISPERSION	LONGZ	RADM	
Drag&Fly-AIR	MAP	RAM	

Tableau 22 -Liste des modèles adaptés à l'échelle locale.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

6.4.1.2. Les échelles sub-méso

Les échelles sub-méso concernent des domaines de l'ordre de 50 kilomètres. Dans cette catégorie de modèles, nous retrouvons généralement une partie des modèles des échelles locale et régionale. Les modèles que nous avons recensés dans cette catégorie sont placés dans le tableau ci-dessous.

ADMS	Drag&Fly-AIR	MERCURE	SCIPUFF
ADREA	EPISODE	METPHOMOD	SCSTER
AERMOD	FLUIDYN PANACHE	METRAS	SDM
AEROPOL	HOTMAC / RAPTAD	MIMO	SHORTZ
ARIA IMPACT	IBJparticle	MODIM	SMOG
ARIA REGIONAL	IBJplume	MTDDIS	SPRAY
AUSTAL2000	IFDM	OCD	STACKS
AUSTAL-PC	ISC3	OML	SYMOS97
BLP	ISC-PRIME	OND-86	TAPM
CALINE3	LADM	OPANA	UAM-IV
CALPUFF	LASAT	PPM	UAM-V
CAMx	LONGZ	RADM	WINDVALLEY
CTDMPLUS	MAP	RAM	WinMISKAM
DIPCOT	MARS	RIMPUFF	
DISPERSION	MEMO	SAFE-AIR	

Tableau 23 - Liste des modèles adaptés à l'échelle sub-méso.

6.4.1.3. Les échelles régionales

Les échelles régionales concernent des domaines de l'ordre de 500 à 1000 kilomètres. Les modèles développés à cette échelle sont en général orientés vers l'étude du transport, de la dispersion et des transformations chimiques des polluants atmosphériques au niveau d'une région (formation et transport de l'ozone troposphérique, pluie acide, ...). Ils prennent souvent en compte la topographie du terrain et les obstacles sont en général modélisés par une rugosité au niveau du sol. Les modèles que nous avons recensés dans cette catégorie sont placés dans le tableau ci-dessous.

ADREA	HOTMAC / RAPTAD	MEMO	REMOTA
ARIA REGIONAL	HYPACT-RAMS	MERCURE	RIMPUFF
AUSTAL2000	IMSM	METPHOMOD	SCIPUFF
CALGRID	LADM	METRAS	SPRAY
CALPUFF	LASAT	MM5	TAPM
CAMx	LED	MTDDIS	UAM-IV
DIPCOT	MAP	MUSE	UAM-V
EPISODE	MARS	OPANA	

Tableau 24 - Liste des modèles adaptés à l'échelle régionale.

6.4.1.4. Les échelles continentales

Les échelles continentales ou globales ne rentrent pas directement dans le cadre de cette étude et les informations présentées ici sont données à titre indicatif. Ces échelles concernent des

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

distances caractéristiques supérieures à 1000 kilomètres. Les écoulements atmosphériques à cette échelle sont principalement associés aux phénomènes synoptiques. Les modèles développés dans ce domaine s'intéressent donc principalement aux transports et aux transformations chimiques des polluants sur de grandes distances. Ils concernent en particulier le transport d'espèces radioactives à grande échelle dont un triste exemple est l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl. Ils sont également orientés vers l'étude des changements climatiques (réchauffement de la planète par exemple). Les principaux modèles 3D sont CTMK (Royal Netherlands Meteorological Institute), ECHAM (Wageningen University), EMEP/MSC-W (Norwegian Meteorological Institute), IMAGES (Belgian Institute for Space and Aeronomy), MOGUNTIA (Stockholm University), STOCHEM (UK Met Office), 3D OSLO (University of Oslo).

Parmi les modèles retenus dans cette étude, certains peuvent être utilisés à cette échelle. La liste des modèles est donnée ci-dessous.

FLEXPART	MILORD	SCIPUFF
IMSM	MM5	
LED	MOGUNTIA	

Tableau 25 - Liste des modèles adaptés à l'échelle continentale.

6.4.2. ECHELLES TEMPORELLES CONSIDEREES

Dans ce paragraphe, nous allons distinguer les modèles capables de traiter des situations sur le court terme, typiquement de l'ordre de l'heure, des modèles répondant à des situations plutôt sur le long terme, typiquement de l'ordre de l'année. Il est bien entendu que les modèles « courts termes » peuvent apporter des informations moyennes ou des percentiles sur des périodes plus longues, d'une année voire plus. Le problème sous jacent est souvent le temps de calcul, notamment pour des approches eulériennes.

Les modèles de type « court terme » sont reportés dans le tableau ci-dessous.

ADMS	Drag&Fly-AIR	METPHOMOD	RPM-IV
ADREA	EPISODE	METRAS	SAFE-AIR
AERMOD	ERT	MILORD	SCIPUFF
AEROPOL	FLUIDYN PANACHE	MIMO	SCSTER
ARIA IMPACT	HOTMAC / RAPTAD	MM5	SDM
ARIA LOCAL	HYPACT-RAMS	MODIM	SHORTZ
ARIA REGIONAL	IBJparticle	MTDDIS	Simple Line-Source Model
AUSTAL2000	IMSM	MUSE	SMOG
AUSTAL-PC	INPUFF-U	OCD	SPRAY
BLP	ISC3	OML	STACKS
CALGRID	ISC-PRIME	OND-86	TAPM
CALINE3	LADM	PAL2.1	UAM-IV
CALPUFF	LASAT	PLUVUE II	UAM-V
CAMx	LED	PPM	WINDVALLEY
CFX-TASCflow	MAP	RADM	WinMISKAM
CTDMPLUS	MARS	RAM	
DIPCOT	MEMO	REMOTA	
DISPERSION	MERCURE	RIMPUFF	

Tableau 26 - Liste des modèles de type « court terme ».

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Les modèles de type « long terme » sont reportés dans le tableau ci-dessous.

LONGZ	PLUIMPLUS	SYMOS97
-------	-----------	---------

Tableau 27 -Liste des modèles de type « long terme ».

6.4.3. PHENOMENES PRIS EN COMPTE

6.4.3.1. Les effets de relief

La prise en compte du relief dans l'ensemble des modèles recensés est spécifiée dans le Tableau 28 ci-après en regard des différents types de modélisation. Un premier critère intitulé *Critère global*, permet de spécifier globalement si le modèle tient compte du relief. En général, il existe deux méthodes distinctes pour tenir compte du relief. Une première méthode qui consiste à modéliser l'écoulement au-dessus du relief (intitulée *champ météo* dans le Tableau 28). Une deuxième méthode qui consiste à reproduire les effets du relief sur le champ de dispersion sans modéliser l'écoulement (intitulée *Modèle spécifique* dans le Tableau 28). Ces deux méthodes présentent une assez forte corrélation avec le type de modèle, sans toutefois constituer une règle absolue. Les modèles gaussiens sont souvent associés à un modèle spécifique capable de paramétrer les effets d'un relief idéalisé simple (une colline, une vallée) au moyen de critères bien identifiés comme par exemple le rapport entre la hauteur du rejet et celle du relief. Mais ils peuvent aussi être associés à des modèles météorologiques de type diagnostique qui permettent de décrire le champ d'écoulement au-dessus d'un relief simplifié. Les modèles eulériens et lagrangiens sont le plus souvent associés à des champs météorologiques obtenus par des modèles de types pronostique ou diagnostique. Mais ils peuvent également s'appuyer sur des modèles spécifiques internes.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte du relief		
	Gaussien	Eulérien	Lagrangien	Critère global	Champ météo	Modèle spécifique
ADMS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ADREA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
AERMOD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
AEROPOL	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ARIA IMPACT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ARIA LOCAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ARIA REGIONAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
AUSTAL2000	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
AUSTAL-PC	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
BLP	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALGRID	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALINE3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CAMx	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CFX-TASCflow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CTDMPLUS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
DIPCOT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DISPERSION	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Drag&Fly-AIR	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
EPISODE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ERT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLEXPART	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLUIDYN PANACHE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HOTMAC / RAPTAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HYPACT-RAMS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJodor	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJparticle	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJplume	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJpluris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IFDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IMSM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INPUFF-U	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC-PRIME	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
LADM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LASAT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LED	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LONGZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
MAP	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte du relief		
	Gaussien	Eulérien	Lagrangien	Critère global	Champ météo	Modèle spécifique
MARS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
MEMO	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MERCURE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
METPHOMOD	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
METRAS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MILORD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MIMO	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MM5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
MODIM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MOGUNTIA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
MTDDIS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MUSE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
OCD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ODO-FMI	nd	nd	nd	nd	nd	nd
OML	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OND-86	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
OPANA	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PAL2.1	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PLUIMPLUS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
PLUVUE II	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PPM	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RADM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RAM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
REMOTA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
RIMPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RPM-IV	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SAFE-AIR	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SCIPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd
SCSTER	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
SDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SHORTZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Simple Line-Source Model	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SMOG	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SPRAY	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
STACKS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	nd
SYMOS97	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
TAMOS-D	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
TAPM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UAM-IV	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UAM-V	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UDM-FMI	nd	nd	nd	nd	nd	nd
WINDVALLEY	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte du relief		
	Gaussien	Eulérien	Lagrangien	Critère global	Champ météo	Modèle spécifique
WinMISKAM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd

Tableau 28 - Prise en compte du relief dans l'ensemble des modèles recensés en regard des différents types de modélisation (option sélectionnée, option non sélectionnée, nd option non définie).

Dans le tableau ci-après, nous spécifions les modèles identifiés comme pouvant prendre en compte des effets de relief de montagne.

ADREA	HOTMAC / RAPTAD	MERCURE	MM5
CALPUFF	LASAT	METPHOMOD	TAPM
EPISODE	MAP	METRAS	

Tableau 29 - Liste des modèles prenant en compte des reliefs de montagne.

6.4.3.2. Les effets d'obstacles

La prise en compte des obstacles dans l'ensemble des modèles recensés est spécifiée dans le Tableau 30 ci-après en regard des différents types de modélisation. Un premier critère intitulé *Critère global*, permet de spécifier globalement si le modèle tient compte des obstacles. Comme dans le cas de la prise en compte des reliefs, il existe deux méthodes distinctes pour tenir compte de l'effet des obstacles sur le champ de dispersion. Une première méthode qui consiste à modéliser complètement l'écoulement autour des obstacles (intitulée *champ de vent* dans le Tableau 30). Une deuxième méthode qui consiste à reproduire l'effet des obstacles sur le champ de dispersion par un *modèle spécifique* (dilution initiale du panache, source virtuelle, ...).

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte des obstacles		
	Gaussien	Eulérien	Lagrangien	Critère global	Champ de vent	Modèle spécifique
ADMS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ADREA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
AERMOD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
AEROPOL	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ARIA IMPACT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ARIA LOCAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ARIA REGIONAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	<input type="checkbox"/>
AUSTAL2000	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
AUSTAL-PC	nd	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
BLP	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CALGRID	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALINE3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CALPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CAMx	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
CFX-TASCflow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CTDMPLUS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DIPCOT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DISPERSION	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte des obstacles		
	Gaussien	Eulérien	Lagrangien	Critère global	Champ de vent	Modèle spécifique
PPM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RADM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RAM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
REMOTA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RIMPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RPM-IV	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
SAFE-AIR	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
SCIPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SCSTER	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SHORTZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Simple Line-Source Model	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SMOG	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SPRAY	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
STACKS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
SYMOS97	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
TAMOS-D	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
TAPM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
UAM-IV	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UAM-V	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UDM-FMI	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
WINDVALLEY	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
WinMISKAM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Tableau 30 - Prise en compte des obstacles dans l'ensemble des modèles recensés en regard des différents types de modélisation (option sélectionnée, option non sélectionnée, option non définie).

6.4.3.3. Les effets de la stratification atmosphérique

Dans le Tableau 31 ci-après, nous avons placé des informations relatives à la prise en compte des effets de la stratification atmosphérique dans les modèles, toujours en regard des différents types de modélisation. D'une manière générale, rappelons que les effets de la stratification thermique dans les modèles sont pris en compte par les coefficients de diffusion (écarts-types de dispersion pour les modèles gaussiens, diffusivité turbulente pour les modèles eulériens, temps lagrangien pour les modèles lagrangiens). Dans le cas des modèles gaussiens, nous avons distingué les coefficients de dispersion définis par classe (première génération de modèle) de ceux définis continûment (modèles gaussiens de nouvelle génération). Nous avons également spécifié dans ce tableau, les principaux phénomènes physiques reproduits par les modèles en relation avec la stratification thermique de l'atmosphère (brise de mer et effets liés à la couche d'inversion).

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte de la stratification thermique			Principaux phénomènes physiques reproduits			
	Gaussien	eulérien	lagrangien	Champ météo 3D	Paramétrisation des coefficients de dispersion		Brise de mer	Effets liés à la couche d'inversion		
					classe	continu		réflexion	pénétration	fumigation
ADMS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ADREA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
AERMOD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
AEROPOL	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
ARIA IMPACT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ARIA LOCAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd
ARIA REGIONAL	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
AUSTAL2000	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
AUSTAL-PC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BLP	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALGRID	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
CALINE3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
CAMx	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
CFX-TASCflow	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CTDMPLUS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DIPCOT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd
DISPERSION	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd
Drag&Fly-AIR	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EPISODE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd
ERT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLEXPART	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
FLUIDYN PANACHE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
HOTMAC / RAPTAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
HYPACT-RAMS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd
IBJodor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
IBJparticle	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
IBJplume	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
IBJpluris	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
IFDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
IMSM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
INPUFF-U	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
ISC3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC-PRIME	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LADM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>
LASAT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd
LED	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Types de modélisation			Prise en compte de la stratification thermique			Principaux phénomènes physiques reproduits			
	Gaussien	eulérien	lagrangien	Champ météo 3D	Paramétrisation des coefficients de dispersion		Brise de mer	Effets liés à la couche d'inversion		
					classe	continu		réflexion	pénétration	fumigation
TAPM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
UAM-IV	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
UAM-V	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
UDM-FMI	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
WINDVALLEY	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd
WinMISKAM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd

Tableau 31 - Prise en compte de la stratification thermique de l'atmosphère dans les modèles recensés en regard des types de modélisation (option sélectionnée, option non sélectionnée, nd option non définie).

6.4.3.4. Bilan des autres phénomènes physiques pris en compte

Dans le Tableau 32 suivant, nous avons rassemblé des informations relatives aux différents phénomènes physiques reproduits par les modèles, autres que ceux relatifs aux terrains complexes (relief et obstacles) et à la stratification de l'atmosphère. Les phénomènes physiques représentés ici sont les phénomènes de dépôts au sol (dépôt sec, dépôt humide, particules), la chimie, la visibilité des panaches (panache de condensation par exemple), les fluctuations atmosphériques, souvent associées au problème d'odeurs et les situations de vent calme.

ACRONYME	Dépôts		Particules	Chimie		Visibilité des panaches	Fluctuations atmosphériques	Vent calme
	Sec	Humide		panache	atmosph.			
ADMS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ADREA	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
AERMOD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
AEROPOL	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd
ARIA IMPACT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ARIA LOCAL	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd	nd	nd
ARIA REGIONAL	nd	nd	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd
AUSTAL2000	nd	nd	nd	nd	nd	nd	<input type="checkbox"/>	nd
AUSTAL-PC	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BLP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALGRID	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALINE3	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	nd
CAMx	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	<input type="checkbox"/>
CFX-TASCflow	nd	nd	nd	nd	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CTDMPLUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DIPCOT	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DISPERSION	nd	nd	nd	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Drag&Fly-AIR	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	<input checked="" type="checkbox"/>	nd	nd	nd

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Dépôts		Particules	Chimie		Visibilité des panaches	Fluctuations atmosphériques	Vent calme
	Sec	Humide		panache	atmosph.			
EPISODE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ERT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLEXPART	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLUIDYN PANACHE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
HOTMAC / RAPTAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
HYPACT-RAMS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJodor	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJparticle	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJplume	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJpluris	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IFDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IMSM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INPUFF-U	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
ISC-PRIME	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
LADM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LASAT	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LED	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LONGZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MAP	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MARS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MEMO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MERCURE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
METPHOMOD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
METRAS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MILORD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MIMO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MM5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MODIM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MOGUNTIA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MTDDIS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MUSE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OCD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ODO-FMI	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OML	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OND-86	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OPANA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PAL2.1	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PLUIMPLUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PLUVUE II	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PPM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Accessibilité du logiciel			Coût de la licence		
	Libre	Contrôlé	Commerciale	Gratuite	<7500 € HT	>7500 € HT
AUSTAL-PC	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
BLP	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALGRID	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALINE3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CALPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CAMx	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CFX-TASCflow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CTDMPLUS	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DIPCOT	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
DISPERSION	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Drag&Fly-AIR	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
EPISODE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ERT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLEXPART	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
FLUIDYN	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PANACHE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HOTMAC / RAPTAD	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
HYPACT-RAMS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJodor	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJparticle	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJplume	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IBJpluris	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IFDM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
IMSM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
INPUFF-U	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC3	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ISC-PRIME	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LADM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LASAT	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
LED	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
LONGZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MAP	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MARS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MEMO	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MERCURE	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
METPHOMOD	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
METRAS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MILORD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MIMO	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MM5	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MODIM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MOGUNTIA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
MTDDIS	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

ACRONYME	Accessibilité du logiciel			Coût de la licence		
	Libre	Contrôlé	Commerciale	Gratuite	<7500 € HT	>7500 € HT
MUSE	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OCD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
ODO-FMI	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OML	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OND-86	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
OPANA	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PAL2.1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PLUIMPLUS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PLUVUE II	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PPM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RADM	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RAM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
REMOTA	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RIMPUFF	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
RPM-IV	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SAFE-AIR	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SCIPUFF	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SCSTER	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SDM	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SHORTZ	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Simple Line-Source Model	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SMOG	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SPRAY	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
STACKS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
SYMOS97	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
TAMOS-D	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
TAPM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UAM-IV	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UAM-V	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
UDM-FMI	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
WINDVALLEY	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
WinMISKAM	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Tableau 33 - Informations sur l'accessibilité des logiciels et le coût de la licence d'utilisation (option sélectionnée, option non sélectionnée, option non définie).

7. INVENTAIRES DES CAS TESTS

7.1. GENERALITES

L'utilisation des cas tests présente un intérêt à plusieurs niveaux :

- *Au niveau du développement des modèles* : il est indispensable pour le développement des modèles d'identifier les processus physiques prépondérants pour le transport et la dispersion des polluants dans le contexte spécifique à étudier. Il est également indispensable de déterminer la sensibilité des paramètres d'influence du problème posé. Pour cela, il faut avoir recours à des expériences bien documentées avec en particulier une bonne connaissance des paramètres d'entrée.
- *Au niveau de la validation des modèles* : une fois le modèle opérationnel, il est nécessaire de le valider sur des applications pour lesquelles il a été développé. Dans ce contexte, il existe en fonction des applications, des exercices de validation qui permettent la validation proprement dite des modèles mais également leur inter-comparaison. Rappelons ici que la principale difficulté rencontrée lorsque l'on compare des résultats de calcul avec des mesures expérimentales de terrain repose sur le fait que les modèles ne reproduisent pas les processus stochastiques de la dispersion atmosphérique mais prédisent plutôt des moyennes d'ensemble. Les comparaisons entre modèles et données de terrain doivent donc obligatoirement tenir compte de cette difficulté.
- *Au niveau de l'utilisation des modèles* : de manière générale, la mise en œuvre opérationnelle d'un modèle pour répondre à un problème spécifique (étude réglementaire par exemple) n'est pas faite par un spécialiste de la dispersion atmosphérique. Il est alors utile d'avoir recours à des cas tests, pas trop éloignés des problèmes à traiter, pour permettre la formation des modélisateurs et pour acquérir une sensibilité suffisante quant aux paramètres importants.

De nombreuses bases de données expérimentales obtenues soit en soufflerie, soit par des campagnes de mesure sur le terrain existent déjà dans la littérature scientifique et couvrent un large spectre d'applications. Dans les paragraphes suivants, nous proposons un inventaire des principales bases de données existantes.

7.1.1. OBJECTIFS

Dans le cadre de ce projet, le premier objectif à réaliser était de recenser les bases de données existantes et disponibles dans la littérature scientifique, qui permettront par la suite de constituer un ensemble de cas tests répondant au problème posé. Le deuxième objectif, était d'identifier les principaux critères à retenir pour la définition des cas tests qui serviront à l'évaluation des modèles retenus mais également à la formation des modélisateurs. Un troisième objectif, sera de déterminer précisément les besoins spécifiques des industriels en matière d'expériences, non totalement couverts par les bases de données existantes.

7.1.2. CRITERES RETENUS POUR L'INVENTAIRE DES BASES DE DONNEES

Compte tenu du très grand nombre d'expériences de dispersion ou de mesures de pollution réalisées dans le passé, il est nécessaire d'effectuer une sélection pour ne retenir que celles ayant un intérêt direct pour la dispersion de rejets industriels chroniques. Pour cela, nous nous

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

sommes appuyés sur les résultats de l'enquête réalisée auprès des industriels pour définir des critères de sélection.

7.1.2.1. Champ d'application

- *Les échelles spatiales* : on prendra prioritairement en compte les échelles locales et urbaines (distances jusqu'à 50 à 100 kilomètres).
- *Les échelles temporelles* : on considérera le court (mesures horaires par exemple) et le long terme (mesures annuelles).
- *Les grandeurs mesurées* : principalement les mesures de concentration moyenne et les fluctuations de concentration.

7.1.2.2. Terrain complexe

- *Relief* : Tous les types de relief seront à prendre en compte, en champ proche comme en champ plus lointain. Le plus souvent, les effets de relief sont à rapprocher des conditions d'écoulement atmosphérique (force et direction du vent, stratification thermique de l'atmosphère, ...). Il sera donc recherché des situations de dispersion sur relief pour différentes configurations de stabilité thermique de l'atmosphère.
- *Obstacles* : une analyse plus détaillée des différentes configurations de bâti des sites industriels devra être effectuée afin d'en identifier les principaux critères de caractérisation des conditions de dispersion à l'émission en présence des bâtiments. Cette première analyse permettra d'orienter la recherche de cas tests vers des situations génériques déjà étudiées en soufflerie ou vers des expériences de terrain ou en encore vers la définition de nouvelles expériences en soufflerie ou sur le terrain.

7.1.2.3. Conditions de rejet

- *Type de rejet* : on considérera des cas de rejets collectés (cheminées basses et en altitude) et d'émissions diffuses (évaporation de nappe, fuites, ...).
- *Emplacement des rejets* : on prendra en compte des situations de rejet interagissant avec un environnement complexe (cheminée sur un site industriel par exemple).
- *Nature de rejet* : gaz et particules.
- *Polluants* : SO₂, NO_x, COV, benzène, métaux lourds, ...
- *Conditions de rejet* : surhauteur cinématique et thermique.

7.2. INVENTAIRE DES BASES DE DONNEES EXISTANTES

7.2.1. SOURCE DES DONNEES

Nous avons principalement recensé des sites internet qui proposaient un inventaire des bases de données existantes. L'intérêt de ces bases de données est d'être déjà orientées vers la validation des modèles de dispersion atmosphérique et pour la plupart de proposer des méthodes d'évaluation des modèles. Il existe bien entendu beaucoup d'autres sources de

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

données dans la littérature scientifique capables de répondre à la validation des modèles. On peut par exemple citer toutes les expériences en soufflerie ou en cuve de convection réalisées par l'EPA qui ont contribué en particulier au développement de la plupart des modèles recommandés par l'EPA au Etats-Unis. Ces expériences se sont notamment intéressées aux problèmes de rabattement de panache, de surhauteur de panache, de pénétration des panaches dans la couche d'inversion, ...

7.2.1.1. European Commission – Joint Research Centre

La commission européenne a constitué une base de données expérimentales orientée vers la validation des modèles de transport, de dispersion et de chimie atmosphérique pour des applications réglementaires ou de recherche. La base de données intitulée « Datasets for Atmospheric Modelling (DAM) » se trouve à l'adresse suivante :

<http://rtmod.ei.jrc.it/~dam/index.htm>

Les différents jeux de données sont classés par ordre alphabétique. Chaque jeu de données est décrit sommairement (acronyme, localisation, organisme, période des essais, mots clés, description, bibliographie, adresse internet du site des données, personne à contacter et disponibilité des données). Les données rapportées dans cette base ne sont cependant pas toujours disponibles en ligne.

7.2.1.2. National Environmental Research Institute (NERI – Denmark)

En 1991, la communauté européenne a décidé de lancer une activité visant à accroître la collaboration et la standardisation des modèles de dispersion atmosphérique pour les applications réglementaires. Les modèles de nouvelle génération commençaient en effet à faire leur apparition et il était nécessaire d'organiser de façon coordonnée leur développement et leur validation. Pour cela, il a été décidé d'organiser une série de workshop « *Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes* » pour promouvoir et étendre l'utilisation des modèles de nouvelle génération. De cette initiative a résulté la constitution d'une base de données « Model Validation Kit » pour la validation de ces nouveaux modèles. Cette base de données regroupe en particulier les résultats de quatre expériences (Kincaid, Copenhagen, Lillestrøm et Indianapolis), d'un logiciel pour l'évaluation des modèles et propose une méthodologie d'évaluation. Elle peut être obtenue gratuitement sur simple demande. Pour cela, il faut consulter le site internet suivant :

<http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/harmoni.htm>

7.2.1.3. Université de Hamburg

L'université de Hamburg a constituée plusieurs bases de données regroupant une compilation des principaux résultats d'essais obtenus en soufflerie pouvant être utilisées pour la validation des modèles de dispersion. L'adresse internet du site internet est la suivante :

http://www.mi.uni-hamburg.de/technische_meteorologie/windtunnel/reports_data.htm

7.2.2. EXPERIENCES DE TERRAIN

Les bases de données déjà recensées sont :

- DOPPTEX : rejet passif au sol et en hauteur. Mesures horaires de concentration entre 1 et 61 km en aval du rejet.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- Geysers California (USA) : rejet au sol dans une vallée. Mesures de concentration au sol entre 0,9 et 6 km en aval du rejet.
- Karlsruhe (Allemagne) : rejet passif à 160 m et 195 m de haut. Mesures de concentration au sol en aval du rejet.
- Model Validation Kit :
 - Kincaid (USA) : rejet à 187 m de haut en zone rurale. Mesures horaires de concentration au sol entre 3 et 20 km en aval du rejet.
 - Copenhagen (Danemark) : rejet à 115 m de haut en zone résidentielle. Mesures de concentration au sol entre 2 et 6 km en aval du rejet.
 - Lillestrom (Norvège) : rejet à 36 m de haut en zone résidentielle. Mesures quart horaires de concentration au sol entre 0 et 1 km en aval du rejet.
 - Indianapolis (USA) : rejet à 84 m de haut. Mesures horaires de concentration au sol entre 0,25 et 12 km en aval du rejet.

7.2.3. EXPERIENCES EN SOUFFLERIE

Les bases de données déjà recensées sont :

- CEDVAL (Compilation of Experimental Data for Validation of Micro Scale Dispersion Models), University de Hamburg
 - Obstacle isolé
 - Alignement d'obstacles
- Expériences de Castro et Robins, Cermak et Meroney sur la dispersion au voisinage d'obstacles

7.2.4. BESOINS FUTURS EN MATIERE DE BASES DE DONNEES POUR L'EVALUATION DES MODELES

Les besoins futurs en matière d'expériences de validation seront dégagés à partir de l'inventaire complet des bases de données existantes.

8. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Le projet global proposé sur une période de l'ordre de 3 ans avait comme objectifs initiaux de réaliser un état de l'art sur la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques des rejets industriels, d'évaluer les modèles sur des cas tests représentatifs de situations industrielles bien identifiées et d'étudier quelques cas génériques des situations les plus courantes. Le travail de la première année avait donc comme objectif de réaliser un état de l'art dans ce domaine. Il a consisté en particulier à introduire les bases théoriques nécessaires à la compréhension des processus physiques relatifs à la dispersion atmosphérique et à leur modélisation, et à établir un état des connaissances scientifiques actuelles. Ce travail a également permis d'établir un inventaire et une classification de modèles de dispersion, sur la base des documentations générales disponibles en particulier sur internet, un bilan des situations industrielles à prendre en compte ainsi qu'un premier inventaire des cas tests.

8.1. PARTIE THEORIQUE

Dans les chapitres 2 à 4, nous avons rappelé les éléments théoriques essentiels à la compréhension des processus de transport et de dispersion des polluants atmosphériques dans la basse atmosphère. Le chapitre 2 avait pour objet de présenter les phénomènes physiques, les concepts théoriques et les techniques de modélisation relatifs à la dispersion turbulente. Le problème de la dispersion turbulente a été abordé ici d'un point de vue général, dans un contexte plus large que celui de la dispersion atmosphérique. Ce chapitre a notamment permis d'introduire les notions d'advection et de diffusion d'une substance dans un écoulement fluide. Il a également permis d'introduire les principales approches de modélisation de la dispersion turbulente : les modèles gaussiens, les modèles eulériens, les modèles lagrangiens et la modélisation physique sur maquette en laboratoire. Le chapitre 3 avait pour objet de rappeler quelques notions de météorologie locale, sur un sol plat, sur un relief et en présence d'obstacles. La dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel à cette échelle, est due principalement à l'action du vent et de la turbulence qui transportent et diluent ces polluants. Afin de pouvoir comprendre les mécanismes de dispersion atmosphérique, il était donc nécessaire de rappeler et de décrire les caractéristiques de l'atmosphère et des principaux phénomènes météorologiques. Enfin, le chapitre 4 avait pour objet de présenter un résumé des connaissances théoriques et empiriques sur la dispersion de matière dans les écoulements atmosphériques. Il s'agissait ici de bien comprendre le rôle joué par les différents phénomènes physiques mis en jeu dans la dispersion atmosphérique d'un panache de polluants.

Cette partie théorique donne une description relativement complète des principaux phénomènes physiques qui se trouvent derrière le problème de la modélisation de la dispersion atmosphérique à des échelles locales. Elle donne également une description relativement détaillée des principaux types de modélisation mis en œuvre pour traiter du transport et de la dispersion des polluants dans l'atmosphère, tout en rappelant les principales hypothèses, approximations et limitations des différentes méthodes.

Cet exposé théorique pourrait encore être enrichi par la suite en introduisant tout au long du texte ou dans un autre document, des exemples concrets et des calculs pratiques d'ordre de grandeur sur des configurations réelles. Pour cela, il faudrait réaliser une sélection des situations réelles sur la base des informations fournies par les tuteurs industriels (approfondissement de l'enquête débutée sur cette première année) et des cas tests disponibles dans la littérature (acquisition des données). Il faudrait également disposer des outils de modélisation retenus en collaboration avec les tuteurs industriels pour réaliser des comparaisons entre les différentes approches et acquérir une sensibilité suffisante sur le type d'outil à mettre en œuvre pour répondre à un problème précis. Ce travail permettra en particulier d'établir un lien direct entre la théorie sur la dispersion atmosphérique et la pratique d'utilisation des modèles sur des cas concrets.

8.2. BILAN DES SITUATIONS A MODELISER

Les principaux résultats de l'enquête menée auprès des tuteurs industriels montrent que l'on doit prendre en compte une grande diversité de situations à modéliser (effets de bâtiment, de relief, de la stratification de l'atmosphère, de dépôt, ...). Toutefois, le domaine d'étude reste inférieur à une centaine de kilomètres et les temps caractéristiques se rapportent autant à l'étude des fluctuations de concentration (odeurs) qu'à des moyennes horaires et annuelles. Les motivations des études de dispersion correspondent à la demande réglementaire (besoin de modèles opérationnels capables de traiter un grand nombre de situations), mais aussi à des demandes plus spécifiques (plaintes, dimensionnement des installations, ...) qui peuvent éventuellement s'appuyer sur des modélisations plus performantes. Les modèles mis en œuvre concernent le plus souvent des approches semi-empiriques de type gaussien.

Les attentes des tuteurs industriels par rapport à cette étude concernent plus particulièrement une meilleure compréhension des différents phénomènes physiques agissant sur le transport et la dispersion des polluants et des différentes modélisations à utiliser en fonction du problème à traiter. Il est également ressorti des discussions un besoin de disposer d'approches de modélisation qui soient agréées par le Ministère chargé de l'Environnement.

Les situations à modéliser devront être définies plus précisément en collaboration avec les tuteurs industriels en particulier afin de répondre le plus directement et le plus efficacement possible à leurs attentes.

8.3. INVENTAIRE DES MODELES

L'inventaire des modèles de dispersion atmosphérique réalisé dans le cadre de cette étude a permis de recenser 82 modèles. Cet inventaire est loin d'être exhaustif, mais il regroupe tout de même un éventail assez large de types de modèles. La recherche a été orientée dans un premier temps vers des organismes reconnus au niveau mondial qui recommandent dans leur pays d'origine un certain nombre de modèles ou de méthodes de modélisation (Environment Protection Agency, Finnish Meteorological Institute, TNO. ...) Dans un deuxième temps, nous avons orienté nos recherches vers des bases de données déjà constituées (European Protection Agency, Office of the Federal Coordinator for Meteorological Services and Supporting Research, ...), puis dans un troisième temps vers les organismes de recherche, grandes écoles et université. La description de chaque modèle recensé a été réalisée sur la base des documentations obtenues sur internet et au moyen d'un ensemble de critères permettant en particulier de décrire les types de modélisation, le champ d'application, les principaux phénomènes physiques pris en compte et un ensemble de renseignements administratifs. Les informations ainsi recueillies ont été rassemblées dans une fiche par modèle (document annexe intitulé : « Fiches de présentation des modèles de dispersion atmosphérique »). Des tableaux de synthèses ont également été présentés afin de regrouper l'ensemble des modèles recensés dans différentes catégories (champ d'application, prise en compte des phénomènes physiques, ...). La classification des modèles proposée dans ce rapport, ne consistait pas à les ranger du meilleur au moins bon, mais plutôt d'identifier clairement sur quel type de modélisation ils s'appuient, quel est leur domaine d'application, et quels sont les principaux phénomènes physiques qu'ils sont capables de reproduire.

Rappelons que l'un des objectifs de cette étude était de proposer quelques modèles à retenir pour une évaluation plus détaillée par la suite. L'inventaire réalisé sur la base des documentations disponibles sur internet a permis d'effectuer une classification grossière des 82 modèles recensés en fonction des critères retenus. Malheureusement, il sera très certainement difficile dans l'état actuel de cet inventaire, de sélectionner pour chaque critère, les modèles qui sont les plus représentatifs et les plus performants. Afin de réaliser tout de même une première sélection de modèles, nous proposons la démarche suivante :

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

- **Sélection de quelques modèles d'ancienne génération** : l'objectif ici est de conserver un état de référence représentatif des études passées qui constituera un point de départ de l'évaluation des modèles sur des cas tests. L'objectif est également de conserver le savoir-faire actuel des industriels et des bureaux d'études pour permettre une évaluation directe des gains et des avantages liés à l'utilisation de modèles plus évolués. Le choix de modèles d'ancienne génération portera en particulier sur des modèles gaussiens utilisant des paramétrisations des écarts-types de dispersion par classes (Doury, Pasquill, ...).
- **Sélection de quelques modèles de référence** : il existe un certain nombre de modèles qui sont explicitement recommandés par des organismes officiels pour répondre à des situations particulières de dispersion atmosphérique. C'est en particulier le cas des modèles recommandés par l'EPA (AERMOD, CALPUFF, CALINE3, ...). Nous proposons donc d'en retenir quelques uns qui répondront en particulier directement à des situations typiques retenues.
- **Sélection de quelques modèles représentés au niveau national** : nous proposons de retenir les modèles commercialisés et supportés techniquement en France, les plus utilisés dans le cadre des applications industrielles concernant cette étude. L'intérêt ici réside surtout dans le fait de pouvoir bénéficier d'un support technique et d'un prestataire implanté au niveau national. Le choix portera sur des modèles comme ADMS-3, ARIA-IMPACT ou dans un type différent, DRAG&FLY, FLUIDYN-PANACHE, ARIA-LOCAL, ...
- **Sélection de quelques modèles de nouvelle génération ou de recherche** : des modèles gaussiens de nouvelles générations sont déjà utilisés pour des études industrielles (ADMS-3, AERMOD, ...) ou dans le domaine du nucléaire (modèle Franco-Allemand). Ils en existent d'autres qui sont le plus souvent encore en développement dans les organismes de recherche et qui permettront à terme de prendre mieux en compte certains phénomènes (champ très proche des sources, fluctuations, vent calme, chimie atmosphérique ...). On peut par exemple citer les modèles TAPM, LADM (CSIRO en Australie), METPHOMOD (EPFL en Suisse), PPM de Peter de Haan, ... L'objectif ici est de disposer de modèles capables de répondre à des situations de dispersion particulières non encore ou mal pris en compte dans les modèles actuels et d'assurer une veille scientifique et technique sur le développement des modèles de nouvelle génération adaptés à ce contexte d'études industrielles.

8.4. INVENTAIRES DES CAS TESTS

Dans cette étude, nous avons précisé les différents critères à retenir pour sélectionner par la suite des expériences de terrain ou sur maquette qui serviront de cas tests pour évaluer les modèles. Nous avons également réalisé un premier inventaire des bases de données existantes et identifié les différents cas répondant aux critères sélectionnés. Les données contenues dans ces bases de données peuvent pour la plupart être obtenues sur simple demande (Model Validation Kit par exemple). D'autres expériences pourront être recherchées par la suite dans la littérature scientifique.

Le choix définitif des cas tests devra se faire sur la base des modèles sélectionnés et des situations à modéliser.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

9. REFERENCES

Barker, C. D., 1982. *A virtual source model for building wake dispersion in nuclear safety calculations*. Central Electricity Generating Board, Report TPRD/B/0072/N82, 1-27.

Barry, P. J., 1964. *Estimation of downwind concentration of airborne effluents discharged in the neighbourhood of buildings*. Atomic Energy of Canada Limited, Report No. AECL-2043.

Blumen, W., 1990. *Atmospheric processes over complex terrain*. Meteorological Monographs Vol. 23, N° 45, American Meteorological Society, Boston.

Briggs, G. A., 1969. Plume rise, AEC Critical Review Series, US Department of Commerce, USAEC Report TID-25075.

Briggs, G. A., 1973. *Diffusion estimation for small emissions*. Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory 1973 Annual Report, NOAA, 83-145.

Briggs, G. A., 1984. *Plume rise and buoyancy effects*. In Atmospheric Science and Power Production, NTIS report.

Briggs, G. A., 1985. Analytical parameterizations of diffusion: the convective boundary layer. *J. Climate Appl. Meteor.*, 24, 1167-1186.

Businger, J. A., Wyngaard, J. C., Izumi, Y., et Bradley, E. F., 1971. Flux-profile relationships in the atmospheric surface layer. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 28, 181-189.

Carissimo, B., 2001. *Preliminary numerical simulations of the Mock Urban Setting Test (MUST)*. Technical Report of the George Mason University.

Carruthers, D. J., 1994. ADMS Technical specification. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

Charnock, H., 1955. Wind stress on a water surface, *Quart. J. Rot. Met. Soc.*, 81, 639.

Corrsin, S., 1953. Remarks on turbulent heat transfer, *Proceedings of the Iowa Thermodynamics symposium*, University of Iowa, Iowa City, 5-30.

Davenport, A. G., 1963. The relationship of wind structure to wind loading. in *Proceedings of a Conference on Wind Effects on Buildings and Structures*, National Physical Laboratory, Great Britain, 54-83.

Davidson, M. J., Snyder, W. H., Lawson, R. E., et Hunt, J. C. R., 1996. Wind tunnel simulations of plume dispersion through groups of obstacles. *Atmos. Env.*, 30 - 22, 3715-3731.

De Haan, P., 1999. *Studies on short-range air pollution modeling*. PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology Zurich.

Deardorff, J. W., 1970. A numerical study of the three-dimensional turbulent channel flow at large Reynolds Numbers. *J. Fluid Mech.*, 41 - 2, 453-480.

Durbin, P. A., 1980. A stochastic model of two-particle dispersion and concentration fluctuations in homogeneous turbulence. *J. Fluid Mech.*, 100, 279-302.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Durbin, P. A., 1983. *Stochastic differential equations and turbulent dispersion*. NASA Reference Publication 1103.

EPA, 2001. *Guideline on Air Quality Models*. Part 51, Appendix W – 40 CFR Ch. (7-1-01 Edition), Environmental Protection Agency.

Ferrara, V. et Cagnetti, P., 1980. *A simple formula for estimating airborne concentrations downwind of buildings for discharges near ground level*. CEC seminar on radioactive releases and their dispersion in the atmosphere following a hypothetical reactor accident, RISO, Denmark.

Fisher, B. E. A., Erbrink, J. J., Finardi, S., Jeannet, P., Joffre, S., Morselli, M. G., Pechinger, U., Seibert, P. et Thomson, D. J., 1998. *Harmonisation of the pre-processing of meteorological data for atmospheric dispersion models*. COST Action 710 – Final report.

Gandemer, J. et Guyot, A., 1976. *Intégration du phénomène vent dans la conception du milieu bâti. Guide méthodologique et conseils pratiques*. Ministère de l'équipement.

Gandemer, J. et Guyot, A., 1981. *La protection contre le vent. Aérodynamique des brise-vent et conseils pratiques*. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment.

Garratt, J. R., 1992. *The atmospheric boundary layer*. Cambridge Atmospheric and Space Science Series.

Gifford, F. A., 1959. Statistical properties of a fluctuating plume dispersion model. *Advances in Geophysics*, 6, 117-137.

Gifford, F. A., 1960. Atmospheric dispersion calculations using the generalized gaussian plume model. *Nuclear Safety*, 2, 56-59.

Grimmond, C. S. B., et Oke, T. R., 1999. Aerodynamic properties of urban areas derived from analysis of surface form. *J. Applied Meteorol.*, 38, 1262-1292.

Healy, J. W., 1984. *Radioactive cloud dose calculations*. In Atmospheric Science and Power Production, NTIS report.

Holland, T. Z., 1953. *A meteorological Survey of the Oak Ridge Area*. USAEC Report ORO-99-554.

Holtstag, A. A. M., et van Ulden, A. P., 1983. A simple scheme for daytime estimates of the surface fluxes from routine weather data. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 22 - 4, 517-529.

Hosker, R. P., 1984. *Flow and diffusion near obstacles*. In Atmospheric Science and Power Production, NTIS report.

Hosker, R. P., 1985. Flow around isolated structure and building clusters: a review. *ASHRAE Transactions*.

Huber, A. H. et Snyder, W. H., 1982. Wind tunnel investigation of the effects of a rectangular-shaped building on dispersion of effluents from short adjacent stacks. *Atmospheric Environment*, 16, 2837-2848.

Humphries, W. et Vincent, J. H., 1976a. An experimental investigation of the detention of airborne smoke in the wake bubble behind a disk. *J. Fluid Mech.*, 73, 453-464.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Humphries, W. et Vincent, J. H., 1976b. Experiments to investigate transport processes in the near wake of disks in turbulent air flow. *J. Fluid Mech.*, 75, 737-749.

Hunt, J. C. R., 1974. Wakes behind buildings. *Aeronautical Research Council's Atmospheric Environment Committee Meeting*.

Hunt, J. C. R., 1985. Turbulent diffusion from sources in complex flows. *Ann. Rev. Fluid Mech.*, 17, 447-485.

Hunt, J. C. R., Leibowich, S. et Richards, K. J., 1988a. Turbulent shear flow over hills. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 114, 1435-1470.

Hunt, J. C. R., Richards, K. J. et Brighton, P. W. M., 1988b. Stably stratified flow over low hills. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 114, 859-886.

Hunt, J. C. R., Kaimal, J. C., et Gaynor, J. E., 1988c. Eddy structure in the convective boundary layer – new measurements and new concepts. *Quart. Jour. of Roy. Met. Soc.*, 114, 827-858.

Hussain, M. et Lee, B. E., 1980. *An investigation of wind forces on three dimensional roughness elements in a simulated atmospheric boundary layer flow. Part II: flow over a large arrays of identical roughness elements and the effect of frontal and side aspect ratio variations*. Dept. of Build. Sce, Univ. of Sheffield.

Irwin, J. S., 1999. Statistical evaluation of centerline concentration estimates by atmospheric dispersion models. *Int. J. Environment and Pollution*.

Isnard, O., 1999. *Dispersion atmosphérique en présence de groupes d'obstacles*. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Lyon.

Jackson, P. S. et Hunt, J. C. R., 1975. Turbulent wind flow over a low hill. *J. Fluid Mech.*, 929, 929-955.

Kaimal, J. C. et Finnigan, J. J., 1994. *Atmospheric boundary layer flows. Their structure and measurement*. Oxford University Press.

Kaplan, H. et Dinar, N., 1996. A lagrangian dispersion model for calculating concentration distribution within a built-up domain. *Atmospheric Environment*, 30, 4197-4207.

Landsberg, H. E., 1981. *The urban climate*. Int. Geophys. Series, 28, 275 pp.

Launder, B. E., et Spalding, D. B., 1972. *Mathematical models of turbulence*. Academic Press, London.

Legg, B. J., et Raupach, M. R., 1982. Markov-chain simulation of particle dispersion in inhomogeneous flows: the mean drift velocity induced by a gradient in eulerian velocity variance. *Boundary-Layer Meteorol.*, 24, 3-13.

Luhar, A. K., Hibberd, M. F. et Borgas, M. S., 2000. A skewed meandering plume model for concentration statistics in the convective boundary layer. *Atmospheric Environment*, 34, 3599-3616.

MacDonald, R. W., Griffiths, R. F., et Hall, D. J., 1998. A comparison of results from scaled field and wind tunnel modelling of dispersion in arrays of obstacles. *Atmos. Env.*, 32 - 22, 3845-3862.

Macdonald, R.W., Carter, S., Slawson, P.R., 2000-a. *Measurements of mean velocity and turbulence statistics in simple obstacle arrays at 1 :200 scale*. Thermal fluids Report 2000-1.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Monin, A. S., et Yaglom, A. M., 1971. *Statistical Fluid Mechanics*. MIT Press, Cambridge.

Moore, D. J., 1976. Calculation of ground level concentration for different sampling periods and source locations. *Atmospheric Pollutions*, Elsevier, Amsterdam, 5160.

Nieuwstadt, F. T. M., et Tennekes, H., 1981. A rate equation for the nocturnal boundary layer height. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 38, 1418-1428.

Nikuradse, J., 1933. Strömungsgesetze in rauhen Rohren. *Forschg. Arb. Ing.-Wes.*, 361.

O'Brien, J. J., 1970. A note on the vertical structure of the eddy exchange coefficient in the planetary boundary layer. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 27, 1213-1215.

Oke, T. R., 1979. *Review of urban climatology*. 1973 – 1976. WMO T.N. n° 169.

Oke, T. R., 1988. Street design and urban canopy layer climate. *Energy and buildings*, 11, 103-113.

Panofsky, H. A., Tennekes, H., Lenschow, D. H., et Wyngaard, J. C., 1977. The characteristics of turbulent velocity components in the surface layer under convective conditions. *Boundary-Layer Meteorol.*, 11, 355-361.

Pasquill, F., et Smith, F. B., 1983. *Atmospheric diffusion*. third. John Wiley & sons.

Perkins, R. J., Fung, J. C. H. et Hunt, J. C. R., 1991. *Simulation of dispersion in the deep ocean – An application of the Cloud Dispersion Model*. Report to SAIC Bellevue Washington.

Raupach, M. R., Thom, A. S., et Edwards, I., 1980. A wind-tunnel study of turbulent flow close to regularly arrayed rough surfaces. *Boundary-Layer Meteorol.*, 18, 373-397.

Redelsperger, J. L., et Sommeria, G., 1981. Méthode de représentation de la turbulence d'échelle inférieure à la maille pour un modèle tridimensionnel de convection nuageuse. *Boundary-Layer Meteorol.*, 21 - 4, 509-530.

Roberts, O. F. T., 1923. The theoretical scattering of smoke in a turbulent atmosphere. *Proc. R. Soc. Lond.*, Ser. A, 104, 640-654.

Robins, A. et McHugh, C., 1999. Development and evaluation of the ADMS building effects module. *6th Int. Conf. on Harmo. within Atmos. Disp. Modell. for Regul. Purposes*, Rouen France.

Schiller, L. et Nauman, A. Z., 1933. *Ver. Deut. Ing.*, pp 318-320.

Sehmel, G. A., 1980. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment*, 14, 983-1011.

Sehmel, G. A., 1984. *Deposition and resuspension*. In *Atmospheric Science and Power Production*, NTIS report.

Seinfeld, J. H., 1986. *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*. John Wiley & Sons.

Slinn, W. G. N., 1984. *Precipitation scavenging*. In *Atmospheric Science and Power Production*, NTIS report.

Smolarkiewicz, P. K. et Rotunno, R., 1989. Low Froude number past three dimensional obstacles. Part I: Baroclinically generated lee vortices. *J. Atmos. Sci.*, 46, 1154-1164.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Soulhac, L., 2000. *Modélisation de la dispersion atmosphérique à l'intérieur de la canopée urbaine. Thèse de doctorat*, Ecole Centrale de Lyon.

Soulhac, L., Mejean, P. et Perkins, R. J., 2001. *Prise en compte simplifiée du bâti dans les modélisations 3D*, École Centrale de Lyon – DER/EDF.

Stull, R. B., 1988. *An introduction to boundary layer meteorology*. Kluwer Academic Publishers.

Taylor, G. I., 1921. Diffusion by continuous movements. *Proc. London Math. Soc. Ser.*, 2, 196.

Tennekes, H. et Lumley, J. L., 1973. *A first course in turbulence*. MIT Press.

Thomson, D. J., 1990. A stochastic model for the motion of particle pairs in isotropic high Reynolds number turbulence, and its application to the problem of concentration variance. *J. Fluid Mech.*, 210, 113-153.

Turner, D. B., 1967. *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. Public Health Service.

Underwood, B. Y., 1985. The modelling of gravitational settling in the assessment of the consequences of accidental releases of radioactivity. *CEC Report EUR 10097 EN*

Van der Hoven, I., 1957. Power spectrum of horizontal wind speed in the frequency range from 0.0007 to 900 cycles per hour. *J. Meteorol.*, 14, 150-154.

Venkatram, A., Strimaitis, D., et Dicristofaro, D. 1984. A semiempirical model to estimate vertical dispersion of elevated releases in the stable boundary layer. *Atmos. Env.*, 18 – 5, 923-928.

Vincent, J. H., 1977. Model experiments on the nature of air pollution transport near buildings. *Atm. Env.*, 11, 765-774.

Walmsley, J. L., 1989. Internal boundary-layer height formulae – A comparison with atmospheric data, *Boundary Layer Meteorol.*, 47, 251-262.

Weil, J. C., 1985. Updating applied diffusion models. *J. Climate Appl. Meteorol.*, 24 - 11, 1111-1130.

Wieringa, J., 1993. Representative roughness parameters for homogeneous terrain. *Boundary Layer Meteorol.*, 63, 323-363.

Wilson, D. J., 1979. Flow patterns over flat-roofed building and application to exhaust stack design. *ASHRAE Transactions*, 85, 284-295.

Yee, E., Chan, R., Kosteniuk, P. R., Chandler, G. M., Biltoft, C. A. et Bowers, J. F., 1994. Incorporation of internal fluctuations in a meandering plume model of concentration fluctuations. *Boundary Layer Meteorology*, 67, 11-39.

10. ANNEXE 1 : SOLUTIONS ANALYTIQUES DE L'EQUATION D'ADVECTION-DIFFUSION

Considérons le problème de diffusion turbulente de Fick modélisée par l'équation d'advection-diffusion :

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{\mathbf{u}} \cdot \nabla \bar{c} = K \Delta \bar{c} + \bar{S} \quad (8.1)$$

dans laquelle la diffusivité turbulente K est supposée constante. La résolution de cette équation dépend du champ de vitesse $\bar{\mathbf{u}}$. Nous présentons quelques solutions exactes du problème dans le cas d'un fluide au repos ($\bar{\mathbf{u}} = 0$) et d'un fluide en mouvement uniforme ($\bar{\mathbf{u}} = U \cdot \mathbf{i}_x$).

10.1. SOLUTIONS POUR UN FLUIDE AU REPOS

10.1.1. FLUIDE AU REPOS – SOURCE PONCTUELLE – REJET INSTANTANE

Une quantité Q de polluants est rejetée à l'instant $t = 0$ à l'origine du repère. La concentration est fournie par :

$$\bar{c}(x, y, z, t) = \frac{Q}{8[\pi t]^{3/2} \sqrt{K_x K_y K_z}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ K_x, K_y \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.2)$$

L'équation précédente est la solution de base de l'équation d'advection-diffusion. Toutes les solutions suivantes sont obtenues par intégration dans le temps ou dans l'espace de cette relation. La formulation équivalente utilisant les écarts-types est :

$$\bar{c}(x, y, z) = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ \sigma_x, \sigma_y \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.3)$$

10.1.2. FLUIDE AU REPOS – SOURCE PONCTUELLE – REJET CONTINU

A partir de l'instant $t = 0$, une source de débit Q émet à l'origine du repère. Le passage d'un rejet instantané à un rejet continu s'effectue par intégration en fonction du temps. On obtient ainsi :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Q}{4\pi\sqrt{K_x K_y K_z} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}}} \operatorname{erfc} \left[-\frac{1}{2\sqrt{t}} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}} \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/s} \\ K_x, K_y \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.4)$$

A l'état stationnaire, la répartition spatiale de concentration est :

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{4\pi\sqrt{K_x K_y K_z} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}}} \quad (8.5)$$

La formulation équivalente utilisant les écarts-types, obtenue en supposant que $\sigma_i = \sqrt{2K_i t}$, est :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Qt}{2\pi\sigma_x\sigma_y\sigma_z \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}}} \operatorname{erfc} \left[-\frac{1}{\sqrt{2}} \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}} \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/s} \\ \sigma_x, \sigma_y \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ t \text{ en s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.6)$$

10.1.3. FLUIDE AU REPOS – SOURCE LINEIQUE INFINIE SELON Y – REJET INSTANTANE

Une certaine quantité de polluants est rejetée à l'instant $t = 0$ le long d'une ligne infinie définie par ($x = z = 0$). On note Q la masse de polluants rejetée par unité de longueur. Pour calculer le champ de concentration, on intègre la solution 8.2 selon la direction y . La distribution de la concentration dans l'espace est alors fournie par :

$$\bar{c}(x,z,t) = \frac{Q}{4\pi t \sqrt{K_x K_z}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m} \\ K_x \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.7)$$

La formulation équivalente utilisant les écarts-types est :

$$\bar{c}(x,z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad \text{avec} \quad \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m} \\ \sigma_x \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.8)$$

10.1.4. FLUIDE AU REPOS – SOURCE LINEIQUE INFINIE SELON Y – REJET CONTINU

A partir de l'instant $t = 0$, une source linéique de débit Q , placée sur la droite ($x = z = 0$), émet en continu. Le champ de concentration est fourni par la relation :

$$\bar{c}(x,z,t) = \frac{Q}{4\pi\sqrt{K_x K_z}} E_1 \left[\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m/s} \\ K_x \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.9)$$

où E_1 est la fonction exponentielle intégrale d'ordre un. En raison de l'absence d'advection, cette solution ne converge jamais vers un état stationnaire, si bien que la concentration augmente indéfiniment dans le domaine. Il existe une forme simplifiée de cette solution, obtenue pour des temps de diffusion importants :

$$\bar{c}(x,z,t) \approx \frac{Q}{4\pi\sqrt{K_x K_z}} \left\{ \ln \left[\frac{4t}{\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z}} \right] - \gamma \right\} \text{ si } \frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z} \right) \ll 1 \quad (8.10)$$

où γ est la constante d'Euler ($\gamma \approx 0,577$). Les formulations équivalentes utilisant les écarts-types, obtenues en supposant que $\sigma_i = \sqrt{2K_i t}$, sont :

$$\bar{c}(x,z,t) = \frac{Qt}{2\pi\sigma_x\sigma_z} E_1 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m/s} \\ \sigma_x \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ t \text{ en s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.11)$$

$$\bar{c}(x,z,t) \approx \frac{Qt}{2\pi\sigma_x\sigma_z} \left\{ \ln \left[\frac{2}{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}} \right] - \gamma \right\} \text{ si } \frac{1}{2} \left(\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \ll 1 \quad (8.12)$$

10.2. SOLUTIONS POUR UN FLUIDE EN ECOULEMENT UNIFORME

10.2.1. ECOULEMENT UNIFORME – SOURCE PONCTUELLE – REJET INSTANTANE

Une quantité Q de polluants est rejetée à l'instant $t = 0$ à l'origine du repère. Le champ de concentration est obtenu de façon triviale, à partir de la relation 8.2, en advectant le centre de la bouffée à la vitesse U :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Q}{8[\pi t]^{3/2} \sqrt{K_x K_y K_z}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{(x-Ut)^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ U \text{ en m/s} \\ K_x, K_y \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.13)$$

La formulation équivalente utilisant les écarts-types est :

$$\bar{c}(x,y,z,t) = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-Ut)^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ U \text{ en m/s} \\ \sigma_x, \sigma_y \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ t \text{ en s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.14)$$

10.2.2. ECOULEMENT UNIFORME – SOURCE PONCTUELLE – REJET CONTINU

Une source ponctuelle de débit Q émet en continu à l'origine du repère. Le champ de concentration s'écrit :

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{4\pi \sqrt{K_x K_y K_z} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}}} \exp \left[-\frac{U}{2\sqrt{K_x}} \left(\sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}} - \frac{x}{\sqrt{K_x}} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ U \text{ en m/s} \\ K_x, K_y \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.15)$$

Il existe une forme simplifiée de cette équation, obtenue lorsque l'on néglige la diffusion longitudinale (selon x) devant la diffusion transversale et l'advection :

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{4\pi x \sqrt{K_y K_z}} \exp \left[-\frac{U}{4x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \text{ si } \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \ll \frac{x^2}{K_x} \quad (8.16)$$

Les formulations équivalentes utilisant les écarts-types, obtenues en supposant que $\sigma_i = \sqrt{2K_i t}$, sont :

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi \frac{U}{x} \sigma_x \sigma_y \sigma_z \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}}} \exp \left[-\frac{x}{\sigma_x} \left(\sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}} - \frac{x}{\sigma_x} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg} \\ U \text{ en m/s} \\ \sigma_x, \sigma_y \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ x, y \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.17)$$

$$\bar{c}(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \text{ si } \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \ll \frac{x^2}{\sigma_x^2} \quad (8.18)$$

10.2.3. ECOULEMENT UNIFORME – SOURCE LINEIQUE INFINIE SELON Y – REJET INSTANTANE

Une certaine quantité de polluants est rejetée à l'instant t = 0 le long d'une ligne infinie définie par (x = z = 0). On note Q la masse de polluants rejetée par unité de longueur. L'évolution de la concentration dans l'écoulement est fournie par :

$$\bar{c}(x,z,t) = \frac{Q}{4\pi t \sqrt{K_x K_z}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{(x-Ut)^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m} \\ U \text{ en m/s} \\ K_x \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ t \text{ en s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.19)$$

La formulation équivalente utilisant les écarts-types est :

$$\bar{c}(x,z,t) = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-Ut)^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m} \\ U \text{ en m/s} \\ \sigma_x \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ t \text{ en s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.20)$$

10.2.4. ECOULEMENT UNIFORME – SOURCE LINEIQUE INFINIE SELON Y – REJET CONTINU

Une source linéique de débit Q placée sur la droite (x = z = 0) émet en continu. Le champ de concentration est décrit par :

$$\bar{c}(x,z) = \frac{Q}{2\pi\sqrt{K_x K_z}} \exp \left[\frac{Ux}{2K_x} \right] K_0 \left[\frac{U}{2\sqrt{K_x}} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z}} \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m/s} \\ U \text{ en m/s} \\ K_x \text{ et } K_z \text{ en m}^2/\text{s} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.21)$$

où K_0 est une fonction de Bessel modifiée d'ordre zéro. Il existe une forme simplifiée de cette équation, obtenue lorsque l'on néglige la diffusion longitudinale (selon x) devant la diffusion transversale et l'advection :

$$\bar{c}(x,z) = \frac{Q}{2\sqrt{\pi U K_x}} \exp \left[-\frac{Uz^2}{4K_x x} \right] \text{ si } \begin{cases} \frac{U}{2\sqrt{K_x}} \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{z^2}{K_z}} \gg 1 \\ \frac{x^2}{K_x} \gg \frac{z^2}{K_z} \end{cases} \quad (8.22)$$

Les formulations équivalentes utilisant les écarts-types, obtenues en supposant que $\sigma_x = \sqrt{2K_x t}$ et $U = x / t$, sont :

$$\bar{c}(x,z) = \frac{Qx}{\pi U \sigma_x \sigma_z} \exp \left[\frac{x^2}{\sigma_x^2} \right] K_0 \left[\frac{x}{\sigma_x} \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}} \right] \text{ avec } \begin{cases} \bar{c} \text{ en kg/m}^3 \\ Q \text{ en kg/m/s} \\ U \text{ en m/s} \\ \sigma_x \text{ et } \sigma_z \text{ en m} \\ x \text{ et } z \text{ en m} \end{cases} \quad (8.23)$$

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

$$\bar{c}(x,z) = \frac{Q}{\sqrt{2\pi U \sigma_z}} \exp\left[-\frac{1}{2} \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right] \quad \text{si} \quad \begin{cases} \frac{x}{\sigma_x} \sqrt{\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}} \gg 1 \\ \frac{x^2}{\sigma_x^2} \gg \frac{z^2}{\sigma_z^2} \end{cases} \quad (8.24)$$

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

11. ANNEXE 2 : PARAMETRISATION DES ECARTS-TYPES DE DIFFUSION

11.1. PARAMETRISATION DE PASQUILL

La paramétrisation de Pasquill-Turner repose sur une description des écarts-types à l'aide de lois empiriques qui dépendent de la distance par rapport à la source (mesurée dans la direction du vent). Ces lois sont fournies pour différentes classes de stabilité, définies dans le Tableau 11.

Classe de stabilité de Pasquill	s_y (m)	s_z (m)
A	$0,573 x^{0,858}$	$10+0,000998 x^{1,89}$
B	$0,334 x^{0,889}$	$0,048 x^{1,11}$
C	$0,205 x^{0,903}$	$0,119 x^{0,915}$
D	$0,128 x^{0,908}$	$0,108 x^{0,822}$
E	$0,091 x^{0,914}$	$0,135 x^{0,745}$ si $x < 1000$ m $-126+52,5 x^{0,15}$ si $x \geq 1000$ m
F	$0,064 x^{0,908}$	$0,094 x^{0,727}$ si $x < 1000$ m $-17+3,77 x^{0,306}$ si $x \geq 1000$ m

11.2. PARAMETRISATION DE BRIGGS

La paramétrisation de Briggs est basée sur la caractérisation de la stabilité de l'atmosphère à l'aide des classes de Pasquill. De plus, cette paramétrisation distingue deux niveaux de rugosité de la surface : le sol rural et le sol urbain. Les écarts-types sont paramétrés en fonction de la distance parcourue par le panache dans la direction du vent :

Classe de stabilité de Pasquill	s_y (m)	s_z (m)
Dispersion en milieu rural		
A	$0,22 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,20 x$
B	$0,16 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,12 x$
C	$0,11 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,08 x (1+0,0002x)^{-0,5}$
D	$0,08 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,06 x (1+0,0015x)^{-0,5}$
E	$0,06 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,06 x (1+0,0003x)^{-1}$
F	$0,04 x (1+0,0001x)^{-0,5}$	$0,016 x (1+0,0003x)^{-1}$
Dispersion en milieu urbain		
A-B	$0,32 x (1+0,0004x)^{-0,5}$	$0,24 x (1+0,001x)^{0,5}$
C	$0,22 x (1+0,0004x)^{-0,5}$	$0,20 x$
D	$0,16 x (1+0,0004x)^{-0,5}$	$0,14 x (1+0,0003x)^{-0,5}$
E-F	$0,11 x (1+0,0004x)^{-0,5}$	$0,08 x (1+0,0015x)^{-0,5}$

Les relations précédentes sont valables pour x compris entre 100 m et 10000 m.

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

11.3. PARAMETRISATION DE DOURY

La paramétrisation de Doury distingue deux classes de diffusion des polluants dans l'atmosphère :

- **La diffusion normale**, correspondant à un gradient vertical de température $\gamma < -5^\circ\text{C}/\text{km}$.
- **La diffusion faible**, correspondant à un gradient vertical de température $\gamma \geq -5^\circ\text{C}/\text{km}$.

Les écarts-types de diffusion sont alors décrits en fonction du temps de transit des polluants depuis la source :

$$\sigma_y = (A_h t)^{k_h} \quad \text{et} \quad \sigma_z = (A_z t)^{k_z}$$

avec en diffusion normale :

Temps de rejet (s)	A_h	A_z	k_h	k_z
0 à 240	0,405	0,42	0,859	0,814
240 à 3280	0,135	1	1,130	0,685
3280 à 97000	0,135	20	1,130	0,500
97000 à 508000	0,463	20	1,000	0,500
508000 à 1300000	6,5	20	0,824	0,500
> 1300000	200000	20	0,500	0,500

et en diffusion faible :

Temps de rejet (s)	A_h	A_z	k_h	k_z
0 à 240	0,405	0,20	0,859	0,500
240 à 97000	0,135	0,20	1,130	0,500
97000 à 508000	0,463	0,20	1,000	0,500
508000 à 1300000	6,5	0,20	0,824	0,500
> 1300000	200000	0,20	0,500	0,500

11.4. PARAMETRISATION DE BROOKHAVEN

La paramétrisation du Brookhaven National Laboratory est basée sur des classes de stabilité analogues à celles de Pasquill et exprime les écarts-types de diffusion en fonction de la distance à la source :

Classe de stabilité de Pasquill	s_y (m)	s_z (m)
A-B	$0,745 x^{0,91}$	$0,763 x^{0,91}$
C	$0,946 x^{0,86}$	$0,868 x^{0,86}$
D	$1,463 x^{0,78}$	$1,006 x^{0,78}$
E-F	$2,298 x^{0,71}$	$0,445 x^{0,71}$

12. ANNEXE 3 – QUESTIONNAIRE ADRESSE AUX INDUSTRIELS

Enquête relative à la caractérisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel

Nom de l'industriel :	Date :
-----------------------	--------

Motivations de l'étude

- Réglementaires (études d'impact, ...)
- Techniques (dimensionnement, modifications d'installation, ...)
- Plaintes (nuisances olfactives, brouillard, ...)
- Prévision en temps réel (surveillance de la pollution, ...)
- Autres :

Réalisation de l'étude

- En interne
- Sous-traitance :
Nom du ou des sous-traitant(s) :

Types de modèle de dispersion mis en œuvre

- Modèle de panache gaussien – Nom :
- Modèle à bouffées gaussiennes – Nom :
- Modèle numérique eulérien tridimensionnel – Nom :
- Modèle lagrangien – Nom :
- Autres :

Champ d'application du modèle

Domaine spatial

- Echelle locale (<1 km)
- Echelle sub-méso ou urbaine (entre 1 et 10 km)

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Echelle régionale (entre 10 et 100 km)

Echelle méso ou nationale (entre 100 et 1000 km)

Informations temporelles

Episodes < 24 heures

Statistiques annuelles en fonction des données météorologiques

Prévision

Autres :

Grandeurs calculées

Concentrations moyennes

Percentiles

Fluctuations de concentration (odeurs)

Doses chimiques

Doses radioactives

Dépôts secs

Dépôts humides (lessivage)

Périmètres de sécurité

Autres :

Typologies de relief

Situation globale

Site de plaine

Site vallonné (collines, vallées, ravin, ...)

Site de bord de mer

Site de montagne

Autres :

Singularités de relief en dehors du site industriel (>1km)

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Colline

Falaise

Vallée

Autres :

Singularités de relief a proximité du rejet (<1km)

Colline

Falaise

Talus

Autres :

Autres singularités géographiques

Cours d'eau (fleuves rivières, ...)

Etendue d'eau (lacs, étangs, ...)

Autres :

Typologies d'obstacles
Situation globale

Site industriel en milieu rural

Site industriel en milieu urbain ou périurbain

Autres :

Obstacles dans le champ proche des émissions (<500 m)

Bâtiment source isolé

Bâtiment source dans un groupe d'obstacles

Autres :

Hauteur moyenne de ces obstacles :

Configurations des rejets
Type de rejet

Rejets collectés (cheminées, ...)

Emissions diffuses (évaporation de nappe fluide, dégazage du sol ...)

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Emissions fugitives (fuites, ...)

Autres :

Emplacement et forme du rejet

Source ponctuelle :

Cheminée H =

En façade H =

Au sol

Autres :

Source linéique :

En toiture H =

En façade H =

Au sol

Autres :

Source surfacique (épandage, stockage à l'air libre, ...):

Au sol

Autres :

Source volumique (émissions fugitives) :

A l'intérieur d'un bâtiment

Autres :

Nature du rejet

Gaz

Particules (solides ou liquides)

< 10 mm

= 10 µm

Effluents radioactifs

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Possibilité de transformations chimiques

Autres :

Inventaires des principaux polluants

Données confidentielles

Gaz

<input type="checkbox"/>	SO ₂	<input type="checkbox"/>	NO _x	<input type="checkbox"/>	CO	<input type="checkbox"/>	COV	<input type="checkbox"/>	Benzène
--------------------------	-----------------	--------------------------	-----------------	--------------------------	----	--------------------------	-----	--------------------------	---------

<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--

Aérosols, gouttelettes, ...

<input type="checkbox"/>	eau	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
--------------------------	-----	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--

<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--

Particules

<input type="checkbox"/>	poussières	<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
--------------------------	------------	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--

<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	
--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--	--------------------------	--

Conditions de rejet

Quantité de mouvement du rejet :

Vitesse du rejet $V_r =$

Débit volumique $Q_v =$

Quantité de chaleur rejetée :

Température du rejet $T_r =$

Masse volumique du rejet $r_r =$

Unités relatives aux quantités de polluant rejetées :

Masse rejetée par seconde

Concentration à l'émission

Autres

Emission continue dans le temps

Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel - Vers un guide de l'utilisateur - 1^{ère} partie : Etat de l'art.

Emission variable dans le temps

Types de nuisances

Toxique au-delà d'un certain seuil de concentration ou d'exposition

Nuisances olfactives

Panache visible, risque de brouillard, ...

Dispersion de bactéries (légiennelles, ...)

Radioactivité

Dépôt au sol (pollution du sol, des eaux de surface, ...)

Autres :