



HAL
open science

Modélisation de la dispersion aérienne de pesticides des échelles locales aux échelles régionales, influence des aménagements et quantification des niveaux d'exposition

Ali Chahine

► To cite this version:

Ali Chahine. Modélisation de la dispersion aérienne de pesticides des échelles locales aux échelles régionales, influence des aménagements et quantification des niveaux d'exposition. Life Sciences [q-bio]. Université Montpellier 2 (Sciences et Techniques); Institut National d'Etudes Supérieures Agronomiques de Montpellier, 2011. English. NNT : . tel-02808689

HAL Id: tel-02808689

<https://hal.inrae.fr/tel-02808689>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



THÈSE

Pour l'obtention du grade de

Docteur de Montpellier SupAgro

**Centre International d'Etude Supérieures en Sciences
Agronomiques**

Diplôme National - Arrêté du 7 août 2006

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCE DES PROCÉDES ET SCIENCE DES ALIMENTS

DOMAINE DE RECHERCHE : Génie des Procédés

Présentée par

Ali Chahine

**Modélisation de la dispersion aérienne de pesticides des
échelles locales aux échelles régionales, influence des
aménagements et quantification des niveaux d'exposition**

Soutenue le 13 décembre 2011
Devant la Commission d'Examen

JURY

Sandrine Anquetin	Directrice de Recherche	Rapporteur
Henri Wortham	Professeur	Rapporteur
Fabien Anselmet	Directeur de Recherche	Président
Carole Bedos	Chargée de Recherche	Examineur
Ivana Vinkovic	Maître de Conférence	Examineur
Yves Brunet	Directeur de Recherche	Co-directeur de thèse
Carole Sinfort	Professeur	Co-directrice de thèse

Remerciements

Cette thèse a été réalisée à l'unité Ephyse (Ecologie fonctionnelle et PHYSiQue de l'Environnement) de l'INRA de Bordeaux. De nombreuses personnes ont contribué d'une façon ou d'une autre à l'aboutissement de cette thèse. Le travail de cette thèse nous a été confié par Carole Sinfort (SupAgro de Montpellier) et Yves Brunet (INRA de Bordeaux). Pour cela, je tiens à les remercier vivement et exprimer toute ma gratitude pour la confiance qu'ils m'ont accordée, leur disponibilité à résoudre les problèmes techniques et scientifiques et leur suivi permanent des travaux de la thèse. Si le déroulement de cette thèse a fait appel à plusieurs concepts sur la dispersion, outils informatiques et calculs parallèles, c'est grâce à Sylvain Dupont qui a assuré le co-encadrement des travaux. De ce fait, je lui dois tous mes remerciements à plusieurs titres : pour sa disponibilité permanente à discuter et à chercher des solutions aux problèmes rencontrés durant les trois années, pour son rôle de formateur qui m'a lancé dans l'environnement Linux et autres outils de calcul et de traitement de données.

Mes remerciements vont également en direction des membres du comité de thèse, qui ont accepté d'être associés à nos travaux, pour leurs suggestions et orientations fructueuses du travail lors des réunions.

Je voudrais remercier également les membres de jury qui ont accepté d'examiner notre travail pour leurs commentaires, critiques et jugements qu'ils apportent sur la qualité de nos travaux.

La partie informatique de cette thèse est assurée avec les moyens de l'unité Ephyse. A cet égard, je ne manquerais pas d'exprimer ma reconnaissance et mes remerciements à l'égard de l'équipe informatique de l'unité : Patrick Moreau, Guy Pracros, Mark R. Irvine et Tovo J. Rabemanantsoa.

Remerciements

Je reconnais que sans leur aide, les expérimentations de cette thèse n'auraient pas eu lieu. Pour cette raison, je tiens à remercier amplement Didier Garrigou qui s'est doublement impliqué dans l'expérimentation de mesure de vent à Arbanats et de dispersion à Montpellier. Encore une fois, tous mes remerciements à Mark R. Irvine pour son implication dans les deux expérimentations.

Pour chaque expérimentation un espace, alors je tiendrais à exprimer mes vifs remerciements à l'équipe du Cemagref de Montpellier pour les moyens qu'ils ont mis à notre disposition dans le cadre de l'expérimentation sur la dispersion à partir de la vigne artificielle et l'aide précieuse qu'ils nous ont apportée aussi bien sur le terrain qu'au niveau du traitement de données au laboratoire. Je remercie au même titre les propriétaires, et les autres interlocuteurs du château Tourteaux à Arbanats, qui nous ont prêté leur parcelle de vigne pour la mesure de la dynamique du vent.

Mes remerciements vont également en direction de Sylvia Dayau pour les précisions et la documentation sur la vigne d'Arbanats qu'elle nous a fournies et qui nous étaient très utiles.

Bien entendu, je ne manquerais pas de remercier pour leur sympathie et leur bon sens d'orientation et de diffusion de l'information Françoise Prud'homme, Patricia Braconnier, Valérie Savornin et Anne-Marie Bouchon.

Merci à toutes les autres personnes de l'unité dont je n'ai pas cité les noms, permanentes et non permanentes.

En fin, j'adresse mes derniers chaleureux remerciements à ma famille, depuis le plus petit jusqu'au plus grand.

Table des matières

Table des figures	vii
Liste des tableaux	xiii
I Introduction générale	1
II Revue bibliographique sur la modélisation de la dispersion de pesticide	7
1 Introduction	8
2 Pesticide emission	11
2.1 Simple emission models	11
2.2 Screening models	12
2.3 Atmospheric transport resistance models	14
3 Pesticide deposition	15
4 Fugacity approach	16
4.1 Fugacity levels	16
4.2 Background theory	17
4.3 Examples of application	18
5 Gaussian approach	20
5.1 Background theory	20
5.2 Examples of application	22
6 Lagrangian approach	23
6.1 Background theory	24
6.2 Examples of application	25

7	Concluding remarks	27
III Dynamique du vent dans une parcelle de vigne		29
1	Introduction	30
2	Rappel sur la dynamique du vent sur couverts homogènes horizontalement . . .	32
2.1	Profil de vitesse moyen et les caractéristiques aérodynamiques du couvert	32
2.2	Principales caractéristiques turbulentes du vent	34
2.3	Analogie des écoulements sur des couverts denses avec la couche de mélange	35
3	Méthode	36
3.1	Expérimentation d'Arbanats	36
3.2	Modèle	37
3.2.1	Description du modèle	37
3.2.2	Filtrage des équations de mouvement	39
3.2.3	Equations de Navier-Stokes filtrées	40
3.2.4	Modélisation du tenseur sous-maille	40
3.3	Procédures numériques	41
3.4	Caractéristiques des simulations	41
4	Validation	43
5	Champs de vent à l'échelle des rangs	50
6	Champs de vent à l'échelle de la parcelle	53
6.1	Statistiques moyennes	53
6.2	Structures turbulentes cohérentes	55
7	Conclusion	60
IV Dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs de vigne		63
1	Introduction	64
2	Théorie sur les jets et leur utilisation dans les pulvérisateurs assistés par l'air . .	65
2.1	Pulvérisation assistée par l'air	65
2.2	Théories des jets	66
3	Méthodologie : Expérimentation sur vigne artificielle	67
4	Méthodologie : Modélisation numérique	70
4.1	Modèle lagrangien	70
4.1.1	Equations du mouvement des particules considérées	74
4.1.2	Modèle de dépôt	74
4.2	Mise en oeuvre sur une parcelle de vigne	77

4.3	Traitement des sorties de ARPS	80
5	Résultats et validation	82
5.1	Résultats sur les jets	82
5.1.1	Expérimentation	82
5.1.2	Modélisation	85
5.1.3	Validation de la dynamique du vent induite par les jets	87
5.2	Résultats sur la dispersion	91
5.2.1	Expérimentation	91
5.2.2	Modélisation	95
5.2.3	Validation de la dispersion de gouttelettes à partir de deux jets d'air mobiles	99
6	Conclusion	107
V	Dispersion de pesticides à l'échelle de la parcelle	110
1	Introduction	110
2	Méthodologie	111
2.1	Configuration des simulations	112
2.2	Caractérisation de la source	112
2.3	Calcul des concentrations	116
3	Résultats	117
3.1	Résultats de la dynamique du vent	117
3.2	Résultats sur la dispersion	118
3.2.1	Parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et sans haie d'arbres à l'aval : Cas 1	118
3.2.2	Parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et avec une haie d'arbres à l'aval : Cas 2	122
3.2.3	Parcelle avec rangs parallèles au vent et sans haie d'arbres à l'aval : Cas 3	122
3.2.4	Parcelle avec rangs parallèles au vent et avec une haie d'arbres à l'aval	127
4	Quantification des niveaux d'exposition	129
4.1	Pollution des sols	135
4.2	Pollution aérienne	135
5	Conclusion	137

Conclusion générale et perspectives	138
Annexe	144
1 Complément théorique sur les jets	144
1.0.1 Les équations de jets	144
1.0.2 Auto-similarité de l'écoulement de jet	145
Références bibliographiques	148

Table des figures

I.1	Schéma explicatif du devenir du pesticide dans l'environnement au post-traitement. Source : http ://www.safewater.org	3
III.1	Schéma représentant les différents stades de développement des structures turbulentes cohérentes dans le couvert (Finnigan and Brunet, 1995).	36
III.2	Localisation du site d'Arbanats au sud de Bordeaux (gauche), zoom sur la parcelle de vigne instrumentée (droite).	38
III.3	(a) Vue de la parcelle de vigne expérimentée avec le montage du système d'anémomètres soniques. (b) Distribution de la direction du vent durant l'expérimentation.	38
III.4	Flux de chaleur $\langle w'T' \rangle$ à $z = 3$ m en fonction du paramètre de stabilité h/L permettant de définir les régimes de stabilités : proche neutralité (NN), instable (US), transition à stable (TS) et stable (S).	39
III.5	(a) Vue du dessus du domaine de calcul avec la localisation des rangs de vigne, les flèches indiquent les différents cas de direction de vent simulés.(b) Coupe verticale de la densité frontale A_f des rangs de vigne.	42
III.6	Profils simulés et mesurés des composantes horizontale et verticale de vitesse (a et b), du flux de quantité de mouvement (c) et l'énergie cinétique turbulente adimensionnées par $\langle u_{2h} \rangle$ (d) et par u_* (e).	45
III.7	Identique à la figure III.6 mais pour les écarts types des composantes longitudinale (a), latérale (b) et verticale (c) de la vitesse du vent.	46

III.8	Identique à la figure III.6 mais pour les <i>skewness</i> des composantes longitudinale (a), latérale (b) et verticale (c) de la vitesse du vent, et pour les <i>kurtosis</i> des composantes longitudinale (d), latérale (e) et verticale (f) de la vitesse du vent.	48
III.9	Coupe verticale x-z des champs moyens de la vitesse horizontale, verticale et de l'énergie cinétique turbulente pour les vents perpendiculaire, à 45 ° et parallèle par rapport aux rangs.	51
III.10	Profils moyens à l'échelle de la parcelle de la vitesse horizontale, de l'énergie cinétique turbulente, du flux de quantité de mouvement, des écarts types des trois composantes de vitesse, des <i>skewness</i> des trois composantes de vitesse et des <i>kurtosis</i> des trois composantes de vitesse pour une direction de vent perpendiculaire (ligne noire), à 45 ° (ligne rouge) et parallèle (ligne bleue) par rapport aux rangs.	54
III.11	Spectres de puissance des composantes de la vitesse longitudinale u , latérale v et verticale w suivant les trois directions de vent considérées.	56
III.12	Auto-corrélation des composantes de la vitesse suivant la direction moyenne du vent u et verticale w pour les vents (a) perpendiculaire, (b) à 45 ° et (c) parallèle par rapport aux rangs. Le point de référence est situé dans l'inter-rang et au sommet de la vigne.	59
III.13	Champs d'auto-corrélation des composantes de la vitesse suivant la direction moyenne u et verticale w pour le vent parallèle aux rangs avec le point de référence situé au sommet d'un rang de vigne. Les lignes blanches délimitent l'extension verticale du couvert	60
IV.1	Pulvérisateurs utilisés pour les traitements : (a) Pulvérisateur pneumatique utilisé dans cette étude (jets ronds), (b) Pulvérisateur à jet porté (jets rectangulaires).	66
IV.2	L'aspect d'un jet qui émerge d'un orifice circulaire. Source : www.docstoc.com	68
IV.3	(a) Montage des fils collecteurs au-dessus de la parcelle (points rouges), (b) emplacement des bandes au sol (bandes noires) et des fils collecteurs longitudinaux aux rangs, (c) emplacement du mât des soniques et position du pulvérisateur dans la parcelle, (d) vue du nuage de pesticide résultant de la pulvérisation et des plans de fils collecteurs.	69
IV.4	Représentation géométrique du domaine de calcul considérant cinq rangs de vigne. La couche supérieure du domaine représente la couche d'absorption de Rayleigh et les deux flèches à l'entrée du domaine schématisent la position des jets d'air du pulvérisateur.	77

IV.5 Vues du pulvérisateur en mouvement sur les deux plans horizontal XY (a) et vertical YZ (b).	79
IV.6 Profil de vitesse moyen à l'entrée résultant de la superposition de l'écoulement d'air issu du pré-calcul et du jet droit du pulvérisateur situé en $z = 1,70$ m . . .	80
IV.7 Schéma illustrant le principe de mesure du jet issu du diffuseur. La position relative du centre du sonique A par rapport à l'axe du jet est : $r_0 = 0,33$ m, $x_0 = 1,064$ m.	82
IV.8 Vitesses instantanées perpendiculaire aux rangs u et verticale w mesurées par le sonique 2 (figure IV.3) lors de quatre passages du pulvérisateur.	84
IV.9 Perturbations moyennes de la vitesse perpendiculaire aux rangs u et verticale w engendrées par le passage du pulvérisateur au niveau du sonique 2 (moyenne sur tous les passages).	84
IV.10 Champs instantanés des composantes longitudinale (u), transversale (v) et verticale (w) de la vitesse du vent en présence d'un jet sur les plans (a) vertical x-z et (b) horizontal x-y en $z = 1$ m passant par l'axe du jet et aux instants 20 s et 25 s après le démarrage du jet. Les lignes blanches délimitent les rangs de vigne.	86
IV.11 Profils moyens de la variation longitudinale de la vitesse du jet $\langle u \rangle$ suivant l'axe du jet (a) et dans la direction verticale (b). La normalisation est faite par la vitesse du jet U_{jet} et son diamètre D	87
IV.12 Champs instantanés de la vitesse horizontale u du vent à une distance $x = 2$ m de l'entrée du domaine à des instants $t = 1$ s (a), et 6 s (b) après le départ du pulvérisateur équipé de 2 jets et se déplaçant de $y = 1$ m à $y = 9$ m.	88
IV.13 Champs instantanés de la vitesse horizontale u du vent sur le plan horizontal situé à la hauteur du jet haut, aux instants $t = 1$ s (a), 6 s (b) et 8 s (c) pour la même simulation que la figure IV.12. Les carrés noirs représentent la position du pulvérisateur et les lignes blanches délimitent les rangs de vigne.	88
IV.14 Champs instantanés de la vitesse horizontale u (a) et verticale w (b) du vent sur le plan vertical passant par l'axe du jet haut fixe, aux instants $t = 2$ s (gauche) et 5 s (droite) après le début du jet. Dans cette simulation le pulvérisateur est fixe.	89
IV.15 Variations temporelles des composantes horizontale u (a) et verticale w (b) moyenne de la vitesse du vent obtenues par simulation LES à la position du sonique 2 de l'expérimentation de Montpellier lors du passage du pulvérisateur. Les courbes en pointillés sont les résultats de l'expérimentation (figure IV.9). . .	90

IV.16	Identique à la figure IV.15, mais les composantes de la vitesse sont normalisées par la vitesse du jet U_{jet} ($U_{jet} = 20,0 \text{ m s}^{-1}$ pour la simulation et $U_{jet} = 23,7 \text{ m s}^{-1}$ pour l'expérimentation).	91
IV.17	Profils des flux verticaux normalisés par la dose totale $F_p(x, z = 2.8 \text{ m})$ (a) et le flux maximal (b) pour les différents essais (tableau IV.1) de l'expérimentation de Montpellier. Les rectangles verts représentent la position des rangs de vigne. .	93
IV.18	Corrélations entre les conditions météorologiques et les pertes verticales $P_a(z = 4 \text{ m})$ mesurées au deuxième plan de fils collecteurs $z = 4 \text{ m}$	94
IV.19	Dépôt au sol P_s normalisé par la dose totale (%) et par le dépôt maximum dans chaque essai.	94
IV.20	Structure spatiale des flux à l'échelle de la parcelle artificielle moyennée sur tous les essais de l'expérimentation de Montpellier : (a) structure moyenne, (b) structure moyenne normalisée par le flux maximum. Les lignes verticales de la grille représentent la position des inter-rangs et les noeuds sont des positions de mesure. Les rectangles en lignes discontinues délimitent les rangs de vigne. Le passage du pulvérisateur a été effectué en $x/h = 0$	95
IV.21	Champs de concentration intégrée dans le temps et suivant y aux instants $t = 2 \text{ s}$ (a), 6 s (b), 10 s (c) et 20 s (d) après le début du traitement sans jets d'air. . . .	96
IV.22	Les états instantanés dans le plan x-z du nuage de gouttelettes émis par le pulvérisateur en mouvement sans jets d'air à différents instants $t = 2 \text{ s}$ (a), (b) $t = 4 \text{ s}$, (c) $t = 6 \text{ s}$ et (d) $t = 20 \text{ s}$ pour différentes classes de diamètre.	97
IV.23	Vue instantanée du nuage de gouttelettes émis par le pulvérisateur en mouvement, dans le plan x-y et à l'instant $t = 6 \text{ s}$	98
IV.24	Identique à la figure IV.21 mais pour des sources avec jets d'air.	99
IV.25	Identique à la figure IV.22 mais pour une source avec jets d'air.	100
IV.26	Structure spatiale continue du flux simulé (a) et structure spatiale discrète du flux expérimental (b) entre les deux premiers inter-rangs. Les flux sont exprimés en % par unité de la surface horizontale.	101
IV.27	Structure spatiale de flux dans la grille discrète modifiée simulée (a) et mesurée (b). Les lignes verticale de cette grille représentent les centres des deux inter-rangs adjacents au pulvérisateur. Les lignes horizontales et verticales représentent la grille dans laquelle est représentée la structure spatiale de flux.	103
IV.28	Variation verticale des flux mesurés (symboles) et simulés (lignes) aux centres des deux premiers inter-rangs adjacents au pulvérisateur.	104

IV.29	Variation horizontale des flux verticaux à la position du premier plan de fil collecteur $z = 2,8$ m, résultant des simulations (ligne) et expérimentation (symboles). Au points de mesure sont associés des barres d'écart-types. La ligne verte indique la position des rangs de vigne dans la simulation.	104
IV.30	Variations horizontales des dépôts au sol P_s (a, b) et sur la vigne P_v (c, d). La normalisation des dépôts en (b) et (d) est faite par le dépôt maximal. Les lignes vertes délimitent les rangs de vigne dans la simulation.	106
V.1	Représentation schématique des différents cas étudiés (1 à 4). Dans tous les cas le vent souffle dans la direction x (de gauche à droite), la haie est orientée suivant y . Les rangs de vigne sont représentés par de minces rectangles.	113
V.2	Variation horizontale des flux verticaux observée à $z = 2,8$ m (expérimentation de Montpellier, voir le chapitre IV) lors du passage du pulvérisateur dans l'inter-rang central en $x = 0$. Ligne rouge : profil expérimental; ligne noire : profil symétrique équivalent du nuage discrétisé à la position des collecteurs.	114
V.3	(a) Photographie de la dispersion de pesticide lors de l'expérimentation de Montpellier, (b)Variation horizontale du flux cumulé réel F_c dans la parcelle.	115
V.4	Distribution de la concentration en gouttelettes une seconde après le début d'injection suivant l'algorithme décrit à la section 2.2.	116
V.5	Champs des composantes longitudinale $\langle u \rangle$ et verticale $\langle w \rangle$ de la vitesse et de l'énergie cinétique turbulente TKE pour les quatre cas étudiés dans le chapitre V. Les lignes blanches délimitent la position des rangs de vigne et de la haie d'arbres. Cas 1 : parcelle avec rangs perpendiculaires au vent, Cas 2 : parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et une haie d'arbres en aval, Cas 3 : parcelle avec rangs parallèles au vent sans haie d'arbres, Cas 3 : parcelle avec rangs parallèles au vent et une haie d'arbres en aval. Le LAI de la haie est de 8.	119
V.6	Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0$ s (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 1.	120
V.7	Champs de concentration instantanée C intégrée suivant y avant la fin du traitement aux instants $t = -30$ s et -20 s pour le cas 1. L'origine du temps $t = 0$ s correspond à la fin du traitement.	121
V.8	Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps à la fin du traitement $t = 0$ s (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement pour le cas 2. Le LAI de la haie d'arbres est 2.	123

V.9 Champs de concentration instantanée intégrée suivant y illustrant la dispersion verticale en présence d'une haie d'arbres (LAI = 2) pour le cas 2. 124

V.10 Identique à la figure V.8 mais pour un LAI de la haie d'arbres de 8. 125

V.11 Identique à la figure V.9 mais pour un LAI de la haie d'arbres de 8. 126

V.12 Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0$ s (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 3. 128

V.13 Champ de concentration instantanée intégrée suivant y avant la fin du traitement en $t = -30$ s pour le cas 3. 129

V.14 Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0$ s (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 4. Le LAI de la haie d'arbres est 2. 130

V.15 Identique à la figure V.14 mais pour une haie avec un LAI de 8. 131

V.16 Champs de concentration instantanée intégrée suivant y illustrant la dispersion verticale en présence d'une haie d'arbres avec un LAI de 8 pour le cas 4. 132

V.17 Variations horizontales des dépôts au sol (a) et sur la vigne (b), intégrés suivant y et dans le temps pour différentes configurations de la parcelle. cas 1 : rangs perpendiculaires au vent, cas 2 : rangs perpendiculaires au vent avec une haie d'arbres, cas 3 : rangs parallèles au vent et cas 4 : rangs parallèles au vent avec une haie d'arbres. Le LAI de la haie est 8. Les positions des rangs de vigne et de la haie d'arbres sont délimités par des lignes noires. 133

V.18 Profils verticaux de concentration intégrée suivant y et dans le temps générées pour les quatre cas étudiés à différentes distances de la source. Le LAI de la haie pour les cas 2 et 4 est 8. 134

Liste des tableaux

III.1	Nombre de demi-heures de mesure disponibles pour chaque direction de vent sous une atmosphère neutre et pour chaque sonique.	38
III.2	Paramètres aérodynamiques moyens d'une parcelle de vigne en fonction de la direction de vent.	55
IV.1	Liste des essais effectués sur la vigne artificielle (le 1 ^{er} chiffre indique le numéro de l'essai et les deux autres indiquent le jour au courant du mois de juin) et de leurs conditions météorologiques mesurées à 3 m en dehors de la parcelle : la température T et l'humidité H de l'air, la vitesse du vent V_h , la vitesse de frottement u_* et l'écart-type de la vitesse verticale σ_w	70
IV.2	Pertes verticales mesurées au premier plan de fils collecteurs situé en $z = 2, 8$ m pour différents essais sur la dispersion dans une vigne artificielle.	92
IV.3	Bilans des dépôts mesurés et simulés normalisés par la dose totale appliquée. Le symbole - signifie l'absence de mesure.	107
V.1	Niveaux de concentration intégrée C_i (kg m^{-3}) générés à la hauteur moyenne de respiration de l'homme 1,5 m pour différentes configurations de la parcelle. Cas 1 : rangs perpendiculaires au vent, cas 2 : rangs perpendiculaires au vent avec une haie d'arbres, cas 3 : rangs parallèles au vent, cas 4 : rangs parallèles au vent avec une haie d'arbres. Le LAI de la haie est 8.	136

Table des matières

Chapitre I

Introduction générale

Les pesticides constituent un moyen de lutte contre les ennemis des cultures. Ils sont des composants chimiques contenant des molécules actives toxiques associées à d'autres molécules qui leur attribuent certaines propriétés physico-chimiques souhaitables. Les insecticides, fongicides et herbicides sont des classes de pesticides couramment utilisées dans notre quotidien domestique afin de lutter contre les insectes gênants et permettre l'entretien des jardins et entrepôts contre des champignons.

L'utilisation de pesticides ne s'arrête pas à ce stade. L'amélioration de la productivité agricole en vue d'assurer la sécurité alimentaire nécessite en effet l'entretien et le suivi permanent de l'état de santé des cultures. L'emploi de pesticides constitue un moyen de lutte contre les ravageurs¹ qui menacent les cultures. Ces produits ont un effet systémique par ingestion lorsque la matière active est introduite dans la sève de la plante pour nuire à la santé des ravageurs suceurs, ou à la plante elle-même si elle est parasitaire. Ils peuvent aussi agir par contact avec la cible. Dans ce cas, le produit est déversé sur la surface de la plante pour la détruire ou éliminer les parasites qui interfèrent avec la vie de la plante.

D'une manière générale, ces produits chimiques se dispersent dans l'environnement selon leur nature et constituent un facteur potentiel de pollution du sol, de l'eau et de l'atmosphère. Leur présence dans l'atmosphère en périodes de traitement est souvent due à la dispersion turbulente du nuage de gouttelettes émis dans la canopée végétale. Cette dispersion dépend du type de végétation et des moyens de traitement utilisés.

1. par le mot ravageur on désigne toutes sortes d'attaques de quelque nature qu'elles soient : insectes, champignons, bactéries et mauvaises herbes

Chapitre I. Introduction générale

L'intensification de l'agriculture a rendu les cultures plus vulnérables aux ravageurs en raison du rapprochement des cultures dans le temps et dans l'espace. Pour le maintien du rythme intensif agronomique, il y a un besoin de plus en plus fort de recourir aux traitements phytosanitaires pour pallier toute éventuelle attaque. Chaque année environ 80 000 tonnes de pesticides sont utilisées dans le secteur agronomique en France, soit 90 % de la consommation totale (Baschet and Pingault, 2009). La plupart des pesticides utilisés sont de trois classes non-exhaustives : herbicide, insecticide et fongicide. Les herbicides, tels que le glyphosate et la simazine, sont destinés à éliminer les herbes parasites. Les fongicides et les insecticides sont des classes utilisées pour lutter contre les champignons et les insectes respectivement.

L'application de ces produits s'effectue suivant deux modes différents suivant l'objectif visé :

i) Traitement par enfouissement dans le sol, ou souterrain : ce mode de traitement est utilisé pour la fertilisation du sol et son assainissement vis-à-vis des micro-organismes terrestres avant de lancer la culture. Les nématocides, tels que 1,2 Dibromo-3-chloropropane et dichlorvos, sont des exemples de pesticides utilisés ;

ii) Traitement aérien : cette méthode est utilisée lorsque le ravageur s'attaque à la partie aérienne de la végétation et que la pulvérisation doit être déposée sur la région foliaire de la culture. Ce genre de traitement s'effectue par des pulvérisateurs au sol ou des aéronefs ; tout dépend de l'étendue de la zone à traiter, du type de culture et de la réglementation en vigueur dans chaque pays. En France par exemple, les épandages aériens par des aéronefs ont été soumis à de fortes restrictions en réponse à la directive européenne du 21 octobre 2009 visant l'interdiction de traitement par aéronef et à la loi sur l'environnement, dite Grenelle de l'environnement (Allain and Grivault, 2010).

Les produits phytosanitaires utilisés se distribuent dans l'environnement à partir de la période du traitement jusqu'à leur dégradation totale ou leur bio-accumulation persistante. La figure I.1 schématise le cycle des pesticides dans les différents compartiments de l'environnement. Les processus majeurs de transport sont : la dérive qui résulte de la dispersion dans l'atmosphère d'une partie de la dose appliquée sous forme de vapeur et d'aérosol, la volatilisation à partir des surfaces végétales et du sol de la partie déposée et enfin le ruissellement et le drainage dans le sol par les pluies et l'irrigation. La vigne est une des espèces végétales très sensibles aux ravageurs, tels que le Mildiou et le Botrytis qui attaquent le feuillage, le bois et les grappes de la vigne. Eu égard à la forte demande sociétale et au rôle des produits viticoles dans le développement économique, les vignobles sont traités soigneusement et régulièrement, à tel point que la consommation en pesticide dans la viticulture représente en France 20% de la consommation totale en produits phytosanitaires (Sabbagh and de Menthière, 2005). Les pesticides utilisés d'une manière récurrente sont les fongicides comme le captane et le folpel.

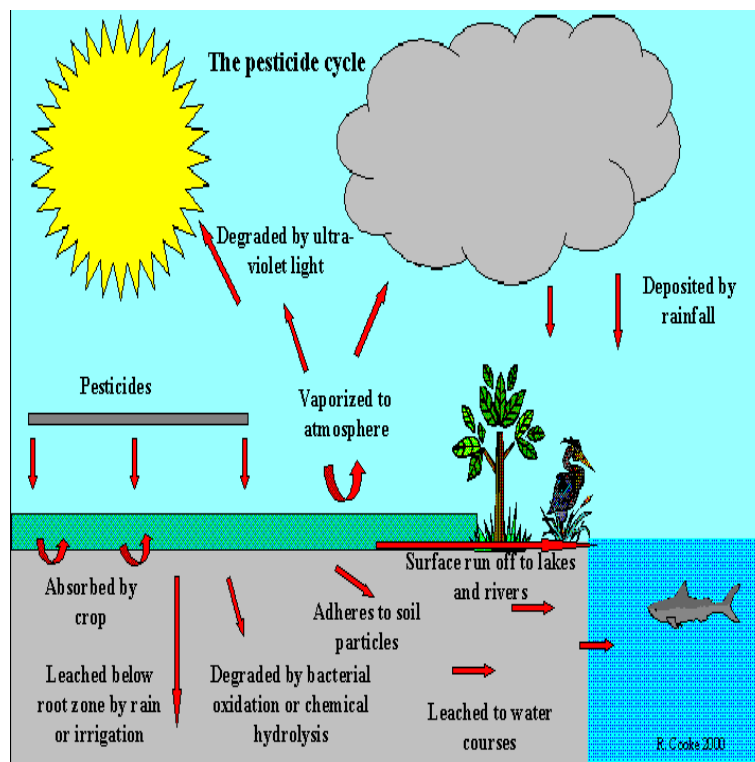


Figure I.1 – Schéma explicatif du devenir du pesticide dans l’environnement au post-traitement. Source : <http://www.safewater.org>

Chapitre I. Introduction générale

L'action des produits phytosanitaires en viticulture s'effectue par contact de la pulvérisation sur les éléments végétaux. La pulvérisation est souvent appliquée par des pulvérisateurs au sol, passant de rang en rang, qui sont généralement équipés de jets d'air pour plaquer la pulvérisation sur la vigne. Ces traitements phytosanitaires engendrent une pollution atmosphérique non négligeable puisqu'une partie de la pulvérisation ne se dépose pas sur la cible mais se disperse dans l'atmosphère (Bedos et al, 2002; Gil and Sinfort, 2005; Scheyer et al, 2007). Ceci pose ainsi un problème de santé publique d'autant plus grave qu'il a été montré récemment que les humains vivants dans des zones rurales souffrent de maladies liés à cette pollution (Basrur, 2002; Elbaz et al, 2009).

L'objectif de cette thèse est d'étudier les processus de dispersion aérienne de pesticides suite à un traitement phytosanitaire d'une parcelle de vigne. Pour cela, nous nous sommes appuyés à la fois sur des approches expérimentales et de modélisation.

Pour l'étude de la dispersion de pesticide, nous avons utilisé la même démarche expérimentale que celle utilisée au Cemagref pour le développement du modèle DriftX (Mohammadi and Brun, 2006). Ce modèle est à complexité réduite utilisant des paramètres plutôt que de résoudre les équations différentielles. Le modèle a une structure verticale à trois niveaux dont la sortie de chaque niveau constitue une entrée pour le niveau supérieur. Le premier niveau considère l'interaction des jets d'air et de la pulvérisation avec la vigne pour déduire les données nécessaires aux calculs des pertes verticales au-dessus de la vigne au deuxième niveau. Donc les deux premiers niveaux de ce modèle s'intéressent à l'échelle de quelques rangs de vigne. Le troisième niveau de ce modèle permet d'établir des cartographies de concentration de pesticide à l'échelle régionale en utilisant les résultats du deuxième niveau pour quantifier la source d'émission. Le modèle dans son ensemble est basé sur l'hypothèse de dispersion gaussienne. De plus, il utilise le concept de temps de vol pour la détermination de la concentration en un point donné de l'espace. La finalité de cette thèse peut donc déboucher sur la comparaison et échange de paramètres pour alimenter la plateforme DriftX.

L'arrangement en rangs d'une parcelle de vigne et l'orientation des rangs par rapport à la direction moyenne du vent peuvent présenter une modification de la dynamique du vent et des caractéristiques turbulentes responsables de la dispersion qui ont été peu étudiées jusqu'à présent. Ces processus turbulents et la dynamique moyenne du vent ont été relativement bien étudiés sur des canopées homogènes horizontalement.

Les échanges de particules entre les canopées végétales et l'atmosphère s'effectuent par des processus turbulents, sous la forte influence de structures turbulentes cohérentes, constituées d'une phase de balayage et d'éjection à travers lesquelles l'air atmosphérique pénètre dans la canopée, se charge en particules et puis la quitte pour diffuser au-dessus de la canopée.

Si l'on s'intéresse à transposer les études d'échange de particules entre l'atmosphère et les canopées au cas de pesticides lors des traitements phytosanitaires viticoles, les particules seront alors représentées par des gouttelettes de pesticide et la canopée végétale ordinaire doit être remplacée par une canopée en rang. En outre, la dispersion dans ce cas de figure doit tenir compte des conditions très localisées de l'écoulement imposées par la présence de vent et les jets d'air du pulvérisateur. Trois points en particulier doivent être ainsi abordés dans ce travail :

- La dynamique du vent dans les couverts en rangs, entre autre les parcelles viticoles, et les éléments de ressemblances et de différences avec les canopées homogènes horizontalement ;
- L'impact de la présence du pulvérisateur sur la dynamique locale du vent et in-fine sur la dispersion des pesticides lors des traitements phytosanitaires viticoles ;
- Les possibilités de limiter la dispersion aérienne de pesticides à partir de l'arrangement des parcelles viticoles.

Pour atteindre ces objectifs, à travers cette thèse nous abordons les aspects liés à la dispersion de pesticides à partir de la vigne en suivant des approches appropriées. Notre démarche est basée sur l'expérimentation et la modélisation numérique. Les travaux de cette thèse sont répartis en quatre chapitres :

- Le premier chapitre est dédié à une synthèse bibliographique sur la modélisation de la dispersion de pesticide. Les modèles existants sont discutés selon les échelles spatio-temporelles qu'ils couvrent, à savoir les modèles de fugacité ou multimédia et les modèles locaux basés sur l'approche lagrangienne et gaussienne. Le tour d'horizon sur la modélisation nous amène à opter pour une approche mixte basée sur l'approche lagrangienne couplée à la simulation des grandes échelles ;
- Dans le deuxième chapitre nous nous intéressons à la dynamique du vent dans la parcelle de vigne et les cultures en rangs d'une manière générale, et ce à deux échelles différentes : échelle des rangs et échelle de la parcelle. La démarche utilisée est basée sur l'expérimentation sur une parcelle de vigne dans la région d'Arbanats au sud de Bordeaux pour la mesure des statistiques turbulentes du vent, et la modélisation numérique avec le modèle de turbulence de type simulation des grandes échelles. Les résultats expérimentaux sont confrontés aux résultats de la modélisation pour la validation ;
- Le troisième chapitre a pour but de caractériser la dispersion de pesticides à l'échelle de quelques rangs en relation avec le type du pulvérisateur utilisé. Notre méthode est basée sur l'expérimentation sur vigne artificielle pour quantifier les pertes verticales, les dépôts au sol et le vent induit par le pulvérisateur. L'approche expérimentale est complétée par une approche numérique en utilisant une démarche de modélisation appropriée pour reproduire les résultats de l'expérimentation. La validation de la démarche numérique

Chapitre I. Introduction générale

est discutée en comparant les résultats de l'expérimentation aux résultats issus de la modélisation ;

- En fin, dans le dernier chapitre, à partir du modèle LES couplé au modèle lagrangien, tous deux validés aux chapitres précédents, nous nous intéressons à la dispersion des pesticides à l'échelle d'un arrangement d'une parcelle de vigne et d'un sol nu, et à l'impact d'une haie d'arbre sur cette dispersion aérienne de pesticide.

Chapitre II

Revue bibliographique sur la modélisation de la dispersion de pesticide

Résumé Les pesticides suscitent une inquiétude sociétale, dans la mesure où ils peuvent engendrer une contamination de l'environnement et exercer un impact néfaste sur la santé publique. La présence de pesticides dans l'atmosphère est due à plusieurs processus dont l'importance dépend des facteurs environnementaux et les pratiques agricoles : pertes par dérive lors des traitements phytosanitaires, évaporation lors du traitement et volatilisation en post-traitement. La modélisation de la dispersion de pesticides dans l'atmosphère sur toute une gamme d'échelles spatiales et temporelles est par conséquent très importante. Dans l'article bibliographique qui suit, soumis au journal *Atmospheric Environment*, nous avons en premier lieu présenté les approches actuelles utilisées pour l'estimation des émissions et dépôts de pesticides. Les approches principales de modélisation utilisées pour le contrôle des concentrations dans l'atmosphère sont ensuite présentées et discutées, notamment les modèles à compartiments, modèles gaussiens et lagrangiens. La portée et les limitations, ainsi que les échelles couvertes par les différents modèles sont étayées par des exemples d'applications. Enfin, nous suggérons que la dispersion de pesticides à l'échelle du paysage pourrait être modélisée en utilisant une approche prometteuse qui s'est révélée efficace dans le contexte de la dispersion d'autres particules, en combinant l'approche lagrangienne à la simulation des grandes échelles de l'écoulement atmosphérique.

Modelling pesticide dispersal in the atmosphere : a review¹

Abstract Increasing social concern is expressed about pesticides, as they induce a contamination of the environment that may generate risks for public health. The presence of pesticides in the atmosphere is known to result from several pathways whose relative importance depends on environmental factors and agricultural practices : droplet drift during spray application, volatilisation and post-volatilisation. Modelling pesticide dispersal in the atmosphere across a range of temporal and spatial scales is therefore of importance. In this review the current approaches used to assess pesticide emission and deposition are first presented. The main modelling approaches used to survey pesticide concentration in the atmosphere are then given and discussed, with a focus on fugacity, Gaussian and Lagrangian methods. The advancement, limitations and scales covered by the various models are emphasized. Finally, we suggest that pesticide dispersal at the landscape scale could be modelled using a promising alternative that proved efficient for other particles, i.e. combining a Lagrangian approach with a large-eddy simulation of wind flow.

Key Words : Atmospheric turbulence ; Dispersal ; Fugacity ; Gaussian ; Lagrangian ; Model ; Pesticide.

1 Introduction

Over the past 50 years pesticides have been increasingly used by intensive agriculture in order to improve agricultural productivity. This practice is now known for being responsible for the pollution of all environmental compartments, i.e. the atmosphere, surface waters, plants and soils. The atmosphere appears as the main pathway for pesticide dispersal in the environment : according to several studies, from 10% to 90% of the amount of pesticide sprayed on a crop may volatilize in the atmosphere (Bedos et al, 2002; Woods et al, 2001). Human populations express increasing concern about this pollution, as recent studies have suspected that pesticides may be at the origin of several hazards on human health, such as immunological troubles, dermal irritations and hormonal deficiencies (Mendez and Dawson, 2006; Nagayama et al, 2007; Petrelli and Figa-Talamanca, 2001). It has been further shown that workers exposed to pesticides have a higher risk to develop Parkinson's disease (Elbaz et al, 2009).

In response to the 1983 European Commission directive, European countries have fixed a

1. Ce chapitre fait l'objet d'un article soumis à Atmospheric Environment : Modelling pesticide dispersal in the atmosphere : a review

Chahine A., Dupont S., Sinfort C., Brunet Y.

concentration limit in drinkable water of $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$ for individual pesticides and $0.5 \mu\text{g l}^{-1}$ for the total amount of pesticides. Additionally, several pesticides suspected to have a long persistence in the environment and to be at the origin of undesirable effects have been progressively prohibited in the French market since 1998. They include herbicides such as atrazine, alachlore and metolachlore, and one insecticide (lindane).

Despite all efforts aimed at reducing pesticide concentration in the atmosphere, the measured concentration levels remain important. For example, a concentration of folpel as high as $3 \mu\text{g m}^{-3}$ was measured in the Champagne-Ardenne region (France), due to the intensive use of pesticides in vineyards (CORPEN, 2007). Scheyer et al (2007) also reported pesticide concentrations up to $31 \mu\text{g m}^{-3}$ in urban cities during the spraying period in the Alsace region (France). Bedos et al (2002) reported a pesticide concentration peak of $60 \mu\text{g l}^{-1}$ in rainfall water. In the Netherlands measurements performed at the national scale detected a range of 22 different pesticides in rainwater, with concentrations exceeding the standard drinkability of water (Clark, 2003). In addition, elevated lindane concentration was detected in the Netherlands whereas this pesticide was forbidden in 1998. This long-term effect was also noticed in France (Scheyer et al, 2007). Many pesticides that have not been used since 1998, particularly those of the organochlorine family, were detected during several measurement campaigns due to their long life in the environment before degradation.

Atmospheric pollution due to pesticides usually follows a seasonal trend in relation with the periods of treatment (Granier and Chevreuril, 1997; Majewski et al, 2000; Sun et al, 2006). In France for example the highest atmospheric concentration in pesticides is generally observed in spring and autumn. Additionally, a diurnal trend in concentration is often observed in field experiments, that seems to be related to the volatilisation of pesticides from the soil. As discussed by Bedos et al (2002), this trend is highly variable. Some authors observed a maximum at midday while some others observed two maxima during the day, one after sunrise and one after sunset. In fact, hourly variations in concentration depend on several factors, including particularly solar radiation, atmospheric stability and soil surface moisture.

In the atmosphere pesticides are present in three main phases : (i) a liquid phase as droplets drift away from the target area, (ii) a vapour phase resulting from volatilisation during and after spray application, and (iii) a solid phase due to the deposition of pesticides on aerosols. The main cause for the presence of pesticides in the atmosphere is droplet drift during spray application, combined with the evaporation of these droplets. Secondary inputs occur after spraying, from the volatilisation of pesticides present on soil, water and vegetation surfaces, and also from the release of pesticide adsorbed on aerosols through wind erosion. The volatilisation process may continue for several days or weeks after spraying, or even several months (Bedos

Chapitre II. Revue bibliographique sur la modélisation de la dispersion de pesticide

et al, 2002). Atmospheric dispersal and volatilisation of pesticides during spraying depend on multiple factors such as the physico-chemical characteristics of pesticides, the meteorological and environmental conditions, and the agricultural practices (Bedos et al, 2002). For example, droplet drift increases with increasing wind speed or increasing instability. Gil et al (2008) found a clear relationship between the measured fraction of pesticides lost in the atmosphere and an index for atmospheric stability.

After they are released, airborne pesticides in all three phases are dispersed and transported in the atmospheric boundary layer, thus contaminating neighbouring regions. During their transport, droplets may be transformed into vapour through evaporation, and further transformed into a range of metabolites through the effect of sunlight or chemical reactions with other airborne contaminants such as ozone and hydroxyl radicals (oxydation). Such transformations explain the observation by Garmouma et al (1997) of the presence in the atmosphere of desethylatrazine, known as a metabolite of atrazine, that has been detected for instance in the North of France (Sauret et al, 2008).

The deposition of airborne pesticides close to the application site (at distances less than about 20 m) is mostly explained by the sedimentation of the spray itself during spraying (Wolters, 2003). Further from the application site, pesticide deposition occurs through wet or dry deposition on airborne aerosols or ground surfaces. Once pesticides are adsorbed on aerosols, they can remain in the atmosphere over a long period, especially in the mid and upper troposphere. This explains why many pesticide molecules no longer used in Europe or the United States can still be detected in the atmosphere. Wet deposition is largely responsible for the contamination of soil and water surfaces. Atmospheric pollution by pesticides due to past extensive use was evidenced in the Great Lakes and in Southern and Central Europe (Jantunen et al, 1999; Ruzickova et al, 2008).

Due to the complex processes involved in atmospheric pesticide dispersal (emission, transport, chemical reactions, deposition), developing modelling tools for dispersal prediction is necessary. One aim of such modelling tools is to evaluate the exposure level of neighbouring populations. They can also be helpful for providing guidelines to the farmers and agricultural operators in order to optimize their application techniques, i.e. minimize pesticide use and loss to the atmosphere. Developing such tools is a difficult task as pesticide dispersal involves a large range of spatial and temporal scales, from the nozzle to regional or continental scales, and from the spray life time to the degradation time scales. Consequently, different types of models have been developed according to the spatial and temporal scales of interest.

The goal of the present article is to review the various types of models that have been developed to simulate or assess pesticide dispersal in the atmosphere. This exercise can be seen

as a follow-up of the recent review of [Gil and Sinfort \(2005\)](#) on the techniques for measuring and modelling pesticide emission. In the present review we firstly present existing models for pesticide emission and deposition (sections 2 and 3, respectively). We then focus on the atmospheric transport of the pesticides. Various modelling approaches have been developed for specific temporal and spatial scales, depending on the objectives of the model, the knowledge of the involved processes, and the availability of environmental data. Three groups will be described in sections 4, 5 and 6, respectively : fugacity models, Gaussian plume models and Lagrangian models. In each case the main concepts, assumptions and range of applicability will be discussed, and several model examples will be presented. Finally we discuss in the concluding section how recent developments in wind flow models can be used to improve the current simulation tools for pesticide dispersal at the landscape scale.

2 Pesticide emission

As mentioned in the introduction, the main sources of pesticides in the atmosphere are droplet drift during spraying and volatilisation from soil and vegetation surfaces after application.

For dispersal models used during spraying, i.e. mostly Lagrangian models (see section 6), the pesticide source depends on the amount of pesticide sprayed and on the characteristics of the sprayer. For these dispersal models, the pesticide source can be therefore entirely determined from the characteristics of the spraying equipment. At larger time scales, volatilisation is the main pesticide source. This process depends on multiple factors such as the physico-chemical characteristics of the pesticide and spraying practices (formulation, vapour pressure, Henry constant, absorption coefficient, droplet sizes etc.), as well as the meteorological and environmental conditions (air temperature and humidity, wind velocity and turbulence, soil and plant temperatures, soil water content and water flux, the nature of the local soil and the plants, etc.). The source is therefore much more difficult to estimate in these models. In this section we focus on the various ways of modelling volatilisation, depending on the time resolution of the dispersal model and the available environmental data. Similarly to [Bedos et al \(2002\)](#), we consider here volatilisation as the global process of transferring pesticides in the gas phase from one environmental compartment (soil or plant) to the atmosphere. Three main approaches are used to describe volatilisation, with a varying degree of accuracy depending on the intended use of the model : simple emission models, screening models and atmospheric models.

2.1 Simple emission models

Models of this first type have been mostly developed for management purposes. They require less input information and are probably less accurate than the models from the other two types.

Empirical approaches have been developed on the basis of measurements of the cumulative pesticide emission from the soil or the plants after application. For instance [Smit et al \(1997\)](#) proposed the following expressions for the cumulative quantity of volatilised pesticide, CV (percentage of active material), 21 days after application on a bare soil by deposition or fumigation :

$$\begin{aligned} CV &= 71.9 + 11.6 \log(100f_g) \\ CV &= 0, f_g \leq 6.3310^{-9} \end{aligned} \tag{II.1}$$

where f_g is the fraction of pesticide in the soil in gaseous phase. This empirical relationship was established from 14 field studies with 31 pesticides.

A similar empirical model for pesticide emission from dense vegetation, after seven days following the treatment, was derived by [Smit et al \(1998\)](#) on the basis of literature data :

$$\log(CV) = 1.528 + 0.466 \log(VP) \tag{II.2}$$

The governing factor here is VP (in mPa), the saturated vapour pressure characterizing the pesticide used.

These empirical models only provide an estimation of volatilisation accumulated over some days or weeks. In other words they cannot describe the temporal variation of the volatilisation rate. Pesticide volatilisation usually starts immediately after spraying; it is maximum on the first day and continues for several days or weeks, to even several months, with a decreasing trend. Hence, the time variation of the volatilisation rate Q may be represented by an exponential decrease as follows ([Chao et al, 2005](#)) :

$$Q = Q_{max} \exp(-t/T), \tag{II.3}$$

where Q_{max} is the maximum rate of volatilisation, t is the time elapsed since spraying and T is the time at which the pesticides are no longer detectable or their presence has no effect. Such a relationship was used by [Raupach et al \(2001b\)](#) in their endosulfan transport model. In this model Q_{max} was parameterized from the dose of pesticide applied on the crop and from the fraction of pesticide ultimately volatilised into the atmosphere.

All these models do not readily take into account the climatic conditions (radiation, wind, temperature, humidity) and their temporal variation. More deterministic approaches are therefore desirable in order to increase the predictive capacity of emission modelling.

2.2 Screening models

Volatilisation in screening models is based on the concept of pesticide diffusion in gaseous phase through a laminar boundary layer standing above the soil and plant surfaces. This concept was first used by [Jury et al \(1983\)](#) in their Behaviour Assessment Model (BAM) aimed at studying the fate of pesticides in the soil. The general form of this model is associated with a pesticide mass balance equation within the surface soil layer and on plant surfaces. Pesticide volatilisation from the soil (or plant) to the atmosphere depends on the gradient of pesticide concentration between the soil (or plant) surface and the air outside the laminar boundary layer :

$$J_{soil} = \frac{D_{soil}}{d_{lam,soil}}(c_{s,soil} - c_{l,soil}) \quad (II.4)$$

$$J_{veg} = f_{mas}f_{dis}f_{for} \frac{D_{veg}}{d_{lam,veg}}(c_{s,veg} - c_{l,veg}) \quad (II.5)$$

where the subscripts ‘soil’ and ‘veg’ refer to soil and vegetation, respectively, J is the pesticide vapour flux to the atmosphere ($\text{g day}^{-1} \text{ cm}^{-2}$), D is the molecular diffusivity of the pesticide in the air ($\text{cm}^2 \text{ day}^{-1}$), d_{lam} is the thickness of the stagnant boundary layer (mm), c_s and c_l are pesticide concentrations at the surface and at the top of the boundary layer. Over plant surfaces the volatilisation rate is attenuated by three factors, as was suggested by [Wolters et al \(2004\)](#) : f_{mas} accounts for the effect of pesticide mass on plants, f_{dis} for the effect of pesticide distribution in the canopy, and f_{for} for the effect of formulation.

Such models predict volatilisation at the daily scale, but their input parameters are based on measurements without regard to the climatic conditions and atmospheric state variations. They are useful for screening the potential volatilisation of pesticides on long time scales.

In several models such as PELMO ([Klein, 1995](#)) or the Pesticide Root Zone Model (PRZM) ([Suarez, 2005](#)), pesticide concentration in the air above the soil is neglected and the volatilization of soil water is directly determined without describing the soil-air partitioning ([Ferrari et al, 2005](#); [Wolters et al, 2004](#)) :

$$J_{soil} = D \frac{H_e c_{soil}}{d_{lam}} \quad (II.6)$$

where H_e is the Henry constant, c_{soil} the pesticide concentration in soil surface water and d_{lam} the laminar boundary layer thickness. The dependency of parameters H_e and D on meteorological conditions can be considered to get a better assessment of volatilisation.

Wolters et al (2004) simulated the volatilisation of pesticide from soil and vegetation surfaces under realistic atmospheric conditions in a wind tunnel experiment. Cumulative volatilisation was 59% of the total amount of pesticide seven days after its application. The experimental results were in agreement with the prediction of the boundary layer model, based on equations II.5 for the vegetation and II.6 for the soil. Parameters H_e and D were firstly expressed as functions of the atmospheric conditions. This modelling approach has the advantage of accounting for environmental factors and it allows a prediction of the volatilisation rate at small time scale.

In a similar way, a canopy model (Leistra et al, 2005) based on the boundary layer concept was developed for volatilisation from a dense vegetated field. This model was validated using the results from a field experiment performed on a $182 \times 198 \text{ m}^2$ sprayed plot. As it accounts for the effect of realistic atmospheric variations on the pesticide molecular diffusion and Henry constant, this model may be applicable under a wide range of conditions and is thereby attractive for exposure assessment studies.

2.3 Atmospheric transport resistance models

Atmospheric transport resistance models consider the fundamental processes acting on the volatilisation from soil or plant surfaces, in relation with fluctuating meteorological conditions. Compared to screening models, they account for unsteady diffusion and can simulate volatilisation at a high time resolution. As they are based on the use of boundary layer resistances they can account for the turbulent character of the wind flow and the stability in the atmospheric surface layer (Wolters, 2003). This also overcomes the difficulty of determining the laminar boundary layer thickness as its extent is determined by the turbulent parameters. These models require more detailed input data than the screening models, particularly regarding meteorological conditions. In this context the parametrization of volatilisation is very similar to that developed for the evaporation of water from soil or plant surfaces, using a ‘big leaf’ approach. The flux of volatilisation from plant or soil surfaces is explicitly coupled with the atmosphere and usually expressed as follows (Vanclouster, 2003) :

$$J_{vol} = \frac{c_{g,sur} - c_{air}}{r_a + r_b} \quad (\text{II.7})$$

where $c_{g,sur}$ is the air concentration of pesticide vapour at the plant or soil surface (g m^{-3}), and c_{air} is the air concentration outside the boundary layer. This model considers two factors limiting pesticide transfer to the atmosphere : a laminar boundary layer resistance r_b (s m^{-1}) and an aerodynamic resistance in the air layer above the soil or the vegetation r_a (s m^{-1}).

Scholtz et al (2002a) developed such a canopy pesticide emission model (PEM) with a time resolution of only 20 min. Their model includes the effect of sensible and latent heat fluxes on pesticide diffusion to the atmosphere. It also accounts for soil sheltering by the canopy, and the respective contributions of the soil and the vegetation to volatilisation. The prediction of the volatilisation rate was shown to fit well with field measurements and its diurnal variation was fairly well represented by the model (Scholtz et al, 2002b).

3 Pesticide deposition

Pesticide deposition on surfaces may occur under the form of dry and wet deposition. Dry deposition is essentially achieved by the deposition of pesticides adsorbed on aerosols and pesticides in gaseous phase. In the atmospheric surface layer high pesticide concentrations in the adsorbed-to-aerosol phase can be found in cold regions or during cold periods, while the gaseous phase is dominant in hot regions or during hot periods (Van Jaarsveld et al, 1997). This is due to the temperature-dependency of vapour pressure. Deposition of pesticide adsorbed on aerosols remains an open issue, as pesticide adsorption on aerosols depends on multiple parameters related to the aerosol size and pesticide type.

The rate of gaseous deposition can be written as (Hansen et al, 2004; Raupach et al, 2001a; Van Jaarsveld et al, 1997) :

$$\begin{aligned} F_{a-s} &= v_d(z)(C_a(z) - C_s/K_{s-a}) \\ F_{a-w} &= v_d(z)(C_a(z) - C_w/H_e) \end{aligned} \tag{II.8}$$

where F_{a-s} and F_{a-w} ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) are the deposition fluxes toward soil and water surfaces, respectively, $v_d(z)$ is the dry deposition velocity (m s^{-1}) at height z within the surface layer, $C_a(z)$ is the mean air concentration at height z (g m^{-3}), C_s the concentration at the ground surface and C_w the concentration at the water surface. K_{s-a} is the soil saturation coefficient accounting for concentration equilibrium between the soil and the air, and H_e is the Henry constant. Deposition on the soil may occur until the soil is saturated. C_s can be considered zero when the surface receptor is very absorbant, such as water and soils with a concentration of organic matter high enough to degradate pesticide molecules as soon as they reach the surface.

Wet deposition occurs during precipitation events. Its rate is usually given by the following relation ([Van Jaarsveld et al, 1997](#))

$$F_w = C_p R_i \quad (\text{II.9})$$

where C_p is the average pesticide concentration in rain water (g m^{-3}) and R_i the average rain intensity (m s^{-1}). C_p is related to the average pesticide concentration in the air C_a through the scavenging ratio $W = C_p/C_a$. This ratio is a measure of the removal rate of the pesticide from the atmosphere, in gaseous phase and by wet deposition. The removal process occurs in the atmospheric layers where the gaseous pesticide phase is progressively dissolved in rain water as the rain approaches the ground. Pesticides with a high scavenging coefficient such as lindane have been detected in rain water with considerable concentration, due to their high solubility ([Van Den Hout et al, 1999](#)).

4 Fugacity approach

The fugacity approach was introduced by G. N. Lewis in 1901 as a criterion for equilibrium between phases, that appeared a convenient surrogate for chemical potential. Fugacity can be regarded as the tendency of a chemical substance to escape from a phase. It has units of pressure and can be linearly related to concentration. Models based on a fugacity approach are also known as multimedia models in the literature ([Mackay et al, 2001](#)). In general this approach is used to discuss contamination scenarios for water and atmosphere over a range of scales from regional to continental ([Kuang et al, 2003](#); [Ruzickova et al, 2008](#)). Fugacity models describe the fate of pesticides in several compartments of the environment, considered to be in an equilibrium state : atmosphere, soil, surface water, vegetation. Every compartment can be subdivided into sub-compartments. The atmospheric compartment usually embodies pure air, aerosol and water vapour sub-compartments ; the soil compartment embodies soil solid phase, soil water and organic matter sub-compartments ; water surface embodies pure water, organic matter and sediment sub-compartments.

4.1 Fugacity levels

Depending on the temporal and spatial scales involved, as well as the processes accounted for, fugacity models are ranked in four classes ([Smaranda and Gavrilescu, 2008](#)).

Fugacity level I considers the atmosphere and the other environmental compartments as

closed system without interaction. Flux exchanges with the atmosphere and degradation processes are ignored. The models predict a steady-state distribution of a fixed amount of pesticide across the main environmental compartments. These models cannot be used to calculate the residence time of pesticides in the atmosphere, nor to evaluate the possibility for long-range transport.

Fugacity level II relies on a description of the atmosphere as a steady-state open system. The input rate of pesticides in the atmosphere is assumed to be constant. This level can include chemical reactivity, and can account for wet and dry deposition between the atmosphere and the other compartments. Pesticide concentration in the atmosphere and the other compartments is predicted under the assumption that the pesticide input rate and its loss by degradation are in equilibrium. Level II models can be used to evaluate pesticide residence time and long-range transport.

Fugacity level III is a steady-state description of pesticide distribution in a well-mixed atmosphere and other compartments of the environment that are not in equilibrium. Each environmental compartment is considered to be made of sub-compartments. Equilibrium is not assumed between compartments, but it is between the sub-compartments of each compartment. This assumption is right when the time required for pesticide partitioning between sub-compartments is short enough compared to the time required to reach equilibrium between compartments (Devillers et al, 1995). As with fugacity level II models, degradation processes are considered in each compartment and the atmospheric concentration is calculated once equilibrium between pesticide input rate and degradation rate has been reached.

Fugacity level IV is an unsteady version of fugacity level III. The input rate is not necessarily constant and the models can take into account several sources of environmental variability, such as the distribution of water and land surfaces on regional and continental scales. The models can be used to analyse the effect of seasonal pesticide emission on the atmospheric concentration level.

4.2 Background theory

Fugacity models are based on a theoretical formulation describing diffusion and advection processes. The deterministic equation for the time variation in pesticide concentration C_i (mol m⁻³) in compartment i is given by the mass balance equation, whose general expression

Chapitre II. Revue bibliographique sur la modélisation de la dispersion de pesticide

can be written as (Mackay et al, 2001) :

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \text{advection term} + \text{diffusion term} + \text{source term} + \text{rate of degradation} \quad (\text{II.10})$$

The advection term represents the mass flow of pesticides migrating from one compartment to another, whereas the diffusion term represents its migration by molecular and turbulent transport due to concentration gradients. The source term is the input of pesticide into compartment i . The degradation term is mainly due to photolysis and microbiological transformation, as experienced by pesticides in compartment i . It usually follows a first-order kinetics :

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} \propto -\mu_i C_i \quad (\text{II.11})$$

where $1/\mu_i$ (s) is a time constant for degradation, that determines the time scale for the persistence of pesticides in compartment i .

The concentration of a given pesticide in each compartment is directly related to its fugacity parameter f_i (Pa), representing the tendency of the pesticide to escape from compartment i :

$$C_i = f_i Z_i \quad (\text{II.12})$$

where Z_i ($\text{mol m}^{-3} \text{ Pa}^{-1}$) is the capacity of compartment i to absorb the pesticide.

The Z_i values depend on the physico-chemical properties of the pesticide considered, the nature of the compartment and the temperature. The distribution of pesticides between two compartments i and j is given by the partitioning coefficients

$$K_{i,j} = \frac{C_i}{C_j} \quad (\text{II.13})$$

Under equilibrium fugacity ($f_i = f_j$), the partitioning coefficients also write as :

$$K_{i,j} = \frac{Z_i}{Z_j} \quad (\text{II.14})$$

From this theoretical background it is clear that pesticides concentrate in compartments with a high capacity Z_i .

4.3 Examples of application

The first fugacity model developed is the Behaviour Assessment Model BAM (Jury et al, 1983). BAM is unidirectional, in the sense that the variation of concentration is only given in the direction perpendicular to the soil surface. Volatilisation is represented on the basis of a stagnant boundary layer and the atmospheric conditions are not considered. The vertical transport of water in the soil is represented by the classical Richards equation. The main model output is the rate of volatilisation. Another example of model is PRZM (Suarez, 2005), a one-dimensional finite-difference model sharing almost the same mathematical description as BAM. PRZM has been conveniently used to study the fate of pesticides incorporated in the soil. These models predict volatilisation at the daily scale and their input parameters are deduced from measurements, with no regard of climatic conditions. These models are useful for predicting the long-term fate of pesticides and screening pesticides according to their potential volatilisation.

The PEM model (Pesticide Emission Model) is a finite-element model for volatilisation (Scholtz et al, 2002a,b). In this model the atmosphere is coupled with the soil. At the soil-atmosphere interface all processes acting on volatilisation are considered and the input parameters are prescribed at an hourly time scale. The diurnal variation of the volatilisation rate can therefore be simulated.

Several other fugacity models were developed and improved within the APECOP project (Vancloster, 2003). The main aim was to improve the prediction of pesticide volatilisation to the atmosphere. To achieve this, a larger range of exchange processes between the various environmental compartments was considered. In the MACRO (Jarvis, 1995), PELMO (Klein et al, 1997) and PEARL (Leistra et al, 2005) models for example, modules for pesticide volatilisation from soil and vegetation were implemented to better represent the diffusion of pesticides to the atmosphere (Vancloster, 2003). One difficulty encountered was the validation of these modules against experimental data. Also, the use of these modules was limited by the availability of the meteorological data, often collected on a daily basis rather than an hourly basis.

Advanced unsteady models considering more compartments and all underlying processes have also been developed. This family of models is known as Fugacity level IV models, or FUGIV (Paraiba et al, 2007; Wania and Mackay, 1995). In these models the atmosphere is viewed as a compartment made of two subcompartments : the air and the aerosols. Pesticide concentration in the air and aerosol compartments is determined separately using the octanol-air partitioning coefficient considered in the set of deterministic equations. Contreras et al (2008) simulated in unsteady conditions the fate of carbofuran, a pesticide known to be lipophilic, with a level IV fugacity model displaying four compartments : the atmosphere, a rice field,

the water and the sediments. Carbofuran was observed to accumulate in water and vegetation compartments, but a peak of concentration was also observed in the air compartment, followed by a progressive decrease until it became negligible 16 days after application. In this model and other similar ones the various compartments are considered to be well mixed, so that no local information on air concentration can be deduced. However they are useful for the assessment of the large-scale risk level of contamination of the atmosphere and the water.

[Siimes and Kamari \(2003\)](#) evaluated a set of thirteen fugacity models simulating the fate of herbicide in Finnish sugar beet cultivation. None of these models was found to fulfill all desired criteria. The main conclusion was that the current models have serious gaps in the way surface processes are understood and described (regarding for example colloidal transport, soil freezing and thawing).

Multimedia environmental fate models, sometimes referred to as Mackay-type models, have been designed to simulate pesticide concentration over large atmospheric scales, i.e., regional to continental. This is the case of SimpleBox ([Bakker et al, 2003](#)) and ECHAM5-HAM ([Stier et al, 2005](#)), for example. These models consider the atmosphere as a well-mixed box and are able to provide predictions of atmospheric concentrations over seasons to years. On the basis of the fugacity parameters used, they are well suited for discussing different scenarios of atmospheric and water contamination by pesticides, as well as their deposition to soil and water surfaces, their long-range transport and their time residence in the environment. In Holland for example, the RIVM model (very similar to SimpleBox) was used at national scale to explain the origin of water pollution by pesticides ([Clark, 2003](#)). It was found that high observed concentrations were due not only to atmospheric deposition but also to spray drift during the application season. In a similar way, [Semeena et al \(2006\)](#) used the ECHAM5-HAM model, in which the atmosphere was decomposed into three sub-compartments : air, cloud water and aerosols. They performed 10-year long simulations at the global-scale under various usage scenarios.

5 Gaussian approach

High pesticide concentration in the atmosphere is often observed in the vicinity of agricultural areas during spraying periods. There is a strong need for tools able to predict the dispersal of pesticide plumes during these periods and the resulting short-term atmospheric concentration. Knowing space and time variations of atmospheric pesticide concentration is essential for assessing risk exposure. Eulerian approaches are able to provide such information within a few days after application, from crop to regional scales. They imply solving a two- or

three-dimensional advection-diffusion equation for the conservation of pesticide concentration. In complex environmental conditions, or in order to obtain detailed concentration fields, mean wind velocity and turbulence intensity need to be calculated as well at fine spatial resolution by solving the Navier-Stokes equations. However this appears as a complex task for risk assessment purposes. This is why a Gaussian plume approach is usually privileged in such contexts, since it is based on simple and quick analytical solutions derived from simplifications of the advection-diffusion equation. This modelling approach is well suited for predicting advection and diffusion of a pollutant from a source, at least in simple idealised conditions.

5.1 Background theory

In models based on Gaussian plumes (continuous sources) or Gaussian puffs (instantaneous or finite-time sources) pesticide dispersal is represented by an idealized plume originating from the source. The main simplifications currently used in this approach are (i) steady-state meteorological fields and (ii) a uniform wind field. The first simplification implies that this approach is only valid over short time periods (e.g. a few hours). The second one means that Gaussian approaches may not be appropriate in complex terrain, or close to the surface where the wind field is characterised by a large wind shear and turbulence inhomogeneity, or close to the source because of the turbulence generated by spraying equipments. In flat homogeneous terrain the Gaussian approach can provide reasonable results over distances larger than 50 m downwind of the spray source (Craig, 2004).

All Gaussian models are based on an advection-diffusion equation for particles or gas of the following form :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) + S \quad (\text{II.15})$$

where t is time; x , y and z are the streamwise, spanwise and vertical coordinates, respectively; c is either the pesticide concentration in a Gaussian plume model or the time-integrated concentration in a Gaussian puff model; u is the mean longitudinal wind velocity; k_y and k_z are the eddy diffusivities in the spanwise and vertical directions, respectively. The terms on the right-hand side of equation II.15 represent advection by the mean wind, turbulent diffusion in the spanwise and vertical directions, and source production S , respectively.

In steady-state conditions ($\partial c / \partial t = 0$), and assuming conservation of pesticide mass, equa-

tion II.15 has an exact solution of the form :

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(\frac{-(z - h_s)^2}{2\sigma_z^2}\right) + R \exp\left(\frac{-(z + h_s)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (\text{II.16})$$

where $\sigma_y(x)$ and $\sigma_z(x)$ are the plume width and depth, respectively, h_s is the source height and Q is the source strength. The first two exponentials of equation II.16 describe the crosswind and the vertical shapes of the plume as Gaussian distributions with standard deviations $\sigma_y(x)$ and $\sigma_z(x)$, and maxima at $x = 0$ and $z = h_s$, respectively. The third exponential accounts for plume reflection at the ground surface, where R is the fraction of the plume that is reflected (Spijkerboer et al, 2002). Atmospheric stability is usually accounted for through the form of $\sigma_y(x)$ and $\sigma_z(x)$, that are empirically specified according to the Pasquill stability classes (see, for example, Hanna et al, 1982).

In order to account for dry deposition of the pesticide on the surface, the ‘effective source strength’ approach suggested for spores by Chamberlain (1953) can be used. This approach consists in reducing the source strength Q in equation II.16 with increasing distance downwind from the source, so that the particles or gases that have deposited are progressively removed from the plume. Pesticide deposition on the ground surface is usually modelled with a deposition velocity w_d :

$$-k_z \frac{\partial c}{\partial z} \Big|_{z=0} = w_d c(x, y, z_{ref}) \quad (\text{II.17})$$

where z_{ref} is a reference height above the surface.

The deposition velocity of particles on plant canopies should account for all deposition mechanisms : gravitational settling, inertial impaction on vegetation elements and Brownian diffusion through the boundary layers of canopy elements. Based on previous model for particle deposition and on the review of Davidson et al. (1990), Raupach and Leys (1999) developed a single-layer model of pesticide deposition where the deposition velocity is treated as a bulk conductance resulting from three specific conductances in parallel :

$$w_d = v_s + G_{brow} + G_{imp} \quad (\text{II.18})$$

where v_s is the settling velocity, G_{brow} the velocity component due to Brownian diffusion, and G_{imp} the deposition velocity due to impaction on vegetation elements.

As wind velocity and eddy diffusivity vary strongly with height close to the surface, (Skelsey et al, 2008), the exact solution II.16 of equation II.15 is not well verified in this region. The vertical variation in particle concentration around a point source close to the surface resembles more an exponential profile than a Gaussian one, which usually leads to underestimating the concentration at the ground level. Van Ulden (1978) and Gryning et al (1983) suggested a modification of the vertical dispersal function, using a shape parameter depending on the stability and downwind distance.

Finally, it has been shown that if pesticide droplets settle under gravitation the centroid of the plume should obey $h_s(x) = \max(h_s - xv_s/u, 0)$, where v_s is the settling velocity (Raupach et al, 2001b). For pesticides in gaseous phase the settling velocity is zero.

5.2 Examples of application

Several authors have attempted to build models based on a Gaussian approach for various source forms. To our knowledge no Eulerian approach solving wind flow and scalar concentration fields numerically have been used to simulate pesticide dispersal.

Watanabe (2000) described an atmospheric diffusion model able to simulate Gaussian dispersal of a pesticide plume either in gaseous or liquid phases, from a linear source perpendicular to the wind direction. Considering the downwind edge of a treated field as such a linear source, the author used the model to predict pesticide concentration in the air due to volatilisation. The model could be validated over a distance of 1 km, and therefore used as a tool for risk exposure assessment.

For pesticide droplet drift during aerial spraying application, a GDS (Gaussian Diffusion and Sedimentation) model is a rapid and efficient tool to evaluate the amount of pesticide droplets drifting far from the downwind edge of the treated field (Craig, 2004). It allows the evaluation of the buffer distance beyond which droplet deposition must be lower than values fixed by the regulatory norms. Such a model was validated over distances ranging between 50 m to 1 km for various droplet sizes and wind velocities. Up to 50 m, the predictions were less good than further downwind because near the spray source dispersal is dominated by turbulent transport rather than by diffusion.

In order to take into account the effect of vegetation on the plume spreading from the source, Raupach et al (2001b) used a Gaussian approach to describe the reduction in mean pesticide concentration due to deposition and filtration by vegetation. Considering that droplet dispersal and the pesticide vapour phase in the vertical direction both had a Gaussian form, a predictive model for pesticide concentration in liquid and vapour phases was established. It was shown

to be successful up to 1 km away from the field source and was used successfully in Northern Australia to explain pesticide pollution patterns in river water (Raupach et al, 2001a).

In order to cope with the spatial non-uniformity of the wind field Bozon et al (2008) applied a Gaussian model on non-symmetric distances instead of Cartesian ones. Such distances are defined by migration times computed from wind velocities. In their approach the wind flow field itself was computed from at least two measurement points in order to account for topography effects.

The Gaussian atmospheric air pollution model ISCST (Industrial Source Complex Short Term model) developed by USEPA (USEPA, 1995a) was also adjusted so that it is able to predict the air concentration in volatilised pesticides, at short time intervals after spray application. The main inputs of this model are the hourly averaged rate of pesticide volatilisation and hourly meteorological data. Creyer and van Wesenbeeck (2001) used this model with multiple sources of pesticide emission from an agricultural area. Predicted air concentrations were found to be in good agreement with a series of field measurements performed in California.

The Gaussian approach is an efficient tool for the survey of pesticide concentration levels in the atmosphere. However better knowledge is required on the effects of turbulence-related input parameters and the rate of volatilisation, which determine the spatial extent of the plume σ_z and its strength Q . The current trend in Gaussian modelling is to couple the model with a Geographical Information System (Arystanbekova, 2004; Bozon et al, 2010; Cryer, 2005). The main input parameters implied in the Gaussian approach can then be assessed from an explicit representation of the sources and the topography.

6 Lagrangian approach

In the Lagrangian approach a large number of droplets are tracked along their trajectories, from their emission by the sprayer to their deposition. One advantage of this approach is that close to the source the motion of pesticide droplets is strongly influenced by the equipment design, and Gaussian approaches cannot really be used in such complex environments. In pesticide dispersal studies Lagrangian models have been mostly used to optimise the spraying equipment design. By providing a better understanding of the effect of the turbulence induced by the latter on pesticide droplet motions, they can help reduce the drift of pesticides away from the target region.

We will also see in section 6.2 that, although the Lagrangian approach requires larger computational resources than the Gaussian approach, the former appears promising for simulating pesticide dispersal over heterogeneous landscape, where the Gaussian approach is quite limited,

as well as for following the physical or chemical transformation of droplets along their trajectory in the atmosphere, especially droplet evaporation.

Droplet drift during spraying strongly depends on environmental conditions such as wind velocity, air temperature and humidity (Gil et al, 2008, 2007), and on factors related to the spraying equipment such as spraying technique, nozzle type and droplet size (Cross et al, 2001; Ozkan et al, 1995; Yarpuz-Bozdogan and Bozdogan, 2009). The turbulence generated by the spraying equipment (tractor, aircraft) should also affect droplet motion. Only a few authors used Computational Fluid Dynamics (CFD) models with a Lagrangian approach to study droplet emission from various types of nozzles. These models have been recently reviewed by Gil and Sinfort (2005).

6.1 Background theory

Assuming that the droplets move independently from one another, that they have a spherical shape, that their density is larger than air density, and that their diameter is smaller than the Kolmogorov scale, the forces exerted on a moving droplet are mainly the gravity force and the drag force due to the relative motion of the droplet. The mathematical description of this approach is given by the second Newton's law (Teske et al, 2002) :

$$\frac{du_{di}}{dt} = \frac{1}{\tau} (u_i - u_{di}) + \delta_{i3}g \quad (\text{II.19})$$

where u_{di} is the component of droplet velocity in the i direction, u_i is the instantaneous air velocity at the droplet position, g is the acceleration of gravity ($g = 9.81\text{m s}^{-2}$), and δ_{i3} is the Kronecker symbol.

The inertia of the droplet relative to the temporal variation in air velocity is characterised by a relaxation time τ given as :

$$\tau = \frac{4}{3} \frac{d \rho_d}{C_d \rho_a \|\vec{u} - \vec{u}_d\|} \quad (\text{II.20})$$

where ρ_d is the droplet density, d the droplet diameter, and ρ_a the density of the ambient air. The drag coefficient C_d depends on the flow regime and is often expressed as a function of the Reynolds number (Re). For a small relative velocity between the droplet and the air, it is simply given by $C_d = 24/Re$, whereas for larger flow velocities empirical relationships have been established (see, for example, Clift et al, 1978).

The main difficulty in solving equation II.19 relies on the knowledge of the instantaneous wind velocity at the droplet position. Such precise information on the wind field can be obtained

from an airflow model using the Large-Eddy Simulation (LES) technique. The LES approach consists in filtering the Navier-Stokes equations so as to resolve explicitly all turbulent structures larger than the filter scale, and to model the smallest structures. The filter scale, usually related to the spatial resolution of the model, is chosen sufficiently small so that the main energetic turbulent structures of the flow are solved. This approach requires large computational resources.

Other airflow models based on Reynolds-averaged equations can be used to compute mean quantities such as mean velocity, and turbulent kinetic energy and its dissipation rate. Unlike LES models they do not provide any information on instantaneous fluid structures and cannot be coupled with equation II.19. To solve this problem, a Lagrangian stochastic approach is used to model the behaviour of particles, in a way similar to the Langevin equation modelling the Brownian motion. This amounts to introducing a resistive drag term and a random term. Hence, the three-dimensional joint stochastic differential equations for the increment of the three particle velocity and position components write as follows :

$$du_{di} = a_{u_{di}} dt + b_{u_{di}} d\xi_{u_{di}} \quad (\text{II.21})$$

$$dx_i = (u_{di} - \delta_{i3}v_s) dt \quad (\text{II.22})$$

where the Langevin coefficients $a_{u_{di}}$ and $b_{u_{di}}$ are functions of the mean wind velocity components, the Eulerian velocity variances, the shear stress and the Lagrangian velocity time scale (see, for example, [Sawford and Guest, 1991](#)) ; $d\xi_{u_{di}}$ is a random number deduced from a Gaussian distribution with a zero mean and a variance dt , and v_s is the deposition velocity.

6.2 Examples of application

Tools derived from computational fluid dynamics provide efficient ways to predict droplet trajectories near the spraying equipment. [Sidahmed and Brown \(2002\)](#) used the Fluent code to solve the motion equations with the standard turbulent kinetic energy-dissipation rate ($k - \epsilon$) model. They could analyse the effect of meteorological conditions and nozzle orientation on the deposition near an airblast sprayer.

Using the ANSYS CFX code with a $k - \epsilon$ flow model and a droplet trajectory tracking model, [Baetens et al \(2009\)](#) developed a reduced-order model to predict the drift from ground boom sprayers. Their model allows drift assessment up to 10 m from the field edge under any spraying condition (boom height, wind velocity and droplet size).

A screen box tool like DRIFTSIM (Zhu et al, 1995) can also be an efficient tool that allows drift prediction without requiring special operator skills. It relies on the interpolation of values from a database of drift distances up to 200 m, originally calculated with Fluent. However its validation was only based on the fate of isolated droplets released in a wind tunnel, without any consideration to the spraying equipment.

In order to take into account the effect of droplet evaporation on their deposition near the sprayer, Mokeba et al (1997) developed a three-dimensional simulation model using a random walk approach and a droplet evaporation model. As droplets evaporate, their trajectories was shown to change and their deposition to occur further from the sprayer.

For aerial application the Lagrangian based model AGDISP (AGricultural DISPersal) was developed by the NASA and Spray Drift Task Force (SDTF) to simulate the effect of the aircraft wing tip vortices on the behaviour of pesticide droplets during aerial spray application (Bird et al, 2002). This model predicts the drift with a wind perpendicular to the spray source, considered as an infinite line source. This model was later extended to AGDRIFT (Teske et al, 2002), that considers all conditions of spraying application including the nozzle type, droplet size and wind speed. Instead of deducing the dynamics of the air carrying the droplet plume from the Navier-Stokes equations, only its observed effects were parameterised. It was used to assess buffer distance for both aerial and ground applications. Its ability for drift prediction was compared to SDTF field studies. The advantages of this model are its possible use in routine application and its reliability to predict downwind buffer distances up to 800 m. Beyond this threshold a discrepancy between field experiments and predictions was observed, attributed by the authors to the time scales used in the description of droplet trajectories. A Gaussian approach was further implemented in the AGDRIFT model to extend its prediction capability for droplet deposition (Teske and Thistle, 2004).

The SprayTrans model (Richardson et al, 2007) is another improved version of the Lagrangian model AGDISP, that was interfaced with the air pollution model CallPuf/Callmet. CallPuff/Callmet is a combination of a Gaussian transport model (Callpuf) with a meso-scale meteorological interpolator (Callmet). The coupled model was validated on the basis of field experiments and its ability to simulate pesticide drift up to 2000 m was shown.

Provided that the characteristics of atmospheric turbulence are well known, the Lagrangian approach is suitable for describing the trajectory of lumps of air marked with pesticide molecules in gaseous phase. Using the prediction of BAM fugacity model for the rate of pesticide volatilisation from the soil, Yates (1993) used the Lagrangian approach to survey the off-site dispersal of air lumps charged with pesticide vapour over a distance of 100 m downwind from the source. The method consists in releasing particles from the ground to the air and computing

their trajectories to assess the concentration near the source. The extension of this approach to predict pesticide vapour concentration was limited by a high computational time. In the same way, [Holterman et al \(1997\)](#) used the random walk model IDEFICS to describe the trajectories of droplets produced by a single nozzle.

The validation of Lagrangian models is a complex task because of the variability of ambient conditions during field trials and the difficulty to perform measurements of droplet deposition in the field itself. The reliability of Lagrangian model predictions also depends on the turbulence parameterisation used for the carrier fluid. When used at large enough time and space scales, real-time measurements of atmospheric conditions are usually required for the adjustment of the Lagrangian model parameters.

7 Concluding remarks

In this review we have examined different approaches used for simulating pesticide dispersal in the atmosphere. These approaches differ in particular by the spatial and time scales at which the various models have been used.

In order to assess exposure risk and environmental contamination, the landscape scale (i.e. up to to a few kilometers) appears crucial as most of pesticide droplets are dispersed over such distances during or just after spraying. However it appears from this review that most pesticide dispersal models are not yet applicable at this scale. The main difficulty relies on the complexity of the wind flow induced by surface heterogeneity, as caused by the presence of clearings, roads, crops, forest patches of various heights, etc. Lagrangian approaches for pesticide applications have only been used at the scale of the spraying equipment. On the opposite, fugacity approaches are only applicable at larger scale than the landscape scale, due to the strong simplifications they use. They are also restricted to the evaluation of post-application transfer. Gaussian approaches are not applicable over heterogeneous surfaces with complex wind flow.

Over the last decades modelling turbulent flow over plant canopies has become a widely used approach for many environmental or agronomic applications. It is now feasible to simulate wind fields at the scale of a few fields in order to simulate particle dispersal, using either Eulerian or Lagrangian approaches. This was done for example for maize pollen dispersal downwind from a source plot by coupling a Reynolds-averaged airflow model with an Eulerian dispersal equation for maize pollen ([Dupont et al, 2006](#)). Although the current state of development of Reynolds-averaged models makes their extensive use possible for case studies or applied purposes, this type of model only provides average field information.

Unlike such models, Large-Eddy Simulation (LES) models have the advantage of simulating instantaneous dynamic wind fields. They are thus capable of simulating wind gusts in the boundary layer and within plant canopies (e.g. [Dupont and Brunet, 2009](#)). Consequently, the LES technique allows canopy turbulence to be analysed in greater details and can also be coupled with droplet motion equations as equation [II.19](#). However, LES is expensive in terms of computational time, and adequate lateral boundary conditions are not easy to introduce ([Patton et al, 1998](#)). LES models still remain research tools, but they appear quite promising.

In the future such tools could be used to study the impact of various landscape configurations on pesticide dispersal in order to find optimal configurations aimed at limiting environmental contamination during spraying. One approach could consist in performing costly LES simulations in some well-defined conditions, then producing simplified dispersal functions from the output fields. Such functions could then be implemented in statistical or simplified models for risk exposure, on the basis of known emission sources. The recent achievements in airflow modelling at the landscape scale are therefore promising for better simulating pesticide dispersal at this scale.

Chapitre III

Dynamique du vent dans une parcelle de vigne

Résumé Le comportement du vent dans et au-dessus des vignes est un facteur important influençant la productivité viticole et la dispersion de scalaire aussi bien à l'échelle des rangs qu'à l'échelle de la parcelle. Dans ce chapitre la dynamique du vent dans la vigne est étudiée expérimentalement et numériquement pour trois directions de vent : i) vent perpendiculaire aux rangs, ii) vent à 45° par rapport aux rangs et iii) vent parallèle aux rangs. Pour l'étude expérimentale des caractéristiques du vent dans la vigne, des mesures ont été effectuées à l'aide d'un mât d'anémomètres soniques. Dans l'étude numérique, le modèle atmosphérique ARPS a été utilisé de manière à simuler le vent à l'intérieur et au-dessus des rangs avec une échelle spatiale inférieure à l'échelle des rangs. Les statistiques simulées du vent ont été comparées aux mesures afin d'évaluer le modèle ARPS à l'échelle des rangs. De plus, la structure de l'écoulement dans la vigne pour les trois directions du vent a été explorée numériquement et comparée aux résultats disponibles dans la littérature. Pour caractériser l'écoulement du vent sur des couverts en rangs, les paramètres aérodynamiques tels que la longueur de rugosité et la hauteur de déplacement de la canopée ont été calculés à l'échelle de la parcelle selon la direction du vent. Enfin l'analyse des auto-corrélations et des spectres des trois composantes de la vitesse a été menée afin d'étudier les structures turbulentes cohérentes en comparaison avec celles présentes au niveau de couverts homogènes horizontalement. Les statistiques du vent pour les trois directions étudiées obtenues par modélisation concordent d'une manière satisfaisante avec les mesures. De plus, la modélisation et l'expérimentation ont montré que l'organisation de l'écoulement dans les couverts en rangs diffèrent selon la direction du vent : des tourbillons au sommet et dans les cavités formées par les rangs ont été observés dans les cas ii) et iii),

alors qu'ils sont absents dans le cas iii). L'analyse de la dynamique du vent à l'échelle de la parcelle a montré que les paramètres aérodynamiques des couverts en rangs dépendent de la direction du vent. Quelle que soit la direction du vent, il est ressorti de l'analyse des spectres et des fonctions d'auto-corrélation des composantes de la vitesse du vent que les couverts en rangs présentent les mêmes caractéristiques que les couverts homogènes horizontalement.

1 Introduction

Plusieurs travaux expérimentaux et théoriques ont été conduits pour la compréhension de la dynamique du vent dans les couverts homogènes horizontalement ainsi que des mécanismes d'échange de masse et de quantité de mouvement (Baldocchi and Meyers, 1988; Brunet and Irvine, 2000; Maitani and Shaw, 1990; Massman, 1997; Raupach et al, 1986). Sur des canopées éparses, des études expérimentales et théoriques ont aussi été menées pour comprendre les différences de comportement du vent turbulent par rapport aux canopées denses (Pietri et al, 2009; Poggi et al, 2004). Si ces études sont restées ciblées sur la représentation de la dynamique à l'échelle de parcelles homogènes horizontalement, à l'échelle de parcelles en rangs peu d'études décrivant les différentes variabilités des statistiques du vent à l'échelle des rangs sont disponibles. On peut citer par exemple les travaux expérimentaux de Weiss and Allen (1976) et Riou et al (1987), où le vent a été étudié sur une parcelle de vigne sans toutefois s'intéresser à la variabilité horizontale des principales caractéristiques du vent.

Pour la compréhension de la dynamique du vent à l'échelle de la parcelle ou du paysage, la méthode de la simulation des grandes échelles (LES) est souvent invoquée (Dupont et al, 2008; Shaw and Schumann, 1992; Yang et al, 2006). Cette méthode donne accès à la dynamique instantanée et à la structure turbulente de l'écoulement d'air à l'échelle des tourbillons résolus. La LES s'est révélée efficace pour la compréhension des caractéristiques des écoulements atmosphériques sur des couverts et pour l'interprétation de scénarios de dommages forestiers ou de pollution liés à la dispersion turbulente. Patton (1997) a utilisé cette méthode pour l'étude des caractéristiques du vent sur des forêts homogènes. De plus, le même auteur a utilisé la même méthode pour l'étude des propriétés turbulentes du vent autour de brise-vents et leurs conséquences sur la dispersion de scalaire. Dupont and Brunet (2008a) et Dupont and Brunet (2009) ont utilisé la simulation des grandes échelles pour étudier la turbulence en lisières des forêts et la turbulence dans les transitions clairières-couverts pour mieux comprendre l'effet de l'hétérogénéité du paysage sur la dynamique du vent.

L'étude de la dynamique du vent à l'échelle d'un couvert en rangs tel que la vigne est

Chapitre III. Dynamique du vent dans une parcelle de vigne

indispensable afin de mieux comprendre les processus turbulents à fine échelle et par voie de conséquence elle nous offre l'opportunité de les contrôler. Dans les parcelles de vigne l'étude de la dynamique du vent à l'échelle des rangs est motivée par les faits suivants :

- (i) Les vignes sont des canopées éparées, donc l'étude de vent dans ce type de couvert permet de comprendre l'effet des hétérogénéités locales sur la dynamique du vent ;
- (ii) La vitesse du vent, sa direction et la turbulence qui en résulte ont un impact important sur la productivité viticole (Cleugh et al, 1998; Tarara et al, 2005) ;
- (iii) L'évapotranspiration des vignes et l'échange de chaleur entre la vigne et l'atmosphère sont des processus dépendant de la géométrie de la vigne et de la direction du vent. Donc une étude à fine échelle est nécessaire pour bien représenter les échanges de chaleur et d'humidité à partir de la vigne et du sol séparément (Ham and Kluitenberg, 1993; Hatton and Wu, 1995; Oliver and Sene, 1992). En raison de l'hétérogénéité horizontale des vignes, les modèles unidimensionnels d'échange de masse, de quantité de mouvement et de chaleur basés sur les paramètres aérodynamiques de la canopée sont peu fiables. Donc une modélisation bidimensionnelle est plus adéquate afin de couvrir la variabilité horizontale ;
- (iv) L'étude de la dynamique du vent à l'échelle des rangs permet également la prédiction et la prévention de la contamination à grande échelle des vignes. Avec une connaissance très localisées de la dynamique du vent dans la vigne, il est possible d'étudier la dispersion des particules biotiques pathogènes depuis le foyer de contamination et sa progression de rang en rang (Aylor, 1999; Bailey et al, 2010) ;
- (v) La dispersion des produits phytosanitaires dans la vigne dépend de la géométrie de la canopée et de la position de la source. Dans les cultures en rangs notamment les vignes, l'hétérogénéité engendrée par la présence de rangs et d'inter-rangs engendre une variabilité de la structure de l'écoulement du vent, et la question de savoir si l'écoulement du vent sur des couverts en rang est similaire à l'écoulement sur des couverts homogènes horizontalement se pose d'elle-même. C'est sur cette dernière motivation que le présent chapitre est focalisé.

Dans la partie suivante (section 2) sont donnés les concepts théoriques des écoulements dans des couverts homogènes sous une atmosphère neutre. A la section 3, la démarche de modélisation est présentée, suivie de la description de l'expérimentation. La validation des champs de vent simulés par le modèle est présentée à la section 4, suivie de l'analyse détaillée de la dynamique du vent à l'échelle du rang à la section 5. Enfin, la section 6 est consacré à l'analyse de la dynamique du vent à l'échelle de la parcelle en comparaison avec des canopées homogènes horizontalement.

2 Rappel sur la dynamique du vent sur couverts homogènes horizontalement

Dans les couverts homogènes l'écoulement est composé de deux couches d'échelles spatiales différentes : la couche rugueuse située dans et au-dessus du couvert et qui s'étale jusqu'à 2 fois la hauteur de la canopée (Massman, 1997; Novak et al, 2000) et la couche de surface qui est la partie de la couche atmosphérique qui interagit avec la canopée. La présence de ces deux couches distinctes se traduit par des échelles des statistiques du vent différentes. Dans la couche de surface l'échelle de la turbulence est donnée par la vitesse de frottement, alors que dans le couvert l'échelle de la turbulence diminue plus on s'approche du sol, et dépend du type de végétation. De plus, dans la couche rugueuse l'échelle spatiale de la turbulence est de l'ordre de la hauteur du couvert, alors que dans la couche de surface elle augmente avec la hauteur (Raupach et al, 2006).

2.1 Profil de vitesse moyen et les caractéristiques aérodynamiques du couvert

La couche de surface est caractérisée par un flux turbulent de quantité de mouvement constant. Sous une atmosphère neutre, dans cette couche le profil de vitesse moyenne $\langle u(z) \rangle$ est décrit par la loi logarithmique des couches limites,

$$\langle u(z) \rangle = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z-d}{z_0} \quad (\text{III.1})$$

Dans cette expression les crochets représentent une moyenne temporelle, z est l'altitude, k est la constante de Von Karman ($k = 0,40$), d est la hauteur de déplacement dynamique et z_0 est la longueur de rugosité du couvert.

La hauteur de déplacement d est la hauteur moyenne dans le couvert à laquelle s'effectue l'absorption de la quantité de mouvement par la force de traînée et elle est donnée par la relation suivante (Massman and Weil, 1999),

$$d = h - \int_0^h \frac{\langle u'w' \rangle}{u_*^2} dz \quad (\text{III.2})$$

Les variables u' et w' sont les fluctuations des composantes de la vitesse longitudinale et verticale issues des mesures ou des simulations numériques par rapport à leurs moyennes. Le paramètre h est la hauteur du couvert. Le paramètre u_* est la vitesse de frottement de

l'écoulement dans la couche de surface, donnée par le flux turbulent de quantité de mouvement $\langle u'w' \rangle$ dans la couche à flux constant (Raupach et al, 2006) :

$$u_* = \sqrt{-\langle u'w' \rangle} \quad (\text{III.3})$$

Les valeurs courantes de la hauteur de déplacement d/h varient entre 0,7 à 0,8 sur des couverts homogènes et forêts (Kaimal and Finnigan, 1994). Concernant la longueur de rugosité, elle caractérise la capacité d'un couvert à absorber la quantité de mouvement (Raupach et al, 2006). Massman and Weil (1999) ont proposé une simple relation analytique pour l'estimation de la hauteur de rugosité sous l'hypothèse de profil de vitesse logarithmique juste au-dessus de la canopée,

$$\frac{z_0}{h} = \left(1 - \frac{d}{h}\right) \exp\left(-k \frac{\langle u \rangle}{u_*} + \psi\right) \quad (\text{III.4})$$

Où ψ est un paramètre qui tient compte de la présence de la couche rugueuse discuté par Raupach (1995). Il rend compte de la modification de la rugosité du sol engendrée par la présence du couvert végétal. Un modèle paramétrique simplifié a été suggéré par Verhoef and McNaughton (1997) qui considèrent la longueur de rugosité comme une fraction de la hauteur de la canopée, $z_0 = k_1 h$, où le paramètre k_1 vaut 0,13 (Brutsaert, 1982).

Dans la canopée, l'écoulement d'air est décéléré à cause de l'absorption de la quantité de mouvement par les éléments végétaux par traînée. Le profil de vitesse dépend ainsi de la morphologie de la canopée et de sa densité foliaire A_f (Dupont and Brunet, 2008b; Massman, 1997; Poggi et al, 2004). Dans des canopées homogènes, le profil de vitesse a une forme exponentielle. Massman (1997) propose un modèle analytique unidimensionnel donnant la variation verticale de la vitesse longitudinale moyenne $\langle u \rangle$ en fonction de la hauteur z au-dessus du sol,

$$\frac{\langle u(z) \rangle}{\langle u_h \rangle} = e^{[-C_d \text{LAI}(1 - \frac{z}{h})]} \quad (\text{III.5})$$

Dans cette expression le LAI est la densité foliaire du couvert (Leaf Area Index) donné par le rapport de la surface totale des éléments végétaux par unité de surface du sol, C_d est le coefficient de traînée et $\langle u_h \rangle$ est la vitesse moyenne du vent au sommet de la canopée. Ce modèle suppose que le couvert est isotrope, autrement dit homogène dans toutes les directions spatiales, et l'effet d'abri des éléments végétaux est négligé.

La présence du couvert décélère le vent dans la canopée via l'absorption de la quantité de mouvement et provoque son accélération juste au-dessus de la canopée. Ainsi un fort gradient de vitesse se crée à l'interface atmosphère-canopée. A ce gradient de vitesse est associée une

III.2 Rappel sur la dynamique du vent sur couverts homogènes horizontalement

échelle de cisaillement L_s définie comme :

$$L_s = \frac{\langle u(h) \rangle}{(\partial \langle u \rangle / \partial z)_{z=h}} \quad (\text{III.6})$$

Le profil de vitesse qui en résulte présente un point d'inflexion au sommet de la canopée qui est à l'origine du développement d'instabilités (voir section 2.3).

2.2 Principales caractéristiques turbulentes du vent

La variabilité temporelle de la vitesse instantanée du vent est représentée par les trois écarts types σ_u , σ_v et σ_w donnés par :

$$\sigma_u = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (u - \langle u \rangle)^2} \quad , \quad \sigma_v = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (v - \langle v \rangle)^2} \quad , \quad \sigma_w = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w - \langle w \rangle)^2} \quad (\text{III.7})$$

où n est le nombre de données dans la série statistique, et u , v et w représentent les composantes longitudinale, latérale et verticale de la vitesse du vent.

Dans la plupart des couverts denses homogènes, les profils verticaux des écarts types normalisés par la vitesse de frottement possèdent une allure quasi universelle avec des pics d'écart type au sommet du couvert (Pietri et al, 2009; Poggi et al, 2004). A l'interface canopée atmosphère l'écart-type de la vitesse longitudinale est de l'ordre de 2 (Novak et al, 2000; Poggi et al, 2004), tandis que les écarts types des vitesses verticale et latérale se situent autour de 1,5.

Les moments d'ordre 3, connus aussi par anglicisme sous le nom de *skewness*, caractérisent l'état de symétrie des fluctuations des composantes de la vitesse par rapport à leurs moyennes. En effet, aux écoulements de canopée sont associés des phases de rafales intermittentes qui se traduisent dans les distributions de probabilité par l'absence de symétrie par rapport aux valeurs moyennes, telle que le traduit leur définition :

$$Sk_u = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (u - \langle u \rangle)^3 / \sigma_u^3 \quad , \quad Sk_v = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (v - \langle v \rangle)^3 / \sigma_v^3 \quad , \quad Sk_w = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w - \langle w \rangle)^3 / \sigma_w^3 \quad (\text{III.8})$$

Dans les couverts végétaux homogènes, Sk_u est positif et Sk_w est négatif. Au-dessus du couvert, les *skewness* tendent vers la valeur nulle caractéristique des distributions gaussiennes. Cela indique que la turbulence dans les canopées est dominée par d'intenses rafales descendantes, reflets du passage de structures turbulentes cohérentes. Donc le mécanisme d'échange de quantité de mouvement et de masse est assuré par les processus de balayage et d'éjection associés aux passages des structures cohérentes. Les valeurs de Sk_u augmentent avec la densité

du couvert et elles se situent autour de 1 (Novak et al, 2000; Raupach et al, 1996). Dupont and Brunet (2008b) ont trouvé par simulations numériques des valeurs de Sk_u dépassant 1,5 pour des canopées de LAI = 2. Sur une canopée encore plus dense de LAI = 4,5, Novak et al (2000) ont trouvé par mesure une valeur de $Sk_u = 2,0$. Concernant Sk_v , il est en général inférieur aux valeurs de Sk_u et Sk_w .

Les moments d'ordre 4 des composantes de la vitesse du vent, appelés communément *kurtosis*, caractérisent l'aplatissement des distributions de la vitesse et ils sont donnés par les relations suivantes :

$$Kt_u = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (u - \langle u \rangle)^4 / \sigma_u^4, \quad Kt_v = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (v - \langle v \rangle)^4 / \sigma_v^4, \quad Kt_w = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w - \langle w \rangle)^4 / \sigma_w^4 \quad (\text{III.9})$$

Pour des distributions gaussiennes, la valeur du *kurtosis* de la vitesse est égale à 3. Dans les canopées végétales, les *kurtosis* excèdent leur valeur gaussienne à cause de la présence des intermittences liées aux structures cohérentes. Les valeurs de *kurtosis*, elles aussi, augmentent avec la densité de la canopée (Novak et al, 2000).

2.3 Analogie des écoulements sur des couverts denses avec la couche de mélange

Raupach et al (1996) ont assimilé l'écoulement dans les couverts à celui d'une couche de mélange de deux fluides superposés s'écoulant à des vitesses différentes car ils partagent les mêmes caractéristiques dynamiques et morphologiques. En effet, aussi bien au sommet de la canopée qu'à l'interface de deux couches de fluides, les gradients de vitesse et les flux turbulents sont maximums. De plus, les propriétés statistiques turbulentes discutées précédemment sont similaires.

Le point d'inflexion au sommet de la canopée induit le développement d'instabilités. La première instabilité est celle de Kelvin-Helmholtz qui correspond à des ondulations transversales de l'écoulement. Au deuxième stade de l'instabilité, ces ondulations se transforment en rouleaux transversaux cohérents alignés dans la direction de l'écoulement avec un espacement moyen $\Lambda_w / L_s = 8,1$ (Finnigan, 2000; Raupach et al, 1996). Dans les couches d'air fortement cisailées qui séparent les rouleaux transversaux se développent des rouleaux longitudinaux qui brisent les rouleaux transversaux et génèrent des structures cohérentes tridimensionnelles dont le front se situe au sommet de la canopée et la queue dans le couvert. Ses structures ressemblent à des structures en épingle de cheveux. Elles sont communément appelées *hairpin* et elles jouent un rôle majeur dans les échanges de masse et de quantité de mouvement entre la canopée et

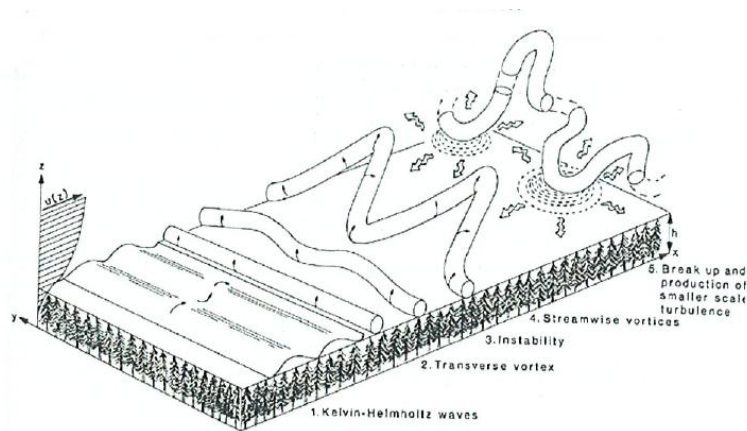


Figure III.1 – Schéma représentant les différents stades de développement des structures turbulentes cohérentes dans le couvert (Finnigan and Brunet, 1995).

l'atmosphère. Sur la figure III.1 sont schématisés les différents stades d'instabilités que traverse l'écoulement et les structures tridimensionnelles qui se manifestent. Ces structures pénètrent dans le couvert par intermittence via le processus de balayage, puis elles sont éjectées vers l'extérieur, éventuellement chargées de scalaires, comme l'humidité et les particules.

3 Méthode

Pour l'étude de la dynamique du vent dans les couverts en rangs nous avons utilisé deux approches : l'approche numérique et l'approche expérimentale pour la validation du modèle numérique.

3.1 Expérimentation d'Arbanats

L'objectif de l'expérimentation était de quantifier les différentes propriétés statistiques du vent dans une parcelle de vigne suivant la direction du vent par rapport aux rangs de vigne et pour une stratification thermique proche du neutre. L'expérimentation s'est déroulée sur une parcelle de vigne située dans la région d'Arbanats au sud de Bordeaux sur la période mai-juillet 2010. La parcelle de vigne est située sur un terrain plat entouré de forêts situées à 300 m au Nord-Est et à 500 m au Sud, telle que l'illustre la figure III.2. Les rangs de vigne sont orientés dans la direction nord-sud, figure III.3. Les caractéristiques foliaires de la vigne ont évolué au cours de l'expérimentation. La hauteur moyenne du couvert de vigne a varié de 0,7 m à 1,8 m. La hauteur des troncs est restée constante : 0,3 m. La distance inter-rang (pied à pied de vigne) était $L_x = 2$ m, ce qui correspond à un rapport d'aspect L_x/h entre 2,85 et 1,17. La distance

Chapitre III. Dynamique du vent dans une parcelle de vigne

entre les pieds sur le même rang était de 1,0 m. La densité foliaire LAI du couvert a varié entre 0,71 et 1,34. Ces valeurs ont été déduites de la densité foliaire d'un pied de vigne (variant de 1,77 à 3,35) issue des mesures faites en 2002 par Gouriéroux (2002) à partir de la méthode de Carbonneau sur la même parcelle de vigne.

Un système de quatre soniques de type Gill a été monté entre deux rangs au centre de la parcelle pour la mesure des trois composantes de la vitesse de vent avec une fréquence de 20 Hz. Les soniques numérotés 1, 2 et 4 ont été placés au sommet de la vigne à $z = h$ avec 2 soniques sur le bord opposé du rang à 0,2 m des plants de vigne et le troisième au centre de l'inter-rang (voir figure III.3). Le sonique 3 au centre du même inter-rang a été placé à 2 fois la hauteur de la vigne en $z = 2h$. Les statistiques sur les champs de vitesse du vent ont été calculées sur des périodes de 30 minutes pour les trois soniques 1, 2 et 3. Le sonique 4 est tombé en panne en début d'expérimentation, donc le peu de données collectées ne sont pas prises en compte dans le traitement statistique.

Pour être dans le cas d'un couvert en rang assez développé nous avons seulement considéré les données de la mi-juin et juillet, période au cours de laquelle la hauteur moyenne des rangs était de 1,7 m et le LAI moyen d'un pied de vigne était de 1,88. L'ensemble des données est ensuite filtré et analysé en fonction de la stabilité de l'atmosphère et de la direction moyenne du vent. Pour les directions de vent privilégiées (parallèle, perpendiculaire et 45°), un angle de 15° autour de la direction considérée est utilisé pour avoir un volume important de mesures et réduire le poids des erreurs de mesure imprévisibles. Durant toute la période de mesure, la variabilité de la direction de vent est donnée par la rose des vents de la figure III.5. Le vent dominant était le vent d'Ouest soufflant perpendiculairement aux rangs. Concernant l'état de la stratification de l'atmosphère, le critère de Mahrt et al (1998) est adopté pour la définition de la bande de stabilité neutre de l'atmosphère. Selon ce critère, l'atmosphère est proche du neutre (NN) quand le flux de chaleur turbulent $\langle w'T' \rangle$ échangé entre le sol-canopée et l'atmosphère est faible, ce qui correspond en terme de longueur de Monin-Obukhov L à $|h/L| < 0,01$, telle que représentée dans la figure III.4.

Sous la condition de neutralité de l'atmosphère, dans le tableau I sont donnés les nombres de demi-heures de mesure obtenues pour toutes les directions de vent et pour les trois directions de vent privilégiées.

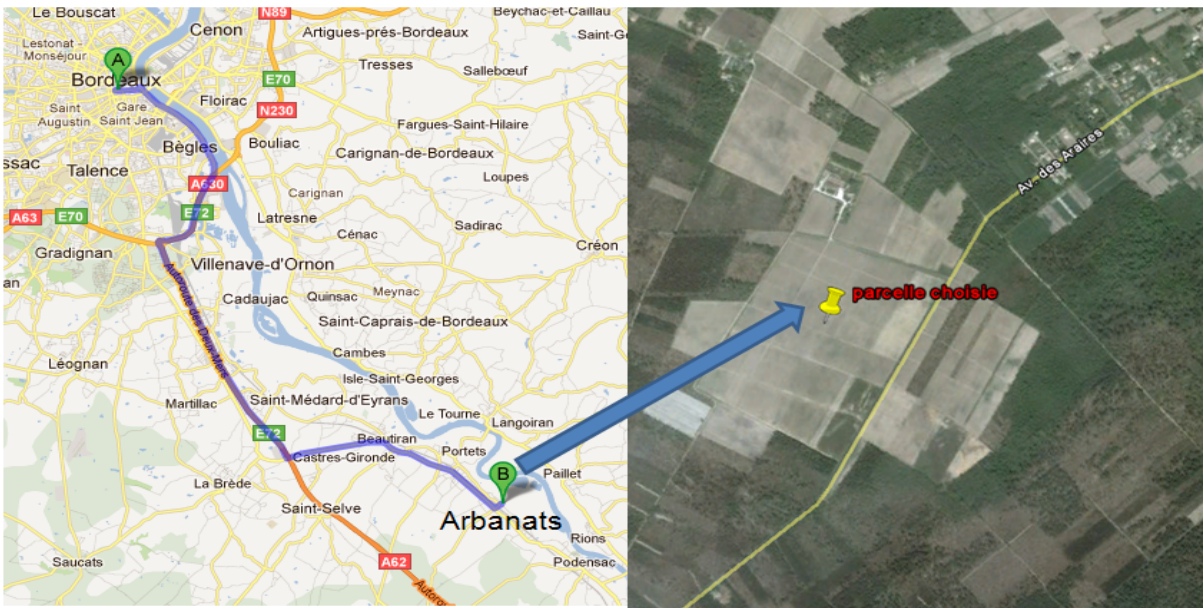


Figure III.2 – Localisation du site d'Arbanats au sud de Bordeaux (gauche), zoom sur la parcelle de vigne instrumentée (droite).



Figure III.3 – (a) Vue de la parcelle de vigne expérimentée avec le montage du système d'anémomètres soniques. (b) Distribution de la direction du vent durant l'expérience.

direction du vent	sonique 1	sonique 2	sonique 3
perpendiculaire aux rangs, $0^\circ \leq \theta \leq 15^\circ$ ou $345^\circ \leq \theta \leq 360^\circ$	75	75	75
parallèle aux rangs, $255^\circ \leq \theta \leq 285^\circ$	19	18	19
vent à 45° , $30^\circ \leq \theta \leq 60^\circ$	45	45	45
toutes les directions, $0^\circ \leq \theta \leq 360^\circ$	252	253	257

Tableau III.1 – Nombre de demi-heures de mesure disponibles pour chaque direction de vent sous une atmosphère neutre et pour chaque sonique.

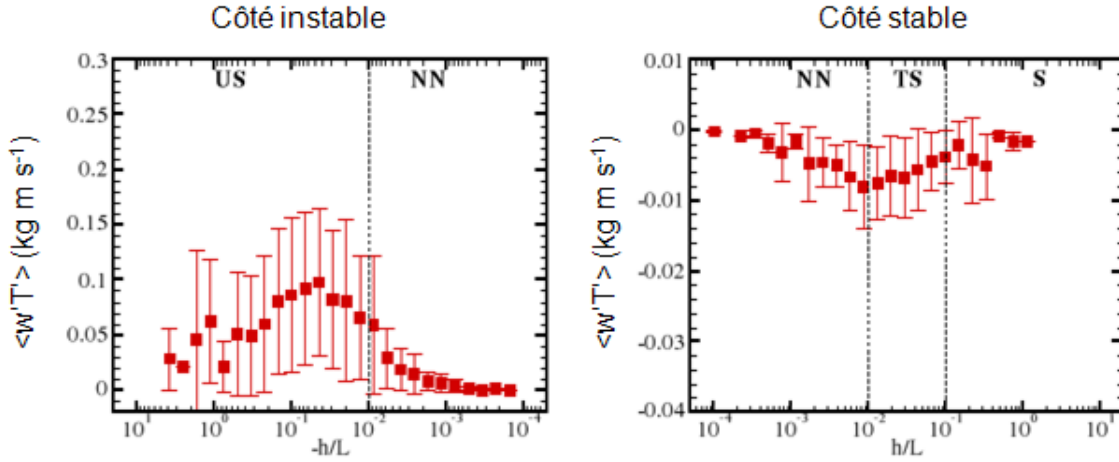


Figure III.4 – Flux de chaleur $\langle w'T' \rangle$ à $z = 3$ m en fonction du paramètre de stabilité h/L permettant de définir les régimes de stabilités : proche neutralité (NN), instable (US), transition à stable (TS) et stable (S).

3.2 Modèle

3.2.1 Description du modèle

Pour la simulation de la dynamique du vent dans le couvert de vigne le modèle atmosphérique tridimensionnel non-hydrostatique ARPS (Advanced Regional Prediction System) est utilisé. Ce modèle a été développé au CAPS (Center for Analysis and Prediction of Storms) de l'Université d'Oklahoma pour simuler la thermodynamique de l'atmosphère aux échelles régionales (Xue et al, 1995, 2000). Ce modèle dans sa version originale est destiné à simuler les orages sous différentes conditions thermiques et hydriques. Pour étudier la turbulence du vent aux échelles spatiales plus fines, échelles des couverts végétaux et parcelles de forêts, ce modèle a été modifié et validé pour des canopées homogènes et hétérogènes par Dupont and Brunet (2008b) et Dupont and Brunet (2008a) en introduisant l'approche de la force de traînée pour représenter l'action de la végétation sur le vent. Le modèle utilise des coordonnées spatiales x , y et z suivant la topologie du terrain : le plan x - y est parallèle au sol et l'axe z est orienté dans la direction normale au sol. De plus, le modèle utilise un état de base d'écoulement initialement homogène sur le plan horizontal avec une vitesse verticale nulle.

Par opposition à la décomposition temporelle des variables proposée par Reynolds pour les modèles de turbulence de type RANS (Reynolds Averaging Navier-Stokes), le modèle ARPS est basé sur la méthode de simulation des grandes échelles (LES : Large Eddy Simulation). Avec cette méthode, les tourbillons de tailles supérieures à deux fois la taille des mailles du domaine d'étude sont résolus et détectés alors que les tourbillons de taille plus petite sont modélisés.

Le principe de la LES est basé sur le filtrage des équations de Navier-Stokes en appliquant un filtre de taille inférieure à l'échelle des événements que l'on souhaite détecter.

3.2.2 Filtrage des équations de mouvement

Les composantes de la vitesse se décomposent suivant une partie résolue (indiquée par une tilde) et une partie sous-maille (indiquée par un accent), telles que données par ces expressions,

$$u = \tilde{u} + u' \quad , \quad v = \tilde{v} + v' \quad , \quad w = \tilde{w} + w' \quad (\text{III.10})$$

Avec le filtrage spatial, les équations de mouvement seront ainsi résolues en régime instationnaire. La LES offre donc la possibilité de détecter la variabilité temporelle de la dynamique du vent ainsi que les événements intermittents.

3.2.3 Equations de Navier-Stokes filtrées

Les équations de Navier-Stokes filtrées sont instationnaires et font apparaître des variables moyennées spatialement dans le volume de la maille,

$$\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial t} = -\tilde{u}_j \frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} - \frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial \tilde{\tau}_{ij}}{\partial x_j} - \frac{1}{\bar{\rho}} \frac{\partial p'}{\partial x_i} - C_d A_f \tilde{u}_i \sqrt{\tilde{u}_j \tilde{u}_j} \quad (\text{III.11})$$

Dans l'équation III.11, la notation indicielle d'Einstein est utilisée, la vitesse u_i se réfère à u , v et w pour $i = 1, 2$ et 3 suivant les directions x , y et z . Les variables tildées sont des parties filtrées alors que les variables primées sont des parties fluctuantes. Le dernier terme dans cette équation est le terme de force de traînée qu'exerce le couvert sur le vent. Dans ce formalisme, la force de traînée est liée à la densité foliaire frontale de la végétation A_f et au coefficient de traînée C_d . Ce terme traduit la dissipation de la quantité de mouvement par sillage et viscosité autour des éléments végétaux. Dans les mêmes équations, $\bar{\rho}$ représente la masse volumique de l'air à l'état de base (atmosphère neutre non perturbée), p' est la perturbation de la pression par rapport à la pression de l'air en équilibre hydrostatique.

3.2.4 Modélisation du tenseur sous-maille

Le filtrage des équations de Navier-Stokes fait apparaître le tenseur de contrainte sous-maille τ_{ij} , $\tau_{ij} = \overline{u'_i u'_j}$. Il représente la contribution de la partie dispersive de la vitesse dans le transport de quantité de mouvement, autrement dit le rôle des tourbillons qui ne sont pas résolus.

Pour fermer le problème le terme de sous-maille doit être modélisé. La fermeture d'ordre 1 basée sur l'hypothèse de Boussinesq est adoptée. La contrainte sous-maille est donnée par les

champs moyens résolus de la vitesse suivant cette relation :

$$\widetilde{u'_i u'_j} = -\nu_t \left(\frac{\partial \widetilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \widetilde{u}_j}{\partial x_i} \right) \quad (\text{III.12})$$

où ν_t est la diffusivité turbulente, donnée en fonction de la taille de la maille et de l'énergie cinétique turbulente de sous-maille e , trace du tenseur de Reynolds sous-maille, suivant la relation $0.1l\sqrt{e}$ (en condition neutre). L'échelle de longueur l est donnée comme $(\Delta x \Delta y \Delta z)^{1/3}$. L'estimation de e se fait en résolvant son équation de transport,

$$\frac{\partial e}{\partial t} + \widetilde{u}_j \frac{\partial e}{\partial x_j} = -\tau_{ij} \frac{\partial e}{\partial x_j} - \frac{g}{\theta} \tau_{i\theta} \delta_{i3} + \frac{\partial}{\partial x_j} (2\nu_t \frac{\partial e}{\partial x_j}) - C_\epsilon \frac{e^{3/2}}{l} - 2C_d A_f \sqrt{\widetilde{u}_j \widetilde{u}_j} e \quad (\text{III.13})$$

Le paramètre C_ϵ est pris égal à 0,93, d'après [Moeng and Wyngaard \(1988\)](#). Dans l'équation de l'énergie cinétique turbulente de sous-maille est aussi représentée l'action du couvert sur l'énergie liée à la dissipation par le sillage et la viscosité. Cette dissipation dans les échelles inertielles brise la cascade d'énergie depuis les grandes échelles aux petites échelles. [Finnigan \(2000\)](#) a introduit le concept de court-circuit de la cascade d'énergie dans les échelles inertielles dans le spectre de l'énergie cinétique turbulente lié à la présence de la source de dissipation de l'énergie cinétique turbulente des tourbillons de même taille que l'échelle des éléments végétaux. Les composantes τ_{ij} sont des composantes du tenseur de contraintes de sous-maille et elles sont équivalentes aux contraintes de cisaillement de Reynolds dans la modélisation de type RANS. Ce terme de sous-maille pose le problème de fermeture des équations et sa modélisation s'effectue en utilisant l'hypothèse de Boussinesq.

3.3 Procédures numériques

La méthode des différences finies est utilisée dans ARPS pour la discrétisation spatiale des équations dans une grille de type Arakawa C à maillage décalé. Dans cette grille, les quantités scalaires, telles que la pression p et les contraintes sous-mailles τ_{ij} , sont calculées aux centres des mailles et les trois composantes de la vitesse u , v et w sont calculées à leurs facettes. Pour la discrétisation temporelle des équations, le schéma explicite amélioré proposé par [Klemp and Wilhelmson \(1978\)](#) est utilisé. Suivant ce schéma, deux pas de temps sont utilisés : le grand pas de temps pour résoudre les termes non acoustiques des équations de mouvement et le petit pas de temps pour résoudre les termes acoustiques liés aux perturbations de la pression. L'intégration sur le grand pas de temps utilise le schéma de Leapfrog. A l'exception du terme convectif, la discrétisation spatiale des équations de mouvement sont du $2^{\text{ème}}$ ordre de précision

alors que les termes convectifs sont du 4^{ème} ordre de précision.

3.4 Caractéristiques des simulations

Afin de simuler la dynamique du vent dans des conditions similaires à celles du site d'Arbanats nous avons utilisé un domaine tridimensionnel de longueur et de largeur égales à 25 m et de hauteur 42 m. La taille des mailles sur le plan horizontal est uniforme $\Delta x = \Delta y = 0,2$ m, tandis que suivant la direction verticale le maillage est étiré verticalement avec une taille minimale près du sol de $\Delta z = 0,05$ m. Les rangs de vigne ont une hauteur h de 1,7 m et une largeur de 0,6 m ; l'inter-rang a une largeur de 2 m. Le domaine de calcul comporte ainsi 15 rangs. La vigne est représentée par une densité foliaire frontale A_f définie à la position des rangs, telle qu'illustrée sur la figure III.5, et par le coefficient de traînée C_d fixé à 0,2 (Verhoef and McNaughton, 1997). La densité frontale des éléments végétaux est choisie telle que le LAI ($\int_0^h A_f dz$) de la parcelle de vigne soit égal à celui de la parcelle d'Arbanats (1,88) en juin-juillet. Pour représenter l'inhomogénéité verticale de la densité foliaire de la vigne, A_f est subdivisé en 4 niveaux : partie tronc de hauteur 0,3 m avec A_f égal à $0,05 \text{ m}^{-1}$, partie située entre 0,3 et 0,9 m avec A_f égal à 1 m^{-1} , partie située entre 0,9 et 1,4 m avec A_f égal à 2 m^{-1} , et la partie supérieure située entre 1,4 et 1,7 m avec A_f pris égal à 1 m^{-1} . La densité foliaire dans la direction des rangs est considérée uniforme. Cette hypothèse est valable sur la période mi-juin et juillet dans la mesure où au stade phénologique développé de la vigne les pieds de vigne se touchent l'un l'autre pour former une sorte de barrière continue au vent.

Trois simulations ont été réalisées : (i) le cas 1 où le vent est perpendiculaire aux rangs, (ii) le cas 2 où le vent est à 45° par rapport aux rangs, (iii) le cas 3 où le vent est parallèle aux rangs. Pour ces trois simulations, les conditions aux limites utilisées sont : (i) périodiques pour les frontières latérales du domaine, (ii) non glissante au sol, (iii) absorbante avec une couche de Rayleigh au sommet du domaine. Les conditions latérales périodiques permettent de simuler un couvert infini horizontalement.

Après une phase d'initialisation, lorsque le vent rentre en équilibre avec le couvert les champs instantanés sont enregistrés à une cadence de 1 s pour les traitements statistiques ultérieurs. Pour déterminer les champs statistiques bidimensionnels (x-z) de la dynamique du vent, les champs instantanés enregistrés durant 20 min sont moyennés en temps et en espace suivant y. Pour le calcul des profils locaux du vent le long d'une verticale dans la vigne à l'échelle de rangs, la moyenne arithmétique est effectuée sur toutes les lignes verticales du domaine ayant les mêmes positions relatives par rapport aux rangs. Concernant les profils des statistiques à l'échelle de la parcelle, les moyennes temporelle et spatiale suivant x et y sont effectuées sur

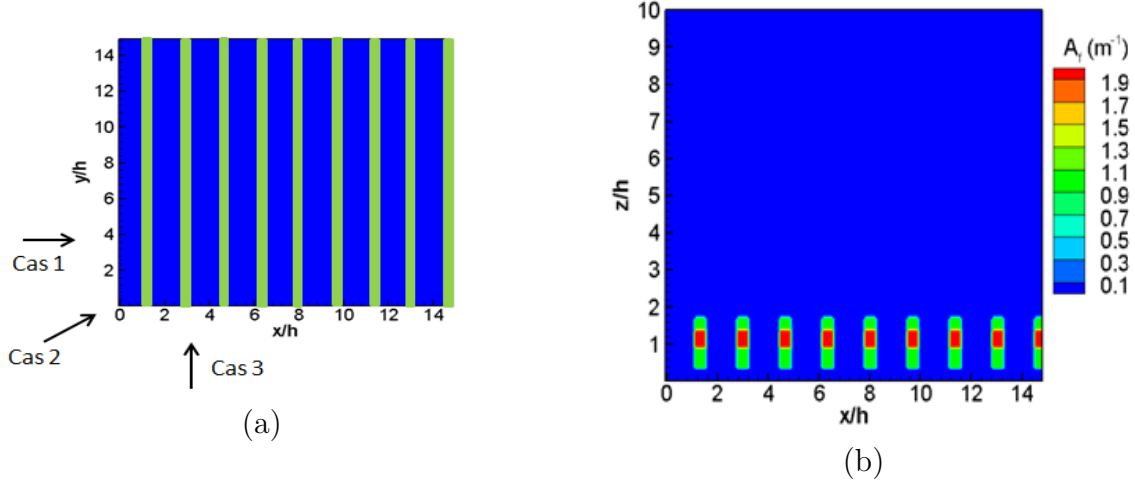


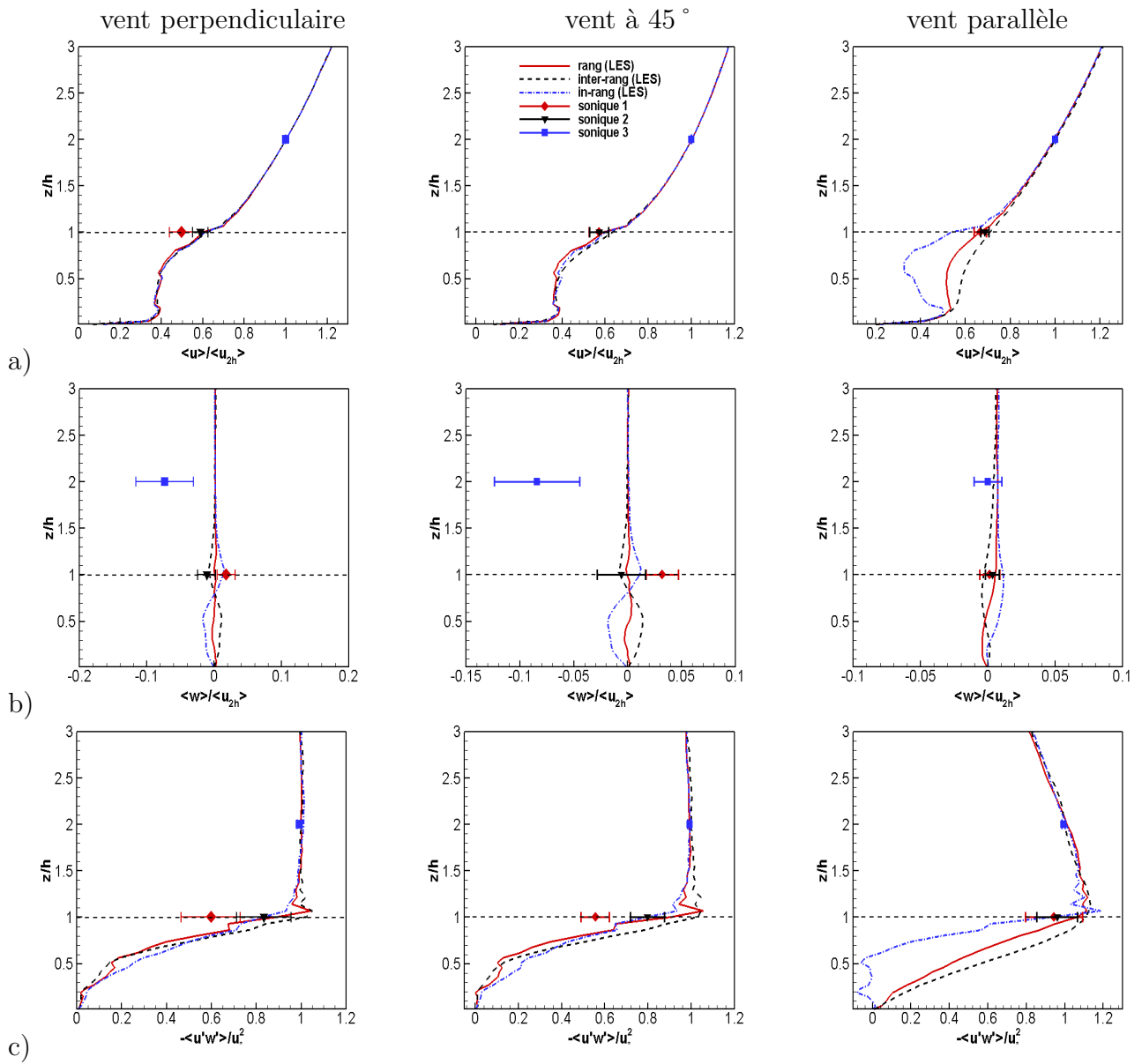
Figure III.5 – (a) Vue du dessus du domaine de calcul avec la localisation des rangs de vigne, les flèches indiquent les différents cas de direction de vent simulés. (b) Coupe verticale de la densité frontale A_f des rangs de vigne.

les champs tridimensionnels instantanés. Par la suite, la composante $\langle u \rangle$ fera référence à la composante longitudinale du vent et la composante $\langle v \rangle$ à la vitesse transversale quelle que soit la direction du vent.

4 Validation

Dans cette partie nous présentons les résultats issus des simulations numériques comparés aux mesures in-situ pour les trois directions de vent. Les variables statistiques du vent sont adimensionnées soit par la vitesse du vent $\langle u_{2h} \rangle$ à $z = 2h$, soit par la vitesse de frottement u_* déterminée à $z = 2h$ à partir de $\langle u'w' \rangle$; ensuite la moyenne arithmétique est calculée sur toute les demi-heures de mesure.

Sur les figures III.6, III.7 et III.8 sont représentés les profils des composantes moyennes de la vitesse ($\langle u \rangle$ et $\langle w \rangle$), de l'énergie cinétique turbulente (TKE), des écarts types ($\sigma_u, \sigma_v, \sigma_w$), des *skewness* (Sk_u, Sk_v, Sk_w) et des *kurtosis* (Kt_u, Kt_v, Kt_w). Sur chaque figure, les mesures collectées des soniques 1, 2 et 3 sont représentées par les symboles carrés avec une barre représentant l'écart-type des mesures autour de la moyenne. Les courbes en rouge sont des profils simulés le long des lignes verticales passant par le sonique 1 près du rang et les courbes en noir sont des profils simulés pour la ligne verticale passant par les deux soniques 2 et 3 au milieu de l'inter-rang. Dans les rangs nous ne disposons pas de mesure mais nous avons inclus les profils simulés (lignes bleues) pour les comparer avec les profils situés aux autres positions.



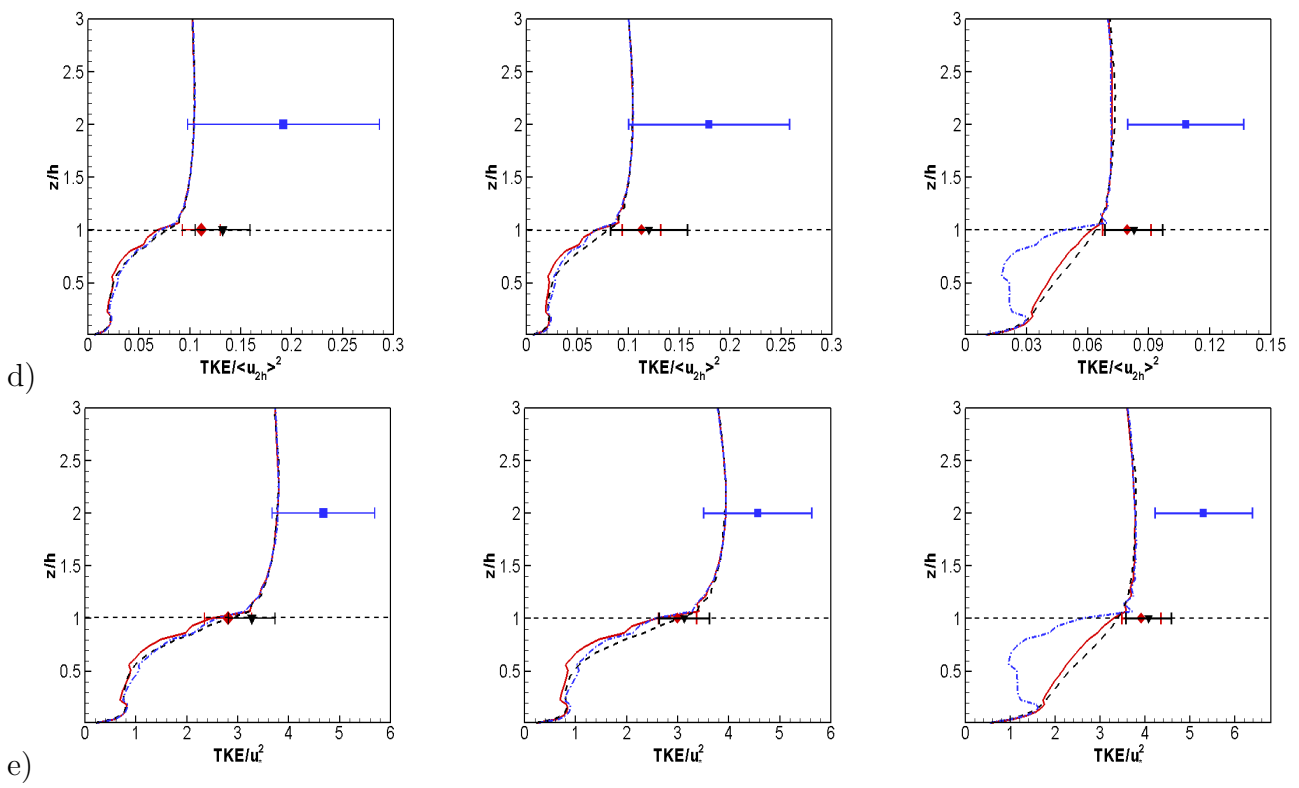


Figure III.6 – Profils simulés et mesurés des composantes horizontale et verticale de vitesse (a et b), du flux de quantité de mouvement (c) et l'énergie cinétique turbulente adimensionnées par $\langle u_{2h} \rangle$ (d) et par u_* (e).

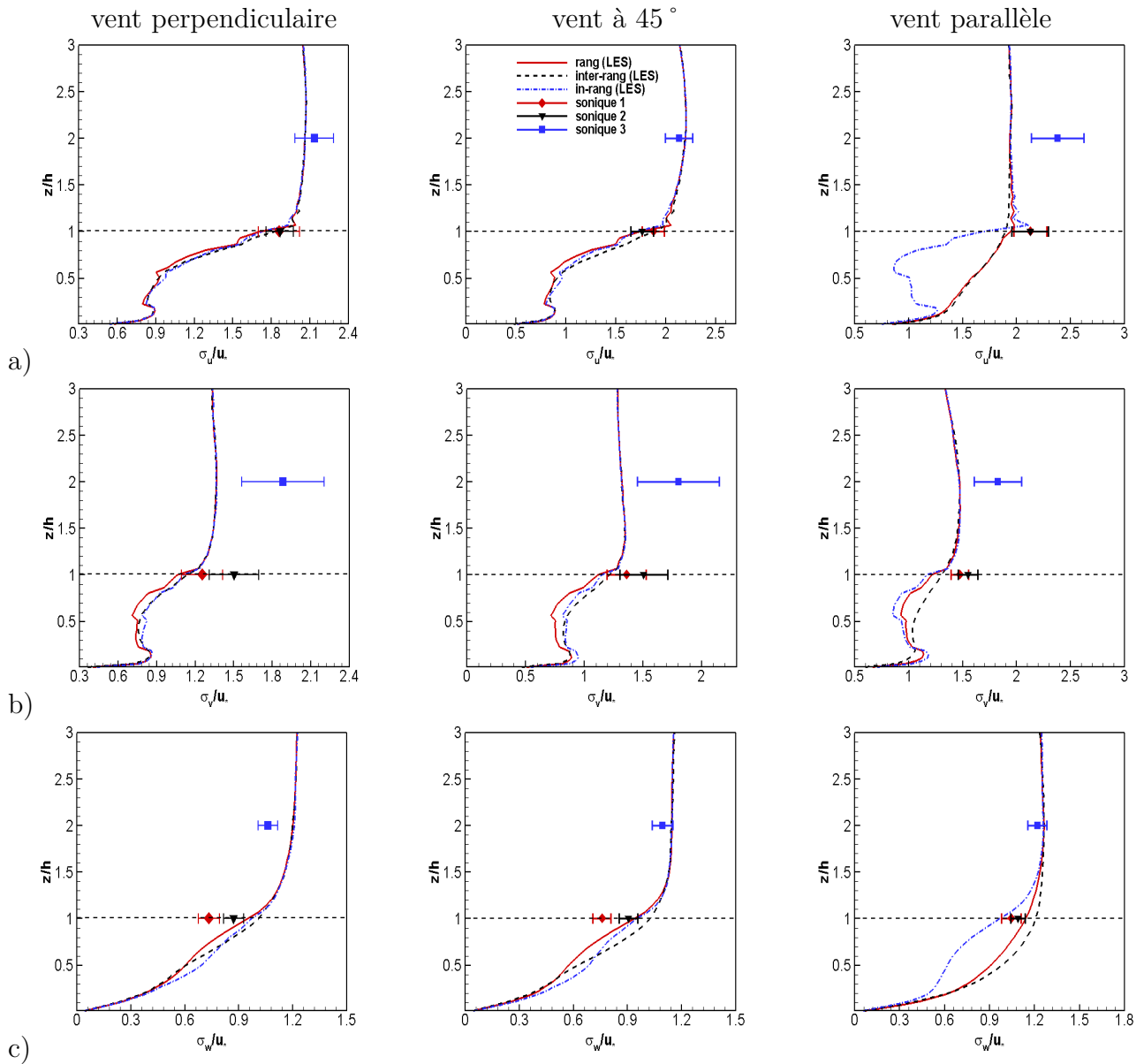
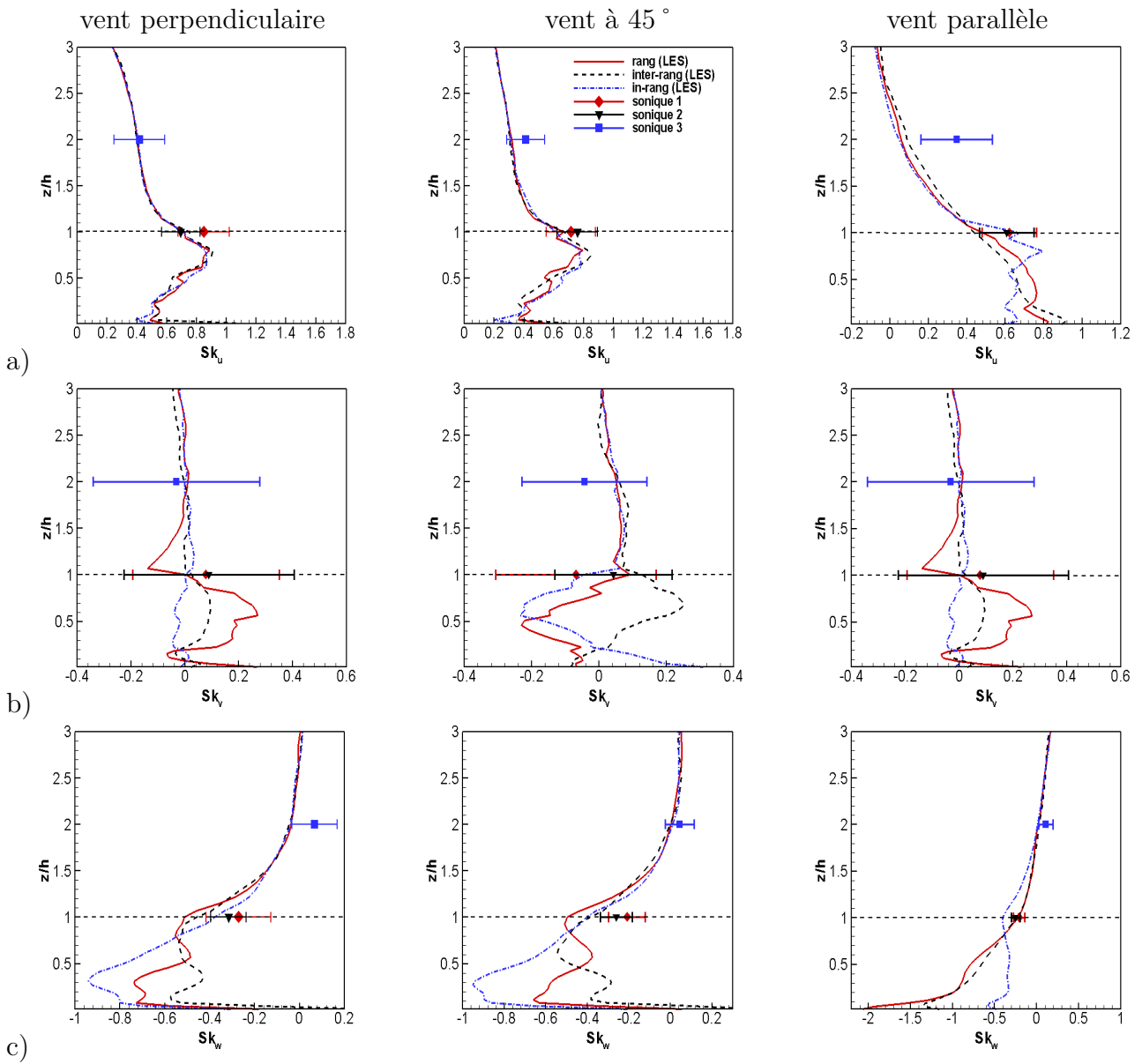


Figure III.7 – Identique à la figure III.6 mais pour les écarts types des composantes longitudinale (a), latérale (b) et verticale (c) de la vitesse du vent.



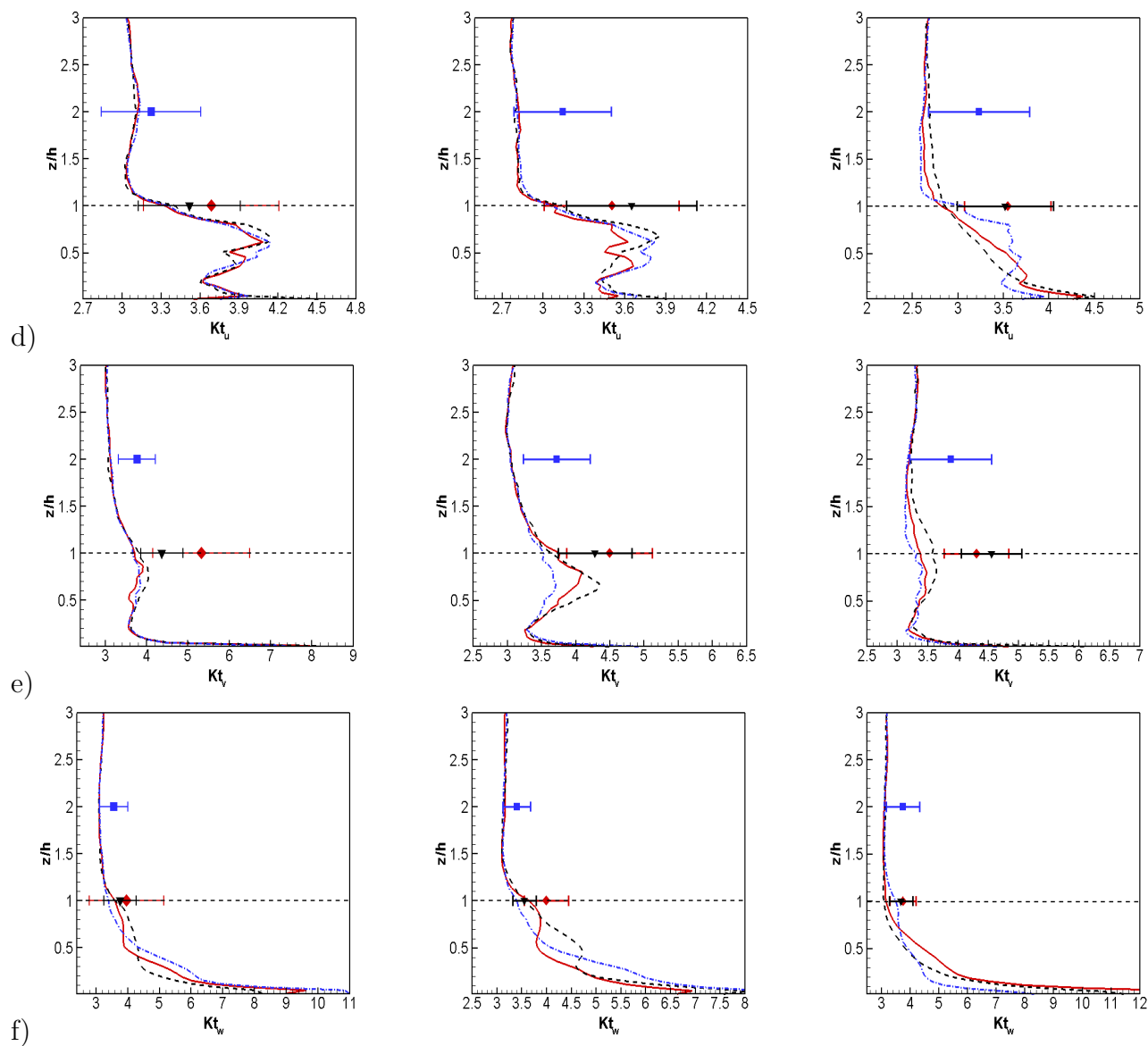


Figure III.8 – Identique à la figure III.6 mais pour les *skewness* des composantes longitudinale (a), latérale (b) et verticale (c) de la vitesse du vent, et pour les *kurtosis* des composantes longitudinale (d), latérale (e) et verticale (f) de la vitesse du vent.

L'action des rangs de vigne sur le vent est bien visible aussi bien sur les profils simulés que sur les points expérimentaux. Quelle que soit la direction du vent, le vent est décéléré dans le couvert à cause de l'absorption de la quantité de mouvement par les éléments végétaux, figure III.6(a). Sur la même figure on observe aussi à partir des simulations une couche d'accélération d'air juste au-dessus du sol, elle doit être attribuée à l'effet de confinement de l'air entre le sol et la partie inférieure du couvert. Pour le vent parallèle aux rangs, la décélération du vent dans les rangs est plus forte que dans les cas de vent perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs, notamment dans la partie supérieure du rang. Cela est dû au fait que la masse d'air qui passe par un rang reste toujours dans le rang, donc longtemps soumise à la résistance de la vigne. Les profils de vitesse verticale montrent qu'au sommet des rangs la vitesse verticale $\langle w \rangle$ est positive près des rangs et négative aux inter-rangs, et inversement dans le couvert. Ce comportement de $\langle w \rangle$ au sommet du couvert est en accord avec les mesures. Cela laisse présager la présence de structures tourbillonnaires à l'interface vigne-atmosphère et dans les cavités formées par les rangs de vigne. Au-dessus du sommet de la vigne, en $z = 2h$, les vitesses verticales mesurées sont relativement plus grandes que les valeurs simulées et elles sont négatives. La raison probable en est l'hétérogénéité de la parcelle aux échelles plus grandes. Les forêts entourant la parcelle de vigne sont plus hautes que la vigne, il serait alors possible que les masses d'air passant par les forêts aient été "projetées" vers le sol à hauteur de la vigne. Pour le vent parallèle aux rangs, la vitesse verticale est quasiment nulle.

Les profils simulés ainsi que les points expérimentaux de la figure III.6(c) montrent que pour le vent perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs le flux de quantité de mouvement augmente avec la hauteur dans le couvert avant qu'il ne devienne constant dans la couche de surface. Pour le vent parallèle le flux de quantité de mouvement $\langle u'w' \rangle$ présente un pic au sommet de la vigne. L'absence de couche à flux constant au-dessus du couvert peut s'expliquer par le plus faible gradient de vitesse au sommet de la vigne dans ce cas comparé aux cas des vents perpendiculaire et à 45° (voir figure III.6(a)). Les profils de l'énergie cinétique turbulente, figure III.6(d, e), pour le vent perpendiculaire et à 45° présentent la même allure que ceux de $\langle u'w' \rangle$ avec une forte dissipation dans la canopée. Lorsque le vent est parallèle aux rangs, la dissipation dans l'inter-rang et près des rangs est moins prononcée que dans les rangs. Cette tendance de l'énergie cinétique est en relation directe avec celle des profils d'écart types des trois composantes de vitesses, figure III.7(a, b, c). Près du sol, les profils de σ_u et σ_v présentent un pic lié à la production de la turbulence par cisaillement dans la couche d'air confinée entre le sol et la partie basse du couvert. Pour le vent parallèle aux rangs, la variabilité spatiale de l'écart-type de la composante latérale de vitesse est moins significative que sur les deux autres composantes. Ceci doit être attribué au fait que les rangs ne sont pas assez épais pour freiner les

fluctuations latérales de la vitesse. Concernant la *skewness* Sk_u , son profil de variation verticale, figure III.7(a), montre un pic positif allant de 0,8 à 1 dans la partie supérieure du couvert, vers $z = 3h/4$. Pour le vent parallèle aux rangs ce pic n'est pas observé dans les inter-rangs et Sk_u tend plus rapidement vers zéro au-dessus du couvert. Le profil de Sk_w est négatif dans le couvert et tend vers 0, ce qui traduit aussi la dominance des phases de balayage ($u' > 0$, $w' < 0$) dans le couvert. Les *kurtosis* se comportent de la même manière que les *skewness*, avec un pic en $z = 3h/4$, figure III.8 (d, e).

D'une manière générale, les statistiques turbulentes du vent mesurées sont relativement bien reproduites numériquement avec ARPS bien que la faible résolution verticale des points de mesure limite cette validation. Les principales remarques à tirer des résultats des simulations sont :

- (i) Le gradient horizontal de la vitesse du vent ainsi que ses moments d'ordre 2 sont faibles pour les vents perpendiculaire et à 45° alors qu'ils sont non négligeables lorsque le vent est parallèle aux rangs ;
- (ii) Les tourbillons moyens observés au sommet de la vigne à partir des variations horizontales et verticales $\langle w \rangle$ dans les cas de vent perpendiculaire et à 45° sont bien reproduits numériquement ;
- (iii) Pour les vents perpendiculaire et à 45° , les profils locaux des moments d'ordre 1 à 4 sont similaires aux profils généralement observés dans des canopées homogènes horizontalement, de même pour les profils situés dans le rang pour le cas où le vent est parallèle. Toutefois, dans ce dernier cas, les profils simulés près des rangs et à l'inter-rang ressemblent plus à ceux des écoulements atmosphériques sur un sol nu, comme le montrent par exemple les profils de l'énergie cinétique turbulente TKE/U_{2h}^2 , σ_u/u_* , Sk_u , Sk_w , Kt_u et Kt_w qui sont dépourvus de pics caractérisant l'action du couvert sur le vent, figures III.6(d), III.7(a) et III.8(a, c, d, f).

5 Champs de vent à l'échelle des rangs

La figure III.9 représente la dynamique moyenne (moyenne temporelle et spatiale suivant y) de l'écoulement sur une coupe x - z pour les trois directions de vent. Les variables de vitesse et d'énergie cinétique turbulente sont adimensionnées par la vitesse moyenne du vent à $z = 2h$, soit $\langle u_{2h} \rangle$.

Lorsque le vent traverse perpendiculairement les rangs, la vitesse du vent diminue au travers des rangs puis elle réaugmente dans l'inter-rang jusqu'au rang suivant. De même, l'énergie

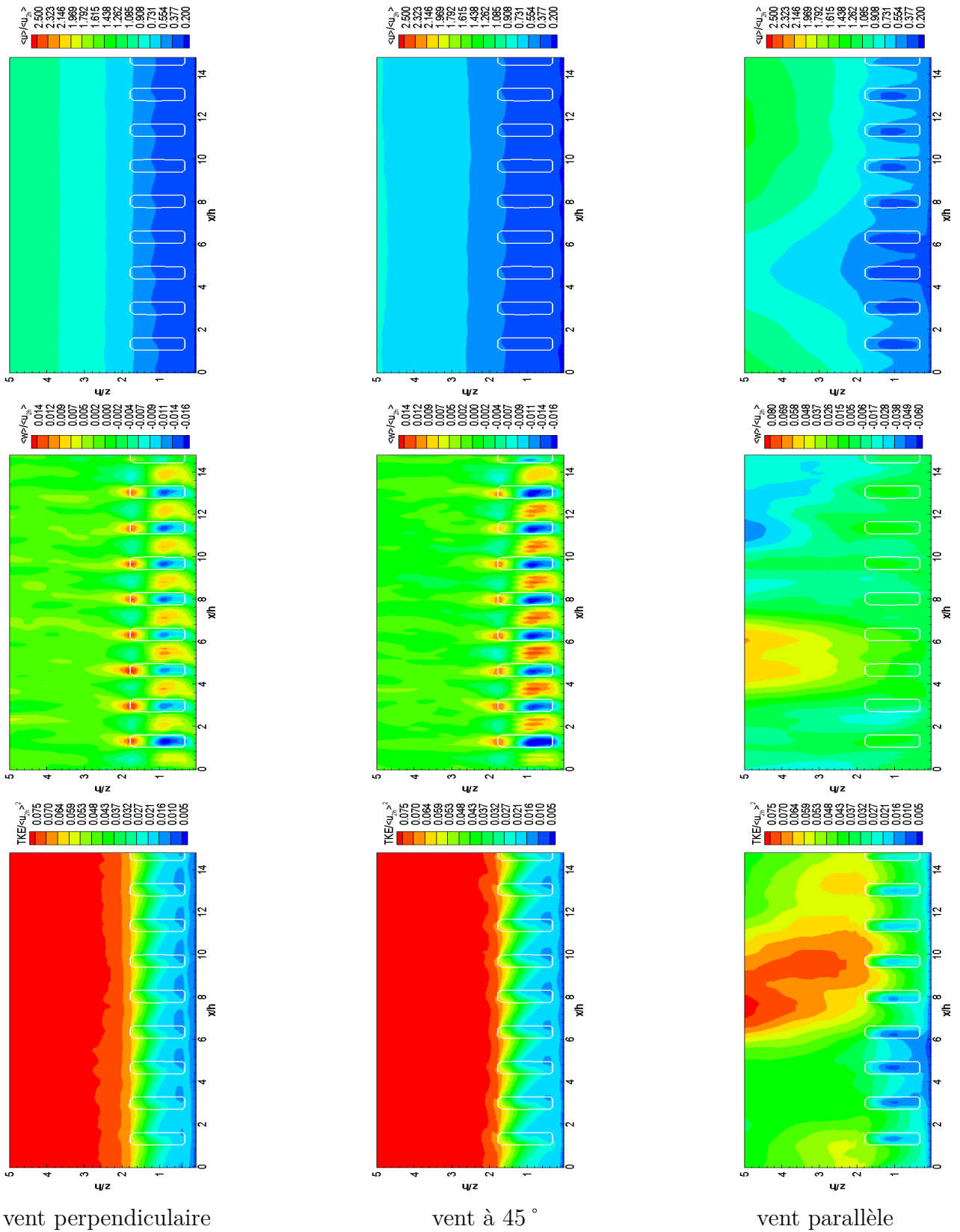


Figure III.9 – Coupe verticale x-z des champs moyens de la vitesse horizontale, verticale et de l'énergie cinétique turbulente pour les vents perpendiculaire, à 45° et parallèle par rapport aux rangs.

cinétique turbulente diminue au travers des rangs avec un certain retard lié au temps de la manifestation de la dissipation par le sillage, puis elle augmente dans l'inter-rang jusqu'au rang suivant. Cette variabilité horizontale a déjà été observée notamment pour la vitesse par [Heilman et al \(1994\)](#) sur un couvert de vigne avec le vent perpendiculaire aux rangs ; l'inter-rang se comporte comme une clairière du rang suivant. Concernant le mouvement vertical du vent, on observe deux états dominants : (i) dans la canopée se forment des tourbillons dans la cavité formée par les deux rangs avec une partie ascendante dans l'inter-rang et une partie descendante dans le rang, (ii) au sommet de la vigne se forment des tourbillons dont la partie montante est située juste au-dessus des rangs et la partie descendante dans les inter-rangs. Le premier type de tourbillon a été mis en évidence par [Weiss and Allen \(1976\)](#) en plaçant un système de soniques dans la cavité engendrée par deux rangs et avec l'utilisation de fumée paraffine. De plus, [Baldocchi and Hutchison \(1988\)](#) ont constaté l'opposition du signe de la vitesse verticale dans le rang et l'inter-rang d'une canopée éparse. Ces tourbillons ont été observés également par [Poggi et al \(2004\)](#) dans son modèle de canopée et par [Patton \(1997\)](#) dans son modèle LES pour des brise-vents. Ces deux types de tourbillons sont à l'origine des variations horizontales et verticales des vitesses verticales $\langle w \rangle$ mesurées et simulées sur les profils verticaux de la figure [III.6\(b\)](#). Ces tourbillons présents sur chaque rang résultent de la déviation de l'air vers le haut par les rangs et sa descente dans les inter-rangs en vertu de la conservation de masse.

Pour un vent à 45° par rapport aux rangs, on observe les mêmes caractéristiques de la dynamique du vent que pour un vent perpendiculaire. L'écoulement dans les rangs est freiné puis il s'accélère dans les inter-rangs sans qu'il y ait canalisation de l'écoulement dans les inter-rangs. Donc le passage du vent perpendiculaire au vent à 45° ne fait qu'augmenter la distance parcourue par l'air dans les inter-rangs d'un rapport $\sqrt{2}$. La turbulence au sommet du couvert est légèrement plus élevée.

Pour un vent parallèle aux rangs, les champs moyens de vitesse font apparaître des zones de plus fortes et plus faibles vitesses au-dessus du couvert liées à la présence dans les simulations de couloirs de vitesse dans la direction longitudinale de l'écoulement. Ceci induit une variabilité horizontale de TKE. Ces couloirs de vitesse sont aussi présents pour les deux autres directions de vent mais elles n'apparaissent pas dans la figure [III.9](#) car les champs ont été moyennés dans la direction transversale à l'écoulement alors que pour le vent parallèle aux rangs, les champs ont été moyennés dans la direction longitudinale au vent. Lorsque le vent est parallèle aux rangs, ces couloirs de vent descendent plus facilement dans le couvert, l'effet des rangs favorisant la canalisation de l'écoulement. La présence de couloirs de vent au-dessus de couverts a été observée plusieurs fois dans des simulations LES. On peut citer par exemple [Watanabe \(2004\)](#) qui les a attribués aux structures de type streaks que l'on observe dans la couche limite de surface

en condition neutre (Drobinsky and Foster, 2003). Toutefois, la faible taille de notre domaine de calcul ne permet pas de représenter ces structures de manière réaliste, ce qui explique que ces structures bougent peu au cours du calcul, ceci étant en plus accentué par l'utilisation de conditions périodiques sur les parois latérales. L'augmentation du domaine de calcul et des temps de simulations (afin d'intégrer la durée de vie de ces structures) devrait remédier à ce problème mais la taille de domaine nécessaire avec la résolution spatiale souhaitée à l'échelle du couvert nous est hors de portée. Une simulation faite avec un domaine deux fois plus grand (non montrée) n'a permis d'améliorer que très légèrement les choses. Nous nous intéressons ici aux structures turbulentes à l'échelle du couvert et non aux structures de plus grande échelle, nous pensons donc qu'en moyenne l'impact de la faible résolution des structures de type streaks dans nos simulations ne devrait pas altérer fortement les résultats principaux de cette étude à l'échelle du couvert.

6 Champs de vent à l'échelle de la parcelle

6.1 Statistiques moyennes

Les statistiques moyennes du vent à l'échelle de la parcelle en rangs sont obtenues par les moyennes spatiales suivant les deux directions horizontales et la moyenne temporelle. Sur les figures III.10 sont donnés les profils verticaux des moments d'ordre 1 à 4 pour les trois directions du vent. A l'échelle de la parcelle, on observe que l'action du couvert sur le vent est très prononcée pour le vent perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs. Inversement, lorsque le vent est parallèle aux rangs la vitesse horizontale $\langle u \rangle / \langle u_{2h} \rangle$, le flux turbulent $-\langle u'w' \rangle / u_*^2$, l'énergie cinétique turbulente $TKE / \langle u_{2h} \rangle^2$ et les écarts types σ_u et σ_w sont moins atténués dans le couvert ($z < h$) du fait que l'écoulement dans l'inter-rang est moins sujet à l'action des éléments végétaux. Quelle que soit la direction du vent, à l'échelle de la parcelle les profils de $-\langle u'w' \rangle$ montrent la présence d'une couche à flux constant qui s'étale sur une hauteur allant de h à $3h$. Pour les vents perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs, les profils statistiques de moment 1 à 4 sont d'une manière générale assez proches et similaires aux profils observés pour des canopées homogènes horizontalement (Finnigan, 2000) : les écarts types σ_u / u_* et σ_w / u_* au sommet du couvert sont proches de 1,0 et 2,0 et Sk_u et Sk_w proches de 1,0 et -0,6 respectivement.

Pour le vent parallèle aux rangs, certains profils statistiques s'écartent des profils usuels, comme les profils de $TKE / \langle u_{2h} \rangle^2$, σ_u , Sk_w et Kt_u qui ressemblent plutôt aux profils intermédiaires entre un écoulement de canopée et un écoulement de couche limite turbulente sur un

III.6 Champs de vent à l'échelle de la parcelle

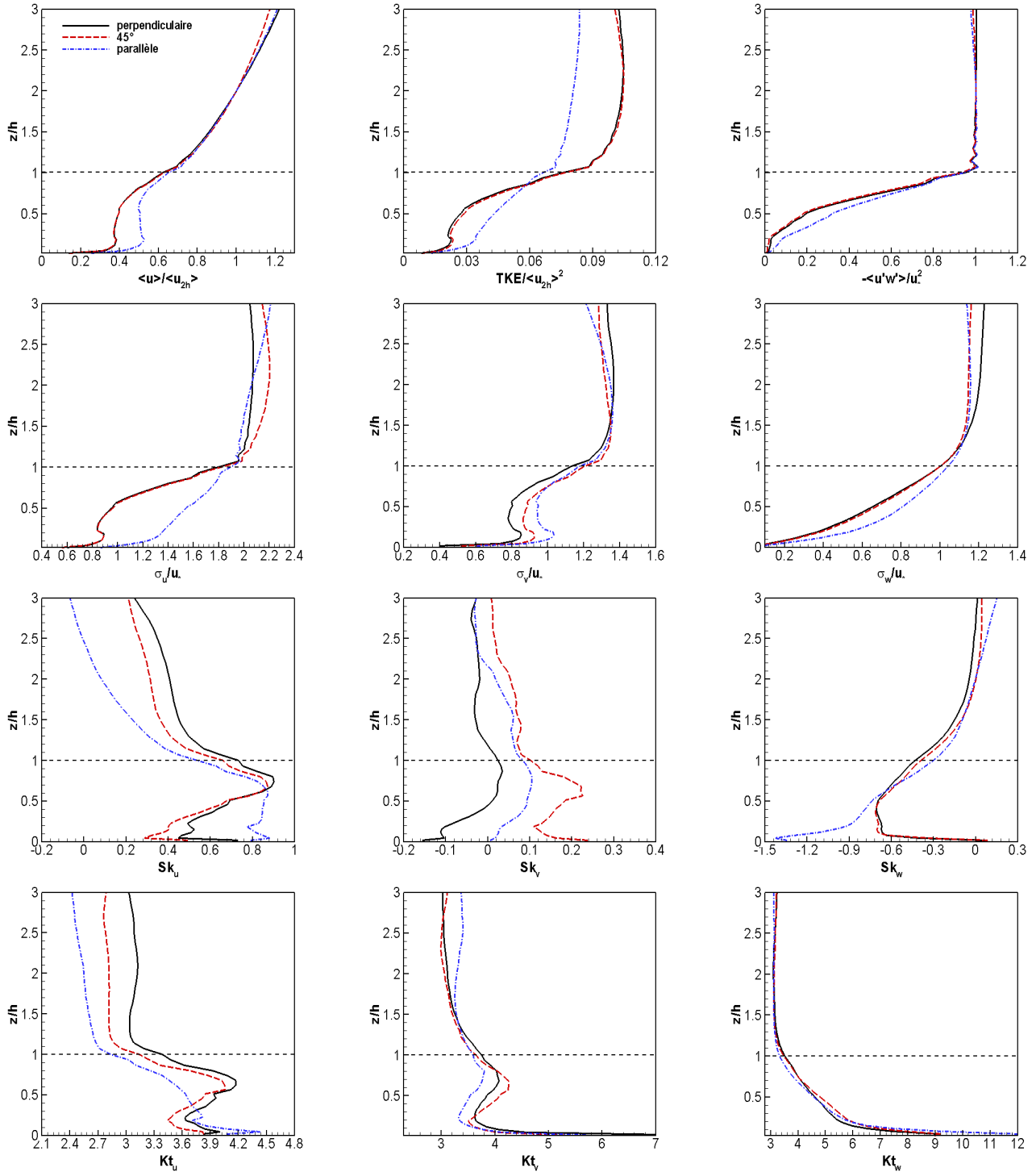


Figure III.10 – Profils moyens à l'échelle de la parcelle de la vitesse horizontale, de l'énergie cinétique turbulente, du flux de quantité de mouvement, des écarts types des trois composantes de vitesse, des *skewness* des trois composantes de vitesse et des *kurtosis* des trois composantes de vitesse pour une direction de vent perpendiculaire (ligne noire), à 45° (ligne rouge) et parallèle (ligne bleue) par rapport aux rangs.

	z_0/h	d/h	L_s/h
vent perpendiculaire	0,110	0,69	1,10
vent à 45 °	0,100	0,70	1,08
vent parallèle	0,085	0,62	1,26

Tableau III.2 – Paramètres aérodynamiques moyens d’une parcelle de vigne en fonction de la direction de vent.

sol nu avec des gradients verticaux faibles et l’absence de pics pour les *skewness* et *kurtosis*. D’un autre côté, Sk_u est élevé, positif et quasiment constant dans le couvert et tend vers zéro plus rapidement que pour les vents perpendiculaire et à 45 ° par rapport aux rangs. De même, Sk_w est plus fortement négatif dans le couvert, notamment près du sol. Ainsi, même pour le vent parallèle aux rangs, l’écoulement à l’échelle de la parcelle semble dominé par des rafales descendantes intermittentes. La présence de ces rafales est reflétée également par les profils de *kurtosis* présentant dans le couvert des valeurs supérieures à leur valeur gaussienne 3. En conclusion, pour un vent parallèle aux rangs, cette complexité de l’écoulement suggère qu’il pourrait être le résultat d’une superposition entre un écoulement de couvert et un écoulement de couche limite de surface.

Afin d’évaluer l’effet de la direction du vent sur les paramètres aérodynamiques du couvert en rangs, le tableau III.2 donne la longueur de rugosité z_0 , la hauteur de déplacement d du couvert et l’échelle de cisaillement L_s , en fonction de la direction du vent, déduites des simulations numériques. La rugosité de la canopée z_0 a été calculée en utilisant la relation III.4, la hauteur de déplacement d a été déduite de la relation III.2, et l’échelle de cisaillement a été déduite de l’équation III.6.

Il ressort du tableau III.2 que l’effet de la direction du vent sur ces paramètres est notable. En effet, la hauteur de déplacement d/h est maximale pour le vent perpendiculaire et à 45 ° par rapport aux rangs et leur valeurs se situent dans la gamme des valeurs courantes, $d/h = 0,7 - 0,8$. En revanche pour le vent parallèle aux rangs, la hauteur de déplacement est en dessous de cette gamme, $d/h = 0,62$. Concernant la longueur de rugosité z_0/h du couvert, elle est maximale quand le vent est perpendiculaire et à 45 °. Sa valeur est proche des valeurs observées par Brutsaert (1982) pour des couverts de vignes, $z_0/h = 0,1$. Van den Hurk (1995) et Hicks (1973) proposent des valeurs valant respectivement 0,095 et 0,080. Ces dernières valeurs sont plus proches de valeurs pour un vent parallèle aux rangs. La direction du vent a un effet aussi sur l’échelle de cisaillement L_s/h de l’écoulement au sommet de la vigne. Elle est maximale quand le vent est parallèle aux rangs car le profil de vitesse $\langle u \rangle / \langle u_{2h} \rangle$ présente un gradient de

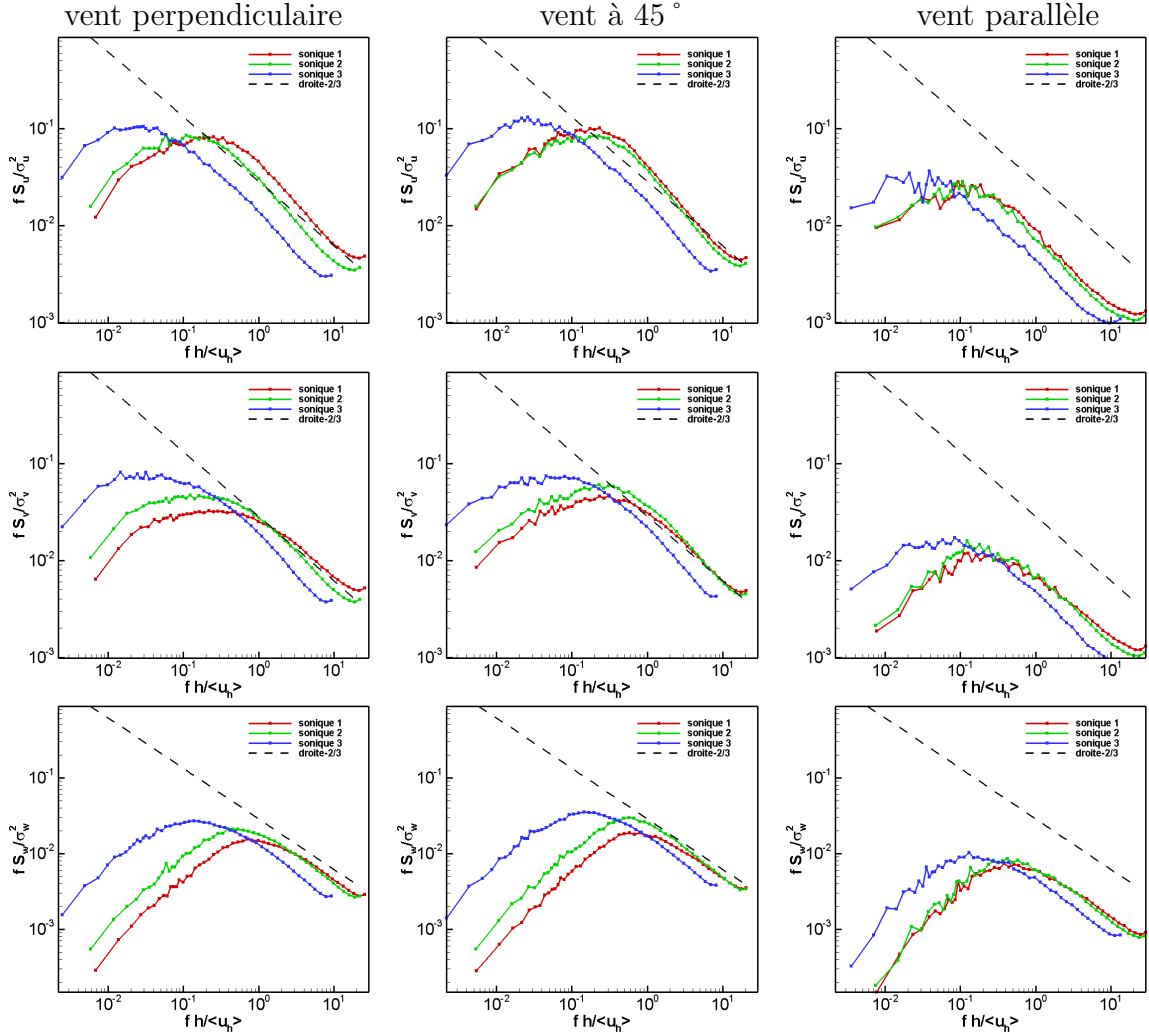


Figure III.11 – Spectres de puissance des composantes de la vitesse longitudinale u , latérale v et verticale w suivant les trois directions de vent considérées.

vitesse plus faible comparé aux autres directions de vent, voir la figure III.10.

En conclusion, pour un couvert en rangs, en plus de la variabilité statistique de l'écoulement turbulent avec la direction du vent, il existe une variabilité de la rugosité aérodynamique du couvert. Ainsi, les modèles monodimensionnels d'échanges entre canopée et atmosphère devraient considérer les valeurs des paramètres d et z_0 variables suivant la direction du vent.

6.2 Structures turbulentes cohérentes

Quelle que soit la direction du vent, les profils de vitesse à l'échelle de la parcelle possèdent un point d'inflexion au sommet de la vigne. Donc des instabilités peuvent se développer au

sommet du couvert et donner lieu à des structures turbulentes cohérentes telles que évoquées à la section 2. Afin de caractériser ces structures turbulentes cohérentes les plus énergétiques, la figure III.11 présente les spectres des trois composantes de la vitesse issues des mesures. On peut faire sur ces spectres les remarques suivantes :

- (i) Dans tous les cas les pics des spectres de la composante u de la vitesse au sommet de la vigne apparaissent à la fréquence normalisée $fh/u_h = 0,13$ pour le vent perpendiculaire et à 45° . Cette fréquence est proche de la valeur généralement observée pour des couverts homogènes horizontalement ($0,15 \pm 0,05$) (Kaimal and Finnigan, 1994). Baldocchi and Hutchison (1988) ont trouvé les mêmes pics de fréquence dans leur étude sur des canopées hétérogènes. Pour le vent parallèle aux rangs les pics du spectre de u apparaissent à des fréquences plus basses (0,10) ;
- (ii) Pour la composante verticale de la vitesse w au sommet de la vigne, le pic du spectre mesuré à l'inter-rang pour le vent perpendiculaire aux rangs apparaît à la fréquence normalisée de 0,45, qui est, là aussi, la fréquence typique observée sur des canopées homogènes (Kaimal and Finnigan, 1994). Cette valeur de fréquence a été également trouvée par Launiainen et al (2007) sur des canopées homogènes et par Baldocchi and Hutchison (1988) sur des canopées hétérogènes. Pour les vents perpendiculaire et à 45° , une légère différence existe entre les fréquences correspondant aux pics des spectres mesurés par les soniques situés au sommet de la vigne. De plus, pour les vents à 45° et parallèle aux rangs, les pics des spectres apparaissent à une fréquence plus élevée (0,70) ;
- (iii) Avec la hauteur, les pics se décalent vers les basses fréquences à cause de la contribution plus importante des grosses structures de la couche limite de surface ;
- (iv) Les spectres de v et w mesurés par les soniques situés au sommet de la vigne diffèrent légèrement, notamment en terme d'amplitude pour les vents perpendiculaire et à 45° . L'amplitude des spectres est maximale au niveau du sonique situé à l'inter-rang (sous l'abri du rang dans la zone de sillage), en raison de la plus forte dissipation à cet endroit de la turbulence par les éléments végétaux. Cela est en accord avec les champs de l'énergie cinétique turbulente TKE , voir la figure III.9 ;
- (v) Pour le vent perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs les spectres des vitesses ne présentent pas une différence notable, et ils possèdent une plus haute amplitude que le vent parallèle. Ceci doit être attribué à la turbulence qui est beaucoup plus active quand le vent est perpendiculaire ou à 45° , via le tourbillonnement dans la cavité et au sommet de la vigne, et de manière plus générale un cisaillement au sommet du couvert plus élevé ;
- (vi) La pente des spectres au niveau de la zone inertielle varie légèrement suivant la direction du vent. Pour le vent parallèle aux rangs, la pente du spectre de u est proche

de celle de la cascade $-2/3$ de Kolmogorov, ce qui indique que les tourbillons ne contribuent ni à la production de la turbulence ni à la dissipation (Kolmogorov, 1941). Pour le vent perpendiculaire et à 45° , la pente du spectre de u est légèrement plus importante, indiquant une dissipation plus rapide de la turbulence dans les échelles inertielles. Ceci peut s'expliquer par l'action des éléments végétaux qui court-circuitent ou accélèrent la dissipation des structures turbulentes vers de plus petites structures (Finnigan, 2000) ;

- (vii) Au-dessus du couvert ($z = 2h$), on observe aussi que les spectres de u ont une pente inférieure à $-2/3$ pour les vents perpendiculaire et à 45° . On peut penser que les effets dissipatifs des structures turbulentes générées par la présence du couvert se font sentir même à la hauteur $2h$ pour ces directions de vent, ce qui n'est pas observé pour un vent parallèle aux rangs.

Afin d'étudier les caractéristiques spatiales des structures cohérentes à l'échelle de notre couvert de vigne, les champs d'auto-corrélations des composantes de la vitesse au sommet de la vigne sont donnés dans la figure III.12 pour les trois directions de vent considérées et dans une section parallèle à la direction du vent moyen. Les auto-corrélations ont été calculées avec un point de référence (x_0, y_0, z_0) situé à l'inter-rang et au sommet du couvert de vigne :

$$R_{ii}(x, y, z) = \frac{\langle u'_i(x_0, y_0, z_0) u'_i(x, y, h) \rangle}{\sigma_{u_i}(x_0, y_0, z_0) \sigma_{u_i}(x, y, h)} \quad (\text{III.14})$$

où les composantes u'_i ($i = 1, 2, 3$) représentent les fluctuations des vitesses respectivement dans la direction longitudinale de l'écoulement u , latérale v et verticale w .

Pour les trois directions du vent, les champs d'auto-corrélations R_{uu} et R_{ww} de la figure III.12 ressemblent aux corrélations observées sur des couverts homogènes horizontalement (Finnigan, 2000). En effet, les contours de forte corrélation ($\geq 0,2$) de R_{ww} sont circulaires avec un diamètre d'environ $2h$ quelle que soit la direction du vent. La zone d'auto-corrélation dans les trois cas de figure nous donne des échelles spatiales intégrales L_w/h qui valent 0,62, 0,41 et 0,48 respectivement pour les vents perpendiculaire, à 45° et parallèle aux rangs. Ces valeurs sont légèrement plus élevées que la valeur $1/3$ proposée dans Kaimal and Finnigan (1994). Les champs d'auto-corrélation de $\langle u \rangle$ présentent une zone elliptique inclinée fortement corrélée s'étalant sur des distances horizontale et verticale de $8h$ et $4h$, proches de celles suggérées par Finnigan (2000) pour un couvert homogène. Comme déjà dit auparavant, les structures cohérentes sont générées par la présence d'un point d'inflexion dans les profils verticaux de la vitesse $\langle u \rangle$ qui présentent une variabilité horizontale maximale quand le vent est parallèle aux rangs, voir figure III.6(a). Afin de voir si on observe aussi un effet des rangs sur les champs

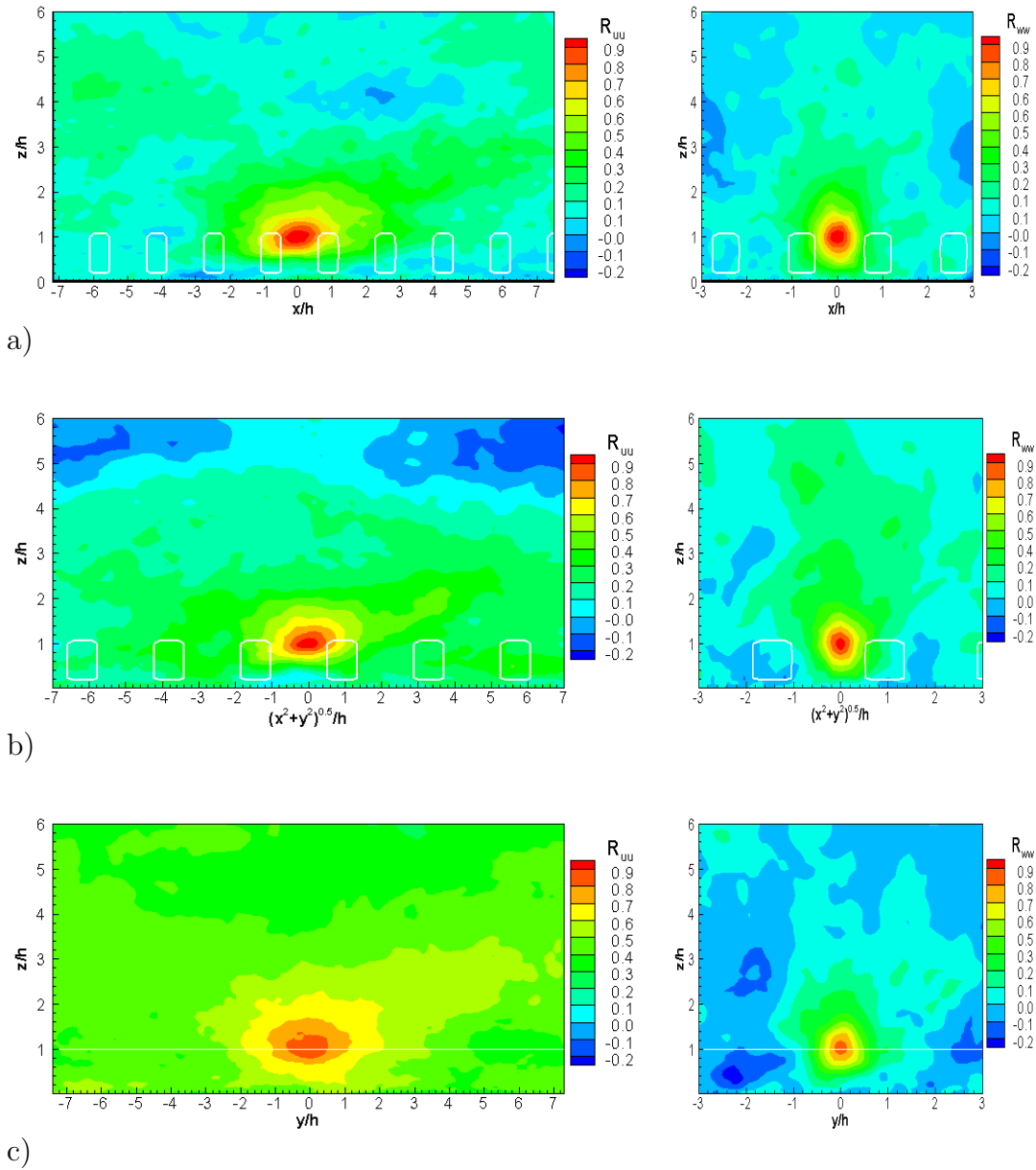


Figure III.12 – Auto-corrélation des composantes de la vitesse suivant la direction moyenne du vent u et verticale w pour les vents (a) perpendiculaire, (b) à 45° et (c) parallèle par rapport aux rangs. Le point de référence est situé dans l’inter-rang et au sommet de la vigne.

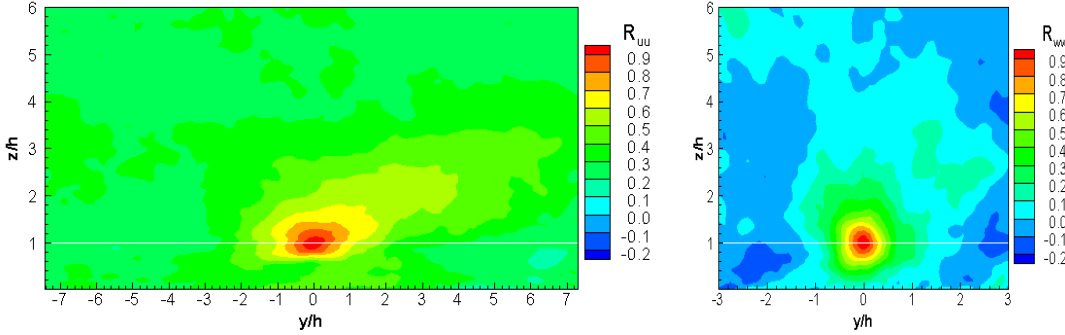


Figure III.13 – Champs d’auto-corrélation des composantes de la vitesse suivant la direction moyenne u et verticale w pour le vent parallèle aux rangs avec le point de référence situé au sommet d’un rang de vigne. Les lignes blanches délimitent l’extension verticale du couvert

d’auto-corrélation, la figure III.13 présente les contours de R_{uu} et R_{ww} calculés avec un point de référence situé au sommet du couvert et au centre du rang au lieu du centre de l’inter-rang dans le cas précédent et ce pour un vent parallèle aux rangs.

La forme et l’amplitude des champs d’auto-corrélation sont très similaires à ceux centrés sur l’inter-rang. On peut toutefois noter que les contours de R_{uu} conservent la même forme elliptique inclinée que précédemment mais ils pénètrent moins dans le couvert. Cette pénétration réduite est à attribuer à la résistance du rang au mouvement de pénétration des structures cohérentes dans le couvert. Mis à part ce fait, il n’y a pas d’effet individuel crucial d’un rang de vigne sur les structures cohérentes.

Il semble donc que les structures cohérentes soient générées principalement par les propriétés de l’écoulement à l’échelle de la parcelle. Leurs tailles doivent donc dépendre essentiellement de la longueur de cisaillement L_s .

En conclusion, l’existence de ces zones de corrélation en association avec la forme des spectres mesurés confirme que les couverts en rangs sont aussi le siège des structures cohérentes de nature identique à celles observées sur des couverts homogènes.

7 Conclusion

L’écoulement du vent dans et au-dessus d’un couvert de vigne a été étudié numériquement, en utilisant le modèle atmosphérique ARPS, et expérimentalement pour trois directions de vent : vent perpendiculaire, vent à 45° et vent parallèle aux rangs. Les principales conclusions qui en ressortent sont les suivantes :

- (i) Les principales caractéristiques de la dynamique du vent sont reproduites par le modèle

ARPS d'une manière satisfaisante, et ce quelle que soit la direction du vent. Toutefois, la validation quantitative est basée sur un nombre de points de mesure limité sur la verticale. Des écarts, parfois non négligeables, entre les moments d'ordre 4 mesurés et simulés sont observés. Ces écarts sont à associer soit à la variabilité verticale de la densité foliaire qui, dans notre cas, a consisté seulement en quatre paliers de densités foliaires constantes alors que dans la réalité cette densité évolue continuellement dans le temps, soit au fait que l'analyse statistique des mesures n'a pas porté sur des vents strictement perpendiculaires, à 45° et parallèles aux rangs, soit à l'hétérogénéité du paysage entourant la parcelle de vigne. La raison la plus probable est qu'il faut de longues séries turbulentes pour avoir des moments du 3^{ème} et 4^{ème} ordre stables, et le nombre de périodes de 30 min était peut-être trop faible ;

- (ii) Les différences de comportement du vent avec sa direction observées expérimentalement sont en accord avec de précédentes études : dans les cas de vent perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs, il y a prédominance des mouvements verticaux descendant dans les rangs et ascendant dans les inter-rangs liés à des tourbillons intermittents qui se forment dans les inter-rangs. Ces tourbillons ne sont pas des zones de recirculation telles qu'elles sont observées derrière un obstacle. Au sommet de la vigne, des tourbillons sont générés par l'action qu'exercent les rangs sur la masse d'air incidente en la poussant vers l'atmosphère pour redescendre ensuite au sommet de l'inter-rang. Pour le vent parallèle aux rangs, ces tourbillons ne sont pas observés, mais l'air est plutôt accéléré dans les inter-rangs et décéléré dans les rangs à cause de l'effet de canalisation de l'air dans les inter-rangs ;
- (iii) On observe une variabilité horizontale des statistiques du vent dans les couverts en rangs ; cette variabilité est très prononcée notamment dans le cas du vent parallèle. Dans ce dernier cas, l'écoulement s'apparente à une superposition entre un écoulement de canopée (dans les rangs) et un écoulement de couche limite de surface (dans les inter-rangs) ;
- (iv) Les caractéristiques aérodynamiques moyennes de la canopée de vigne varient selon la direction de vent. Pour les vents perpendiculaire et à 45° , la canopée de vigne se comporte quasiment comme une canopée horizontalement homogène avec une hauteur de déplacement et rugosité plus importantes que dans le cas de vent parallèle aux rangs ;
- (v) Les spectres et les auto-corrélations des composantes de la vitesse sont semblables à ceux généralement observés sur des canopées homogènes. Ceci pourrait indiquer que malgré les quelques différences de la dynamique moyenne de l'écoulement liées à l'effet des rangs et à la direction du vent, les structures turbulentes cohérentes qui se développent à l'échelle du couvert restent similaires à celles observées sur couverts homogènes.

Bien que la validation du modèle ARPS sur ce couvert de vigne soit restée limitée à cause du faible nombre de points de mesures, il ressort de cette étude que le modèle ARPS semble capable de résoudre correctement la dynamique du vent dans des couverts en rangs.

Forts de ce résultat, dans le chapitre suivant, nous allons coupler cette dynamique du vent à l'échelle d'un couvert de vigne avec une approche lagrangienne afin d'étudier la dispersion de pesticide à l'échelle des rangs puis dans le chapitre [V](#) à l'échelle d'une parcelle de vigne.

Chapitre IV

Dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs de vigne

Résumé La dispersion de pesticide lors des traitements phytosanitaires de la vigne est intimement liée aux conditions locales de traitement. A petite échelle, les paramètres les plus influents de la dispersion à l'échelle des rangs sont entre autres le vent induit par les jets d'air du pulvérisateur et l'orientation des jets d'air par rapport aux rangs de vigne. Dans ce chapitre nous nous sommes intéressés à la dispersion d'un nuage de gouttelettes de pesticide en combinant des approches expérimentale et numérique. Une expérimentation sur vigne artificielle a été effectuée dans le but de caractériser la dispersion à l'échelle de quelques rangs et de mesurer le vent induit par les jets d'air du pulvérisateur. A partir de l'approche numérique, la dispersion de pesticide et les jets d'air du pulvérisateur correspondant aux conditions de l'expérimentation ont été modélisés. Pour la résolution de l'écoulement de vent combiné avec les jets d'air du pulvérisateur, la méthode LES a été utilisée, alors que pour l'étude de la dispersion du nuage de pesticide l'approche mixte lagrangienne-LES a été mise en oeuvre. Trois types de source ont été étudiés : source fixe avec un jet d'air droit, (ii) source mobile sans assistance par l'air, (iii) source mobile avec assistance par l'air. Les résultats de la modélisation sont confrontés à l'expérimentation. Le modèle ARPS reproduit assez fidèlement les jets d'air du pulvérisateur. De plus, la dispersion du nuage de gouttelettes issu du pulvérisateur obtenu expérimentalement est en accord qualitatif et quantitatif satisfaisant avec la dispersion prédite par le modèle numérique.

1 Introduction

Lors des traitements phytosanitaires des vignobles, sous des conditions atmosphériques défavorables, une partie de la pulvérisation n'atteint pas la végétation et se disperse dans l'atmosphère pour se déposer plus loin dans ou en dehors de la parcelle. Plusieurs facteurs influencent la dispersion des nuages de pesticides lors de l'application. L'architecture de la vigne ainsi que l'équipement utilisé sont des facteurs intrinsèques qui déterminent l'ampleur de la dérive (Fox et al, 2008).

En effet, la hauteur des plants d'une canopée en rangs, leur espacement et leur largeur ont une grande importance dans la pénétration dans les rangs du nuage pulvérisé et la distribution verticale des gouttelettes de pesticide (Cross et al, 2001; Panneton et al, 2005). De plus, les conditions de traitement, telles que l'orientation des jets des pulvérisateurs par rapport aux rangs, la vitesse d'avancement du pulvérisateur, le vent induit par les jets d'air du pulvérisateur et la distribution diamétrale des gouttelettes, ont un effet non négligeable sur l'efficacité du traitement et la quantité de pesticide perdue via la dérive (Celen et al, 2008; Delele et al, 2007). Tous ces facteurs jouent un rôle déterminant à court terme dans la quantité de pesticide qui migre en dehors de la parcelle lors du traitement. Après le traitement, le nuage des gouttelettes qui ne se sont pas déposées sur les éléments végétaux se disperse sur toute la parcelle et il est sujet au transport sur de longues distances lorsque les conditions météorologiques sont favorables. Donc pour limiter la contamination atmosphérique par les pesticides, les conditions de traitement ainsi que leur contribution à la dérive doivent être contrôlées et comprises aux échelles plus fines.

Pour appréhender les pertes de pesticide dans l'atmosphère, de nombreux travaux expérimentaux et numériques ont été entrepris, tels que ceux évoqués au chapitre III. Les travaux expérimentaux ont souvent pour objectif de mesurer les dépôts en dehors des parcelles soit par échantillonnage de l'air soit par utilisation de collecteurs de gouttelettes. Avec l'essor des ressources informatiques, on a souvent recours à la modélisation numérique de la dispersion de pesticide, par l'approche lagrangienne ou eulérienne (Baetens et al, 2009; Endalew et al, 2010). Pour les études de la dispersion atmosphérique, l'approche lagrangienne est souvent préférée car elle permet de tenir compte des effets locaux, telle que la variabilité spatio-temporelle des propriétés de l'écoulement. Pour la représentation de la turbulence les modèles de turbulence de type RANS, tel que le modèle $k - \epsilon$, sont souvent utilisés. Ces modèles considèrent la turbulence stationnaire. Or, la turbulence dans les écoulements atmosphériques sur des canopées est très marquée par de fortes intermittences dues au passage des structures cohérentes, telles que celles montrées dans le chapitre III, qui jouent un rôle important dans la dispersion de particules dans

les canopées. Pour tenir compte des intermittences, l'approche LES (Large Eddy Simulation) constitue un substitut de prédilection pour résoudre l'écoulement car elle considère la turbulence instationnaire. D'où la montée en puissance de l'utilisation de l'approche lagrangienne-LES dans les problèmes de la dispersion de particules dans les écoulements turbulents.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons à la dispersion de pesticide à l'échelle des rangs au cours d'un traitement par pulvérisation. Pour cela, nous avons d'abord mis en oeuvre une expérimentation sur vigne artificielle afin de caractériser la perte en pesticide dans l'atmosphère et l'impact des jets du pulvérisateur sur la dynamique de l'écoulement. Ensuite nous avons cherché à modéliser cette dispersion de pesticide au cours d'un traitement à partir du modèle LES validé dans le chapitre précédent, et couplé ici à une approche lagrangienne. Pour cette première étude, nous ne considérons pas la fragmentation ni l'évaporation des gouttelettes de pesticide.

Dans un premier temps, nous discutons des pulvérisateurs assistés par l'air et des théories sur les jets qui leur sont attachées. Ensuite nous présentons les méthodologies expérimentale et numérique utilisées pour étudier la dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs. En dernier, les résultats expérimentaux et numériques sont présentés et confrontés pour la validation de notre démarche.

2 Théorie sur les jets et leur utilisation dans les pulvérisateurs assistés par l'air

2.1 Pulvérisation assistée par l'air

L'idée des pulvérisateurs assistés par l'air est née dans le but de réduire les volumes d'eau requis par la pulvérisation classique à pression et diminuer les pertes par dérive (Piché et al, 2000). Les pulvérisateurs modernes sont équipés de systèmes d'éjection de jets d'air afin de canaliser les gouttelettes de pesticide et d'obtenir une meilleure efficacité de traitement. En effet, les jets d'air permettent la pénétration de la pulvérisation dans la canopée et l'amélioration de la distribution des dépôts sur les éléments végétaux (Fox et al, 2008). Les pertes par dérive peuvent ainsi être réduites de 50 à 90% en comparaison aux traitements non-assistés par l'air (Piché et al, 2000). Plusieurs travaux expérimentaux et théoriques ont été menés sur les pulvérisateurs assistés par l'air dans le but d'optimiser les conditions de traitement et de réduire les pertes (Celen et al, 2008; Delele et al, 2007; Panneton and Lacasse, 2004; Vallet et al, 2001; Zhu et al, 2006). Ces études s'intéressent à l'effet des jets d'air, de la vitesse du pulvérisateur et

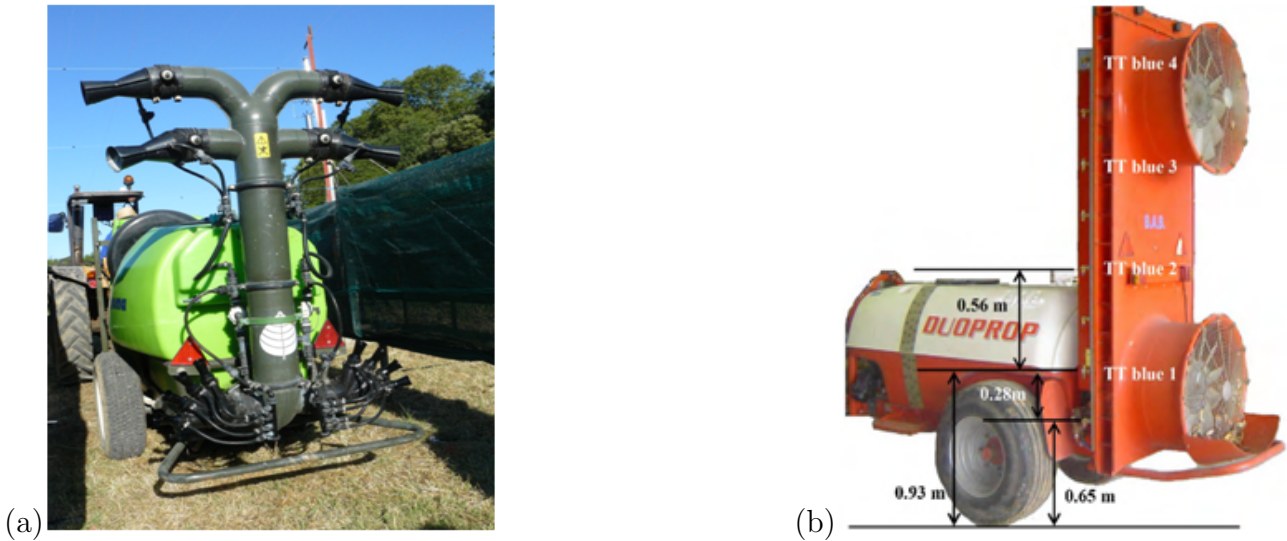


Figure IV.1 – Pulvérisateurs utilisés pour les traitements : (a) Pulvérisateur pneumatique utilisé dans cette étude (jets ronds), (b) Pulvérisateur à jet porté (jets rectangulaires).

du type de buse de pulvérisation sur la qualité des dépôts sur les éléments végétaux. [Zhu et al \(2006\)](#) ont effectué des mesures des champs de vitesse d'un pulvérisateur situé au-dessus de la canopée en appliquant la pulvérisation verticalement vers le sol. Ils ont conclu que la vitesse du jet diminue plus on s'éloigne du pulvérisateur, et que la vitesse du jet juste au sommet du couvert diminue plus on élève le pulvérisateur, d'où l'augmentation des pertes potentielles par dérive. Dans la même optique, [Celen et al \(2008\)](#) ont montré qu'il existe une vitesse optimale du pulvérisateur qui permet d'améliorer le dépôt dans la canopée. Cette vitesse optimale doit être reliée au volume d'air injecté dans la canopée et à la vitesse du jet d'air à la sortie du pulvérisateur. En effet, pour la même consommation énergétique du pulvérisateur, [Panneton et al \(2005\)](#) ont montré qu'il est judicieux d'augmenter le débit d'air plutôt que la vitesse du jet.

Les pulvérisateurs assistés par l'air sont équipés de sorties de jets d'air. Les jets d'air peuvent être radiaux à partir du périmètre d'une turbine d'aspiration, jet d'air rond à partir des diffuseurs cylindriques et jet d'air rectangulaire, comme les montre la figure [IV.1](#). Les comportements spatiaux des jets d'air des pulvérisateurs sont décrits par les théories des jets.

2.2 Théories des jets

Les jets appartiennent à la classe des écoulements libres cisailés. Leur mouvement quand ils jaillissent de la source est contrôlé par la quantité de mouvement initiale qu'ils possèdent. Leur maintien dans l'espace et le temps dépend donc directement de la source. L'étude des jets a

fait l'objet de plusieurs études théoriques et expérimentales en raison de leur importance dans les applications industrielles et environnementales. En raison de leur géométrie très simple et des conditions de leur apparition faciles à mettre en oeuvre, les jets ont été largement étudiés pour la compréhension de la turbulence et pour optimiser leur utilisation dans les applications industrielles et environnementales (Aloysius and Wrobel, 2009; Devesa et al, 2004; Smith, 2005).

A la sortie de la source les jets prennent des formes différentes selon la forme de l'orifice d'où ils sont évacués. Les plus rencontrés sont les jets ronds et rectangulaires générés par des orifices respectivement circulaires et rectangulaires. A la sortie de l'orifice, le jet se présente comme un tube circulaire ou rectangulaire, puis il se disperse dans la direction radiale suite aux instabilités de type Kelvin-Helmholtz qui font apparaître des structures tourbillonnaires de taille proportionnelle à la distance de la source, en même temps qu'il se propage dans la direction d'émission, tel que l'illustre la figure IV.2. Malgré leur différence de forme, les jets rectangulaire et rond partagent quelques propriétés dynamiques et morphologiques. A la sortie de l'orifice chacun des deux jets présente une région de forte vitesse directement liée aux conditions de sortie, région A sur la figure IV.2. A l'interface du jet et du fluide environnant apparaissent des ondulations qui finissent par se transformer en tourbillons annulaires (jet rond) ou transversaux (jet rectangulaire). Ces tourbillons sont responsables d'échange de matière et de quantité de mouvement entre le jet et le fluide environnant en même temps qu'ils dissipent la quantité de mouvement transportée par le jet. L'apparition de ces tourbillons permettant de redistribuer la quantité de mouvement dans la direction radiale engendre donc l'expansion radiale (jet rond) et l'expansion suivant l'épaisseur (jet rectangulaire) via le mécanisme d'entraînement. Ce mécanisme se manifeste par l'intrusion du fluide environnant dans le fluide constituant le jet.

Plus loin de l'entrée, le jet turbulent se développe et s'étend dans la direction radiale pendant qu'il pénètre dans le fluide environnant. Dans cette région l'écoulement conserve certaines propriétés le long de son axe. Cette région est connue sous le nom de zone auto-similaire, car les profils de variation dans la direction radiale des statistiques du jet conservent la même forme le long de son axe. Le développement théorique concernant les jets est donné dans l'annexe 1, incluant les équations régissant les jets et les conditions liées à leur auto-similarité.

3 Méthodologie : Expérimentation sur vigne artificielle

L'expérimentation s'est déroulée sur une parcelle de vigne artificielle du site de Cemagref de Montpellier du 23 au 25 juin 2009. Le protocole de l'expérimentation a été mis en place et maintenu pour tous les essais. La parcelle consiste en quatre rangs de vigne artificiels de

IV.3 Méthodologie : Expérimentation sur vigne artificielle

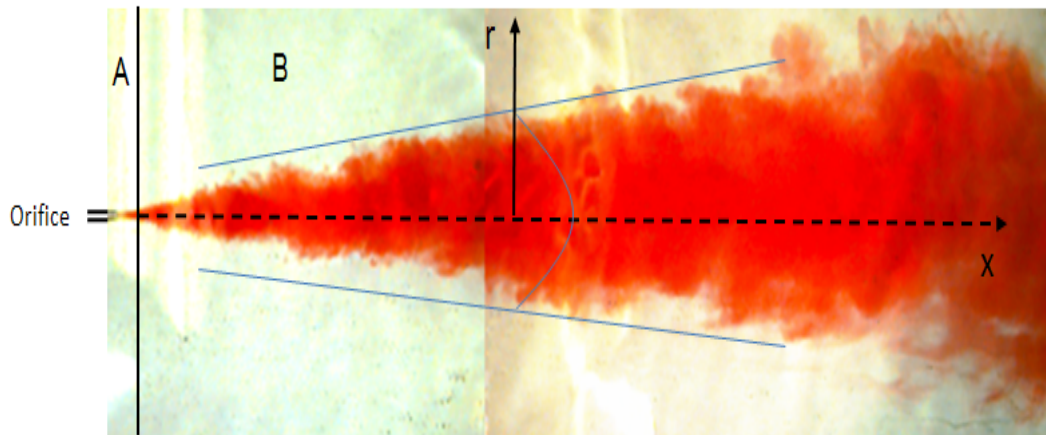


Figure IV.2 – L'aspect d'un jet qui émerge d'un orifice circulaire. Source : www.docstoc.com

hauteur $h = 1,5$ m, de largeur 0,40 m et de longueur 10,0 m, voir la figure IV.3(a, b). Les rangs sont espacés l'un de l'autre de 2 m. L'objectif de l'expérimentation était d'analyser la dispersion de pesticide à l'échelle de ces quelques rangs et d'évaluer l'impact des jets sur la dynamique de l'écoulement. Pour cela, un pulvérisateur passait dans le rang central en pulvérisant une solution de Brillant Sulpho-Flavine (BSF) dans des conditions similaires à un traitement normal de vigne, voir figure IV.3(c, d). Le protocole expérimental est similaire à celui des précédentes expérimentations de Brun (2007) et Gil et al (2008) faites aussi sur cette vigne artificielle. L'élément nouveau dans notre expérimentation est la mesure détaillée du vent induit par les jets du pulvérisateur en relation avec la dispersion du nuage de gouttelettes.

Pour quantifier les pertes verticales, trois plans de fils collecteurs PVC de diamètre 2 mm ont été placés aux hauteurs de 2,80 m, 4,00 m et 5,75 m, tel qu'indiqué sur la figure IV.3(a, d). Pour quantifier les dépôts au sol dans et en dehors de la parcelle, cinq bandes collectrices régulièrement espacées ont été disposées dans chaque inter-rang, alors que sur les deux côtés latéraux de la parcelle cinq bandes collectrices ont été placées avec un espacement de 1,0 m l'une de l'autre, comme le montre la figure IV.3(b). Les fils collecteurs et les bandes au sol ont été récupérées dans les 5 min suivant la fin du traitement et ont été mis dans des boîtes contenant 250 ml (fils) et 500 ml (bandes) d'eau distillée pour l'extraction des dépôts sur les collecteurs avant de procéder à l'analyse spectrométrique.

Concernant la pulvérisation, un pulvérisateur Tecnomat de type Pulsar monté sur un tracteur a été utilisé avec une vitesse d'avancement V_{tr} de $1,52 \text{ m s}^{-1}$. La solution de BSF a été utilisée comme traceur fluorescent diluée dans l'eau à une concentration de 1 g l^{-1} . Le volume de la pulvérisation qui s'est déposé sur les collecteurs a été ainsi déterminé par la quantité de traceur

Essais	123	223	124	224	324	125	225	325
heure	8h50	9h50	7h05	7h45	9h50	7h20	10h10	11h00
T(°C)	15	16	9	12	17	11	22	23
H(%)	36	31	72	67	40	63	41	37
V_h (m s ⁻¹)	0,6	1,55	0,19	0,25	0,96	0,44	2,47	1,48
u_* (m s ⁻¹)	0,22	0,36	0,048	0,052	0,18	0,1	0,38	0,33
σ_w (m s ⁻¹)	0,31	0,52	0,04	0,11	0,31	0,08	0,55	0,48

Tableau IV.1 – Liste des essais effectués sur la vigne artificielle (le 1^{er} chiffre indique le numéro de l'essai et les deux autres indiquent le jour au courant du mois de juin) et de leurs conditions météorologiques mesurées à 3 m en dehors de la parcelle : la température T et l'humidité H de l'air, la vitesse du vent V_h , la vitesse de frottement u_* et l'écart-type de la vitesse verticale σ_w .

collectée. Le diamètre des gouttelettes pulvérisées était $d_p = 130 \mu\text{m}$ avec une variance de $70 \mu\text{m}$. Pour chaque essai le pulvérisateur effectuait quatre passages dans l'inter-rang central afin d'augmenter la masse du traceur qui se dépose sur les différents collecteurs et réduire les erreurs induites par des effets aléatoires. A la fin de chaque essai, un volume total de 3,8 l de solution a été pulvérisé sur la parcelle. Cela correspond à un taux de traitement de $236,80 \text{ l ha}^{-1}$.

Pour mesurer la vitesse de vent induit par les jets d'air du pulvérisateur trois anémomètres soniques ont été montés à des hauteurs $z_1 = 0,75 \text{ m}$, $z_2 = 1,50 \text{ m}$ et $z_3 = 3 \text{ m}$ sur un mât placé à l'inter-rang le plus proche de la position du pulvérisateur. La position du mât d'anémomètres soniques dans la parcelle est représentée dans la figure IV.3(c). En dehors de la parcelle, un autre anémomètre sonique a été monté sur un mât à la hauteur de 3,0 m pour mesurer les conditions météorologiques ambiantes.

Les expérimentations se sont déroulées en début de matinée de 7h00 à 11h00 afin d'être dans des conditions de stratification thermique proche du neutre à légèrement instable. Cette plage horaire correspond à celle des traitements habituels.

Dans le tableau IV.1 est donnée la liste des essais effectués ainsi que les conditions météorologiques régnantes. Les essais sont référencés par trois chiffres, le premier indique le numéro de l'essai et les deux derniers indiquent le jour du mois de juin.

4 Méthodologie : Modélisation numérique

L'objectif est de modéliser la dispersion de pesticide à partir d'une source sans et avec assistance par l'air. L'écoulement d'air est résolu avec le modèle ARPS utilisant l'approche LES décrit et validé sur couvert de vigne dans le chapitre précédent, alors que la dispersion de gouttelettes est modélisée par l'approche lagrangienne développée initialement dans ARPS par

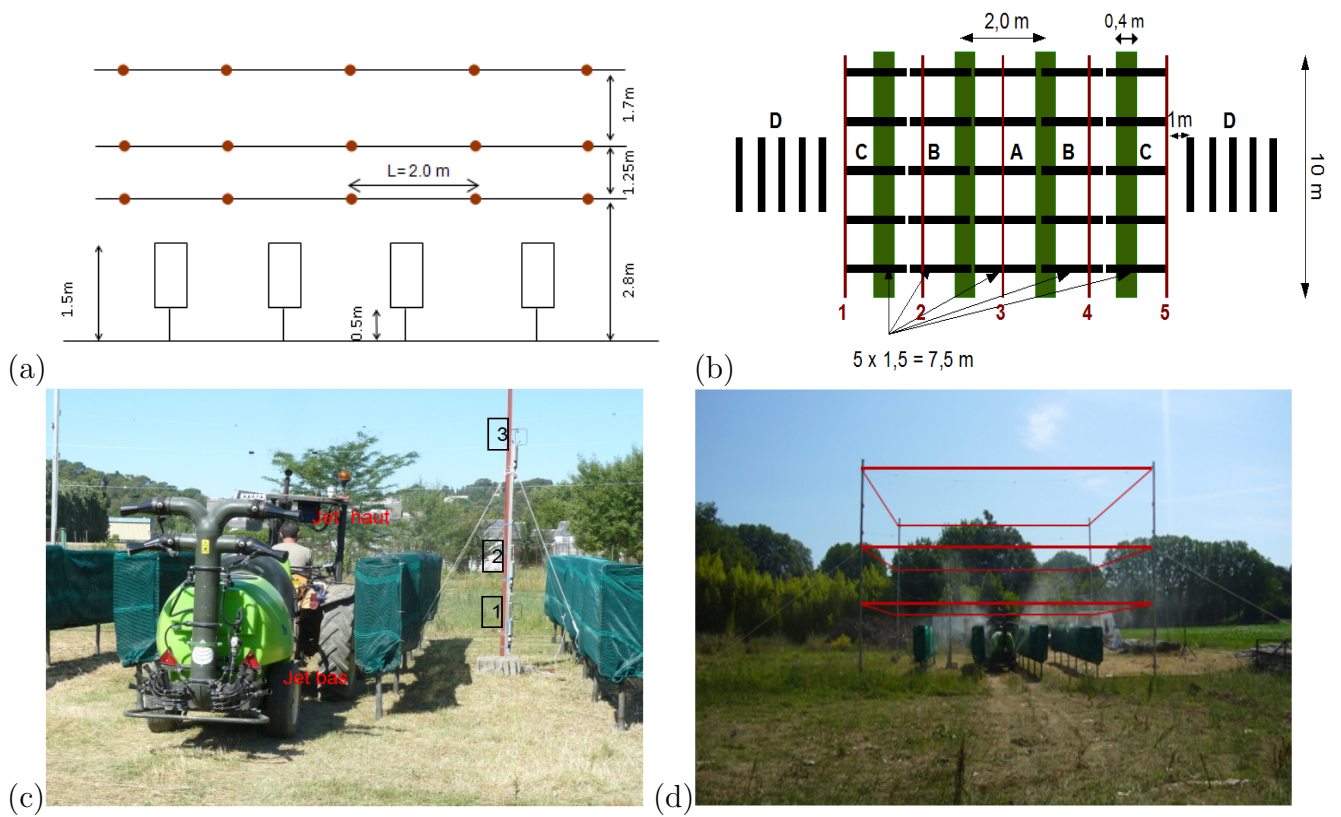


Figure IV.3 – (a) Montage des fils collecteurs au-dessus de la parcelle (points rouges), (b) emplacement des bandes au sol (bandes noires) et des fils collecteurs longitudinaux aux rangs, (c) emplacement du mât des soniques et position du pulvérisateur dans la parcelle, (d) vue du nuage de pesticide résultant de la pulvérisation et des plans de fils collecteurs.

Vinkovic et al (2006).

4.1 Modèle lagrangien

La dispersion des gouttelettes de pesticide dans l'atmosphère obéit à des équations phénoménologiques bien connues. La particule émise par la source se déplace suivant une certaine trajectoire dictée à la fois par les conditions initiales de son émission, de la vitesse du vent et de la turbulence atmosphérique. A temps court, le mouvement de la particule est dominé par son inertie et sa vitesse d'émission. Au bout d'un certain temps, son mouvement devient indépendant de sa vitesse initiale et il sera régi uniquement par la vitesse du vent et la turbulence jusqu'à son dépôt sur la végétation ou sur le sol. Dans ce qui suit nous détaillons les modèles qui permettent de prédire la trajectoire des gouttelettes et leur dépôts au sol et sur la végétation.

Pour la description de la dispersion d'un nuage de particules dans l'atmosphère, l'approche lagrangienne est souvent préférée à l'approche eulérienne en raison des limites du modèle de diffusion de masse flux-gradient (Wilson, 1989; Wyngaard, 1982). Avec l'approche lagrangienne, le mouvement de chaque particule dans un nuage de particules est suivi dans le temps et l'espace. Pour tenir compte de l'action de la turbulence sur le mouvement des particules, plusieurs variantes de modélisation lagrangienne stochastique ont été proposées dans la littérature, dont on peut citer d'une manière non exhaustive : (i) les modèles stochastiques diffusifs du 0 et 1^{er} ordre (Thomson, 1987; Wilson and Sawford, 1996) qui s'intéressent au mouvement vertical des particules dans un écoulement atmosphérique non perturbé en utilisant la diffusivité massique ; cette classe convient à l'étude de la dispersion de scalaire passif ; (ii) les modèles d'interaction tourbillonnaire qui s'intéressent à l'accélération des particules (Graham, 1996). La différence principale entre les variantes réside dans la façon dont l'équation de mouvement de la particule est résolue, et la représentation de la partie fluctuante du vent. L'équation de mouvement de chaque particule dans un écoulement turbulent est donnée par la loi de bilan de force s'exerçant sur elle. La démarche, pour obtenir le bilan de force qui s'exerce sur la particule, consiste à exprimer la force en fonction des propriétés de l'écoulement turbulent non perturbé par la présence de la particule. La force la plus évidente, et très étudiée aux faibles valeurs du nombre de Reynolds particulaire, est la force de traînée due à la viscosité du fluide. Les premières études sur cette force ont été effectuées par Stokes (1951), Boussinesq (1885) et Oseen (1927) sur des particules sphériques dans un fluide au repos. Afin de modéliser le mouvement de la particule dans un écoulement instationnaire, Tchen (1947) introduit des modifications à l'équation de mouvement obtenue par Oseen (1927) et élargit la formulation aux écoulements non uniformes. Le dernier formalisme de l'équation de mouvement d'une particule solide de taille inférieure

ou comparable aux échelles de Kolmogorov dans un écoulement instationnaire non uniforme revient à [Maxey and Riley \(1983\)](#). Dans le formalisme de [Maxey and Riley \(1983\)](#) les forces mises en jeu dans le mouvement d'une particule sont :

- les forces dues au gradient de pression de l'écoulement non perturbé par la présence d'une particule ;
- la force de flottabilité due à la différence de densité de la particule et du fluide ;
- la force de masse ajoutée liée à l'accélération de la particule relativement au fluide ;
- la force de traînée visqueuse ;
- la force de Basset liée à l'effet accumulé de l'historique de l'écoulement sur le mouvement de la particule.

Equation de mouvement Dans la couche limite atmosphérique, [Vinkovic \(2005\)](#) a montré par analyse des échelles que pour des particules sphériques dont la taille est de l'ordre de l'échelle de Kolmogorov, les forces dominantes qui agissent se réduisent aux forces de traînée et de flottabilité. L'équation simplifiée décrivant ainsi le mouvement de la particule est donnée par :

$$\frac{d\vec{v}_p}{dt} = \frac{\vec{u}_f(\vec{x}_p(t), t) - \vec{v}_p(t)}{\tau_p} F(Re_p) + \vec{g} \quad (\text{IV.1})$$

où \vec{v}_p est le vecteur vitesse de la particule, alors que $\vec{u}_f(\vec{x}_p(t), t)$ est le vecteur vitesse du fluide à la position de la particule $\vec{x}_p(t)$ à l'instant t . Le vecteur \vec{g} est la gravité terrestre. Le paramètre τ_p est le temps de relaxation de la particule. Ce temps est une mesure du temps de retard de la particule pour répondre aux fluctuations turbulentes de l'écoulement et il est donné en fonction des propriétés physiques de la particule et du fluide suivant cette relation,

$$\tau_p = \frac{\rho_p d_p^2}{18\mu} \quad (\text{IV.2})$$

où ρ_p et d_p sont respectivement la masse volumique et le diamètre de la particule. La fonction de Reynolds F permet la correction de la force de traînée lorsque le nombre de Reynolds Re_p est relativement élevé et elle est donnée par :

$$\begin{cases} F(Re_p) = 1 & \text{si } Re_p \leq 1 \\ F(Re_p) = (1 + 0,15Re_p^{0,687}), & \text{sinon.} \end{cases} \quad (\text{IV.3})$$

Les processus de fragmentation et d'évaporation étant négligés, les gouttelettes conservent les mêmes diamètres lors de leur mouvement.

Modélisation de la partie sous-maille de la vitesse du fluide Dans l'équation IV.1 la vitesse de la particule \vec{v}_p dépend de la vitesse instantanée du fluide porteur à la position de la particule. Or, avec la simulation des grandes échelles (LES) les champs de vitesse du fluide calculés sont des parties filtrées et ils sont représentatifs d'un domaine deux fois plus grand que la maille où se trouve la particule.

Pour la modélisation de la partie fluctuante plusieurs approches ont été proposées :

i) Avec la simulation des grandes échelles le tenseur de sous-maille τ_{ij} est calculé en fonction des champs moyens des vitesses filtrées. La trace de ce tenseur n'est autre que l'énergie cinétique turbulente de sous-maille $\tilde{\epsilon}$. Wang and Squires (1996) ont utilisé une modélisation de la partie fluctuante basée sur l'énergie cinétique sous-maille donnée par cette relation,

$$u'_i(\vec{x}_p(t), t) = \sqrt{\frac{2\tilde{\epsilon}(\vec{x}_p(t), t)}{3}} \zeta \quad (\text{IV.4})$$

où ζ est un nombre aléatoire tiré d'une distribution gaussienne de moyenne nulle et de variance égale à 1. L'énergie cinétique turbulente de sous-maille est obtenue en résolvant l'équation de Schumann (1991) similaire à l'équation 2.14 sans terme végétal.

ii) Par analogie avec la décomposition de Reynolds classique dans les modèles RANS, Pozorski et al (2007) considèrent que la partie sous-maille de la vitesse est donnée par l'équation de Langevin,

$$du'_i = -\frac{u'_i}{T_L^p} + \sqrt{\frac{2\tilde{\sigma}^2}{T_L^p}} \zeta \quad (\text{IV.5})$$

où T_L^p et $\tilde{\sigma}$ sont respectivement l'échelle de temps intégrale de la particule fluide à la position de la particule solide et l'échelle de vitesse des fluctuations de sous-maille. Pour la simulation des grandes échelles, Pozorski et al (2007) supposent l'égalité des échelles de temps intégrale eulérienne et lagrangienne, $T_E = T_L$, du fluide à la position de la particule, qui sont déduites de l'équilibre entre l'énergie cinétique turbulente de sous-maille $\tilde{\epsilon}$ et le taux de dissipation suivant cette relation :

$$T_L = \frac{4\tilde{\epsilon}}{3C_0\tilde{\epsilon}} \quad (\text{IV.6})$$

où C_0 est la constante de Kolmogorov, $C_0 = 3, 1$.

Effet d'inertie et de croisement de trajectoires Pour caractériser l'inertie de la particule, celle-ci est considérée dans un fluide en l'absence de toute autre force extérieure. Plus la particule

est pesante, moins vite elle répond aux variations de la vitesse du fluide porteur. Au contraire, les particules légères répondent vite aux fluctuations de la vitesse du fluide. Donc l'inertie d'une particule caractérise le temps de réponse τ_p de la particule aux variations de la vitesse du fluide environnant ou le temps de décorrélation de la vitesse de la particule¹. Suivant l'inertie de la particule, le temps de corrélation de la vitesse des particules fluides le long de la trajectoire des particules solides obéit à ces deux limites :

- $T_L^p \rightarrow T_L$ quand $\tau_p \rightarrow 0$. Cette limite correspond aux particules d'inertie nulle et le mouvement des particules est synchrone avec le mouvement du fluide environnant,
- $T_L^p \rightarrow T_{mE}$ quand $\tau_p \rightarrow \infty$. Dans ce cas les particules possèdent une très forte inertie. Le temps lagrangien des particules solide ou des gouttelettes correspond au temps intégral eulérien dans un référentiel mobile T_{mE} . Le temps de corrélation de la vitesse de la particule le long de sa trajectoire est plus grand que le temps de corrélation de la vitesse des éléments fluides le long de la même trajectoire. La différence entre ces échelles est souvent présentée par le rapport $\beta = T_L/T_{mE}^p$ qui est toujours inférieur à l'unité.

L'une des conséquences de l'inertie des particules et de la différence des échelles temporelles de corrélations des particules et du fluide est l'apparition d'une vitesse relative entre les particules et le fluide. Les particules traversent alors les lignes de courant de l'écoulement et passent d'un tourbillon à l'autre en croisant les trajectoires des éléments fluides. L'interaction des particules avec plusieurs structures tourbillonnaires entraîne une bonne dispersion des particules notamment dans la direction verticale. [Csanady \(1963\)](#) a trouvé que le rapport des coefficients de dispersion dans les directions verticale et horizontale est égal à 2.

4.1.1 Equations du mouvement des particules considérées

Pour l'étude de la dispersion de pesticide, nous avons considéré les équations de mouvement des particules soumises uniquement à l'action de la force de traînée et de gravité, suivant la même méthode que [Vinkovic \(2005\)](#). Le schéma de Runge-Kutta d'ordre deux est utilisé pour l'intégration temporelle des équations suivantes :

$$\begin{cases} \frac{du_p}{dt} = \frac{u - u_p}{\tau_p} f(Re_p) \\ \frac{dv_p}{dt} = \frac{v - v_p}{\tau_p} f(Re_p) \\ \frac{dw_p}{dt} = \frac{w - w_p}{\tau_p} f(Re_p) - g \end{cases} \quad (\text{IV.7})$$

1. Temps nécessaire pour que le mouvement de la particule devienne indépendant de sa vitesse initiale

Le modèle stochastique de sous-maille n'est pas pris en compte, ce dernier ayant un impact négligeable du fait de la fine résolution spatiale et temporelle de nos simulations.

4.1.2 Modèle de dépôt

Pour quantifier le dépôt de particules en suspension dans l'écoulement atmosphérique, contrairement à l'approche eulérienne qui utilise la concentration près du sol et la vitesse de dépôt (Chamberlain, 1975; Legg and Powell, 1979; McCartney, 1994), dans l'approche lagrangienne le dépôt est donné par des modèles probabilistes décrivant les mécanismes de dépôt (Wilson, 2000). Dans une canopée, une particule en suspension peut se déposer au sol ou sur des éléments végétaux suivant l'architecture et la densité foliaire de la canopée. Plusieurs études ont été menées sur la physique et les processus de dépôt de particules dans des couverts végétaux (Bache, 1979a,b; Slinn, 1982). Bache (1979b) a présenté les théories qui relient la vitesse de dépôt des particules à la structure du couvert végétal et à la turbulence. Slinn (1982) s'est intéressé à un cas de couvert dont les feuilles sont orientées dans la direction verticale, et pour lequel le dépôt se produit par impact des particules sur les éléments végétaux.

D'une manière générale, le dépôt sur les éléments végétaux d'un couvert se produit par deux processus différents : dépôt par impact et dépôt par sédimentation.

Dépôt par impact Le dépôt par impact se produit par la collision des particules en mouvement avec les éléments végétaux. Ce mécanisme de dépôt est très influencé par plusieurs paramètres reliés à la fois aux propriétés physico-chimiques de la particule, de l'écoulement et de la végétation. Le formalisme souvent utilisé pour exprimer le dépôt par impact est donné par le modèle stochastique suivant (Aylor and Flesch, 2001) :

$$Prob(dep_{im}) = A_f V_p E dt \quad (IV.8)$$

Selon ce modèle, la probabilité de dépôt d'une particule par impact $Prob(dep_{im})$ est reliée à la densité foliaire frontale A_f de la végétation, à la vitesse horizontale V_p ($V_p = \sqrt{u_p^2 + v_p^2}$) de la particule et au temps de vol de la particule dans la canopée avec une vitesse V_p . En effet, le produit $A_f V_p dt$ rend compte de la probabilité pour que la particule croise les éléments végétaux lors de son mouvement d'une distance horizontale $V_p dt$. Pour tenir compte de l'effet d'inertie des particules et des conditions de l'écoulement, le facteur E est introduit et il traduit l'efficacité de dépôt. L'efficacité de dépôt par impact est définie comme la fraction entre les particules qui se déposent sur une surface verticale et le nombre total de particules qui traversent la même surface. Donc E doit être relié à la taille des éléments végétaux et à l'inertie des particules. En

se basant sur les expériences de dépôt par impact de particules sur des surfaces cylindriques de [May and Clifford \(1967\)](#), un modèle empirique de l'efficacité d'impact a été proposé par [Aylor \(1982\)](#) :

$$E = \frac{0.86}{1 + 0,442St^{-1,967}} \quad (\text{IV.9})$$

où St est le nombre de Stokes. Ce paramètre représente le rapport des échelles de temps des particules et de l'écoulement porteur et il est donné par cette relation :

$$St = \frac{v_s u}{g l} \quad (\text{IV.10})$$

où l est la taille des éléments végétaux, u la vitesse horizontale locale du fluide à la position de la particule et g est la gravité ($g = 9,81 \text{ m s}^{-2}$). La vitesse de sédimentation v_s est donnée en fonction du diamètre des particules d_p , de leur masse volumique ρ_p , de la viscosité cinématique du fluide ν et de sa masse volumique ρ . Pour les faibles valeurs du nombre de Reynolds, elle est donnée par :

$$v_s = d_p^2 g \rho_p / (18 \nu \rho) \quad (\text{IV.11})$$

De cette définition du nombre de Stokes, on s'aperçoit que plus les particules sont inertes (St élevé) plus elles se déposent facilement sur les éléments végétaux. Leur inertie les empêche de contourner les éléments végétaux avec le fluide porteur et elles continuent leur mouvement pour impacter l'élément végétal. Dans ce modèle, les effets chimiques, tels que la qualité de la surface des éléments végétaux et l'affinité électrique de la surface des feuilles vis-à-vis des particules, ne sont pas pris en compte.

Dépôt par sédimentation Le dépôt par sédimentation se produit par le contact entre les particules et la surface horizontale des éléments végétaux. Dans ce cas, la probabilité de dépôt est donnée en fonction de la vitesse de sédimentation v_s et la densité foliaire horizontale A_h du couvert ([Aylor and Flesch, 2001](#)) :

$$Prob(dep_{sed}) = A_h v_s dt \quad (\text{IV.12})$$

Cette relation représente la probabilité pour qu'une particule en mouvement rencontre une surface végétale lors de sa chute d'une distance verticale $v_s dt$.

Dépôt au sol En l'absence d'éléments végétaux, les particules se déposent dans un écoulement laminaire, soit avec une vitesse de sédimentation v_s si elles sont en équilibre avec l'écoulement.

ment, soit avec une vitesse différente lorsque la particule garde le souvenir de sa vitesse initiale. En écoulement turbulent, les particules se déposent au sol à une vitesse de dépôt v_d plus grande que leur vitesse de sédimentation à cause de la contribution de la turbulence au dépôt. Le rapport v_d/v_s se situe généralement entre 2 et 5 (Callander and Unsworth, 1983; McCartney and Fitt, 1985). Une fois la particule près du sol (z_p inférieur à un niveau de référence), la probabilité de dépôt au sol est donnée, d'après Aylor and Ferrandino (1989), par le formalisme suivant :

$$Prob(dep_{sol}) = \begin{cases} 1 & \text{si } |w_p| < v_s \\ \frac{2v_s}{v_s - w_p} & \text{si } w_p < -v_s \end{cases} \quad (\text{IV.13})$$

D'après ce modèle, une particule située à une certaine hauteur du sol (de quelques millimètres à quelques centimètres) se dépose indubitablement au sol si sa vitesse verticale descendante w_p est supérieure à sa vitesse de sédimentation, autrement dit si sa gravité domine la force de traînée visqueuse verticale.

En définitive, dans la description lagrangienne de la dispersion de particules les dépôts au sol et sur la végétation constituent un terme puit pour le nuage de particules qui émane de la source car il l'appauvrit en particules. Dans la modélisation stochastique une particule est éliminée du domaine quand sa probabilité de dépôt est supérieure à une valeur tirée aléatoirement dans l'intervalle 0 à 1.

4.2 Mise en oeuvre sur une parcelle de vigne

Afin de simuler la dispersion de pesticide à l'échelle d'une petite parcelle de vigne au cours d'un traitement et dans des conditions proches de celles de l'expérimentation de Montpellier, nous avons utilisé un domaine de calcul 3D de dimensions $15 \times 10 \times 15 \text{ m}^3$ suivant les directions normale et parallèle aux rangs et la direction verticale z . L'effet du pulvérisateur est pris en compte au niveau de la condition limite d'entrée ($x = 0$) du domaine de calcul. La parcelle comporte 5 rangs de vigne afin de respecter initialement des conditions de périodicité. Bien que le nombre de rangs soit plus important ici que dans l'expérimentation (2 rangs de chaque côté du passage du pulvérisateur), cela ne devrait pas changer les conditions de dispersion de pesticide, cette dispersion étant plus liée à la dynamique de jets d'air qu'à la dynamique du vent en elle-même. La hauteur des rangs est $h = 1,5 \text{ m}$, avec des pieds de vigne qui mesurent $0,5 \text{ m}$ de haut. L'espace inter-rang est de 2 m . La densité foliaire A_f des rangs de vigne est considérée constante entre $0,5 \text{ m}$ et $1,5 \text{ m}$ de haut et elle est prise égale à 2 m^{-1} de telle sorte que son indice foliaire (LAI) corresponde à celui de la vigne artificielle (LAI = 2) (Brun, 2007).

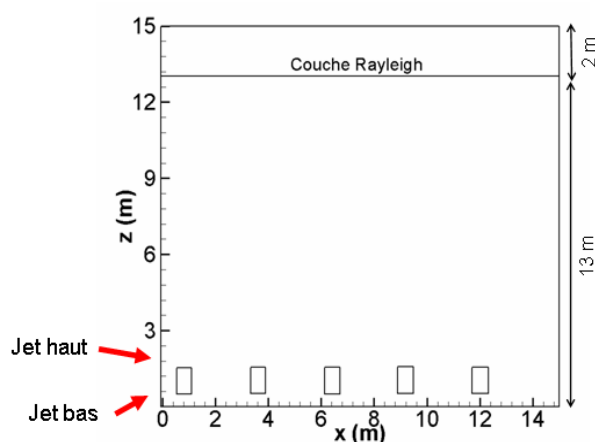


Figure IV.4 – Représentation géométrique du domaine de calcul considérant cinq rangs de vigne. La couche supérieure du domaine représente la couche d’absorption de Rayleigh et les deux flèches à l’entrée du domaine schématisent la position des jets d’air du pulvérisateur.

La figure IV.4 montre une vue de la parcelle sur une coupe verticale perpendiculaire aux rangs. Le premier rang se situe à 0,5 m de l’entrée du domaine ($x = 0$). Cette distance correspond à la distance du pulvérisateur par rapport à un rang de vigne.

Une résolution spatiale horizontale de $\Delta x = \Delta y = 0,1$ m a été choisie. Cette résolution permet à la fois de tenir compte de la variabilité spatiale de l’écoulement dans la vigne et de suivre la dispersion à l’échelle des rangs. Concernant la direction verticale, un maillage très fin et étiré est utilisé, avec une taille minimale près du sol $\Delta z_{min} = 0,005$ m, afin de résoudre finement les jets d’air émis par le pulvérisateur.

La dynamique du vent est résolue avec un pas de temps $\Delta t = 0,001$ s largement inférieur au temps de relaxation des particules τ_p . Ainsi, le mouvement des particules est résolu à l’échelle de leur temps de relaxation. Cela permet de prendre en compte l’action des fluctuations turbulentes sur le mouvement des particules.

Concernant les gouttelettes, leur source est caractérisée par des distributions diamétrales gaussiennes de moyenne $130 \mu\text{m}$ avec des variances $70 \mu\text{m}$. Pour ces tailles de particules correspondent une échelle de temps caractéristique τ_p , de l’ordre de 0,03 s, et une vitesse de sédimentation v_s de l’ordre de $0,3 \text{ m s}^{-1}$.

Trois types de sources sont étudiés pour un domaine de calcul identique :

1. Source fixe avec un jet droit : dans ce cas le jet d’air est fixe et il est situé à une hauteur $z = 1$ m du sol. Ce cas nous permet de tester la capacité du modèle à simuler les jets ;
2. Source mobile sans jet d’air : dans ce cas la source est matérialisée par des aires circulaires représentant la section de sortie des diffuseurs du pulvérisateur en mouvement avec la

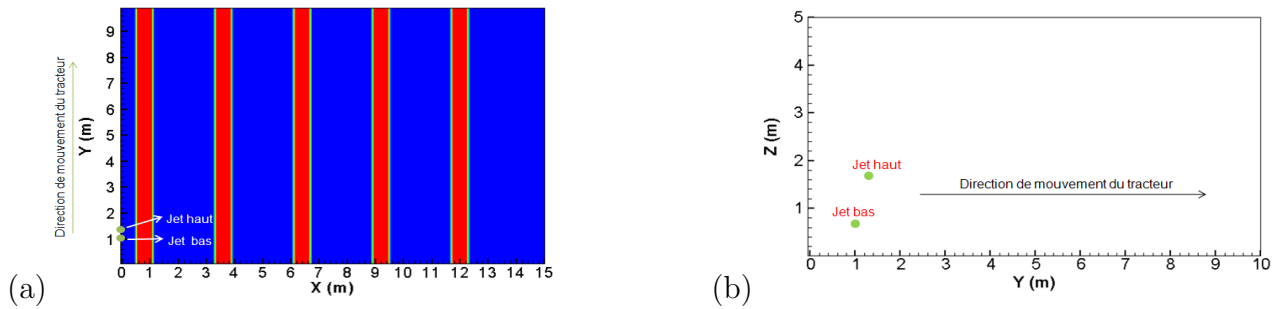


Figure IV.5 – Vues du pulvérisateur en mouvement sur les deux plans horizontal XY (a) et vertical YZ (b).

vitesse du tracteur V_{tr} ($1,52 \text{ m s}^{-1}$). Le pulvérisateur est caractérisé par deux sources, une haute à $z = 1,70 \text{ m}$ et une basse à $z = 0,66 \text{ m}$ afin d'être au plus proche des caractéristiques du pulvérisateur utilisé lors de l'expérimentation de Montpellier, voir figure IV.3(c).

Les deux sources haute et basse sont en mouvement avec la vitesse du pulvérisateur sans les jets d'air. Les gouttelettes sont émises avec une vitesse initiale de 20 m s^{-1} et avec une orientation de 15° vers le sol pour la source haute et de 45° vers le haut pour la source basse. La pulvérisation commence à la position du pulvérisateur $y=1 \text{ m}$ après le début du rang et s'arrête à 1 m avant la fin du rang. Sur la figure IV.5 sont représentées les positions instantanées du pulvérisateur à l'entrée du domaine de calcul sur deux plans horizontal x-y et vertical y-z.

3. Source mobile avec deux jets d'air : la source est représentée de la même façon que pour la source mobile sans jet d'air, sauf que les gouttelettes sont transportées par les jets d'air du pulvérisateur. Les jets d'air émanent des aires circulaires situées à l'entrée du domaine, voir figure IV.3(c). La vitesse initiale des gouttelettes est la même que la vitesse locale des jets d'air à la sortie des diffuseurs du pulvérisateur. L'échelle de vitesse qui rentre en jeu est bien entendu la vitesse des jets d'air du pulvérisateur qu'on a limitée à $U_{jet} = 20 \text{ m s}^{-1}$ pour des raisons calculatoires.

Dans tous les cas, la vitesse initiale des gouttelettes est superposée à une fluctuation de sous-maille dépendant de l'énergie cinétique sous-maille donnée par la relation IV.4.

Les conditions aux limites pour le vent appliquées à notre domaine de calcul diffèrent selon la nature de la source. Pour la source sans jet, les conditions aux limites sont prises périodiques. Pour les sources avec jets, un pré-calcul a été effectué sans jet et sans particules, en utilisant des conditions périodiques à l'entrée du domaine. De ce calcul, ont été extraits les champs de vent sur un plan y-z avec une fréquence temporelle de 2 s qui ont été ensuite appliquées

comme conditions d'entrée ($x = 0$) à notre calcul avec jet. Cette approche a permis d'avoir des conditions d'entrée les plus réalistes possibles. On verra par la suite que finalement en présence de jets d'air, ces conditions ont peu d'impact sur la dynamique du vent par rapport aux jets. Des conditions d'écoulement libre ont été appliquées à la sortie et aux parois latérales du domaine.

Pour représenter les jets d'air du pulvérisateur nous avons utilisé au départ la méthode d'assimilation de données pour reproduire les excès de vitesse du vent dus au pulvérisateur. La méthode fut vite abandonnée à cause des difficultés de convergence. La méthode de forçage non-linéaire, qui a consisté à ajouter un terme source non-linéaire avec saturation de type $S\infty\vec{u}(\vec{u} - \vec{u}_m)$ aux équations du modèle, a été utilisée. L'inconvénient de cette méthode de forçage local de la vitesse est que la zone forcée du domaine se comporte comme une région à basse pression. Cela entraîne donc des courants d'air tourbillonnaires qui se dirigent vers la source (zone forcée) de taille très grande, donc des perturbations qui s'étendent sur une grande partie du domaine. Nous avons enfin décidé de représenter les jets comme une superposition à notre condition à la limite d'entrée évoquée plus haut. La figure IV.6 illustre un exemple de profil moyen résultant du champ de vent issu du pré-calcul superposé au jet droit situé à 1,7 m du sol. Le jet d'air a été modélisé par une perturbation du champ de vent incident à la position de sortie de jet d'air du pulvérisateur de type $u = U_{jet} \exp(-r^2/D^2)$, où D est le diamètre du jet ($D = 0,08$ m), et r est la distance d'un point sur le plan d'entrée du domaine par rapport au centre du jet d'air.

Dans le cas du jet mobile, le pulvérisateur en mouvement suivant la direction y parallèle aux rangs est représenté par la variation de la position du centre du jet suivant y , avec une vitesse correspondant à celle du tracteur ($V_{tr} = 1,52$ m s⁻¹).

4.3 Traitement des sorties de ARPS

Avec l'approche lagrangienne, la position de chaque particule est une sortie du modèle. La concentration de l'air en particules doit ensuite être calculée. Pour cela, il existe différentes approches statistiques plus ou moins lourdes. En effet, la concentration en un point dans un écoulement turbulent impose d'introduire des densités de probabilités de présence ou de transition de particules d'une position à l'autre. Si on définit la fonction de densité de probabilité de transition $p(\vec{x}, t/\vec{x}_0, t_0)$, telle que $p(\vec{x}, t/\vec{x}_0, t_0)d^3\vec{x}$ soit la probabilité de transition de la particule située au temps initial t_0 en \vec{x}_0 vers l'élément de volume $d^3\vec{x}$ situé en \vec{x} à l'instant t , alors la concentration moyenne $\langle C(x,t) \rangle$ est donnée par la relation suivante (van Dop et al, 1985;

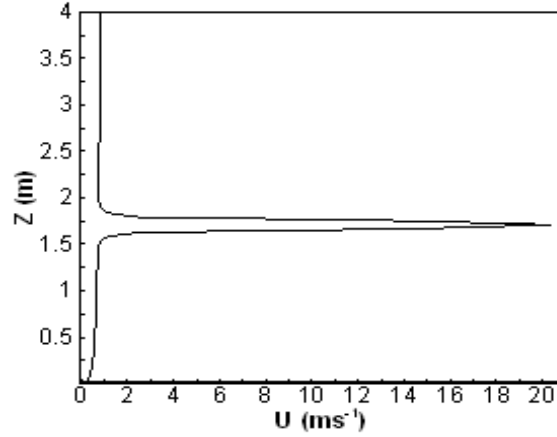


Figure IV.6 – Profil de vitesse moyen à l'entrée résultant de la superposition de l'écoulement d'air issu du pré-calcul et du jet droit du pulvérisateur situé en $z = 1,70$ m

Thomson, 1987),

$$\langle C(x, t) \rangle = \int_{t_0 < t} p(\vec{x}, t / \vec{x}_0, t_0) S(x_0, t_0) d^3 \vec{x}_0 dt_0 \quad (\text{IV.14})$$

où $S(x_0, t_0)$ est l'intensité de la source ($\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$). Le calcul de la concentration est ainsi basé sur l'intégration de la densité de probabilité de transition des particules émises antérieurement par la source S . Tout dépend de la nature de la source et de l'échelle de temps qui nous intéresse. La concentration se détermine par les méthodes suivantes :

- (i) Méthode à partir des temps de résidence des particules dans une maille : pour les sources stationnaires, l'expression de la concentration IV.14 se simplifie en effectuant le changement de variable $t' = t - t_0$,

$$\langle C(x, t) \rangle = \int_{t' > 0} p(\vec{x}, t' / \vec{x}_0, 0) S(x_0) d^3 \vec{x}_0 dt' \quad (\text{IV.15})$$

En pratique, la concentration est toujours calculée dans le volume d'une maille V_m . La concentration ainsi calculée est donc la moyenne sur tout le volume de la maille et elle est donnée par :

$$\langle C(x) \rangle = \frac{1}{V_m} \int_{V_m, t' > 0} p(\vec{x}, t' / \vec{x}_0, 0) S(x_0) d^3 \vec{x}_0 dt' d^3 \vec{x} \quad (\text{IV.16})$$

L'équation IV.16 peut être exprimée en fonction du temps de résidence moyen $\langle T(V_m / x_0) \rangle$

IV.4 Méthodologie : Modélisation numérique

de la particule dans le volume V_m provenant de la source $S(x_0)$ (Flesch et al, 1995),

$$\begin{aligned} \langle C(x) \rangle &= \frac{1}{V_m} \int \langle T(V_m/x_0) \rangle S(x_0) d^3\vec{x}_0 dt' \\ \langle T(V_m/x_0) \rangle &= \int_{V_m, t' > 0} p(\vec{x}, t' / \vec{x}_0, 0) dt' d^3\vec{x} \end{aligned} \quad (\text{IV.17})$$

En terme discret, la concentration moyenne $\langle C \rangle$ dans le volume V_m est la somme des temps moyens de résidence des particules dans ce volume divisé par le volume de la maille.

(ii) Méthode d'échantillonnage eulérien à temps court de parcelle d'air : elle est basée sur le comptage du nombre de gouttelettes dans chaque maille du domaine. Cette méthode permet de déterminer les concentrations quasi-instantanées sur une durée de temps plus ou moins courte et de relever les pics de concentration. La relation qui permet de déterminer cette concentration est la suivante :

$$C(\vec{x}, t) = \frac{\sum_{p=1}^N m_p(\vec{x}, t)}{V_m} \quad (\text{IV.18})$$

où $m_p(\vec{x}, t)$ est la masse de la particule se trouvant à la position *vecx* à l'instant t .

(iii) Méthode de calcul de la concentration intégrée dans le temps C_i : elle permet d'estimer la dose totale qui arrive à un point donné de l'espace, elle permet également de schématiser la progression du nuage de pesticide dans l'espace en fonction du temps. Cette concentration est calculée suivant cette relation :

$$C_i(\vec{x}, t) = \frac{\sum_{p=1}^N m_p(\vec{x}, t' < t)}{V_m} \quad (\text{IV.19})$$

Dans cette expression, $m_p(\vec{x}, t' < t)$ est la masse de la particule ayant traversé antérieurement ($t' < t$) la maille de volume V_m située en \vec{x} et N est le nombre total de particules qui transitent par la même maille.

Par la suite, les concentrations instantanées sont calculées à partir de l'équation IV.18 et les concentrations intégrées à partir de l'équation IV.19.

Afin de comparer les flux de gouttelettes simulés avec ceux observés au niveau des plans des fils collecteurs, le dépôt sur un plan collecteur est estimé par l'intégration spatiale en utilisant cette relation :

$$P_a(\%) = \frac{1}{\sum_{p=1}^N m_p} \int_0^{L_x} \int_0^{L_y} C_i(x, y, z = 2.8) dx dy dz \quad (\text{IV.20})$$

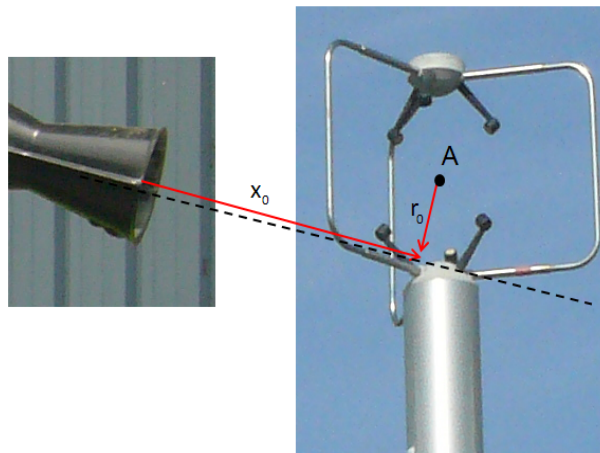


Figure IV.7 – Schéma illustrant le principe de mesure du jet issu du diffuseur. La position relative du centre du sonique A par rapport à l'axe du jet est : $r_0 = 0,33$ m, $x_0 = 1,064$ m.

5 Résultats et validation

Dans cette section, nous présentons d'abord les résultats expérimentaux et numériques sur les jets d'air, puis ceux sur la dispersion des gouttelettes de pesticide. A chaque fois, les résultats numériques sont confrontés aux résultats expérimentaux.

5.1 Résultats sur les jets

5.1.1 Expérimentation

Afin tout d'abord de caractériser l'ordre de grandeur de la vitesse des jets d'air à la sortie du pulvérisateur, des passages du pulvérisateur avec la turbine d'air actionnée sans pulvérisation ont été effectués. Sur la figure IV.7 est représentée la position relative du diffuseur de jet d'air par rapport à l'anémomètre sonique. Sous l'hypothèse que la vitesse du volume d'air qui passe dans les fourches du sonique soit la vitesse ponctuelle du jet au point A (centre du sonique) situé à une distance radiale du jet $r_0 = 0,33$ m et longitudinale $x_0 = 1,064$ m, on peut remonter jusqu'à la sortie du diffuseur pour déterminer la vitesse du jet en utilisant la théorie sur les jets. L'amplitude moyenne de la vitesse du jet mesurée au point A était de $10,3 \text{ m s}^{-1}$. Comme le pulvérisateur est en mouvement, le jet qui émane le long de sa trajectoire peut être perçu comme un jet rectangulaire. On utilise les relations suivantes pour déduire la vitesse du jet sur la projetée du point A sur l'axe du jet et calculer ensuite la vitesse du jet à la sortie en utilisant

la loi d'extinction des jets, (Klein et al, 2003)

$$\begin{aligned} \frac{L_r}{D} &= K_1 \left(\frac{x_0}{D} + C_1 \right) \\ \frac{u(x_0, r_0)}{u_{L_x}} &= \exp \left[-C \left(\frac{r_0}{L_r} \right)^2 \right] \\ \left(\frac{U_{jet}}{U_{L_x}} \right)^2 &= K_2 \left(\frac{x_0}{D} + C_2 \right) \end{aligned} \quad (IV.21)$$

Les paramètres K_1 , C_1 , C , K_2 et C_2 , qui sont quasi-universels (Boersma et al, 1998; Klein et al, 2003) dans ces équations sont pris égaux à 0,12, 4,16, 0,68, 0,20 et 5. $u(x_0, r_0)$ est la vitesse ponctuelle issue des mesures. La première équation du système IV.21 permet de déterminer le demi-rayon L_r du jet en x_0 , la deuxième permet de calculer la vitesse U_{L_x} du jet à la position de la projection normale de A sur l'axe du jet et la dernière permet de déduire la vitesse du jet U_{jet} à la sortie du diffuseur en $x = 0$. Au final, on obtient la vitesse du jet $U_{jet} = 23,70 \text{ m s}^{-1}$, soit sous forme adimensionnelle $u(x_0, r_0)/U_{jet} = 0,43$.

Pour comprendre l'effet du pulvérisateur sur la dynamique du vent, les données de l'anémomètre sonique 2 acquises lors du passage du pulvérisateur dans la parcelle, (voir figure IV.3(c)), sont examinées. Sur la figure IV.8 sont représentés les signaux instantanés de vitesse horizontale u perpendiculaire aux rangs et verticale w enregistrés lors des quatre passages du pulvérisateur devant le sonique (correspondant à une période de pulvérisation). Sur le signal de u quatre pics positifs apparaissent et ils sont dus au jet d'air du pulvérisateur à partir du diffuseur haut. Quatre pics sont aussi observés sur le signal de v (non montré) mais avec une amplitude beaucoup plus faible. Concernant la vitesse verticale w , quatre paires de pics sont à noter. Chaque paire comporte un pic positif et un pic négatif. Pour déduire l'effet moyen du passage du pulvérisateur sur le vent dans la parcelle, l'ensemble des signaux temporels des composantes de vitesse du vent enregistrées au cours de chaque période de pulvérisation ont été découpés en fenêtres temporelles centrées sur chaque passage du pulvérisateur devant le sonique afin d'en déduire l'effet moyen du pulvérisateur sur l'écoulement. La figure IV.9 présente les composantes moyennes horizontale u et verticale w de la vitesse mesurées par le sonique 2. Le pic moyen de la vitesse induit par les jets du pulvérisateur à la position du sonique 2 est $u_{max} = 8,45 \text{ m s}^{-1}$, alors que le pic positif moyen de la vitesse verticale est $w_{max} = 1,60 \text{ m s}^{-1}$. Au passage du pulvérisateur, la vitesse verticale moyenne du vent est d'abord caractérisée par un pic négatif suivi d'un pic positif séparé d'un laps de temps de 0,06 s. Pour le pic positif de w , des tests statiques ont montré que les diffuseurs bas du pulvérisateur situés à $z = 0,66 \text{ m}$ induisent des vitesses verticales considérables au niveau du sonique à $z = 1,50 \text{ m}$. Par conséquent, le pic

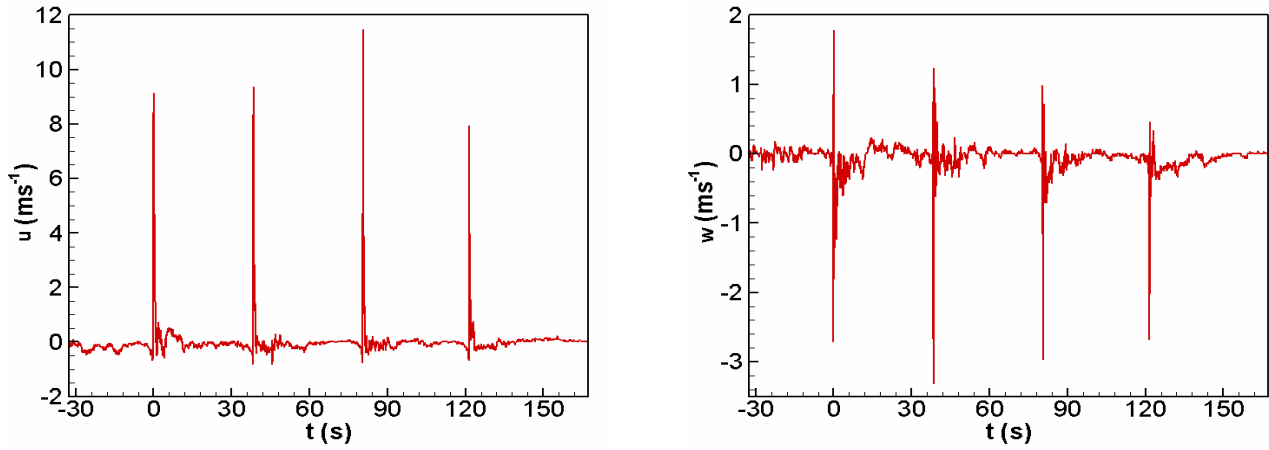


Figure IV.8 – Vitesses instantanées perpendiculaire aux rangs u et verticale w mesurées par le sonique 2 (figure IV.3) lors de quatre passages du pulvérisateur.

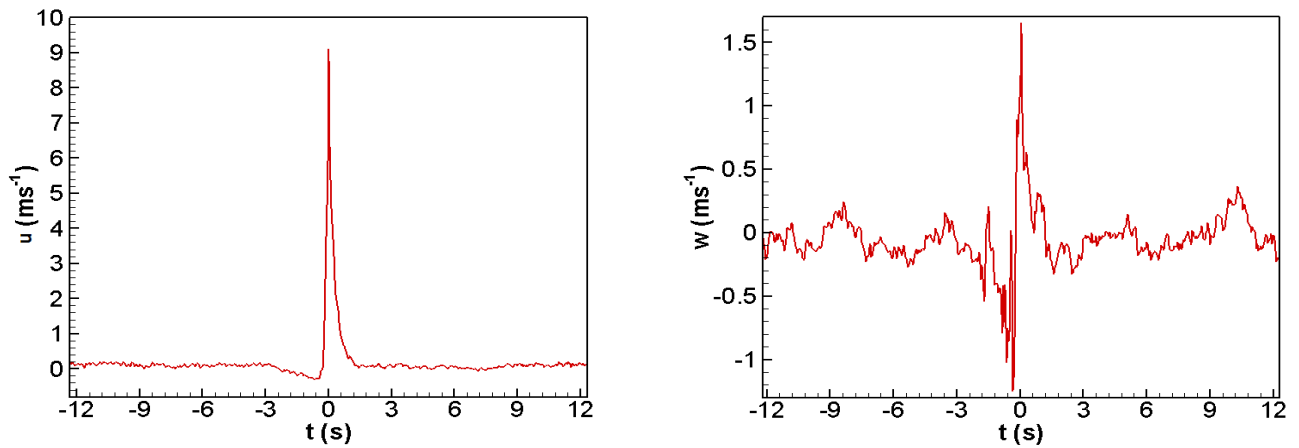


Figure IV.9 – Perturbations moyennes de la vitesse perpendiculaire aux rangs u et verticale w engendrées par le passage du pulvérisateur au niveau du sonique 2 (moyenne sur tous les passages).

positif de w enregistré lors du traitement doit être attribué au jet qui émane des diffuseurs bas du pulvérisateur pointant directement vers la position du sonique 2.

Concernant le pic négatif de w , deux causes peuvent en être à l'origine : soit l'aspiration d'air par la turbine située à l'avant du pulvérisateur, soit le jet d'air légèrement incliné vers le sol qui émane des diffuseurs hauts du pulvérisateur. La distance horizontale séparant la turbine de la position horizontale des diffuseurs bas est de 1,50 m, ce qui donne un temps de 1 s entre le passage de la turbine et des diffuseurs bas devant le mât : la distance horizontale entre les diffuseurs haut et bas du pulvérisateur est de 0,3 m, ce qui donne un décalage temporel de 0,06 s. Le temps séparant les pics positifs et négatifs de w étant de 0,06 s, les jets des diffuseurs supérieurs du pulvérisateur sont donc vraisemblablement à l'origine du pic négatif de w .

Il ressort de cette expérimentation que : (i) sous les conditions de vent faible les jets d'air du pulvérisateur sont non négligeables sur la dynamique du vent à petite échelle et (ii) que l'effet du pulvérisateur pourrait se résumer par deux jets (un haut et un bas).

5.1.2 Modélisation

Source fixe avec un jet droit Afin de tester la capacité du modèle ARPS à simuler un jet, le modèle a été forcé par un jet rond fixe situé à 1 m du sol à l'entrée du domaine. La figure IV.10 présente les aspects instantanés du jet sur les plans horizontal et vertical passant par l'axe du jet, au travers des composantes longitudinale, transversale et verticale de la vitesse du vent. Comme on pouvait s'y attendre, le jet engendre des fluctuations du champ de vitesse. D'après les figures IV.10(a, b), le jet d'air qui traverse les rangs de vigne est intermittent. En aval, le jet s'effrite pour former des discontinuités dans le champ de vitesse. Cet effritement est dû à l'apparition des tourbillons annulaires autour du coeur du jet. La présence de ces tourbillons est mise en évidence par la structure spatiale des composantes de la vitesse w et v de la même figure. La taille des tourbillons varie également avec le temps. Visiblement, l'effritement du jet à $t = 25$ s est dû à des tailles de tourbillons plus importantes qu'à $t = 20$ s.

Sur la figure IV.11(a) est représenté le profil moyen de la vitesse horizontale u le long de l'axe du jet. Sur la figure IV.11(b) sont donnés les profils de variation radiale de la vitesse horizontale u à différentes distances de la source, $x=1, 2, 3$ et 4 m. Le long de l'axe du jet, la vitesse u diminue d'autant plus qu'on s'éloigne de la source. Ceci est conforme avec la théorie sur l'extinction de la vitesse du jet. De plus, cette diminution est plus prononcée quand le jet rencontre les rangs de vigne, tel que le montre la pente de la vitesse sur la figure IV.11(a). L'allure de variation de la vitesse du jet dans les rangs de vigne est similaire à celle évoquée par Brun (2007) dans son étude sur la vigne. La figure IV.11(b) montre que la vitesse le long

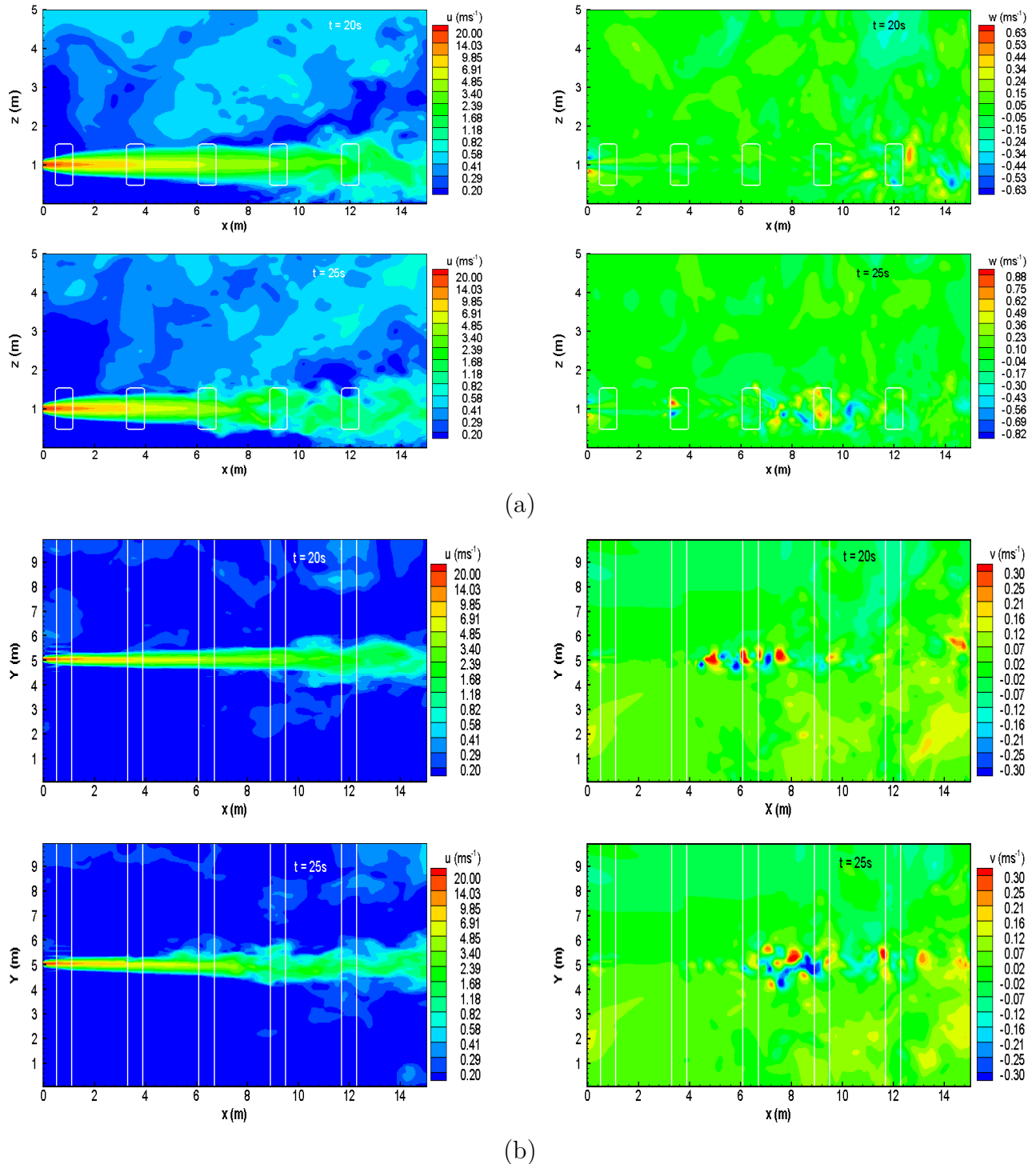


Figure IV.10 – Champs instantanés des composantes longitudinale (u), transversale (v) et verticale (w) de la vitesse du vent en présence d'un jet sur les plans (a) vertical x-z et (b) horizontal x-y en $z = 1$ m passant par l'axe du jet et aux instants 20 s et 25 s après le démarrage du jet. Les lignes blanches délimitent les rangs de vigne.

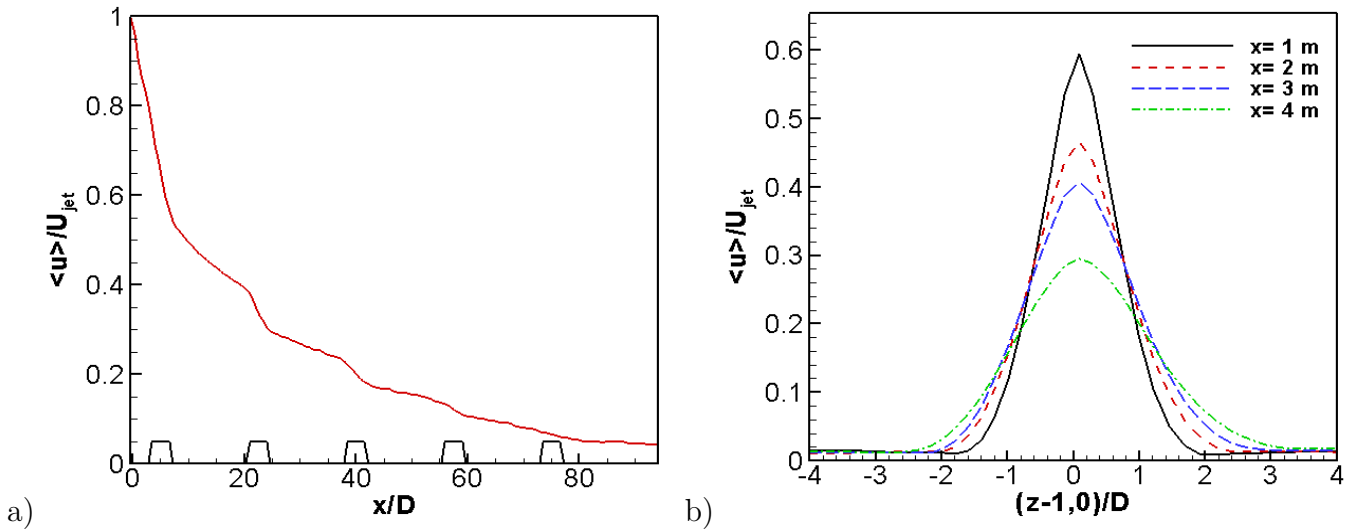


Figure IV.11 – Profils moyens de la variation longitudinale de la vitesse du jet $\langle u \rangle$ suivant l’axe du jet (a) et dans la direction verticale (b). La normalisation est faite par la vitesse du jet U_{jet} et son diamètre D .

de l’axe du jet diminue quand on s’éloigne de la source, à cause de la dissipation de sa quantité de mouvement par les rangs de vigne et son expansion radiale.

Source mobile avec deux jets d’air Le développement de l’écoulement dans la parcelle, à 2 m de la position du pulvérisateur dans le plan y - z , est illustré sur la figure IV.12, tandis que sur la figure IV.13 sont donnés les champs instantanés de l’écoulement sur le plan horizontal x - y situé à la hauteur de l’axe du jet haut, $z_h = 1,7$ m. Sur toutes les figures, les zones de fortes vitesses dans le domaine sont dues aux jets d’air du pulvérisateur qui pénètrent dans le domaine dans la direction perpendiculaire aux rangs, et ces zones sont convectées dans la direction du mouvement du pulvérisateur (figure IV.12(a, b)). A l’instant $t = 8$ s dans la figure IV.13(c), le jet n’est plus actif à l’entrée en $x = 0$; la vitesse résiduelle observée plus loin en $x = 4$ m est due au mouvement advectif de la bouffée d’air déjà émise par la source.

Une simulation supplémentaire a été effectuée, identique à celle avec deux jets d’air, mais ceux-ci sont restés fixes afin de mieux visualiser en instantané la pénétration du jet dans le domaine perpendiculairement aux rangs. Sur la figure IV.14 sont représentés les états instantanés de l’écoulement sur le plan vertical passant par l’axe du jet haut.

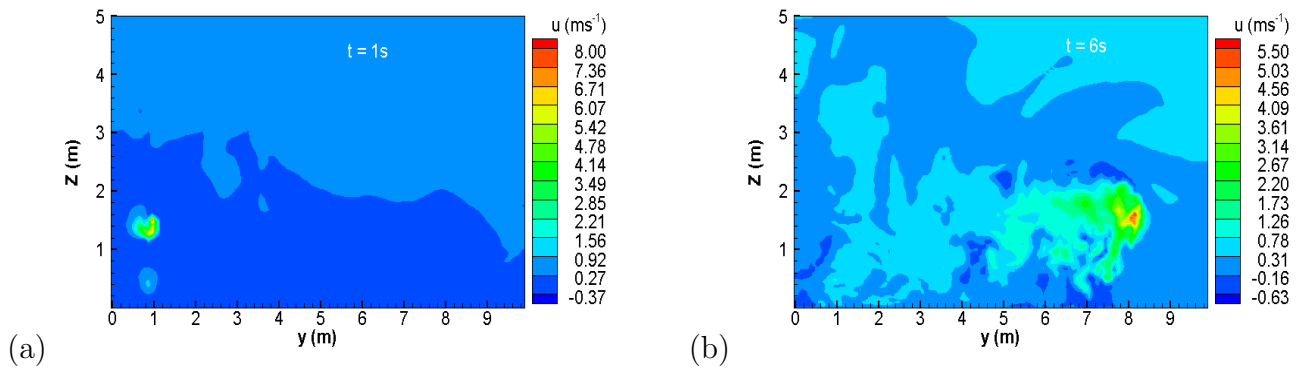


Figure IV.12 – Champs instantanés de la vitesse horizontale u du vent à une distance $x = 2$ m de l'entrée du domaine à des instants $t = 1$ s (a), et 6 s (b) après le départ du pulvérisateur équipé de 2 jets et se déplaçant de $y = 1$ m à $y = 9$ m.

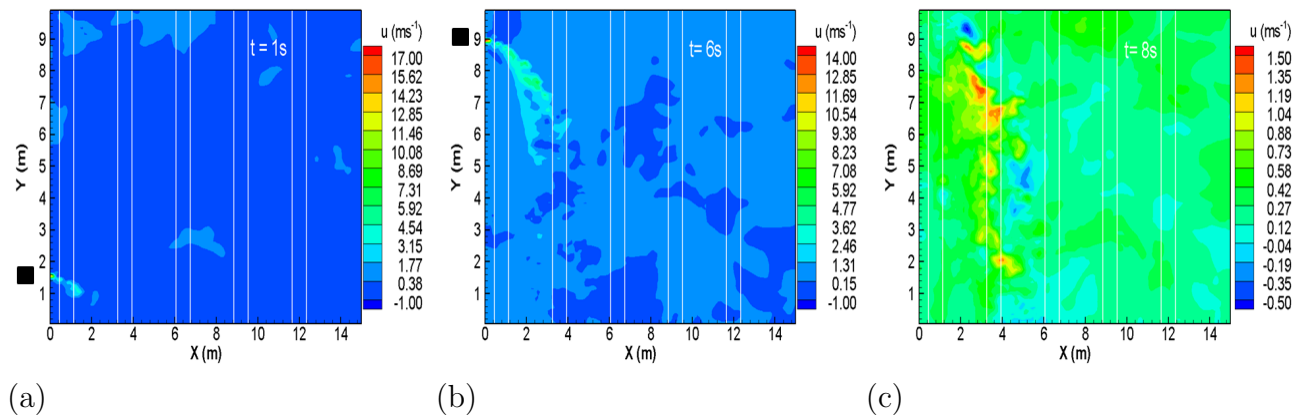


Figure IV.13 – Champs instantanés de la vitesse horizontale u du vent sur le plan horizontal situé à la hauteur du jet haut, aux instants $t = 1$ s (a), 6 s (b) et 8 s (c) pour la même simulation que la figure IV.12. Les carrés noirs représentent la position du pulvérisateur et les lignes blanches délimitent les rangs de vigne.

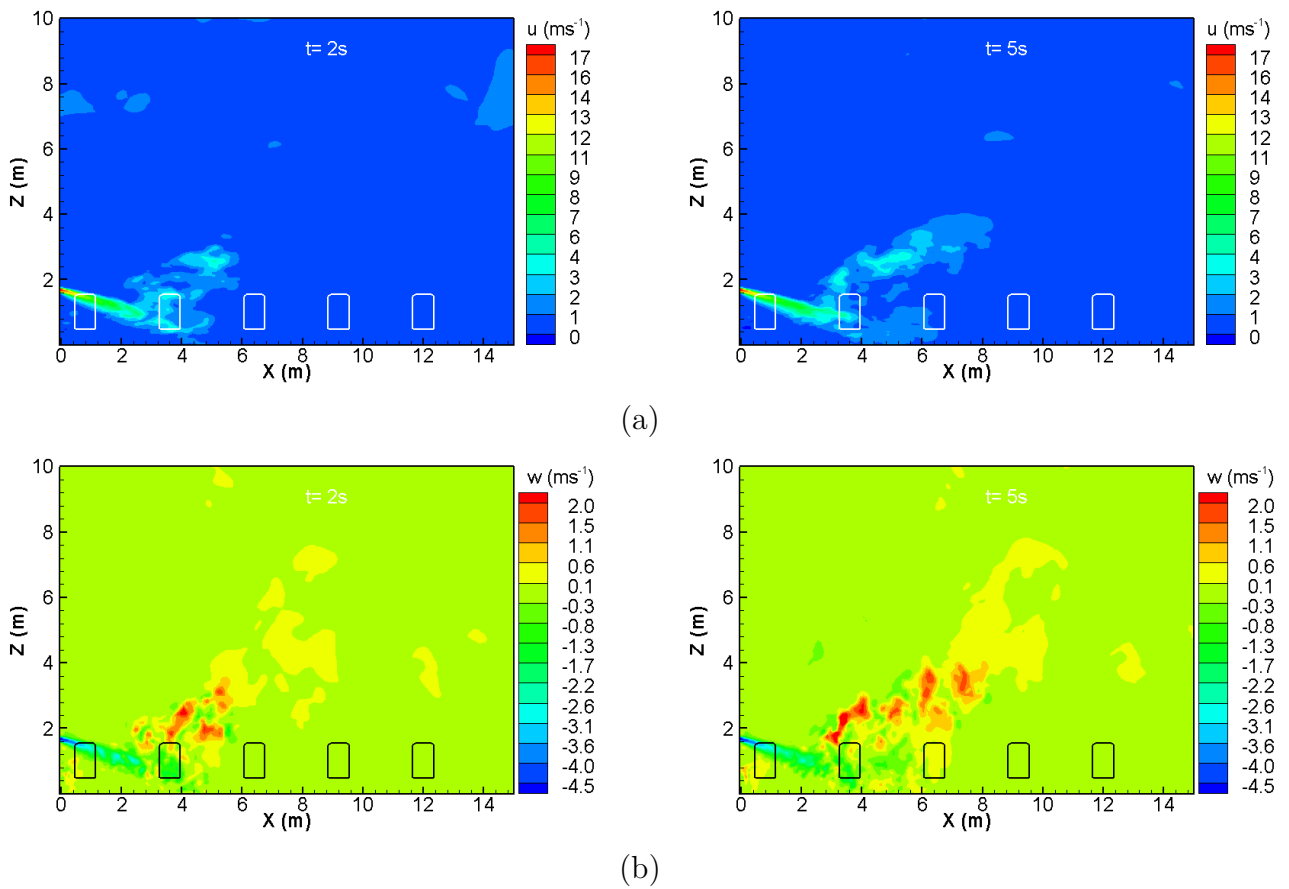


Figure IV.14 – Champs instantanés de la vitesse horizontale u (a) et verticale w (b) du vent sur le plan vertical passant par l’axe du jet haut fixe, aux instants $t = 2$ s (gauche) et 5 s (droite) après le début du jet. Dans cette simulation le pulvérisateur est fixe.

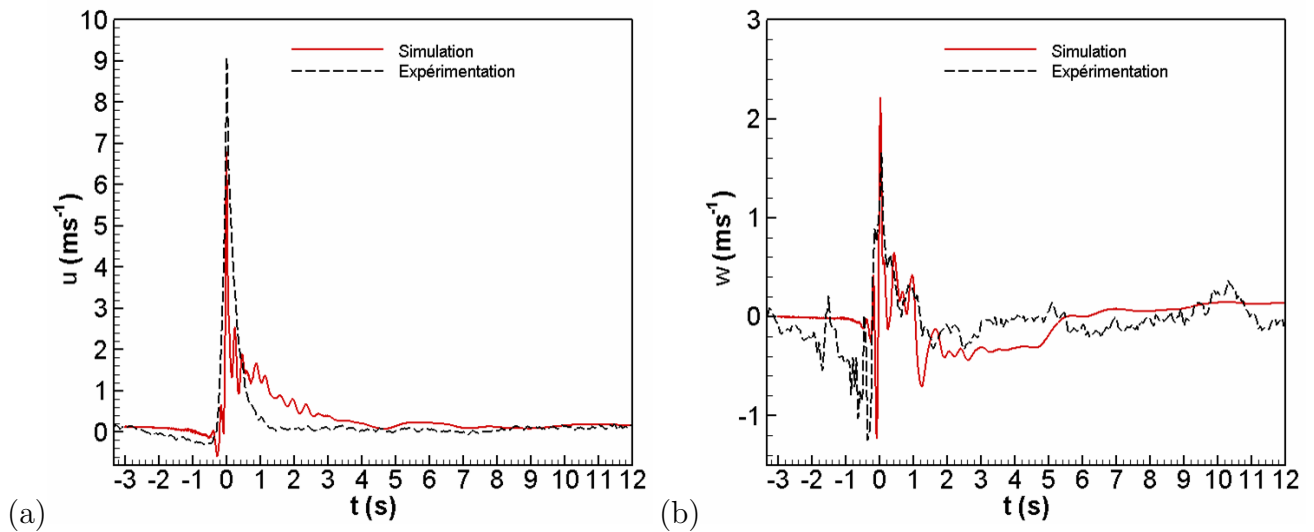


Figure IV.15 – Variations temporelles des composantes horizontale u (a) et verticale w (b) moyenne de la vitesse du vent obtenues par simulation LES à la position du sonique 2 de l'expérimentation de Montpellier lors du passage du pulvérisateur. Les courbes en pointillés sont les résultats de l'expérimentation (figure IV.9).

5.1.3 Validation de la dynamique du vent induite par les jets

Pour valider la modélisation des deux jets mobiles, les composantes de la vitesse instantanée du vent au point situé au niveau du sonique 2 de l'expérimentation de Montpellier (figure IV.3(c)), c'est-à-dire entre les deux premiers rangs du domaine de calcul, à $z = 1,5$ m, et mi-longueur des rangs, sont enregistrées lors des calculs LES. Sur la figure IV.15 sont présentées les séries temporelles des composantes horizontale u et verticale w de la vitesse moyenne du vent simulées et mesurées.

Les séries temporelles des vitesses simulées et mesurées sont en bonne concordance. Pour la comparaison quantitative, les vitesses doivent être adimensionnées par la vitesse du jet U_{jet} à la sortie des diffuseurs pour tenir compte de l'incertitude sur la valeur de la vitesse du jet à la sortie des diffuseurs dans l'expérimentation. Sur la figure IV.16 sont données les variations temporelles des composantes de vitesse mesurées et simulées normalisées.

Sur le profil de la composante horizontale u , on observe un pic de vitesse valant $u_{max} = 6,80 \text{ m s}^{-1}$, ce qui correspond au rapport $u_{max}/U_{jet} = 0,34$ proche du rapport expérimental de 0,35. De plus, sur le profil de w , deux pics sont présents : un pic négatif dû au passage du diffuseur haut du pulvérisateur devant le sonique 2 et un pic positif qui apparaît avec un certain temps de retard dû au passage du diffuseur bas devant le même point. Les rapports de vitesse w/U_{jet} positif et négatif simulés valent respectivement 0,11 et -0,061 et avoisinent les rapports

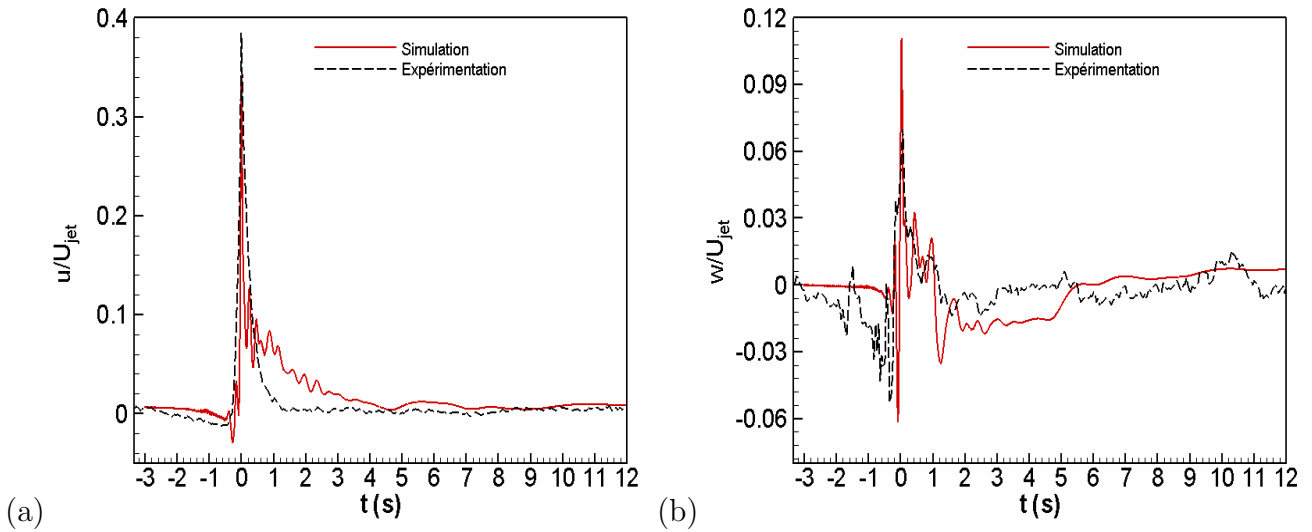


Figure IV.16 – Identique à la figure IV.15, mais les composantes de la vitesse sont normalisées par la vitesse du jet U_{jet} ($U_{jet} = 20,0 \text{ m s}^{-1}$ pour la simulation et $U_{jet} = 23,7 \text{ m s}^{-1}$ pour l'expérimentation).

expérimentaux qui sont de 0,067 et -0,05.

En conclusion, la vitesse des jets d'air du pulvérisateur en mouvement est reproduite quantitativement et qualitativement d'une façon satisfaisante. Les écarts entre les mesures et les simulations sont à attribuer à de multiples facteurs : (i) incertitudes de la mesure de la vitesse des jets d'air à la sortie du pulvérisateur basée sur la théorie des jets, (ii) influence de la rugosité du terrain sur lequel se sont déroulés les essais, qui provoque des secousses verticales du pulvérisateur et par ricochet des variations de la vitesse verticale, (iii) éventuel courant d'air généré par sillage autour du pulvérisateur qui n'est pas pris en compte dans la modélisation, (iv) présence des jets secondaires qui ne sont pas pris en compte dans le modèle (en effet, ces derniers peuvent influencer sur les niveaux de vitesse à la position du sonique 2 et interagir avec les deux principaux jets) et (v) éventuel écart entre la représentation des rangs de vigne simulés et artificiels sur les jets d'air.

5.2 Résultats sur la dispersion

Après s'être intéressé à l'impact du pulvérisateur sur la dynamique locale du vent, dans cette partie nous présentons les différents résultats sur la dispersion de pesticide qui ressortent de l'expérimentation et de la modélisation.

5.2.1 Expérimentation

Pertes atmosphériques Les dépôts sur les fils collecteurs nous permettent de calculer les flux locaux intégrés à travers les trois plans horizontaux. Pour obtenir le flux intégré de la pulvérisation sur chaque fil, la masse de pesticide m collectée est divisée par la surface horizontale occupée par le fil, suivant cette relation :

$$S_i(z) = \frac{m(z)}{Cd_f} \quad (\text{IV.22})$$

où C est la concentration de la pulvérisation en Sulpho-Flavine (kg/kg_{eau}), d_f est le diamètre des fils (m) et S_i est le dépôt sur le fil par unité de longueur dans la direction qui lui est perpendiculaire. La masse totale V (kg) qui traverse chaque plan de fil est donnée par la relation suivante :

$$V(z) = \sum_{i=1}^5 S_i(z)L \quad (\text{IV.23})$$

où i est le numéro du fil et L est la distance séparant chaque fil ($L = 2$ m).

La normalisation des dépôts sur les fils collecteurs par la dose totale appliquée permet d'introduire le flux intégré F_p (% m⁻²) donné par cette relation :

$$F_p(x_i, z) = 100 \times \frac{S_i(x_i, z)}{H \times m_{tot}} \quad (\text{IV.24})$$

où m_{tot} est la masse totale de la pulvérisation lâchée lors du traitement de la vigne artificielle (3,79 kg) et H est la longueur des rangs ($H = 10$ m). Les pertes atmosphérique P_a (%) à travers les plans de fils sont données par cette relation :

$$P_a(z) = \sum_{i=1}^5 F_p(x_i, z)LH \quad (\text{IV.25})$$

Sur la figure IV.17 sont représentés les flux intégrés mesurés au premier plan de fils. Les flux sont normalisés par la masse totale de la pulvérisation émise par le pulvérisateur (%) et le flux maximal durant chaque essai. Sur ces figures, on observe que, pour tous les essais, les pertes verticales sont minimales à la position du pulvérisateur ($x = 0$) et maximales aux centres des inter-rangs situés d'un côté et de l'autre du pulvérisateur. Cette structure de flux verticale a été précédemment observée par Brun (2007); Gil et al (2007). Dans le tableau IV.2 sont données les pertes verticales mesurées au premier plan $z = 2,8$ m pour différents essais lors de l'expérimentation sur vigne artificielle. Sur la figure IV.18 sont données les corrélations entre

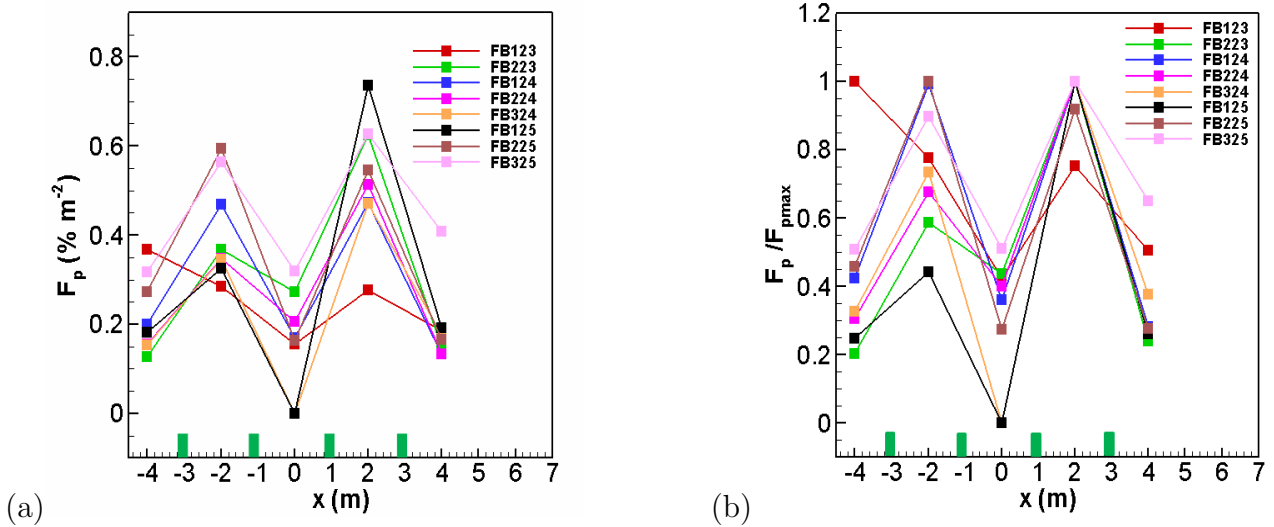


Figure IV.17 – Profils des flux verticaux normalisés par la dose totale $F_p(x, z = 2.8 \text{ m})$ (a) et le flux maximal (b) pour les différents essais (tableau IV.1) de l'expérimentation de Montpellier. Les rectangles verts représentent la position des rangs de vigne.

Essais	123	223	124	224	324	125	225	325
$P_a(z = 2,8 \text{ m})$ (%)	25,44	30,85	28,86	27	22,9	28,66	34,82	44,71

Tableau IV.2 – Pertes verticales mesurées au premier plan de fils collecteurs situé en $z = 2,8 \text{ m}$ pour différents essais sur la dispersion dans une vigne artificielle.

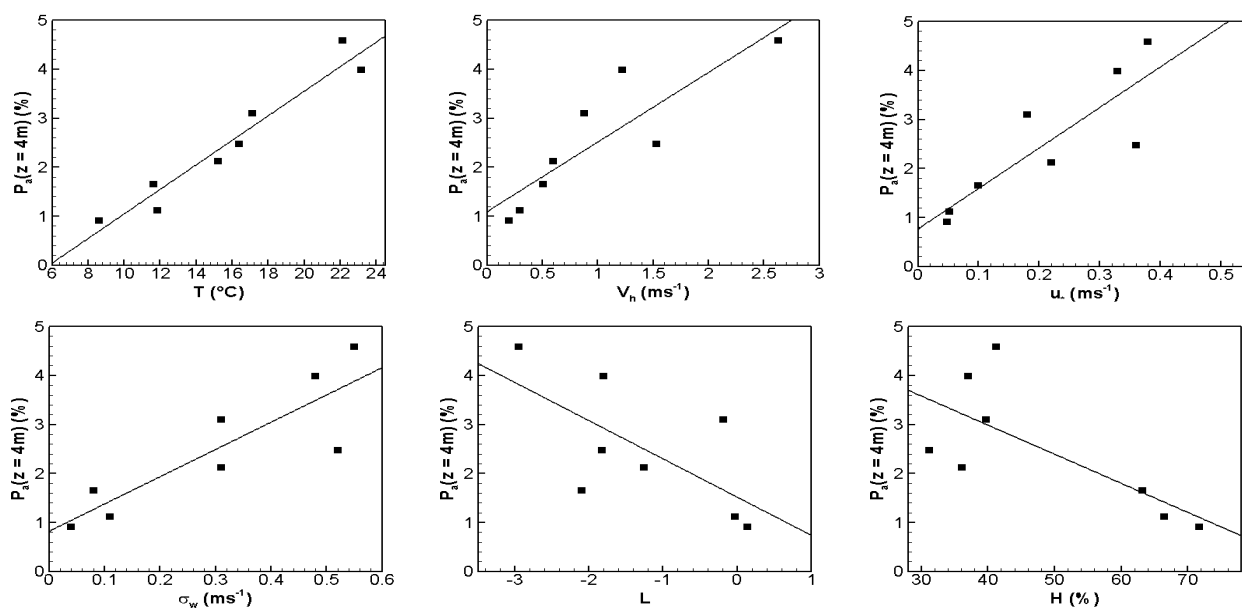


Figure IV.18 – Corrélations entre les conditions météorologiques et les pertes verticales $P_a(z = 4 \text{ m})$ mesurées au deuxième plan de fils collecteurs $z = 4 \text{ m}$.

les flux verticaux mesurés au deuxième plan de fils collecteurs situé en $z = 4 \text{ m}$ et les conditions météorologiques régnantes. Pour toutes les conditions météorologiques, on voit bien qu'il existe une corrélation entre les pertes verticales et les conditions ambiantes. Toutefois, il faut noter que la corrélation est très faible quand on se focalise sur les pertes au premier plan $z = 2, 80 \text{ m}$ (résultats non inclus) dû à l'impact prédominant des jets d'air du pulvérisateur comparé à l'influence des conditions météorologiques. A l'inverse, au deuxième plan les pertes mesurées sont directement dictées par les conditions météorologiques. Les pertes augmentent avec la température T , la vitesse du vent V_h et la vitesse de frottement u_* , et elles diminuent avec l'humidité relative H et la longueur de Monin-Obukhov L . Ce résultat confirme l'importance de pulvériser tôt le matin (avant le lever du soleil) afin de limiter les pertes atmosphériques liées notamment au développement des cellules convectives dans l'atmosphère pouvant transporter les gouttelettes de pesticide sur de longues distances.

Dépôts au sol Concernant les dépôts au sol, pour chaque rang la masse totale de pesticide déposée sur les bandes est utilisée pour le calcul de dépôt à différentes distances par rapport au rang de passage du pulvérisateur. Les dépôts aux inter-rangs sont calculés comme la moyenne des dépôts sur les cinq bandes du même inter-rang, tandis que les dépôts à l'extérieur de la parcelle sont issus de chaque bande individuelle. La figure IV.19 illustre les profils de dépôt en fonction de la distance latérale par rapport à la position du pulvérisateur. Sur les courbes de

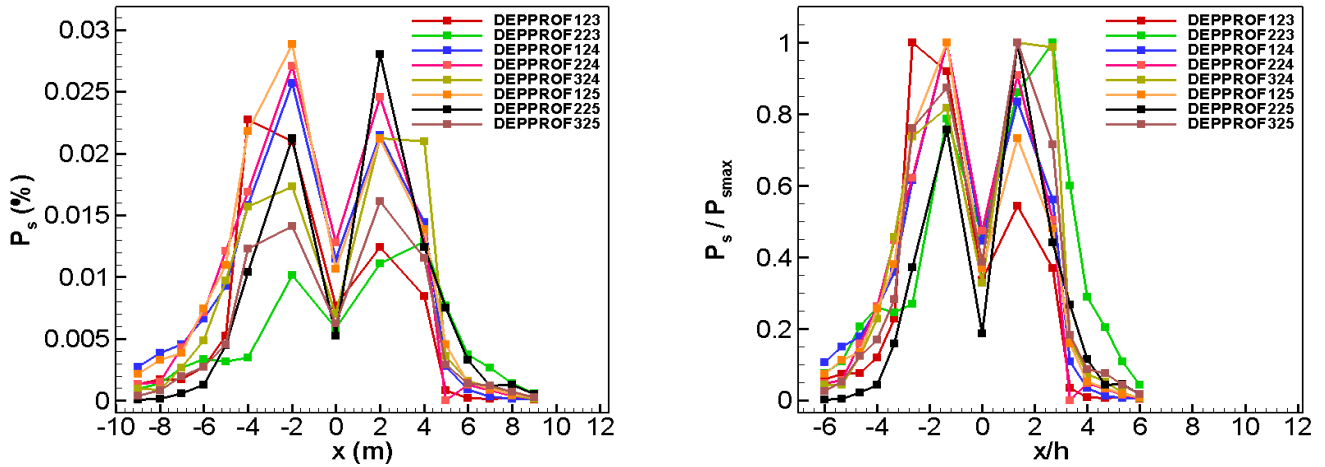


Figure IV.19 – Dépôt au sol P_s normalisé par la dose totale (%) et par le dépôt maximum dans chaque essai.

dépôt, on observe que la structure des courbes de dépôt est identique à celle des flux verticaux durant tous les essais. Cette similitude nous permet de définir la carte de la structure spatiale des flux verticaux dans la parcelle expérimentale moyennée sur tous les essais. Les noeuds de la grille représentent les points de mesure de flux. Au sol, les flux mesurés sont des dépôts. Il est à noter qu'entre les différents noeuds, il devrait exister une variabilité de flux.

La symétrie de la structure spatiale des dépôts au sol et des flux verticaux par rapport au rang de passage du pulvérisateur s'explique par les conditions de vent faibles observées au cours de l'expérimentation et à la durée courte ne permettant pas au vent de prendre le dessus sur les jets d'air dans la dispersion du nuage.

La structure spatiale des flux est fortement corrélée au type de pulvérisateur utilisé. En effet, les flux verticaux maximaux mesurés sont observés aux centres des inter-rangs situés d'un côté et de l'autre du pulvérisateur et à la hauteur $z/h = 1,86$ m, comme on peut aisément le voir sur la figure IV.20. Ces maximums de flux proviennent directement des jets des diffuseurs bas du pulvérisateur, figure IV.3(d), pointant vers ces positions. On peut donc penser que cette représentation spatiale des pertes en pesticide dans l'air et sur le sol peut changer avec le type de pulvérisateur.

5.2.2 Modélisation

Source mobile sans jets d'air La figure IV.21 présente à différents instants les concentrations intégrées dans la direction des rangs (suivant y) et dans le temps. Sur cette figure, on voit que la concentration intégrée est plus importante sur deux branches qui représentent les

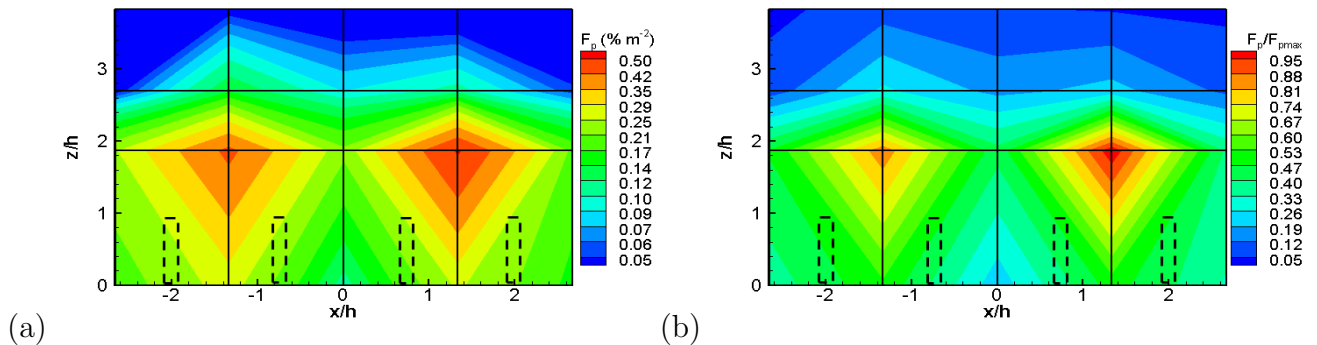


Figure IV.20 – Structure spatiale des flux à l'échelle de la parcelle artificielle moyennée sur tous les essais de l'expérimentation de Montpellier : (a) structure moyenne, (b) structure moyenne normalisée par le flux maximum. Les lignes verticales de la grille représentent la position des inter-rangs et les noeuds sont des positions de mesure. Les rectangles en lignes discontinues délimitent les rangs de vigne. Le passage du pulvérisateur a été effectué en $x/h = 0$.

trajectoires moyennes des nuages de gouttelettes qui proviennent des deux sources. Les gouttelettes retombent très vite après leur émission sous l'effet de leur poids. Le nuage provenant du diffuseur haut du pulvérisateur atteint le sol plus loin de la source que le nuage du diffuseur bas. Le nuage bas effectue un mouvement d'ascension vertical avant de descendre au sol. Le diffuseur bas contribue peu au traitement du rang ciblé car le nuage se dépose en majorité juste avant le premier rang, contrairement au nuage du diffuseur haut qui traverse le rang. Les figures IV.22 présentent les états instantanés du nuage de gouttelettes dans les plans perpendiculaire x - z et horizontal x - y pour différentes classes de diamètres de gouttelettes. Près de la source, les grosses gouttes se trouvent au front des nuages car leur mouvement est dominé par leur vitesse initiale plus importante que la vitesse de vent (figure IV.22(a, b)). Plus en aval, les gouttelettes perdent leur vitesse initiale et leur mouvement est gouverné par le vent. Les petites gouttelettes se dispersent plus loin de la source, tel que le montre la figure IV.22(b). Cet effet est aussi observé sur le plan horizontal x - y (figure IV.23) après que le pulvérisateur a traité tout le rang. Le nuage de gouttelettes antérieurement émis par le pulvérisateur ($1\text{ m} < x < 7\text{ m}$) est marqué par de fines gouttelettes à l'aval, tandis que le nuage récemment émis ($x > 7\text{ m}$) est toujours constitué de grosses gouttelettes.

Source mobile avec deux jets d'air De manière similaire à la figure IV.21, la figure IV.24 présente les champs instantanés de concentration de l'air en gouttelettes intégrée dans le temps et dans la direction y , pour quatre instants différents. Le nuage de gouttelettes qui provient du diffuseur haut est en partie dévié vers le haut, cela est dû à la présence du rang situé juste au voisinage du pulvérisateur mais aussi au jet bas qui est dirigé vers le haut. On peut observer

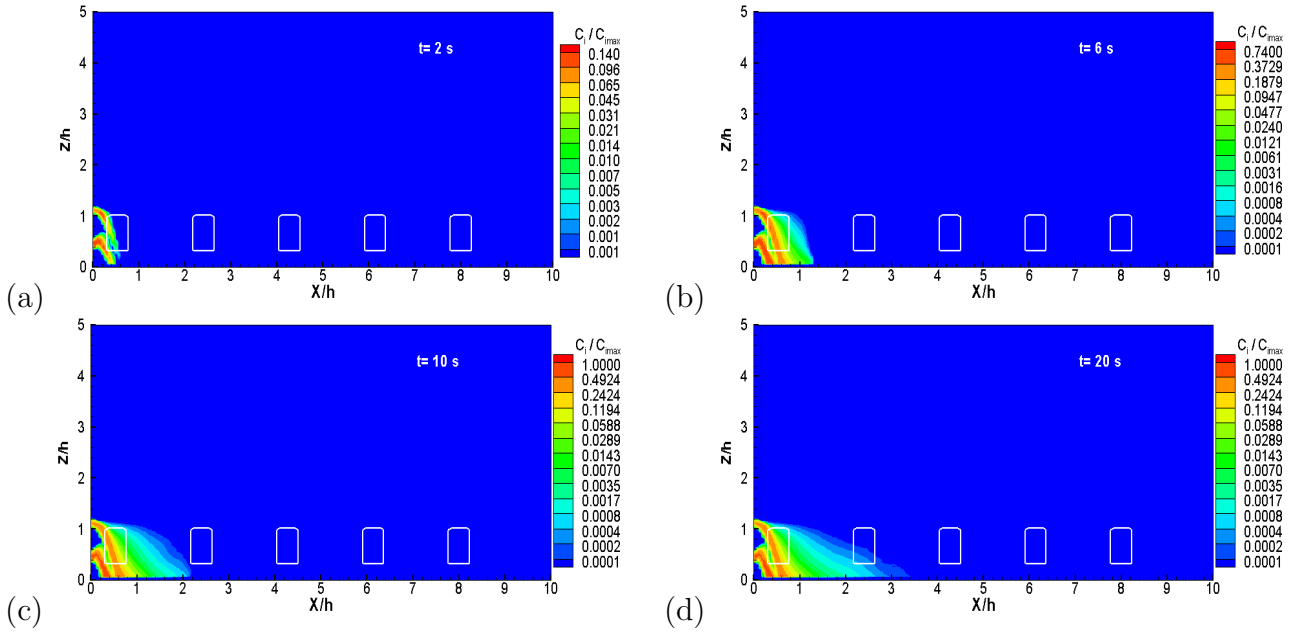


Figure IV.21 – Champs de concentration intégrée dans le temps et suivant y aux instants $t = 2$ s (a), 6 s (b), 10 s (c) et 20 s (d) après le début du traitement sans jets d’air.

l’effet de filtrage des rangs de vigne sur le nuage de gouttelettes. En effet, quand les deux jets d’air traversent le premier rang, l’air se décharge en gouttelettes suite à leur dépôt par impact et sédimentation sur les éléments végétaux, réduisant la concentration de l’air. Au fur et à mesure que le temps s’écoule, le nuage de gouttelettes est convecté assez loin dans la parcelle, plus loin horizontalement et verticalement que pour le cas sans jet d’air.

Concernant la variabilité spatiale de la concentration intégrée à la fin du traitement, la concentration est maximale près de la source le long de la trajectoire des jets d’air avec une discontinuité dans le premier rang, telle que la montre la figure IV.24(d). De plus, dans l’inter-rang le plus proche du pulvérisateur, l’inter-rang situé entre le 1^{er} et le 2^{ème} rang sur la même figure, on observe que la concentration intégrée est maximale entre $z/h = 1$ et $z/h = 1,4$, soit entre $z = 1,5$ m et $z = 2,1$ m, au-dessus de la vigne, et elle diminue ensuite plus on s’élève. Cette tendance est identique à celle observée dans l’expérimentation sur vigne artificielle dans le premier inter-rang le plus proche du pulvérisateur, soit en $x/h = 1,35$ dans la figure IV.20. L’écart entre les positions verticales des maximums de la concentration intégrée est à attribuer à la variabilité spatiale des flux qui pourrait exister entre les différents points de mesures dans l’expérimentation sur la dispersion.

Sur la figure IV.25(a,b) on voit comment le nuage de gouttelettes est canalisé par les deux jets d’air. Le diffuseur haut incliné de 15° vers le sol génère un nuage avec une forte inclinaison vers le sol à cause de sa sédimentation. De même, le nuage qui provient du diffuseur bas

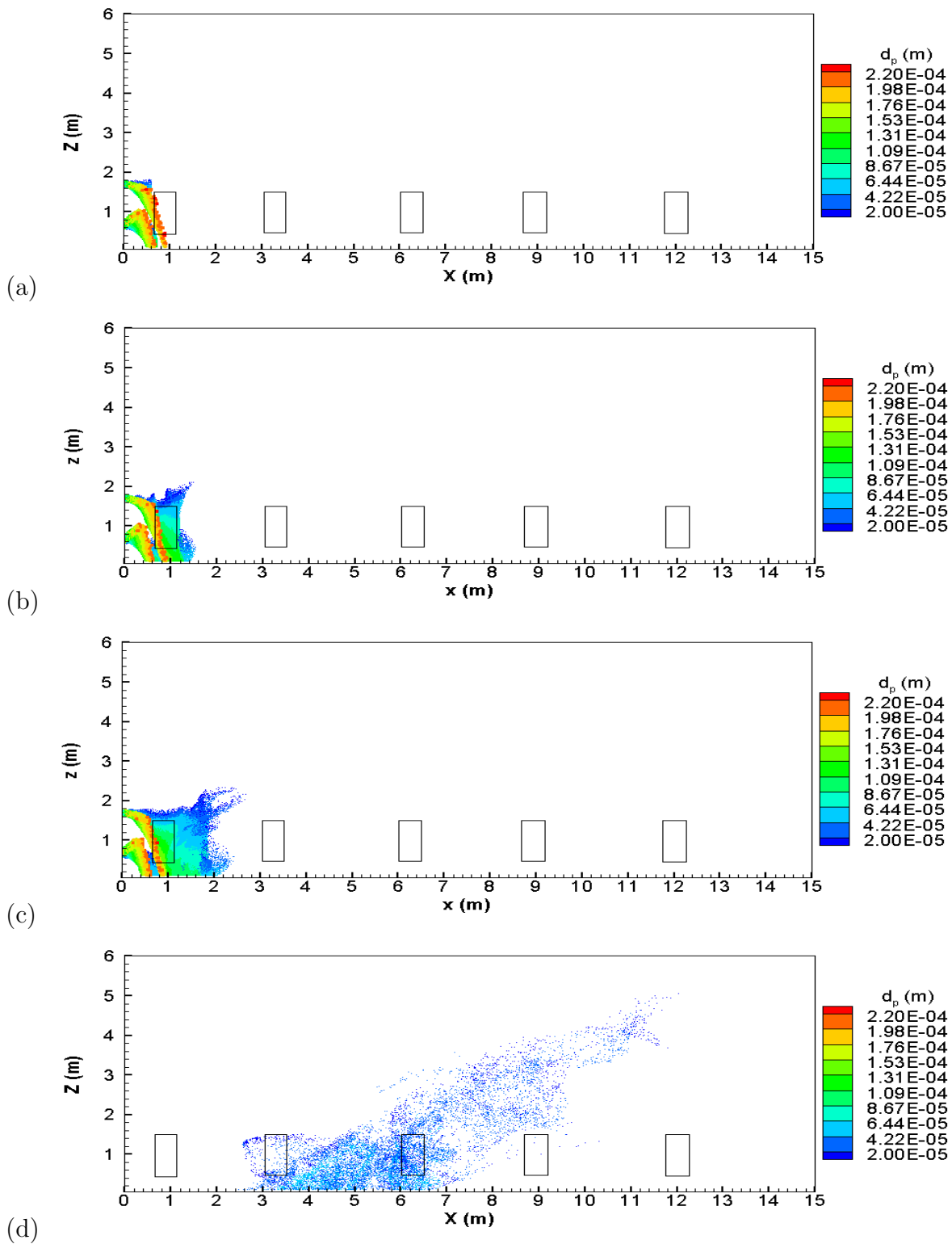


Figure IV.22 – Les états instantanés dans le plan x-z du nuage de gouttelettes émis par le pulvérisateur en mouvement sans jets d'air à différents instants $t = 2$ s (a), (b) $t = 4$ s, (c) $t = 6$ s et (d) $t = 20$ s pour différentes classes de diamètre.

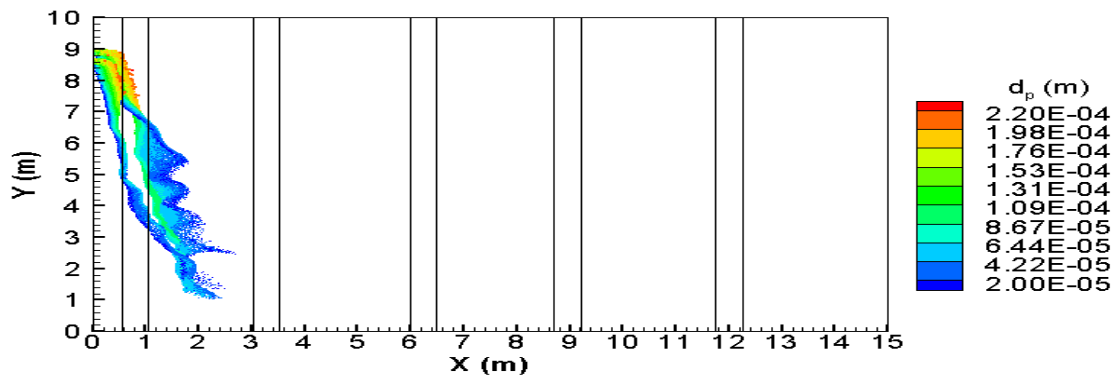


Figure IV.23 – Vue instantanée du nuage de gouttelettes émis par le pulvérisateur en mouvement, dans le plan x-y et à l’instant $t = 6$ s.

incliné de 45° vers le haut a tendance à descendre vers le sol. La figure IV.25 montre les états instantanés du nuage de gouttelettes lors et à la fin du traitement. Plus le temps s’écoule, plus le nuage se déplace loin en laissant se déposer à l’amont les grosses gouttelettes pour ne laisser subsister que les fines gouttelettes, tel que le montre la figure IV.25(d).

En conclusion, la dispersion des gouttelettes de pesticide simulée par notre modèle est très différente entre les cas avec et sans jets d’air. Pour être au plus proche de l’expérimentation de Montpellier il convient donc de prendre en compte les jets d’air dans nos simulations.

5.2.3 Validation de la dispersion de gouttelettes à partir de deux jets d’air mobiles

Qualitativement, si l’on compare la photographie IV.3(d), où l’on voit le pulvérisateur effectuer un traitement, avec les résultats de simulation (figure IV.24), les nuages de pesticides issus des pulvérisateurs ont la même forme, à savoir un nuage ascendant de chaque côté du pulvérisateur. La partie ascendante du nuage semble toutefois décalée dans le sens des x dans la simulation, avec un maximum au niveau du deuxième rang à partir du pulvérisateur. Cette différence peut être expliquée simplement par un problème de visualisation du nuage lorsque les concentrations deviennent plus faibles. Sur la carte de la concentration intégrée (figure IV.24(d)), on observe que dans le premier inter-rang adjacent au pulvérisateur, la concentration intégrée est maximale au-dessus de la vigne. Cela est en accord avec la structure spatiale de flux de la figure IV.20.

Flux atmosphérique Dans les simulations, les sorties des diffuseurs sont situées à l’entrée du domaine et à 0,5 m du premier rang. Donc on ne peut plus tenir compte de l’inter-rang où se trouve le pulvérisateur pour la comparaison avec l’expérimentation. Par contre, on s’appuie sur les deux premiers inter-rangs dans les simulations pour confronter les résultats numériques

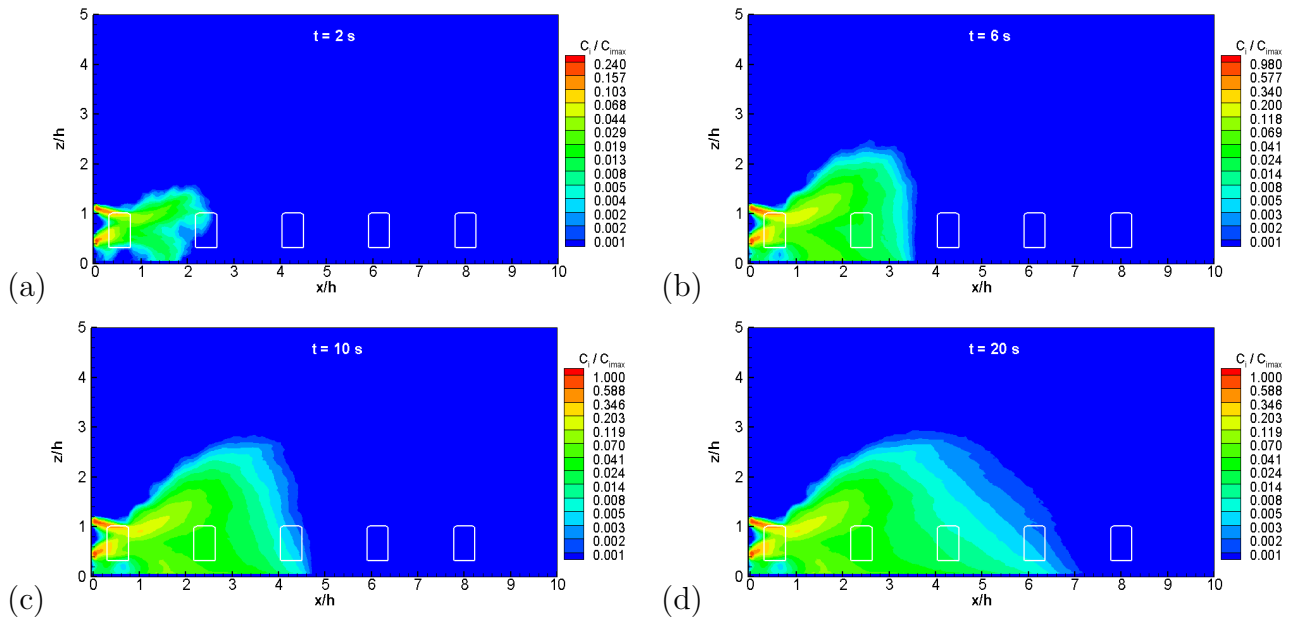


Figure IV.24 – Identique à la figure IV.21 mais pour des sources avec jets d'air.

aux résultats expérimentaux, ce qui revient à ne considérer la structure spatiale du flux que dans la plage de x/h comprise entre 1,33-2,66 dans la figure IV.20, soit la dernière colonne de la grille sur la figure. Dans la figure IV.26 sont données les formes des structures spatiales de flux continue simulée et discrète expérimentale entre les deux premiers inter-rangs. A priori, le flux simulé est maximal dans le premier inter-rang et au-dessus de la vigne.

Pour une comparaison avec la structure spatiale expérimentale, la structure spatiale continue simulée (figure IV.26(a)) doit être représentée sur la même grille que la grille délimitée par les collecteurs de gouttelettes ayant permis d'obtenir la figure IV.26(b), soit la dernière colonne de la structure spatiale expérimentale. Toutefois, sur la structure spatiale continue de flux dans la figure IV.26(a), à la position du premier plan de fil collecteurs $z/h = 1,86$, on observe que le maximum de flux est situé au deuxième inter-rang, ce qui est à l'opposé de la structure expérimentale, figure IV.27(b). Lorsqu'on regarde la variabilité de flux sur toutes les hauteurs z aux centres des inter-rangs, on s'aperçoit que le maximum de flux se situe au centre du premier inter-rang en $z/h = 1,40$. Si l'on considère la structure spatiale de flux dans une grille discrète dont le 1^{er} plan est situé en $z/h = 1,40$, alors on observe une structure spatiale de flux quasi-identique à la structure expérimentale, comme le montre la figure IV.27.

Pour la comparaison quantitative, les flux intégrés dans le temps et normalisés par la dose totale de pesticide injectée sont représentés aux deux premiers inter-rangs adjacents au pulvérisateur dans la figure IV.28. Les ordres de grandeur des flux au niveau des points de mesures

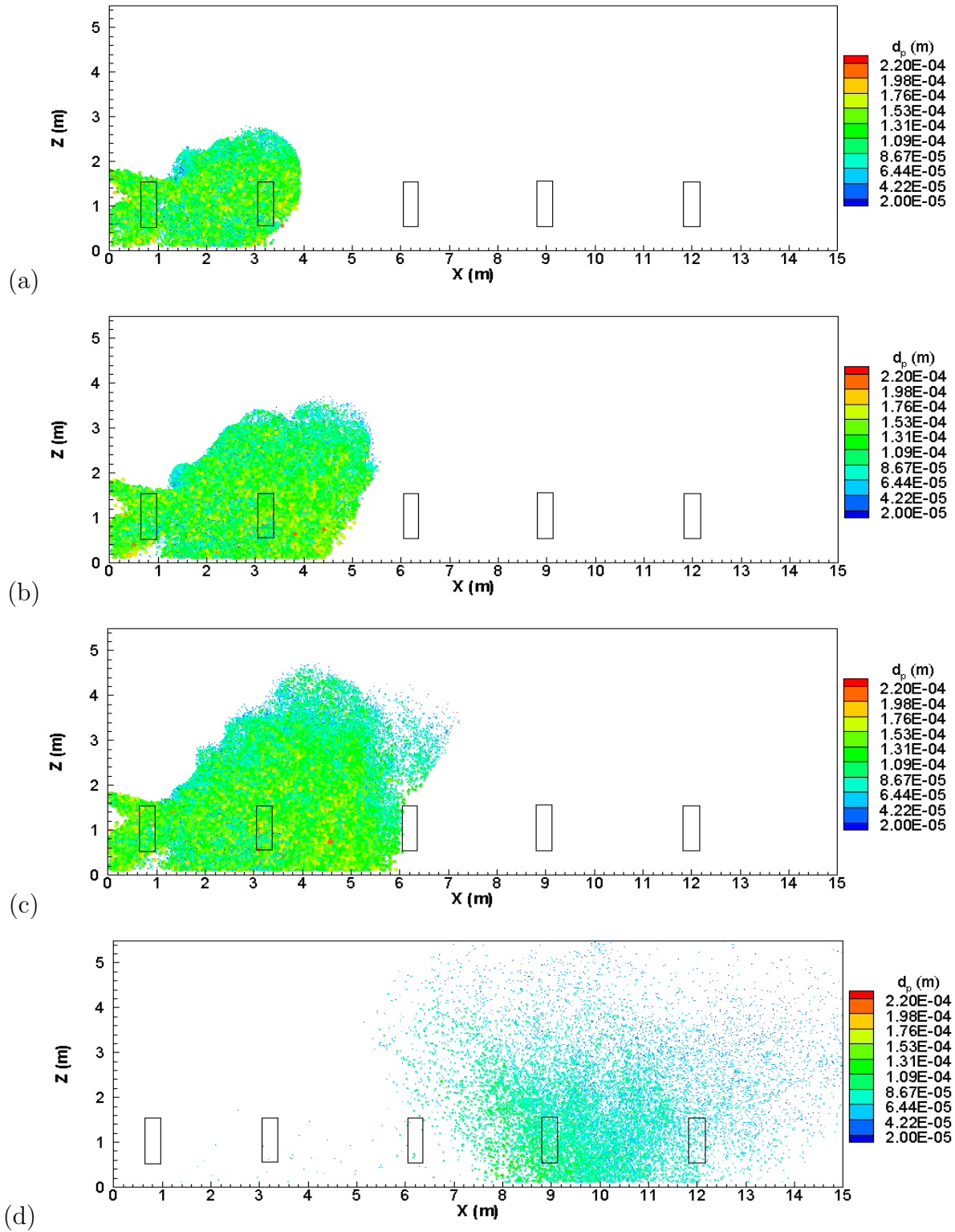


Figure IV.25 – Identique à la figure IV.22 mais pour une source avec jets d'air.

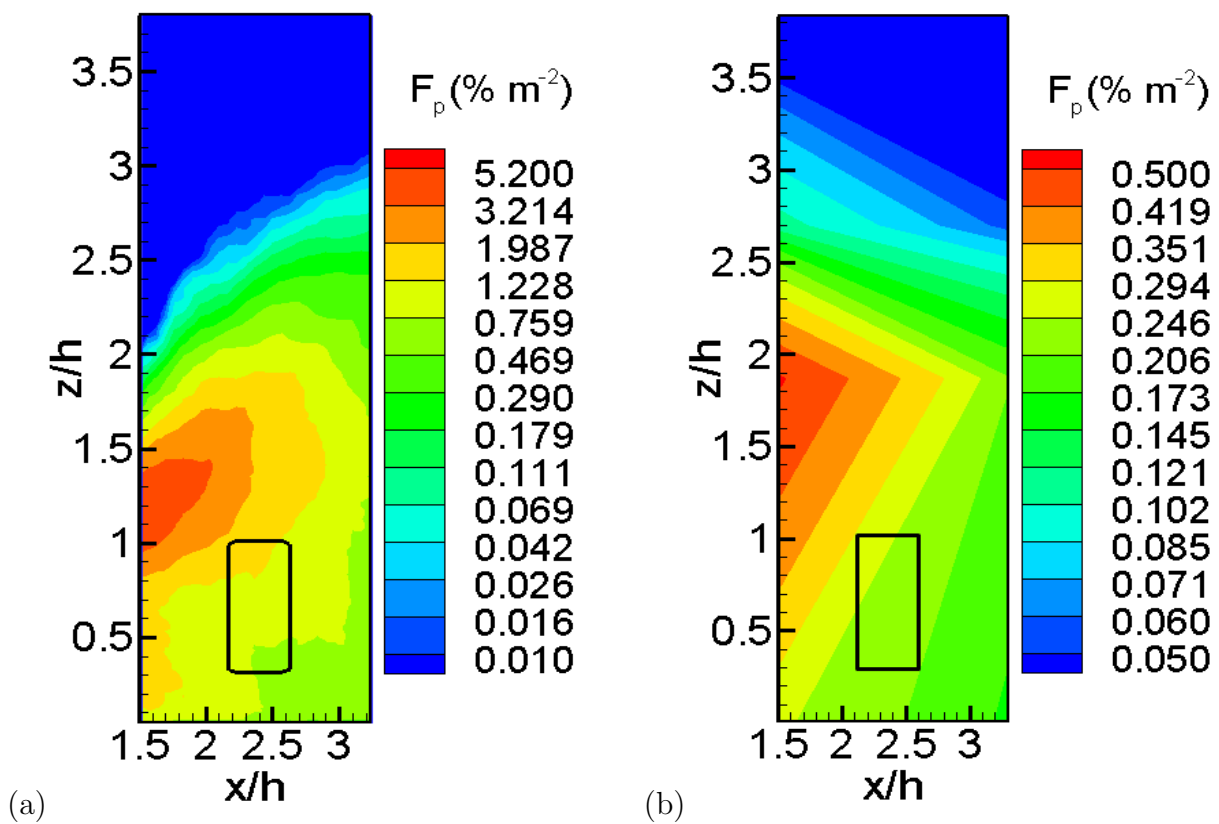


Figure IV.26 – Structure spatiale continue du flux simulé (a) et structure spatiale discrète du flux expérimental (b) entre les deux premiers inter-rangs. Les flux sont exprimés en % par unité de la surface horizontale.

sont relativement bien représentés par le modèle. On observe clairement que les positions des pics de flux sont différentes. Toutefois, on ne peut rien en déduire avec les quelques points expérimentaux disponibles. Il aurait fallu effectuer des mesures au sommet des rangs de vigne. Dans les simulations, le pic de flux est à $z/h = 1,10$ au premier inter-rang et à $z/h = 1,60$ au deuxième inter-rang. Près du sol, on observe un pic secondaire en $z/h = 0,30$. Ce pic doit être le résultat de la contribution au flux des gouttelettes qui proviennent du diffuseur haut et canalisées vers cette position et la sédimentation des gouttelettes provenant du diffuseur bas.

Les profils horizontaux des flux simulés et mesurés au premier plan de fils collecteurs situé en $z = 2,80$ m sont représentés dans la figure IV.29. Les flux simulé et mesuré au premier inter-rang sont assez proches en prenant en compte les barres d'erreur (écart-type) des mesures. Au deuxième inter-rang, l'écart entre le flux simulé et mesuré est plus important, avec une surestimation des flux par le modèle d'un facteur d'environ 3. Le pic de flux simulé au premier plan se situe au-dessus du deuxième rang où on ne dispose pas de mesure, alors que dans la structure spatiale expérimentale de flux (figure IV.20) il est maximal au centre du premier inter-rang adjacent au pulvérisateur (premier point de mesure sur la figure).

L'écart entre les positions verticales des maximums de flux entre simulations et mesure peut s'expliquer par : i) l'angle d'inclinaison du diffuseur bas qui pourrait être incliné plus vers le haut dans les simulations, ii) la vitesse du jet d'air du diffuseur bas qui est peut être sous-estimée dans la mesure où le nuage n'atteint pas la hauteur où le flux mesuré est maximal, iii) la différence de distribution diamétrale des gouttelettes, et enfin iv) les erreurs liées aux conditions d'expérience, comme notamment le fait que les fils collecteurs n'étaient pas très tendus et qu'ils pouvaient être 0,2 m plus bas au centre de la parcelle.

Dépôt au sol. Bien que la parcelle de vigne artificielle comporte moins de rangs de vigne que dans les simulations et que le dépôt sur les rangs de vigne artificiels ne soit pas mesuré, il est intéressant de regarder la structure de dépôt au voisinage du pulvérisateur prédite par le modèle. Dans la figure IV.30(a) sont donnés les profils de dépôt en fonction de la distance horizontale par rapport à la position du pulvérisateur.

A priori, les structures de dépôts obtenues par mesure et simulation sont semblables, mais le modèle surestime le dépôt au sol. Le modèle reproduit correctement la position du dépôt maximal, $x/h = 1,57$. De plus, l'action des rangs de vigne sur le dépôt est bien détectée sur les profils simulés. A l'amont du premier rang, le dépôt est maximal près de la source et il diminue ensuite continûment pour atteindre le minimum à la position du premier rang à cause de l'effet d'abri qu'exerce le rang sur le dépôt de gouttelettes. Plus loin, le dépôt prend une allure ascensionnelle jusqu'à atteindre le pic de dépôt avant que l'effet d'abri de moindre ampleur ne

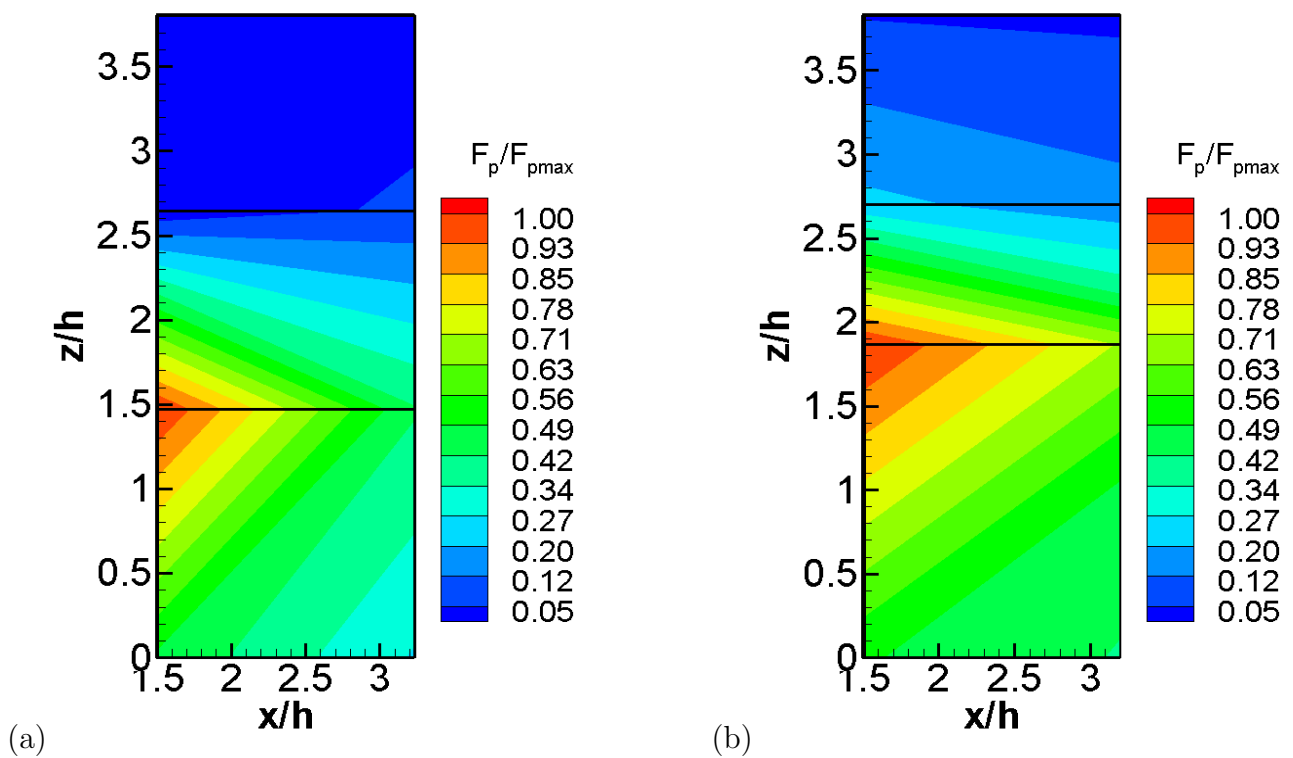


Figure IV.27 – Structure spatiale de flux dans la grille discrète modifiée simulée (a) et mesurée (b). Les lignes verticale de cette grille représentent les centres des deux inter-rangs adjacents au pulvérisateur. Les lignes horizontales et verticales représentent la grille dans laquelle est représentée la structure spatiale de flux.

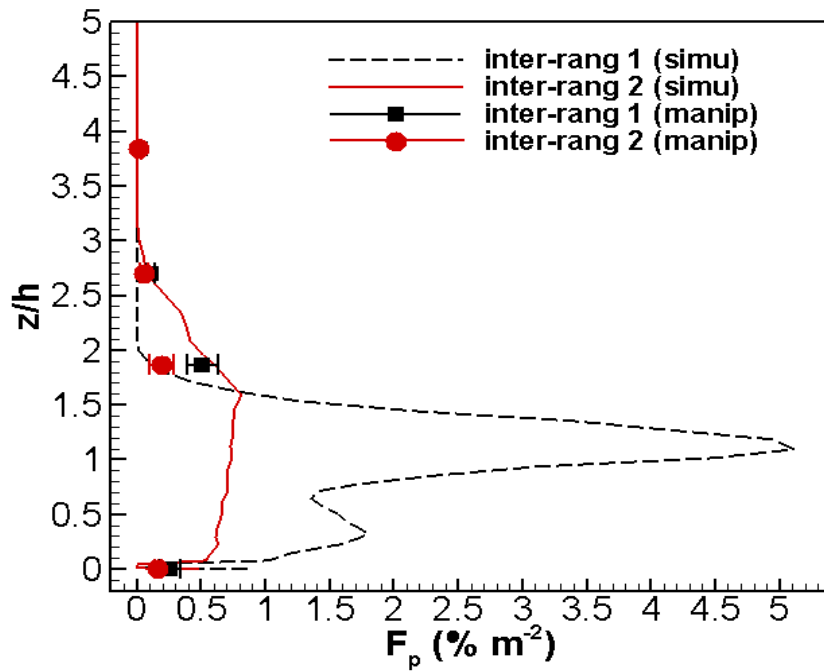


Figure IV.28 – Variation verticale des flux mesurés (symboles) et simulés (lignes) aux centres des deux premiers inter-rangs adjacents au pulvérisateur.

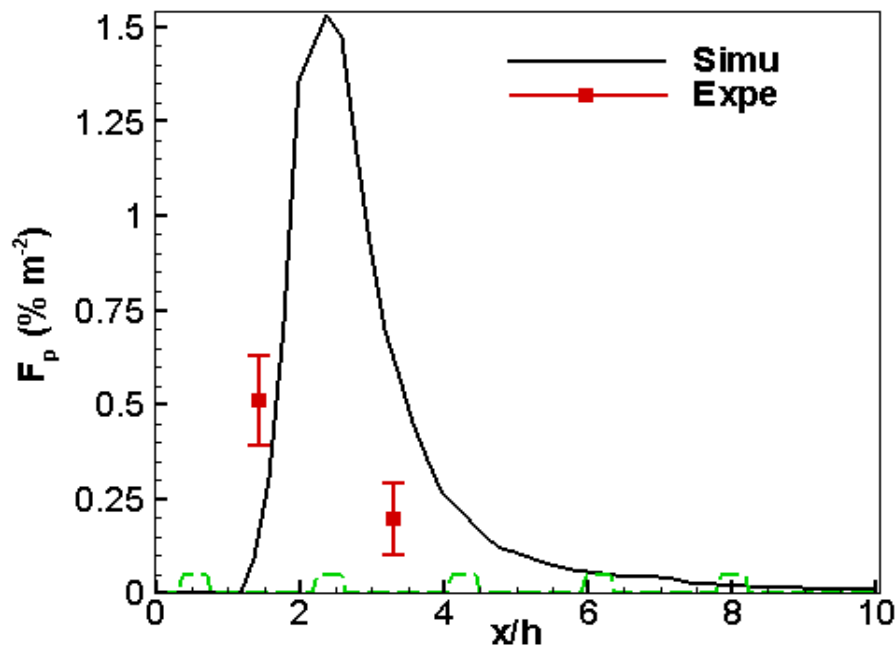


Figure IV.29 – Variation horizontale des flux verticaux à la position du premier plan de fil collecteur $z = 2,8 \text{ m}$, résultant des simulations (ligne) et expérimentation (symboles). Au points de mesure sont associés des barres d'écart-types. La ligne verte indique la position des rangs de vigne dans la simulation.

se manifeste à nouveau à la position du deuxième rang. Au-delà du deuxième rang, le dépôt subit une diminution quasi-exponentielle sans voir l'effet des autres rangs. La raison peut être attribuée soit au fait que le nuage de pesticide à cette position de la parcelle est assez pauvre en gouttelettes pour que l'action des rangs ne soit visible sur les dépôts, soit au fait que les gouttelettes sont de diamètre très faible, donc avec un faible nombre de Stokes, et qu'elles se déposent difficilement sur les rangs de vigne par voie de conséquence.

La diminution exponentielle du dépôt au sol est plus rapide dans l'expérimentation que dans la simulation. Cela pourrait s'expliquer par les trois rangs supplémentaires dans la simulation qui pourraient accentuer la dispersion dans l'atmosphère des gouttelettes.

Près du sol, en raison du principe de conservation, le dépôt au sol est à mettre en relation avec le dépôt sur la vigne. Sur la figure IV.30(c, d) est donnée la variation de dépôt sur la vigne en fonction de la distance de la source. A priori, le dépôt sur la vigne est maximal au premier rang où le dépôt au sol possède un creux (effet d'abri). Au deuxième rang, le dépôt présente un pic faible, comparativement au premier. C'est donc la présence de ces pics de dépôt sur la vigne qui est à l'origine des creux sur la courbe de dépôt au sol à la même position (effet d'abri). Après le deuxième rang, on voit que le dépôt sur la vigne est négligeable et c'est la raison pour laquelle l'effet d'abri n'est pas observé dans cette zone de la parcelle.

Bilan massique. Au cours de chaque essai, un volume total de 3,8 l de pesticide a été relâché durant les quatre passages du pulvérisateur dans l'inter-rang central, alors que dans le modèle lagrangien 800 000 particules ont été injectées, soit une masse totale d'environ 0,5 g de pesticide.

En fin de simulation, après le passage du pulvérisateur et la disparition de toutes les gouttelettes dans l'air, le bilan massique est le suivant, voir le tableau IV.3 : 32,5% et 40,7% des gouttelettes se sont déposés sur le sol et sur la vigne respectivement, et le reste est sorti du domaine. Les flux totaux qui traversent le premier plan de fils obtenus par mesure et simulation sont proches. Mais il faut toutefois rappeler que le flux expérimental intégré est sous-estimé à cause du manque de mesure au delà de la lisière de la parcelle. De plus, les flux mesuré et simulé peuvent prendre en compte les mêmes particules qui traversent le plan. Afin de comparer au mieux les bilans massiques simulés et mesurés, nous avons inclus aux 3^{ème} et 4^{ème} lignes du tableau IV.3 les bilans simulé et mesuré sur une partie de la parcelle similaire entre simulation et expérimentation, soit entre $x = 0,50$ m et $x = 4,80$ m, incluant seulement les deux premiers rangs adjacents au pulvérisateur. Dans ce cas, le flux simulé à $z = 2,80$ m, 23,2%, est proche du flux mesuré, 18,4%.

Concernant le dépôt au sol simulé, aussi bien à l'échelle de la parcelle qu'à l'échelle des deux rangs, il est environ deux fois plus grand que le dépôt mesuré. Plusieurs raisons peuvent être à

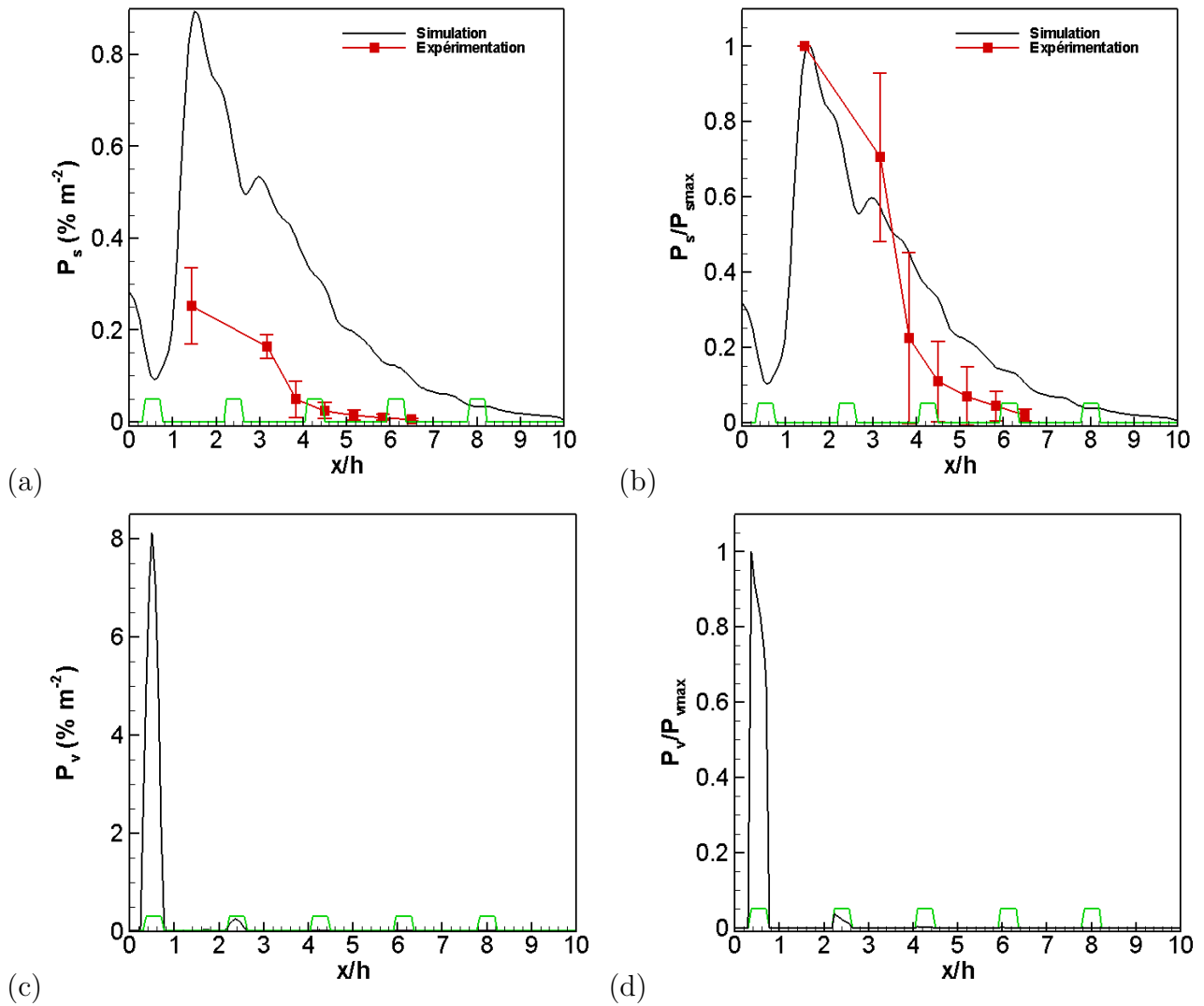


Figure IV.30 – Variations horizontales des dépôts au sol P_s (a, b) et sur la vigne P_v (c, d). La normalisation des dépôts en (b) et (d) est faite par le dépôt maximal. Les lignes vertes délimitent les rangs de vigne dans la simulation.

Chapitre IV. Dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs de vigne

Dépôt intégré (%)	Sol	Vigne	Premier plan de fils $z = 2,8$ m
Expérimentation (toutes la parcelle)	$17,5 \pm 5$	-	$30,5 \pm 7$
Simulation (toute la parcelle)	32,5	40,7	31,2
Expérimentation (2 rangs)	10,5	-	18,4
Simulation (2 rangs)	20,5	40,5	23,2

Tableau IV.3 – Bilans des dépôts mesurés et simulés normalisés par la dose totale appliquée. Le symbole - signifie l'absence de mesure.

l'origine de cet écart :

- (i) l'incertitude sur la hauteur de référence z_{ref} , qui est prise dans le modèle probabiliste de dépôt (équation IV.13) égale à 0,1 m ;
- (ii) la géométrie de la vigne qui est considérée dans le modèle uniforme à travers toute l'épaisseur des rangs, alors que la vigne artificielle était constituée d'un filet enrobant un volume parallélépipédique de vide. Dans les simulations, le fait que les rangs soient denses sur toute leur épaisseur peut faciliter le dépôt au sol ;
- (iii) l'incertitude sur les mesures de dépôt avec une possible évaporation de la solution après dépôt et avant que les collecteurs ne soient ramassés. Cela irait dans le sens de la sous-estimation des dépôts au sol ;
- (iv) la difficulté de comparer quantitativement les flux mesuré et simulé aux fils collecteurs. Les flux mesurés aux fils collecteurs sous-estiment très certainement les flux réels de gouttelettes traversant le plan de fils collecteurs, les gouttelettes avec l'écoulement peuvent contourner les fils.

6 Conclusion

A l'issue de cette étude, il ressort que l'analyse de la dispersion à l'échelle de quelques rangs de vigne constitue un moyen de comprendre les mécanismes de dispersion de pesticide et par voie de conséquence d'optimiser les conditions pour la réduction de la dérive. Les principales conclusions à en tirer sont :

- (i) La méthode de forçage des conditions aux limites sous ARPS offre la possibilité d'optimiser les pulvérisateurs en ajustant leurs orientations, d'autant que les jets d'air sont suffisamment résolus avec ARPS et quantitativement validés d'une façon satisfaisante ;
- (ii) A travers cette étude, il paraît clair que les traitements phytosanitaires non assistés par l'air peuvent ne pas avoir une bonne efficacité si la pulvérisation n'est pas canalisée dans la végétation. Le mouvement du nuage de gouttelettes est régi par la gravité sous des

- conditions de vent faible, et de ce fait la pulvérisation peut se déposer au sol avant qu'elle n'atteigne la végétation ;
- (iii) A courte distance, la dispersion de pesticide dans les rangs de vigne est fortement dominée par le vent induit par le pulvérisateur plutôt que par les conditions de vent atmosphérique. De plus, les pertes vers l'atmosphère sont indépendantes des conditions météorologiques lorsque les mesures sont effectuées dans la zone perturbée par le passage du pulvérisateur ;
 - (iv) Les traitements assistés par l'air nécessitent une orientation optimale des diffuseurs de jets d'air, dans la mesure où les jets d'air sont des facteurs qui favorisent aussi la dérive ;
 - (v) La dispersion du nuage de gouttelettes à l'échelle des rangs est correctement reproduite par le modèle numérique, quoique le nombre de points de mesure dans les inter-rangs n'ait pas été élevé ;
 - (vi) Les variations spatiales des dépôts de pesticide simulée et modélisée au voisinage du pulvérisateur ont la même allure ;
 - (vii) L'action du couvert sur les jets d'air du pulvérisateur et la dispersion sont bien détectées par le modèle. Les jets se dissipent en présence du couvert et les niveaux de concentration sont réduits à la traversée des rangs de vigne en induisant une réduction locale de dépôt au sol ;
 - (viii) Afin de simuler correctement la dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs, les jets d'air du pulvérisateurs doivent être pris en compte dans les simulations. Ceci engendre une contrainte importante puisque ces jets n'ont pu être reproduits qu'au travers des conditions aux limites du domaine de calcul.

Globalement, le modèle est validé par rapport aux jets d'air du pulvérisateur d'une manière satisfaisante. En outre, les résultats sur la dispersion sont encourageants et concordent qualitativement avec les résultats expérimentaux. Quantitativement, il est apparu difficile de comparer les flux mesurés sur les fils collecteurs avec les flux équivalents simulés. Toutefois, les dépôts au sol semblent surestimés par le modèle, mais ceci pourrait s'expliquer par l'éventuelle évaporation rapide de la solution après dépôt lors de l'expérimentation. Ce mécanisme n'a pas été pris en compte dans les simulations.

Il serait souhaitable de tenir compte de l'architecture complexe du pulvérisateur modélisé en effectuant des mesures de vitesse de jet tout près des diffuseurs et à plusieurs hauteurs, et d'effectuer des mesures de flux verticaux en plusieurs points dans la parcelle de vigne artificielle.

Chapitre V

Dispersion de pesticides à l'échelle de la parcelle

Résumé Lors des traitements phytosanitaires de la vigne, une partie de la pulvérisation émise par le pulvérisateur ne se dépose pas immédiatement sur la parcelle. Donc un nuage résiduel de gouttelettes se disperse au-dessus de la parcelle. Dans le présent chapitre nous simulons numériquement le nuage de pesticide au-dessus de la vigne pour prédire son devenir pour différents arrangements parcellaires. L'approche LES-lagrangienne est utilisée pour suivre le devenir du nuage, son dépôt et les niveaux de concentration engendrés. Deux configurations d'arrangement à l'infini d'une parcelle suivie d'un sol nu sont étudiées, (i) l'une où les rangs de vigne de la parcelle sont perpendiculaires à la direction moyenne du vent, et (ii) l'autre où les rangs de vigne sont parallèles à la direction moyenne du vent. Nous nous sommes ensuite intéressés à l'impact d'une haie d'arbres en aval de la parcelle, pour les deux configurations précédentes, sur la dispersion du nuage de gouttelettes. Il ressort de cette étude que la présence d'une haie d'arbres réduit les niveaux de concentration et les dépôts au sol à l'aval de parcelles viticoles en répartissant le nuage sur une colonne d'air beaucoup plus haute que la hauteur des rangs de vigne. De plus, il apparaît que les concentrations, les dépôts et donc le niveau d'exposition à l'extérieur de la parcelle sont plus importants dans les configurations où les rangs sont orientés parallèlement à la direction dominante du vent.

1 Introduction

Dans le chapitre précédent nous nous sommes intéressés à la dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs en tenant compte des effets locaux notamment ceux liés aux jets du pulvé-

risateur. Lors des traitements phytosanitaires de la vigne, le nuage de pesticide qui se disperse au-dessus de la vigne résulte du passage du pulvérisateur dans tous les rangs de vigne de la parcelle. Par conséquent, le nuage total de pesticide potentiellement sujet au transport au-delà de la parcelle dépend du taux d'application et de l'étendue de la parcelle. Le devenir du nuage de gouttelettes qui se disperse au-dessus de la parcelle à la fin du traitement dépend des conditions météorologiques, telles que la vitesse du vent et la stratification thermique de l'atmosphère, et de la taille des gouttelettes. Le nuage peut ainsi migrer de la parcelle vers son extérieur, se déposer sur des surfaces sensibles non ciblées et engendrer de fortes concentrations dans l'air et une pollution des sols et des ressources hydriques à proximité de la parcelle. Etudier la dispersion à l'échelle de la parcelle permet le suivi de la trajectoire du nuage de pesticide résultant ainsi que les niveaux de concentration en dehors de la parcelle. Ceci constitue un moyen de quantifier le niveau d'exposition des humains vivant à proximité des parcelles agricoles en déterminant les niveaux de concentration générés à la hauteur moyenne de respiration de l'homme, qui est de l'ordre $z = 1,5$ m (Creyer and van Wesenbeeck, 2001), et les dépôts au sol pour différents arrangements de parcelles. De plus, la simulation de la dispersion en dehors de la parcelle constitue un moyen de comprendre et d'appréhender le transport de pesticide sur de grandes distances suivant différents scénarios concernant l'orientation des rangs de vigne par rapport à la direction dominante du vent et suivant le paysage entourant la parcelle.

Dans le présent chapitre, nous étudions la dispersion de pesticides pour différents arrangements de parcelles et l'impact d'une haie d'arbres sur la dispersion de pesticides. Pour cela, la source de pesticides est modélisée à l'échelle de la parcelle de vigne en s'appuyant sur les résultats expérimentaux obtenus au chapitre précédent sur une parcelle de vigne artificielle modèle. Dans un premier temps, nous décrivons la méthodologie suivie pour la modélisation de la dispersion à partir d'une parcelle de vigne et les différentes configurations de la parcelle mises en oeuvre. Ensuite, nous présentons et discutons les résultats.

2 Méthodologie

Pour l'étude de la dispersion à partir de la parcelle, on s'appuie sur les résultats de l'expérimentation sur vigne artificielle pour caractériser la source, puis on utilise l'approche Lagrangienne-LES pour résoudre la dynamique du vent et la dispersion du nuage de pesticide.

2.1 Configuration des simulations

Six simulations 3D ont été effectuées avec le modèle ARPS (version couplée au modèle lagrangien) pour étudier la dispersion de pesticides sur une alternance de parcelle de vigne et de sol nu suivant l'orientation des rangs de vigne et suivant la présence d'une haie d'arbres en aval de la parcelle de vigne. Nous nous plaçons dans des conditions météorologiques autorisées pour appliquer un traitement phytosanitaire : atmosphère proche du neutre et vent moyen à $10 \text{ m de } 3 \text{ m s}^{-1}$, inférieur à la limite préconisée de 5 m s^{-1} (Bussereau, 2006).

Dans tous les cas, la parcelle est faite de 15 rangs. La longueur des rangs est de 40 m et leur hauteur est de 1,7 m. La densité foliaire de la vigne est prise égale à $\text{LAI} = 0,86$. L'espacement entre les rangs est 2 m. Ces caractéristiques du couvert de vigne (hauteur et LAI) ne sont pas totalement réalistes, elles ont été choisies pour limiter le temps de calcul en présence d'une haie d'arbres. Elles gardent toutefois la spécificité d'un couvert en rangs. Lorsque la haie d'arbres est considérée dans le paysage de la parcelle, celle-ci est placée à une distance de 4 m du bord de la parcelle et elle est toujours orientée perpendiculairement à la direction du vent. Sa hauteur est de 10 m, sa largeur est de 2 m et son LAI vaut 2 ou 8, avec une distribution verticale uniforme de la densité foliaire A_f . Les dimensions du domaine de calcul sont $90 \times 40 \times 42 \text{ m}^3$ et le domaine est subdivisé en 450, 200 et 140 mailles suivant les directions x , y et z , respectivement. Dans tous les cas, les conditions aux limites latérales sont périodiques. Au sol, la condition de non glissement est appliquée, tandis qu'au sommet du domaine la couche d'absorption de Rayleigh d'épaisseur de 8 m est utilisée.

Quatre cas de figure sont étudiés dans ce qui suit et ils sont illustrés sur la figure V.1 :

Cas 1 : Parcelle où les rangs sont orientés perpendiculairement à la direction dominante du vent sur un terrain plat ;

Cas 2 : Parcelle où les rangs sont orientés perpendiculairement à la direction dominante du vent sur un terrain plat et juxtaposée à une haie d'arbres de LAI 2 et 8 ;

Cas 3 : Parcelle où les rangs sont orientés parallèlement à la direction dominante du vent sur un terrain plat ;

Cas 4 : Parcelle où les rangs sont orientés parallèlement à la direction dominante du vent sur un terrain plat et juxtaposée à une haie d'arbres de LAI égal à 2 et 8.

2.2 Caractérisation de la source

Lors des traitements phytosanitaires des couverts en rangs, sous des conditions de vents faibles, le nuage émis par le pulvérisateur lors de son passage dans un rang est identique au nuage qui sera engendré lors de son passage dans un autre rang voisin avec un décalage de temps

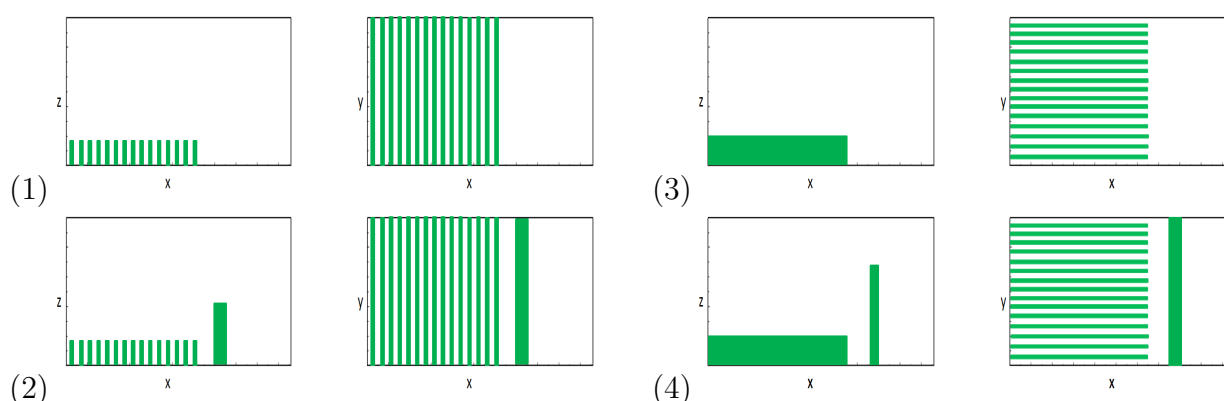


Figure V.1 – Représentation schématique des différents cas étudiés (1 à 4). Dans tous les cas le vent souffle dans la direction x (de gauche à droite), la haie est orientée suivant y . Les rangs de vigne sont représentés par de minces rectangles.

lié à la vitesse du pulvérisateur. En un point donné au voisinage d'un rang de référence, la charge cumulée en gouttelettes d'une masse d'air figée à un instant donné au milieu du traitement varie depuis le début du traitement jusqu'à la fin, en raison de la contribution des nuages formés autour des rangs voisins déjà traités et des rangs qui seront traités. A la fin du traitement, cette charge cumulée en gouttelettes n'évolue plus. En partant de cette hypothèse, à la fin du traitement la charge en gouttelettes de la masse d'air figée peut être obtenue, en connaissant l'extension spatiale du nuage formé lors d'un seul passage dans un rang, par sommation de tous les nuages formés à chaque rang.

Dans l'expérimentation de Montpellier sur la vigne artificielle présentée et traitée dans le chapitre IV, nous avons obtenu la charge en gouttelettes du nuage discrétisé à la position des collecteurs du premier plan en $z = 2,8$ m pour le passage du pulvérisateur dans un rang. Par la suite, ce plan à $z = 2,8$ m sera référencé comme l'interface vigne-atmosphère. Pour tous les essais, le profil de variation horizontale des flux de gouttelettes possède la même forme, forme plus ou moins doublement gaussienne tronquée à la position du pulvérisateur, figure IV-17 du chapitre IV. La moyenne des profils de variation horizontale sur les huit essais est donnée dans la figure V.2. Le maximum de flux est observé au centre des inter-rangs voisins du pulvérisateur et vaut $F_p = 0,46 \text{ \% m}^{-2}$. La courbe rouge représente les points expérimentaux, alors que la courbe noire est le profil symétrique équivalent au profil expérimental en termes de flux. Cette symétrisation est utile pour la caractérisation simple de l'intensité de la source à l'interface vigne-atmosphère lorsque la totalité de la parcelle est traitée.

Les flux représentés sur la figure V.2 sont dus uniquement au passage du pulvérisateur dans un seul inter-rang. Or, le pulvérisateur doit balayer tous les rangs de la parcelle. Donc le flux

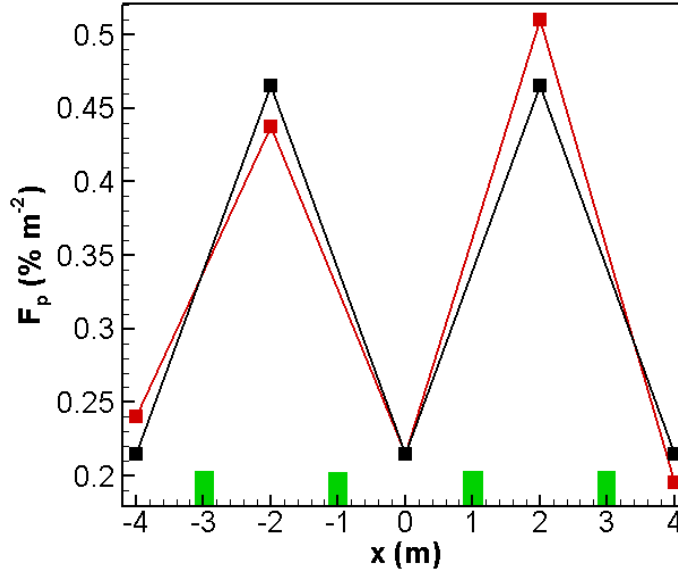


Figure V.2 – Variation horizontale des flux verticaux observée à $z = 2,8$ m (expérimentation de Montpellier, voir le chapitre IV) lors du passage du pulvérisateur dans l'inter-rang central en $x = 0$. Ligne rouge : profil expérimental ; ligne noire : profil symétrique équivalent du nuage discrétisé à la position des collecteurs.

total cumulé en chaque point de la position des collecteurs s'obtient par intégration spatio-temporelle des flux mesurés au niveau de tous les collecteurs ayant la même position relative par rapport aux rangs. Ainsi, le flux cumulé $F_c(x_j)$ à la position x_j du collecteur j suite au traitement de toute la parcelle est donné par la fonction par morceau suivante :

$$F_c(x_j) = \frac{1}{5} \sum_{i=1}^N F_p(x_j - x_i) \quad (\text{V.1})$$

où N est le nombre total de points discrets du nuage considéré à l'interface qui vaut pour l'expérimentation de Montpellier 5 ; et x_i est la position du collecteur i . Il faut rappeler que les flux F_p (% m⁻²) mesurés dans l'expérimentation sur la dispersion sont rapportés à la dose émise lors du passage du pulvérisateur par un seul rang. Concernant les flux cumulés F_c (% m⁻²), la normalisation est effectuée par la masse totale émise pour le traitement des cinq rangs où se trouvent les fils collecteurs.

Comme les cinq collecteurs sont tous placés au-dessus des inter-rangs et ont la même position relative par rapport au rang, le flux cumulé F_c à chaque position du collecteur est le même et vaut 0,32 % m⁻² au-dessus de tous les inter-rangs. Donc le flux cumulé F_c est plus petit que le flux maximum de la structure spatiale F_p ; cela est dû au fait que le flux cumulé F_c est

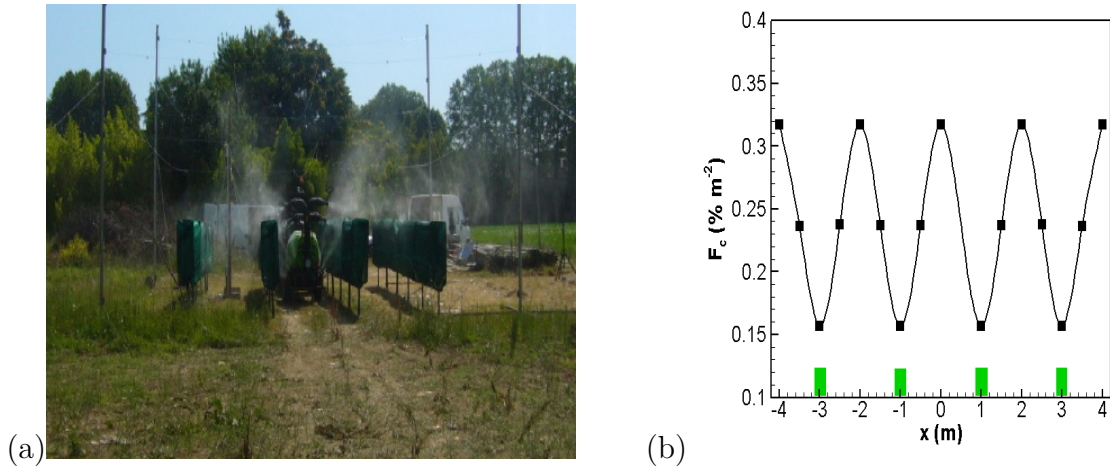


Figure V.3 – (a) Photographie de la dispersion de pesticide lors de l'expérimentation de Montpellier, (b)Variation horizontale du flux cumulé réel F_c dans la parcelle.

normalisé par la dose totale appliquée lors du passage par les cinq inter-rangs. Toutefois, entre deux inter-rangs voisins, il existe une variabilité dans la courbe de flux cumulé. Cette variabilité peut être observée sur la photographie du nuage de gouttelettes prise in-situ, figure V.3(a).

À défaut de disposer de mesures en d'autres positions que les inter-rangs, nous supposons un profil de variation gaussien de flux depuis l'inter-rang jusqu'au rang. De cette façon, la variation horizontale de flux à l'interface devient périodique avec une période de 2 m, telle qu'on la voit sur la figure V.3(b). Les flux apparaissent maximaux au-dessus des inter-rangs et minimaux au-dessus des rangs. Il faut noter que les flux cumulés obtenus F_c sont probablement légèrement sous-estimés à cause de la troncature du profil de variation de F_p entre $x = 4$ m et -4 m liée à la petite taille de la parcelle de vigne artificielle.

D'un point de vue numérique, à chaque pas de temps (0,002 s), 100 gouttelettes tirées d'une distribution gaussienne (diamètre moyen égal à $100 \mu\text{m}$ et de variance $30 \mu\text{m}$) sont lancées dans le domaine à l'interface vigne-atmosphère. La position initiale de chaque goutte est déterminée suivant cette démarche : (i) choix aléatoire de la position initiale de la goutte par tirage de nombre d'une distribution uniforme, (ii) détermination du rang de la parcelle à partir duquel la gouttelette sera émise, (iii) détermination de la nouvelle position de la goutte autour de l'inter-rang voisin, avec une distance par rapport à l'inter-rang vérifiant une loi gaussienne.

Les étapes (i) et (ii) permettent d'assurer l'émission à partir des rangs de la parcelle avec la même probabilité. L'étape (iii) permet d'assurer le maximum d'émission à partir du centre de l'inter-rang, suivant une loi gaussienne pour chaque inter-rang. Cette méthode de choix de positions initiales relatives des gouttes est motivée par le fait que la loi de variation horizontale de flux de particules à travers une surface horizontale est équivalente à la fonction de densité de

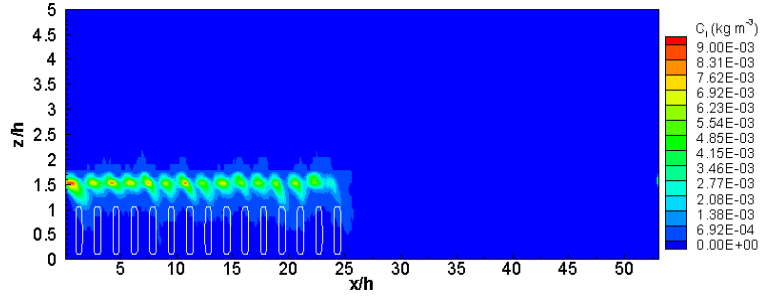


Figure V.4 – Distribution de la concentration en gouttelettes une seconde après le début d’injection suivant l’algorithme décrit à la section 2.2.

probabilité de présence de particules sur la même surface. Sur la figure V.4 est donné le champ qualitatif de concentration en gouttelettes à une seconde après le début d’émission suivant l’algorithme précédent. On observe clairement des maximums de concentration au-dessus des inter-rangs.

2.3 Calcul des concentrations

Pour le calcul de concentration de pesticide, nous utilisons la même démarche que celle utilisée par Yates (1993) et Mayer et al (2008) basée sur la pondération des particules lagrangiennes par un certain coefficient pour tenir compte du nombre réel de gouttelettes émises lors des traitements. Le coefficient de pondération de chaque particule est calculé suivant cette relation :

$$C_f = \frac{T_a S C_p}{V_p N_l} \quad (\text{V.2})$$

où T_a (l ha^{-1}) est le taux d’application de pesticide qui vaut ici 236 l ha^{-1} , S est la surface de la parcelle ($S = 0,17 \text{ ha}$), N_l est le nombre total de particules lagrangiennes injectées par la source dans le domaine de calcul et C_p est la fraction de pesticide qui traverse l’interface vignes-atmosphère qui est estimé à 32 %. De cette façon, on a fait l’hypothèse que les gouttelettes se trouvant en dessous de $z = 2,8 \text{ m}$ se déposent dans la parcelle et ne contribuent plus au dépôt à l’extérieur de la parcelle ni aux concentrations générées.

De cette manière, les concentrations instantanée C et intégrée C_i s’obtiennent à l’aide de ces relations :

$$C = C_* \times C_f, \quad C_i = C_{i*} \times C_f \quad (\text{V.3})$$

où C_* et C_{i*} sont respectivement des concentrations instantanée et intégrée obtenues avec les

méthodes décrites au chapitre IV, plus précisément les équations IV.18 et IV.19.

3 Résultats

Dans cette section nous présentons brièvement les résultats de la dynamique du vent dans une séquence de parcelle de vigne et de haie d'arbres pour les quatre cas d'aménagement de la parcelle de vigne présentés dans la section 2.1. Les résultats des simulations sur la dispersion sont présentés et discutés au cas par cas pour les quatre cas étudiés.

3.1 Résultats de la dynamique du vent

Dans tous les cas, les statistiques du vent sont obtenues par la moyenne des caractéristiques de l'écoulement suivant la direction perpendiculaire à la direction du vent, y , et suivant le temps. Le vent souffle dans la direction x (de gauche à droite)

Sur la figure V.5 sont présentés les champs moyens des composantes longitudinale $\langle u \rangle$ et verticale $\langle w \rangle$ de la vitesse et de l'énergie cinétique turbulente pour les quatre cas étudiés. L'effet de l'aménagement de la parcelle est remarquable lorsqu'on compare les différents champs. En effet, sur les champs de la composante horizontale de la vitesse on observe que la réduction de la vitesse du vent est plus importante lorsque les rangs de vigne sont perpendiculaires au vent (Cas 1) que dans le cas où ils sont parallèles au vent (Cas 3). Ceci est dû à la réduction de la rugosité du couvert et à la présence des couloirs d'accélération de l'air dans les inter-rangs quand les rangs sont parallèles au vent, tel que cela a déjà été vu au chapitre III. En outre, sur cette figure on observe que la présence de haie d'arbres (Cas 2 et 4) réduit considérablement la vitesse du vent aussi bien à l'aval qu'à l'amont de la haie, comparativement aux cas sans haie d'arbres.

Pour les cas 1 et 3, au début de la parcelle, le vent subit une ascension traduite par une légère vitesse verticale $\langle w \rangle$ positive alors qu'en fin de parcelle l'air est accéléré et redescend au sol, tel que le montrent les valeurs négatives de $\langle w \rangle$ sur la figure V.5(e).

En présence de la haie d'arbres (Cas 2 et 4), le mouvement vertical de l'air est dicté par la haie d'arbres. En effet, la vitesse verticale est positive et plus importante au sommet de la haie, à cause de la déviation de la masse d'air vers le haut. Cette déviation est plus importante quand les rangs de vigne sont perpendiculaires au vent, voir la figure V.5(f). L'effet de direction des rangs sur l'ampleur de la déviation de l'air vers le haut devrait s'expliquer par la résistance aérodynamique de l'ensemble rangs-haie qui est plus importante quand les rangs sont perpendiculaires au vent (Cas 3).

La haie d'arbres joue également un rôle sur la turbulence générée. Sur les champs de l'énergie cinétique turbulente on observe la réduction de l'énergie cinétique turbulente à l'aval de la haie d'arbres à cause de l'effet d'abri de la haie, figure V.5(j, l). De plus, en présence de haie d'arbres, les fortes zones de l'énergie cinétique turbulente TKE sont engendrées par la haie d'arbres plutôt que par les rangs de vigne. Ce point mérite une étude approfondie, et se prête à l'étude des écoulements atmosphériques sur des paysages hétérogènes.

3.2 Résultats sur la dispersion

3.2.1 Parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et sans haie d'arbres à l'aval : Cas 1

Dans la figure V.6 sont présentés les champs instantanés de la concentration intégrée C_i , suivant y et le temps, à trois instants différents. On voit que le nuage de pesticide à la fin du traitement ($t = 0$ s) a déjà atteint la position $x/h = 50$ avec une extension verticale $z/h = 2$. Après le traitement, le nuage progresse dans la direction horizontale sous l'action du vent jusqu'à atteindre la limite horizontale du domaine de simulation $x/h = 53$. Au delà de 60 s après la fin du traitement, la concentration intégrée reste constante, toutes les gouttelettes émises s'étant soit déposées au sol et sur la vigne, soit sorties du domaine de calcul.

A tout instant, le maximum de la concentration intégrée apparaît au-dessus des inter-rangs, à la position de flux maximum sur la structure spatiale de flux étudiée dans le chapitre précédent. Dans la canopée, on voit une variabilité horizontale de la concentration intégrée, elle est maximale à l'amont de chaque rang de vigne et minimale à l'aval, liée au dépôt sur la vigne.

Concernant la dispersion verticale du nuage de pesticide, on observe qu'au-dessus des rangs de vigne le nuage subit une ascension verticale plus on s'éloigne du début de la parcelle, pour atteindre la hauteur $z/h = 4,2$ en fin de parcelle. A l'aval de la parcelle, $x/h > 25$, le nuage se rapproche du sol à cause de la sédimentation des gouttelettes. Sur la figure V.7 sont donnés les champs de concentration instantanée C avant la fin du traitement. Cette figure illustre clairement l'action de la turbulence sur la dispersion verticale. Les gouttelettes subissent parfois un mouvement ascensionnel en lien avec des mouvements d'éjection liés probablement à la présence de structures turbulentes cohérentes à l'échelle du couvert telles que celles étudiées au chapitre III. A la fin de la canopée, le mouvement dominant de l'air est descendant, tel que montré dans la figure V.5(e) par une vitesse verticale $\langle w \rangle$ négative, accélérant le dépôt des gouttelettes.

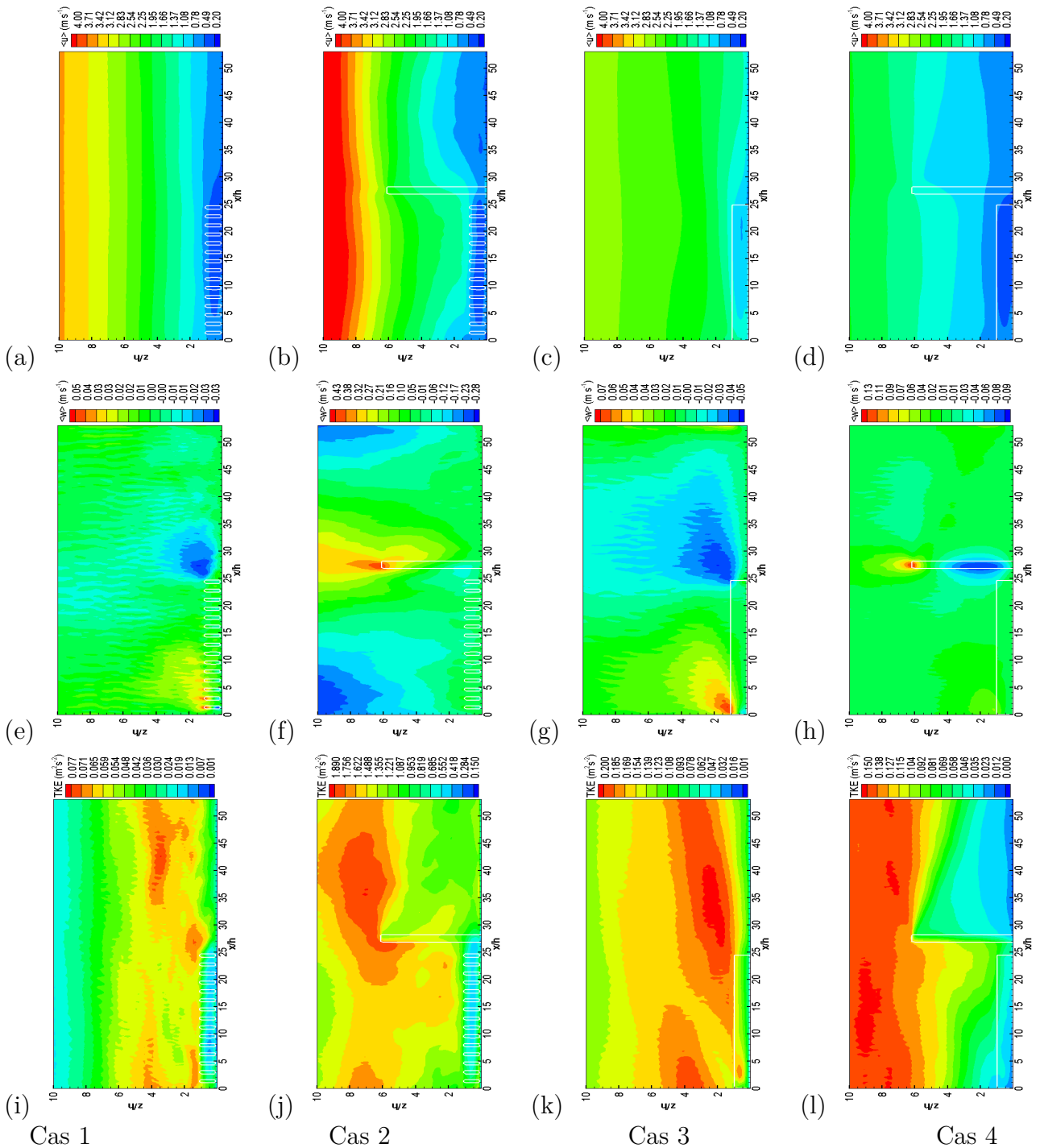


Figure V.5 – Champs des composantes longitudinale $\langle u \rangle$ et verticale $\langle w \rangle$ de la vitesse et de l'énergie cinétique turbulente TKE pour les quatre cas étudiés dans le chapitre V. Les lignes blanches délimitent la position des rangs de vigne et de la haie d'arbres. Cas 1 : parcelle avec rangs perpendiculaires au vent, Cas 2 : parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et une haie d'arbres en aval, Cas 3 : parcelle avec rangs parallèles au vent sans haie d'arbres, Cas 3 : parcelle avec rangs parallèles au vent et une haie d'arbres en aval. Le LAI de la haie est de 8.

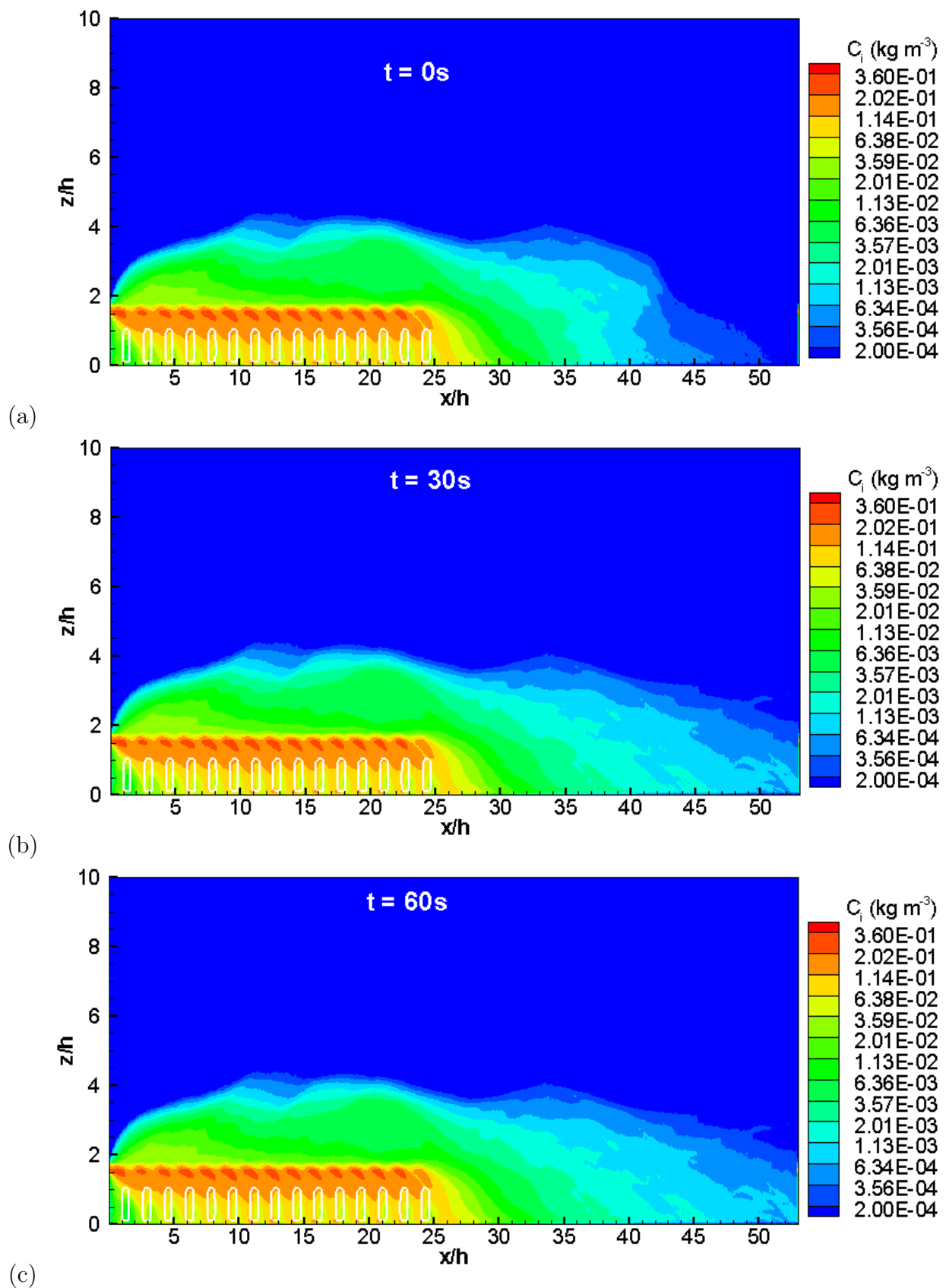


Figure V.6 – Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0\text{ s}$ (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 1.

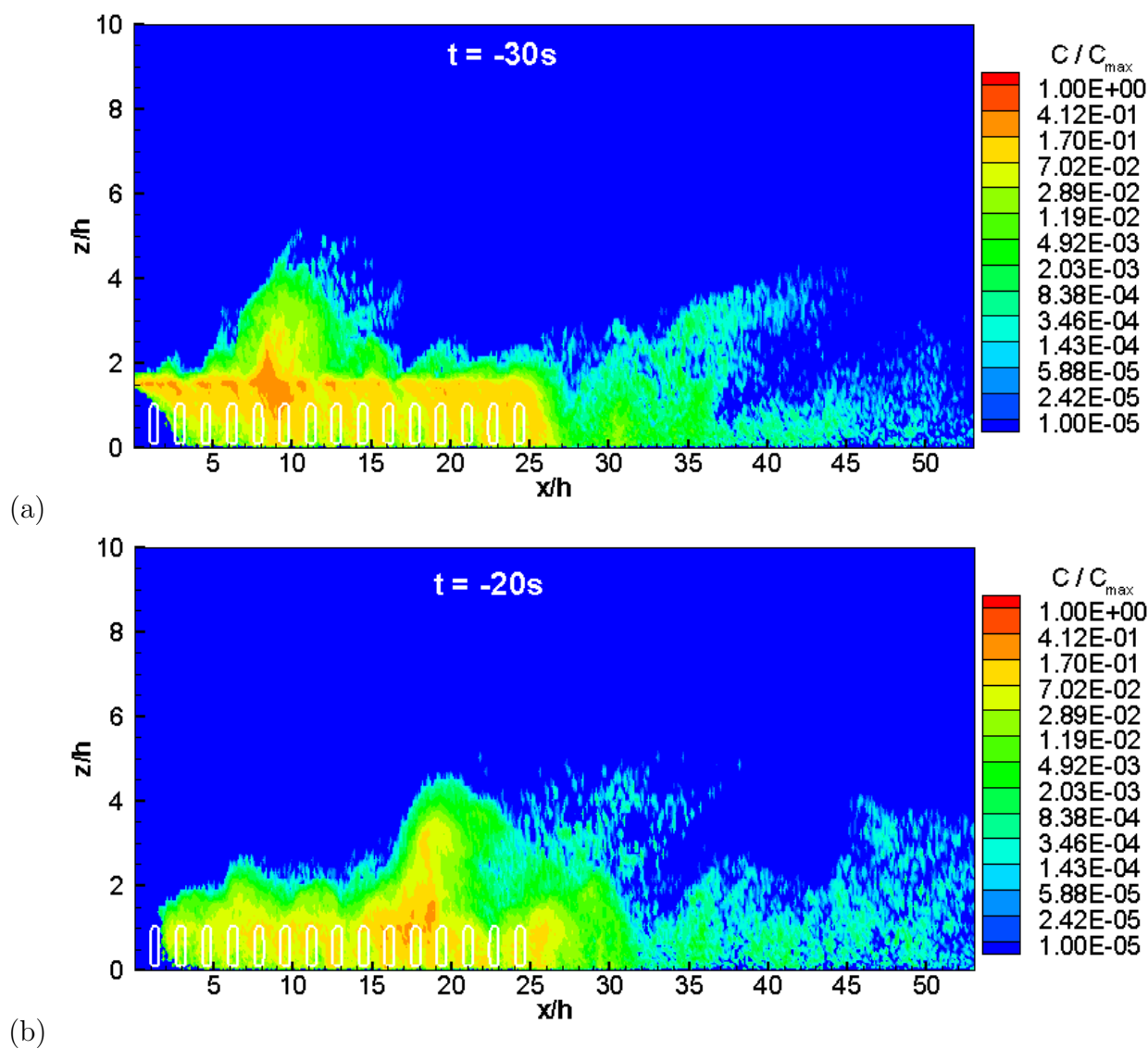


Figure V.7 – Champs de concentration instantanée C intégrée suivant y avant la fin du traitement aux instants $t = -30$ s et -20 s pour le cas 1. L'origine du temps $t = 0$ s correspond à la fin du traitement.

3.2.2 Parcelle avec rangs perpendiculaires au vent et avec une haie d'arbres à l'aval : Cas 2

A la fin du traitement $t = 0$ s (figure V.8(a)), le nuage de gouttelettes a déjà atteint la fin du domaine $x/h = 53$ avec une extension verticale $z/h = 8,5$. Une zone de faible concentration apparaît près du sol à partir de la distance $x/h = 40$. Cette zone de faible concentration se maintient même après le dépôt et la sortie de toutes les gouttelettes du domaine de calcul, figure V.8(c). Cette zone de faible concentration ne commence pas juste à partir de la haie d'arbres, mais à la distance $x/h = 40$, et s'étend jusqu'à la fin du domaine.

En présence d'une haie d'arbres, le nuage de gouttelettes monte jusqu'à la hauteur $z/h = 8,5$, soit au-dessus de la haie d'arbres. La dispersion verticale à l'amont et à l'aval de la haie d'arbres est donc dictée ici par la taille des arbres plutôt que la hauteur des rangs de vigne. Cette échelle de dispersion verticale peut être observée sur la structure des champs de concentration instantanée donnés sur la figure V.9, représentant l'empreinte des structures tourbillonnaires qui apparaissent dans l'écoulement.

Pour une haie d'arbres plus dense de LAI = 8 (figure V.10), on observe un effet d'abri de la haie d'arbres ou un effet de filtrage par le dépôt sur la haie beaucoup plus important que pour un LAI de 2. Par contre la dispersion verticale des gouttelettes est plus grande, augmentant les niveaux de concentration en altitude. On peut donc penser que les distances de contamination seront ici plus grandes, même si au total la contamination environnementale sera plus faible du fait du dépôt plus important sur la haie.

Visiblement, il apparaît clairement que la densité foliaire de la haie joue un rôle important sur l'échelle de la dispersion, d'autant que pour la haie plus dense le nuage se disperse dans la direction verticale sur une échelle d'environ deux fois la hauteur de la haie d'arbres. Cette dispersion verticale importante peut être visualisée sur les champs de concentration instantanée donnés sur la figure V.11. Donc l'accroissement de la densité foliaire réduit les niveaux de concentration près du sol à l'aval de la parcelle, mais il favorise le transport sur de longues distances, puisqu'une partie du nuage est soulevée au-dessus de la haie aux hauteurs où la vitesse du vent est élevée.

3.2.3 Parcelle avec rangs parallèles au vent et sans haie d'arbres à l'aval : Cas 3

Pour ce cas, le nuage de pesticide atteint l'extrémité de la clairière juste à la fin du traitement à $t = 0$ s, tel que le montre le front du nuage de gouttelettes dans la figure V.12(a). De plus, l'état de saturation de la concentration intégrée est déjà atteint à l'instant $t = 30$ s, tel que le montrent les figures V.12(b) et V.12(c) sur lesquelles les champs de concentration sont identiques. Donc

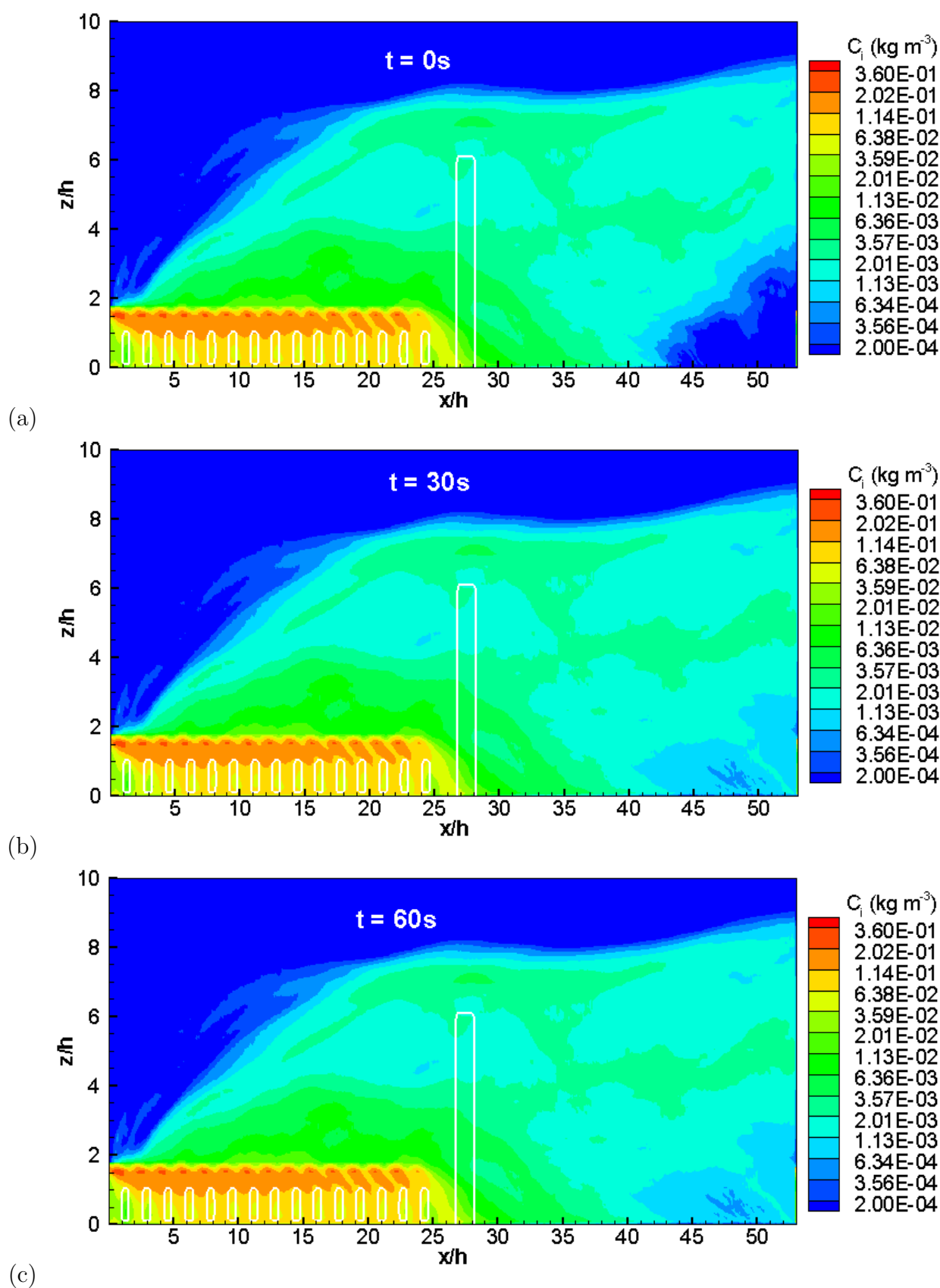


Figure V.8 – Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps à la fin du traitement $t = 0\text{s}$ (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement pour le cas 2. Le LAI de la haie d'arbres est 2.

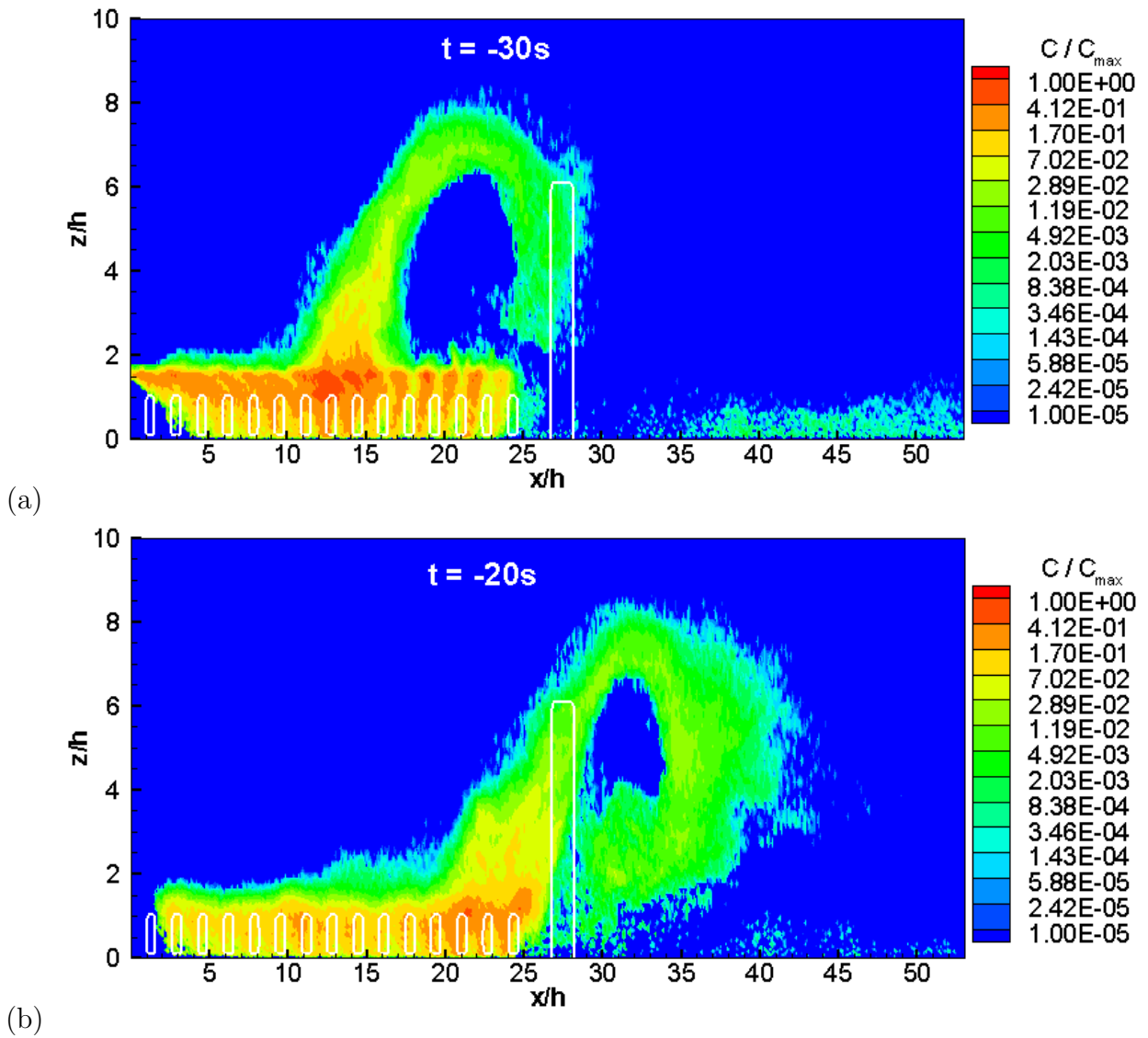


Figure V.9 – Champs de concentration instantanée intégrée suivant y illustrant la dispersion verticale en présence d'une haie d'arbres ($LAI = 2$) pour le cas 2.

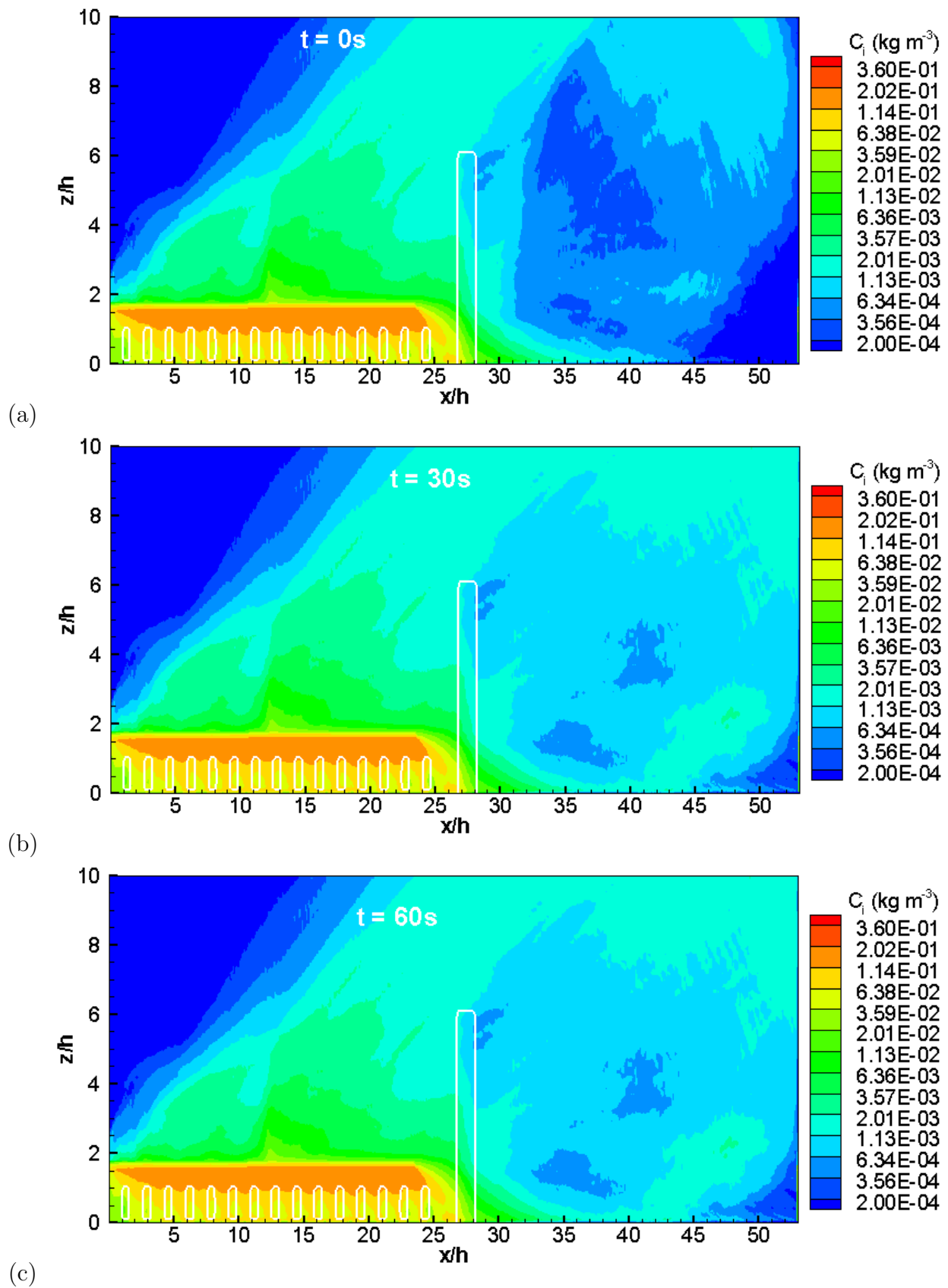


Figure V.10 – Identique à la figure V.8 mais pour un LAI de la haie d'arbres de 8.

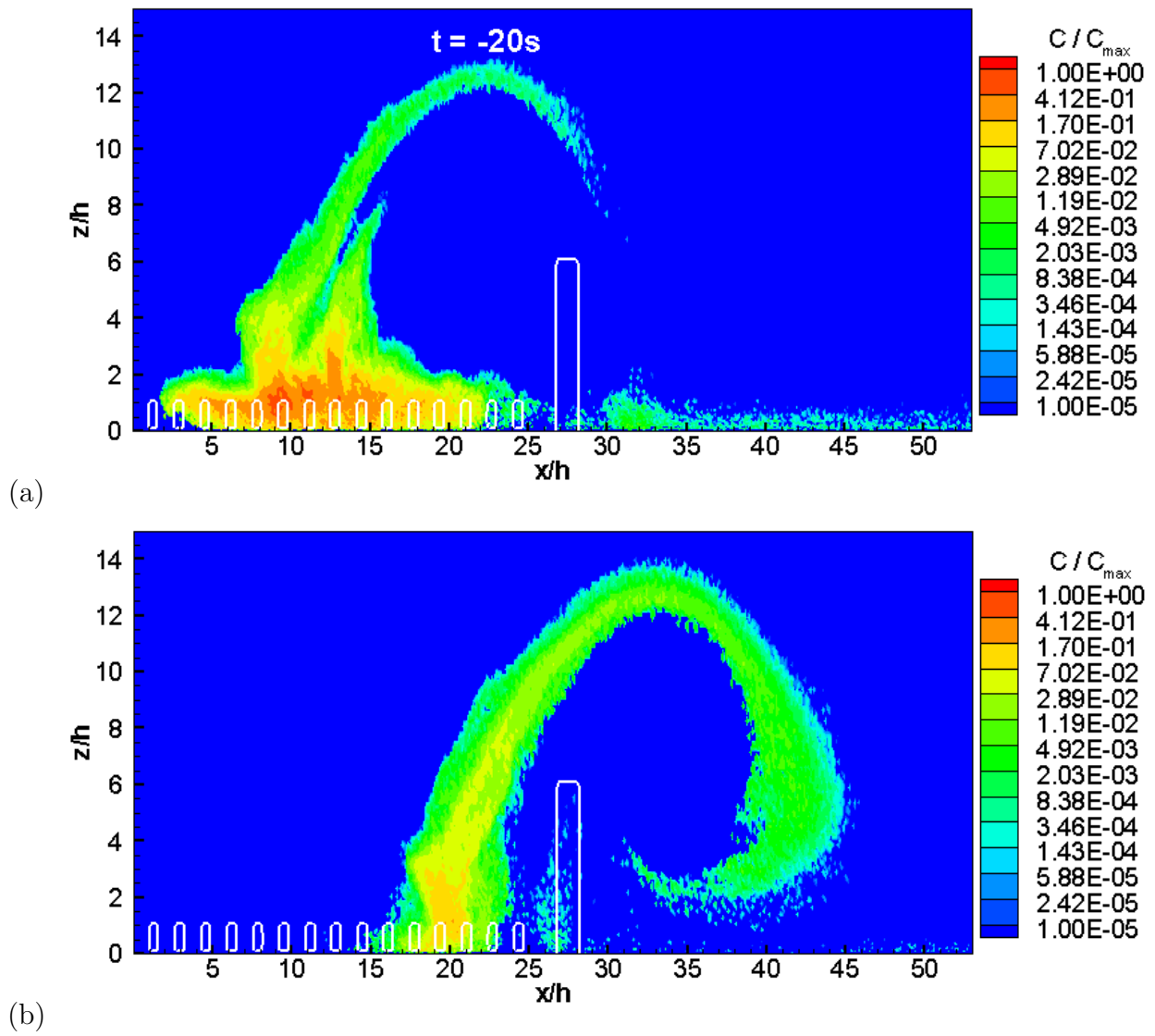


Figure V.11 – Identique à la figure V.9 mais pour un LAI de la haie d'arbres de 8.

lorsque le vent est parallèle aux rangs le nuage de gouttelettes migre plus rapidement de la source (consistant en des bouffées de gouttelettes situées dans les inter-rangs) vers l'extérieur de la parcelle. Ceci est dû au fait que l'essentiel de l'émission s'effectue dans les inter-rangs où la vitesse du vent est plus importante. L'autre raison est liée au fait que les nuages de gouttelettes émis essentiellement aux inter-rangs ont une probabilité de dépôt par impact ou sédimentation sur les éléments végétaux quasiment nulle.

L'extension verticale du nuage augmente depuis le bord de la parcelle, $x/h = 0$, pour atteindre la hauteur $z/h = 4,1$ juste à l'aval de la parcelle de vigne. Au-delà, le nuage sédimente pour atteindre le sol. Sur la figure V.13 est représenté le champ de la concentration instantanée durant le traitement. Cette figure met en évidence le rôle des structures turbulentes sur la dispersion verticale et la portée horizontale de la dispersion avant la fin de traitement.

Il ressort que l'orientation des rangs de vigne par rapport à la direction moyenne du vent a un effet notable sur les champs de concentration qui apparaissent. Pour le vent parallèle aux rangs d'une parcelle libre, les champs de concentration qui sont générés loin de la lisière de la parcelle sont plus importants que pour le vent perpendiculaire, tel que l'illustre la comparaison des figures V.6(c) et V.12(c). Ceci doit être attribué au faible dépôt sur la vigne quand le vent est parallèle aux rangs, tel que nous le verrons dans la section 4. Les champs de concentration plus importants quand les rangs sont parallèles à la direction moyenne du vent sont dus au vent qui accélère dans les inter-rangs et transporte l'essentiel de gouttelettes de pesticide vers l'extérieur de la parcelle avant qu'elles ne se déposent au sol ou sur la vigne.

3.2.4 Parcelle avec rangs parallèles au vent et avec une haie d'arbres à l'aval

Sur la figure V.14 sont présentés les champs de concentration intégrée pour une haie d'arbres avec un LAI de 2. Le nuage atteint la limite du domaine à la fin du traitement, comme pour le cas sans haie d'arbres. De plus, on voit que le nuage atteint la hauteur $z/h = 4$ à partir de l'amont de la haie et cette hauteur se maintient jusqu'à la sortie du domaine, avec toutefois le rapprochement des fortes concentrations du sol à cause du dépôt des gouttelettes. A travers la haie, on n'observe pas une réduction notable de la concentration par filtrage et non plus une zone d'abri à l'aval de la haie. Cela nous laisse penser que le LAI de la haie n'est pas assez élevé pour qu'une grande partie des gouttelettes s'y dépose.

Pour une parcelle avec une haie d'arbres plus dense de LAI = 8, les champs de concentration instantanée sont donnés dans la figure V.15. Sur la carte de concentration intégrée de la figure V.15(c), on observe que l'échelle verticale de la dispersion augmente à partir du début de la source jusqu'à la haie d'arbres pour atteindre la hauteur $z/h = 4,2$, puis elle diminue au-delà

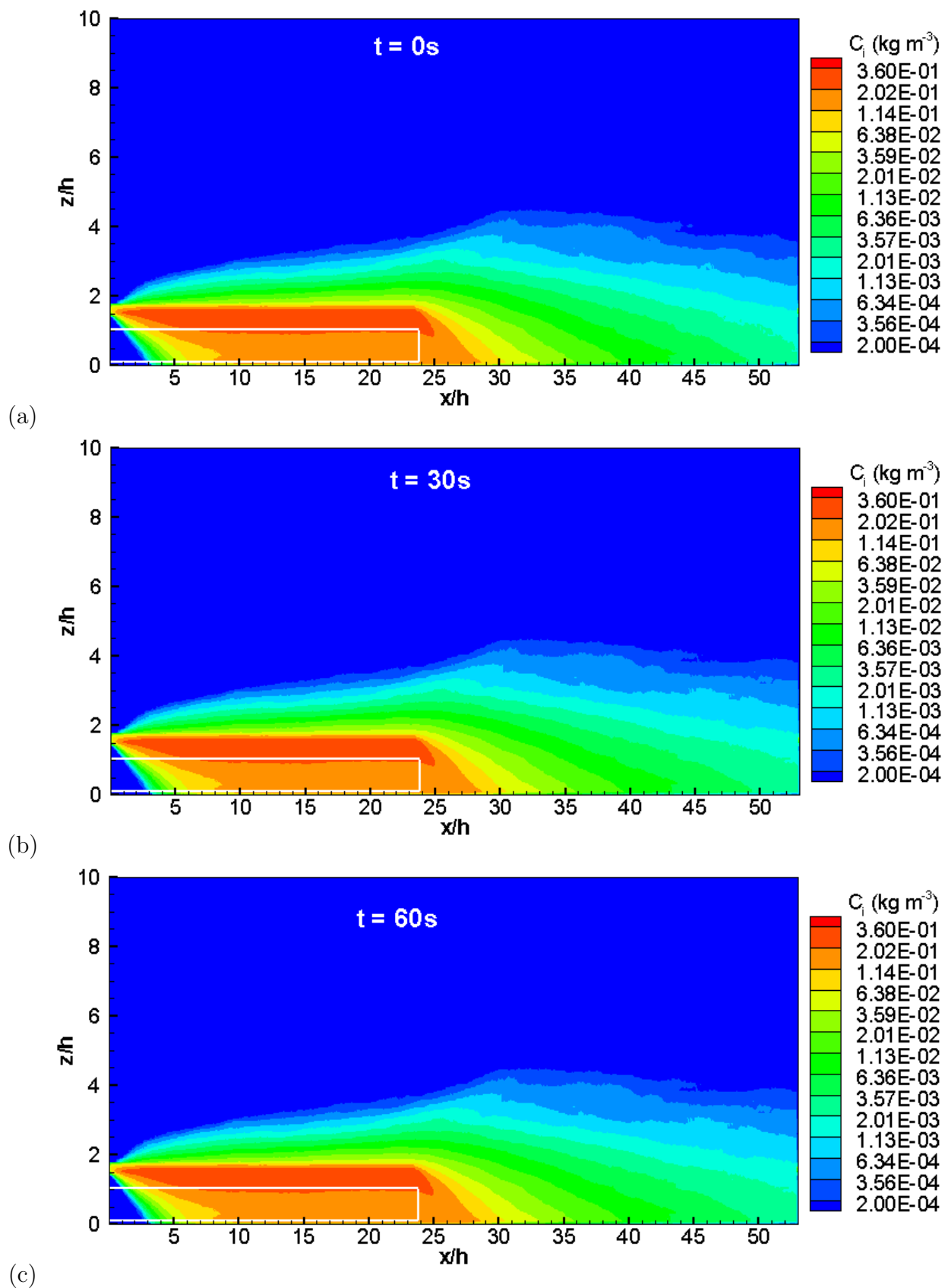


Figure V.12 – Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0\text{ s}$ (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 3.

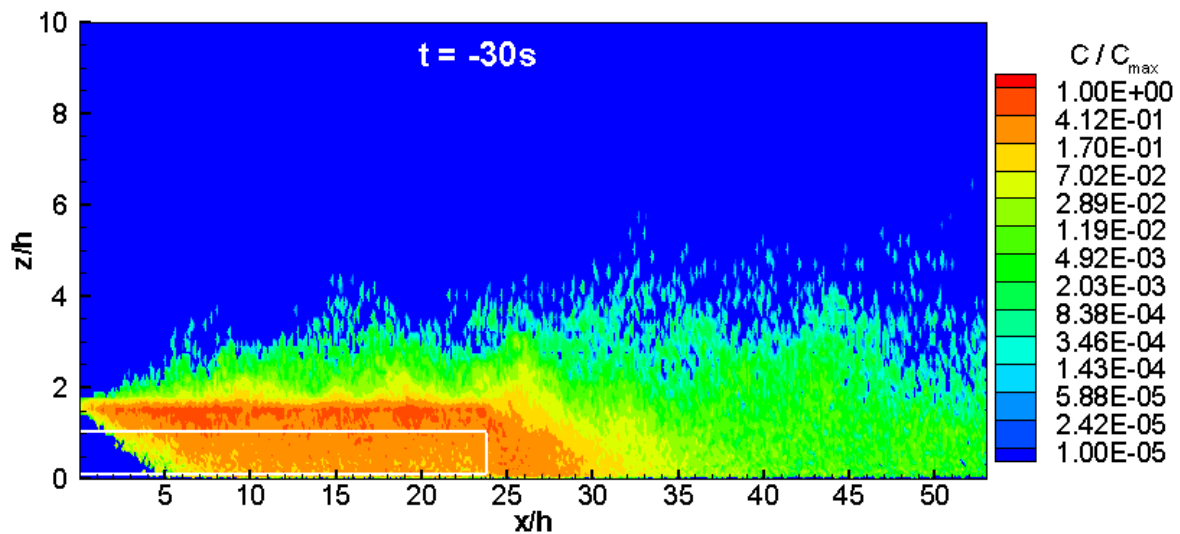


Figure V.13 – Champ de concentration instantanée intégrée suivant y avant la fin du traitement en $t = -30$ s pour le cas 3.

de la haie. A travers la haie d'arbres, on observe une réduction importante de la concentration en raison du dépôt des gouttelettes sur les éléments végétaux de la haie.

Dans la figure V.16 sont donnés les champs de concentration instantanée à différents instants avant la fin du traitement.

Quelle que soit la direction du vent, la présence d'une haie d'arbres engendre une réduction de la concentration intégrée à l'aval de la haie en raison du filtrage de l'air par la haie.

Au final, la différence entre l'action de la haie d'arbres sur le nuage de pesticide pour les vents parallèle et perpendiculaire semble s'expliquer par la différence des résistances qu'exerce le système vigne-haie sur le vent. Pour le vent perpendiculaire aux rangs, l'air éprouve une résistance par toutes les surfaces frontales des rangs et de la haie si bien qu'il est dévié vers le haut. En revanche quand le vent est parallèle aux rangs, l'air accélère le long des couloirs et traverse aisément la haie.

De même, la présence d'une haie d'arbres réduit les dépôts au sol à l'aval de la parcelle, tel que cela est illustré sur les courbes de dépôt de la figure V.17, et ce pour les deux directions du vent.

4 Quantification des niveaux d'exposition

Les voies d'exposition de l'homme aux pesticides sont l'inhalation d'air chargé de pesticide et le contact et l'ingestion de produits pollués de pesticides (eau, fruits et légumes, poussières,

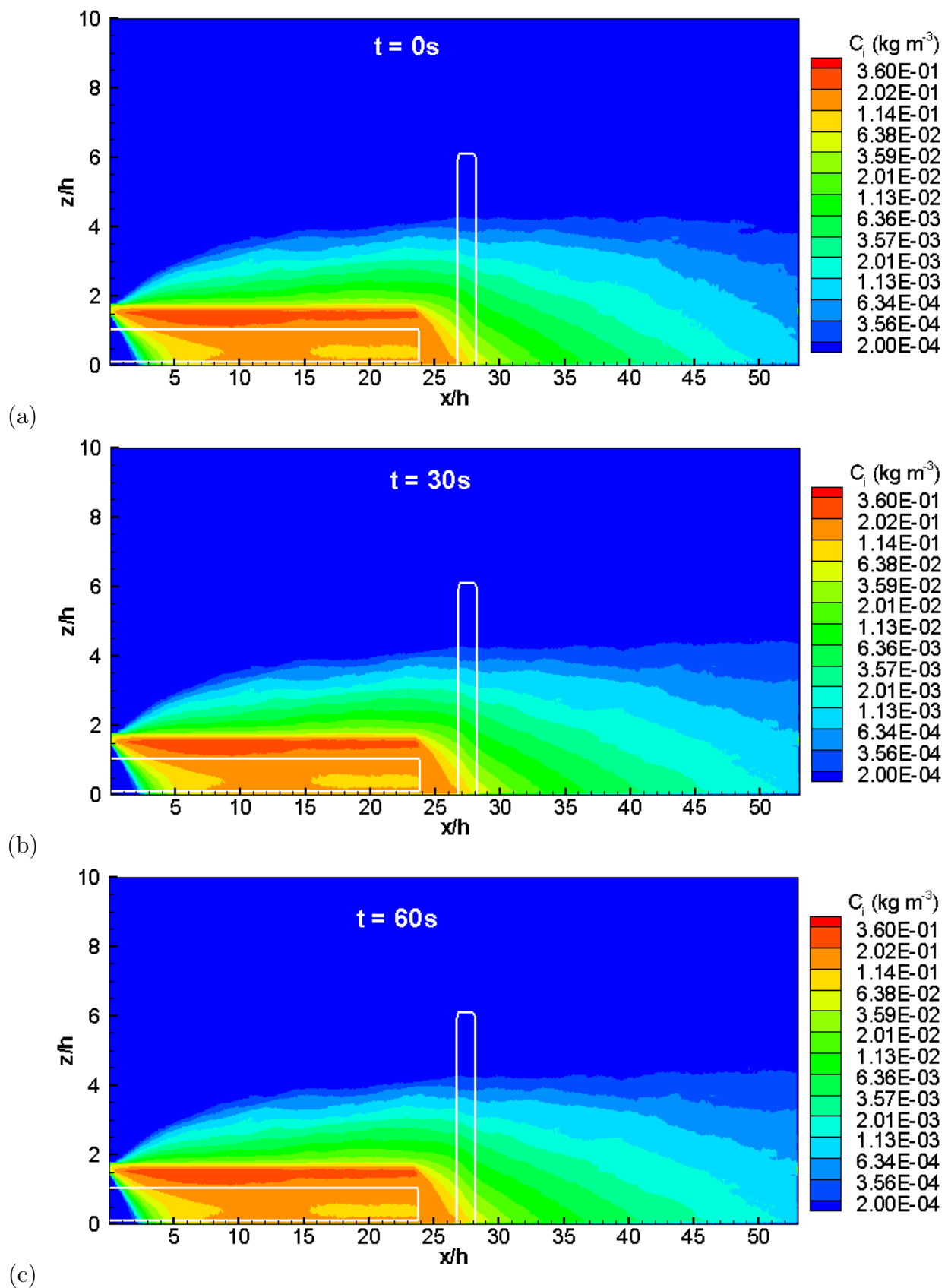


Figure V.14 – Cartographies de la concentration intégrée suivant y et le temps, jusqu'à la fin du traitement $t = 0\text{ s}$ (a) et jusqu'à 30 s (b) et 60 s (c) après la fin du traitement, pour le cas 4. Le LAI de la haie d'arbres est 2.

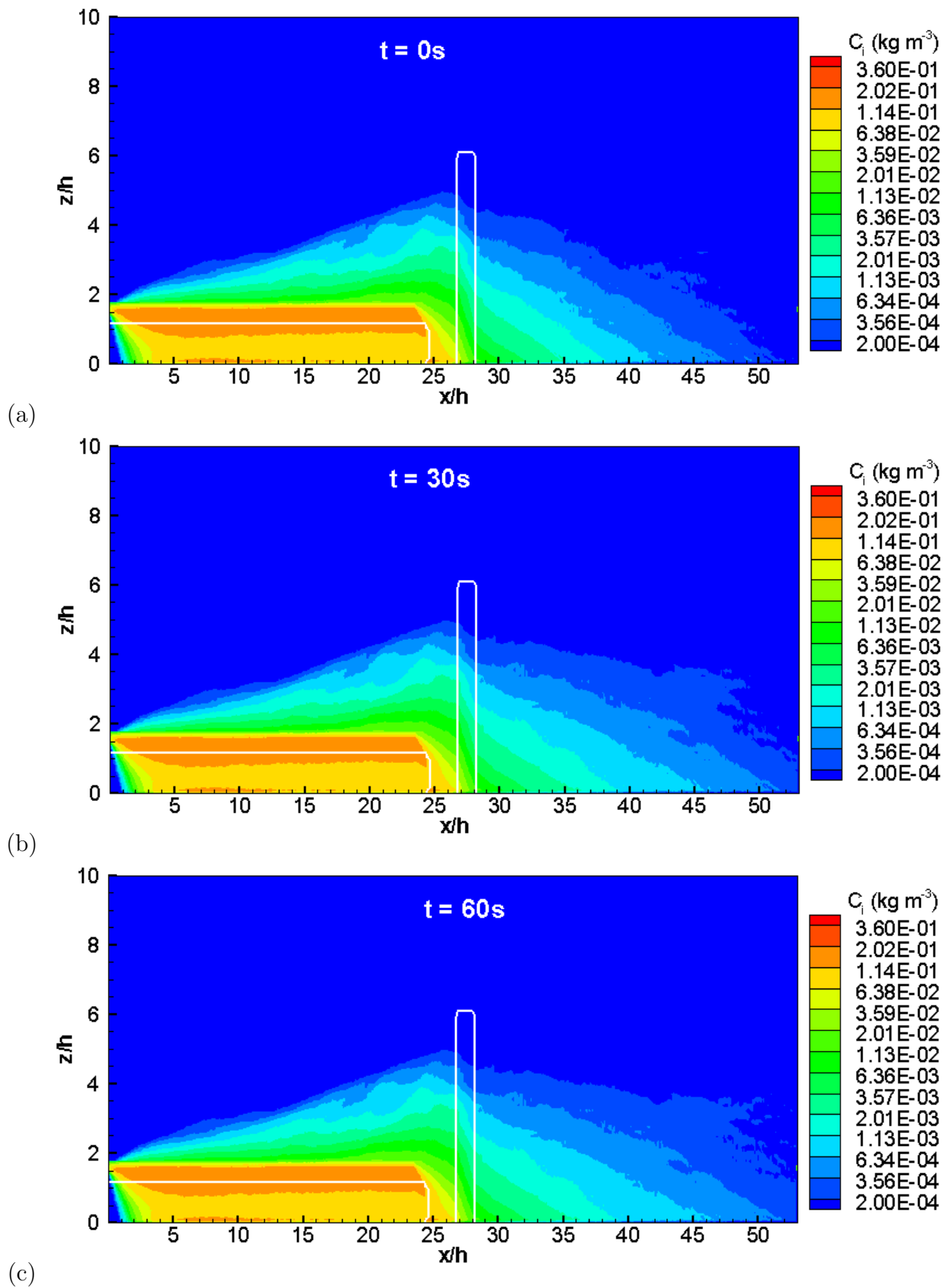


Figure V.15 – Identique à la figure V.14 mais pour une haie avec un LAI de 8.

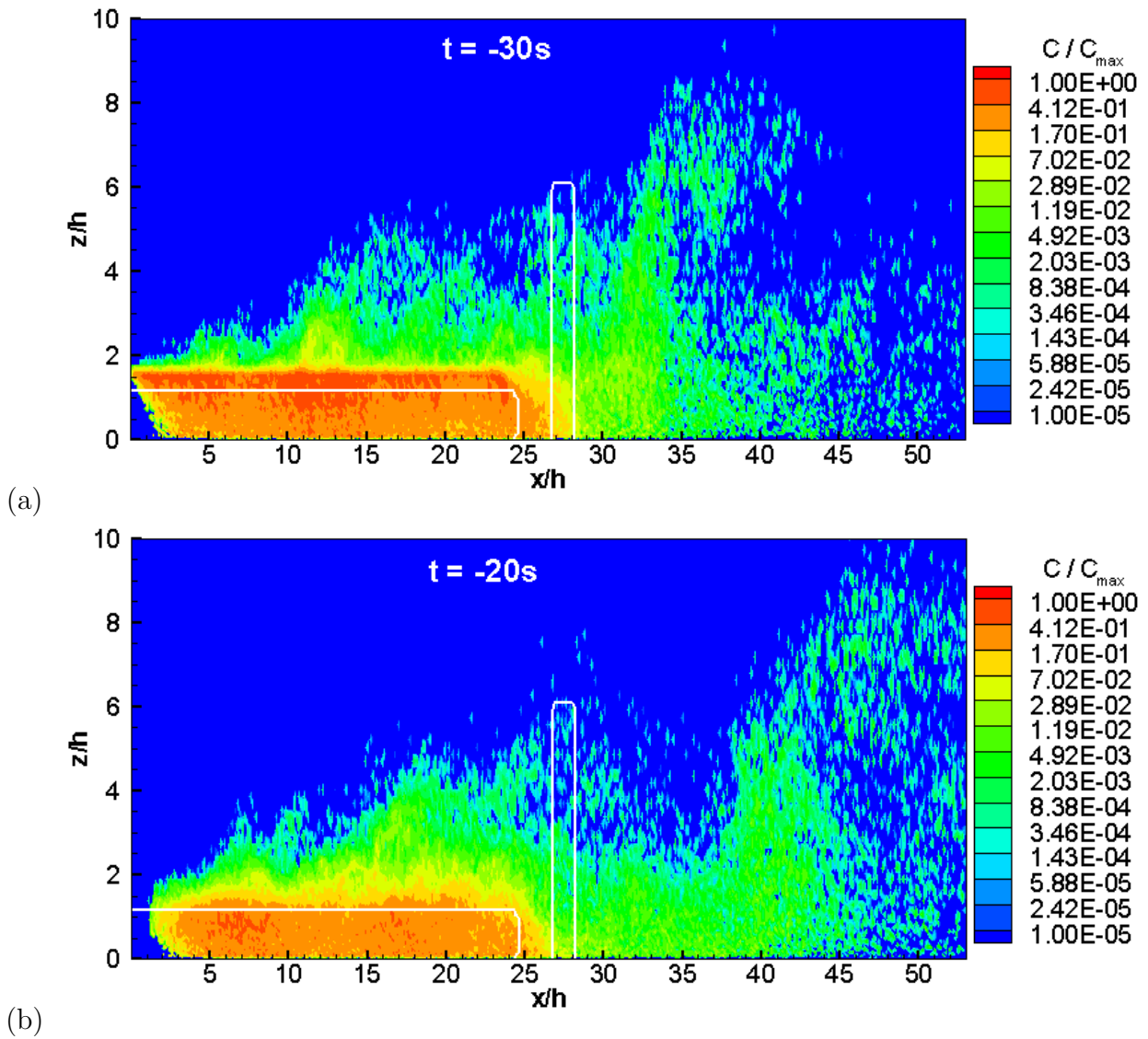


Figure V.16 – Champs de concentration instantanée intégrée suivant y illustrant la dispersion verticale en présence d'une haie d'arbres avec un LAI de 8 pour le cas 4.

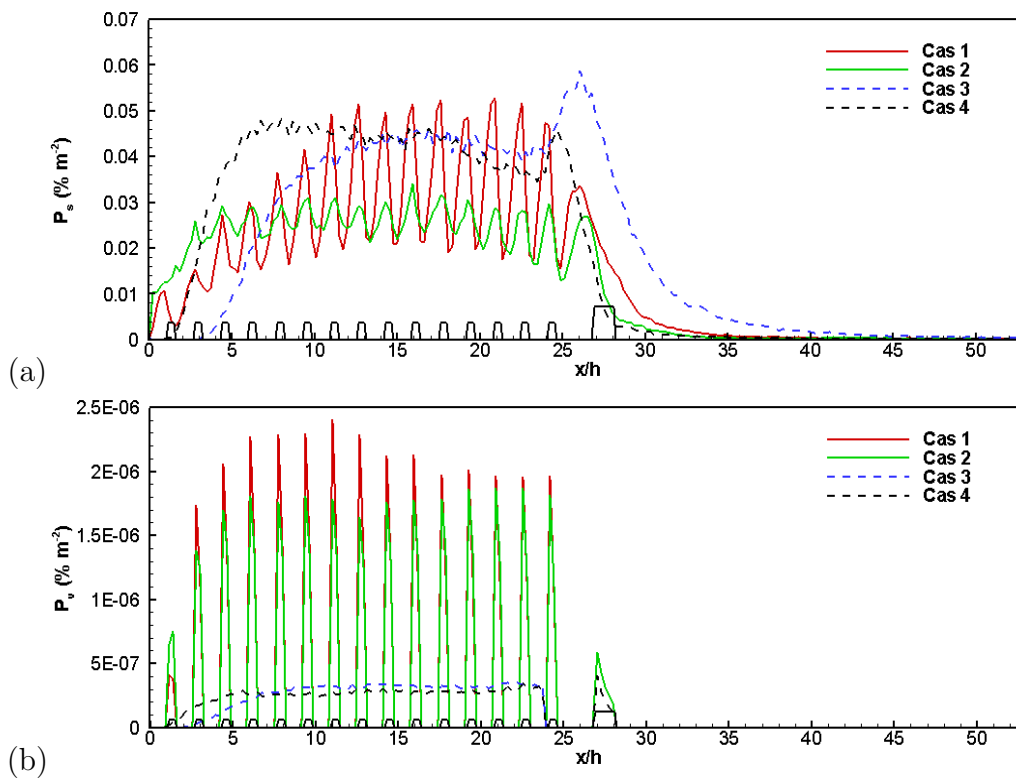


Figure V.17 – Variations horizontales des dépôts au sol (a) et sur la vigne (b), intégrés suivant y et dans le temps pour différentes configurations de la parcelle. cas 1 : rangs perpendiculaires au vent, cas 2 : rangs perpendiculaires au vent avec une haie d'arbres, cas 3 : rangs parallèles au vent et cas 4 : rangs parallèles au vent avec une haie d'arbres. Le LAI de la haie est 8. Les positions des rangs de vigne et de la haie d'arbres sont délimités par des lignes noires.

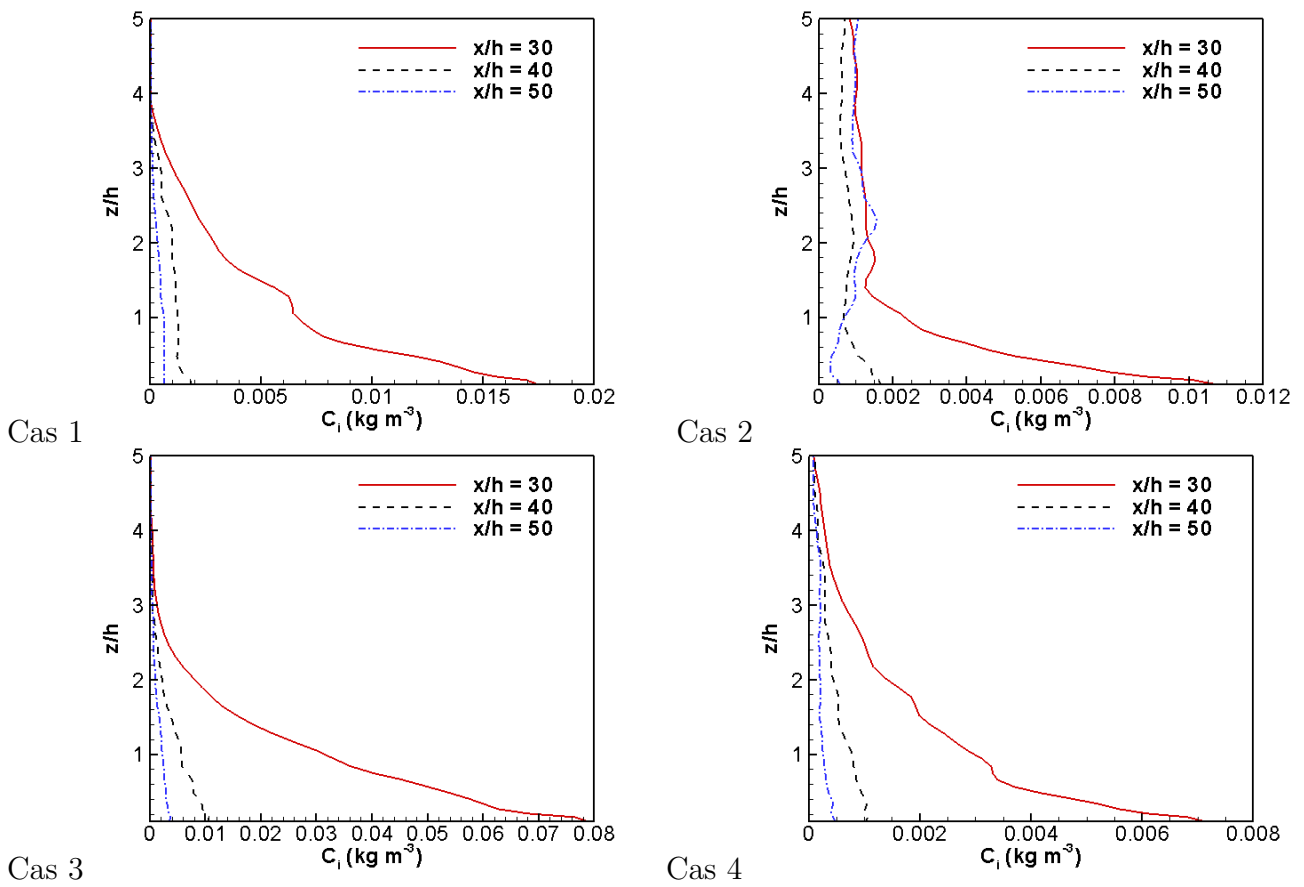


Figure V.18 – Profils verticaux de concentration intégrée suivant y et dans le temps générées pour les quatre cas étudiés à différentes distances de la source. Le LAI de la haie pour les cas 2 et 4 est 8.

etc.) (van Hemmen et al, 2006). Donc l'exposition de l'homme aux pesticides est directement liée à la concentration intégrée et au dépôt au sol à l'extérieur de la parcelle (FOCUS, 2008). Le niveau d'exposition par inhalation peut être traduit entre autre par la concentration intégrée en pesticide de l'air à la position où se trouvent des individus potentiellement exposés. Donc pour analyser l'influence de l'aménagement de parcelles viticoles sur les niveaux d'exposition nous retenons la concentration intégrée et les dépôts au sol à l'extérieur de la parcelle.

4.1 Pollution des sols

Sur les courbes de dépôt au sol de la figure V.17, il apparaît qu'à l'extérieur de la parcelle le dépôt atteint pour toutes les configurations un maximum près de la lisière autour de $x/h = 26$, soit à une distance d'environ $\Delta x/h = 1,50$ du bord de la parcelle. Au-delà, les dépôts subissent une décroissance exponentielle avec l'augmentation de la distance à la parcelle.

Si l'on compare les courbes de dépôt pour les différentes configurations étudiées, on voit que les dépôts au sol près et loin de la source sont plus importants lorsque les rangs de vigne sont parallèles à la direction moyenne du vent (cas 3). Ils sont intermédiaires pour les rangs perpendiculaires au vent (cas 1) et plus petits pour les cas avec une haie d'arbres (cas 2 et 4).

L'effet de la haie d'arbres sur les dépôts au sol à l'aval de la haie est le même pour les deux orientations de rangs de vigne. Toutefois, pour la parcelle avec rangs de vigne perpendiculaires au vent (cas 2) la présence de la haie d'arbres réduit considérablement les dépôts au sol et sur la vigne dans la parcelle, comme on peut le voir sur les courbes de dépôts au sol et sur la vigne dans la figure V.17.

Donc dans l'optique de réduire la pollution des ressources hydriques et autres écosystèmes situés à proximité de parcelles viticoles, il est judicieux d'éviter les traitements phytosanitaires lorsque le vent est parallèle aux rangs. De plus, il est conseillé aux viticulteurs, lorsqu'ils le peuvent, de prendre soin d'orienter les rangs de vigne dans une autre direction que celle strictement parallèle à la direction moyenne des vents dominants.

4.2 Pollution aérienne

Pour quantifier les niveaux d'exposition aérienne aux pesticides en relation avec l'aménagement de la parcelle, dans la figure V.18 sont donnés les profils verticaux de la concentration intégrée C_i générés pour différentes configurations de la parcelle et à différentes distances x/h . Dans tous les cas et pour toutes les distances x/h , la concentration est maximale près du sol à cause de la sédimentation des gouttelettes, puis elle diminue quand on s'éloigne du sol. Ceci n'est valable que dans la mesure où les gouttelettes sont considérées non-volatiles. De plus, la

x/h	30	40	50
cas 1	0,0071	0,0012	0,0006
cas 2	0,0026	0,0007	0,0006
cas 3	0,0350	0,0058	0,0023
cas 4	0,0032	0,0008	0,0003

Tableau V.1 – Niveaux de concentration intégrée C_i (kg m^{-3}) générés à la hauteur moyenne de respiration de l'homme 1,5 m pour différentes configurations de la parcelle. Cas 1 : rangs perpendiculaires au vent, cas 2 : rangs perpendiculaires au vent avec une haie d'arbres, cas 3 : rangs parallèles au vent, cas 4 : rangs parallèles au vent avec une haie d'arbres. Le LAI de la haie est 8.

concentration diminue quand on s'éloigne du bord de la parcelle dans tous les cas. Cette diminution est plus importante en passant de $x/h = 30$ à $x/h = 40$ que de $x/h = 40$ à $x/h = 50$, à cause du dépôt au sol des gouttelettes.

Le cas où les rangs sont perpendiculaires à la direction moyenne du vent en présence de haie (cas 2) présente quelques particularités. À $z/h = 1$, la concentration est plus faible comparée aux autres cas et elle reste quasi-uniforme jusqu'à $z/h = 6$. Cette uniformité est due aux structures turbulentes qui uniformisent la concentration, telles que celles-ci ont déjà été montrées par les champs de concentration instantanée de la figure V.11. La simulation numérique sur un domaine plus grand pourrait présenter des zones de forte concentration près du sol au-delà de la limite du domaine de notre étude $x/h = 53$, mais moins importante que dans les trois autres cas, à cause de la dilution du nuage dans la zone de forte diffusion turbulente ($z/h = 12$).

Pour comparer l'exposition de l'homme de hauteur moyenne de respiration de 1,5 m en fonction de l'aménagement de la parcelle, dans le tableau V.1 sont données les concentrations intégrées pour les quatre cas de configuration de la parcelle simulés à la hauteur $z/h = 0,88$. Ce tableau montre que les niveaux de concentration générés à la hauteur moyenne de l'homme $z/h = 0,88$ diminue plus on s'éloigne de la source pour toutes les configurations de la parcelle. Près de la parcelle, en $x/h = 30$, l'exposition est maximale ($C_i = 0,035 \text{ kg m}^{-3}$) quand les rangs sont parallèles au vent (cas 3) et elle est minimale ($C_i = 0,0026 \text{ kg m}^{-3}$) quand les rangs sont perpendiculaires au vent avec une haie d'arbres.

Quoi qu'il en soit, la présence d'une haie d'arbres réduit considérablement les niveaux de concentration à l'aval de parcelle de vigne par filtrage de l'air et la répartition du nuage sur une colonne d'air verticale plus importante que la hauteur des rangs de vigne. De plus, à toutes les distances, la concentration intégrée est maximale, et le niveau d'exposition maximal, dans la configuration de la parcelle sans haie d'arbres avec les rangs parallèles à la direction moyenne du vent.

5 Conclusion

A l'issue de cette étude par simulation, les conclusions qui ressortent sont les suivantes :

1. La simulation des dépôts au sol et des concentrations intégrées constitue une bonne alternative pour la discussion de l'influence de l'aménagement de la parcelle sur les niveaux d'exposition ;
2. En l'absence de haie d'arbres l'échelle de dispersion verticale de pesticide est de l'ordre de la hauteur de la source sous une atmosphère neutre. En présence d'une haie d'arbres, la dispersion verticale s'effectue sur une échelle verticale dictée par la hauteur et la densité foliaire de la haie ;
3. En l'absence de haies d'arbres près des parcelles viticoles, les dépôts au sol à l'extérieur de la parcelle sont maximaux quand les rangs de vigne sont parallèles à la direction moyenne du vent. Il faudrait donc éviter les traitements en période où le vent est parallèle aux rangs pour limiter la contamination des écosystèmes voisins (ressources hydriques, autres parcelles non ciblées par le traitement) ;
4. En utilisant la concentration intégrée comme critère de mesure du niveau d'exposition, on observe que le maximum d'exposition aux pesticides de l'homme est atteint, pour les quatre aménagements considérés, quand les rangs de vigne sont parallèles à la direction moyenne du vent ;
5. La présence de haie d'arbres à proximité d'une parcelle viticole réduit les niveaux de concentration à l'aval de la parcelle par filtrage de l'air, ainsi que les dépôts au sol et sur la vigne notamment quand le vent est perpendiculaire aux rangs. Par contre, le nuage de gouttelettes se disperse sur de plus longues distances.

En conclusion, bien que notre modélisation n'ait pu être validée, il ressort que, selon l'aménagement de la parcelle, l'exposition aux pesticides est minimale quand le vent est perpendiculaire aux rangs. Cette exposition peut être réduite davantage en mettant en place une haie d'arbres dans la direction perpendiculaire à la direction moyenne du vent. De plus, les résultats de simulations nous conduisent à la recommandation, lors de l'implantation d'une parcelle, de privilégier l'orientation des rangs de vigne dans la direction qui soit proche de la direction perpendiculaire à la direction dominante du vent dans le site de l'implantation.

Conclusion générale et perspectives

Face aux inquiétudes sociétales sur les dangers liés à l'utilisation de pesticides, il est devenu important de mieux comprendre les processus de dispersion de pesticides dans l'atmosphère au cours des traitements phytosanitaires de couverts de vigne, ceci afin de dégager des solutions pour limiter la pollution aérienne. Ainsi, dans cette thèse nous nous sommes intéressés à la dispersion aérienne des pesticides à l'échelle de quelques rangs et d'une parcelle de vigne, et ce à partir d'approches expérimentales et numériques.

Deux expérimentations ont été effectuées. La première expérimentation a été faite sur une parcelle de vigne afin de caractériser la turbulence et la dynamique moyenne du vent dans un couvert en rang suivant la direction du vent par rapport aux rangs. La deuxième expérimentation a eu lieu sur une parcelle de vigne artificielle afin (i) d'étudier la dynamique locale du vent induite par le passage des jets d'air d'un pulvérisateur effectuant un traitement, et (ii) d'analyser la dispersion aérienne de pesticide et le dépôt au sol au cours d'un traitement. Ces deux expérimentations ont permis individuellement d'analyser les deux pierres angulaires de la thèse, à savoir la dynamique du vent et la dispersion de pesticide dans les couverts en rangs, et elles ont permis dans leur ensemble de bâtir un modèle numérique sur la dispersion de pesticide dans la vigne et les canopées en rangs d'une manière générale.

Par ailleurs, un modèle de dispersion de gouttelettes a été mis en oeuvre sur les bases du modèle atmosphérique ARPS. Le modèle a été tout d'abord utilisé pour simuler la dynamique du vent dans les couverts en rangs à partir d'une approche LES. L'approche de force de traînée a été utilisée à cet effet pour matérialiser la végétation. Cette partie de travail de modélisation a permis d'étendre la compréhension de la dynamique du vent dans les couverts en rangs à l'échelle des rangs et de la parcelle, et de valider le modèle par rapport à la première expérimentation.

Les jets d'air du pulvérisateur mobile ont été modélisés à partir des conditions aux limites du domaine de calcul, et validés par rapport aux mesures de la deuxième expérimentation.

Le modèle LES a été ensuite couplé à un modèle lagrangien afin de suivre la trajectoire des gouttelettes émises par les jets du pulvérisateur mobile. Les pertes atmosphériques et les dépôts au sol simulés par le modèle suite à un traitement ont été comparés aux mesures de la deuxième expérimentation. Le modèle a été ensuite appliqué à l'échelle d'une parcelle viticole afin d'étudier les différentes conditions de dispersion atmosphérique des gouttelettes suivant la disposition des parcelles et la présence éventuelle d'une haie d'arbres en aval de la parcelle.

Résultats marquants

Les résultats marquants de cette thèse concernant la dynamique du vent sur un couvert en rangs, et la dispersion de pesticides à l'échelle de quelques rangs et d'une parcelle de vigne sont les suivants :

Dynamique du vent sur un couvert en rangs

- Le modèle ARPS est validé par rapport à la dynamique du vent dans les couverts en rangs pour trois directions de vent différentes : vent perpendiculaire aux rangs, vent à 45° et vent parallèle aux rangs. Les principales caractéristiques de l'écoulement d'air dans les couverts en rangs sont en accord avec nos résultats expérimentaux et les observations de l'écoulement reportées dans la littérature. Toutefois, la validation a été faite sur la base d'un nombre de points expérimentaux limité. Il aurait été souhaitable d'effectuer des mesures de vent à plusieurs hauteurs dans et au-dessus de la vigne pour une validation plus complète ;
- L'organisation de l'écoulement dans les couverts en rangs diffère selon la direction du vent. Pour les vents perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs l'écoulement est marqué par la présence de tourbillons au sommet des rangs de vigne et de tourbillons de cavité en dessous. Les tourbillons de cavité s'étalent sur une distance horizontale séparant les rangs avec des courants d'air ascendant dans les inter-rangs et descendant dans les rangs. Pour le vent parallèle aux rangs, la situation est différente : l'écoulement est accéléré dans les inter-rangs et décéléré dans les rangs ;
- Les paramètres aérodynamiques des couverts en rangs, hauteur de déplacement et longueur de rugosité entre autres, diffèrent selon la direction du vent. Ils prennent de plus faibles valeurs quand le vent s'aligne parallèlement aux rangs. De ce fait, l'estimation des flux échangés entre les couverts en rang et l'atmosphère doit prendre en considération la direction du vent ;

- L'écoulement moyenné sur toute la parcelle en rangs partage les mêmes caractéristiques que dans les couverts homogènes horizontalement. Les structures turbulentes cohérentes ont quasiment la même fréquence quelle que soit la direction du vent et elles sont plus énergiques pour les vents perpendiculaire et à 45° par rapport aux rangs que pour un vent parallèle à cause de la turbulence qui est plus importante quand le vent est perpendiculaire et à 45° . Cela devrait avoir des conséquences directes sur l'intensité des échanges couvert-atmosphère.

Dispersion de pesticides à l'échelle de quelques rangs au cours d'un traitement

- Le modèle ARPS est capable de résoudre les jets quand la grille de maillage est assez fine. Les principales caractéristiques des jets et l'action du couvert sont bien détectées par le modèle. De plus, le modèle de jets basé sur le forçage des conditions aux limites est validé d'une manière satisfaisante pour un pulvérisateur en mouvement par rapport à l'expérimentation faite sur la vigne artificielle ;
- De l'expérimentation sur la dispersion il ressort qu'il existe une forte corrélation entre la géométrie du pulvérisateur et la structure spatiale des concentrations au voisinage du pulvérisateur. De plus, la dispersion est dominée par les jets d'air du pulvérisateur plutôt que par le vent atmosphérique. Comme conséquence, les pertes atmosphériques mesurées à temps court près de la source sont indépendantes des conditions météorologiques, contrairement aux pertes mesurées à plus haute altitude ;
- Le modèle numérique de dispersion est validé qualitativement et quantitativement. La structure spatiale de flux mesurée dans l'expérimentation sur la dispersion est reproduite d'une manière assez satisfaisante par le modèle. De plus, la structure spatiale des dépôts au sol mesurés concorde qualitativement avec les prédictions du modèle. Toutefois, sur le plan quantitatif, des écarts entre les mesures et les prédictions du modèle sont rencontrés. Ceux-ci sont dus au fait que le protocole expérimental et les conditions de modélisation ne sont pas compatibles en tout point et au fait que le pulvérisateur utilisé est modélisé avec moins de complexité.

Sensibilité de la dispersion aérienne suivant l'arrangement de la parcelle de vigne

- La dispersion à l'échelle des rangs dans une vigne artificielle a permis d'étendre l'étude de la dispersion à l'échelle de la parcelle. Le devenir du nuage de pesticide au terme du traitement dépend de la configuration de la parcelle ;
- La migration du nuage de pesticide depuis la parcelle est plus importante et rapide quand les rangs de vigne sont orientés parallèlement à la direction moyenne du vent. De plus,

les dépôts au sol en dehors de la parcelle sont plus importants quand le vent est parallèle aux rangs. De ce fait, il ressort sur ce critère que les rangs de vigne ne doivent pas être orientés dans la direction strictement parallèle à la direction dominante du vent ;

- La direction du vent a également un effet sur le devenir du nuage de pesticide au-dessus de la vigne. Le nuage se redépose mieux sur la vigne quand le vent est perpendiculaire aux rangs. Cela devrait alors améliorer l'efficacité du traitement et réduire les pertes en dehors de la parcelle ;
- La présence de haies d'arbres juste à proximité de parcelles de vigne réduit la redéposition du nuage de gouttelettes sur les rangs de vigne situés à la lisière de la parcelle. Elle réduit également les dépôts en dehors de la parcelle. Le nuage de pesticide qui plane au sommet de la vigne se disperse et se mélange sur une hauteur de l'ordre de la hauteur de la haie d'arbres. Cela réduit les niveaux de concentration qui en résultent à l'aval de la parcelle à hauteur de respiration moyenne de l'homme, d'où la réduction du niveau d'exposition.

Perspectives et Suggestions

Les travaux menés jusque là ouvrent des perspectives diverses, dont certaines sont complémentaires à la problématique traitée ici et d'autres sont d'un horizon plus lointain.

- Dans tout notre travail de modélisation, nous nous sommes restreints à une atmosphère proche du neutre. Or, la neutralité ne se produit généralement que sur des périodes très courtes après le lever du soleil. Sous un ciel clair, avec le réchauffement des surfaces la couche limite atmosphérique devient très vite le siège de cellules convectives. Celles-ci modifient la structure et la nature de la turbulence dans les couverts en rangs. Bien qu'il soit conseillé d'effectuer les traitements phytosanitaires au lever du soleil, il serait intéressant d'élargir notre étude aux cas d'atmosphère instables et stables en tenant compte de la stratification thermique de l'atmosphère dans le modèle ;
- L'évaporation des gouttelettes de pesticides n'a pas été prise en compte dans notre modélisation. Or, l'évaporation est une autre voie de pertes de pesticide dans l'atmosphère. Il serait donc intéressant d'en tenir compte dans la modélisation en considérant la thermodynamique de l'air ambiant et la nature du pesticide ;
- Dans notre expérimentation sur la dispersion, les flux verticaux ont été mesurés avec une technique consistant à mesurer les dépôts sur la surface cylindrique des fils collecteurs. Lorsque les fils sont montés au-dessus des parcelles, il existe une source d'incertitude sur l'estimation de la perte sèche dans l'atmosphère. En effet, les pertes mesurées avec cette

méthode ne traduisent pas forcément la quantité de pesticide perdue dans l'atmosphère, mais elle contient aussi la masse de pesticide qui retombe. L'incertitude devrait être plus grande plus les fils sont proches du sommet de la vigne. Pour une estimation du flux net vers l'atmosphère, il serait intéressant de mettre au point une méthode de mesure basée sur le bilan. On pourrait, par exemple, imaginer un dispositif de plaques minces rectangulaires dont les deux facettes sont couvertes de feuilles collectrices. Les plaques seraient disposées parallèlement au sol, le dépôt sur la feuille inférieure représenterait le flux vers l'atmosphère et le dépôt sur la feuille supérieure représenterait le flux vers le sol. La différence entre les deux flux traduirait ainsi le flux net (perte sèche) vers l'atmosphère sous forme d'aérosol. Toutefois, ces plaques devraient rester aussi petites que possible afin de ne pas perturber l'écoulement ;

- Dans l'expérimentation sur la dispersion, à l'extérieur de la parcelle sont mesurés uniquement les dépôts pour le passage du pulvérisateur dans un seul rang. Or, il aurait été souhaitable de mesurer les flux de pesticide convectés horizontalement par le vent et les jets d'air du pulvérisateur en disposant une grille de fils collecteurs horizontaux sur un plan vertical au sol et parallèlement au rang de vigne. Ce genre de montage devrait permettre de quantifier la quantité de pesticide convectée à partir de la parcelle sous forme d'aérosol et la validation de la dispersion à l'échelle de la parcelle. Dans ce cas, les dépôts sur les fils seraient bien représentatifs des flux réels convectés à l'extérieur de la parcelle et l'incertitude existant dans le cas des fils au sommet de la vigne ne devrait pas se poser ;
- Les échelles spatiales étudiées dans cette thèse vont de l'échelle des rangs et du pulvérisateur jusqu'à la centaine de mètres. L'échelle des rangs nous a permis de faire une inter-comparaison de l'expérimentation à la modélisation concernant les pertes verticales. Cependant on s'est heurté à quelques lacunes dans l'expérimentation pour la validation définitive. Si l'on situe nos travaux par rapport au modèle de complexité réduite DriftX développé au Cemagref de Montpellier, ils se positionnent au niveau 1 et 2 dans la hiérarchie verticale du modèle DriftX. Il serait donc intéressant d'utiliser ce modèle pour à la fois le tester par rapport à d'autres types de pulvérisateurs, et comparer ses prédictions à nos résultats expérimentaux et de simulation. Pour la prédiction des niveaux d'exposition à l'échelle régionale, l'approche lagrangienne couplée avec ARPS devrait permettre le développement de cartographies de concentration à l'échelle régionale avec une caractérisation de la source à l'échelle parcellaire. Le niveau trois de la plateforme DriftX consacré à la dispersion à l'échelle régionale utilise une approche gaussienne. Il serait alors intéressant de partager des scénarios de mesure et d'observation qui pourraient servir à la fois à la mise en application et la validation du modèle ARPS pour la dispersion

à l'échelle régionale et l'inter-comparaison avec les prédictions du modèle DriftX pour certaines configurations topographiques ;

- Pour finir, le modèle qui a été développé ici pourrait être appliqué à d'autres types de particules. On peut penser notamment à la dispersion de spores dans une parcelle de vigne pour des thématiques liées à la propagation de maladies. Dans ces conditions, les spores se dispersent dans la vigne de pied à pied et de rang en rang par des processus turbulents. Il serait donc tentant d'utiliser le modèle pour l'étude de la dispersion de ce genre de particules et étudier les scénarios de contamination des parcelles en relation avec leurs aménagements en vue d'un traitement préventif plutôt que curatif et de réduire la fréquence des recours aux pesticides.

Annexe

1 Complément théorique sur les jets

1.0.1 Les équations de jets

Comme tout autre écoulement, la dynamique des jets est gouvernée par les équations de Naviers-Stokes. Pour un jet turbulent rond, les équations dynamiques du jet en coordonnées cylindriques s'obtiennent par la décomposition de Reynolds des composantes de la vitesse (décomposition au sens temporel du terme). En turbulence stationnaire et pour des valeurs de Reynolds Re élevées, les équations de mouvement moyennées dans le temps sont données par, [Hussein et al \(1994\)](#)

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial \bar{u}\bar{u}}{\partial x} + \frac{1}{r} \frac{\partial r\bar{u}\bar{v}}{\partial r} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} - \frac{\partial \overline{u'u'}}{\partial x} - \frac{1}{r} \frac{\partial r\overline{u'v'}}{\partial r} \\ \frac{\partial \bar{v}\bar{u}}{\partial x} + \frac{1}{r} \frac{\partial r\bar{v}\bar{v}}{\partial r} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial r} - \frac{1}{r} \frac{\partial r\overline{v'v'}}{\partial r} - \frac{\partial \overline{u'v'}}{\partial x} \\ \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{1}{r} \frac{\partial r\bar{v}}{\partial r} = 0 \end{array} \right. \quad (1)$$

où les équations du système 1 représentent respectivement les équations de conservation de quantité de mouvement dans les directions longitudinale et radiale, et la conservation de la masse.

En tenant compte de l'équation de conservation de la masse, l'équation de conservation de la quantité de mouvement suivant x s'écrit de la façon suivante :

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial r} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} - \frac{\partial \overline{u'u'}}{\partial x} - \frac{1}{r} \frac{\partial r\overline{u'v'}}{\partial r} \quad (2)$$

L'équation 2 permet de dériver l'équation de la couche limite du jet rond sous certaines hypo-

thèses concernant les couches limites turbulentes planes :

1. Dans la région auto-similaire, l'écoulement du jet turbulent partage les mêmes propriétés que la couche limite turbulente plane, leur largeur δ est très petite devant la distance x dans la direction de l'écoulement ;
2. Le gradient de vitesse au travers de la couche limite est plus important que dans la direction de l'écoulement ;

Sous ces hypothèses, l'ordre de grandeur des termes de l'équation 2, comme dans (Tennekes and Lumley, 1972), obéit à ces inégalités :

$$\frac{\partial}{\partial x} \approx \frac{1}{L_x} \ll \frac{\partial}{\partial r} \approx \frac{1}{L_r} \quad (3)$$

où L_x et L_r sont respectivement des échelles de longueur dans les directions de l'écoulement (x) et radiale (r). De plus, l'échelle de la vitesse axiale \bar{u} est U_{L_x} et l'échelle de la vitesse radiale \bar{v} se déduit de l'équation de continuité dans le système 1, $\bar{v} = U_{L_x} \frac{L_r}{L_x}$. Les termes liés aux fluctuations turbulentes u'_i sont dans une échelle de l'amplitude des fluctuations turbulentes U_t , $\overline{u'_i u'_j} = U_t^2$. Avec cette analyse d'ordre de grandeur, l'équation de couche limite turbulente du jet, en négligeant les termes d'ordre de grandeur trop petit, prend cette nouvelle forme :

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial r} = -\frac{1}{r} \frac{\partial r \overline{u'v'}}{\partial r} \quad (4)$$

Cette équation de couche limite considère que le champ de pression autour du jet est constant. Le terme $\overline{u'v'}$ est la contrainte de Reynolds qui traduit le transfert radial de la quantité de mouvement. Pour résoudre cette équation de couche limite, l'équation doit être fermée en utilisant un des schémas de fermeture.

1.0.2 Auto-similarité de l'écoulement de jet

Plus loin de la source, l'écoulement de jet turbulent garde la même structure en se déplaçant le long de son axe, il est donc auto-similaire. Dans cette région, lorsque les vitesses et les distances sont adimensionnées par des échelles appropriées, la structure de l'écoulement devient identique quelle que soit la position le long de l'axe du jet (Carazzo et al, 2006; Hinze, 1975).

Par conséquent, les champs d'écoulement sont décrits par ce formalisme :

$$\begin{cases} \bar{u}(r, x) = U_{L_x}(x) f(\phi) \\ -\bar{u}'\bar{v}' = U_t^2(x) h(\phi) \\ \phi = \frac{r}{L_r(x)} \end{cases} \quad (5)$$

L'échelle de vitesse U_{L_x} est souvent considérée comme la vitesse du jet à son axe, alors que l'échelle de longueur L_r est prise comme la distance radiale à laquelle la vitesse du jet est la moitié de sa vitesse sur l'axe, soit le demi-rayon du jet. Si on introduit la fonction de courant ψ qui vérifie l'équation de continuité telle que :

$$\begin{cases} \bar{u} = \frac{1}{r} \frac{\partial \psi}{\partial r} \\ \bar{v} = -\frac{1}{r} \frac{\partial \psi}{\partial x} \end{cases} \quad (6)$$

La condition d'auto-similarité appliquée à la fonction de courant donne la description de l'écoulement par :

$$\begin{cases} \psi(r, x) = U_{L_x}(x) L_r^2(x) F(\phi) \\ f(\phi) = F'(\phi)/(\phi) \end{cases} \quad (7)$$

La substitution de la fonction de courant ψ dans l'équation 6 donne l'expression de la vitesse longitudinale \bar{u} ,

$$\begin{cases} \bar{u} = U_{L_x} \frac{F'(\phi)}{\phi} = U_{L_x} f(\phi) \\ \bar{v} = U_{L_x} \frac{\partial L_r}{\partial x} \left(F'(\phi) - \frac{F(\phi)}{\phi} \right) \end{cases} \quad (8)$$

La normalisation de $f(\phi)$ par $f(0) = 1$ impose que l'échelle de vitesse U_{L_x} soit la vitesse du jet à l'axe. Le long de l'axe du jet la quantité de mouvement distribuée sur les plans perpendiculaires se conserve et elle vaut :

$$q = 2\pi \int_0^\infty \bar{u}^2 r \, dr = 2\pi U_{L_x}^2 L_r^2 \int_0^\infty \phi f^2(\phi) d\phi \quad (9)$$

Pour que la quantité de mouvement q se conserve il faut que $U_{L_x} L_r$ soit constant. La substitution des expressions de la vitesse 8 dans l'équation de la couche limite 4, en tenant

compte du fait que $U_{L_x} L_r$ est constant et après quelques manipulations on obtient :

$$-\frac{U_{L_x}^2}{U_t^2} \frac{dL_r}{dx} \left\{ \left(\frac{F'}{\phi} \right)^2 + \frac{F}{\phi} \frac{d}{d\phi} \left(\frac{F'}{\phi} \right) \right\} = \frac{1}{\phi} \frac{d(\phi h(\phi))}{d\phi} \quad (10)$$

Pour que le jet admette une solution auto-similaire, il faut que le rapport $\frac{U_{L_x}^2}{U_t^2} \frac{dL_r(x)}{dx}$ soit constant. Or, il est généralement admis que l'échelle de la vitesse turbulente U_t est la même que l'échelle de la vitesse longitudinale U_{L_x} (Tennekes and Lumley, 1972), d'où la condition d'auto-similarité :

$$\frac{dL_r}{dx} = K \quad (11)$$

La valeur de la constante K représente le taux d'expansion radiale du jet. Donc dans la région auto-similaire le jet reste confiné dans un volume conique. La valeur de la constante K doit satisfaire la contrainte sur la quantité de mouvement transportée par le jet, elle est en conséquence universelle. Toutefois, il existe une controverse autour de l'universalité de cette constante dans la zone auto-similaire. Certains auteurs arguent que la structure de l'écoulement dépend des conditions initiales du jet à l'entrée (George, 1989). L'effet des conditions de jet à l'entrée a été étudié numériquement et expérimentalement par Boersma et al (1998) et Antonia and Zhao (2001).

En même temps que le jet progresse dans la direction x et en s'étendant radialement, la vitesse du jet à son axe U_{L_x} subit une extinction. La condition de conservation de la quantité de mouvement, $U_{L_x} L_r = Cste$ combinée avec la relation 11 donne l'allure de variation de la vitesse horizontale du jet :

$$U_{L_x} = \frac{Cste}{K(x - x_0)} \quad (12)$$

où K est le taux d'expansion dans la direction radiale et x_0 est l'origine fictive du début de la zone auto-similaire. En utilisant la simulation numérique directe (DNS), Boersma et al (1998) ont proposé ce modèle d'extinction du jet le long de son axe,

$$\frac{U_0}{U_{(r=0)}} = \frac{1}{B_u} \left[\frac{x}{D} - \frac{x_0}{D} \right] \quad (13)$$

où D est le diamètre du jet à l'entrée du domaine. Le facteur d'extinction B_u vaut entre 5.7 et 6.1 pendant que l'origine de la zone auto-similaire x_0 varie entre $3D$ et $4D$. Concernant la variation radiale de la vitesse, en turbulence homogène et isotrope la variation de la vitesse

horizontale \bar{u} est donnée par la fonction gaussienne ([Klein et al, 2003](#)) :

$$\frac{\bar{u}}{U_{L_x}} = \exp \left\{ -K_u \left(\frac{r}{L_r} \right)^2 \right\} \quad (14)$$

où U_{L_x} et L_r sont respectivement la vitesse à l'axe du jet et le demi-rayon du jet. Par simulation numérique, [Boersma et al \(1998\)](#) ont trouvé que le facteur K_u vaut 76.1, alors que [Panchapakesan and Lumley \(1993\)](#) ont trouvé dans leur expériences sur les jets d'air une valeur de 75.

Références bibliographiques

- Allain, Y. M. and G. Grivault. 2010, «Interdiction des épandages aériens de produits phyto-pharmaceutiques sauf dérogations : situation actuelle propositions de mise en oeuvre des dérogations», Tech. Rep., CGEDD et CGAAER.
- Aloysius, S. S. and L. C. Wrobel. 2009, «Large eddy simulation of plume dispersion behind an aircraft in the take-off phase», *Environ. Fluid. Mech.*, vol. 9, pp. 457–470.
- Antonia, R. A. and Q. Zhao. 2001, «Effect of initial conditions on a circular jet», *Experiments in Fluids*, vol. 31, pp. 319–323.
- Arystanbekova, N. K. 2004, «Application of gaussian plume models for air pollution simulation at instantaneous emissions», *Mathematics and Computers in Simulation*, vol. 67, pp. 451–458.
- Aylor, D. E. 1982, «Modelling spore dispersal in a barely crop», *Agric. Meteorol.*, vol. 27, pp. 217–232.
- Aylor, D. E. 1999, «Biophysical scaling and the passive dispersal of fungus spores : relationship to integrated pest management strategies.», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 97, pp. 275–292.
- Aylor, D. E. and F. J. Ferrandino. 1989, «Dispersion of spores release from an elevated line source within a wheat canopy», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 46, pp. 251–273.
- Aylor, D. E. and T. K. Flesch. 2001, «Estimating spore release rates using a lagrangian stochastic simulation model», *Journal of Applied Meteorology*, vol. 40 (7), pp. 1196–1208.

Références bibliographiques

- Bache, D. H. 1979a, «Particle transport within plant canopies. I. A framework for analysis», *Atmos. Environ.*, vol. 13, pp. 1257–1262.
- Bache, D. H. 1979b, «Particle transport within plant canopies. II. Prediction of deposition velocities», *Atmos. Environ.*, vol. 13, pp. 1681–1687.
- Baetens, K., Q. T. Ho, D. Nuyttens, M. De Schampheleire, A. Melese Endalew, M. L. A. T. M. Hertog, B. Nicolai, H. Ramon and P. Verboven. 2009, «A validated 2-D diffusion-advection model for prediction of drift from ground boom sprayers», *Atmos. Environ.*, vol. 43, pp. 1674–1682.
- Bailey, B. N., R. Stoll, W. Mahaffee and E. Pardyjak. 2010, «The impact of canopy geometry on particle dispersion gradient in sparse agricultural canopies», in *29 conférence on agricultural and forest meteorology*.
- Bakker, J., L. J. Brandes, H. A. den Hollander, D. van de Meent and J. Struijs. 2003, «Validating SimpleBox-Computed Steady-state Concentration Ratios», Tech. Rep. 607220010, National Institute of public health and the environment (RIVM), The Netherlands.
- Baldocchi, D. D. and B. A. Hutchison. 1988, «Turbulence in an almond orchard : Spatial variations in spectra and coherence», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 42, pp. 293–311.
- Baldocchi, D. D. and T. P. Meyers. 1988, «Turbulence structure in a deciduous forest», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 43, pp. 345–364.
- Baschet, J. F. and L. Pingault. 2009, «La réduction des usages de pesticides : le plan Ecophyto 2018. Le rôle des indicateurs d'utilisation pour évaluer l'atteinte des objectifs», Tech. Rep. 04, Ministère de l'agriculture et de la pêche.
- Basrur, S. V. 2002, «Lawn and garden pesticides : A review of human exposure and health effects research», Tech. Rep., Toronto public health.
- Bedos, C., P. Cellier, R. Calvet and E. Barriuso. 2002, «Occurrence of pesticides in the atmosphere in France», *Agronomie*, vol. 22, pp. 35–49.
- Bird, S. L., S. G. Perry, S. L. Ray and M. E. Teske. 2002, «Evaluation of the AgDisp aerial spray algorithms in the AgDrift model», *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21,3, pp. 672–681.

- Boersma, B., G. Brethouwer and F. T. M. Nieuwstadt. 1998, «A numerical investigation on the effect of the inflow conditions on the self-similar region of a round jet», *Phys. Fluids*, vol. 10,4, pp. 899–909.
- Boussinesq, J. 1885, «Sur la résistance qu'oppose un liquide indéfini en repos sans pesanteur, au mouvement varié d'une sphère solide qu'il mouille sur toute sa surface, quand les vitesses restent bien continues et assez faibles pour que leur carrés et produits soient négligeables», *C. R. Acad. Sci.*, vol. 100, pp. 935–937.
- Bozon, N., B. Mohammadi and C. Sinfort. 2008, «Similitude and non symmetric geometry for dispersion modelling», in *e-STA, special issue STIC and environment*, 5(2).
- Bozon, N., C. Sinfort and B. Mohammadi. 2010, «A GIS-based atmospheric dispersion model», *Journal Européen des Systèmes Automatisés. Numéro spécial "Traitement de l'information et Environnement"*, vol. 44(4), pp. 445–461.
- Brun, J. M. 2007, *Modèle à complexité réduite de transport pour applications environnementales*, Ph.D. thesis, Université Montpellier 2. Sciences et techniques.
- Brunet, Y. and M. R. Irvine. 2000, «The control of coherent eddies in vegetation canopies : streamwise structure spacing, canopy shear scale and atmospheric stability.», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 94, pp. 139–163.
- Brutsaert, W. H. 1982, «Evaporation into the atmosphere», *D. Reidel, Norwell, Mass.*, vol. 199, p. pp.
- Bussereau, D. 2006, <http://www.legifrance.gouv.fr>. *JORF n°219 du 21 septembre 2006 page 13919*. URL <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000425570>.
- Callander, B. A. and M. H. Unsworth. 1983, *Agric. Meteorol.*, vol. 28, pp. 109–127.
- Carazzo, G., E. Kaminski and S. Tait. 2006, «The route to self-similarity in turbulent jets and plumes», *Fluid Mech.*, vol. 547, pp. 137–148.
- Celen, I. H., S. Ann and M. R. Durgut. 2008, «The effect of the air blast sprayer speed on the chemical distribution in vineyard», *Pak. J. Biol. Sci.*, vol. 11, pp. 1472–1476.
- Chamberlain, A. C. 1953, «Aspects of travel and deposition of aerosol and vapor clouds», Tech. Rep. A.E.R.E. HP/R1261, Her Majesty's Stationery Office, London.

Références bibliographiques

- Chamberlain, A. C. 1975, *Vegetation and the atmosphere*, (J. L. Monteith, ed.), Vol., 1, pp. 155-201. Academic Press, New York.
- Chao, H. P., J. F. Lee, C. K. Lee and H. C. Huang. 2005, «An alternative method for predicting organic solute volatilization rates under gas and liquid turbulence», *Chemosphere*, vol. 59, pp. 711–720.
- Clark, T. 2003, «Pesticides in perspective : Pesticide concentrations in air and precipitation in the Netherlands», *Environ. Monit.*, vol. 5, pp. 77–80.
- Cleugh, H. A., J. M. Miller and M. Bohm. 1998, «Direct mechanical effects of wind on crops», *Agroforestry Syst.*, vol. 41, pp. 85–112.
- Clift, R., J. R. Grace and M. E. Weber. 1978, «Bubbles, drops and particles», in *Academic press*.
- Contreras, W. A., D. Ginestar, L. C. Paraiba and R. Bru. 2008, «Modelling the pesticide concentration in a rice field by a level IV fugacity model coupled with a dispersion-advection equation», *Computers and Mathematics with Applications*, vol. 56, pp. 657–669.
- CORPEN. 2007, «Pesticide in air : Origin, survey and practical recommendations in agriculture», Tech. Rep., Group Air PHYT.
- Craig, I. P. 2004, «The GDS model- A rapid computational technique for the calculation of aircraft spray drift buffer distances», *Computers and electronics in Agricultural*, vol. 43, pp. 235–250.
- Creyer, S. A. and I. J. van Wesenbeeck. 2001, «Predicted 1,3-Dichloropropene air concentrations resulting from tree and vine applications in California», *Environ. Qual.*, vol. 30, pp. 1887 – 1895.
- Cross, J. V., P. J. Walklate, R. A. Murray and G. M. Richardson. 2001, «Spray deposits and losses in different sized apple trees from an axial fan orchard sprayer : Effects of spray quality», *Crop Protection*, vol. 20, pp. 333–343.
- Cryer, A. S. 2005, «Predicting soil fumigant air concentrations under regional and diverse agronomic conditions», *Environ. Qual.*, vol. 34, pp. 2197–2207.
- Csanady, G. T. 1963, «Turbulent diffusion of heavy particles in the atmosphere», *Atmos. Sci.*, vol. 20, pp. 201–208.

- Davidson, C. and Y. Wu. 1999, *Dry deposition of particles and vapors*. p. 103-216. In : S.E. Lindberg, A.L. Page, and S.A. Norton (Eds.) *Acidic precipitation, Vol. 3 : sources, deposition, and canopy interactions*. Springer- Verlag, New York.
- Delele, M. A., P. Jaeken, C. Debaer, K. Baetens, M. Endalew, H. Ramon, B. M. Nicolai and P. Verboven. 2007, «CFD prototyping of an air-assisted orchard sprayer aimed at drift reduction», *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 55, pp. 16–27.
- Devesa, A., J. Moreau, J. Helie and P. Poinso. 2004, «Large Eddy Simulations of jet / tumble interaction in a GDI model engine flow», Tech. Rep. TR/CFD/04/8, Cefacs, Toulouse.
- Devillers, J., S. Bintein and W. Karcher. 1995, «Chemfrance : A regional level III fugacity model applied to France», *Chemosphere*, vol. 30, 3, pp. 457–476.
- van Dop, H., F. T. M. Nieuwstadt and J. C. R. Hunt. 1985, «Random walk models for particle displacements in inhomogeneous unsteady turbulent flows», *Phys. Fluids*, vol. 28, 6, pp. 1639–1653.
- Drobinsky, P. and R. C. Foster. 2003, «On the origin of near-surface streaks in the neutrally stratified planetary boundary layer», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 108, p. 247256.
- Dupont, S. and Y. Brunet. 2008a, «Edge flow and canopy structure : A large-eddy simulation study», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 126, pp. 51–71.
- Dupont, S. and Y. Brunet. 2008b, «Influence of foliar density profile on canopy flow : A large-eddy simulation study», *Agric. and For. Meteorol.*, vol. 148, pp. 976–990.
- Dupont, S. and Y. Brunet. 2009, «Coherent structures in canopy edge flow : A large-eddy simulation study», *Fluid Mech.*, vol. 630, pp. 93–128.
- Dupont, S., Y. Brunet and J. J. Finnigan. 2008, «Large-eddy simulation of turbulent flow over a forested hill : Validation and coherent structure identification», *Roy. Meteorol. Soc.*, vol. 134, pp. 1911–1929.
- Dupont, S., Y. Brunet and N. Jarosz. 2006, «Eulerian modelling of pollen dispersal over heterogeneous vegetation canopies», *Agric. and For. Meteorol.*, vol. 141, pp. 82–104.
- Elbaz, A., J. Clavel, P. J. Rathouz, F. Moisan, J. P. Galanaud, B. Delemotte, A. Alperovitch and C. Tzourio. 2009, «Professional exposure to pesticides and parkinson disease», *Annals of Neurology*, vol. 66, no. 4, pp. 494–504.

Références bibliographiques

- Endalew, A. M. et al. 2010, «A new integrated CFD modelling approach towards air-assisted orchard spraying-Part II : Validation for different sprayer types», *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 71, pp. 137–147.
- Ferrari, F., M. Klein, E. Capri and M. Trevisan. 2005, «Prediction of pesticide volatilization with PELMO 3.31», *Chemosphere*, vol. 60, pp. 705 – 713.
- Finnigan, J. 2000, «Turbulence in plant canopies», *Fluid Mech.*, vol. 32, pp. 519–571.
- Finnigan, J. J. and Y. Brunet. 1995, *Turbulent airflow in forests on flat and hilly terrain*, Wind and trees, Cambridge University Press, 3-40 pp..
- Flesch, T. K., J. D. Wilson and E. Yee. 1995, «Backward time lagrangian stochastic dispersion models and their application to estimate gaseous emissions», *Journal of applied meteorology*, vol. 34, pp. 1320–1332.
- FOCUS(2008). 2008, «Pesticides in air : Considerations for exposure assesement», Tech. Rep., FOCUS working group on pesticides in air, EC Document Reference SANCO/10553/2006.
- Fox, R. D., R. C. Derksen, H. Zhu, R. D. Brazee and S. A. Svensson. 2008, «A history of air-blast sprayer development and future prospects», *ASABE*, vol. 51, pp. 405–410.
- Garmouma, M., M. Blanchard, A. Chesterikoff, P. Ansart and M. Chevreuil. 1997, «Seasonal transport of herbicides (triazines and Phenylureas) in a small stream draining an agricultural Basin : Mélarchez (France)», *Wat. Res.*, vol. 31,6, pp. 1489–1503.
- George, W. K. 1989, *Self-preservation of turbulent flows and its relation to initial conditions and coherent structures*, Turbulence, Springer, Berlin.
- Gil, Y. and C. Sinfort. 2005, «Emission of pesticides to the air during sprayer application : A bibliographic review», *Atmos. Environ.*, vol. 39, no. 28, pp. 5183–5193.
- Gil, Y., C. Sinfort, S. Guillaume, Y. Brunet and B. Palagos. 2008, «Influence of micrometeorological factors on pesticide loss to the air during vine spraying : Data analysis with statistical and fuzzy inference models», *Biosystems Engineering*, vol. 100, p. 184–197.
- Gil, Y., C. Sinfort, S. Guillaume, Y. Brunet, V. Polveche and B. Bernard. 2007, «Atmospheric loss of pesticides above an artificial vineyard during air-assisted spraying», *Atmos. Environ.*, vol. 41, pp. 2945–2957.

- Gouriéroux, A. 2002, *Mise en place du feuillage : évolution de l'interception du rayonnement solaire et de la photosynthèse du rang de vigne*, Master's thesis, Ecole nationale d'ingénieurs des travaux agricoles de Bordeaux.
- Graham, D. I. 1996, «An improved eddy interaction model for numerical simulation of turbulent particle dispersion», *Fluids Eng.*, vol. 118, pp. 819–823.
- Granier, L. K. and M. Chevreuil. 1997, «Behaviour and spatial and temporal trend variation of polychlorinated biphenyls and lindane in the urban atmosphere of the Paris area, France», *Atmos. Environ.*, vol. 31,22, pp. 3787–3802.
- Gryning, S. E., A. P. van Ulden and S. E. Larsen. 1983, «Dispersion from a continuous ground-level source investigated by a k model», *Roy. Meteorol. Soc.*, vol. 109, pp. 355–364.
- Ham, J. M. and G. J. Kluitenberg. 1993, «Positional variation in the soil energy balance beneath a row-crop canopy», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 63, pp. 73–92.
- Hanna, S. R., G. A. Briggs and R. P. Hosker. 1982, «Handbook on atmospheric diffusion», Tech. Rep., U.S. Dep. of Energy, Oak Ridge, TN.
- Hansen, K. M., J. H. Christensen, J. Brandt, L. M. Frohn and C. Geels. 2004, «Modelling atmospheric transport of alpha-hexachlorocyclohexane in the northern hemisphere with a 3-D dynamical model : DEHM-POP», *Atmo. Chem. Phys.*, vol. 4, pp. 1125–1137.
- Hatton, T. J. and H. Wu. 1995, «Scaling theory to extrapolate individual tree water use to stand water use», *Hydrol. Proc.*, vol. 9, pp. 527–540.
- Heilman, J. L., K. J. McInnes, M. J. Savage, R. W. Gesch and R. J. Lascano. 1994, «Soil and canopy energy balances in a west Texas vineyard», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 71, pp. 99–114.
- van Hemmen, J. J., K. E. van der Jagt and D. H. Brouwer. 2006, *Assessment of post application exposure to pesticides in agriculture*, vol. 19, Humana Press, Totowa, NJ, 149-164 pp..
- Hicks, B. B. 1973, «Eddy flux over a vineyard», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 12, pp. 203–215.
- Hinze, J. O. 1975, *Turbulence*, McGraw-Hill, New York.
- Holterman, H. J., J. C. van de Zande, H. A. G. Porskamp and J. F. M. Huijsmans. 1997, «Modelling spray drift from boom sprayers», *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 19, pp. 1–22.

Références bibliographiques

- Van den Hurk, B. J. J. M. 1995, *Sparse canopy parametrization for meteorological models*, Ph.D. thesis, Dept. of meteorology, WAU, Wageningen, The Netherlands.
- Hussein, H. J., S. P. Capp and W. K. George. 1994, «Velocity measurements in a high Reynolds number, momentum-conserving, axisymmetric, turbulent jet», *Fluid Mech.*, vol. 258, pp. 31–76.
- Jantunen, L., T. Harner, J. Wideman, T. Bidleman and W. Parkhurst. 1999, «Air-water gas exchange of toxaphene and chiral pesticides in lake superior», in *Persistent, bioaccumulative, toxic chemicals. Fate and behavior, Part 2*.
- Jarvis, N. J. 1995, «Simulation of soil water dynamics and herbicide persistence in a silt loam soil using the MACRO model», *Ecol. Model.*, vol. 81, pp. 97–109.
- Jury, W. A., W. F. Spencer and W. J. Farmer. 1983, «Behavior Assesment Model for trace organics in soil : I. Model description», *Environ. Qual.*, vol. 12, pp. 558–564.
- Kaimal, J. C. and J. Finnigan. 1994, *Atmospheric Boundary Layer Flows*, Oxford University Press.
- Klein, M. 1995, «PELMO : Pesticide Leaching Model, Users Manual Version 2.01. Fraunhofer-Institute for Environmental Chemistry and Ecotoxicology, Schmallenberg, Germany», .
- Klein, M., A. Sadiki and J. Janicka. 2003, «A digital filter based generation of inflow data for spatially developing direct numerical or large eddy simulations», *Journal of Computational Physics*, vol. 186, pp. 652–665.
- Klein, M. et al. 1997, «Validation of the pesticide leaching model using lysimeter studies performed for registration», *Chemosphere*, vol. 35, 11, pp. 2563–2587.
- Klemp, J. B. and R. B. Wilhelmson. 1978, «The simulation of threedimensional convective storm dynamics», *Atmos. Sci.*, vol. 35, pp. 1070–1096.
- Kolmogorov, A. N. 1941, «Energy dissipation in locally isotropic turbulence», *Doklady ANSSSR*, vol. 32, pp. 19–21.
- Kuang, Z., L. L. McConnell, A. Torrents, D. Meritt and S. Tobash. 2003, «Atmospheric deposition of pesticides to an agricultural watershed of the chesapeake bay», *Environ. Qual.*, vol. 32,5, no. 5, pp. 1611–1622.

- Launiainen, S. et al. 2007, «Vertical variability and effect of stability on turbulence characteristics down to the floor of a pine forest», *Tellus*, vol. 59, pp. 919–936.
- Legg, B. J. and F. A. Powell. 1979, «Spore dispersal in a barley crop. A mathematical model», *Agric. Meteorol.*, vol. 20, pp. 47–67.
- Leistra, M., J. H. Smelt and F. van den Berg. 2005, «Measured and computed volatilisation of the fungicide fenpropimorph from a sugar beet crop», *Pest. Manag. Sci.*, vol. 61, pp. 151–158.
- Mackay, D., E. Webster, I. Cousins, T. Cahill, K. Foster and T. Gouin. 2001, «An introduction to multimedia models», Tech. Rep., Background paper for OECD Workshop Ottawa.
- Mahrt, L., J. Sun, W. Blumen, T. Delany and S. Oncley. 1998, «Nocturnal boundary-layer regimes», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 88, pp. 255–278.
- Maitani, T. and R. H. Shaw. 1990, «Joint probability analysis of momentum and heat fluxes at a deciduous forest», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 52, pp. 283–300.
- Majewski, M. S., W. T. Foreman and D. A. Goolsby. 2000, «Pesticides in the atmosphere of the Mississippi River Valley, part I rain», *The Science of the Total Environment*, vol. 248, pp. 201–212.
- Massman, W. J. 1997, «An analytical one-dimensional model of momentum transfer by vegetation of arbitrary structure.», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 83, pp. 407–421.
- Massman, W. J. and J. C. Weil. 1999, «An analytical one-dimensional second order closure model of turbulence statistics and the lagrangian time scale within and above plant canopies of arbitrary structure», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 91, pp. 81–107.
- Maxey, R. and J. Riley. 1983, «Equation of motion of small rigid sphere in a nonuniform flow», *Phys. Fluids*, vol. 26, 4, pp. 883–889.
- May, K. R. and R. Clifford. 1967, «The impaction of aerosol particles on cylinders, spheres, ribbons and discs.», *Ann. Occup. Hyg.*, vol. 10, pp. 83–95.
- Mayer, D., J. Reiczigel and F. Rubel. 2008, «A lagrangian particle model to predict the airborne spread of foot-and-mouth disease virus», *Atmos. Environ.*, vol. 42, pp. 466–479.
- McCartney, H. A. 1994, «Dispersal of spores and pollen from crops», *Grana*, vol. 33, pp. 76–80.

Références bibliographiques

- McCartney, H. A. and B. D. L. Fitt. 1985, *Construction of dispersal models*, chap. 5, Academic Press, INC, pp. 107–139.
- Mendez, E. and L. J. Dawson. 2006, «Iodomethane : revised hed human health risk assessment», Tech. Rep., DP Barcode : D325080, PC Code : 000011, USEPA, D.C. 20460, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances.
- Moeng, C. and J. C. Wyngaard. 1988, «Spectral analysis of large-eddy simulations of the convective boundary layer», *Atmos. Sci.*, vol. 45, pp. 3573–3587.
- Mohammadi, B. and J. M. Brun. 2006, «Similitude généralisée et modélisation à complexité réduite», *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences Mécaniques*, vol. 334, pp. 634–638.
- Mokeba, M. L., D. W. Salt, B. E. Lee and M. G. Ford. 1997, «Simulating the dynamics of sprays droplets in the atmosphere using ballistic and random-walk model combined», *Wind engineering and industrial aerodynamics*, vol. 67&68, pp. 923–933.
- Nagayama, J., H. Tsuji, T. Iida, R. Nakagawa, T. Matsueda, H. Hirakawa, T. Yanagawa, J. Fukushige and T. Watanabe. 2007, «Immunologic effects of perinatal exposure to dioxins, PCBs and organochlorine pesticides in Japanese infants», *Chemosphere*, vol. 67, pp. 393–398.
- Novak, M. D., J. S. Warland, A. L. Orchansky and R. Ketler. 2000, «Wind tunnel and field measurements of turbulent flow in forests. Part I : Uniform thinned stands», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 95, pp. 457–495.
- Oliver, H. R. and K. J. Sene. 1992, «Energy and water balances of developing vines», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 61, pp. 167–185.
- Oseen, C. 1927, «Hydromechanik», *Leipzig : Akademische Verlag*.
- Ozkan, H. E., D. L. Reichard, H. Zhu and A. S. Babeir. 1995, «Drift retardant chemical effects on spray droplet size, pattern and drift», *Agri. Sci.*, vol. 7,2, pp. 131–140.
- Panchapakesan, N. R. and J. L. Lumley. 1993, «Turbulence measurements in axisymmetric jets of air and helium», *Fluid Mech.*, vol. 246, pp. 197–224.
- Panneton, B. and B. Lacasse. 2004, «Effect of air-assistance configuration on spray recovery and target coverage for a vineyard sprayer», *Canadian Biosystems Engineering*, vol. 46, pp. 1–18.

- Panneton, B., B. Lacasse and R. Theriault. 2005, «Penetration of spray in apple trees as a function of airspeed, airflow, and power for tower sprayers», *Canadian Biosystems Engineering*, vol. 47, pp. 13–20.
- Paraiba, L. C., L. P. de M. Plese, L. L. Foloni and J. M. Carrasco. 2007, «Simulation of the fate of the insecticide carbofuran in a rice field using a level IV fugacity model», *Spanish Journal of Agricultural Research*, vol. 5, 1, pp. 43–50.
- Patton, E. G. 1997, *Large-Eddy Simulation of Turbulent Flow Above and Within a Plant Canopy*, Ph.D. thesis, University of California at Davis.
- Patton, E. G., R. H. Shaw, M. J. Judd and M. R. Raupach. 1998, «Large-eddy simulation of windbreak flow», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 87, pp. 275–306.
- Petrelli, G. and I. Figa-Talamanca. 2001, «Reduction in fertility in male greenhouse workers exposed to pesticides», *European Journal of Epidemiology*, vol. 17, pp. 675 – 677.
- Piché, M., B. Panneton and R. Theriault. 2000, «Reduced drift from air-assisted spraying», *Canadian Agricultural Engineering*, vol. 42 (3), pp. 117–122.
- Pietri, L., A. Petroff, M. Amielh and F. Anselmet. 2009, «Turbulence characteristics within sparse and dense canopies», *Environ. fluid. Mech*, vol. 9, pp. 297–320.
- Poggi, D., A. Porporato and L. Ridolfi. 2004, «The effect of vegetation density on canopy sublayer turbulence», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 111, pp. 565–587.
- Pozorski, J., T. Wackawczyk and M. Iuniewski. 2007, «LES of turbulent channel flow and heavy particle dispersion», *Journal of Theoretical and Applied Mechanics*, vol. 45, pp. 643–657.
- Raupach, M. R. 1995, «Corrigenda», *Bound.-Layer Meteor.*, vol. 76, pp. 3003–3004.
- Raupach, M. R., P. R. Briggs, P. W. Ford, J. F. Leys, M. Muschal, B. Cooper and V. E. Edge. 2001a, «Endosulfan transport : I. Integrative assessment of airborne and waterborne pathways», *Environ. Qual*, vol. 30, pp. 714–728.
- Raupach, M. R., P. R. Briggs, P. W. Ford, J. F. Leys, M. Muschal, B. Cooper and V. E. Edge. 2001b, «Endosulfan transport : II. Modeling airborne dispersal and deposition by spray and vapor», *Environ. Qual.*, vol. 30, pp. 729–740.

Références bibliographiques

- Raupach, M. R., P. A. Copin and B. J. Legg. 1986, «Experiments on scalar dispersion within a model plant canopy. Part I : the turbulence structure», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 35, pp. 21–52.
- Raupach, M. R., J. J. Finnigan and Y. Brunet. 1996, «Coherent eddies and turbulence in vegetation canopies : The mixing layer analogy.», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 78, pp. 351–382.
- Raupach, M. R., D. E. Hughes and H. A. Cleugh. 2006, «Momentum absorption in rough-wall boundary layers with sparse roughness elements in random and clustered distributions», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 120, pp. 201–218.
- Raupach, M. R. and J. F. Leys. 1999, «The efficacy of vegetation in limiting spray drift and dust movement», Tech. Rep. 47, CSIRO land and water, Canberra, Australia.
- Richardson, B., H. Thistle, D. Thompson and S. Gous. 2007, «Validation of the SprayTrans model for prediction of long-range pesticide spray drift : progress report», Tech. Rep. 12324, The Joint Forces of CSIRO and SCION.
- Riou, C., P. Pieri and C. Valancogne. 1987, «Variation de la vitesse du vent à l'intérieur et au dessus d'une vigne», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 39, pp. 143–154.
- Ruzickova, P., J. Klanova, P. Cupr, G. Lammel and I. Holoubek. 2008, «An assesment of air-soil exchange of polychlorinated and Biphenyls and organochlorine pesticides across central and southern Europe», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, pp. 179–185.
- Sabbagh, C. and R. de Menthière. 2005, «Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux», Tech. Rep., INRA et Cemagref.
- Sauret, N., H. Wortham, J. P. Putaud and P. Mirabel. 2008, «Study of the effects of environmental parameters on the gas/particle partitioning of current-use pesticides in urban air», *Atmos. Environ.*, vol. 42, pp. 544–553.
- Sawford, B. L. and F. M. Guest. 1991, «Lagrangian statistical simulation of the turbulent motion of heavy particles», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 54, pp. 147–166.
- Scheyer, A., S. Morville, P. Mirabel and M. Millet. 2007, «Variability of atmospheric pesticide concentrations between urban and rural areas during intensive pesticide application», *Atmos. Environ.*, vol. 41, pp. 3604–3618.

- Scholtz, M. T., E. Voldner and B. J. McMillan, A. C. Van Heyst. 2002a, «A pesticide emission model (PEM) Part I : Model development», *Atmos. Environ.*, vol. 36, pp. 5005–5013.
- Scholtz, M. T., E. Voldner, B. J. Van Heyst, A. C. McMillan and E. Pattey. 2002b, «A pesticide emission model (PEM) Part II : Model evaluation», *Atmos. Environ.*, vol. 36, pp. 5015–5024.
- Schumann, U. 1991, «Subgrid length-scales for large-eddy simulation of stratified turbulence», *Theor. Comput. Fluid Dyn.*, vol. 2, pp. 279–290.
- Semeena, V. S., J. Feichter and G. Lammel. 2006, «Impact of the regional climate and substance properties on the fate and atmospheric long-range transport of persistent organic pollutants examples of DDT and gama-HCH», *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 6, pp. 1231–1248.
- Shaw, R. H. and U. Schumann. 1992, «Large-eddy simulation of turbulent flow above and within a forest», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 61, p. 4764.
- Sidahmed, M. M. and R. B. Brown. 2002, «Computer simulation of factors affecting drift from a forestry airblast sprayer», *Canadian Biosystems Engineering*, vol. 44, pp. 2.27–2.35.
- Siimes, K. and J. Kamari. 2003, «A review of available pesticide leaching models : Selection of models for simulation of herbicide fate in finish sugar beet cultivation», *Boreal Environment Research*, vol. 8, pp. 31–51.
- Skelsey, P., A. A. M. Holtslag and W. van der Werf. 2008, «Development and validation of a quasi-gaussian plume model for the transport of botanical spores», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 148, no. 8-9, pp. 1383–1394.
- Slinn, W. G. N. 1982, «Prediction for particle deposition to vegetative canopies», *Atmos. Environ.*, vol. 16, pp. 1785–1794.
- Smaranda, C. and M. Gavrilescu. 2008, «Migration and fate of persistent organic pollutants in the atmosphere- a modelling approach», *Environmental Engineering and Management*, vol. 7,6, pp. 743–761.
- Smit, A. A. M. F. R., F. van den Berg and M. Leistra. 1997, «Estimation method for the volatilization of pesticides from fallow soil, DLO Winand Staring Centre, Environmental Planning Bureau series 2, Wageningen, the Netherlands», .
- Smit, A. A. M. F. R., M. Leistra and F. van den Berg. 1998, «Estimation method for the volatilization of pesticides from plants, DLO Winand Staring Centre, Environmental Planning Bureau series 4, Wageningen, the Netherlands», .

Références bibliographiques

- Smith, K. S. 2005, «Tracer transport along and across coherent jets in two-dimensional turbulent flow», *Fluid Mech.*, vol. 544, pp. 133–142.
- Spijkerboer, H. P., J. Beniers, D. Jaspers, J. Schouten, H. J. and Goudriaan, R. Rabbinge and W. van der Werf. 2002, «Ability of the gaussian plume model to predict and describe spore dispersal over a potato crop», *Ecol. Model.*, vol. 155, pp. 1–18.
- Stier, P., J. Feichter, S. Kinne, E. Kloster, S. and Vignati, J. Wilson, L. Ganzeveld, I. Tegen, M. Werner, M. Schulz, O. Balkanski, Y. Boucher, A. Minikin and A. Petzold. 2005, «The aerosolclimate model ECHAM5-HAM», *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 5, pp. 1125–1156.
- Stokes, G. C. 1951, «On the effect of inertial friction of fluids on the motion of pendulums.», *Trans. Camb. Phil. Soc.*, vol. 9, pp. 8–106.
- Suarez, L. 2005, *PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones : Users Manual for Release 3.12.2. EPA/600/R-05/111, september 2005.*
- Sun, P., S. Backus, P. Blanchard and R. A. Hites. 2006, «Temporal and spatial trends of organochlorine pesticides in great lakes precipitation», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, pp. 2135–2141.
- Tarara, J. M., J. C. Ferguson, G. A. Hoheisel and J. E. Perez Pena. 2005, «Asymmetrical canopy architecture due to prevailing wind direction and row orientation creates an imbalance in irradiance at the fruiting zone of grapevines», *Agric. For. Meteorol.*, vol. 135, p. 144155.
- Tchen, C. M. 1947, *Mean value and correlation problems connected with the motion of small particles suspended in turbulent fluid*, Ph.D. thesis, Delft University, the Hague.
- Tennekes, H. and J. L. Lumley. 1972, *A First Course in Turbulence*, Mass MIT Press, Cambridge.
- Teske, M. E., S. L. Bird, D. M. Esterly, T. B. Curbishley, S. L. Ray and S. G. Perry. 2002, «AgDRIFT : A model for estimating near-field spray drift from aerial application», *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21,3, pp. 659–671.
- Teske, M. E. and H. W. Thistle. 2004, «Aerial application model extension into the far field», *Biosystems Engineering*, vol. 89, pp. 29–36.

- Thomson, D. J. 1987, «Criteria for the selection of stochastic models of particles trajectories in turbulent flows», *Fluid Mech.*, vol. 180, pp. 529–556.
- USEPA. 1995a, «Users guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models. Vol. I- Users instructions. EPA-454/B-95-003a, Sept. 1995. USEPA Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division, Research Triangle Park, NC.».
- Vallet, A., A. A. Burluka and R. Borghi. 2001, «Development of an eulerian model for the atomization of a liquid jet», *Atom. and Sprays*, vol. 11, p. 619642.
- Van Den Hout, K. D., D. J. Bakker and J. J. M. Berdowski. 1999, «The impact of atmospheric deposition on non-acidifying substances on the quality of european forest soils and the north sea», *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 109, pp. 357–396.
- Van Jaarsveld, J. A., W. A. J. Van Pul and F. A. A. M. De Leeuw. 1997, «Modeling transport and deposition of persistent organic pollutants in the european region», *Atmos. Environ.*, vol. 31,7, pp. 1011–1024.
- Van Ulden, A. P. 1978, «Simple estimates for vertical diffusion from sources near ground», *Atmos. Environ.*, vol. 12, no. 11, pp. 2125–2129.
- Vanclooster, M. 2003, «Apecop : Effective approaches for assessing the predicted environmental concentrations of pesticides.», Tech. Rep., Department of environmental sciences and land use planning, Université catholique de Louvain, Belgium.
- Verhoef, A. and A. F. G. McNaughton, K. G. Jacobs. 1997, «A parametrization of momentum roughness length and displacement height for a wide range of canopy densities», *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 1, pp. 81–91.
- Vinkovic, I. 2005, *Dispersion et mélange turbulents de particules solides et de gouttelettes par une simulation des grandes échelles et une modélisation stochastique lagrangienne. Application à la pollution de l'atmosphère*, Ph.D. thesis, L'école centrale de Lyon, école doctorale : Mega.
- Vinkovic, I., C. Aguirre, M. Ayrault and S. Simoens. 2006, «Large eddy simulation of the dispersion of solid particles in a turbulent boundary layer», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 121, pp. 283–311.

Références bibliographiques

- Wang, Q. and K. D. Squires. 1996, «Large eddy simulation of particle-laden turbulent channel flow», *Phys. Fluids*, vol. 8, 5, pp. 1207–1223.
- Wania, F. and D. Mackay. 1995, «A global distribution model for persistent organic chemicals», *The Science of the Total Environment*, vol. 160, pp. 211–232.
- Watanabe, T. 2000, «Prediction of pesticide concentrations in the atmosphere using an atmospheric diffusion model (linear source plume model)», *Chemosphere*, vol. 40, pp. 79 – 90.
- Watanabe, T. 2004, «Large-eddy simulation of coherent turbulence structures associated», *Bound.-Layer Meteorol.*, vol. 112, 2, pp. 307–341.
- Weiss, A. and L. H. J. Allen. 1976, «Air flow patterns in vineyard rows», *Agric. Meteorol.*, vol. 16, pp. 329–342.
- Wilson, J. D. 1989, «Turbulent transport within the plant canopy. Estimation of areal evapotranspiration», *Hydrol. Sci. Publ.*, vol. 177, pp. 43–80.
- Wilson, J. D. 2000, «Trajectory models for heavy particles in atmospheric turbulence : Comparison with observations», *Journal of Applied Meteorology*, vol. 39, pp. 1894–1912.
- Wilson, J. D. and B. L. Sawford. 1996, «Lagrangian stochastic models for trajectories in the turbulent atmosphere», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 78, p. 191210.
- Wolters, A. 2003, «Pesticide volatilization from soil and plant surfaces : Measurements at different scales versus model predictions», .
- Wolters, A., M. Leistra, V. Linnemann, M. Klein, A. Schaffer and H. Vereecken. 2004, «Pesticide volatilization from plants : Improvement of the PEC model PELMO based on a boundary-layer concept», *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38,10, pp. 2885–2893.
- Woods, N., I. P. Craig, G. Dorr and B. Young. 2001, «Spray drift of pesticides arising from aerial application in cotton», *Environ. Qual.*, vol. 30, pp. 697–701.
- Wyngaard, J. C. 1982, *Boundary layer modelling in atmospheric turbulent and air pollution modelling*, F. T. M. Nieuwstadt and H. Van Dop edn., D. Reidel Publ. Co, Dordrecht, 69-105 pp..
- Xue, K. K., M. Droegemeier, V. Wong, A. Shapiro and K. Brewster. 1995, *ARPS version 4.0 users guide.*, University of Oklahoma, Norman, OK, Center for Analysis and Prediction of Storms, p. 380.

- Xue, M., K. K. Droegemeier and V. Wong. 2000, «The advanced regional prediction system ARPS - a multi-scale nonhydrostatic atmospheric simulation and prediction model. Part I : model dynamics and verification», *Meteorol. Atmos. Phys.*, vol. 75, pp. 161–193.
- Yang, B., M. R. Raupach, R. H. Shaw, K. Tha, U. Paw and A. P. Morse. 2006, «Large-eddy simulation of turbulent flow across a forest edge. Part I : Flow statistics», *Boundary-Layer Meteorol.*, vol. 120, pp. 377–412.
- Yarpuz-Bozdogan, N. and A. M. Bozdogan. 2009, «Comparison of field and model percentage drift using different types of hydraulic nozzles in pesticide applications», *Environ. Sci. Tech.*, vol. 6,2, pp. 191–196.
- Yates, S. R. 1993, «Determining off-site concentrations of volatile pesticides using the trajectory-simulation model.», *Environ. Qual.*, vol. 22, pp. 481–486.
- Zhu, H., R. D. Brazee, R. C. Derksen, R. D. Fox, C. R. Krause, H. E. Ozkan and K. Losely. 2006, «A specially designed air-assisted sprayer to improve spray penetration and air jet velocity distribution inside dense nursery crops», *ASABE*, vol. 49(5), pp. 1285–1294.
- Zhu, H., D. L. Reichard, R. D. Fox, H. E. Ozkan and R. D. Brazee. 1995, «Driftsim, a program to estimate drift distances of spray droplets», *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 11, 3, pp. 365–369.

Résumé L'objectif de cette thèse est l'étude de la dispersion de pesticides à partir de parcelles de vigne et l'influence de l'aménagement de parcelles sur la dispersion. Pour atteindre cet objectif, nous avons utilisé la méthode de simulation des grandes échelles (LES) et l'approche lagrangienne combinées avec des expérimentations. Pour l'étude de la dynamique du vent dans les couverts en rangs, une expérimentation a été conduite sur une parcelle de vigne. Le modèle Atmosphérique ARPS a été utilisé pour la modélisation de l'écoulement atmosphérique dans les couverts en rangs. Pour la validation du modèle, les différentes statistiques mesurées ont été comparées à celles simulées. L'accord entre les mesures et les simulations était encourageant. L'expérimentation et la modélisation ont montré que l'écoulement dans les couverts en rangs se comporte différemment selon la direction du vent en termes d'organisation et de paramètres aérodynamiques. De plus, les structures cohérentes turbulentes dans les couverts en rangs sont quasi-indépendantes de la direction du vent et partagent les mêmes propriétés que dans les couverts homogènes horizontalement. Pour l'étude de la dispersion de pesticide à partir de la vigne, une expérimentation sur vigne artificielle a été menée. En parallèle, un modèle numérique de dispersion, qui repose sur le modèle de vigne validé, a été développé. Il est ressorti de la modélisation et de l'expérimentation que, sur un temps court, la dispersion de pesticide à l'échelle de quelques rangs de vigne est dominée par les jets d'air du pulvérisateur. Les comparaisons de la progression du nuage émis par le pulvérisateur, des pertes verticales et des dépôts obtenus par simulation et expérimentation étaient assez satisfaisantes. Les résultats de l'expérimentation sur la dispersion sur vigne artificielle ont été combinés à la modélisation numérique pour l'étude de la dispersion à l'échelle de la parcelle et l'analyse de l'influence des aménagements de parcelles sur la dispersion. L'analyse comparative des scénarios a montré que le maximum d'exposition des individus vivant à proximité de parcelle viticoles est observé quand les rangs de vigne sont parallèles à la direction moyenne du vent, et que les haies d'arbres constituent une alternative pour réduire les niveaux d'exposition.

Mots clés : Pesticides ; Expérimentations ; Modélisation ; Dispersion ; LES ; Lagrangien.

Abstract The aim of this work is to study pesticide dispersal from vineyards and the effect of landscape structure on pesticide dispersal. For this purpose, we used the Large Eddy Simulation (LES) method and the Lagrangian approach, combined with the experiments. In order to characterise the wind dynamics in row plant canopies, an experiment was performed over a vineyard. The atmospheric model ARPS was used to model the atmospheric wind flow above and within the canopy. The measured wind flow statistics were compared to the simulated ones to evaluate the model. The agreement between the measurements and the model predictions was encouraging. In addition, our results show that the wind flow in a row canopy depends on wind direction in terms of flow organization and aerodynamic parameters. Moreover, the turbulent coherent structures in a row canopy are independent from the wind direction and share common properties with horizontally homogeneous canopies. In order to study pesticide dispersal from a vineyard, an experiment on artificial vine rows was performed. In parallel, a numerical model was developed on the basis of the validated plant canopy model. From both experiment and modelling, it appears that short-term pesticide dispersal at the scale of the few vine rows is dominated by the air jet sprayer. The comparisons of the measured and simulated plume expansion, upward loss and ground deposition were promising. The experimental results on pesticide dispersal from the artificial vineyard were combined with numerical modelling in order to analyze pesticide dispersal at the scale of the vineyard and the effect of the vineyard configuration on the exposure level of bystanders. Comparative analysis of the scenarios has shown that the maximum level of exposure is reached when the vine rows are parallel to the dominant wind direction and it can be reduced by using tree hedges.

Key words : Pesticides ; Experiments ; Modelling ; dispersal ; LES ; Lagrangian.