



N° d'ordre :

École Doctorale Mathématiques, Sciences de l'Information et
de l'Ingénieur

UdS – INSA – ENGEES

THÈSE

présentée pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de Strasbourg
Discipline : Sciences de l'Ingénieur
Spécialité : Génie Civil

par

Samia CHIBAN

**Modélisation de la déposition des particules solides dans les rejets
urbains conduits à la mer par émissaires marins**

Soutenue publiquement le

Membres du jury

Directeur de thèse: **M. Abdellah GHENAIM**, PR, INSA de Strasbourg

Rapporteur: **M. Denis DARTUS**, PR, Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

Rapporteur: **M. Abdellatif OUAHSINE**, PR, Université de Technologie de Compiègne

Examineur: **M. Raoul FRANCOIS**, Directeur de recherche, INSA de Toulouse

Examineur: **M. Emmanuel CAILLAUD**, PR, Université de Strasbourg

Examineur: **M. Abdelali TERFOUS**, MCF, INSA de Strasbourg

Institut de Mécanique des Fluides et des Solides de Strasbourg

FRE3240

Modélisation de la déposition des particules solides dans les rejets urbains conduits à la mer par émissaires marins

Résumé

Le travail présenté dans cette thèse consiste à l'étude des rejets en mer, par émissaire marin, des eaux usées urbaines des collectivités littorales. Nous focalisons notre étude sur les rejets chargés de matières en suspension. Ces matières risquent de déposer autour du point de rejet et créent une zone très polluée. Dans ce contexte, nous procédons à la modélisation de la déposition des particules transportées en suspension par les rejets urbains dans la zone proche du point de rejet dite « champ proche ». Ceci est fait dans le but de mieux comprendre ce phénomène et de pouvoir déterminer, en conséquence, le niveau de traitement à l'amont ainsi que la configuration du dispositif de rejet en fonction des capacités du milieu récepteur à assimiler la pollution solide.

Nous avons réalisé ce travail en trois parties. Dans la première partie, nous avons étudié les rejets urbains dans les zones littorales, les caractéristiques des eaux usées urbaines et celles des particules solides transportées par ces eaux. Nous avons aussi étudié la relation entre les différents critères de qualité des eaux du milieu récepteur et le rejet urbain ainsi que le rôle de l'émissaire marin dans la réduction de l'impact environnemental du rejet sur le milieu marin.

Dans la deuxième partie, nous nous concentrons sur la zone proche de l'émissaire marin. Il s'agit du jet turbulent issu du rejet. Dans ce contexte, nous étudions le comportement hydrodynamique du jet et nous le modélisons. Ceci est fait par l'établissement d'un modèle Lagrangien pour l'étude du champ proche (modèle de la phase liquide).

Dans la troisième partie, nous construisons un modèle pour anticiper la déposition des particules solides transportées par les rejets urbains (modèle de la phase solide). Ce modèle se base sur le phénomène de concentration préférentielle. Il est couplé avec le modèle Lagrangien du comportement hydrodynamique du jet, conçu dans la deuxième partie. Le modèle est validé par des données expérimentales représentant le taux de déposition longitudinale des jets horizontaux et inclinés flottants dans un milieu stationnaire, en présence de co-courant et les jets horizontaux non flottants dans un milieu stationnaire. Nous terminons ce travail par une analyse de sensibilité pour étudier les effets d'un certain nombre de paramètres du jet et du milieu ambiant sur le comportement hydrodynamique du jet et sur le taux de déposition.

Mot clés: émissaire marin, rejets urbains, matières en suspension, jet turbulent, déposition, champ proche.

Modeling the deposition of solid particles in urban discharge driven to sea by submarine outfall

Abstract

In this study, we are interested in the problem of marine wastewater discharge via the submarine outfall. We emphasize on the urban discharge laden with suspended solids. These suspended solids may depose around the discharge point in the sea and create a highly polluted zone. The objective of this study is the modeling of deposition of suspended solids from urban discharge in the zone near the discharge point, called nearfield, in order to understand the phenomenon and determine thereafter the treatment level upstream in addition to the configuration of the discharge point depending on the capacity of receiving milieu to assimilate the solid pollution.

The work is realized in three parts. In the first part, we studied the management of urban discharge in coastal areas, including the characteristics of urban wastewater, and those of solid particles transported by wastewater. We studied also the relation between the receiving water quality criteria and urban discharge in addition to the role played by the submarine outfall in the reduction of environmental impact of the urban discharge on the marine milieu.

In the second part, we concentrate on the zone near the submarine outfall that means the turbulent jet issued from the discharge. We study the hydrodynamic behaviour of the jet, the modeling of this behaviour. Then we present our Lagrangian model designed for the study of nearfield (liquid phase model).

In the third part, we construct a model to anticipate the deposition of solid particles driven to the sea by the urban discharge (solid phase model). This model is based on the phenomenon of preferential concentration and is coupled with the Lagrangian model of hydrodynamic behaviour of the jet designed in the second part. The model is validated by experimental data presenting the longitudinal deposition rate of horizontal and inclined jets in stationary ambient, in presence of co-flow in addition to the case of horizontal non-buoyant jets in stationary ambient. Finally, a sensitivity analysis is performed where we studied the effects of many parameters of the jet ad the ambient milieu, on the hydrodynamic behaviour of the jet and on the deposition rate.

Key words: submarine outfall, urban discharge, suspended solids, turbulent jet, deposition, near field.

Remerciements

Tout d'abord j'aimerais remercier mon institut d'origine « *Institut supérieur pour la recherche environnementale* » à Lattaquie en Syrie de m'avoir donné tout ce qu'il fallait pour continuer mes études dans les meilleures conditions.

Merci à l'*INSA de Strasbourg* de m'avoir accueilli comme doctorante puis comme attachée temporaire d'enseignement et de recherche.

Je remercie mon encadreur Monsieur Dr. *Abdelali TERFOUS* d'avoir accepté d'encadrer ce travail et pour le temps et l'énergie qu'il a consacrés pour faire sortir ce travail de thèse dans la meilleure image possible. Je salue son soutien et la confiance sans cesse renouvelée dont il a fait preuve à mon égard.

Mes vifs remerciements s'adressent à mon directeur de thèse, Monsieur Prof. *Abdellah GHENAIM*, pour avoir accepté de diriger cette thèse. Je le remercie aussi d'avoir encouragé les échanges avec différents chercheurs et laboratoires, ainsi que pour avoir soutenu ma participation dans de nombreux congrès.

Merci à Monsieur Prof. *Jean-Bernard POULET*, mon directeur de thèse pendant ma première année pour sa qualité humaine, pour son soutien, son encouragement et pour toutes les références qu'il m'a données.

Je présente toute ma reconnaissance à mes professeurs dans le département de Génie Environnemental dans la Faculté de Génie Civil dans mon université d'origine Université de Tichrine à Lattaquié en Syrie. C'est grâce à eux que mon sens environnemental et ma curiosité scientifique sont construits. Je souhaite notamment remercier Madame Dr. *Hana SALEMAN* et Monsieur Prof. *Adel AWAD*.

Merci à mes rapporteurs Monsieur Prof. *Denis DARTUS*, de l'Institut de Mécanique des Fluides à Toulouse et Monsieur Prof. *Abdellatif OUAHCINE* de Laboratoire Roberval à l'Université de Technologie de Compiègne. Merci à Monsieur Prof. *Raoul FRANÇOIS*, de

l'INSA de Toulouse et à Monsieur Prof. *Emmanuel CAILLAUD* de l'Université de Strasbourg d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse.

Merci à Monsieur Prof. *Tobias BLENINGER* de l'Institute for Hydromechanics, Karlsruhe Institute of Technology en Allemagne, actuellement professeur à l' Université Fédérale du Paraná au Brésil, pour m'avoir orienté au début de ma thèse et m'a fourni des documents indispensables.

Cette gratitude va également à Monsieur Prof. *Walter FRICK* de l'American Environmental Protection Agency EPA, pour avoir eu le temps et la passion de m'expliquer les modèles lagrangiens dans une île en Malaisie et de m'avoir encouragée à faire mon propre modèle.

Merci évidemment à mes collègues dans le Laboratoire de Mécanique de Fluides de l'INSA de Strasbourg pour leurs encouragements, leur humeur et tous les moments drôles qu'on a partagés, et le fait que je puisse toujours compter sur eux. Ces collègues avec lesquelles un lien d'amitié s'est construit et il restera. Merci à Dr. *Younes BENTARZI* maintenant post-doctorant à l' École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, merci à Dr. *Arnaud ANDLAUER* maintenant ATER à l'INSA de Strasbourg, merci à Dr. *Mira SABAT* actuellement professeure à l'université de Balamand au Liban ; merci à Dr. *Fatima MADI AROUS* actuellement professeure à l'Université des Sciences et de la Technologie HOUARI BOUMEDIENE en Algérie. Merci également à mes nouveaux collègues *Karim BEN AHMED* et *Guilhem DELLINGER* à qui je souhaite bon courage dans l'aventure de la thèse.

Pour leur généreuse assistance dans mes recherches, leur disponibilité, gentillesse et compétence, je voudrais vivement remercier le personnel de la Bibliothèque de l'INSA et particulièrement Madame *Sandra SCHILLIGER* et Madame *Pauline COISY*. Je remercie de tout coeur Monsieur *Thierry SCHAETZLE* responsable du Centre de documentation de l'ENGESS.

Je tiens à remercier toute ma famille, mes cousins et mes amis pour leur confiance et leur soutien constant tout au long de mes études et de mon doctorat.

Table des matières

Introduction générale	24
1. La gestion des rejets urbains dans les zones littorales.....	30
1.1. Les rejets urbains et l'assainissement	30
1.1.1. Les enjeux de l'assainissement	30
1.1.2. Les rejets urbains	31
1.1.3. Les particules solides présentes dans les rejets urbains	33
1.1.3.1. Dosage des matières solides présentes dans les rejets urbains	33
1.1.3.2. Vitesse de sédimentation, une notion de base.....	33
1.1.3.3. Granulométrie des particules solides et pollution associée.....	35
1.1.3.4. Masse volumique des MES et leur teneur organique.....	38
1.1.4. Le traitement des eaux usées urbaines	39
1.1.4.1. Le prétraitement	39
1.1.4.2. Le traitement primaire.....	40
1.1.4.3. Le traitement biologique	42
1.1.4.4. Le traitement tertiaire.....	42
1.1.4.5. La désinfection.....	42
1.2. Impact environnemental des rejets urbains sur le milieu récepteur.....	45
1.2.1. La notion d'autoépuration et les rejets urbains	45
1.2.2. Les rejets urbains et la réglementation sur la qualité des eaux naturelles	47
1.2.2.1. Dans l'Union Européen.....	47
1.2.2.2. Selon le Programme des Nations Unies pour l'environnement - UNEP.....	51
1.2.3. Impact environnemental des matières en suspensions présentes dans les rejets urbains sur le milieu récepteur	52
1.2.3.1. Le diagnostic de la pollution des sédiments naturels.....	53
1.2.3.2. Restauration des zones affectées par les rejets	55
1.3. Les émissaires marins	56
1.3.1. Définition	56
1.3.2. Utilité de l'émissaire marin.....	57
1.3.3. Mode d'emploi.....	60
1.3.3.1. Le champ proche.....	64
1.3.3.2. Le champ intermédiaire	67

1.3.3.3. Le champ lointain	67
2. Hydrodynamique des jets turbulents issus des rejets urbains.....	73
2.1. Structure hydrodynamique des jets turbulents	73
2.2. Le modèle hydrodynamique général des écoulements turbulents.....	81
2.2.1. Les équations fondamentales	81
2.2.1.1. Equation de continuité (conservation de la masse).....	81
2.2.1.2. Equations de Navier-Stokes (conservation de la quantité du mouvement)	81
2.2.1.3. Equation de transport des matières dissoutes.....	82
2.2.1.4. Equation de transport des matières en suspension.....	82
2.2.2. Hypothèses et simplifications concernant le champ proche « les jets turbulents »83	
2.2.3. Le modèle hydrodynamique des jets turbulents.....	85
2.3. Etat de l'art sur la modélisation du champ proche	88
2.3.1. Les méthodes intégrales	89
2.3.1.1. Les modèles Lagrangiens intégraux.....	92
2.3.1.2. Les modèles Eulériens intégraux	95
2.3.2. Les modèles empiriques et d'échelles de longueur.....	97
2.3.2.1. Exemple des modèles empiriques et d'échelles de longueur.....	97
2.3.3. Les codes de calcul CFD.....	99
2.4. Le modèle Lagrangien intégral proposé	104
2.4.1. Le schéma numérique	105
2.4.1.1. Cas du jet non-flottant.....	110
2.4.2. Conditions d'arrêt de la boucle de calcul.....	110
2.4.2.1. Cas des jets flottants dans un milieu non-stratifié	110
2.4.2.2. Cas des jets flottants dans un milieu stratifié.....	110
2.4.2.3. Cas des jets non-flottants horizontaux	111
2.5. Présence des particules solides à faible concentration.....	113
2.5.1. Hypothèses communes pour l'étude de la déposition des particules solides transportées par les rejets urbains	113
2.5.2. Techniques expérimentales pour l'étude de la déposition des particules transportées par les jets turbulents	114
2.5.2.1. Méthode de maillage.....	114
2.5.2.2. Vélocimétrie par Image de Particules (PIV).....	117
2.5.3. Les dispositifs expérimentaux pour l'étude de la déposition des jets turbulents	119

2.5.3.1 Les expériences de Cuthbertson et Davies (2008).....	119
2.5.3.2. Les expériences de Lane-Serff et Moran (2005).....	121
2.5.3.3. Les expériences de Bleninger et Carmer (2000).....	122
2.5.3.4. Les expériences de Lee (2010)	122
2.5.4. Etat de l’art sur la modélisation de la déposition des particules solides transportées par des rejets urbains.....	125
2.5.4.1. Modèle intégral pour la déposition des particules solides des jets flottants dans un milieu non-stratifié	125
2.5.4.2. Modèle de suivi des particules.....	127
2.5.4.3. Codes de calcul CFD	130
3. La déposition des particules solides dans les jets turbulents issus des rejets urbains	136
3.1. Phénomène de concentration préférentielle	136
3.2. Le modèle conceptuel.....	140
3.3. Validation du modèle.....	147
3.3.1. Données expérimentales	147
3.3.2. Résultats et discussions.....	148
3.4. Analyse de sensibilité	176
3.4.1. Variation de l’inclinaison initiale du jet (ϕ_0)	176
3.4.2. Variation de la vitesse initiale du jet (V_0)	177
3.4.3. Variation des forces de flottabilité (g'_0).....	177
3.4.4. Variation de la vitesse de déposition des particules solides (w_s).....	177
3.4.5. Variation de la vitesse du co-courant (u_a).....	183
3.4.6. Effet de la stratification.....	187
Conclusion générale.....	197
Perspectives et recommandations.....	201
Références.....	206

Liste des figures

Figure 1- 1 Etapes de l'assainissement [Bourrier et al. 2010]	30
Figure 1- 2 Distribution cumulative de la vitesse de sédimentation dans les réseaux d'assainissement unitaires de cinq sites en France « deux à la Molette MO à Paris, trois à Collecteur 13 CO à Marseille» Adapté de Chebbo (1992).	36
Figure 1- 3 Granulométrie des particules solides dans les réseaux d'assainissement unitaires en temps sec. Adapté de Verbanck et al. (1990) dans Ashley et al. (2004).	37
Figure 1- 4 Inactivation de l'échovirus dans les eaux marines en fonction de la température (à gauche). Inactivation de E. coli en fonction des radiations solaires (à droite). Adapté de Bitton (1994).	46
Figure 1- 5 Evolution saisonnière du paramètre (T90) dans la zone côtière de Fuengirola en Espagne. Adapté de Bravo et De Vicente (1992).	47
Figure 1- 6 Parcours de traitement des rejets urbains selon la finalité des rejets à la lumière de la directive européenne 91/271/CEE.	50
Figure 1- 7 Schéma d'un émissaire marin équipé d'un diffuseur multiport	56
Figure 1- 8 (A gauche) Emissaire marin avec un simple port (Steve Spring, Palm Beach County Reef Rescue 2011). (Au milieu) Orifice avec un riser de deux ports en forme de T équipés des valves anti-retour (ditEs Becs de Canard). (A droite) Installation des risers pendant la construction de l'émissaire de pillar point– Californie. Les risers sont équipés d'arrangement des ports en forme de rosette, avec des valves anti-retour [Lee et al. 2001].	56
Figure 1- 9 Comparaison de deux systèmes d'assainissement et leurs impacts sur le milieu récepteur exprimés par la fréquence de dépassement des normes de qualité de l'eau de baignade. À gauche : Traitement secondaire avec un émissaire court. À droite : Traitement primaire avec un émissaire efficace multiport. Adapté de Bleninger (2006)	58
Figure 1- 10 La répartition des champs issus des rejets urbains en mer. Adapté de (K.Hofer, VAW, Zürich) dans Bleninger (2006).	62
Figure 1- 11 Les échelles temporelle et spatiale des processus de la dilution des polluants issus de rejets urbains. Reproduit de Fischer et al. (1979).	63
Figure 1- 12 Champ proche : a) Jet flottant dans un milieu nonstratifié ; b) Jet flottant dans un milieu stratifié.	65
Figure 2- 1 Transition dans les jets turbulents. Adapté de [Versteeg et Malalasekera 1995].	75
Figure 2- 2 Les profils auto-similaires de l'écoulement du jet « profil carré et profil Gaussien ».77	

Figure 2- 3 Structure hydrodynamique d'un jet rond horizontal représenté par un profil Gaussien et un profil carré.....	78
Figure 2- 4 Représentation du volume de contrôle du jet. Adapté de Frick (1984).....	90
Figure 2- 5 Schéma de la trajectoire tridimensionnelle du jet tracée par des éléments lagrangiennes [Lee et Chu 2003].	94
Figure 2- 6 Schéma de la trajectoire tridimensionnelle du jet défini dans le modèle Eulérien intégral [Jirka 2004]......	96
Figure 2- 7 La configuration de T-risers adopté dans le modèle NRFIELD [Roberts et al. 1989].	98
Figure 2- 8 Arbre de classification des écoulements par Cormix pour les jets flottants dans un milieu ambiant non stratifié [Doneker et Jirka 2007].	99
Figure 2- 9 Division du jet en tranches selon la méthode Lagrangienne intégrale.	104
Figure 2- 10 Organigramme du modèle Lagrangien intégral proposé pour l'écoulement turbulent du champ proche.	112
Figure 2- 11 Un bassin expérimental avec indications des fils latéraux pour étudier la déposition longitudinale des sédiments (billes en verre) des jets horizontaux.....	115
Figure 2- 12 Le nombre de particules dans chaque cellule d'une grille au fond du bassin expérimental pour étudier la déposition des jets horizontaux [Bleninger et Carmer 2000]. .	116
Figure 2- 13 Les éléments principaux dans un dispositif pour la vélocimétrie par image des particules [Schon et al. 2007].....	118
Figure 2- 14 Le dispositif PIV avec deux caméras pour étudier les trois composantes du champ de vitesse dans un bassin expérimental [Dufresne 2008].	118
Figure 2- 15 Inter corrélation entre deux images enregistrées par une caméra CDD dans un dispositif pour la vélocimétrie par image de particules. Les vecteurs bleus ont été corrigés car ils sont trop différents de leurs voisins [Dufresne 2008].	119
Figure 2- 16 Densité de probabilité longitudinale de dépôts au fond du bassin des particules solides dans un jet flottant turbulent [Cuthbertson et Davies 2008]......	121
Figure 2- 17 Schéma des caractéristiques principales du modèle de déposition de Lane-Serff et Moran (2005).	127
Figure 3- 1 Graphique typique du champ moyen temporel des vitesses des particules (vecteurs) et le champ de vorticité (niveaux de gris) sur le plan (x-z) pour (a) rejet dans un milieu stationnaire (b) rejet en présence de co-courant, issu de la simulation CFD de cas réel [Cuthbertson et Davies 2008].	138

Figure 3- 2 Graphique typique de la vorticité dans une section transversale (y-z) du jet établi en présence du courant croisé, calculé dans une expérience numérique [Lee et Chu 2003].	139
Figure 3- 3 Section longitudinale dans un jet horizontal chargé de particules à faible concentration visualisée par un plan laser [Lee 2010].	139
Figure 3- 4 Trois sections transversales dans le même jet horizontal chargé des particules de verre visualisé par une technique d'imagerie. Le contour noir présente les limites « top-hat » du jet [Lee 2010].	140
Figure 3- 5 En haut, la vorticité dans la section transversale des jets turbulents dans un milieu stationnaire ou en présence de co-courant (� gauche) et en présence de courant croisé (� droite). Au milieu, La concentration préférentielle de particules solides dans les zones de faible vorticité. En bas, dépôt localisé (� gauche) et le dépôt en forme d'anneau (� droite).	140
Figure 3- 6 La vitesse de déposition par rapport à la vitesse d'entraînement.	141
Figure 3- 7 Profil typique de la vitesse axiale du jet et évolution du paramètre $(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s})$. Les signets sur les profils des composantes de la vitesse sont mis chaque 400 pas de temps.	142
Figure 3- 8 Organigramme du modèle proposé pour le couplage unidirectionnel (fluide, sédiment)	146
Figure 3- 9 Résultats de simulation pour le cas 1 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.	155
Figure 3- 10 Résultats de simulation pour le cas 2 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.	157
Figure 3- 11 Résultats de simulation pour le cas 3 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.	159
Figure 3- 12 Résultats de simulation pour le cas 4 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.	161

Figure 3- 13 Résultats de simulation pour le cas 5 « catégorie des jets légèrement inclinés flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	163
Figure 3- 14 Résultats de simulation pour le cas 6 « catégorie des jets légèrement inclinés flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	165
Figure 3- 15 Résultats de simulation pour le cas 7 « catégorie des jets horizontaux flottants en présence de co-courant ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	167
Figure 3- 16 Résultats de simulation pour le cas 8 « catégorie des jets horizontaux flottants en présence de co-courant ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	169
Figure 3- 17 Résultats de simulation pour le cas 9 « catégorie des jets horizontaux neutres 'non-flottants' dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale d jets et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	171
Figure 3- 18 Résultats de simulation pour le cas 10 « catégorie des jets horizontaux neutres 'non-flottants' dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	173
Figure 3- 19 Résultats de simulation pour le cas 11 « catégorie des jets horizontaux neutres 'non-flottants' dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.....	175
Figure 3- 20 Effet de l'inclinaison initiale (ϕ_0) pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.....	179
Figure 3- 21 Effet de la vitesse initiale (V_0) pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de déposition longitudinale.....	181
Figure 3- 22 Effet des forces de flottabilité pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de déposition longitudinale.....	182

Figure 3- 23 Effet de la vitesse de déposition sur le taux de déposition longitudinale pour le cas 1.	183
Figure 3- 24 Deux profils de courants marins (non-uniforme et uniforme) utilisés pour étudier l'effet de la variation du courant marin avec la profondeur pour le cas 7.	184
Figure 3- 25 Effet du courant marin pour le cas 7 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de déposition longitudinale.	186
Figure 3- 26 Effets de la stratification linéaire pour un cas réel (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.	192
Figure 3- 27 Effets du profil de stratification, pour un cas réel, (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.	193

Liste des tableaux

Tableau 1- 1 Charge typique de pollution des eaux usées résiduelles rejetées par un équivalent habitant.....	32
Tableau 1- 2 Caractéristiques moyennes des eaux usées entrantes dans la station d'épuration.	32
Tableau 1- 3 Temps de sédimentation des différentes particules dans 1m d'eau d'après la loi de Stokes. Adapté de Degremont et Suez (2005).	34
Tableau 1- 4 Évolution de la vitesse de sédimentation en fonction du diamètre des particules [Bourrier et al. 2010].....	34
Tableau 1- 5 Valeurs des indicateurs des tailles des MES dans les rejets urbains transportées dans les réseaux unitaires en temps de pluie. Adapté de Chebbo (1992) dans Ashley et al. (2004).	36
Tableau 1- 6 Concentrations des polluants associés aux particules solides dans les rejets urbains en temps sec et en temps de pluie. Adapté de Gasperi et al. (2010).....	38
Tableau 1- 7 La désinfection dans les différentes étapes de traitement des eaux usées en comparaison avec les normes de qualité bactériologique des eaux réceptrices.....	43
Tableau 1- 8 Efficacité de l'élimination des polluants dans les différentes étapes de l'épuration [UNEP et WHO 1996].....	44
Tableau 1- 9 Les principaux critères de qualité sanitaire des eaux de baignades dans l'Union Européen. Adapté de Certu (2003).	48
Tableau 1- 10 Les principaux critères de qualité sanitaire des zones de production conchylicole dans l'Union Européen. Adapté de Certu (2003).....	49
Tableau 1- 11 Critères recommandés sur la qualité des eaux de baignade [UNEP 1996].....	51
Tableau 1- 12 Sensibilité des différents milieux récepteurs aux apports des matières en suspension [Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse 1992].....	53
Tableau 1- 13 Les niveaux des risques sanitaires potentiels associés à l'exposition aux eaux usées [WHO 2000].	59
Tableau 1- 14 Niveaux de traitement des eaux usées urbaines et options de rejets dans les eaux côtières [UNEP et MAP 2004]	60
Tableau 1- 15 Les échelles temporelles et spatiales du mélange eaux usées/ eaux de mer après rejet.	63
Tableau 1- 16 Modèles hydrodynamiques et de transport des sédiments les plus connus pour le champ lointain.....	69

Tableau 2- 1 Les modèles les plus connus de champ proche.....	103
Tableau 2- 2 Sommaire des expériences utilisées dans la simulation.....	124
Tableau 3- 1 Données expérimentales utilisées pour calibrer et valider le modèle proposé.	148
Tableau 3- 2 Détails des simulations et résultats pour les onze expériences.....	149
Tableau 3- 3 Les caractéristiques du jet à la fin du calcul pour les 11 expériences.	152
Tableau 3- 4 Analyse de sensibilité dans le cas 1 ($\phi_0 = 0$; $V_0 = 1.04$ m /s ; $w_s = 0.0299$ m/s, $\rho_0 = 1000$ kg/m ³ , $\rho_a = 1020$ kg/m ³).....	178
Tableau 3- 5 Analyse de sensibilité pour le cas 7 ($\theta = 0$; $V_0 = 1.076$ m /s; $w_s = 0.0299$ m/s; $\rho_0 = 1000$ kg/m ³ ; $\rho_a = 1020$ kg/m ³ ; $u_a = 0.038$ m/s).....	185
Tableau 3- 6 La configuration d'un port dans un émissaire marin des rejets urbains utilisée dans l'étude de stratification	188
Tableau 3- 7 Cinq profils généraux de stratification du milieu marin intégrés dans le code de calcul.....	190
Tableau 3- 8 Effets de la stratification du milieu ambiant.....	191

Liste des symboles et abréviations

Paramètre	Dimension	Définition
B	m^4/s^3	flux de flottabilité
b	m	demi-largeur du jet
c	gr/m^3	concentration des polluants conservatifs
c_f	-	flottabilité /déposition constante
D	m	diamètre du port
d_p	μm	diamètre de la particule solide
E	kg/s	entraînement
g	m/s^2	accélération de la pesanteur
g'	m/s^2	pesanteur réduite $g' = g \cdot \Delta\rho/\rho_a$
h	m	épaisseur de la tranche
l_M	m	jet/panache échelle de longueur $l_M = M_0^{3/4} / B_0^{1/2}$
M	m^4/s^3	flux de la quantité de mouvement
m	gr	masse de la tranche
n		nombre de tranches « étapes » dans le calcul
P	gr/s	flux solide
Q	m^3/s	débit de l'écoulement au sein du jet
r	gr/m.s	taux de déposition
S	m	distance sur l'axe du jet
R	gr/s	flux de déposition de chaque tranche
r	gr/m.s	taux de déposition de chaque tranche
rn	m^{-1}	densité de probabilité du taux de déposition au fond (PDF) « taux de déposition normalisée »
str	kg/m^4	degré de stratification
t	s	temps
T	s	temps total
tp		échelle temporelle de déposition du champ proche
$\vec{V}(u,v,w)$	$m/s + ^\circ$	vitesse axiale du jet et ses projections sur les plans horizontal et vertical
V_e	m/s	vitesse d'entraînement
w_s	m/s	vitesse de sédimentation des particules solides
w_{out}	m/s	vitesse verticale des particules solides
xe	m	distance horizontale donnée dans le cas des jets non flottants
$zmer$	m	hauteur de l'eau au-dessous du point du rejet
x,y,z	m	coordonnées cartésiennes
$xb1,xb2,zb1,zb2$	m	coordonnées de la périphérie de la tranche

Symboles grecs

α	-	coefficient d'entraînement
ρ	kg/m^3	masse volumique
ϕ	$^\circ$	angle du jet par rapport au plan horizontal
Δm	gr	augmentation de la masse de la tranche à cause de l'entraînement
Δt	s	pas de temps de calcul

Indices

<i>0</i>	valeurs initiales « à la sortie du jet »
<i>a</i>	valeurs du milieu ambiant
<i>k</i>	valeurs de la tranche à l'étape <i>k</i> de calcul
<i>p</i>	valeurs concernant les particules solides
<i>f</i>	valeurs à la surface libre ou au niveau de capture du jet en cas de stratification.

Abréviations

CF	Coliformes Fécaux
COT	Carbone Organique Total
CT	Coliformes Totaux
DBO₅	Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
E. coli	Escherichia coli
Fr	Nombre de Froude
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
MES	Matières En Suspension
MVS	Matières Volatiles en Suspension
NK	Azote déterminé par la méthode Kjeldahl
PDF	Fonction de Densité des Particules « la densité de probabilité longitudinale de particules déposées ».
Re	Nombre de Reynolds
SF	Streptocoques Fécaux
TPCA	Traitement Primaire Chimiquement Amélioré
ZDFF	Zone Dominée par les Forces de Flottabilité
ZDQM	Zone Dominée par la Quantité du Mouvement

Introduction générale

Les rejets de polluants en milieu marin sont constitués par les rejets urbains, les rejets industriels et les apports des cours d'eau. Les rejets urbains sont les rejets des stations d'épuration, les rejets directs de temps sec, et les surverses unitaires. Ces rejets urbains, en zone littorale, constituent un dossier inévitable dans la protection de la mer puisque près de 40 % de la population mondiale vit sur le littoral, à moins de 60 kilomètres des côtes. En conséquence, l'aménagement de ce secteur dans les zones côtières comprend l'assainissement, l'épuration, la réutilisation éventuelle et le rejet. Un des objectifs de l'étude de l'impact environnemental de ces procédés consiste à définir des niveaux de rejet pour la station d'épuration, ou la réalisation de travaux sur le réseau d'assainissement, par exemple la suppression de rejets polluants directs par temps sec, ou la modification des déversoirs d'orage.

L'impact environnemental des rejets urbains en mer est assez important en cas d'un rejet émis directement en surface, à moins d'avoir des courants suffisamment forts. Pour réduire cet impact dès l'injection de l'effluent dans le milieu marin, les aménageurs utilisent des diffuseurs et des émissaires qui envoient les rejets loin de la côte et par des profondeurs importantes dans la plupart des cas. En Méditerranée, l'impact d'un apport contaminant à la mer se fait à trois échelles spatiales : la zone proche d'impact, la zone côtière, l'échelle régionale. Plus précisément, le milieu méditerranéen est sensible, à des degrés divers selon les sites, à quatre types de pollutions : par les matières en suspension (MES), organique, toxique et bactérienne. Les impacts à évaluer porteront en Méditerranée sur les eaux de baignade, à l'exception de quelques zones conchylicoles, et sur la protection du milieu marin lui-même.

Par rapport à ces vastes projets, l'objet de cette étude se focalise sur la modélisation du mouvement et du dépôt des matières en suspension des rejets urbains dans la zone proche du point de rejet dite « champ proche » dans le milieu marin.

Quand on utilise un émissaire sous-marin (un long pipeline qui transporte les eaux usées pour les rejeter loin de plage), la partie diffuseur de l'émissaire est localisée au fond de la mer et l'effluent remonte du fond vers la surface en se mélangeant à l'eau de mer. On appelle

cette phase de remontée un jet. Le jet est semblable à un panache de fumée dans l'atmosphère. Cette phase dure quelques minutes selon la profondeur et a une emprise de quelques dizaines de mètres autour de chaque orifice du diffuseur. Le jet émis est généralement un jet turbulent conduit par la considérable quantité de mouvement initiale et la force de flottabilité. La quantité de mouvement initiale diminue avec le développement du jet alors la force de flottabilité domine l'écoulement et le jet se transforme en panache. Après s'être étalé en surface ou à une profondeur intermédiaire, l'effluent dilué, appelé nuage, est transporté par les courants dominants. Sa dilution augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'émissaire. La modélisation du dépôt des particules solides du jet dans ces différentes étapes nécessite de reproduire les mécanismes du mélange de l'effluent, de comprendre le comportement du jet dans le milieu ambiant et de connaître les caractéristiques physiques des particules solides en question.

De manière générale, de nombreux contaminants issus des effluents urbains sont concernés par le transport des sédiments. Ils peuvent être sous forme particulaire comme une part importante de la matière organique, ou plus souvent fixés aux particules comme les micropolluants métalliques ou organiques adsorbés, les bactéries liées, et les phosphates, etc.

Les matières en suspension dans les effluents urbains augmentent la turbidité dans le milieu marin et donc réduisent la transmission des rayons solaires et l'effet bactéricide du soleil; ce qui favorise la propagation de la pollution bactérienne. Ainsi, elles déposent au fond de la mer, altèrent l'écosystème et sont susceptibles de resuspension à cause des courants marins. Pour ces raisons la connaissance de comportement des matières en suspension dans le milieu marin est indispensable à l'étude du devenir des effluents urbains.

Pour répondre au mieux à la problématique posée et anticiper la déposition des matières en suspension dans la zone proche du point de rejet en mer, nous avons réalisé ce travail de thèse qui se divise en trois parties:

Dans la première partie, nous présentons une étude bibliographique dans laquelle nous situons le contexte environnemental et nous exposons la gestion des eaux usées dans les zones urbaines littorales. Dans ce contexte nous nous intéressons particulièrement aux matières en suspension.

Dans la deuxième partie, nous présentons les méthodes utilisées pour caractériser et étudier le comportement de jets résultants des rejets urbains par émissaire marin. Nous étudions la structure des jets en s'intéressant aux effets des conditions initiales et conditions aux limites telles que la stratification thermique et les courants marins. Par la suite, nous nous intéressons à la modélisation du champ proche. Dans ce contexte, nous construisons un modèle Lagrangien intégral bidimensionnel qui se base sur l'hypothèse d'entraînement. La programmation de ce modèle se fait sous Matlab. En considérant que la présence des particules solides à faible concentration n'altère pas le comportement hydrodynamique du jet, nous présentons par la suite, les études expérimentales et numériques faites sur la déposition des particules solides des jets turbulents comme ceux issus des rejets urbains.

Dans la troisième partie, nous nous focalisons sur le dépôt des particules solides. Dans ce contexte, nous présentons les hypothèses et simplifications communes faites lors de la modélisation de ce phénomène. Nous présentons, ensuite, un modèle qui se veut généraliste et qui permettra d'anticiper le dépôt des particules dans les scénarios les plus courants. Ce modèle est programmé sous Matlab et couplé avec le modèle du champ proche. Nous le validons par des données expérimentales prises de la littérature et présentant différents cas de jets turbulents (flottants, non- flottants, en cas de présence de courant marin et en cas des jets inclinés). Une étude paramétrique et une analyse de sensibilité des variables du modèle viendront compléter ce travail de modélisation des jets formés par les rejets urbains en milieu marin.

L'analyse de l'ensemble de ces résultats conduit enfin à une conclusion générale et à des perspectives envisageables pour poursuivre ce travail.

Partie 1

La gestion des rejets urbains dans les zones littorales

1. La gestion des rejets urbains dans les zones littorales

1.1. Les rejets urbains et l'assainissement

1.1.1. Les enjeux de l'assainissement

L'assainissement des agglomérations a pour but d'assurer la collecte, le transit, au besoin la rétention de l'ensemble des eaux, pluviales et usées, et de procéder aux traitements avant leur éventuelle réutilisation ou rejet dans le milieu naturel par des modes compatibles avec les exigences de la santé publique et de l'environnement (Figure 1- 1).

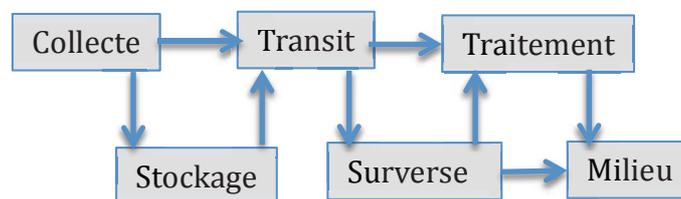


Figure 1- 1 Etapes de l'assainissement [Bourrier et al. 2010]

Les deux principaux systèmes de collecte utilisés en assainissement sont des systèmes à fonctionnement continu :

- Le système unitaire qui reçoit dans les mêmes canalisations les eaux usées et les eaux pluviales,
- le système séparatif comportant deux réseaux de canalisations différents, l'un pour les eaux pluviales de dimensions comparables à celles d'un réseau unitaire et l'autre pour les eaux usées domestiques, de dimensions plus réduites.

Les premiers réseaux d'assainissement ont été de type unitaire. Le développement des réseaux séparatifs est plus récent. Les réseaux d'assainissement dans les zones littorales sont souvent de type unitaire [Sanchez et al. 1998, Alvarez et al. 1999].

Les réseaux unitaires sont équipés de déversoirs d'orage, conduisant au rejet direct en milieu récepteur (rivières, mers ou estuaires...) d'une partie du débit par temps de pluie. Seule une partie plus ou moins importante du flux de pollution atteint alors la station d'épuration. Ce rejet de pollution en milieu récepteur par temps de pluie constitue, avec le mauvais autocurage des canalisations par temps sec, les deux inconvénients principaux des réseaux

unitaires [Sanchez et al. 1998, Alvarez et al. 1999, Degrémont et Suez 2005]. Les inconvénients principaux du système séparatif sont le coût et la difficulté de séparation des eaux résiduaires des eaux de pluie et des eaux parasites.

Le transport des effluents est réalisé dans toute la mesure du possible par voie gravitaire. Cependant les conditions topographiques exigent fréquemment la mise en place de stations de relevage intermédiaires pouvant être suivies de collecteurs, sous pression, de longueur appréciable.

1.1.2. Les rejets urbains

Les eaux usées transportées dans les réseaux d'assainissement urbains peuvent être divisées en quatre catégories :

- 1- Les eaux résiduaires (eaux usées domestiques ou sanitaires).
- 2- Les eaux pluviales.
- 3- Les eaux parasites qui pénètrent les réseaux d'assainissement par infiltration, des eaux souterraines, eaux de toitures...
- 4- Les eaux usées industrielles satisfaisantes aux conditions de rejet dans le réseau d'assainissement urbain.

Afin d'évaluer la capacité des stations d'épuration et pour permettre d'associer une population équivalente aux masses de polluants journaliers parvenant de ces différentes catégories des eaux usées, on utilise la notion d'équivalent habitant (eh). L'équivalent habitant est fixé, réglementairement en France, sur la base de 60 g de DBO₅ (Demande biologique en Oxygène au bout de cinq jours) [La directive européenne n° 91/271/CEE de 21 mai 1991]. Cette notion est une unité de mesure commode permettant de globaliser les pollutions domestiques et industrielles.

Les charges des stations d'épuration peuvent être indiquées en utilisant la notion d'équivalent habitant pour la région méditerranéenne et pour la France comme nous le montre le Tableau 1- 1. La composition des eaux usées entrantes dans la station d'épuration est décrite dans le Tableau 1- 2.

La pollution rejetée par habitant croît avec le niveau de vie et généralement avec la taille des agglomérations. Néanmoins, cette croissance est moins rapide que celle du volume rejeté de telle sorte que les eaux usées collectées ont tendance à devenir plus diluées. Une mauvaise réalisation des réseaux favorisant l'arrivée d'eaux parasites aggrave cette tendance.

Tableau 1- 1 Charge typique de pollution des eaux usées résiduares rejetées par un équivalent habitant.

Caractéristique	Abréviation	Intervalle de variation dans la région méditerranéenne [UNEP et MAP 2004]	Intervalle de variation en France [Degrémont et Suez 2005]
Volume moyen des eaux usées en temps sec	Q (l/eh.j)	150 - 250	environ 200
Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours	DBO ₅ (gr/eh.j)	60 - 80	60 - 80
Demande chimique en oxygène	DCO (gr/eh.j)	110 - 160	120 - 150
Matières en suspension	MES (gr/eh.j)	70 - 100	70 - 90
Azote de Kjeldahl	KN (gr/eh.j)	11 - 14	12 - 15
Phosphore total	TP (gr/eh.j)	2 - 4	2,5 - 3

Tableau 1- 2 Caractéristiques moyennes des eaux usées entrantes dans la station d'épuration.

Paramètre	Intervalle de variation Dans la région méditerranéenne [UNEP et al. 2004]	Intervalle de variation en France [Degrémont et Suez 2005]	Fraction décantable (%)
Q (l/eh.j)	150 - 250	150 - 350	
pH	--	7,5 - 8,5	
MES mg/l	150 - 350	150 - 500	50 - 70
DBO ₅ mg/l	100 - 400	100 - 400	25 - 40
DCO mg/l	--	300 - 1000	25 - 40
NK mg/l	20 - 85	30 - 100	8 - 12
P mg/l	5 - 15	4 - 18	10 - 20

MES: Matières En Suspension; DBO: Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours; DCO: Demande Chimique en Oxygène; NK : Azote déterminé par la méthode Kjeldahl; P: Phosphore.

1.1.3. Les particules solides présentes dans les rejets urbains

1.1.3.1. Dosage des matières solides présentes dans les rejets urbains

Nous pouvons identifier les matières solides, présentes dans les eaux usées, selon leur origine minérale ou organique. Nous considérons les définitions réglementaires suivantes afin de mieux caractériser les particules solides au sein des eaux usées ou naturelles [NF EN 872 juin 2005 (Norme AFNOR T 90-105)] :

Matières En Suspension (MES) : Les matières en suspension représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenues par un filtre. La méthode normalisée de détermination des MES repose sur leur quantification après filtration et séchage à 105 °C. Le résultat est exprimé en milligrammes par litre.

Les matières décantables : Leur teneur correspond à la quantité d'éléments décantables en deux heures. Elles sont définies en millilitres décantés dans une éprouvette conique d'un litre. Cette mesure peut-être facilement réalisée sur le terrain.

Les matières volatiles en suspension (MVS) : Elles sont considérées comme étant la perte de matières en suspension après incinération à 525°C par rapport à leur poids à 105°C. Ces matières représentent la fraction organique des MES

1.1.3.2. Vitesse de sédimentation, une notion de base

La vitesse de sédimentation est la propriété la plus fondamentale qui régit le mouvement des particules solides dans les eaux. Elle est définie comme la vitesse finale d'une seule particule qui tombe dans un fluide au repos. Bien que simple dans son concept, le calcul précis et la mesure de la vitesse de sédimentation ne sont pas généralement simples [Ji 2008]. La vitesse de sédimentation dépend principalement de la taille de la particule, de sa forme et de sa masse volumique en plus de la viscosité et la masse volumique du fluide ambiant [Van Rijn 1984, Cheng 1997].

D'après le Tableau 1-3, nous remarquons que les particules solides peuvent se regrouper en deux grandes catégories : les matières en suspension (MES) et les matières colloïdales (moins de 10 microns). Dans ce tableau sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur

dimension et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, les particules parcourent verticalement 1 mètre d'eau à 20 °C.

Tableau 1- 3 Temps de sédimentation des différentes particules dans 1m d'eau d'après la loi de Stokes. Adapté de Degremont et Suez (2005).

Diamètre de la particule		Type de particules	Temps de sédimentation pour 1m d'eau	Surface spécifique m^2/m^3	
mm	μm				
10	10^4	Gravier	1 seconde	6.10^2	MES décantables
1	10^3	Sable	10 secondes	6.10^3	
10^{-1}	10^2	Sable fin	2 minutes	6.10^4	
10^{-2}	10	Limon	2 heures	6.10^5	
10^{-2}	10	Kyste de protozoaire	20 heures	6.10^5	Colloïdes
10^{-3}	1	Argile	2 jours	6.10^6	
10^{-3}	1	Bactérie	8 jours	6.10^6	
10^{-4}	10^{-1}	Colloïde	2 ans	6.10^7	

La vitesse de sédimentation diminue lorsque le diamètre de la particule solide diminue. D'après le Tableau 1- 4, la décantation des particules de sable est importante et rapide à cause de la densité importante du sable. Par contre, La vitesse de sédimentation des matières en suspension est très faible à cause de la densité faible de ces matières (teneur importante de matière biologique). La décantation de ces matières se fait par l'agglomération des particules entre elles, ce qui les permet de former des éléments de taille plus importante et décanter par la suite (la vitesse de chute des particules étant proportionnelle au carré de leur diamètre (loi de Stokes)).

Tableau 1- 4 Évolution de la vitesse de sédimentation en fonction du diamètre des particules [Bourrier et al. 2010].

Nature des particules	Densité des particules	Vitesse de chute des particules (m/h) selon leur diamètre (mm)						
		1	0.5	0.2	0.1	0.05	0.01	0.005
Sable	2.65	502	258	82	24	6.1	0.3	0.06
Charbon	1.50	152	76	26	7.6	1.5	0.08	0.015
MES contenues dans les rejets urbains	1.20	122	61	18	3	0.76	0.03	0.008

L'hétérogénéité des matières en suspension dans les rejets urbains soit par rapport, à la taille, à la forme, à l'origine ou à la densité ainsi que le phénomène de floculation, font que l'application des formules classiques de calcul de la vitesse de sédimentation conduit à des résultats très éloignés des observations [Ashely 2004, Chebbo et Gromaire 2009, Ying et Sansalone 2011, Zgeib et al. 2011].

La mesure de la vitesse de sédimentation se fait généralement dans une colonne de décantation. Mais à cause des différences dans les protocoles de mesure des vitesses de sédimentation proposés par les laboratoires de recherche ainsi que l'absence d'une normalisation internationale, il est difficile de comparer les résultats obtenus [Chocat et al. 2007, Torres 2008].

En France, les différents laboratoires de recherche emploient, depuis 2003, un protocole unique (VICAS) [Chebbo et al. 2003, Torres 2008, Chebbo et Gromaire 2009].

Des résultats détaillés des courbes des vitesses de chute des matières en suspension dans les rejets urbains en temps de pluie se trouvent dans les travaux de Chebbo (1992), Michelbach (1995), Ashley (2004) et Torres (2008). La Figure 1- 2 fait partie de ces résultats, où nous remarquons une claire similarité entre les vitesses de sédimentation des matières solides dans les réseaux d'assainissement unitaires de cinq sites différents.

1.1.3.3. Granulométrie des particules solides et pollution associée

La granulométrie des particules solides, ainsi que la pollution associée à ces particules, dans les réseaux d'assainissement unitaires, change entre le temps sec et le temps de pluie.

Les travaux fondamentaux de Chebbo et al. (1990) et de Verbanck et al. (1990) permettent de caractériser la granulométrie des particules solides dans les réseaux d'assainissement unitaires en temps sec en Europe. Les deux groupes de chercheurs ont montré que les particules fines ($30 \mu\text{m} < d_{50} < 38 \mu\text{m}$) sont majoritaires (25 % de la masse totale) dans les matières en suspension au sein des eaux usées urbaines en temps sec. Verbanck et al. (1990) ont montré également qu'environ un quart de ces matières en suspension sont d'origine minérale (Figure 1- 3).

En se basant, essentiellement, sur des résultats de recherches effectuées en France, les matières solides en suspension dans les eaux usées urbaines en temps de pluie peuvent être caractérisées par les granulométries suivantes [Chebbo 1992, Chebbo et Bachoc 1992, Chebbo et al. 1995] :

Les particules fines ($<100 \mu\text{m}$) sont dominantes et représentent entre 66 et 85 % de la masse totale avec un diamètre moyen ($25 \mu\text{m} < d_{50} < 44 \mu\text{m}$). Dans le Tableau 1- 5, d_{10} , d_{50} et d_{90} sont les mailles fictives par lesquelles passeraient 10, 50 et 90 % de la masse des particules mesurées.

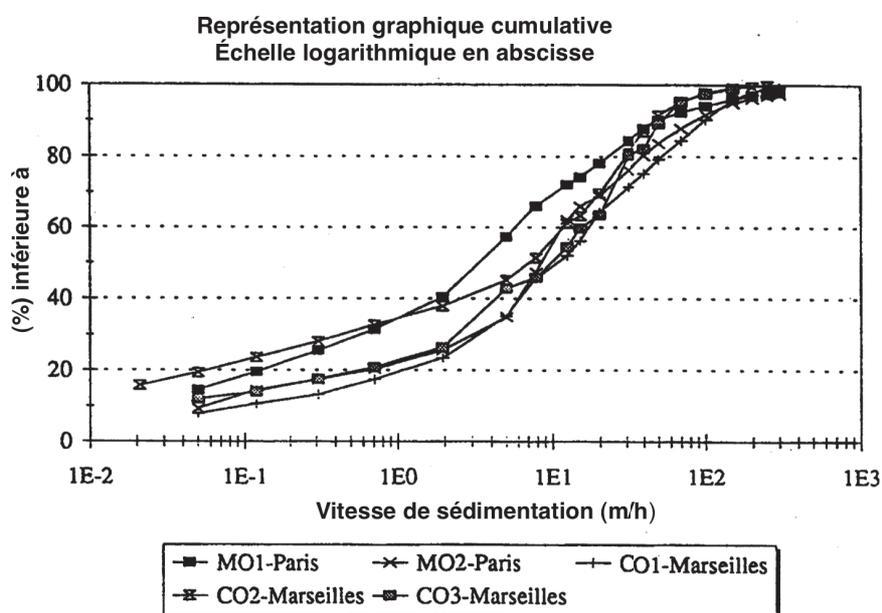


Figure 1- 2 Distribution cumulative de la vitesse de sédimentation dans les réseaux d'assainissement unitaires de cinq sites en France « deux à la Molette MO à Paris, trois à Collecteur 13 CO à Marseille » Adapté de Chebbo (1992).

Tableau 1- 5 Valeurs des indicateurs des tailles des MES dans les rejets urbains transportées dans les réseaux unitaires en temps de pluie. Adapté de Chebbo (1992) dans Ashley et al. (2004).

indicateurs des tailles des MES	$d_{10} \mu\text{m}$	$d_{50} \mu\text{m}$	$d_{90} \mu\text{m}$	% $< 100 \mu\text{m}$
valeur	4-13	25-44	183-497	66-82

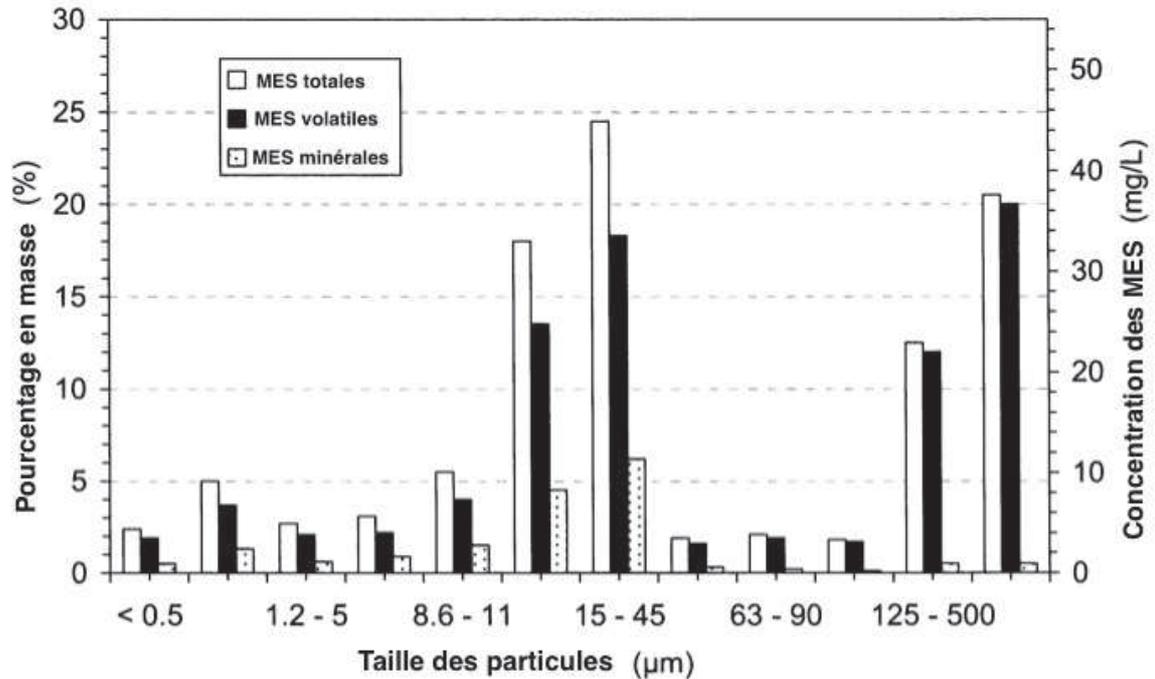


Figure 1- 3 Granulométrie des particules solides dans les réseaux d’assainissement unitaires en temps sec. Adapté de Verbanck et al. (1990) dans Ashley et al. (2004).

Gasperi et al. (2010) ont fait la comparaison entre les polluants associés aux eaux usées en temps sec et en temps de pluie, sur les mêmes sites en respectant la granulométrie des particules solides. Les résultats de leur travail sont présentés dans le Tableau 1- 6. Nous pouvons constater de la lecture de ces résultats que la concentration de la majorité des indicateurs de pollution portée par les particules solides est très proche de la concentration des polluants dans les effluents présentés dans le Tableau 1- 2. Nous remarquons, également, que la pollution associée de la matière solide est plus importante en temps de pluie.

Ces résultats nous montrent l’importance de l’étude du transport solide afin de protéger le milieu récepteur de la pollution et réduire l’impact environnemental du rejet urbain.

Tableau 1- 6 Concentrations des polluants associés aux particules solides dans les rejets urbains en temps sec et en temps de pluie. Adapté de Gasperi et al. (2010).

		MES mg/l	MVS mg/l	DCO mg/l	DBO ₅ mg/l	COT mg/l	NK mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	HAPs µg/l
Rejet urbain en temps sec [Gasperi et al. 2008]	d ₁₀	157	140	315	133	97	30	60	131	0.37
	d ₅₀	198	171	388	181	116	36	81	172	0.80
	d ₉₀	213	211	528	211	147	43	115	388	1.12
Rejet urbain en temps de pluie [Kafi et al. 2008]	d ₁₀	174	135	286	116	77	15	66	760	1.04
	d ₅₀	279	213	436	158	121	25	130	1120	2.12
	d ₉₀	403	317	633	244	181	35	231	1832	4.81
<p>d₁₀, d₅₀ et d₉₀ correspondent aux mailles fictives par lesquelles passeraient 10, 50 et 90 % de la masse des particules mesurées; MES: Matières En Suspension; MVS : Matières en Suspension Volatiles ; DCO: Demande Chimique en Oxygène; DBO₅: Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours; COT : Carbone Organique Total ; NK : Azote déterminé par la méthode Kjeldahl; Métaux lourds (Cu et Zn) et HAP : Hydrocarbure aromatique polycyclique.</p>										

1.1.3.4. Masse volumique des MES et leur teneur organique

Les principaux résultats des travaux de Chocat et al. (2007), sur les rejets urbains en temps de pluie, ont montré que dans les réseaux séparatifs, la masse volumique moyenne des MES est de l'ordre de 2200 à 2400 kg/m³. Cependant, les réseaux unitaires se distinguent par une quantité plus importante de matières organiques ayant des masses volumiques moyennes comprises entre 1050 et 1300 kg/m³ ce qui fait que la masse volumique moyenne des MES varie entre 1700 et 2200 kg/m³.

Ashley (2004) et Chocat et al. (2007) ont fait le lien entre la granulométrie des particules solides et leur masse volumique. Ashley (2004) a trouvé que les fines particules dominantes dans les réseaux d'assainissement ont une tendance à s'agglomérer ce qui signifie que les grosses particules produites sont moins denses que les petites particules de base. Chocat et al. (2007) ont aussi remarqué que les fines particules ont une masse volumique plus grande que celle des grosses particules et donc elles ont une teneur minérale plus importante.

1.1.4. Le traitement des eaux usées urbaines

L'objectif du traitement des eaux usées est de réduire la charge de pollution et des substances toxiques à des valeurs acceptables, selon le point de rejet des effluents traités (mer ouverte, rivière, réutilisation dans l'agriculture ou l'industrie ...).

Le traitement des eaux usées urbaines est classiquement composé des unités suivantes:

1.1.4.1. Le prétraitement

Les eaux usées urbaines subissent généralement, dès leur arrivée à la station d'épuration, un prétraitement qui comporte un certain nombre d'opérations physiques ou mécaniques. Le prétraitement a pour objectif d'éliminer les plus gros déchets et les éléments susceptibles de gêner les étapes ultérieures de traitement.

Le prétraitement peut être défini par les opérations suivantes, sachant qu'une station d'épuration peut comporter une ou plusieurs de ces opérations suivant son importance et la qualité des eaux brutes :

1- Le dégrillage : Le dégrillage consiste à enlever des déchets solides volumineux des eaux usées. L'espace interbarreaux détermine l'efficacité du dégrillage. Nous distinguons ainsi [Bourrier et al. 2010] :

- Le prédégrillage : les barreaux des grilles sont espacés de 30 à 100 mm.
- Le dégrillage moyen : les barreaux des grilles sont espacés de 10 à 30 mm.
- Le dégrillage fin : les barreaux des grilles sont espacés de moins de 10 mm.

Les barreaux des grilles sont généralement droits et en acier. Les grilles peuvent être verticales ou inclinées de 60° à 80° par rapport à l'horizontale pour une meilleure efficacité de dégrillage.

2- Le dessablage, le dégraissage : Le dessablage a pour but d'éliminer les sables et les graviers des eaux usées, afin d'éviter les dépôts dans les canalisations, protéger les pompes et autres pièces mécaniques contre l'abrasion, éviter de perturber le traitement biologique s'il a lieu et réduire la production des boues. Le dessablage concerne les particules minérales de

granulométrie supérieure à 100 μm . Le dessablage se fait généralement par pompage ou par un dispositif d'insufflation d'air.

Le dégraissage a pour objectif de séparer les huiles, les graisses et les hydrocarbures des eaux usées. Ces produits ont des densités légèrement inférieures à celle de l'eau et remontent à la surface ou ils peuvent être raclés mécaniquement par une écumeuse rotative. La flottation (insufflation de bulles d'air) accélère le processus de dégraissage.

Le dessablage et le dégraissage sont souvent associés simultanément dans des ouvrages combinés (dessableurs-dégraisseurs rectangulaires, circulaires ou avec aérateur mélangeur en tête) [Schriver-Mazzuoli 2012].

Evacuation et traitement des sous-produits de prétraitement : Les sous-produits comportent le refus des grilles, les sables, les graisses et écumes. Les détritiques des grilles sont souvent envoyés en décharge ou enterrés. Ils peuvent également être incinérés dans un four prévu à cet effet.

Le sable récupéré est impropre à une réutilisation et doit être enterré ou envoyé en décharge avec les matières du refus des grilles.

Les graisses et écumes recueillies à la surface des dégraisseurs peuvent être introduites en digestion anaérobie ou stockées en benne et évacuées périodiquement pour enfouissement ou mise en décharge.

1.1.4.2. Le traitement primaire

Les procédés du traitement primaire sont physiques et éventuellement physico-chimiques. Pour les procédés physiques, la force de pesanteur est la base du travail de décantation. Ainsi, le dimensionnement des décanteurs est essentiellement basé sur la vitesse de sédimentation des MES, la charge hydraulique (le débit entrant à la station d'épuration) et la charge de pollution (en kg de MES).

Dans un décanteur, l'écoulement doit être laminaire, permanent et stable avec équirépartition de l'eau brute et collecte uniforme de l'eau décantée. En respectant les valeurs de consigne

du décanteur primaire, comme le débit d'entrée et la durée moyenne de traversée, la décantation primaire permet une réduction de 50 % à 60 % des matières en suspension ainsi que de la demande chimique en oxygène et de 30% de la demande biologique en oxygène.

Nous distinguons entre trois types communs de décanteurs : décanteurs longitudinaux, décanteurs circulaires et décanteurs lamellaires qui permettent d'augmenter la surface de décantation tout en réduisant la surface au sol.

Le traitement primaire chimiquement amélioré (TPCA): Les particules solides dont la vitesse de sédimentation est très faible ne déposent pas naturellement dans un bassin de décantation. Afin de pouvoir séparer ces particules solides difficiles à décanter des eaux usées, nous ajoutons des procédés de décantation chimique. Ces procédés physico-chimiques de décantation consistent à alourdir les particules en suspension. Ils utilisent des techniques de coagulation et de floculation pour faciliter l'élimination des MES. L'utilisation de la technique de TPCA à la place du traitement biologique conventionnel est jugée plus efficace et moins coûteuse pour atteindre le niveau de traitement exigé pour le rejet en mer des effluents des mégapoles [Harleman et Murcott 1999, Xu 2011].

L'efficacité d'un décanteur peut être nettement améliorée (jusqu'à 10 %) par la floculation mécanique (système d'agitation) et par l'addition des produits chimiques (sels minéraux ou polymères) [Bourrier et al. 2010].

Des procédés de flottation et de précipitation peuvent être aussi employés pour l'extraction des solides et des cations métalliques des eaux usées [Degrémont et Suez 2005, Bourrier et al. 2010, Schriver-Mazzuoli 2012].

Le traitement préliminaire et primaire sont d'importance capitale quand la déposition des particules solides dans le milieu récepteur est possible et quand les eaux usées contiennent des métaux et des toxiques (attachés aux particules solides). Alors, le traitement primaire peut réduire considérablement l'impact écotoxique du rejet [Abessa et al. 2005].

1.1.4.3. Le traitement biologique

Appelé également traitement secondaire. Il fait appel à des micro-organismes pour métaboliser les matières organiques biodégradables. Les processus de traitement biologique ont généralement un coût élevé à cause des exigences des quantités importantes d'énergie, de la main-d'œuvre qualifiée, des infrastructures et de l'entretien. Ils réduisent la demande biologique en oxygène (DBO) et les matières en suspension (MES) dans les eaux usées et produisent des boues qui doivent être traitées avant rejet ou réutilisation. Les traitements biologiques conventionnels représentés par le système de boues activées ou lagunage ne sont pas considérés par certains chercheurs comme des installations durables et respectueuses de l'environnement à cause de l'énergie qu'ils consomment, l'espace qu'ils occupent et les gaz à effet de serre et les boues qu'ils produisent [Awad 1996, Lanoë 2009]. Des alternatives plus respectueuses de l'environnement existent comme les (TPCA) ou filtres plantés de roseaux pour des collectivités de petite taille ainsi que d'autres solutions pour les traitements non collectifs par exemple les méthodes expliquées par Poulet et al. (2004), Lanoë (2009), Le douarin et Werckmann (2010), Lakel (2012) et Marge (2012).

1.1.4.4. Le traitement tertiaire

La nécessité d'un traitement avancé des eaux usées se base sur plusieurs facteurs :

- a- Satisfaire des conditions de rejet ou de réutilisation plus strictes, par exemple pour l'élimination de certains inorganiques spécifiques comme les métaux lourds ou augmenter l'efficacité d'élimination des matières organiques.
- b- Assurer une désinfection plus efficace.
- c- Limiter l'eutrophisation dans les plans d'eau sensibles en éliminant les nutriments au-delà de ce qui peut être accompli par des procédés de traitement secondaire conventionnel.

1.1.4.5. La désinfection

La désinfection a pour but la réduction à un niveau acceptable, des risques sanitaires liés aux microorganismes pathogènes (des bactéries, des virus, des germes pathogènes, des protozoaires). Le traitement biologique conventionnel ne garantit pas la réduction acceptable des agents pathogènes comme nous pouvons voir dans le Tableau 1- 7. L'indicateur de

pollution bactérien cité est représenté par les coliformes Escherichia Coli (E. coli) qui font partie des coliformes totaux. Ces coliformes ne sont pas nocifs eux-mêmes mais leur présence dans les eaux naturelles indique la contamination de ces eaux par des matières fécales. Pour cela un traitement secondaire plus une désinfection sont recommandés avant le rejet direct des eaux usées sinon un traitement primaire est nécessaire avec utilisation d'un dispositif du rejet.

Tableau 1- 7 La désinfection dans les différentes étapes de traitement des eaux usées en comparaison avec les normes de qualité bactériologique des eaux réceptrices.

Niveau de traitement	E .coli dans l'effluent /100 ml	Qualité des eaux de baignade selon le décret n° 91-980 du 20 Septembre 1991 (l'indicateur E. coli)	
Préliminaire	10^7	Catégorie A	Catégorie B
Primaire	10^6	eaux de bonne qualité pour la baignade ≤ 100	eaux de qualité moyenne pour la baignade ≤ 2000
Secondaire	10^5	E. coli /100ml	E. coli /100ml
Secondaire + désinfection	10		

La désinfection de l'écoulement peut se faire par des procédés d'épuration extensifs (lagunage, filtration-percolation, biofiltration) ou par des procédés chimiques qui consistent en la chloration et l'ozonisation des eaux et le traitement physique utilisant des rayons UV. Globalement, les procédés extensifs garantissent la meilleure désinfection puisqu'ils ne produisent pas de toxicité résiduelle et de sous-produits cancérigènes (en comparaison avec la chloration) avec un risque minime de reviviscence (en comparaison avec le rayonnement UV) et plus économique par rapport à l'ozonisation.

L'efficacité de l'élimination des polluants dans les unités mentionnées ci-dessus est donnée au Tableau 1- 8.

Tableau 1- 8 Efficacité de l'élimination des polluants dans les différentes étapes de l'épuration [UNEP et WHO 1996].

Procédé de traitement		Efficacité d'élimination (%)					
		DBO ₅	DCO	MES	N	P	CT
traitement préliminaire		0-5	0-5	0-10	-	-	0-10
traitement primaire		30-40	30-40	50-65	10-20	10-20	25-75
traitement primaire chimiquement amélioré (TPCA)		50-70	50-70	80-90	20-30	70-90	40-80
traitement secondaire	Boues activés	80-95	80-85	80-90	10-30	10-25	80-90
	Lagunage	90-95	85-95	60-80	20-90	10-35	90-98
L'élimination des nutriments (N+P)		95-97	85-90	90-95	70-95	70-90	80-90
désinfection		-	-	-	-	-	98-99
traitement avancé bioréacteur à membrane		>99	>90	>99	>96	>98	6log
filtres plantés de roseaux		95-98	85-90	90-95	85-90	85-90	90-98
<p>DBO₅: Demande Biologique en Oxygène au bout de cinq jours; DCO: Demande Chimique en Oxygène; MES: Matières En Suspension; N : Azote, P : Phosphore ; CT : Coliformes Totaux.</p>							

1.2. Impact environnemental des rejets urbains sur le milieu récepteur

1.2.1. La notion d'autoépuration et les rejets urbains

L'autoépuration signifie l'ensemble des processus biologiques chimiques et physiques permettant à un écosystème aquatique (rivière, océan, lac...) de dégrader lui-même les substances biodégradables qu'il produit ou qui lui sont apportées de l'extérieur. Dans un milieu marin, la salinité, les rayons solaires et les organismes vivants (bactéries, protozoaires, algues, poissons...) sont les acteurs majeurs de l'autoépuration.

Le seuil de l'autoépuration est la charge des matières organiques dont un écosystème peut assimiler. Une mer ouverte par exemple, a une capacité d'autoépuration (un seuil) plus importante qu'un lac fermé. Quand le seuil de l'autoépuration est dépassé, la pollution organique s'accumule et l'écosystème se dégrade en conséquence. Par ailleurs, la présence de substances toxiques peut inhiber le phénomène d'autoépuration.

Le principe d'un émissaire marin se base sur la notion d'autoépuration. Si l'on prend la pollution bactériologique comme la pollution critique apportée par les rejets urbains, un émissaire marin aura pour objectif d'éloigner le rejet de la côte et des zones sensibles comme les zones de pêche à pieds ou zones de baignade afin de donner le temps à l'autoépuration pendant le trajet de l'effluent du point de rejet jusqu'à la zone sensible. La bonne conception d'un émissaire marin permet de réserver suffisamment de temps pour que la dilution, les effets bactéricides de la salinité des eaux marines et de la lumière solaire réduisent le nombre des agents pathogènes dans le mélange eaux usées - eaux de mer à des valeurs négligeables.

En tout cas, l'autoépuration présentée par l'inactivation des agents pathogènes et la dégradation des matières organiques reste une notion difficile à mesurer à cause de l'incertitude dans la mesure des concentrations des polluants dans le milieu marin, sa nature variable, et les vastes processus de transport dans ce milieu. Les études de laboratoire et de terrain ont montré que la température et la radiation ultraviolette du soleil sont d'importance capitale pour l'inactivation des pathogènes (Figure 1- 4). Cela explique pourquoi l'inactivation des pathogènes est moins importante dans les eaux turbides que dans les eaux claires où la lumière peut pénétrer. Par contre, l'inactivation des virus dépend essentiellement

de la température (Figure 1- 4). L'adsorption à la surface des sédiments est le facteur le plus important pour la survie du virus.

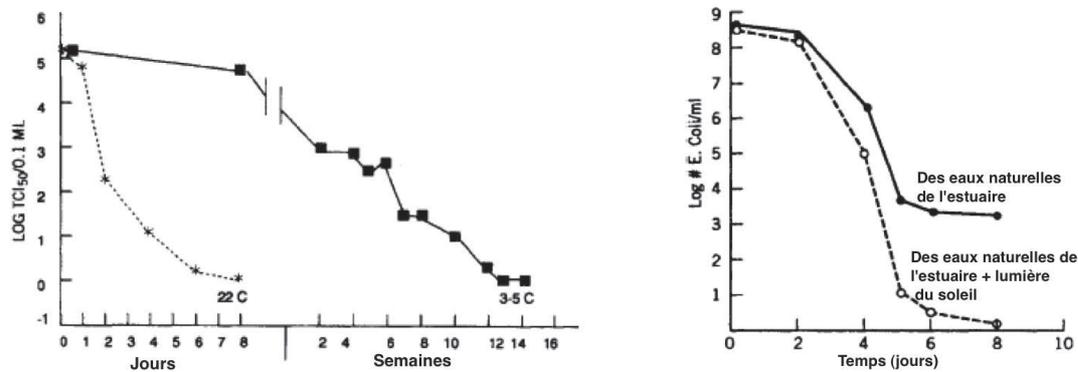


Figure 1- 4 Inactivation de l'échovirus dans les eaux marines en fonction de la température (à gauche). Inactivation de E. coli en fonction des radiations solaires (à droite). Adapté de Bitton (1994).

Malgré la dépendance des mécanismes essentiels de l'inactivation des agents pathogènes de la température et de la lumière, la mortalité de ces agents n'est pas forcément plus élevée en été qu'en hiver. En effet, en été les courants marins sont plus lents, alors qu'en hiver ils sont plus vifs et le mélange des polluants avec les eaux marines est plus poussé. La dispersion est plus large en hiver, ce qu'incite une dilution plus importante et les concentrations des agents pathogènes sont par conséquent moins importantes. Cette remarque est illustrée en (Figure 1- 5). Cette figure fait partie du travail de Bravo et De Vicente (1992) sur l'émissaire marin des rejets urbains à Fuengirola en Espagne. L'indicateur (T90) utilisé dans la (Figure 1- 5) présente le temps caractéristique nécessaire pour l'inactivation de 90% de certains agents pathogènes dans le milieu récepteur. Une valeur modérée de (T90) signifie une inactivation rapide et vice versa. Les valeurs de (T90) sont étudiées pour les coliformes totaux (CT), les coliformes fécaux (CF) et les streptocoques fécaux (SF). Les résultats montrent des valeurs élevées de (T90) pendant l'été qui sont « difficiles à expliquer » selon les chercheurs, mais peut être liées aux rejets urbains plus importants pendant la saison touristique et à la vitesse modérée du courant marin estival.

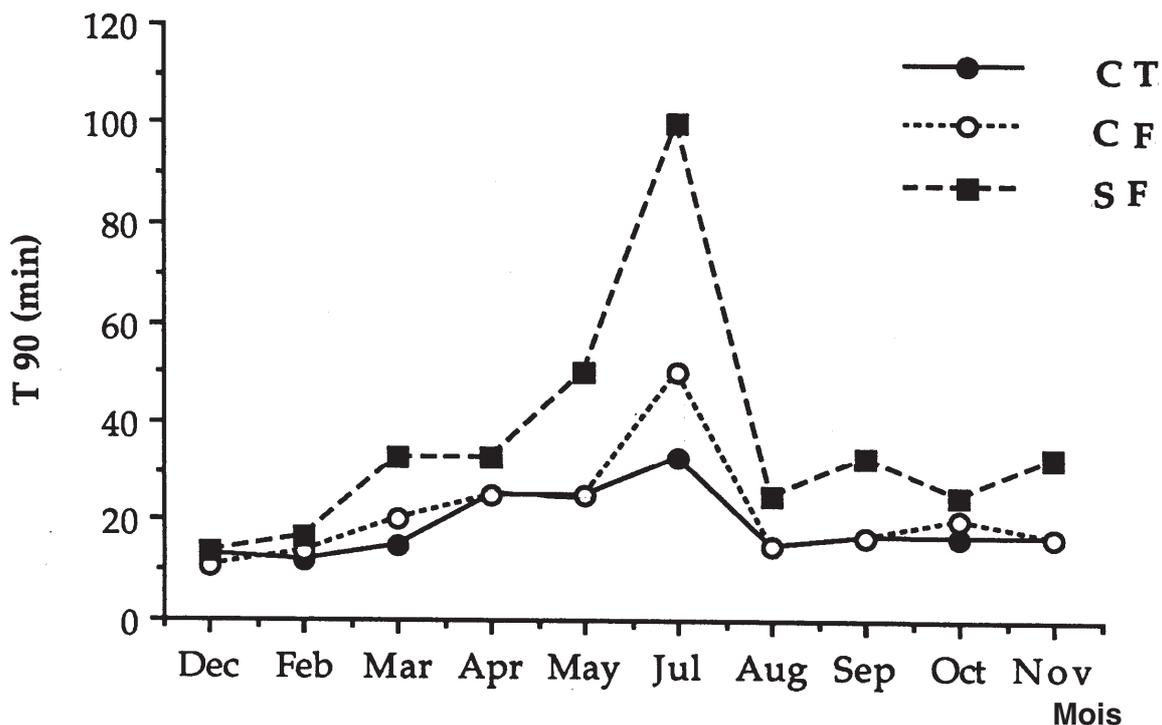


Figure 1- 5 Evolution saisonnière du paramètre (T90) dans la zone côtière de Fuengirola en Espagne. Adapté de Bravo et De Vicente (1992).

1.2.2. Les rejets urbains et la réglementation sur la qualité des eaux naturelles

Les rejets des eaux usées dans la mer causent des dommages qui entraînent des conséquences sanitaires (morbidité piscicole, contamination bactériologique des coquillages et des plages) et des modifications écologiques (stérilisation des fonds, nuisance par MES, apport supplémentaire de nutriments).

La baignade et les sports nautiques associés réclament une eau de qualité à laquelle le public est particulièrement attentif. Les rejets peuvent présenter une influence majeure sur la qualité bactériologique de l'eau. Les coquillages présentent un risque particulier dû à leur mode de nourriture. Une huître qui filtre 30 à 100 l d'eau par jour concentre ainsi des germes pathogènes, pesticides, métaux lourds.

1.2.2.1. Dans l'Union Européen

Des normes européennes fixent les niveaux maximaux des produits indésirables dans les coquillages destinés à la consommation humaine (décret n°98-696 du 30 juillet 1998) et pour

les eaux de baignade (décret n° 91-980 du 20 septembre 1991). Nous citons dans le Tableau 1- 9 et le Tableau 1- 10 la partie concernant la pollution microbiologique. La présence des matières fécales dans l'eau constitue un indice de pollution microbiologique. Certaines bactéries qui sont communes dans le tube digestif de l'homme sont indicatrices de la pollution microbiologique. On utilise souvent les coliformes totaux (CT), les Escherichia coli (E. coli), les streptocoques fécaux (SF) et les coliformes fécaux (CF) comme paramètres de qualité sanitaire de l'eau.

Tableau 1- 9 Les principaux critères de qualité sanitaire des eaux de baignades dans l'Union Européen. Adapté de Certu (2003).

		Au moins 95 % des résultats*	Au moins 90 % des résultats*	Au moins 80 % des résultats*	Entre 5 et 33 % des résultats*	Plus de 33% des résultats*
Catégorie A	CT	≤ 10000/100ml		≤ 500/100ml		
	E. coli	≤ 2000/100ml		≤ 100/100ml		
	SF		≤ 100/100ml			
Catégorie B	CT	≤ 10000 /100ml				
	E. coli	≤ 2000 /100ml				
Catégorie C	CT				≥ 10000 /100ml	
	E. coli				≥ 2000 /100ml	
Catégorie D	CT					≥ 10000 /100ml
	E. coli					≥ 2000 /100ml

Catégorie A eau de bonne qualité pour la baignade
 Catégorie B eau de qualité moyenne pour la baignade
 Catégorie C eau pouvant être momentanément polluée
 Catégorie D eau de mauvaise qualité pour la baignade

* La fréquence des prélèvements est au moins bimensuelle pendant la saison touristique. Généralement, on dispose de plus de 10 prélèvements pour effectuer le classement.

** Outre les paramètres microbiologiques présentés ici, les paramètres physico-chimiques sont pris en compte pour les catégories A et B, notamment les huiles minérales, les phénols et la mousse.

Tableau 1- 10 Les principaux critères de qualité sanitaire des zones de production conchylicole dans l'Union Européen. Adapté de Certu (2003)

	Critère		Au moins 90 % des résultats	avec aucun valeur
Catégorie A	Soit	CF	< 300/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	> 1000/ 100gr
	ou	E. coli	< 230/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	> 1000/100gr
Catégorie B	Soit	CF	< 6000/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	> 6000 /100 gr
	ou	E. coli	< 4600/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	>4600/100 gr
Catégorie C	Soit	CF	< 60000/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	>60000 / 100gr
	ou	E. coli	< 46000/ 100gr de chair et de liquide intervallaire	>46000/100gr
Catégorie D	Zones de production ne satisfaisant pas aux critères exigibles pour un classement A, B,C			
<p>Catégorie A : commercialisation des coquillages sans traitement particulier. Catégorie B : commercialisation des coquillages après reparcage ou purification légère Catégorie C : commercialisation des coquillages après reparcage de longue durée ou purification intensive Catégorie D : Pêche et commercialisation interdites.</p>				

Conformément à la directive européenne 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des rejets urbains, les eaux naturelles superficielles peuvent être divisées en trois catégories :

- zones sensibles,
- zones normales,
- zones moins sensibles.

Les zones sensibles : exigent un traitement plus rigoureux que le traitement secondaire exigé pour les zones normales. Les zones sensibles sont les zones sensibles à l'eutrophisation ou les eaux douces de surface destinées au captage d'eau potable et qui pourraient être riches en nitrate et les zones pour lesquelles un traitement complémentaire au traitement secondaire est nécessaire pour satisfaire aux directives du conseil européennes.

Les zones normales : sont les zones non identifiées comme sensibles ou moins sensibles au sens de la directive 91/271/CEE. Ces zones exigent un traitement secondaire pour leurs eaux usées urbaines.

Les zones moins sensibles : sont les zones où le rejet des eaux usées n'altère pas l'environnement en raison de la morphologie, de l'hydrologie ou des conditions hydrauliques

spécifiques de la zone en question. Un traitement primaire peut être jugé approprié dans les zones moins sensibles.

La Figure 1- 6 schématise les étapes de traitement nécessaire des rejets urbains en fonction des milieux récepteurs.

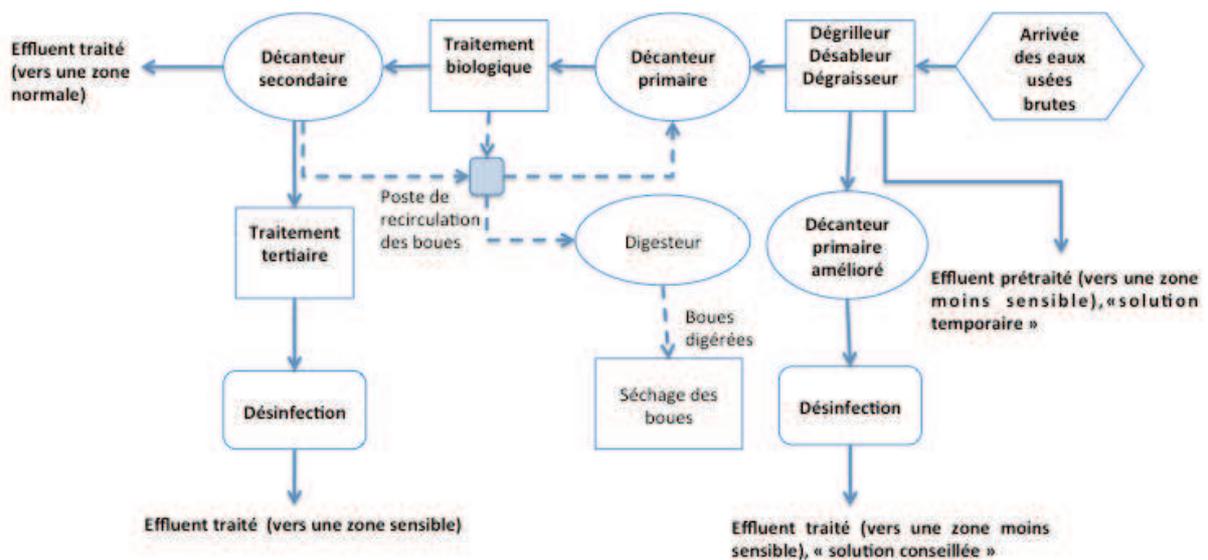


Figure 1- 6 Parcours de traitement des rejets urbains selon la finalité des rejets à la lumière de la directive européenne 91/271/CEE.

Tandis que les états membres sont obligés par la directive à identifier les zones sensibles, l'identification des zones moins sensibles est une option pour certaines eaux côtières et certains estuaires.

Dans les cas où un traitement moins rigoureux que le traitement secondaire est prévu pour les zones moins sensibles, une dérogation vis à vis de la directive est exigée. L'état membre doit présenter une étude compréhensive à la Commission montrant que tel rejet ne nuira pas à l'environnement.

En 1999, le Portugal a demandé une dérogation pour l'agglomération de la côte d'Estoril (720 000 eh), près de Lisbonne. La dérogation a été accordée par la Commission en octobre 2001 [Commission des Communautés Européennes 2004]. Le cas de Costa do Estoril est

considéré comme exceptionnel, et une solution de traitement primaire amélioré était approuvée [Silva et al. 2010 Sampaio et al. 2011].

Le système de gestion des eaux usées à Costa do Estoril, qui comprend un long émissaire marin est un exemple qui peut être reproduit dans d'autres situations, notamment sur les longues côtes américaines et africaines.

1.2.2.2. Selon le Programme des Nations Unies pour l'environnement - UNEP

Selon l'UNEP, le rejet des eaux usées brutes ou prétraitées par des émissaires marins doit être limité aux effluents urbains qui ne contiennent pas de charges élevées de substances persistantes, bioaccumulables ou toxiques. Les effluents industriels doivent toujours être soumis à un traitement avant leur rejet dans le milieu marin.

Afin de respecter la capacité de réception des eaux côtières, des normes sont proposées pour la plupart des situations méditerranéennes et pour les moyens et petits émissaires marins. L'Autorité correspondante exprime ces normes sous une forme statistique permettant de contrôler les rejets. L'option de rejet devrait satisfaire les critères de qualité des eaux réceptrices, notamment les critères des eaux de baignade. Cependant, la pollution bactérienne reste le critère le plus important comme le montre le Tableau 1- 11.

Tableau 1- 11 Critères recommandés sur la qualité des eaux de baignade [UNEP 1996]

Paramètre	Unité	Centiles		Remarques
		50%	90%	
Coliformes Fécaux	n/100 ml	100	1000	Baignade
Streptocoques Fécaux	n/100 ml	100	1000	Baignade
Couleur *	Pt-Col/l **	10	30	
Matières en suspension	mg/l	1,3NV ***	1,5NV	
<p>* A être observée au niveau de la surface libre dans le lieu du rejet ** La couleur est mesurée selon une échelle au Platino-Cobalt, en comparant la couleur de l'eau de l'échantillon avec celle d'une série de solutions chimiques normalisées. *** NV : Valeur normale dans la région avant le rejet.</p>				

1.2.3. Impact environnemental des matières en suspensions présentes dans les rejets urbains sur le milieu récepteur

Dans le milieu récepteur, les matières en suspension présentes dans le rejet affectent la qualité des eaux naturelles de plusieurs façons:

- 1- Les matières en suspension, qu'elles soient porteuses de la pollution ou non, elles déterminent la turbidité de l'eau. Elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau et réduisent donc l'effet bactéricide du soleil et la photosynthèse réalisée par les végétaux des fonds [Lick 2009].
- 2- Elles causent le colmatage des fonds par dépôt et aident au support et à la propagation de la pollution bactérienne. Elles absorbent à leur surface des polluants et des germes pathogènes.
- 3- Les matières en suspension polluées nuisent au milieu aquatique à cause des polluants qu'elles portent. Ces polluants peuvent se détacher et se dissoudre dans l'eau, ou ils décantent avec les particules solides et contaminent le fond. Ils sont toujours susceptibles d'être érodés. Si la pollution portée est majoritairement organique elle diminue la teneur en oxygène dissous et nuit au développement de la vie aquatique.
- 4- Les sédiments montrent une considérable aptitude à piéger les polluants azotés, phosphatés ou toxiques : à l'interface eau-sédiments de nombreuses réactions chimiques de solubilisation ou de complexes apparaissent. Ainsi si l'eau ne contient que peu d'éléments nutritifs (NK, phosphore) ou toxiques (métaux lourds, pesticides), les sédiments constituent probablement des concentrations beaucoup plus élevées [Swartz et al. 1982, Bourrier et al. 2010].
- 5- L'abondance des matières solides détruit l'habitat des poissons par dépôt au fond du milieu aquatique récepteur.
- 6- Les matières en suspension peuvent perturber la vie aquatique en colmatant les zones de frayères et en gênant la respiration branchiale des animaux.
- 7- La présence de turbidité à cause des matières solides compromet l'aspect esthétique du milieu aquatique.

Le guide méthodologique de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée met en relation la charge rejetée en MES et la configuration géographique du site marin récepteur (Tableau 1- 12).

Tableau 1- 12 Sensibilité des différents milieux récepteurs aux apports des matières en suspension [Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse 1992].

		Importance des apports de MES au rejet (t/j)	<0.2	0.2 à 0.8	0.8 à 1.2	1.2 à 12	>12
Configuration du type de rejet et du site	Emissaire en milieu ouvert						
	Emissaire en milieu fermé						
	Rejet côtier en milieu ouvert						
	Rejet côtier en milieu semi-fermé						
	Rejet côtier en milieu fermé						

Sensibilité négligeable	
Sensibilité légère	
Sensibilité normale	
Sensibilité forte	
Rejet à éviter	

1.2.3.1. Le diagnostic de la pollution des sédiments naturels

Les sédiments peuvent accumuler des contaminants à des concentrations supérieures à celles observées dans une colonne d'eau, produisant des effets négatifs sur le biote benthique et sur les organismes vivants qui se nourrissent des benthos ou des sédiments. En raison de l'importance écologique et la persistance des polluants dans ce milieu, les sédiments sont bien appropriés à être surveillés dans les études des impacts environnementaux [Swartz et al. 1982, Reopanichkul et al. 2010]. Les impacts des rejets urbains sur le milieu marin se manifestent par des changements de composition des sédiments, en particulier en ce qui concerne le dépôt et l'accumulation des matières organiques dans la couche superficielle des sédiments au fond du milieu aquatique [Farley 1990, Cornelissen et al. 2008, Sampaio et al. 2010].

Nous trouvons dans la littérature, plusieurs recherches qui s'intéressent au diagnostic du bien-être des sédiments marins. Ces recherches se basent soit sur des programmes de surveillance à long terme soit sur des données saisonnières. Nous exposons par la suite quelques techniques qui nous permettent de diagnostiquer le degré de pollution des sédiments

marins et anticiper la source et la nature de cette pollution soit autour du point du rejet, à la plage ou dans les zones de baignade.

Comme un premier exemple, nous citons les travaux de Lee et al. (2002), Hampton et al. (2002) qui ont présenté une technique remarquable pour la détection des sédiments affectés par le rejet. Ils ont proposé l'utilisation des profils acoustiques et d'images par satellite afin de cartographier les dépôts des sédiments affectés par le rejet. À cet égard, ils ont pu en déduire, à l'échelle régionale, des modèles de dispersion des sédiments et leur taux d'accumulation à partir de la forme et de l'épaisseur des dépôts qui recouvrent le fond rocheux. Ainsi, ils ont pu en déduire les trajectoires de transport des sédiments, la localisation des zones d'érosion et de dépôt et la morphologie des fonds marins. Ces efforts de cartographie ont un succès partiel à cause de la résolution limitée des images à analyser et parce que le dépôt des rejets n'est pas partout distinguable acoustiquement des sédiments naturels.

De nombreuses approches existent pour l'évaluation de la qualité des sédiments. Parmi elles, l'analyse chimique et les tests de toxicité sont les plus répandues [Cesar et al. 2007]. L'utilisation de deux types de tests ou plus d'une manière intégrative (analyse statistique multivariée) donne des informations plus fiables sur l'état de l'environnement en comparaison avec les informations moins réalistes et plus incertaines obtenues en utilisant une analyse statistique univariée [Borja et al. 2000, Quintino et al. 2006, Idris 2008].

Borja et al. (2003) ont étudié les effets des sources de pollution sur les communautés benthiques des fonds marins en utilisant un indice biotique marin (BI). Cet indice présente un moyen simple et clairement défini pour évaluer l'état des communautés benthiques. Bien que le (BI) souligne l'influence de l'enrichissement en matière organique sur les communautés benthiques, il a été montré que cet indice est utile pour l'évaluation d'autres effets anthropiques, tels que des modifications physiques de l'habitat et des apports en métaux lourds [Borja et al. 2000]. Dans le même contexte [Soto-Jiménez et al. 2001, Idris 2008, Pan et al. 2011] ont étudié les concentrations des éléments traces dans les huîtres et les sédiments dans une zone influencée par un émissaire marin des rejets urbains.

Pour conclure, nous citons le travail de Cesar et al. (2007) qui ont utilisé l'analyse en composantes principales (ACP) afin d'intégrer la toxicité des sédiments (mortalité des

amphipodes) et les données physico-chimiques (Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Co, les PCB, les concentrations des HAP, carbone organique) dans le but de déterminer la dégradation de l'environnement dans différentes régions côtières affectés par différentes sources de contamination en Espagne et au Brésil.

1.2.3.2. Restauration des zones affectées par les rejets

La bonne connaissance des propriétés des sédiments et la pollution qu'ils contiennent dans le cas à étudier nous aide à prendre la bonne décision sur les meilleurs processus de restauration (applicable, économique et utile) adaptés pour ce cas. Or, le bon diagnostic soutenu par un outil de modélisation fiable peut réduire le risque d'échec dans un processus de restauration des zones affectées par les rejets. La restauration est particulièrement nécessaire en cas de présence d'éléments très nocifs ou toxiques dans les rejets qui nuisent à la vie aquatique.

Le processus de restauration est généralement une combinaison des trois actes suivants [Lick 2009] :

1. La récupération naturelle : Aucun acte humain n'est prévu. La restauration de la zone contaminée progresse en fonction de l'autoépuration dans le milieu aquatique. Cela peut prendre quelques années selon le degré de pollution et les conditions marines et météorologiques dans la zone en question
2. Le dragage : Cela signifie enlever les sédiments contaminés du fond marin pour les traiter ou les enterrer ailleurs.
3. Le capping : c'est la mise en place des sédiments propres au-dessus des sédiments contaminés. Cette solution demande de grandes compétences pour mettre le cap en place et assurer sa stabilité.

Afin de réduire l'impact environnemental des rejets urbains sur les eaux réceptrices, nous éloignons les points des rejets de plage et des zones sensibles, et nous choisissons avec précaution la localisation de ces points pour maximiser la dilution des polluants dans le milieu aquatique et tirer profit des processus de l'autoépuration pour assimiler la pollution organique et inactiver la pollution bactérienne. Pour ce faire, nous utilisons les émissaires marins.

1.3. Les émissaires marins

1.3.1. Définition

Un émissaire marin (Figure 1- 7) est un long pipeline (généralement de quelques kilomètres) qui transporte les eaux usées (souvent des eaux usées urbaines ayant subies un traitement primaire ou juste un traitement préliminaire) et les diffuse loin des zones côtières par une simple ouverture à son extrémité (Figure 1- 8(a)) ou par un diffuseur équipé d'orifices (un seul port, deux ports ou ports multiples (Figure 1- 8 (b, c)). Un diffuseur équipé de ports multiples est appelé diffuseur multiport.

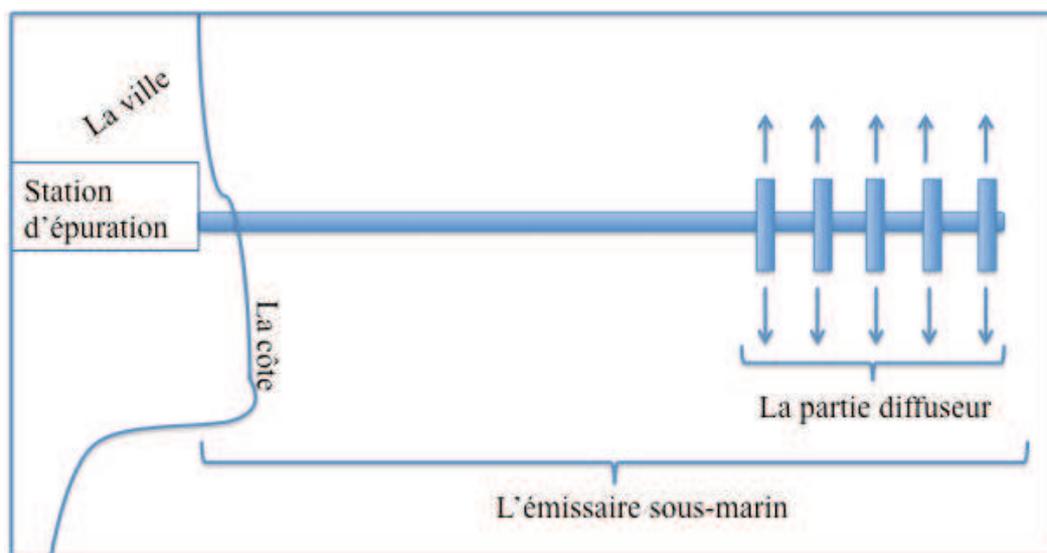


Figure 1- 7 Schéma d'un émissaire marin équipé d'un diffuseur multiport



Figure 1- 8 (A gauche) Emissaire marin avec un simple port (Steve Spring, Palm Beach County Reef Rescue 2011). (Au milieu) Orifice avec un riser de deux ports en forme de T équipés des valves anti-retour (ditEs Becs de Canard). (A droite) Installation des risers pendant la construction de l'émissaire de pillar point-Californie. Les risers sont équipés d'arrangement des ports en forme de rosette, avec des valves anti-retour [Lee et al. 2001].

1.3.2. Utilité de l'émissaire marin

La préservation ou la reconquête des milieux aquatiques est l'un des objectifs essentiels de l'assainissement urbain y compris le dispositif du rejet par « émissaire marin ».

L'objectif fondamental de l'utilisation d'un émissaire marin est de garantir la dilution maximale entre le rejet et le milieu récepteur. Ce qui permet de réduire l'impact environnemental du rejet sur le milieu naturel. Ce but est atteint en respectant les conditions suivantes:

- Éloigner les rejets urbains des côtes et bien choisir la localisation du point du rejet afin de se servir de la capacité des courants marins et d'autres paramètres météorologiques pour éloigner le rejet des zones sensibles et augmenter la dilution.
- Assurer une configuration de la partie diffuseur, adaptée au terrain, y compris son orientation, son inclinaison, la distance entre les orifices ainsi que le nombre de ports dans chaque orifice et l'arrangement de ces ports.

L'émissaire marin qui satisfait à ces conditions est considéré comme émissaire efficace.

Un émissaire efficace réduit l'impact environnemental des rejets urbains y compris l'effet sanitaire de l'usage de l'eau (baignade, production conchylicole) (Figure 1- 9). De manière générale, la préoccupation essentielle, en matière de santé publique, concerne la pollution bactériologique.

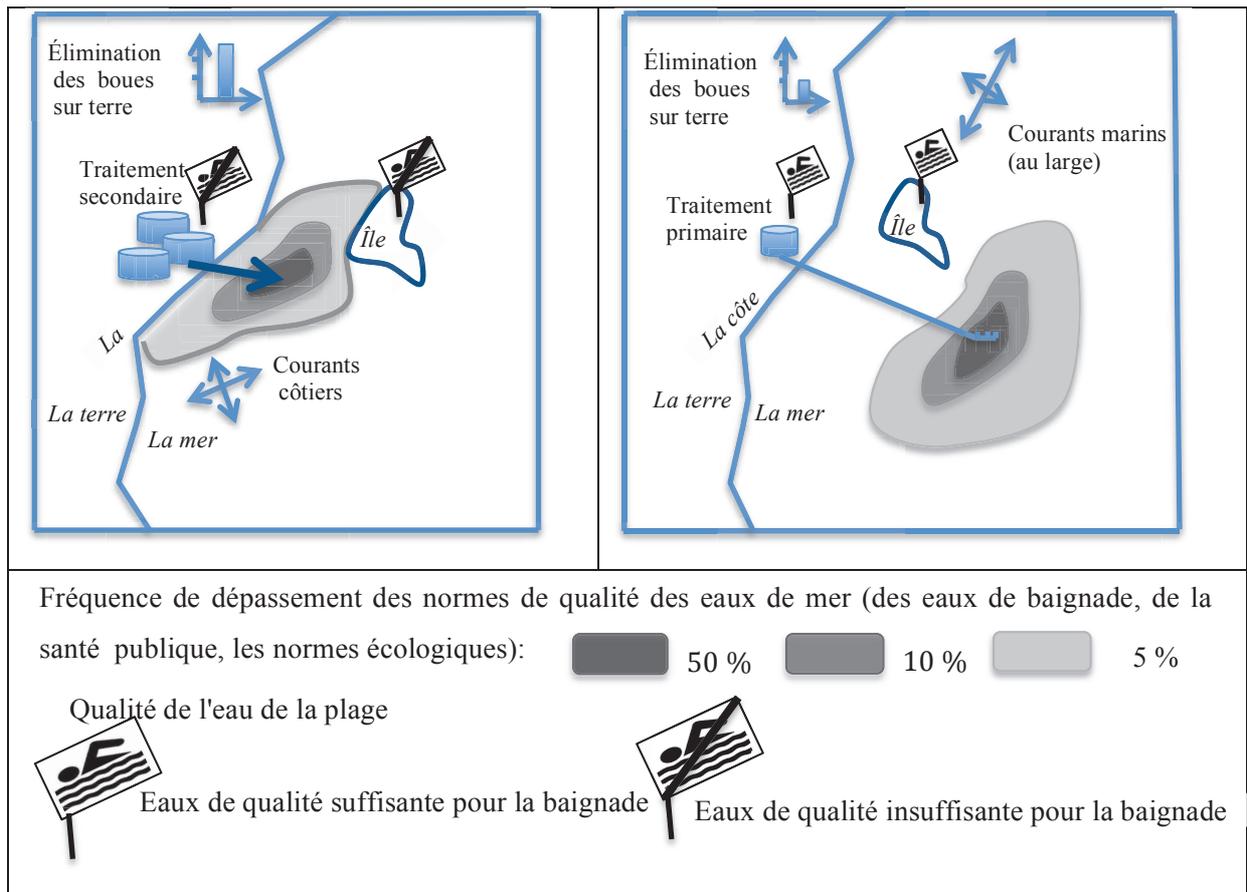


Figure 1- 9 Comparaison de deux systèmes d'assainissement et leurs impacts sur le milieu récepteur exprimés par la fréquence de dépassement des normes de qualité de l'eau de baignade. *À gauche* : Traitement secondaire avec un émissaire court. *À droite* : Traitement primaire avec un émissaire efficace multiport. Adapté de Bleninger (2006)

Le Tableau 1- 13 montre que les risques sanitaires potentiels associés à l'exposition aux eaux usées sont visiblement réduits quand on emploie un émissaire marin efficace, même sans augmenter le niveau de traitement des eaux usées. La relation entre le niveau de traitement des eaux usées urbaines et les options de rejets dans les eaux côtières est détaillée par UNEP et MAP (2004) dans le Tableau 1- 14.

Tableau 1- 13 Les niveaux des risques sanitaires potentiels associés à l'exposition aux eaux usées [WHO 2000].

Niveau de traitement	Risque sanitaire		
	Rejet côtier	Emissaire court ¹	émissaire efficace ²
Aucun ³	très élevé	élevé	NA ⁴
Préliminaire	très élevé	élevé	faible
Primaire (y compris les fosses septiques)	très élevé	élevé	faible
Secondaire	élevé	élevé	faible
Secondaire plus désinfection	-	-	-
Tertiaire	moyen	moyen	très faible
Tertiaire plus désinfection	-	-	-
Lagunage	élevé	élevé	faible

¹ Le risque relatif est modifié en fonction de la taille de la population. Il est augmenté pour les rejets provenant des grandes populations et diminué pour les rejets provenant des petites populations.

² On suppose que la capacité de conception n'a pas été dépassée et que les conditions climatiques et océaniques extrêmes sont prises en compte dans la conception.

³ y compris les rejets unitaires en temps de pluie

⁴ Ne s'applique pas

Tableau 1- 14 Niveaux de traitement des eaux usées urbaines et options de rejets dans les eaux côtières [UNEP et MAP 2004]

Option du rejet	Paramètres des effluents de préoccupation majeure	Niveau minimum de traitement	Niveau de traitement généralement exigé
Emissaire efficace	Toxiques, agents pathogènes, flottantes, huiles et graisses, matières en suspension.	A	A < 10,000 eh 10,000 eh < B < 150,000 eh C > 150,000 eh
Rejet côtier	+ Couleur, impact des éléments nutritifs.	B < 10,000 eh C pour les autres	C
Rejet côtier en milieu fermé ou semi-fermé	+ DBO ₅	C < 10,000 eh	C et D

Procédés de traitement classiques et niveau de traitement		
Catégorie du procédé de traitement	Les paramètres à éliminer	Exemple de processus de traitement
A Prétraitement	Solides grossiers, graisse et huile.	Dégrillage, dessablage, dégraissage et déshuilage
B Traitement primaire	Matières solides facilement décantables.	Décantation primaire, flottation
C Traitement secondaire	La plupart des solides et DBO	Traitement biologique, traitement physico-chimique, lagunage
D Élimination des nutriments	Nutriments	Traitement biologique, Traitement chimique
E Désinfection	Bactéries et virus	Lagunage, désinfection par ultraviolet, désinfection par le chlore.

1.3.3. Mode d'emploi

Les systèmes d'émissaires marins qui servent les collectivités littorales de petites et moyennes tailles constituent la grande majorité des systèmes d'émissaires marins. Ils jouent un rôle déterminant dans le bien-être des milieux marins près de la plupart des côtes habitées y compris les communautés touristiques [Economopoulos 1998]. Le dimensionnement rigoureux d'un système d'émissaire marin exige des informations détaillées sur l'environnement marin et la météorologie (géographie, bathymétrie, courants marins superficiels et profonds, marées, vents saisonniers, température, stratification de l'eau pendant l'été, salinité, etc.). En plus, nous utilisons des outils informatiques sophistiqués pour faire des simulations numériques du comportement hydrodynamique du mélange des eaux usées / eaux de mer ainsi que des concentrations des polluants dans la zone de rejet. L'utilisation de cette approche rigoureuse pour la conception des systèmes d'émissaires marins pour les petites collectivités n'est pas toujours justifiée, à cause des coûts élevés

associés aux programmes de surveillance marine et l'application de modèles informatiques. Ces coûts sont comparables aux coûts de construction de l'ensemble du système d'un émissaire marin pour une petite collectivité.

En se basant sur peu de données disponibles, la conception préliminaire présente une solution adaptée aux collectivités littorales de petites et moyennes tailles. La conception préliminaire de l'émissaire marin consiste à déterminer la longueur de l'émissaire, la profondeur de la partie diffuseur sous l'eau, l'emplacement des risers et les arrangements des ports afin de garantir une dilution suffisante des polluants du rejet. Pour trouver la valeur de dilution, trois mécanismes différents sont mis en jeu :

- * La dilution initiale (dilution du champ proche) S_1
- * La dilution due à la dispersion (dilution du champ lointain) S_2
- * La dilution effective (décroissance des bactéries et autres agents pathogènes) S_3

La valeur de la dilution totale S^* est donnée à partir de ces trois valeurs :

$$S^* = S_1 \cdot S_2 \cdot S_3 \quad (1.1)$$

La Figure 1- 10, la Figure 1- 11 et le Tableau 1- 15 montrent les champs proche, intermédiaire et lointain et expliquent les mécanismes de dilution dans chaque champ. Le calcul de la dilution initiale (S_1) et de la dilution due à la dispersion (S_2) avec plus de détails sur ces champs se trouvent discutés dans les deux paragraphes suivants.

Contrairement à S_1 et S_2 qui dépendent du comportement hydrodynamique du mélange eaux usées/ eaux de mer, comme il est montré en Figure 1- 10, la dilution effective S_3 suit une loi cinétique, considérée souvent de premier ordre :

$$S_3 = e^{\frac{-2.3}{T^{90}}t} \quad (1.2)$$

Où la variable t est le temps parcouru par le polluant considéré du moment de sortie du port de l'émissaire jusqu'au point où nous voulons connaître la valeur de la dilution S_3 .

T90 présente le temps caractéristique nécessaire pour l'inactivation de 90 % du polluant considéré.

Dans la conception de l'émissaire sous-marin, on a comme données les valeurs de concentrations de polluants dans les rejets urbains ainsi que des valeurs seuils imposées par l'autorité de concentrations de ces polluants sur la plage ou dans les zones sensibles (voir paragraphe 1.2.2). Une bonne configuration de la partie diffuseur ainsi qu'une profondeur suffisante de la mer dans la zone du rejet permettent d'avoir une valeur importante de la dilution initiale (dans le champ proche), de dizaines à centaines de fois. Puis viennent les rôles de dilution dans le champ lointain et la dilution effective. Selon la valeur de la dilution totale obtenue, on peut juger si notre conception assure une dilution suffisante de polluants selon laquelle elles arrivent à la plage ou dans les zones sensibles par des concentrations moins importantes que les concentrations critiques.

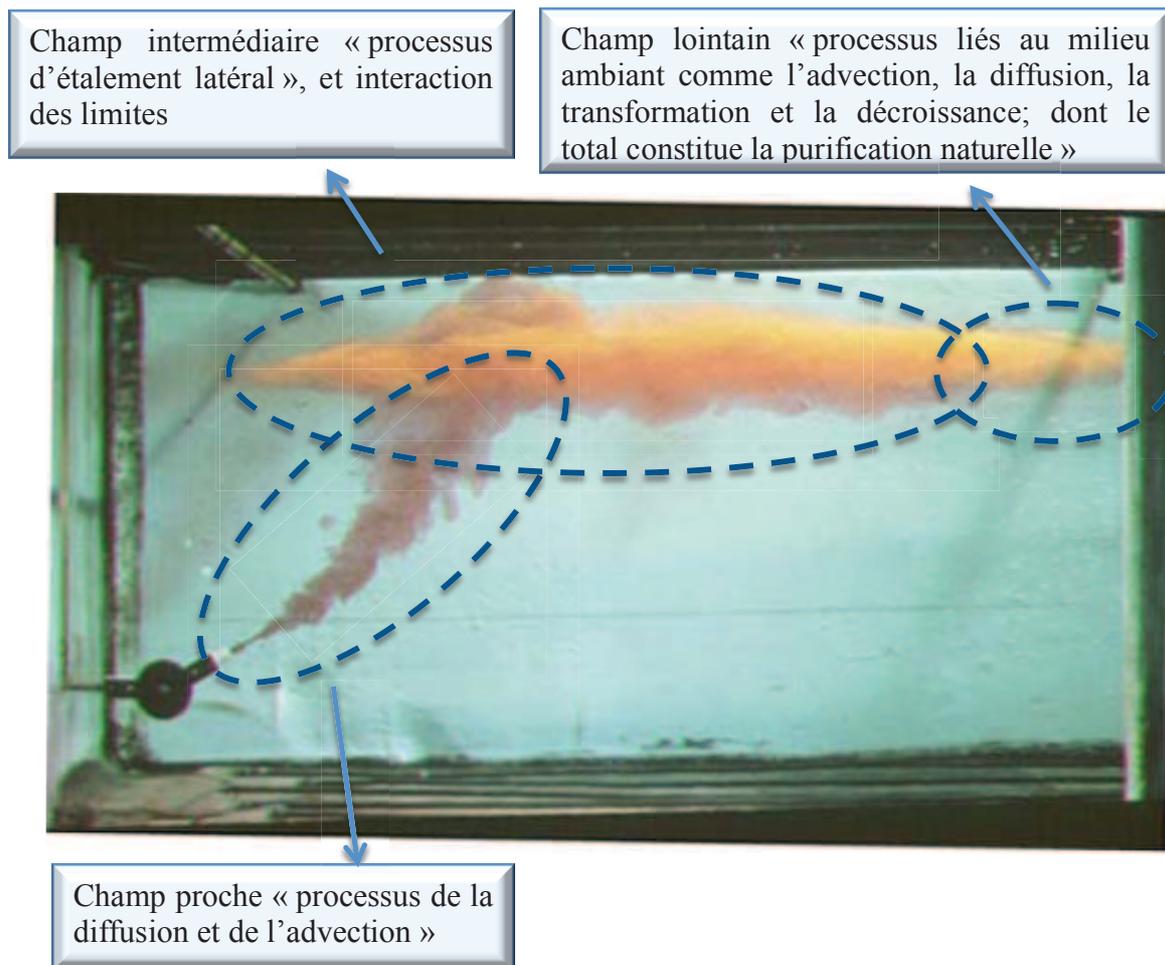


Figure 1- 10 La répartition des champs issus des rejets urbains en mer. Adapté de (K.Hofer, VAW, Zürich) dans Bleninger (2006).

Tableau 1- 15 Les échelles temporelles et spatiales du mélange eaux usées/ eaux de mer après rejet.

Phase	Phénomène	Échelle spatiale (m)	Échelle temporelle (s)
Champ proche	La montée du jet flottant « Diffusion et advection du jet »	$< 10^3$	$< 10^3$
Champ intermédiaire	Étalement latéral, établissement du nuage des eaux usées	$10^1 - 10^3$	$10^2 - 10^3$
Champs intermédiaire et lointain	La diffusion naturelle latérale dans le milieu ambiant et la dispersion	$10^2 - 10^4$	$10^3 - 10^5$
	Advection par le courant ambiant	$10^3 - 10^5$	$10^3 - 10^6$
Champ lointain	Rinçage à grande échelle « <i>flushing</i> », advection dans différents cycles de marée	$10^4 - 10^6$	$10^6 - 10^8$

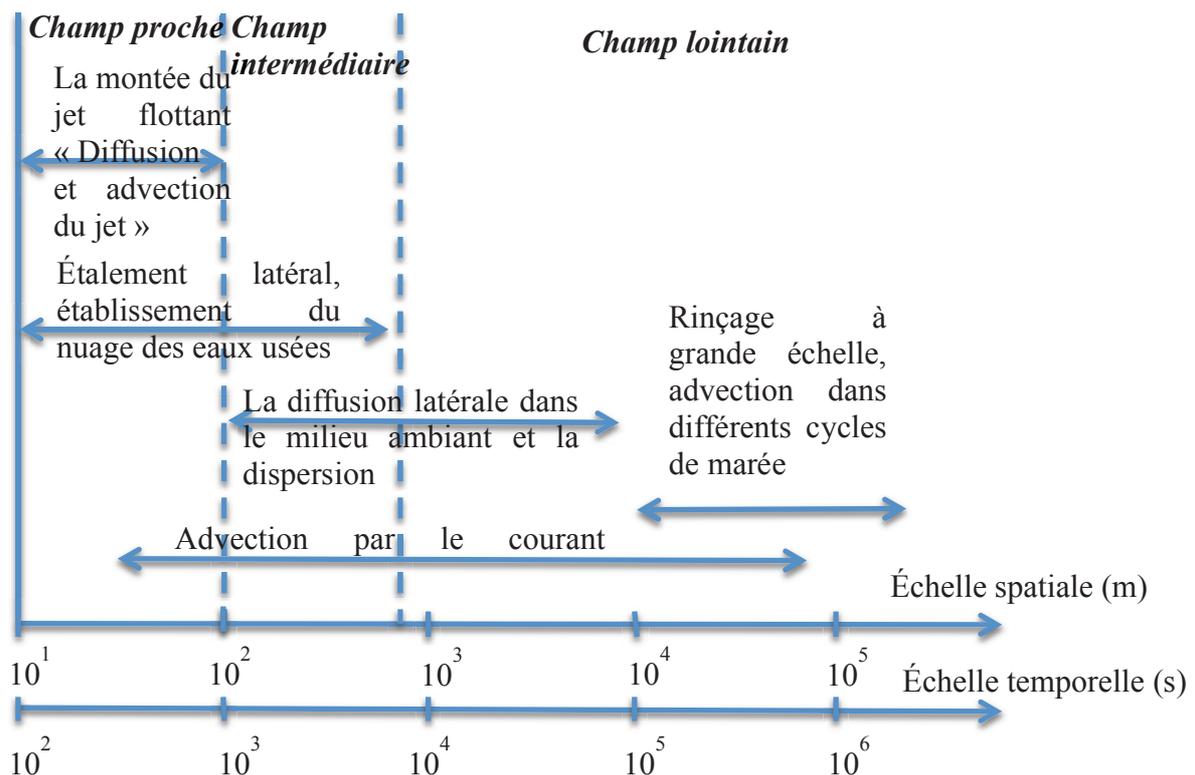


Figure 1- 11 Les échelles temporelle et spatiale des processus de la dilution des polluants issus de rejets urbains. Reproduit de Fischer et al. (1979).

Les trois champs sont présentés ci-dessous avec plus de détails

1.3.3.1. Le champ proche

Quand le rejet sort du port de l'émissaire, le jet résultant serait conduit par la quantité du mouvement initiale (M_0).

$M_0 = Q_0 V_0$ est le flux de la quantité du mouvement initiale;

$Q_0 = V_0 \frac{\pi D^2}{4}$ est le débit initial,

V_0 est la vitesse initiale et D est le diamètre du port.

La quantité du mouvement initiale (M_0) doit avoir une grandeur importante afin de pouvoir libérer le rejet au fond du milieu marin (surmonter la pression statique des eaux ambiantes et éviter au maximum l'intrusion de ces eaux salées, par le port, à l'émissaire).

Quand le jet vient en contact avec le milieu ambiant, le procédé de diffusion produit une couche de cisaillement. Les eaux ambiantes pénètrent le jet par cette couche de cisaillement causant, le ralentissement du jet, et en même temps le jet pénètre les eaux ambiantes causant l'accélération de ces eaux. De cette façon, le jet perd sa quantité du mouvement initiale à cause des eaux entraînées et il devient un panache après une courte distance du point du rejet.

Afin de déterminer la limite entre ces deux zones (jet - panache), une échelle de longueur (l_m) est utilisée:

$$l_m = \frac{M_0^{3/4}}{B_0^{1/2}}$$

$B_0 = g_0' Q_0$ est le flux de la force de flottabilité;

$g_0' = g \frac{\rho_a - \rho_0}{\rho_a}$ est la pesanteur réduite ;

ρ_0 est la masse volumique initiale et ρ_a est la masse volumique de milieu ambiant au niveau du rejet.

Supposons que S est le trajet du jet:

Si $S < l_M$, nous sommes plutôt dans la zone dominée par la quantité du mouvement (*jet*).

Si $S \geq l_M$, nous sommes plutôt dans la zone dominée par la force de flottabilité (*panache*).

Dans le contexte général le terme (*jet*) vise la région près du point du rejet et le terme (*panache*) vise le reste du champ proche. En cas de besoin de précisions, nous utilisons plutôt les termes : Zone Dominée par la Quantité du Mouvement (ZDQM) et Zone Dominée par les Forces de Flottabilité (ZDFF).

Lorsque le milieu marin est stratifié, le jet peut être bloqué dans sa remontée si sa masse volumique devient égale à celle du milieu ambiant à certain niveau avant d'arriver à la surface (Figure 1- 12). Le niveau de capture du jet est la hauteur du jet dans le milieu stratifié (Figure 1- 12). Ce niveau varie dans le temps en fonction de la forme du profil de densité du milieu marin ambiant. Ce profil est caractérisé par le degré de stratification, la profondeur, la présence d'une la zone de transition thermique rapide entre les eaux superficielles et les eaux plus profondes appelée la thermocline et l'épaisseur de cette dernière.

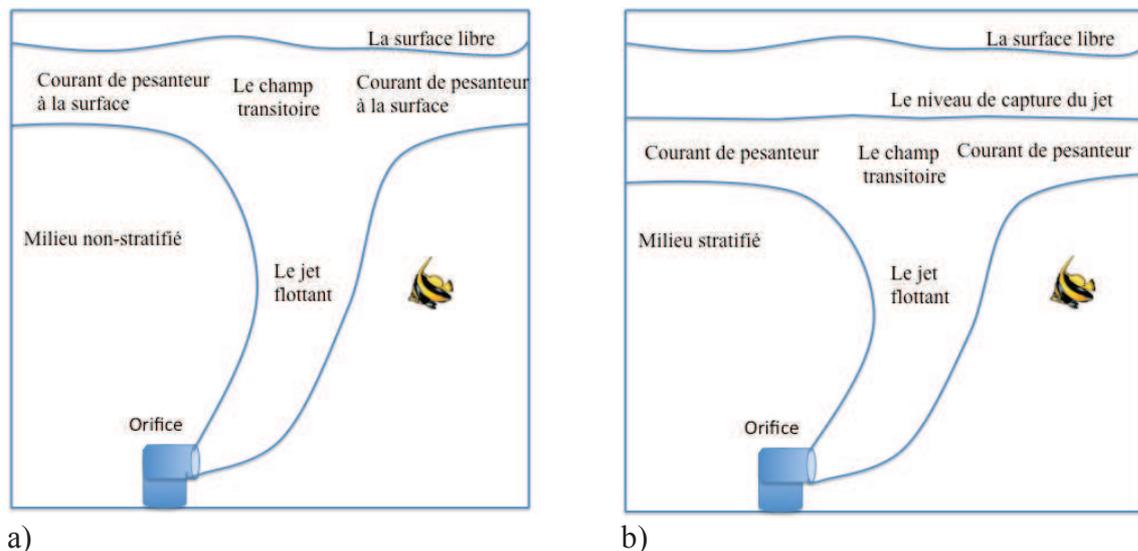


Figure 1- 12 Champ proche : a) Jet flottant dans un milieu nonstratifié ; b) Jet flottant dans un milieu stratifié.

La dilution est souvent utilisée pour déterminer la quantité des eaux ambiantes entrainées par le jet. La définition habituelle de la dilution est le rapport du débit dans le jet par le débit

initial du jet, Q/Q_0 . Puisque la vitesse varie sur la section transversale du jet, la dilution pour un jet rond est calculée comme suit:

$$S_1 = \frac{\int_0^{\infty} V dA}{V_0 \frac{\pi D^2}{4}} \quad \text{eq(1.3)}$$

S_1 est utilisée pour la dilution initiale (dilution de champ proche).

La conservation de la masse pour un certain traceur est donnée:

$$Q_0 C_0 + E C_a = \int_0^{\infty} V C dA \quad \text{eq(1.4)}$$

C_0 est la concentration du traceur dans le rejet, C_a est la concentration du même traceur dans le milieu ambiant, et E est la quantité totale du fluide entraîné jusqu'au point du jet où l'intégrale est évaluée. Si la concentration ambiante est zéro, l'eq(1.4) est souvent simplifié par :

$$Q_0 C_0 = Q \bar{C} \quad \text{eq(1.5)}$$

\bar{C} est la concentration moyenne du flux dans la section transversale du jet.

Cette expression nous ramène à:

$$\frac{\bar{C}}{C_0} = \frac{1}{S_1} \quad \text{eq(1.6)}$$

La modélisation du champ proche est discutée dans la partie 2 de la thèse y compris les moyens mathématiques du calcul de la dilution initiale.

1.3.3.2. Le champ intermédiaire

Il s'appelle également zone d'établissement du nuage des eaux usées. Ce champ est formé lorsque le jet flottant montant vers le haut (ou descendant vers le bas dans le cas de jets négativement flottants) rencontre des limites naturelles (surface libre dans le cas de jets flottants dans un milieu nonstratifié ou le niveau de capture dans le cas de la stratification ; ou encore, le fond dans le cas de jets négativement flottants). Quand le jet frôle cette limite horizontale, il aura une transition du mouvement vertical du jet vers un mouvement horizontal (Figure 1- 9).

Le champ intermédiaire ou transitoire est souvent ignoré dans la modélisation du comportement du nuage issu du rejet.

1.3.3.3. Le champ lointain

Après l'achèvement du mélange initial, le champ du rejet établi se déplace avec les courants marins. La turbulence marine intensifie la diffusion dans le champ lointain. En tenant compte de la variabilité des courants côtiers, il est difficile de prédire le transport et la dilution dans cette phase sans études détaillées de milieu ambiant.

Les détails nécessaires d'une prédiction du champ lointain peuvent varier considérablement d'un cas à un autre. Cela dépend de la complexité de l'environnement côtier, de la disponibilité des données et de la gravité du problème de pollution. Pour les cas simples ou la non disponibilité des données de terrain, la relation de Brooks (1960) nous donne une valeur approximative de la dilution de la ligne centrale du nuage dans le champ lointain :

$$S_2 = \frac{1}{\sqrt{\operatorname{erf}\left(\frac{3/2}{(1+8\varepsilon_f t / b_f^2)^3 - 1}\right)}} \quad \text{eq(1.6)}$$

S_2 est la dilution due à la dispersion après un temps de trajet t ,

b_f est la largeur du nuage à la fin du champ proche,

ε_f est la valeur initiale du coefficient de diffusion turbulente horizontale correspondante à la

largeur b_s . Dans les mers ouvertes, la relation entre ε_s et b_s suit une loi à la puissance 4/3 :

$$\varepsilon_f = 0.01 \cdot b_f^{4/3} \quad (1.7)$$

Alors que dans les baies fermées ou d'autres situations spéciales où les tourbillons sont limitées, on peut supposer une augmentation linéaire de ε_f avec la largeur du panache b_f [Economopoulos (s) 2001].

Nous voyons que dans la relation de Brooks, nous ignorons la diffusion verticale et nous nous intéressons à la diffusion horizontale uniquement.

Dans l'étude des projets de rejet, la question de la direction dans laquelle le panache de champ lointain va et quelle surface il couvre, est en quelque sorte plus importante qu'une valeur abstraite de la dilution comme celle fournie par la relation de Brooks. En conséquence, une vaste étude de terrain est nécessaire pour obtenir des données qui serviront comme des entrées dans des programmes informatiques hydrodynamiques de la qualité des eaux à grande échelle qui donnent une image claire du comportement du panache des eaux usées au-delà du champ proche.

La modélisation numérique du champ lointain utilise les méthodes des différences finies, des éléments finis ou des volumes finis. Elle se base souvent sur des maillages non-structurés curvilinéaires qui s'adaptent à la géométrie complexe du terrain marin.

Les modèles hydrodynamiques et de transport des sédiments pour les eaux superficielles, et les eaux côtières, les plus cités dans la modélisation du champ lointain sont rapporté dans le Tableau 1- 16.

Le champ proche est considéré comme un point source de la pollution dans la modélisation du champ lointain. Bleninger (2006) a mis au point une approche de couplage, qui lui permet de se servir des résultats de la modélisation du champ proche pour la modélisation du champ lointain en utilisant le code Delft 3D.

Tableau 1- 16 Modèles hydrodynamiques et de transport des sédiments les plus connus pour le champ lointain.

Programme	développé par	Provenance	Méthode de calcul	Politique de distribution actuelle
Telemac 3D	Électricité de France EDF	France	Éléments finis	libre et open source
EFDC	l'agence de la protection de l'environnement EPA	Etats-Unis	Différences finies	libre et open source
ECOMSED	HydroQual	États-Unis	Différences finies	libre et open source
Delft-3D	Delft Hydraulics	Pays-Bas	Différences finies (2D) et Volumes finis (3D)	commerciale
Mike 3	Danoise Hydraulics Institute DHI	Danemark	Volumes finis	commerciale

PARTIE 2

Hydrodynamique des jets turbulents issus des rejets urbains

2. Hydrodynamique des jets turbulents issus des rejets urbains

Dans cette partie, nous étudions la structure hydrodynamique des jets turbulents issus des rejets urbains. Nous présentons les modèles les plus connus du champ proche, et le modèle Lagrangien proposé en détail. Nous montrons ensuite que la présence de particules solides à faible concentration n'a pas d'effets significatifs sur le comportement hydrodynamique des jets turbulents. En se basant sur cette hypothèse, nous analysons l'état de l'art des expériences faites sur la déposition des particules solides transportées par les jets turbulents ainsi que l'état de l'art des modèles correspondants. Cet état de l'art nous permet de développer notre propre modèle de déposition dans la partie 3 et le coupler avec le modèle Lagrangien du champ proche exposé dans cette partie.

2.1. Structure hydrodynamique des jets turbulents

La configuration classique des jets issus des rejets urbains garantit un écoulement turbulent dans tous les cas. Un jet turbulent avec une grande quantité de mouvement peut créer sa trajectoire au fond du milieu marin d'une profondeur qui peut aller de quelques mètres à quelques dizaines de mètres.

La quantité de mouvement initiale importante sert à prévenir l'intrusion des eaux marines dans le tuyau du rejet (l'émissaire marin) et par conséquent elle prévient (diminue le risque) de l'accumulation et le dépôt des particules solides qui risque de bloquer, partiellement ou complètement, le port du rejet.

Par rapport aux écoulements laminaires (ou faiblement turbulents) du milieu ambiant, dès la sortie de l'écoulement à travers l'orifice d'injection, plusieurs mécanismes de cisaillement de turbulence libre conduisent à des fluctuations turbulentes fortes dans le jet et à la croissance progressive de sa largeur caractéristique (b). La première condition à considérer pour un jet entièrement turbulent, est de prendre une valeur initiale, suffisamment importante, du nombre de Reynolds (Re_0).

$$Re_0 = \frac{V_0 D}{\nu}$$

ou V_0 est la vitesse initiale du rejet, D est le diamètre du port et ν est la viscosité cinématique du rejet.

Sachant que dans la configuration classique d'un émissaire marin, le diamètre du port ne doit pas être inférieure à 5 cm, et la vitesse initiale ne doit pas être inférieure à 0.5 m/s, le nombre de Reynolds des jets turbulents issus des rejets urbains est donc généralement supérieur à 2.5×10^4 .

Dans ces conditions, le comportement du jet, particulièrement sa fluctuation dominante à grande échelle, son mélange et son entraînement, deviennent indépendants de la viscosité. Pour un simple jet, dans un milieu ambiant stationnaire, on considère, généralement, une valeur critique d'environ 2000 pour Re_0 [Fischer et al. 1979]. Lorsque plusieurs facteurs sont impliqués, tels que la flottabilité ou la présence d'un courant croisé, la valeur critique du nombre de Reynolds d'injection est encore plus faible [Jirka 2004]. En pratique, un grand nombre de Reynolds initial caractérise l'écoulement à travers un port large et une vitesse initiale importante qui empêchent le blocage de l'orifice à cause de la déposition et de l'accumulation des particules solides transportés par le rejet ou naturellement présents dans le milieu marin.

Dans tout les cas, lors de la conception d'un émissaire sous-marin, on évite également l'intrusion des eaux de mer dans l'émissaire en gardant, toujours, le nombre de Froude de l'écoulement initial sortant du port, supérieur à 1. Le nombre de Froude (Fr) est utilisé pour déterminer l'importance de la quantité du mouvement du jet par rapport aux forces de flottabilité:

$$Fr = \frac{V_0}{\sqrt{\frac{\rho_a - \rho_0}{\rho_a} g D}}$$

Où ρ_0 est la masse volumique initiale du rejet et ρ_a est la masse volumique de milieu ambiant au niveau du rejet, g est l'accélération moyenne de la pesanteur et D , le diamètre du port.

Les rejets ayant un nombre de Froude supérieur à 1 sont considérés comme de véritables jets.

Les rejets ayant un nombre de Froude légèrement supérieure à 1 sont considérés comme des jets flottants.

Les rejets ayant un nombre de Froude inférieure à 1 ne sont pas considérés comme des jets mais on les considère comme des panaches (type panache de fumée).

En sortant du port, à grande vitesse, l'écoulement sera entouré par des eaux ambiantes stagnantes ou relativement stagnantes. Ceci conduit à la formation de vortex assez proche du port (Figure 2- 1). Les amplifications subséquentes impliquent la formation de vortex plus importants par le regroupement des couples de vortex. Un peu plus loin en aval, les perturbations tridimensionnelles provoquent la distorsion de ces vortex qui deviennent moins distincts, et leur structure éclate et engendre un grand nombre de petits tourbillons. L'écoulement subit, alors, une transition rapide vers un régime complètement turbulent.

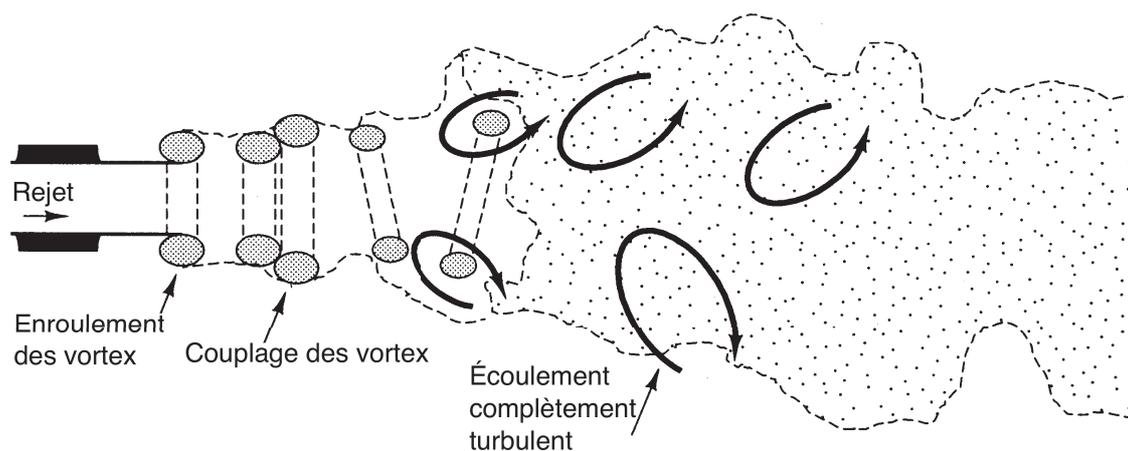


Figure 2- 1 Transition dans les jets turbulents. Adapté de [Versteeg et Malalasekera 1995].

Les caractéristiques suivantes expriment la transition rapide vers le régime turbulent :

- * Amplification des perturbations initialement petites.
- * Développement des zones de structures rotationnelles concentrées.
- * Formation des mouvements intenses à petite échelle.
- * Agrandissement et fusion de ces zones de mouvements intenses au cœur d'un régime complètement turbulent.

La transition vers la turbulence a lieu à une distance très courte par rapport à la source. Alors, les erreurs commises en négligeant sa structure détaillée sont généralement très petites.

Les observations montrent que l'écoulement à l'intérieur de la zone du jet est entièrement turbulent, bien que, loin du jet, les écoulements ne sont pas affectés par la turbulence du jet [Versteeg et Malalasekera 1995]. La position des limites visibles de la zone turbulente est déterminée par le passage des grands tourbillons. À côté des limites, ces tourbillons pénètrent la région avoisinante et les eaux du milieu ambiant sont aspirées dans la zone turbulente. Ce processus est appelé *entraînement* et il est la principale cause de l'étalement de l'écoulement turbulent à l'aval. Le jet, caractérisé par une grande vitesse initiale, va perdre sa quantité de mouvement progressivement afin d'accélérer les eaux ambiantes suite à cet entraînement.

Des observations expérimentales de beaucoup d'écoulements turbulents montrent qu'après une certaine distance, leur structure devient indépendante de la nature exacte de la source de perturbations [Versteeg et Malalasekera 1995]. Seulement le milieu ambiant semble contrôler la turbulence de l'écoulement. L'échelle de longueur appropriée est la largeur de la section transversale (ou la demi-largeur b) comme montré en Figure 2- 2. Donc, si r est la distance dans la direction transversale à l'axe du jet, nous aurons :

$$\frac{V}{V_{\max}} = f\left(\frac{r}{b}\right) \quad \text{eq(2.1)}$$

V_{\max} représente la vitesse moyenne maximale à une distance x en aval de la source, et f est une fonction indépendante de la distance x sur l'axe du jet.

Les écoulements représentés par cette relation sont appelés écoulements à structure auto-similaire.

Quand (r/b) est supérieur à 1, les gradients de vitesse moyenne tendent vers zéro. Dans ce cas là, il y a une absence de cisaillement qui signifie que la turbulence ne peut être maintenue dans cette région.

Les gradients de vitesse moyenne sont également nuls sur l'axe de jet, alors la turbulence ne s'y produit pas. Néanmoins, de vigoureux mélanges tourbillonnaires transportent les écoulements turbulents des régions de leur production vers et à travers l'axe du jet.

Les profils auto-similaires les plus adaptés pour les écoulements des jets sont le profil carré « *top-hat profile* » et le profil Gaussien (Figure 2- 2). Les caractéristiques d'un jet ou d'un panache peuvent être représentées par un de ces deux profils et résolues à l'aide d'un modèle intégral.

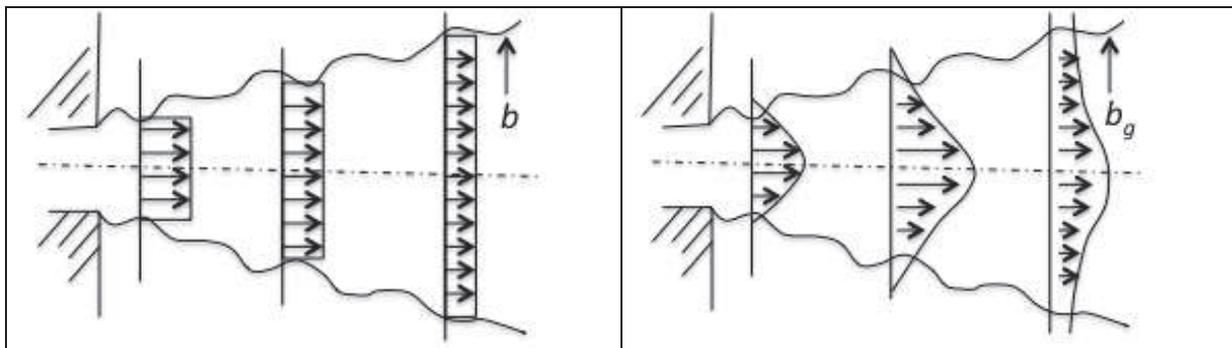


Figure 2- 2 Les profils auto-similaires de l'écoulement du jet « profil carré et profil Gaussien »

Dans le profil Gaussien, nous distinguons deux zones, une « zone d'établissement » et une « zone établie ». La longueur de la zone d'établissement est égale à 6.2 fois le diamètre D du port pour les jet ronds horizontaux non-flottants [Fischer 1979, Lee et Chu 2003]. Dans cette zone les profils transversaux de la vitesse et de la concentration changent de forme, graduellement, d'un profil carré, à la sortie du port, à un profil Gaussien à la fin de la zone d'établissement (Figure 2- 3). Ces profils sont représentés par les équations suivantes :

$$\text{Pour } r \leq R(x): \quad V(x,r) = V_0 ; C(x,r) = C_0$$

$$\text{Pour } r \geq R(x): \quad V(x,r) = V_0 e^{\frac{-(r-R(x))^2}{b_g(x)^2}} ; C(x,r) = C_0 e^{\frac{-(r-R(x))^2}{(\lambda b_g(x))^2}} \quad \text{eq(2.2)}$$

Où r est distance transversale à l'axe de jet, V_0 et C_0 sont la vitesse et la concentration initiales.

$R(x)$ est la demi-largeur du noyau potentiel à la distance x de la sortie du jet. Le noyau potentiel est un triangle isocèle dont la base est D et la hauteur est la longueur de la zone d'établissement. Dans ce triangle, les valeurs de la vitesse et de la concentration sont les valeurs initiales V_0 et C_0 . Ce triangle est représenté en tirets dans la Figure 2- 3.

b_g est la demi-largeur du profil Gaussien.

Le paramètre ($\lambda > 1$) est introduit pour tenir compte de la différence entre la diffusion de la masse et la diffusion de la quantité du mouvement. La demi-largeur du profil de concentration « $\lambda b_g(x)$ » est généralement plus grande que la demi-largeur du profil de vitesse « $b_g(x)$ » en raison du processus de dispersion. La valeur typique de ce paramètre est ($\lambda=1.20$) [Jirka 2004].

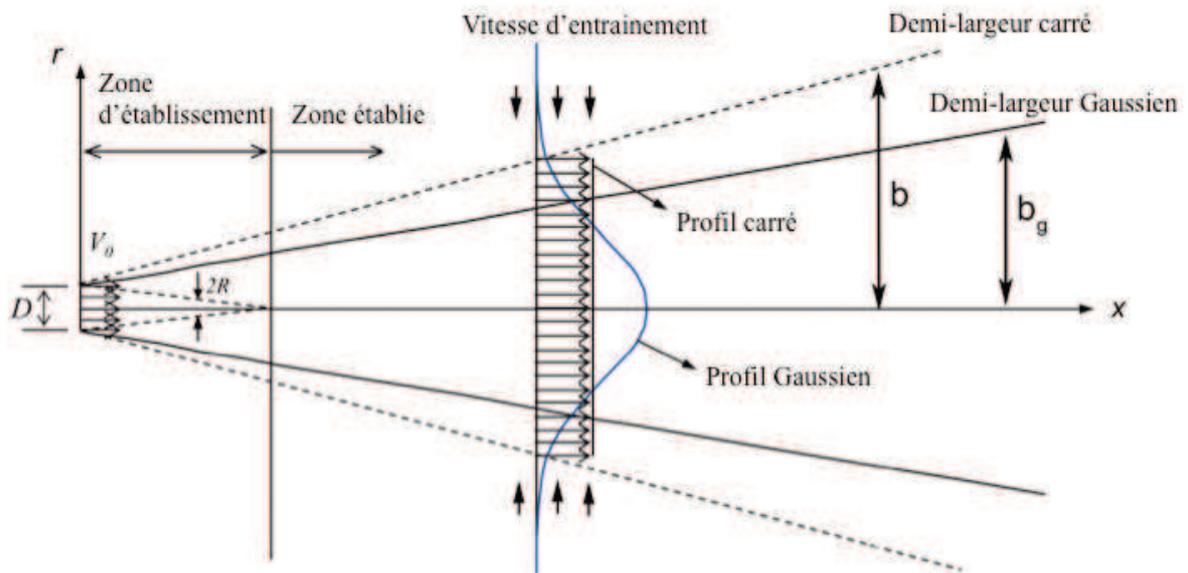


Figure 2- 3 Structure hydrodynamique d'un jet rond horizontal représenté par un profil Gaussien et un profil carré.

Dans la zone établie, les profils transversaux de la vitesse et de la concentration sont donnés par des relations du type eq(2.1).

En considérant la vitesse (V_{max}) et la concentration (C_{max}) sur l'axe du jet à la distance x de la source, ces équations s'écrivent :

$$\frac{V(x,r)}{V_{\max}(x)} = e^{\frac{-r^2}{b_g(x)^2}}; \frac{C(x,r)}{C_{\max}(x)} = e^{\frac{-r^2}{(\lambda b_g(x))^2}} \quad \text{eq(2.3)}$$

Dans le cas des jets ronds horizontaux neutres 'non-flottants', des solutions analytiques existent pour les profils longitudinaux de la demi-largeur, la vitesse axiale et la concentration du jet.

La demi-Largeur du profil Gaussien peut être estimée par la relation linéaire suivante :

$$b_g = 0.114 x \quad \text{eq(2.4)}$$

Le profil longitudinal de la vitesse axiale (V_{\max}) est donné par :

$$\frac{V_{\max}(x)}{V_0} = 6.2 \left(\frac{x}{D} \right)^{-1} \quad \text{eq(2.5)}$$

Le profil longitudinal de la concentration (C_{\max}) sur l'axe du jet est donné par :

$$\frac{C_{\max}(x)}{C_0} = 5.26 \left(\frac{x}{D} \right)^{-1} \quad \text{eq(2.6)}$$

En regardant la nature de la formulation des profils carrés, nous remarquons qu'il n'y pas de distinction entre la zone d'établissement du régime d'écoulement et la zone établie. Généralement, les profils carré et Gaussien sont liés par les relations suivantes [Fischer et al.1979, Lee et Cheung 1990]:

$$b(x) = \sqrt{2} b_g(x)$$

$$V(x) = \frac{V_{\max}(x)}{2} \quad \text{eq(2.7)}$$

$$C(x) = C_{\max}(x) \frac{\lambda^2}{1 + \lambda^2}$$

Ou les termes de gauche sont pour le profil carré et ceux de droite pour le profil Gaussien.

Selon Lee et Chu (2003), le profil carré est plus approprié que le profil Gaussien à la formulation lagrangienne du jet quand on adopte un cadre de référence qui suit le mouvement des tourbillons dominants. L'hypothèse des tourbillons dominants présente une justification de l'utilisation du profil carré, puisqu'elle considère que le volume élémentaire est défini par les tourbillons dominants, et ces tourbillons s'étendent sur toute la largeur de la région turbulente et se déplacent sur la trajectoire du jet flottant. La structure des tourbillons dominants consiste en une série de tourbillons qui gouvernent le mélange avec l'écoulement irrotationnel du milieu ambiant. Pour faciliter ce concept, le profil carré est employé pour représenter le phénomène et caractériser la vitesse moyenne. Dans le profil carré, nous ne distinguons pas entre la zone d'établissement et la zone établie dans les jets turbulents. Seules, les propriétés moyennes des sections transversales du jet sont présentées.

Jirka (2004) s'est basé sur les profils Gaussiens pour décrire les distributions transversales de la vitesse et des quantités scalaires dans les jets. Il considère que l'utilisation du profil Gaussien pour décrire les propriétés des sections transversales du jet turbulent est une approximation de premier ordre, satisfaisante et raisonnable.

Puisque les prédictions des modèles basés sur deux types différents de profils transversaux (gaussien ou carrés) sont essentiellement équivalentes, il peut donc en conclure que les informations physiques supplémentaires incorporées dans une formulation gaussienne ne jouent qu'un rôle mineur dans le comportement général du jet, et que l'approche basée sur un profil carré, qui exige la solution numérique d'un simple ensemble d'équations, est suffisante pour la plupart des situations où une approche intégrale peut être utilisée.

En conclusion, les deux approches classiques s'appuient toujours sur l'hypothèse d'auto – similarité complète dans les jets, ce qui permet un paramétrage simple des variables dynamiques. Mais cette hypothèse reste l'objet de débats. Carazzo et al. (2006) ont montré que les jets et les panaches révèlent une variété d'auto – similarité partielle locale. Ces résultats sont en accord avec l'analyse théorique de George (1989). En tout cas, les panaches atteignent ce régime asymptotique plus vite que les jets, ce qui laisse assumer que les forces de flottabilité jouent un rôle positif dans l'apparence des modes de turbulence à grande échelle. Loin de la source, les tourbillons à grande échelle deviennent permanents et l'écoulement devient totalement auto-similaire [Carazzo et al. 2006].

2.2. Le modèle hydrodynamique général des écoulements turbulents

2.2.1. Les équations fondamentales

2.2.1.1. Equation de continuité (conservation de la masse)

Dans un élément liquide, le principe de conservation de masse s'exprime par l'égalité du taux d'augmentation de la masse dans l'élément liquide et le taux net d'écoulement de la masse dans ce même élément.

Considérons le tenseur de vitesse \vec{V} (u, v, w) en un point de fluide non compressible P (x, y, z) à un instant "t" dans l'écoulement en régime permanent. L'application du principe de la conservation de la masse dans un volume de contrôle dans ce fluide nous donne l'équation de continuité :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \text{eq(2.8)}$$

Sous sa forme vectorielle, l'eq(II.8) s'écrit :

$$\text{div}(\vec{V}) = 0$$

2.2.1.2. Equations de Navier-Stokes (conservation de la quantité du mouvement)

L'équation de la conservation de la quantité du mouvement peut être représentée, sous forme vectorielle, comme suit :

$$\underbrace{\frac{D\vec{V}}{Dt}}_I = - \underbrace{\frac{1}{\rho} \nabla \bar{p}}_{II} + \underbrace{\nu \nabla^2 \vec{V}}_{III} - \underbrace{2\vec{\Omega} \times \vec{V}}_{IV} + \underbrace{\vec{F}_{fr}}_V - \underbrace{\vec{g}}_{VI} \quad \text{eq(2.9)}$$

Terme I : Ce terme est représentatif des composantes de l'accélération, où tous les termes de droite sont les forces qui provoquent cette accélération. L'un des objectifs les plus importants dans les études hydrodynamiques est de connaître l'évolution des écoulements en fonction du temps.

Terme II : Gradient de pression exprimant les effets de la variation spatiale de la pression du fluide.

Terme III : Il représente les effets de la viscosité de fluide. Il peut être aussi modifié pour représenter un mélange turbulent.

Terme IV : Ce terme est représentatif des composantes de la force de Coriolis. Il exprime l'effet de la rotation de la terre sur le mouvement des eaux superficielles.

Terme V : Forces extérieures représentées, souvent, par les effets des vagues ou des vents.

Terme VI- Accélération de la pesanteur.

2.2.1.3. Equation de transport des matières dissoutes

L'équation de transport des matières dissoutes conservatives dans un écoulement turbulent est très similaire à l'équation de conservation de la quantité de mouvement, sauf que l'on met la concentration c « une quantité scalaire » à la place de la vitesse, et l'on obtient l'équation suivante :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \underbrace{u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z}}_{\text{Advection}} = \underbrace{A_H \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + A_H \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + A_V \frac{\partial^2 c}{\partial z^2}}_{\text{Dispersion}} \quad \text{eq(2.10)}$$

A_H est la viscosité turbulente horizontale et A_V est la viscosité turbulente verticale.

Par analogie avec l'échange moléculaire, les coefficients de la viscosité turbulente sont résultants de l'hypothèse qui suppose que le flux de la quantité du mouvement turbulente est proportionnel à la vitesse moyenne de l'écoulement turbulent.

Les coefficients de la viscosité turbulente varient de $10 \text{ m}^2/\text{s}$ à $10^4 \text{ m}^2/\text{s}$ dans le plan horizontal, et de $10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ à $10^{-1} \text{ m}^2/\text{s}$ sur la profondeur du milieu marin.

2.2.1.4. Equation de transport des matières en suspension

Pour le transport des matières non-conservatives en suspension (S_s) avec une vitesse de sédimentation (w_s) dans un écoulement turbulent, l'équation de transport peut être écrite sous la forme suivante :

$$\frac{\partial S_s}{\partial t} + \underbrace{u \frac{\partial S_s}{\partial x} + v \frac{\partial S_s}{\partial y} + (w - w_s) \frac{\partial S_s}{\partial z}}_{\text{Advection}} = \underbrace{A_H \frac{\partial^2 S_s}{\partial x^2} + A_H \frac{\partial^2 S_s}{\partial y^2} + A_V \frac{\partial^2 S_s}{\partial z^2}}_{\text{Dispersion}} + \underbrace{S_d}_{\text{Sédimentation}} + \underbrace{R}_{\text{Réactivité}} + \underbrace{Q_c}_{\text{Charge}} \quad \text{eq(2.11)}$$

2.2.2. Hypothèses et simplifications concernant le champ proche « les jets turbulents »

1 – Pour un nombre de Reynolds élevé, on ignore, souvent, l'effet de la viscosité dans les jets turbulents, dès la sortie de l'écoulement par le port d'injection [Abramovich 1963, Lee et Chu 2003]. Donc, nous pouvons négliger le terme III de l'eq(2.9).

2- L'échelle spatiale de la force de Coriolis est très grande en comparaison avec les dimensions du champ proche. Donc, nous pouvons négliger le terme IV de l'eq(2.9) pour l'étude des jets turbulents.

3- Nous considérons qu'il n'y a aucune force externe, donc le terme V de l'eq(2.9) peut être négligé.

4- Les jets turbulents sont considérés comme des écoulements à couche de cisaillement. En se basant sur cette nature de l'écoulement, dans la modélisation du champ proche, on ignore souvent la variation de pression entre le cœur du jet et le milieu ambiant, donc on considère que la pression interne du jet est égale à la pression ambiante ($\nabla p = 0$) [Hirst 1971, Frick 1984, Lee et Chu 2003, Jirka 2006].

5- Approximation de Boussinesq

Au vu des hypothèses 1, 2, 3 et 4 considérées précédemment, l'eq(2.9) s'écrit :

$$\rho \frac{D\vec{V}}{Dt} = -\rho \vec{g} \quad \text{eq(2.12)}$$

L'approximation de Boussinesq suppose que ρ est égale à une masse volumique constante partout, sauf dans le terme $\rho \vec{g}$ qui est responsable de la force d'Archimède.

En considérant que cette masse volumique constante est égale à la masse volumique du milieu ambiant (ρ_a) au niveau du rejet, l'eq(2.12) peut être écrite comme suit :

$$\frac{D\vec{V}}{Dt} = \frac{(\rho_a - \rho)}{\rho_a} \vec{g} \quad \text{eq(2.13)}$$

Le terme $g' = g \frac{(\rho_a - \rho)}{\rho_a}$ s'appelle gravité réduite.

En prenant en compte, les simplifications précédentes, l'équation de la conservation de la quantité de mouvement dans les jets turbulents sera :

$$\frac{D\vec{V}}{Dt} = \frac{(\rho_a - \rho)}{\rho_a} \vec{g} \quad \text{eq(2.14)}$$

6- Écoulement stationnaire

Sous sa forme Eulerienne, l'eq(2.14) s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \text{div}(u\vec{V}) &= 0 \\ \frac{\partial v}{\partial t} + \text{div}(v\vec{V}) &= 0 \\ \frac{\partial w}{\partial t} + \text{div}(w\vec{V}) &= g' \end{aligned} \quad \text{eq(2.15)}$$

Pour une vitesse initiale constante du jet sortant du port (écoulement stationnaire) et des conditions stables du milieu ambiant :

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial v}{\partial t} = \frac{\partial w}{\partial t} = 0 \quad \text{eq(2.16)}$$

Et l'eq(2.15) s'écrit :

$$\begin{aligned}
u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} &= 0 \\
u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} &= 0 \\
u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} &= \frac{(\rho_a - \rho)}{\rho_a} g
\end{aligned}
\tag{2.17}$$

7- Il s'agit d'une pratique courante, d'ignorer la dispersion des polluantes dans le champ proche « probablement à cause du nombre de Reynolds important de l'écoulement et la petite échelle du champ proche ». Donc les termes de droite de l'eq(2.10) s'annulent. En considérant un écoulement stationnaire, on aura $\frac{\partial c}{\partial t} = 0$ et l'eq(2.10) s'écrit :

$$u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = 0
\tag{2.18}$$

8- Si l'on considère que le flux solide n'est pas réactif, le rejet est la seule source des particules solides présentes dans le jet turbulent et en ignorant la dispersion (hypothèse 7), l'eq(2.11) s'écrit :

$$u \frac{\partial S_s}{\partial x} + v \frac{\partial S_s}{\partial y} + (w - w_s) \frac{\partial S_s}{\partial z} = S_d
\tag{2.19}$$

2.2.3. Le modèle hydrodynamique des jets turbulents

Afin de décrire le comportement hydrodynamique des jets turbulents, les équations eq(2.8) et eq(2.17) forment un ensemble fermé de quatre équations à quatre inconnues, qui présentent les valeurs instantanées des trois composantes de la vitesse u , v , w et de la masse volumique de l'écoulement ρ . Ces équations peuvent être résolues par simulation numérique directe lorsque les conditions aux limites sont définies. Pour être en mesure de décrire les processus à toutes les échelles de longueur, nous avons besoin d'un maillage de calcul d'un nombre important de points et donc nous avons besoin d'ordinateurs puissants.

Cependant, les ingénieurs ont besoin de procédures de calcul qui peuvent fournir des informations suffisantes sur la turbulence, mais qui évitent la nécessité de prévoir les effets de chaque tourbillon dans l'écoulement. Les moyennes temporelles des propriétés de

l'écoulement (vitesses moyennes, masse volumique moyenne, etc.) donnent normalement des informations adéquates sur l'écoulement lorsque les effets des fluctuations turbulentes sur les propriétés moyennes de l'écoulement sont considérés.

Ainsi, au lieu de calculs basés sur une description complète du mouvement de toutes les particules du fluide, la vitesse peut être décomposée en une partie moyenne et stable \bar{u} et une composante fluctuante $u'(t)$:

$$u(t) = \bar{u} + u'(t)$$

$$\bar{u}' = \frac{1}{\Delta t} \int_0^{\Delta t} u'(t) dt = 0 \quad \text{eq(2.20)}$$

En général, on caractérise un écoulement turbulent par les valeurs moyennes des propriétés d'écoulement ($\bar{u}, \bar{v}, \bar{w}, \bar{\rho}$) et les propriétés statistiques de leurs fluctuations (u', v', w', ρ'). Même dans les écoulements où la vitesse moyenne varie en seulement une ou deux dimensions, les fluctuations turbulentes ont toujours un caractère tridimensionnel.

La formule moyenne-temporelle de l'équation de continuité eq(2.8) sera:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0 \quad \text{eq(2.21)}$$

La formule moyenne temporelle du modèle de l'eq(2.17) donne les équations suivantes :

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} + \frac{\partial \overline{u'^2}}{\partial x} + \frac{\partial \overline{u'v'}}{\partial y} + \frac{\partial \overline{u'w'}}{\partial z} = 0$$

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} + \frac{\partial \overline{u'v'}}{\partial x} + \frac{\partial \overline{v'^2}}{\partial y} + \frac{\partial \overline{v'w'}}{\partial z} = 0 \quad \text{eq(2.22)}$$

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} + \frac{\partial \overline{u'w'}}{\partial x} + \frac{\partial \overline{v'w'}}{\partial y} + \frac{\partial \overline{w'^2}}{\partial z} = \frac{(\rho_a - \bar{\rho})}{\rho_a} g$$

En considérant que la composante horizontale de la vitesse initiale du jet est localisée sur l'axe x. La vitesse initiale a bien deux composantes $V_0(u_0, w_0)$. Dans un milieu stationnaire, le vecteur de vitesse axiale reste (théoriquement) dans le plan (x-z). C'est aussi le cas en présence de co-courant. Dans de telles situations, le jet est bidimensionnel.

Normalement, on ne considère que le jet est tridimensionnel qu'en présence de courant croisé ou d'un courant qui fait un angle non nul avec l'axe du jet. Dans ce cas, la composante de la vitesse axiale sur l'axe y (v) prend son importance. Puisque nous nous intéressons par la suite en la déposition des jets turbulents et sachant que les données expérimentales disponibles concernent les jets bidimensionnels uniquement, nous pouvons simplifier l'eq(2.21) et l'eq(2.22) en considérant $\bar{v} = v' = 0$.

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0$$

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} + \frac{\overline{u'^2}}{\partial x} + \frac{\overline{u'w'}}{\partial z} = 0 \quad \text{eq(2.23)}$$

$$\bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} + \frac{\overline{u'w'}}{\partial x} + \frac{\overline{w'^2}}{\partial z} = \frac{(\rho_a - \bar{\rho})}{\rho_a} g$$

Ces trois équations comprennent cinq variables ($\bar{u}, \bar{w}, \overline{u'^2}, \overline{w'^2}, \overline{u'w'}, \bar{\rho}$). Afin de résoudre le système, on a besoin d'un modèle de fermeture. Nous discuterons dans le paragraphe suivant, les différentes méthodes utilisées pour résoudre ce système ou au moins tirer les informations qu'il nous faut sur le champ proche sans caractériser en détail le comportement hydrodynamique des jets turbulents.

2.3. Etat de l'art sur la modélisation du champ proche

Il existe de nombreux modèles pour le calcul de champ proche. Les modèles les plus connus et les plus utilisés de nos jours peuvent être classifiés sous trois catégories : modèles lagrangiens intégraux, modèles eulériens intégraux et modèles empiriques et d'échelles de longueur. Récemment, les codes CFD ont également été rajoutés.

Les méthodes intégrales produisent de bonnes approximations du comportement hydrodynamique des écoulements turbulents à condition que les effets de limites « bords physiques » n'entrent pas dans le problème. Ces méthodes exigent d'assumer des profils de distribution transversale appropriés pour la vitesse et la concentration (normalement soit un profil carré ou un profil gaussien). Ces méthodes donnent des résultats sur les trajectoires, la dilution sur l'axe du jet, l'écoulement et les caractéristiques d'entraînement.

Les modèles empiriques et d'échelle de longueur fonctionnent bien tant que la configuration du cas étudié est la même que celle utilisée pour générer les équations ; et tant que les données du cas étudié se situent dans l'intervalle du domaine de validité du modèle empirique. Les avantages de ces modèles se résument par des équations faciles à évaluer, comprennent souvent des effets physiques tels que l'interaction avec les limites qui ne sont pas facilement incluses dans des modèles mathématiques. Les modèles empiriques et d'échelle de longueur donnent la dilution finale du champ proche ainsi que la localisation et les dimensions du champ proche.

Les codes de calcul CFD nécessitent l'encadrement des caractéristiques de l'écoulement dans chaque point du domaine de l'écoulement. Dans tous les cas, la génération de maillage de calcul ainsi que le calcul lui-même consomment beaucoup de temps ce qui est considéré comme un inconvénient limitant l'utilisation des codes CFD dans la pratique et surtout dans la conception des émissaires sous-marins où l'on doit faire des dizaines de simulations avec des conditions océanographiques variables et des conditions de rejet variables.

Dans ce qui suit, nous allons présenter brièvement ces différentes méthodes avec les programmes les plus connus.

2.3.1. Les méthodes intégrales

Les méthodes intégrales se servent de la nature de l'écoulement, considéré comme un écoulement à couche de cisaillement, et intègrent tous les termes des équations fondamentales de Reynolds (eq(2.23)) sur le plan transversal. Le résultat de ces intégrations aboutit à un système d'équations différentielles ordinaires.

Dans la modélisation des jets turbulents, nous considérons une tranche transversale (toujours perpendiculaire à l'axe du jet) et l'on suit son évolution (Figure 2- 4). La tranche va s'agrandir à cause de l'entraînement des eaux ambiantes et son axe va s'incliner à cause des forces de flottabilité. Sa vitesse axiale va, ainsi, diminuer.

Ecrivons l'équation de continuité de la façon suivante :

$$\bar{\nabla} \cdot (\rho \bar{V}) = 0$$

Où les quantités présentent les moyennes- temporelles des valeurs mais on a enlevé le ($\bar{\quad}$) pour simplification. Intégrant sur un volume de contrôle du jet et en utilisant le théorème de Gauss, on obtient

$$\int_Y \int \int \bar{\nabla} \cdot (\rho \bar{V}) \cdot dY = \int_A \rho \bar{V} \cdot d\bar{A} = 0, \quad \text{eq(2.24)}$$

Où Y et A sont le volume et la surface du volume de contrôle. Si la surface est divisée en deux faces qui présentent deux sections transversales de jet A_1 et A_2 et une face périphérique présentant la zone limite entre le jet et le milieu ambiant A_3 comme le montre la Figure 2- 4, on aura :

$$\int_{A_1} \rho \bar{V} \cdot d\bar{A}_1 + \int_{A_2} \rho \bar{V} \cdot d\bar{A}_2 = - \int_{A_3} \rho \bar{V} \cdot d\bar{A}_3 \quad \text{eq(2.25)}$$

L'utilisation du théorème des accroissements finis avec l'hypothèse d'une section transversale du jet circulaire donne :

$$\pi\rho_2V_2b_2^2 - \pi\rho_1V_1b_1^2 = -\int_{A_3} \rho_a \overline{Ve} \cdot d\vec{A}_3 \quad \text{eq(2.26)}$$

Ou ρ et V sont la masse volumique moyenne et la vitesse axiale moyenne de la section transversale. Ve est la vitesse d'entraînement des eaux ambiantes dans le jet et ρ_a est la masse volumique de milieu ambiant. L'eq(2.26) montre que le changement dans la vitesse axiale ainsi que la largeur de la section transversale dépendent de l'entraînement des eaux ambiantes dans le jet via la face périphérique A_3 . Plusieurs formules complexes existent pour déterminer le terme à droite en fonction du conditions du milieu ambiant « stationnaire ou en présence de courant marin intense ou modéré ».

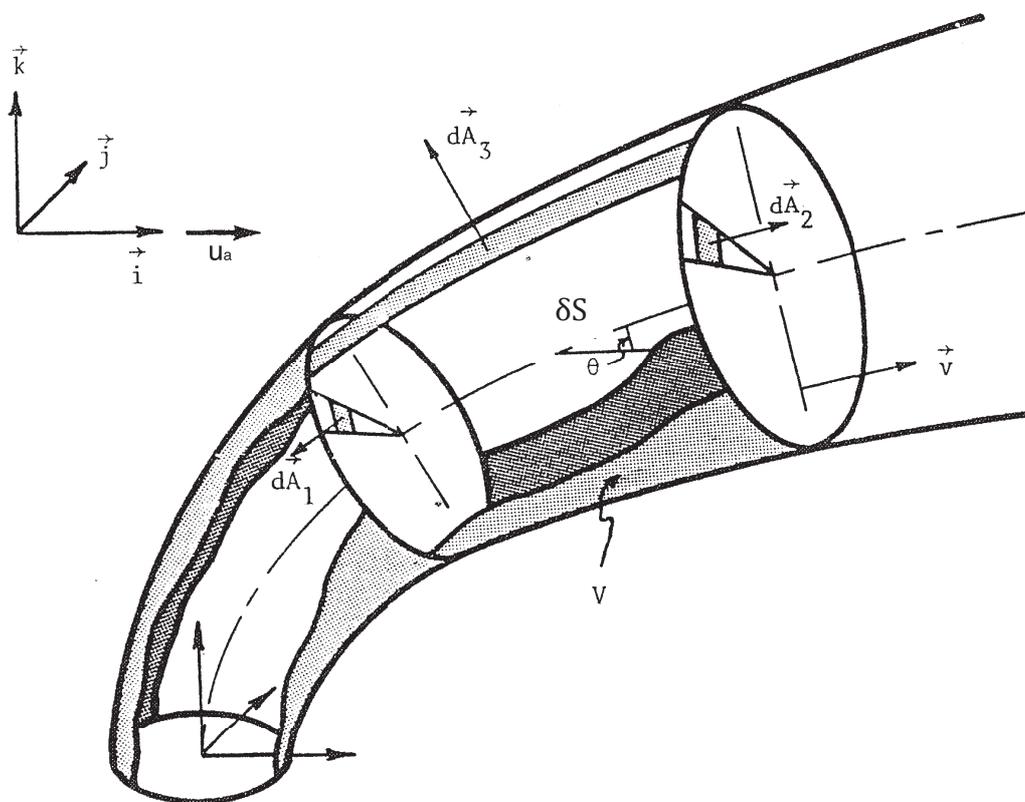


Figure 2- 4 Représentation du volume de contrôle du jet. Adapté de Frick (1984)

L'importance de la vitesse du jet par rapport à la vitesse ambiante crée une zone de basse pression qui aspire les eaux ambiantes. Ce type d'aspiration s'appelle « Aspiration de Type Taylor » et elle constitue la partie majeure de l'entraînement en cas de rejet en milieu stationnaire ou en présence de co-courant modéré. L'entraînement peut être également attribué à la courbure du jet, le courant intense « entraînement forcé » et la turbulence du milieu ambiant.

Si l'on considère seulement les cas des jets en milieu stationnaire ou en présence de courant modéré, alors on peut faire une approximation grossière en considérant que l'entraînement de type Taylor est le seul type d'entraînement agissant sur le jet. Dans ce cas, les eaux ambiant entre le jet via la surface A_3 de façon uniforme. L'entraînement est calculé en considérant A_3 comme un cylindre dont la base est la section transversale A_1 et l'hauteur est la longueur de volume de contrôle δS «Figure 2- 4 », ce qui donne :

$$\int_{A_3} dA_3 = 2\pi b_1 \delta S \quad \text{eq(2.27)}$$

Afin de calculer la valeur d'entraînement, nous devons déterminer la vitesse d'entraînement (V_e). Pour cela, nous faisons l'hypothèse que cette vitesse est proportionnelle à la vitesse axiale du jet par le coefficient (α)

$$V_e = \alpha V \quad \text{eq(2.28)}$$

α est le coefficient d'entraînement

($\alpha = 0.057\sqrt{2}$) est la valeur classique attribuée à (α) pour les profils uniformes « top-hat » des jets ronds en milieu stationnaire [Lee et Chu 2003].

($\alpha = 0.055$) est la valeur classique attribuée à (α) pour les profils gaussiens des jets ronds en milieu stationnaire [Jirka 2004].

Par conséquent, l' eq(2.26) devient

$$\pi \rho_2 V_2 b_2^2 - \pi \rho_1 V_1 b_1^2 = \rho_a \alpha V_1 \cdot 2\pi b_1 \delta S \quad \text{eq(2.29)}$$

En considérant les limites de l'eq(2.26), nous obtenons :

$$\frac{d}{dS} (\pi \rho V b^2) \delta S = \rho_a \alpha V \cdot 2\pi b \cdot \delta S \quad \text{eq(2.30)}$$

Ou S est la distance sur l'axe du jet.

On peut être écrit l'eq(2.30) sous forme Lagrangien par remplacer ds par Vdt

$$\frac{d}{dt}(\pi b^2 \delta S \cdot \rho) = \rho_a \alpha V \cdot 2\pi b \cdot \delta S \quad \text{eq(2.31)}$$

La partie droite de l'eq(2.30) présente la quantité des eaux ambiantes entrant dans le jet (poids/temps) ce que l'on peut appeler E et la partie gauche présente le changement de la masse (volume d'eau dans le volume de contrôle considéré comme un cylindre multiplié par sa masse volumique) au sein du jet au cours du temps (poids/temps). Ce qui nous donne le noyau du modèle Lagrangien intégral qui fait la fermeture des équations différentielles partielles des jets turbulents:

$$\frac{dm}{dt} = E \quad \text{eq(2.32)}$$

Si l'on prend dès le départ l'équation de continuité sans la masse volumique (c'est à dire $\vec{\nabla} \cdot \vec{V} = 0$). Les mêmes démarches nous mènent vers l'équation utilisée dans le modèle Eulerian intégral :

$$\frac{dQ}{dS} = E_v \quad \text{eq(2.33)}$$

Ou Q est le flux de volume au sein du jet, et E_v est l'entraînement en volume d'eau (volume/temps. longueur).

L'eq(2.32) présente la conservation de la masse dans le jet turbulent cependant l'eq(2.33) présente la conservation du volume d'écoulement incompressible dans le jet turbulent.

2.3.1.1. Les modèles Lagrangiens intégraux

Les principes de la conservation de masse (continuité) mène à l'eq(2.32). Ainsi, les principes de la conservation de la quantité du mouvement et des produits scalaires mènent aux équations suivantes :

$$\frac{dmV}{dt} = u_a \frac{dm}{dt} + mg \frac{\rho_a - \rho}{\rho_a} \quad \text{eq(2.34)}$$

$$\frac{dmc}{dt} = c_a \frac{dm}{dt} \quad \text{eq(2.35)}$$

L'eq(2.34) montre que le changement de la quantité du mouvement du jet est due au courant ambiant (u_a) et les forces de flottabilité exprimées par la différence entre la masse volumique des eaux ambiantes (ρ_a) et la masse volumique du jet (ρ). L'eq(2.35) concerne les produits scalaires (c) comme la concentration des polluants conservatifs, la température, la salinité ou la masse volumique. La concentration d'un produit scalaire évolue au cours de temps en fonction de la masse des eaux ambiantes entrainées dans le jet et sa concentration dans ces eaux (c_a).

Comme nous l'avons mentionné auparavant, dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés aux jets bidimensionnels. En considérant que le vecteur de la vitesse initiale du jet $V_0(u_0, w_0)$ se situe dans le plan x-z, le jet reste bidimensionnel dans le milieu stationnaire ou en présence du co-courant (courant ambiant parallèle à la direction de la vitesse initiale du jet). Dans ce cas, les composantes de la quantité du mouvement dans les directions x- et z- sont présentées à partir de l'eq(2.34) :

$$\frac{dmx}{dt} = u_a \frac{dm}{dt} \quad \text{eq(2.36)}$$

$$\frac{dmz}{dt} = mg \frac{\rho_a - \rho}{\rho_a} \quad \text{eq(2.37)}$$

Ces deux équations montrent le rôle du co-courant dans l'évolution de la vitesse horizontale du jet (u) ainsi que le rôle des forces de flottabilité dans l'évolution de la vitesse verticale (w).

Dans l'éq(2.32) et de l'éq(2.34) à l'éq(2.37), l'entraînement (E) « le flux de masse des eaux ambiantes entrantes dans le jet » est la variable clé qui contrôle l'évolution du jet.

La méthode Lagrangienne présente le jet comme une séquence de tranches transversales. Le calcul commence dès la sortie du rejet du port et continue en pas de temps discret « Figure 2-5 ». Les propriétés hydrodynamiques de chaque tranche (masse volumique ρ , masse m , vitesse V , inclinaison ϕ , débit Q , demi-largeur du jet b , épaisseur de la tranche h et ses coordonnées) sont calculées en se basant sur les propriétés de la tranche précédente. La boucle s'arrête après une distance donnée dans le cas des jets non flottants, ou quand le jet atteint la surface libre dans le cas des jets flottants dans un milieu non stratifié ou encore quand la masse volumique du jet devient égale à la masse volumique des eaux ambiantes au même niveau dans un milieu stratifié.

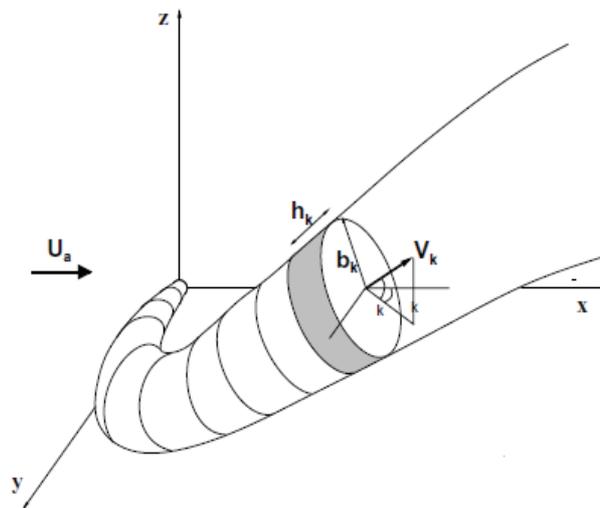


Figure 2- 5 Schéma de la trajectoire tridimensionnelle du jet tracée par des éléments lagrangiennes [Lee et Chu 2003].

Chacun des modèles Lagrangiens intégraux existant, actuellement, est basé sur des travaux de recherche intensifs afin de trouver les bonnes hypothèses, sa propre formule de

l'entraînement, et finaliser le modèle ainsi que des techniques informatiques avancées pour la visualisation.

Dans ce contexte, nous pouvons mentionner le modèle UM3, établi par Frick (1984). Ce modèle fait partie du package Visual Plume [Frick et al. 2003, Frick 2004] pour la modélisation du champ proche proposé par EPA « US Environmental Protection Agency » que l'on peut télécharger gratuitement du site de l'agence.

Le deuxième modèle est Visjet, établi par Lee et Cheung (1990) et commercialisé par l'université de Hong Kong. Ce modèle se distingue par ses techniques de visualisation et l'animation de l'évolution des jets dans un espace tridimensionnel.

2.3.1.2. Les modèles Eulériens intégraux

Dans cette approche, la distance est la variable indépendante. Alors que dans la formulation de Lagrange, le temps est la variable indépendante.

En faisant l'hypothèse de la symétrie et en intégrant dans la direction radiale, les équations différentielles partielles de l'écoulement sont réduites à l'eq(2.33) en plus de l'équation différentielle de la conservation de la quantité de mouvement sur la trajectoire du jet, des équations de la courbure du jet $d\theta/ds$ et $d\sigma/ds$, où l'angle local vertical θ est l'angle entre l'axe du jet et l'horizontale, et l'angle local horizontal σ est l'angle entre l'axe du jet et l'axe- x défini par la direction du courant marin (Figure 2- 6).

Le modèle Eulérien intégral le plus connu est Corjet [Jirka 2004, 2006] qui fait partie du package CORMIX, un système expert pour la modélisation du champ proche. Cormix est commercialisé par la société MixZon

Il y a, également, le modèle Eulérien intégral UDKHG, qui fait partie du package Visual Plume de EPA [Frick et al. 2003, Frick 2004].

La modélisation Eulérienne intégrale par UDKHG est détaillée dans les travaux de Hirst (1971) et Davis (2010) et celle faite par Corjet est détaillée dans les travaux de Jirka (2004, 2006).

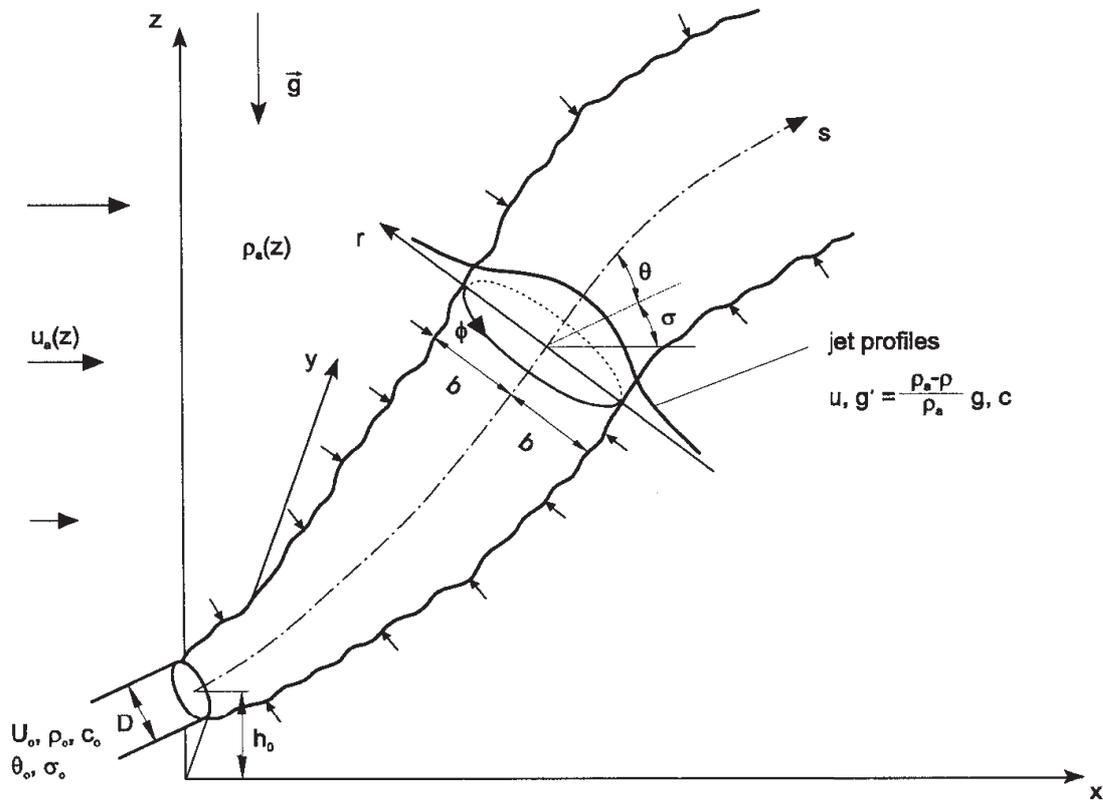


Figure 2- 6 Schéma de la trajectoire tridimensionnelle du jet défini dans le modèle Eulérien intégral [Jirka 2004].

Dans l'approche Eulérienne intégrale UDKHG, basée sur l'analyse de Hirst (1971), l'eq(2.33) s'écrit de la façon suivante [Davis 1999]:

$$\frac{d}{dS} \int_0^\infty V \cdot r \cdot dr = E_v \tag{eq(2.38)}$$

$L'(\infty)$ présente évidemment les limites du jet. Les modèles Eulériens intégraux adoptent généralement le profil gaussien de la vitesse et de la concentration de la section transversale du jet (Figure 2- 6). Selon le modèle Eulérien intégral de Jirka (2004), les limites de jet qui forment un cercle de rayon (b) sont définies où la vitesse sur le profil gaussien fait 37% de la valeur de la vitesse axiale maximale de la section transversale. Alors, l'équation de continuité est écrite pour les jets ronds comme suit [Jirka 2004] :

$$\frac{d}{dS} \int_0^{b_k} V \cdot 2\pi \cdot r \cdot dr = E_v \quad \text{eq(2.39)}$$

Comme pour les méthodes lagrangiennes intégrales, l'exactitude des calculs dépend essentiellement du degré de précision auquel l'entraînement est approché.

2.3.2. Les modèles empiriques et d'échelles de longueur

Les variables qui représentent les forces impliquées dans le processus de mélange sont arrangées dans des groupes qui ont des dimensions de longueur. La grandeur de ces échelles de longueur indique l'importance des processus en question. On prend comme exemple l'échelle de longueur lm qui montre l'importance de la quantité de mouvement initiale par rapport aux forces de flottabilité. Les ratios de ces échelles de longueur forment des groupes sans dimension qui peuvent être utilisés pour transmettre les résultats de l'échelle de laboratoire à l'échelle réelle (exemple du nombre de Reynolds).

Les expériences sont réalisées au laboratoire sur un intervalle de variables qui couvrent l'intervalle anticipé dans le champ réel. Les résultats de ces expériences sont utilisés pour déterminer des relations empiriques entre les groupes sans dimensions. Ces relations peuvent ensuite être utilisées pour prédire le comportement des écoulements issus de configurations similaires dans le champ réel.

2.3.2.1. Exemple des modèles empiriques et d'échelles de longueur

Le modèle NRFIELD, précédemment RSB (Roberts, Snyder, Baumgartner) du package Visual Plumes [Roberts et al. 1989 a,b,c ; Frick et al. 2003 ; Frick 2004] est basé sur des études expérimentales de diffuseurs multiports dont chaque riser a spécifiquement deux ports en forme de T comme le montre la Figure 2- 7. Donc, au moins quatre ports doivent être spécifiés pour que le modèle s'applique. Une hypothèse importante du modèle considère que le diffuseur est représenté comme une source linéaire. Cette hypothèse pourrait avoir des implications importantes sur les petites zones de mélange, dans lesquelles les jets voisins peuvent ne pas avoir fusionné.

Le modèle NRFIELD prend en compte un certain nombre de paramètres, tels que

l'espacement des ports, la diamètre des ports, la vitesse initiale des jets, la vitesse du courant, la direction du courant et la stratification thermique des eaux ambiantes.

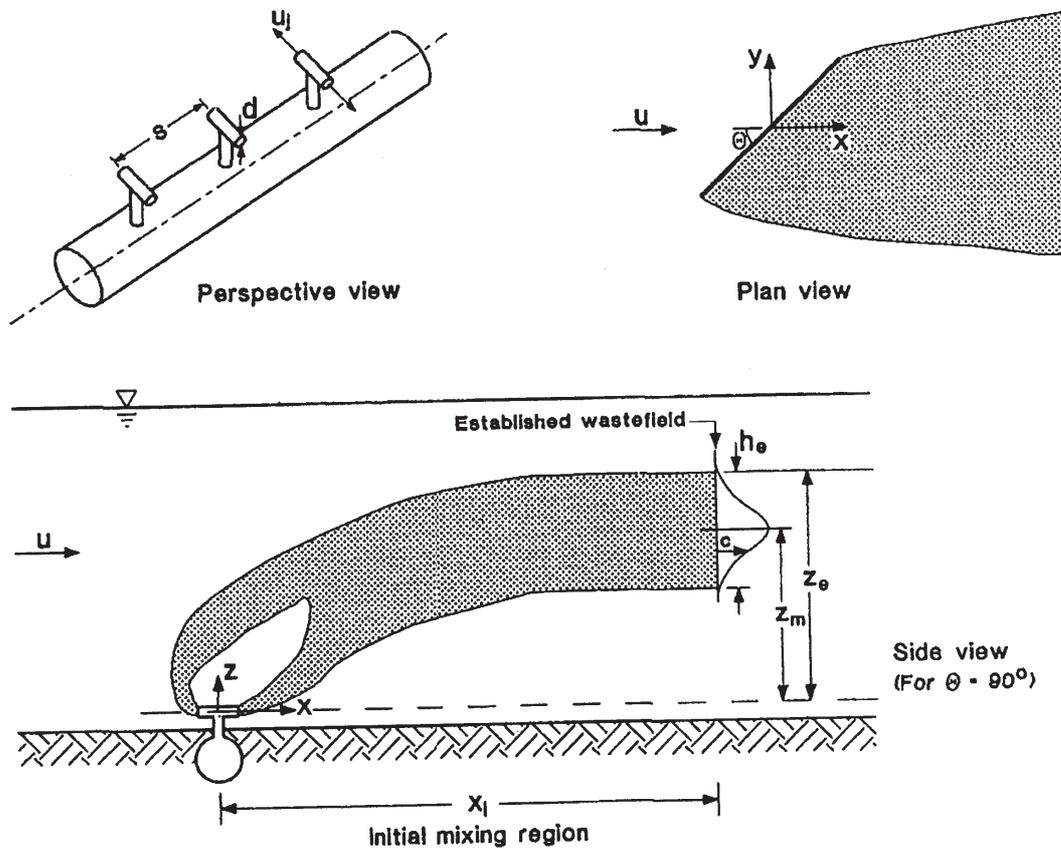


Figure 2- 7 La configuration de T-risers adopté dans le modèle NRFIELD [Roberts et al. 1989].

Cormix est un logiciel qui comprend une interface du système expert avec un certain nombre de modèles hydrauliques. Il est destiné à traiter une grande variété de rejets, de milieux ambiants et de diffuseurs.

En se basant sur les données entrées par l'utilisateur, Cormix calcule une série d'échelles de longueur et des groupes adimensionnels. Il peut classifier le type d'écoulements dans le scénario proposé à partir de sa base de données de 66 classes d'écoulements (Figure 2- 8).

Malgré la diversité des scénarios traités par Cormix, le vaste intervalle des conditions de rejets et milieux ambiants ne peut pas être catégorisé dans 66 classes d'écoulements sans avoir certaines discontinuités dans les prédictions. Un exemple d'arbre du système expert Cormix, pour déterminer la classe d'écoulements, en cas de jet turbulent flottant dans un

milieu non stratifié, est illustré par la Figure 2- 8. Les différentes échelles de longueur « L_m , L_b , L_M , L_T » permettent d'identifier les relations entre le flux de flottabilité, le flux de quantité de mouvement initiale et le flux forcé par le courant ambiant. A partir de ces échelles de longueur et de la hauteur d'eau au-dessus de point de rejet H_s , on peut déterminer les groupes adimensionnels (L_m/H_s , L_b/H_s ...). Cela nous indique la classe de l'écoulement et les équations à utiliser pour la prédiction de la dilution et des dimensions du champ proche.

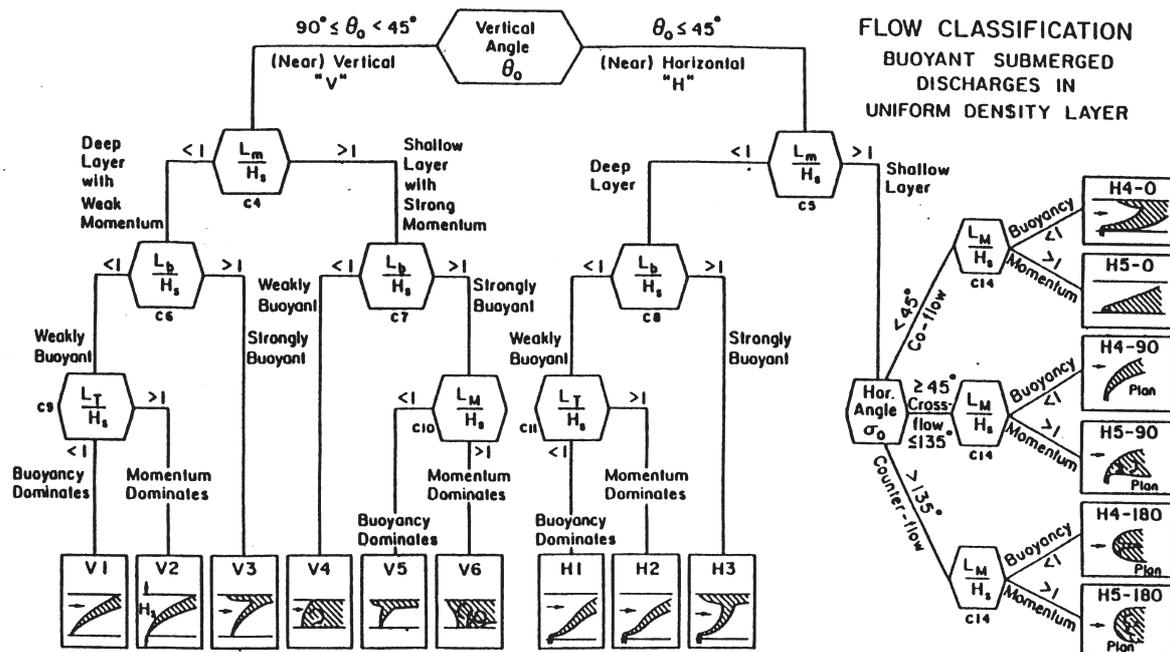


Figure 2- 8 Arbre de classification des écoulements par Cormix pour les jets flottants dans un milieu ambiant non stratifié [Doneker et Jirka 2007].

Dans Figure 2- 8, nous présentons les échelles de longueur suivantes:

Échelle de longueur de transition jet/panache l_M : Cette échelle de longueur présente la distance sur laquelle la transition du comportement du jet au comportement du panache prend lieu dans un milieu ambiant uniforme et stationnaire (voir paragraphe 1.3.3.1).

$$l_M = \frac{M_0^{3/4}}{B_0^{1/2}}$$

Échelle de longueur jet/courant ambiant l_m : en présence de courant, cette échelle est liée à la distance avant laquelle le jet soit dévié par le courant (cas de présence de courant croisé) ou soit simplement soumis à l'advection du courant (cas de présence de cocourant).

$$l_m = \frac{M_0^{1/2}}{u_a}$$

Échelle de longueur panache/courant ambiant l_b : en présence de courant, cette échelle est liée à la distance verticale avant laquelle le panache soit dévié par le courant.

$$l_b = \frac{B_0}{u_a^3}$$

Échelle de longueur jet/ stratification l_m' : dans un milieu linéairement stratifié, cette échelle de longueur est liée à la distance sur laquelle le jet devient fortement influencé par la stratification, ce qui conduit à la formation de couche terminale (niveau de capture du jet) ou l'écoulement du jet s'étale horizontalement.

$$l_m' = \frac{M_0^{1/4}}{N^{1/2}}$$

Échelle de longueur panache/stratification l_b' : dans un milieu linéairement stratifié, cette échelle de longueur est liée à la distance sur laquelle le panache devient fortement influencé par la stratification, ce qui conduit à la formation de couche terminale (niveau de capture du panache) ou l'écoulement du panache s'étale horizontalement.

$$l_b' = \frac{B_0^{1/4}}{N^{3/4}}$$

$M_0 = Q_0 V_0$ est le flux de la quantité du mouvement initiale;

$Q_0 = V_0 \frac{\pi D^2}{4}$ est le débit initial,

V_0 est la vitesse initiale

D est le diamètre du port.

$B_0 = g_0' Q_0$ est le flux de la force de flottabilité;

$g_0' = g \frac{\rho_a - \rho_0}{\rho_a}$ est la pesanteur réduite ;

ρ_0 est la masse volumique initiale

ρ_a est la masse volumique du milieu ambiant au niveau du rejet.

u_a est la vitesse du courant ambiant

N est La fréquence de Brunt-Väisälä (la fréquence d'une onde de gravité) :

$$N = \sqrt{\frac{g(\rho_{a(z=0)} - \rho_{a(z=zmer)})}{\rho_{a(z=0)} zmer}}$$

$z = 0$ correspond au niveau du rejet

$z = zmer$ correspond au niveau de surface libre au dessus du point du rejet.

2.3.3. Les codes de calcul CFD

Il existe de nombreux codes de calcul 3D commerciaux et généraux (Ansys-CFX, Fluent, et FLOW3D). Ces codes de calcul numériques peuvent résoudre les équations fondamentales du champ proche (eq(2.22)) numériquement sur un maillage fixe prédéfini à l'aide d'un modèle de turbulence pour fermer le système d'équations.

L'utilisation des codes CFD pour le calcul du champ proche reste restreinte et limitée aux recherches qui s'intéressent à trouver le meilleur modèle de turbulence, et le meilleur schéma numérique [Zhu et Shih 1994, Wu et Yan 2007]. Cela dépend du cas d'étude en respectant plusieurs paramètres comme l'importance des forces de flottabilité, le confinement du jet, la présence de courant ambiant ou de gradient important de pression adverse. En plus, les résultats de telles modélisations ne sont pas souvent validés par des résultats expérimentaux, mais par des résultats issus des modèles connus du champ proche comme NRFIELD [Blumberg et al. 1996, Zhang et al. 1999, Tang et al. 2008].

Le choix du modèle de turbulence approprié, puis la calibration nécessaire, limitent les capacités prédictives des modèles numériques. Pour cela, même en considérant l'évolution de la vitesse et de la mémoire des ordinateurs modernes, il n'est pas prévu que les modèles CFD

soient appliqués à des problèmes pratiques concernant la région du champ proche [Versteeg et Malalasekera 1995, Roberts et al. 2010]. Néanmoins, les modèles CFD sont utiles pour l'analyse des cas particuliers où les expériences sont soit trop difficiles ou trop coûteuses et les modèles intégraux ne s'appliquent pas.

Des exemples de ces cas particuliers se trouvent dans le travail de Law et al. (2002) où l'on découvre, par la modélisation numérique CFD, le comportement des jets issus d'un diffuseur multiport en présence de courant oblique. Khan et al. (2006) utilisent la modélisation CFD pour la conception d'un diffuseur d'un émissaire qui sert à rejeter les eaux de refroidissement (centrale nucléaire, station thermique, etc...) dans un réservoir 'milieu confiné' en évitant l'érosion dans le réservoir. Karimpour et al. (2011) ont travaillé sur la modélisation CFD bidimensionnel pour comprendre la fusion de deux jets plans turbulents. Ils se sont intéressés à la localisation du point où les deux jets voisins forment un seul jet en prenant en compte les rôles de la largeur du port, de la distance entre les deux ports, du nombre de Reynolds et de la quantité de mouvement initiale de chaque jet.

L'utilisation de la modélisation numérique CFD est répandue pour les études du champ lointain, qui peut être caractérisé comme un milieu ouvert de grande échelle, contrairement au champ proche et ses petites échelles dominées par les contraintes de cisaillement. Dans ce contexte, on peut mentionner, à titre d'information, quelques codes CFD comme ECOMSED, DELFT3D et TELEMAC qui sont conçus spécialement pour la modélisation hydrodynamique et le transport des sédiments dans les eaux naturelles et qui donnent de très bonnes approximations pour le champ lointain.

En conclusion, nous pouvons dire que les méthodes intégrales donnent des résultats plus précises que les méthodes empiriques pour les cas simples ou les conditions aux limites n'entrent pas en jeu alors que le point fort des modèles empiriques est leur capacité de traiter des cas plus compliqués avec des effets de conditions aux limites. Une comparaison entre les modèles les plus connus est présenté dans Tableau 2- 1.

Le choix de la variable indépendante, dans les méthodes intégrales, soit le temps dans l'approche Lagrangienne soit la distance dans l'approche Eulérienne n'est pas la seule différence entre les deux approches. On peut ajouter le choix de profil transversal utilisé.

Dans l'approche Lagrangienne, on utilise un profil top-hat. Dans l'approche Eulérienne, on utilise un profil gaussien. Par conséquent, les méthodes intégrales qui utilisent l'approche Eulérienne donnent plus de détails de la zone d'établissement de l'écoulement et la zone d'écoulement établi. Cet aspect est particulièrement intéressant dans le calcul des jets voisins ou l'on considère une fusion progressive des panaches voisins. Cette capacité de la modélisation détaillée du champ proche est intéressante dans le calcul de diffuseurs multiports.

Tableau 2- 1 Les modèles les plus connus du champ proche

Package	développé par	Provenance	Programmes inclus	Méthode de calcul	Politique de distribution actuelle
CORMIX	MixZon Inc	Etats-Unis / ,Allemagne	Cormix1 Rejet d'un seul port	Échelle de longueur	commerciale
			Cormix2 Diffuseurs multiports		
			Cormix3 Rejet à la surface		
			CorJet Rejet d'un seul port ou de diffuseur multiport dans un milieu non-confiné	Eulérienne intégrale	
			CorHyd Hydraulique interne de diffuseur multiport	relations géométriques et optimisation	
			FFL Analyse du champ lointain	Algorithme de Brooks	
VISUAL PLUMES	EPA	États-Unis	UM3 Rejet d'un seul port ou de diffuseur multiport dans un milieu non-confiné	Lagrangienne intégrale	libre et open source
			DKHW Rejet d'un seul port ou de diffuseur multiport dans un milieu non-confiné	Eulérienne intégrale	
			NRFIELD Diffuseurs multiports (T-risers uniquement)	Empirique	
			PDS Rejet à la surface	Eulérienne intégrale	
			Brooks farfield Analyse du champ lointain	Algorithme de Brooks	
VISJET	Université de Hong Kong	Hong Kong	JETLAG Rejet d'un seul port ou de diffuseur multiport dans un milieu non-confiné	Lagrangienne intégrale	commerciale

2.4. Le modèle Lagrangien intégral proposé

Vu la discussion entamée ci-dessus, nous constatons que les modèles intégraux sont les modèles les plus aptes pour décrire le comportement hydrodynamique des jets turbulents. En plus, les modèles lagrangiens intégraux sont plus simples que les modèles Eulériens intégraux et fournissent les informations essentielles sur l'écoulement sans les détails gaussiens des sections transversales du jet qui ne sont pas toujours nécessaires et que nous pouvons obtenir par simple transformation du profil top-hat (eq(2.7)).

Par conséquent, dans le cadre des travaux rapportés dans cette thèse, nous choisissons un modèle Lagrangien intégral pour caractériser l'écoulement dans les jets turbulents libres.

Nous considérons un profil carré (top-hat) de base de la masse volumique, de la concentration et de la vitesse. Les résultats du calcul donnent les propriétés moyennes de chaque tranche au fur et à mesure de la progression du pas de temps ce qui révèle, ainsi, l'allure du jet et le profil longitudinal des variables scalaires et vectorielles étudiées (Figure 2- 9).

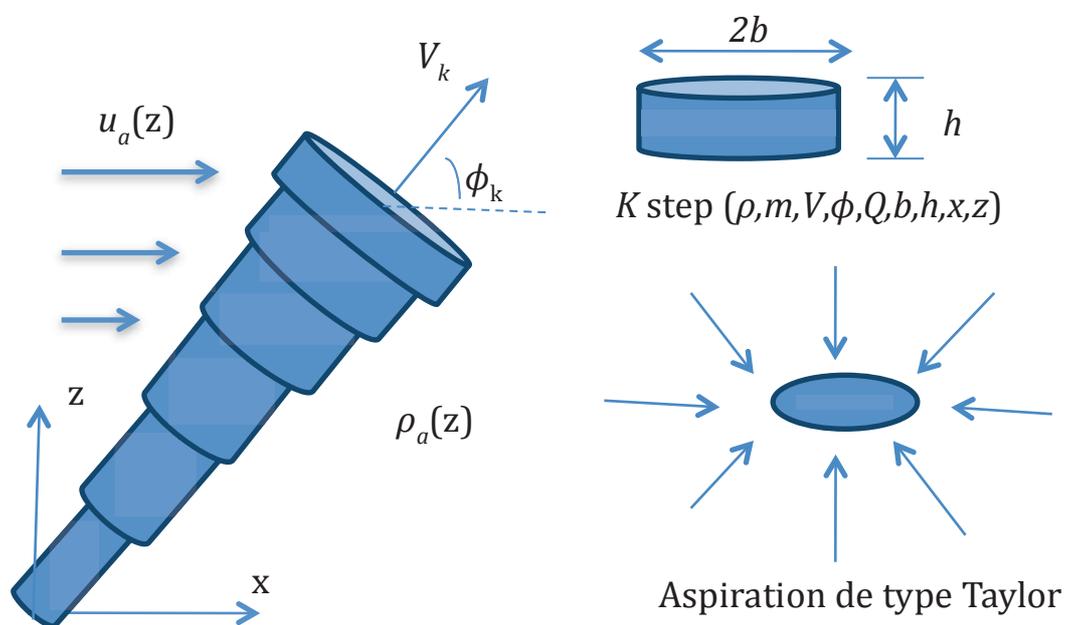


Figure 2- 9 Division du jet en tranches selon la méthode Lagrangienne intégrale.

Nous adoptons le schéma numérique utilisé par Lee et Cheung (1990) pour discrétiser les Équations Différentielles Ordinaires (EDO). Ce schéma se base sur le travail de Frick (1984). L'amélioration apportée, dans ce travail, au modèle existant consiste à pouvoir traiter les cas du profil quelconque de masse volumique du milieu ambiant, du profil quelconque du courant « profils non-uniformes », des jets non-flottants et finalement coupler ce modèle avec le modèle de la phase solide développé dans la troisième partie.

2.4.1. Le schéma numérique

Le schéma numérique détaillé ci-dessous est programmée sous Matlab[®] Release R2009a de Mathworks[®].

Nous adaptons la méthode d'Euler explicite pour la discrétisation. Nous commençons, tout d'abord, par la discrétisation de l'eq(2.32). Chaque pas de temps dessine une tranche du jet comme le montre la Figure 2- 9. La masse dans la nouvelle tranche sera égale à la masse dans la tranche précédente plus la masse des eaux entrantes pendant le pas de temps Δt . La forme discrétisé de l'eq(2.32) s'écrit :

$$\frac{m^{k+1} - m^k}{\Delta t} = E^k \quad \text{eq(2.40)}$$

$$m^{k+1} = m^k + E^k \cdot \Delta t$$

Nous pouvons, également, exprimer la différence de la masse entre deux tranches par:

$$\left. \begin{aligned} m^{k+1} - m^k &= \Delta m^k \\ \Delta m^k &= E^k \cdot \Delta t \end{aligned} \right\} \quad \text{eq(2.41)}$$

La discrétisation temporelle de l'eq(2.35) s'écrit également:

$$\frac{(m.c)^{k+1} - (m.c)^k}{\Delta t} = c_a \frac{\Delta m^k}{\Delta t} \quad \text{eq(2.42)}$$

Ce qui donne:

$$c^{k+1} = \frac{m^k \cdot c^k + \Delta m^k \cdot c_a}{m^{k+1}} \quad \text{eq(2.43)}$$

Cette équation montre que la grandeur scalaire change par rapport à sa valeur dans le milieu ambiant, sa valeur précédente et la masse des eaux entrantes (montré dans l'eq(2.41)). De la même manière, la masse volumique s'exprime par:

$$\rho^{k+1} = \frac{m^k \cdot \rho^k + \Delta m^k \cdot \rho_a}{m^{k+1}} \quad \text{eq(2.44)}$$

L'équation eq(2.36) est discrétisée de la même façon et la grandeur scalaire de la vitesse horizontale est donnée comme suit:

$$u^{k+1} = \frac{m^k \cdot u^k + \Delta m^k u_a}{m^{k+1}} \quad \text{eq(2.45)}$$

Cela veut dire que le co-courant s'ajoute linéairement à la vitesse horizontale du jet, proportionnellement à la quantité des eaux ambiantes entrantes.

En se basant sur l'eq(2.40) pour calculer la masse de la nouvelle tranche et sur l'eq(2.44) pour calculer sa masse volumique, nous pouvons calculer la vitesse verticale par la discrétisation de l'eq(2.37)

$$\frac{(mw)^{k+1} - (mw)^k}{\Delta t} = m^{k+1} g \frac{\rho_a - \rho^{k+1}}{\rho_a} \quad \text{eq(2.46)}$$

Ce qui donne:

$$w^{k+1} = \frac{m^k \cdot w^k}{m^{k+1}} + \frac{\rho_a - \rho^{k+1}}{\rho_a} \cdot g \cdot \Delta t \quad \text{eq(2.47)}$$

Donc la vitesse verticale du jet change au cours du temps en raison de l'entraînement des eaux ambiantes et de la différence des masses volumiques entre le jet et le milieu ambiant.

A partir d'équations eq(2.40), eq(2.41), eq(2.44), eq(2.45) et eq(2.47) nous pouvons obtenir les autres caractéristiques physiques de la nouvelle tranche comme suit:

La grandeur du vecteur de la vitesse décrit en eq(2.34) est donnée en combinant les équations eq(2.45) et eq(2.47):

$$V^{k+1} = \sqrt{u_{k+1}^2 + w_{k+1}^2} \quad \text{eq(2.48)}$$

L'épaisseur de la nouvelle tranche:

$$h^{k+1} = V^{k+1} \cdot \Delta t \quad \text{eq(2.49)}$$

La demi-largeur de la nouvelle tranche est obtenue en considérant la tranche comme un cylindre de masse (m), de masse volumique (ρ) et de volume ($\pi b^2 h$). Elle s'exprime par:

$$b^{k+1} = \sqrt{\frac{m^{k+1}}{\rho^{k+1} \cdot \pi \cdot h^{k+1}}} \quad \text{eq(2.50)}$$

Le débit dans la nouvelle tranche est donné par:

$$Q^{k+1} = \frac{\pi \cdot b_{k+1}^2}{4} \cdot V^{k+1} \quad \text{eq(2.51)}$$

L'inclinaison de l'axe du jet dans la nouvelle tranche par rapport au plan horizontal est donné par:

$$\phi^{k+1} = \arctan\left(\frac{w^{k+1}}{u^{k+1}}\right) \quad \text{eq(2.52)}$$

Les coordonnées horizontales et verticales de l'axe du jet dans la nouvelle tranche, s'expriment par:

$$\left. \begin{aligned} x^{k+1} &= x^k + u^k \cdot \Delta t \\ z^{k+1} &= z^k + w^k \cdot \Delta t \end{aligned} \right\} \quad \text{eq(2.53)}$$

Les coordonnées horizontales et verticales des limites du jet ($\pm b$ perpendiculairement sur l'axe du jet) dans la nouvelle tranche sont calculées en fonction des coordonnées de l'axe du jet, son inclinaison et sa demi-largeur. Elles s'expriment par:

$$\left. \begin{aligned} xb1^{k+1} &= x^{k+1} + b^{k+1} \sin \phi^{k+1} \\ zb1^{k+1} &= z^{k+1} - b^{k+1} \cos \phi^{k+1} \\ xb2^{k+1} &= x^{k+1} - b^{k+1} \sin \phi^{k+1} \\ zb2^{k+1} &= z^{k+1} + b^{k+1} \cos \phi^{k+1} \end{aligned} \right\} \text{eq(2.54)}$$

La distance du port du jet jusqu'à la nouvelle tranche est égale à la somme des épaisseurs de toutes les tranches précédentes jusqu'à la nouvelle tranche:

$$\Delta S^{k+1} = \sum_{k=0}^{k+1} h^k \text{eq(2.55)}$$

L'entraînement dans la nouvelle tranche peut être calculé maintenant et permet de calculer les caractéristiques de la tranche ($k+2$) et ainsi de suite :

$$E^{k+1} = \alpha . V^{k+1} . \rho_a . 2 . \pi . b^{k+1} . h^{k+1} \text{eq(2.56)}$$

Les conditions initiales, dans notre cas, comprennent la vitesse du jet à la sortie du port, l'inclinaison initiale, les dimensions de la première tranche, les valeurs initiales des produits scalaires comme la masse volumique et la concentration, le pas du temps. Nous considérons que la vitesse de la première tranche est égale à la vitesse initiale du jet:

$$(u, w)_0 = (V_0 \cos \phi_0, V_0 \sin \phi_0) \text{eq(2.57)}$$

La demi-largeur et l'épaisseur de la première tranche sont égales au rayon du port circulaire du jet :

$$(b, h)_0 = (0.5D, 0.5D) \text{eq(2.58)}$$

Ou D est le diamètre du port.

La masse volumique, le flux solide et la concentration des particules de la première tranche sont égales à leurs valeurs initiales :

$$(\rho, P, C_p)_0 = (\rho_0, P_0, C_{p0}) \quad \text{eq(2.59)}$$

Et les coordonnées de l'axe du jet au port:

$$(x, z)_0 = (0, 0) \quad \text{eq(2.60)}$$

Le pas de temps est pris constant pendant les simulations et égal à la valeur considérée et testée par Lee et Cheung (1990) :

$$\Delta t = 0.1 \cdot \frac{h_0}{V_0} \quad \text{eq(2.61)}$$

Cette valeur est suffisamment petite, et donne des résultats bien précis comme nous allons le voir lors de la validation du modèle. Le pas de temps assez petit assure la convergence [Lee et Cheung 1990] , alors, on n'a pas fait des efforts pour chercher des autres valeurs de pas de temps. Ce code Matlab marche parfaitement sur Mac OS X « processeur 3.06 GHz et mémoire 4 Go » avec un pas de temps constant. Il fait des itérations de l'ordre de 10 000 pour les données expérimentales et de l'ordre de 100 000 pour les données de terrain ou on a la profondeur de l'eau de 20 m et plus. Chaque simulation des cas pilotes prend environ 20 secondes et pour les cas réels, ça peut prendre quelques minutes.

À partir de ces conditions initiales, nous pouvons calculer l'entraînement dans la première tranche par :

$$E_0 = \alpha \cdot V_0 \cdot \rho_a \cdot 2\pi \cdot b_0 \cdot h_0 \quad \text{eq(2.62)}$$

Ce qui nous permet de lancer la routine de calcul qui commence par calculer la masse de la tranche suivante (eq(2.40)).

2.4.1.1. Cas du jet non-flottant

Dans le cas des jets horizontaux, dans un milieu de même masse volumique, il n'y a pas de force de flottabilité. Ça veut dire que, théoriquement, l'axe du jet reste horizontal et on peut considérer que le domaine de simulation se trouve toujours dans la zone dominée par la quantité du mouvement. Les modifications du code de calcul, dans ce cas, consistent à :

- Eliminer l'éq(2.44) du code de calcul, puisqu'il n'y a pas de changement de masse volumique.
- Eliminer les équations eq(2.47) et eq(2.52), puisqu'il n'y a pas de vitesse verticale ni d'inclinaison de l'axe du jet.
- Eliminer l'ordonnée (z) dans l'éq(2.53). Dans ce cas, la vitesse horizontale du jet est identique à sa vitesse axiale et la routine de calcul est réduite.

2.4.2. Conditions d'arrêt de la boucle de calcul

2.4.2.1. Cas des jets flottants dans un milieu non-stratifié

Dans le cas des jets flottants dans un milieu non stratifié, le calcul s'arrête quand la limite supérieure du jet touche la surface libre. En considérant la hauteur du jet au-dessus du point du rejet symbolisé par (z_{mer}), on trouve la condition :

$$\text{calculer_pendant_que} \quad \text{eq(2.63)}$$
$$zb2^k \leq z_{mer}$$

$zb2^k$ est l'ordonnée verticale de la limite supérieure du jet donnée par l'éq(2.54).

2.4.2.2. Cas des jets flottants dans un milieu stratifié

Dans un milieu stratifié, la masse volumique des eaux ambiantes (ρ_a) est une fonction de la profondeur. Nous pouvons calculer (ρ_a) au niveau de chaque tranche du jet en fonction de la profondeur de cette tranche (eq(2.53)). La masse volumique des eaux ambiantes, au niveau de la tranche k , est donc symbolisée par (ρ_a^k) (voir les exemples donnés dans la section de stratification de la troisième partie).

Pour les jets flottants dans un milieu stratifié, la boucle s'arrête quand une des ces deux conditions est vérifiée :

- 1- La masse volumique du jet est égale à la masse volumique ambiante, au même niveau.
- 2- la limite supérieure du jet touche la surface libre.

Si la condition (1) est vérifiée, en premier, le jet va être capturé au niveau inférieur de la surface libre, et le calcul s'arrête à ce niveau (niveau neutre).

Ces conditions sont données comme suit:

$$\begin{array}{l}
 \text{calculer_pendant_que} \\
 \left. \begin{array}{l}
 zb2^k \leq zmer \\
 \text{et} \\
 \rho^k \leq \rho_a^k
 \end{array} \right\} \text{eq(2.64)}
 \end{array}$$

2.4.2.3. Cas des jets non-flottants horizontaux

Pour les jets non flottants horizontaux, nous déterminons, dès le début, la distance horizontale sur laquelle on va étudier le jet. Cette distance peut être, par exemple, la longueur du bassin expérimental, ou une distance donnée en aval. La boucle s'arrête quand la distance sur l'axe du jet atteint cette distance donnée. La condition d'arrêt, dans ce cas, est donnée par la relation suivante :

Cas des jets horizontaux non- flottants

$$\begin{array}{l}
 \text{calculer_pendant_que} \\
 x^k \leq xe
 \end{array} \text{eq(2.65)}$$

x^k donné par l'eq(2.53) et xe est la distance donnée.

La Figure 2- 10 montre un schéma indicatif qui explique brièvement et résume la méthode Lagrangienne développée ci-dessus.

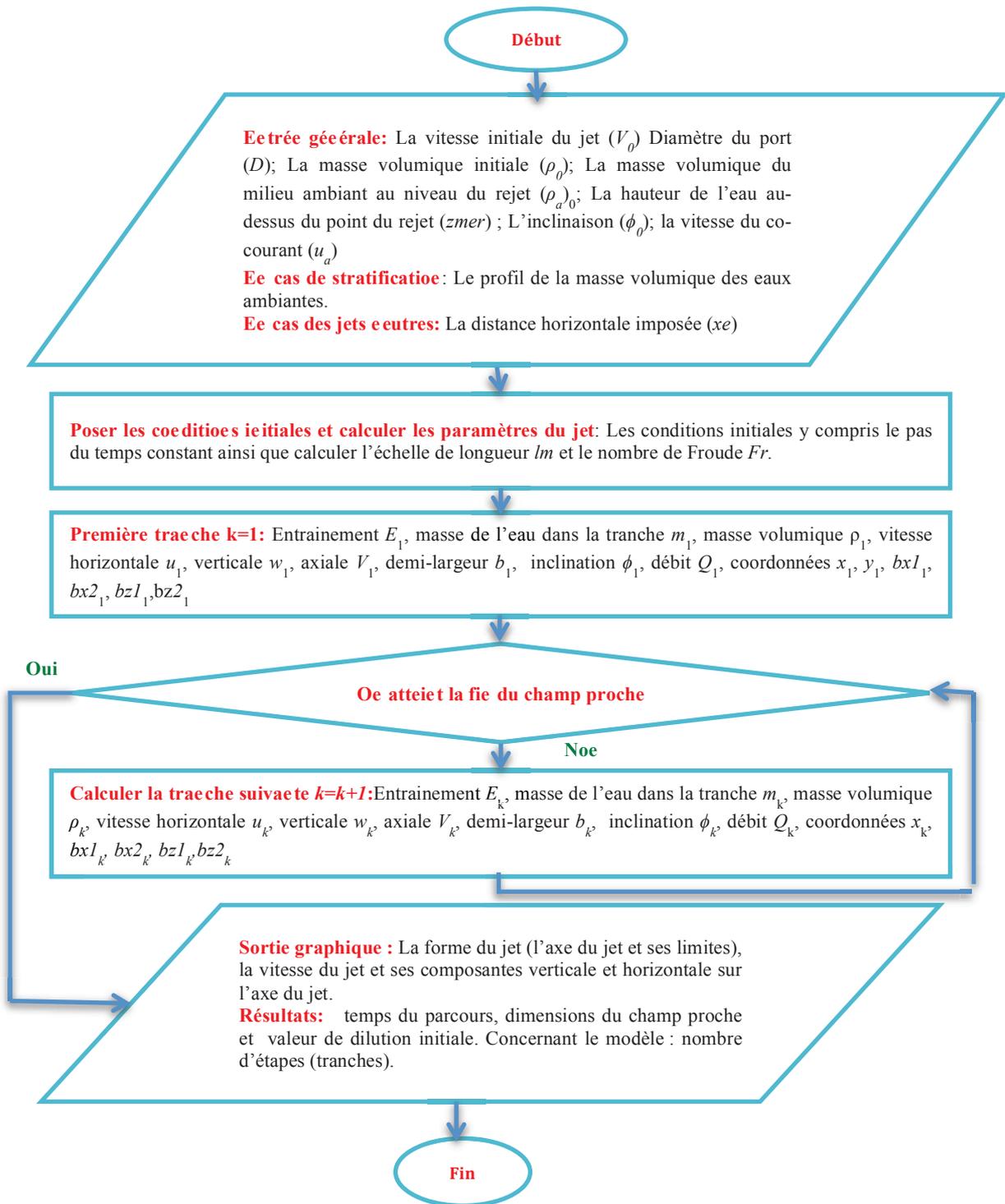


Figure 2- 10 Organigramme du modèle Lagrangien intégral proposé pour l'écoulement turbulent du champ proche.

2.5. Présence des particules solides à faible concentration

2.5.1. Hypothèses communes pour l'étude de la déposition des particules solides transportées par les rejets urbains

Afin d'étudier la déposition des particules solides transportées par les rejets urbains, on peut tirer quelques hypothèses communes.

- 1- La concentration des particules solides est faible dans les eaux usées urbaines. Alors, la présence de ces particules solides n'a aucune influence sur la trajectoire du jet et son comportement hydrodynamique. Cette concentration est définie par Cuthbertson et Davies (2008) comme une concentration volumique à la source de ($\sim 0,1\%$). Lanerfff et Moran (2005) précisent qu'une concentration de (10 gr/l) de particules solides a un impact négligeable sur l'écoulement du jet. La phase dispersée est considérée monodisperse et diluée.
- 2- Les particules solides sont non cohésives : même si le milieu marin favorise la cohésion entre les particules solides, l'échelle temporelle du mouvement des particules dans le champ proche est de l'ordre de quelques minutes. Cette échelle temporelle assez courte ne permet pas de prendre la cohésion des particules en considération lorsque l'on étudie la déposition des particules solides dans le champ proche. Toutefois, il est plus fréquent dans les études du comportement des particules solides dans le champ lointain de distinguer entre les particules solides cohésives et non cohésives puisque l'échelle temporelle est plus importante.
- 3- La variabilité limitée du comportement des particules solides : Dans la modélisation du champ proche ou l'étude expérimentale, le comportement des particules solides dans le champ proche est limité par les actions suivantes : la suspension dans le jet, le réentraînement et la déposition. D'autres mécanismes ne sont pas pris en compte à cause des échelles de temps qui sont beaucoup plus importantes que quelques minutes. Ces mécanismes incluent la resuspension des sédiments, l'érosion du lit des sédiments, le transport des sédiments par charriage et finalement la consolidation et le compactage du lit des sédiments (qui peut prendre quelques années).

- 4- Dans le milieu réceptif (bassin expérimental ou eaux naturelles), la surface supérieure est libre et le fond est considéré plat et rigide.
- 5- Dans la même expérience, ou simulation, les particules solides sont considérées mono disperses ayant la même taille, la même forme et une seule vitesse de déposition.
- 6- La modulation de la turbulence à cause de la présence des particules solides n'est pas prise en compte puisque son effet est négligeable dans les écoulements chargés de particules à faible concentration.

2.5.2. Techniques expérimentales pour l'étude de la déposition des particules transportées par les jets turbulents

L'étude de ce phénomène a lieu dans les laboratoires plutôt que dans le champ réel. Les plans d'eau réceptifs sont généralement des milieux non confinés qui permettent aux jets issus de rejets de se développer sans interaction avec des parois verticales. Cet aspect est pris en considération dans la conception des bassins expérimentaux suffisamment larges par rapport aux dimensions prévues des jets afin de garantir que les parois solides latérales n'ont aucun effet sur le développement des jets et les modalités de déposition des particules solides transportées par ces jets.

Les particules synthétiques sont le premier choix pour l'étude expérimentale de la déposition des particules solides.

Nous exposons ici les deux principales techniques utilisées pour quantifier le dépôt des sédiments sur le fond d'un bassin expérimental.

2.5.2.1. Méthode de maillage

Le fond du bassin est marqué avec une grille pour permettre la localisation des sédiments [Neves et Fernando 1995, Bleninger et al. 2002, Lane-Serff et Moran 2005, Lee 2010]. Dans cette technique, les particules peuvent s'accumuler dans la grille (appelée aussi maille ou écran). Le nombre de particules dans chaque cellule est calculé manuellement et le poids de ces particules est déterminé en fonction de sa masse volumique et de sa taille. On peut

également collecter les particules de chaque cellule à l'aide d'une seringue, les sécher et les peser ensuite [Lee 2010]. Le résultat obtenu donne la distribution des dépôts au fond du bassin (profil 2D de sédiments) d'où l'on peut extraire la courbe du taux de déposition longitudinale et en cas de besoin la courbe du taux de déposition latérale. La précision de cette méthode dépend de la taille des cellules. Cette méthode présente un inconvénient évident puisqu'elle nécessite beaucoup de temps pour déterminer le poids des particules dans chaque cellule et pour chaque expérience. Cette méthode semble être la plus fidèle pour localiser la déposition, selon les chercheurs qui l'utilisent. Si nous nous intéressons à la courbe du taux de déposition longitudinale uniquement, nous prenons les zones de grille en forme de barreaux latéraux comme le montre la Figure 2- 11. Si nous souhaitons avoir des informations sur la distribution transversale de la déposition, également, nous prenons une grille avec plusieurs cellules dans la direction transversale comme le montre la Figure 2- 12.

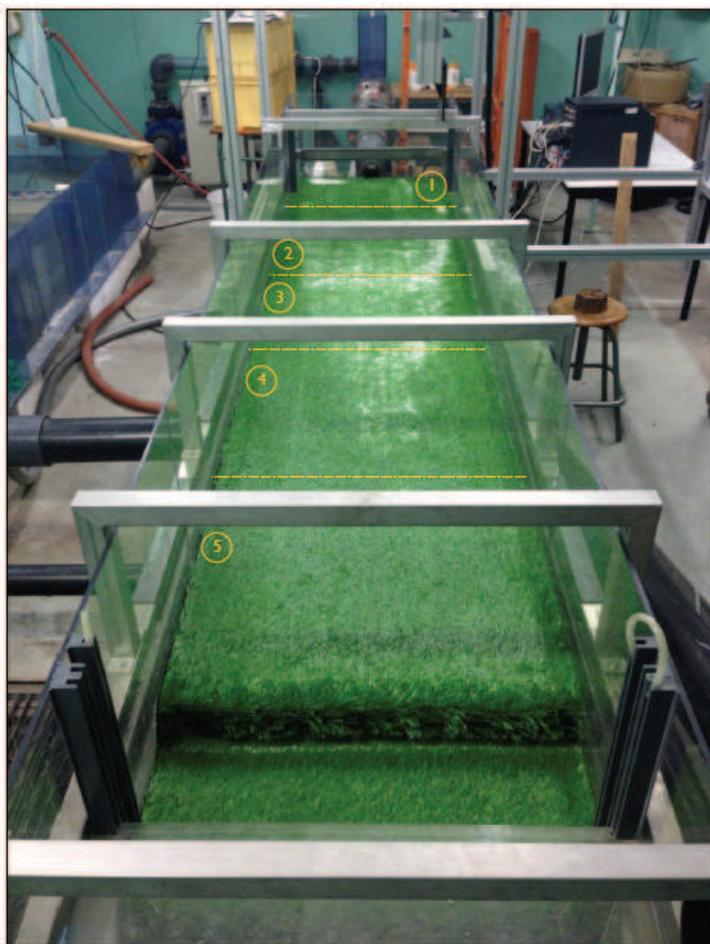


Figure 2- 11 Un bassin expérimental avec indications des fils latéraux pour étudier la déposition longitudinale des sédiments (billes en verre) des jets horizontaux.

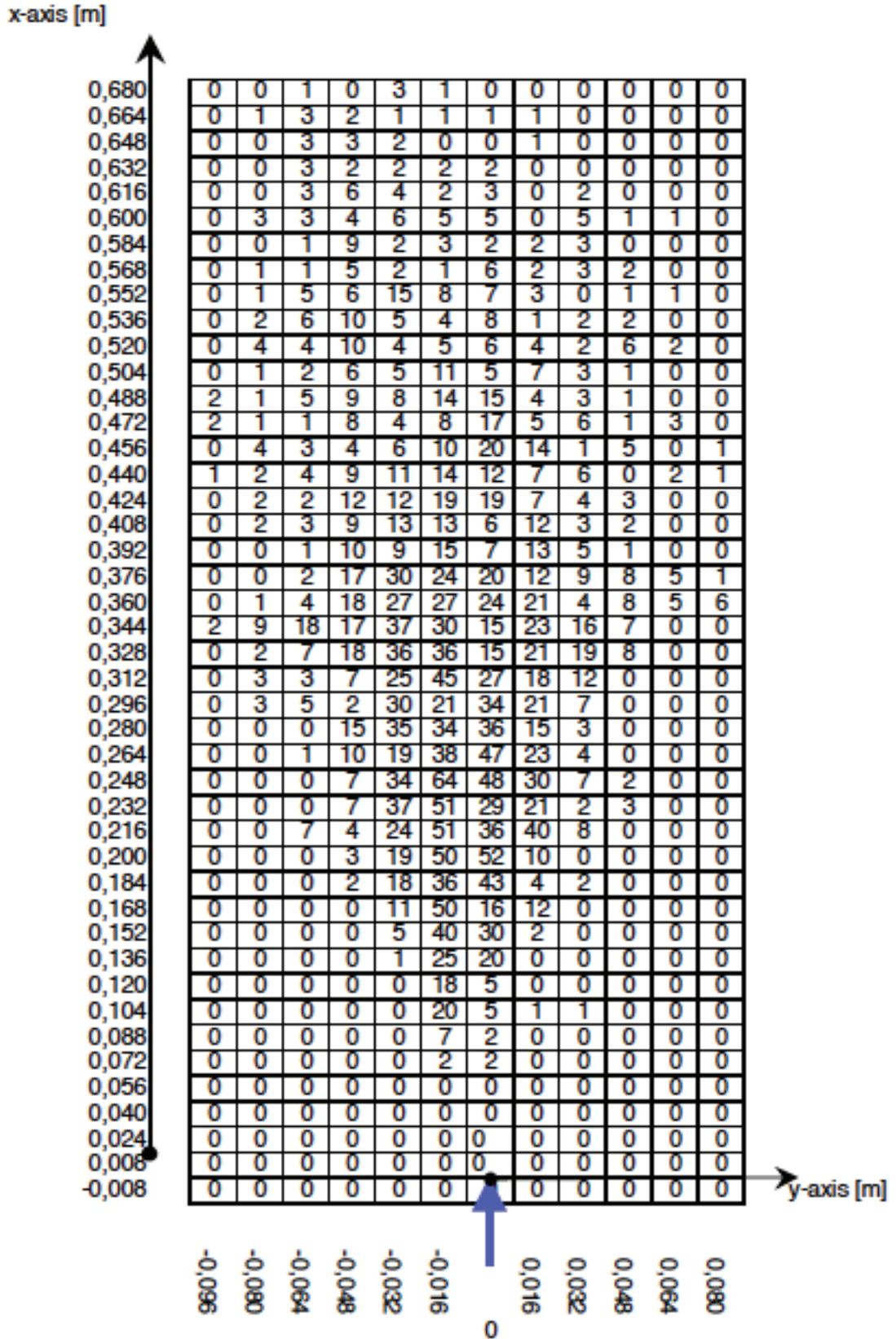


Figure 2- 12 Le nombre de particules dans chaque cellule d'une grille au fond du bassin expérimental pour étudier la déposition des jets horizontaux [Bleninger et Carmer 2000].

2.5.2.2. Vélocimétrie par Image de Particules (PIV)

La PIV est une technique d'imagerie visant une mesure du champ de vitesse et de concentration des particules solides dans un écoulement [Dufresne 2008, Cuthbertson et Davies 2008, Cuthbertson et al. 2008, Lee 2010] et la concentration des particules solides au sein d'un écoulement chargé [Cuthbertson et Davies 2008, Cuthbertson et al. 2008, Lee 2010]. Dans cette technique récente des capteurs photographiques CCD (Charge-Coupled Device) ou (Dispositif à Transfert de Charge DTC) sont installées directement au-dessus du bassin afin d'enregistrer des images XY de régions successives du fond [Cuthbertson et Davies 2008, Cuthbertson et al. 2008]. Cette disposition permet d'enregistrer et de cartographier le profil 2D de l'accumulation des particules. Lorsque la disposition est combinée avec une procédure de calibrage appropriée, cette technique d'analyse permet la quantification des dépôts des particules solides. Les capteurs photographiques CCD peuvent également être installés pour visualiser l'écoulement et tracer les trajectoires des particules solides en cours de la déposition dans le plan XZ [Cuthbertson et Davies 2008, Cuthbertson et al. 2008]. Un schéma indicatif de la PIV est présenté en Figure 2- 13. La Figure 2- 14 montre l'utilisation de la PIV pour étudier le champ de vitesse dans un bassin expérimental. Deux caméras sont placées pour acquérir les images du plan éclairé par laser. Les images de particules dans le plan de mesure sont prises à des instants rapprochés (typiquement 2.5 ms) [Dufresne 2008]. Chaque caméra enregistre une image en chacun de ces instants. La vitesse se déduit du déplacement connaissant le délai entre deux enregistrements (Figure 2- 15). L'utilisation d'une seule caméra (seul point de vue) ne permet que la mesure des deux composantes de la vitesse. Une PIV synchronisée à deux caméras en configuration stéréoscopique permet de mesurer les trois composantes de la vitesse [Schon et al. 2007].

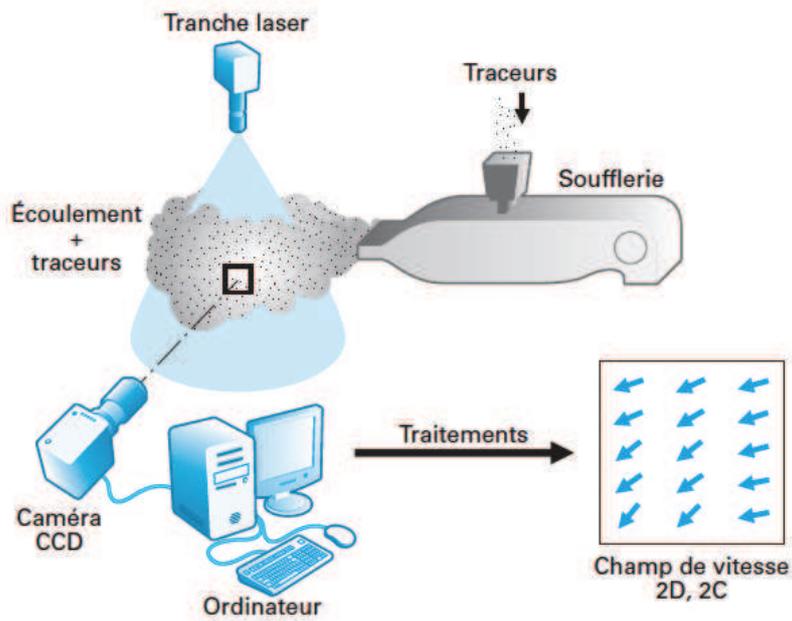


Figure 2- 13 Les éléments principaux dans un dispositif pour la vélocimétrie par image des particules [Schon et al. 2007].

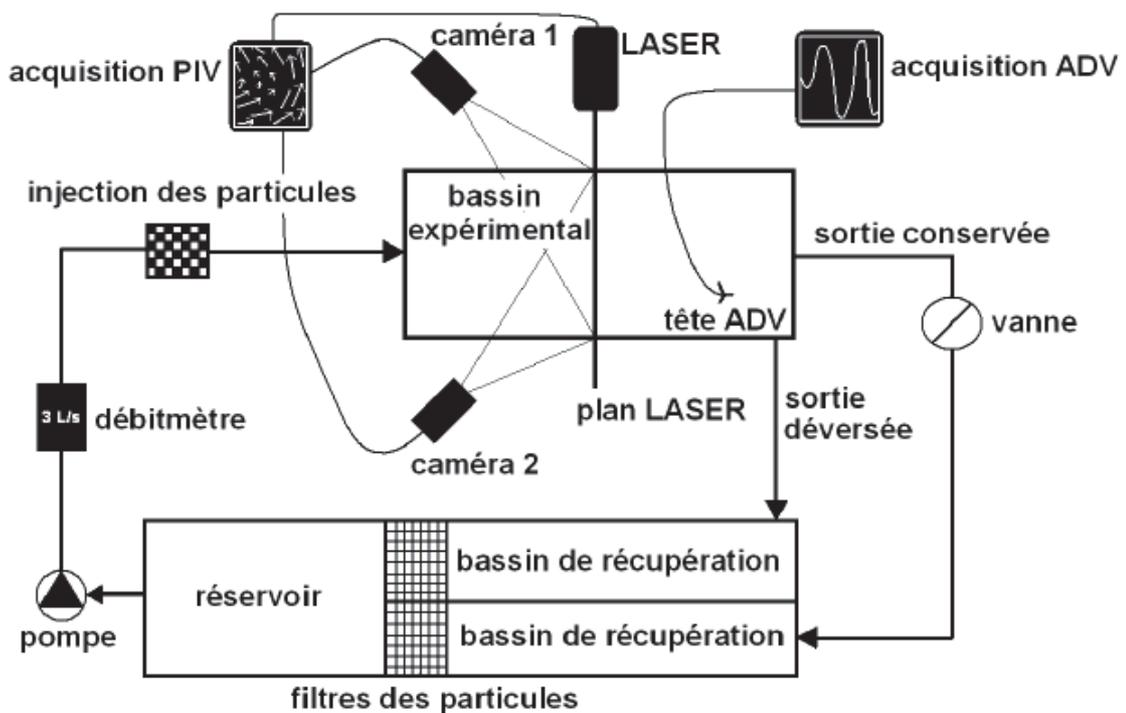


Figure 2- 14 Le dispositif PIV avec deux caméras pour étudier les trois composantes du champ de vitesse dans un bassin expérimental [Dufresne 2008].

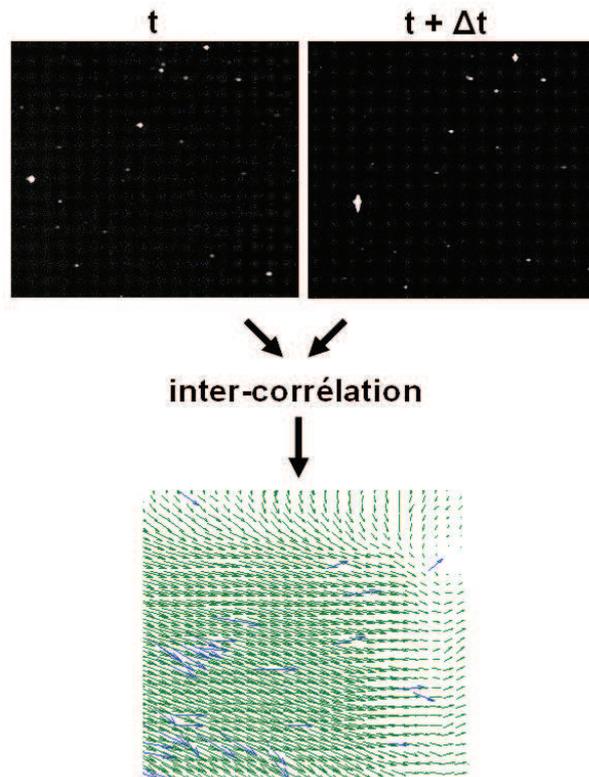


Figure 2- 15 Inter corrélation entre deux images enregistrées par une caméra CDD dans un dispositif pour la vélocimétrie par image de particules. Les vecteurs bleus ont été corrigés car ils sont trop différents de leurs voisins [Dufresne 2008].

2.5.3. Les dispositifs expérimentaux pour l'étude de la déposition des jets turbulents

Nous exposons ci-dessous quatre dispositifs expérimentaux, pris de la littérature, utilisés pour étudier la déposition des jets turbulents.

2.5.3.1 Les expériences de Cuthbertson et Davies (2008)

Cuthbertson et Davies (2008) ont mené des expériences pour étudier la déposition des particules solides transportées par des jets flottants horizontaux dans un milieu stationnaire ou en présence du co-courant. Les expériences sont menées dans un canal de forme rectangulaire et dont les dimensions sont données dans le Tableau 2- 2. L'effluent est chargé de particules solides sphériques non cohésives. La concentration volumique de ces particules dans le rejet est maintenue autour de 0.1 % afin de minimiser son impact sur l'écoulement. Deux types de particules sont utilisés dans ces expériences. Le premier type concerne des particules POLY1 (matériel de grenailage) ayant un diamètre moyen $dp = 500-600 \mu\text{m}$, et une masse volumique moyenne de $\rho_p=1500 \text{ kg/m}^3$. Le second type concerne des particules

IP3 (bulles polyacryliques) de diamètre moyen $dp= 630-850 \mu\text{m}$, et de masse volumique moyenne de $\rho_p=1150 \text{ kg/m}^3$.

Les résultats expérimentaux présentent la densité de probabilité longitudinale de la déposition $f_L(x_i)$. Cette fonction est représentée par la relation suivante :

$$f_L(x_i) = \frac{\sum_{j=1}^n \delta(i, j)}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \delta(i, j)} (\Delta x_i)^{-1} \quad \text{eq(2.66)}$$

$f_L(x_i)$ est la proportion du dépôt total de sédiments dans une tranche latérale de longueur Δx_i au fond de canal; m et n sont les nombres de zones élémentaires au fond du canal dans la direction longitudinale et dans la direction latérale respectivement; et $\delta(i, j)$ sont les valeurs de dépôts calculées pour chaque zone indexée (i, j) .

Le positionnement des dépôts au fond du bassin indique la présence de deux processus distincts de déposition pour les rejets dans un milieu au repos et pour les rejets en présence de co-courant :

- (a) une bande étroite, relativement concentrée, de dépôt accumulé suite à la déposition des particules solides de jet flottant près de la source (mécanisme de déposition dans le champ proche) « Figure 2- 16»
- (b) un dépôt à l'aval plus large et plus dispersé en forme d'un éventail suite à la déposition des particules solides de courant superficiel de pesanteur formé de l'interaction du jet flottant avec la surface libre « Figure 2- 16».

Plusieurs échelles de longueurs pour caractériser la déposition sont définies en Figure 2- 16 : $x_{d,p(i)}$ est la distance longitudinale de pic de la déposition suite au mécanisme de déposition dans le champ proche et $x_{d,cg}$ la distance longitudinale de centre de masse de dépôt. $x_{d,ext}$ et $y_{d,ext}$ sont les extensions longitudinale et latérale de la déposition.

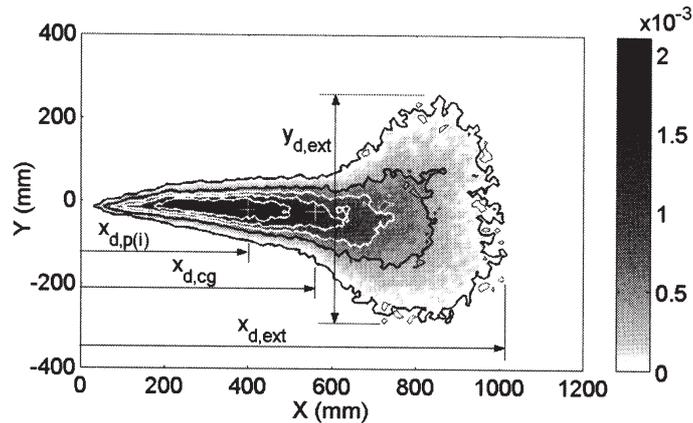


Figure 2- 16 Densité de probabilité longitudinale de dépôts au fond du bassin des particules solides dans un jet flottant turbulent [Cuthbertson et Davies 2008].

2.5.3.2. Les expériences de Lane-Serff et Moran (2005)

Lane-Serff et Moran (2005) ont mené des expériences pour déterminer le taux de déposition (gr/m.s) des particules transportées par des jets flottants horizontaux, inclinés vers le haut ou inclinés vers le bas dans un milieu stationnaire. Les expériences sont menées dans un bassin rectangulaire (voir Tableau 2- 2). Le jet flottant chargé de particules est créé en introduisant un rejet d'eau douce ou une solution saline de faible concentration et des particules de sable dans un milieu ambiant salin.

Deux échelles granulométriques de sable sont utilisées : des particules fines ($75 \mu\text{m} < d_p < 150 \mu\text{m}$) et des particules grosses ($150 \mu\text{m} < d_p < 300 \mu\text{m}$). La quantité de sable dans le rejet est maintenue inférieure à 10 gr/l afin de minimiser son impact sur l'écoulement.

Les expériences de Lane-Serff et Moran (2005) permettent le paramétrage du processus de déposition. Quand les jets flottants turbulents sont paramétrés correctement en considérant la quantité de mouvement initiale et le flux de flottabilité, ces jets peuvent être décrits par un seul paramètre (l'angle d'inclinaison initiale entre l'écoulement du jet et l'horizontale). Ainsi l'étude paramétrique montre que la proportion des particules solides déposées près de la source est indépendante du débit d'écoulement du jet.

2.5.3.3. Les expériences de Bleninger et Carmer (2000)

Bleninger et Carmer (2000), Bleninger et al. (2002) ont mené des expériences pour étudier la déposition des particules transportées par des jets horizontaux non flottants. Le rejet et les eaux ambiantes ont la même masse volumique et la même température. L'entrée est constituée d'une conduite circulaire de diamètre $D = 6$ mm (Tableau 2- 2), dont la base est située (de 2 à 12 cm) au-dessus du fond horizontal. Des particules solides artificielles de Polystyrol sont injectées dans le rejet (2 cl de particules sont suspendues dans 8 cl d'eau).

Les résultats expérimentaux obtenus, dans ce contexte, présentent le nombre des particules solides déposées dans chaque cellule (16 mm *16 mm) d'une grille située au fond du bassin (Figure 2- 12).

L'étude expérimentale de Bleninger et Carmer (2000) permet de trouver des solutions analytiques des courbes de taux de déposition longitudinale et transversale. L'analyse non dimensionnelle montre que la courbe de taux de déposition longitudinale peut être présentée par une fonction normale logarithmique après la calibration nécessaire des paramètres. En plus, la courbe de taux de déposition transversale peut être présentée par une fonction gaussienne après la calibration nécessaire. Ces fonctions ont été ainsi vérifiées par plusieurs expériences.

Bleninger et Carmer(2000) ont montré également que le développement de la largeur de la zone de dépôt au fond du bassin est similaire au développement de la largeur du jet, mais plus limité, à cause de la dispersion plus limitée des particules solides en comparaison avec la dispersion du champ de vitesse dans le jet turbulent.

2.5.3.4. Les expériences de Lee (2010)

Lee (2010) a mené des expériences pour étudier la déposition des particules transportées par des jets horizontaux non flottants et des jets horizontaux flottants. Le nombre initial de Reynolds Re_0 des jets turbulents dans ces expériences varie entre 2000 et 6000. Bien que cet intervalle soit beaucoup plus petit que l'intervalle réel de terrain ($Re_0 \approx 200\ 000$), les propriétés des jets sont indépendantes du nombre de Reynolds initial, si ce dernier est supérieur à 2000 (cas d'écoulements turbulents à structure auto-similaire).

Trois séries de mesures caractérisent les expériences de Lee (2010) :

Série I : Mesure du taux de déposition des particules transportées par des jets horizontaux non-flottants.

Plusieurs débits d'entrée sont testés ainsi que plusieurs types de particules ce qui fait au total 34 expériences. Sept types de particules sont testés. Ce sont des particules sphériques synthétiques en verre de diamètre moyen de 199 μm et 153 μm , des particules en plastique avec une forme irrégulière (NQP) et sphériques (IP3) et des particules sphériques en verre de diamètre moyen 215, 180 et 115 μm .

Série II : Mesure de la concentration des particules transportées par des jets horizontaux non-flottants.

Des particules sphériques en verre de diamètre moyen de 215, 180 et 115 μm sont utilisées dans cette série qui comprend 13 expériences. Les profils transversaux de concentration des particules solides fournissent des données pour une étude approfondie des jets turbulents chargés de particules à faible concentration. Deux techniques de mesure sont appliquées dans ce contexte, l'échantillonnage par aspiration et la Vélocimétrie par Images de Particules.

L'échantillonnage par aspiration est une technique de mesure directe et fournit les moyennes temporelles des valeurs transversales de concentration des particules solides. Cette technique est fiable, mais lente. La technique d'imagerie de particules est développée dans le travail de Lee (2010) pour mesurer le profil transversal $2D$ de concentration des particules. Les résultats de cette technique comprennent la concentration instantanée des particules solides dans le jet turbulent et les contours des moyennes temporelles de la concentration.

Série III : Mesure du taux de déposition des particules transportées par des jets horizontaux flottants.

Le nombre de Froude Fr dans les 26 expériences de cette série varie de 9 à 27. Six types de particules sont testés, particules sphériques synthétiques en verre de diamètre moyen de 199 μm et 153 μm , des particules en plastique avec une forme irrégulière (NQP) et des particules sphériques en verre de diamètre moyen de 215, 180 et 115 μm .

Les forces de flottabilité sont produites par le mélange d'éthanol et d'eau. La vitesse de sédimentation des particules solides est calculée à la source, en fonction de la masse volumique des eaux du rejet, et dans le milieu ambiant, en fonction de la masse volumique du milieu ambiant.

Les résultats des séries I et III de Lee (2010) viennent confirmer les observations des expériences réalisées par Cuthbertson et Davies (2008) et Bleninger (2000). Les résultats de la série II présentent dans un premier temps, une étude approfondie de la répartition des particules solides dans le plan transversal des jets horizontaux turbulents. Les résultats montrent que les particules solides déposantes sont concentrées dans la zone centrale de la section transversale du jet et sa trajectoire de déposition prend la forme d'un zigzag.

Tableau 2- 2 Sommaire des expériences utilisées dans la simulation

	$L*B*H$ (m)	D (mm)	ρ_0 (kg/m ³)	ρ_a (kg/m ³)	Nature des particules	L'unité taux de déposition	du de	Position initiale du jet	Ambiant	Allure du jet
[1]	10*1.0 *1.2	11.5	1000	1020- 1040	POLY1 et IP3	Fonction de densité de probabilité PDF		Horizontal	Stationnaire et co-courant	Flottant
[2]	1.2 * 0.3 * 0.4	5	999 à 1021	1040	Sable fin et sable gros	gr/m.s		Horizontal et incliné	Stationnaire	Flottant
[3]	1.3*1.3 * 0.35	6	998.3	998.3	Polystyrol	particule/m ² .s		Horizontal	Stationnaire	Non- flottant
[4]	1.0*1.0 * 0.5	6	955 à 999	996 à 999	Sable, Particules en verre et en plastique	gr/m.s		Horizontal	Stationnaire	Flottant et non- flottant

[1]: Cuthbertson et Davies (2008); [2]: Lane-Serff et Moran (2005); [3]: Bleninger et Carmer (2000) et [4]: Lee (2010) L , B et H Longueur, largeur et profondeur du bassin; D : Diamètre du port du rejet; ρ_0 : Masse volumique des eaux entrantes; ρ_a : Masse volumique des eaux ambiantes.

2.5.4. Etat de l'art sur la modélisation de la déposition des particules solides transportées par des rejets urbains

2.5.4.1. Modèle intégral pour la déposition des particules solides des jets flottants dans un milieu non-stratifié

Les bases de la modélisation intégrale de la déposition des particules transportées par des jets turbulents sont présentées dans le travail de Koh et Chang (1973) sur la déposition des jets négativement flottants (des jets plus denses que les eaux ambiantes ce qui fait que les jets s'enfoncent vers le fond). Le modèle intégral à coupler avec le modèle hydrodynamique est présenté comme suit :

$$\frac{dP}{dS} = -2w_s C_p b(1 - \beta) \quad \text{eq(2.67)}$$

Ou P est le flux solide dans le jet, S est la distance sur l'axe du jet, w_s est la vitesse verticale des particules solides déposantes, C_p est la concentration des particules solides dans le jet, b est la demi-largeur du jet. Cette équation montre que les variables clés dans le processus de sédimentation sont la vitesse de déposition des particules, la concentration des particules solides dans le jet et la surface de la section transversale du jet (plus le jet s'élargit, plus des particules solides déposent).

β est un coefficient de sédimentation ($0 \leq \beta \leq 1$). Les deux extrémités présentent deux cas :

- $\beta = 0$: La déposition est libre. Dans ce cas, la vitesse verticale du jet est nulle et la concentration des particules est faible alors ces particules vont déposer librement.
- $\beta = 1$: Il n'y a aucune déposition. Dans ce cas, la vitesse verticale du jet est plus importante que la vitesse de sédimentation des particules solides. Ces dernières se déposent du jet et vont intégrer le jet de nouveau.

Koh et Chang (1973) ont précisé que dans les cas où le jet se déplace dans une direction opposée à la direction de déposition, comme des particules flottantes dans un jet descendant ou des particules coulantes dans un jet flottant, la détermination de β nécessite des investigations supplémentaires.

Dans le modèle de Koh et Chang (1973), pour la déposition des particules solides des jets négativement flottants, β est donné comme suit:

$$\beta = \begin{cases} 0 & |w/w_s| < 1 \\ \beta_0 & |w/w_s| \geq 1 \end{cases}$$

β_0 est une constante. Dans les simulations de Koh et Chang (1973), β_0 est prise égale à zéro, et cela est justifié par une concentration des particules solides relativement faible.

Ce modèle peut être intégré et résolu dans un cadre Lagrangien.

Lane-Serff et Moran (2005) ont mis en lumière le travail de Koh et Chang (1973), et ils ont travaillé sur l'amélioration du coefficient de sédimentation (β). Leur modèle intégral décrit la déposition dans les jets turbulents flottants, initialement inclinés dans un milieu stationnaire non stratifié.

Dans le calcul de sédiments se déposant d'un jet, on utilise un système local de coordonnées polaires (r, θ) dans le plan perpendiculaire à l'axe du jet. La composante radiale de la vitesse de déposition peut être écrite :

$$\|\vec{v} \cdot \vec{w}_s\| = w_s \cos\phi \sin\theta \quad \text{eq(2.68)}$$

Où ϕ est l'angle de l'axe du jet par rapport au plan horizontal,

θ est la coordonnée polaire angulaire dans le plan perpendiculaire à l'axe du jet.

Selon le travail décrit, les particules vont déposer quand la composante radiale de la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse d'entraînement. La vitesse finale des particules solides en cours de sédimentation est alors :

$$w_{out} = w_s \cos\phi \sin\theta - \alpha V > 0 \quad \text{eq(2.69)}$$

Selon le modèle conceptuel de Lane-Serff et Moran (2005) représenté par la Figure 2- 17, cette condition est satisfaite pour $\theta > \theta_c$

$$\sin \theta_c = \frac{\alpha V}{w_s \cos \phi} \quad \text{eq(2.70)}$$

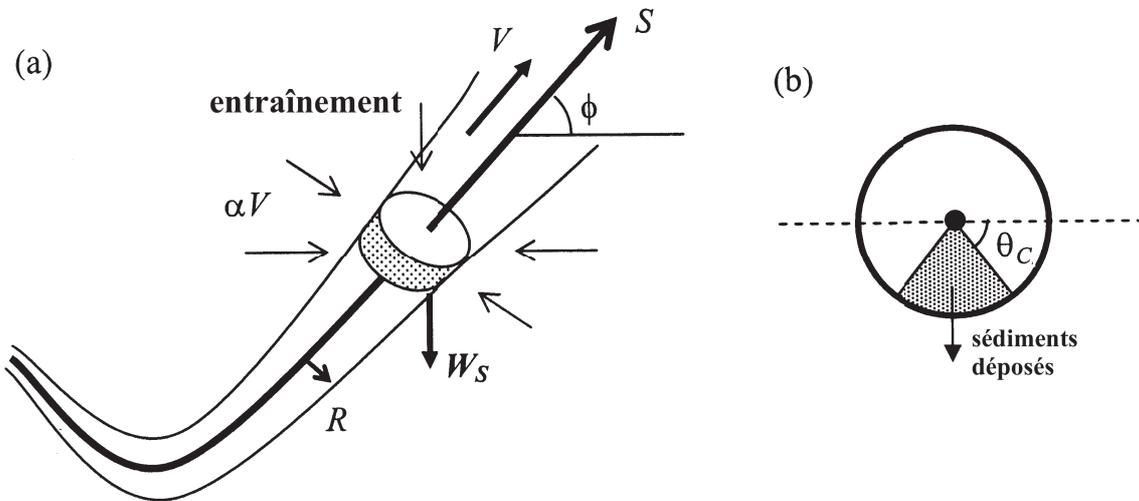


Figure 2- 17 Schéma des caractéristiques principales du modèle de déposition de Lane-Serff et Moran (2005).

La Figure 2- 17 montre les différentes composantes de ce modèle : (a) les sédiments caractérisés par une vitesse de sédimentation verticale vers le bas ; (b) les particules solides se déposent du secteur angulaire inférieur central de jet.

Le flux des sédiments du jet est donné par :

$$\frac{dP}{dS} = -2 \int_{\theta_c}^{\pi/2} w_{out} C_p b . d\theta \quad \text{eq(2.71)}$$

Ce modèle est couplé avec un modèle hydrodynamique des jets flottants dans un milieu stationnaire et validé par les données expérimentales mentionnées dans le paragraphe 2.5.3.2.

2.5.4.2. Modèle de suivi des particules

Ce modèle consiste à suivre les trajectoires d'un grand nombre des particules solides en considérant un profil initial de concentration des particules solides. En fonction des trajectoires des particules suivies, nous pouvons établir la courbe du taux de déposition longitudinale, ainsi que les profils transversaux des concentrations des particules solides.

Le principe de suivi des particules est largement répandu dans les écoulements multiphasiques [Göz et al. 2004, Oesterlé 2006, Sijercic et al. 2007, Bing et al. 2010]. Or, dans le contexte de la déposition des rejets urbains, ce modèle est introduit pour la première fois dans le travail de Lee (2010).

Nous discutons ci-dessous les équations fondamentales du modèle du suivi des particules.

Dans un écoulement multiphasique, les équations locales instantanées de conservation de la masse, de la quantité de mouvement sont applicables à chaque phase. L'équation de conservation de

La quantité de mouvement se déduit de la relation fondamentale de la dynamique (aussi appelée seconde loi de Newton) :

$$m \cdot \vec{a} = \sum \vec{F}$$

$$m \frac{d\vec{V}_p}{dt} = \vec{F}_D + \vec{F}_{SG} + \vec{F}_g + \vec{F}_{AM} + \vec{F}_H \quad \text{eq(2.72)}$$

Dans tous les cas, la force de trainée stationnaire (F_D) est celle qui joue un rôle prépondérant sur le mouvement des particules en suspension dans un fluide. C'est grâce à elle que des particules peuvent être entraînées par un écoulement. C'est aussi grâce à elle qu'un fluide initialement au repos peut être mis en mouvement en y injectant des particules. La force de trainée est donnée par la relation suivante :

$$\vec{F}_D = 3\pi\mu d_p (\vec{V}_f - \vec{V}_p) \frac{C_D \text{Re}_v}{24} \quad \text{eq(2.73)}$$

μ est la viscosité dynamique du fluide.

Pour éviter toute confusion dans le modèle de suivi de particules, nous utilisons l'indice (f) pour indiquer la vitesse du fluide $\vec{V}_f (u_f, v_f, w_f)$ et l'indice (p) pour indiquer celle des particules solides $\vec{V}_p (u_p, v_p, w_p)$.

C_D est le coefficient de traînée.

Re_v est le nombre de Reynolds des particules solides basé sur la vitesse relative :

$$Re_v = \frac{\sqrt{(u_f - u_p)^2 + (v_f - v_p)^2 + (w_f - w_p)^2} \cdot d_p}{\nu} \quad \text{eq(2.74)}$$

Ou (u_f, v_f, w_f) sont les composantes de la vitesse d'écoulement, (u_p, v_p, w_p) sont les composantes de la vitesse des particules solides et ν est la viscosité cinématique de l'écoulement.

La force du gradient de tension de l'écoulement (the Fluid Stress Gradient) F_{SG} est la force qui existerait en cas d'absence de particules solides. Cette force est due à l'accélération de l'écoulement et au gradient de pression hydrostatique :

$$\vec{F}_{SG} = \rho_f Vol_p \left(\frac{d\vec{V}_f}{dt} + \vec{g} \right) \quad \text{eq(2.75)}$$

Vol_p est le volume de la particule solide

La force de pesanteur \vec{F}_g :

$$\vec{F}_g = -\rho_p Vol_p \cdot \vec{g} \quad \text{eq(2.76)}$$

\vec{F}_{AM} est la force de masse ajoutée ou de masse virtuelle (due à l'accélération du fluide environnant par entraînement). Plus précisément, la masse virtuelle est la somme de la masse réelle de la particule et de la masse ajoutée, celle-ci étant la masse du fluide environnant dans un volume égal à la moitié du volume de la particule solide et s'exprime par:

$$\vec{F}_{AM} = \rho_f Vol_p \frac{1}{2} \left(\frac{d\vec{V}_f}{dt} - \frac{d\vec{V}_p}{dt} \right) \quad \text{eq(2.77)}$$

Le terme de Basset est un terme de mémoire qui rend compte de l'histoire du comportement de la particule. Il est dénommé ainsi car il dépend du mouvement antérieur de la particule :

$$\vec{F}_H = \frac{3}{2} d^2 \sqrt{\pi \rho_f \mu} \left(\int_0^t \frac{d\vec{V}_f - d\vec{V}_p}{\sqrt{t-t'}} dt' \right) \quad \text{eq(2.78)}$$

t' est la composante fluctuante du temps t .

La résolution de l'équation du mouvement (eq(2.72)), donne les vitesses et les positions des particules solides en trois dimensions.

La vitesse moyenne de l'écoulement est calculée en se basant sur les équations classiques du mouvement du jet (eq(2.3)). Les effets de la turbulence sont simulés par l'ajout d'une vitesse aléatoire instantanée à la vitesse moyenne du fluide. Le calcul des composantes de la fluctuation est basé sur le profil de l'intensité de turbulence mesuré au sein du jet en utilisant une loi normale nulle et d'écart-type unitaire.

Les particules sont relâchées à la fin du noyau potentiel ($x / D = 6.2$) et le profil de la concentration des particules solides est considéré comme gaussien. Environ 10 000 et 30 000 particules solides sont suivies pour la prédiction du taux de déposition au fond du bassin et pour la prédiction des profils transversaux de la concentration des particules solides, respectivement.

En comparaison avec les expériences, le modèle de suivi de particules fonctionne bien pour les grosses particules, mais il a tendance à sous-estimer la trajectoire des petites particules. Cela signifie que la force de Basset ignorée, dans la modélisation, joue éventuellement un rôle dans la déposition des particules solides.

2.5.4.3. Codes de calcul CFD

Cuthbertson et Davies (2008) ont utilisé un code CFD de volumes finis (STREAM) développé au sein de leur laboratoire pour faire les simulations des expériences de la

déposition dans les jets plans.

La concentration des particules solides et leur déposition sont déterminées par la résolution du modèle de transport des matières non-conservatives en suspension (S_s). Ce modèle peut être écrit de la façon suivante en utilisant le théorème de Gauss et en intégrant sur un volume de contrôle δY dont la surface est A :

$$\frac{d}{dt} \iiint_Y \rho \cdot S_s \cdot dY = \iint_A \rho (\vec{V} - w_s \vec{e}_z) \cdot d\vec{A} = \iiint_Y S_d \cdot dY \quad \text{eq(2.79)}$$

\vec{e}_z est le vecteur unitaire sur l'axe z , et S_d est la sédimentation.

Pour résoudre le modèle hydrodynamique, Cuthbertson et Davies (2008) utilisent la technique standard SIMPLE (Semi-Implicit Method for Pressure Linked Equations). Le modèle de la turbulence utilisé pour la fermeture du système des équations est le modèle $k-\varepsilon$ standard, avec des termes supplémentaires présentant les effets de la flottabilité inclus à la fois dans l'équation de production k et dans l'équation de la dissipation ε . Des maillages multiblocs, nonorthogonaux ont été utilisés puisqu'ils permettent une flexibilité géométrique considérable. Les profils transversaux initiaux de scalaires actifs et passifs sont considérés uniformes.

L'approche d'Euler suppose que les particules solides sont monodisperse, avec une vitesse de déposition w_s uniforme dans le milieu ambiant homogène. Des simulations CFD ont été réalisées pour étudier l'effet de "la dépendance de w_s de la masse volumique locale du fluide" sur le comportement des particules solides. Trois spécifications sont étudiés pour le même cas d'étude : (1) w_s est constante en fonction de la masse volumique du rejet (2) w_s est constante en fonction de la masse volumique de milieu ambiant (3) w_s est variable en fonction de la masse volumique locale du jet. À partir des résultats des simulations, ils ont constaté que les deux dernières possibilités donnent des profils de dépôt indiscernables en raison de la dilution rapide du jet flottant après la sortie du port. Nous aimerions préciser ici que la « valeur constante de w_s en fonction de la masse volumique du milieu ambiant » est le choix adopté dans les études de Lane-Serff et Moran (2005), Cuthbertson et al. (2008), Lee

(2010) et nous le considérons comme étant le meilleur choix à cause de sa simplicité et de son exactitude.

Les expériences de Cuthbertson et Davies (2008) dans le bassin expérimental ont été modélisées dans ce code CFD et l'étude a montré un bon accord quantitatif et qualitatif avec les données expérimentales. Les simulations CFD ont déterminé les champs de la masse volumique et de la vitesse du fluide, le champ de concentration des particules solides et le taux de déposition au fond du bassin. Cependant, les auteurs ont remarqué que les simulations CFD ont tendance à surestimer la proportion des particules solides légères (IP3) déposante en amont de la source (à savoir $x < 0$), ainsi que la proportion des particules solides lourdes (POLY1) déposant dans la région proche de la source. Les auteurs ont attribué cette tendance de surestimation à :

- (i) Un contre écoulement totalement libre sous la source pris en compte dans le code CFD dû à l'interaction entre le jet et la paroi lointaine de bassin.
- (ii) L'approche eulérienne adoptée, dans laquelle on considère que les particules solides, une fois sorties du port, acquièrent immédiatement la vitesse de sédimentation constante w_s , alors qu'en réalité, à cause de l'inertie des particules solides, il faudrait un certain temps d'accélération pour que les particules solides acquièrent la vitesse w_s .

Lee (2010) a utilisé le code Fluent (en prenant le $k-\varepsilon$ realizable comme un modèle de fermeture des équations de Navier-Stokes Moyen de Reynolds RANS) pour faire les simulations numériques de la déposition des jets horizontaux non-flottants. Les résultats des simulations numériques sont comparés avec les résultats de son propre modèle de suivi de particules et avec les résultats expérimentaux. Les résultats de Fluent sont très proche des résultats du modèle de suivi de particules quand on prend les mêmes forces en considération.

En conclusion, pour la déposition des jets libres, la modélisation lagrangienne intégrale donne un taux de déposition longitudinale bien proche du taux expérimental. Cependant les modèles de suivi des particules et les codes CFD sont aussi bien quand on prend les effets de la turbulence en compte, mais ils sont plus compliqués, ce qui encourage leur utilisation pour les cas où la modélisation intégrale ne suffit pas comme les cas où on a une influence des conditions aux limites.

PARTIE 3

La déposition des particules

solides dans les jets

turbulents issus des rejets

urbains

3. La déposition des particules solides dans les jets turbulents issus des rejets urbains

Dans cette partie, nous allons étudier la déposition dans les jets turbulents. Une méthode lagrangienne de déposition est développée et validée par des expériences, issues de la littérature, réalisées sur des jets flottants horizontaux et inclinés, dans un milieu ambiant stationnaire, et en présence du co-courant ainsi que sur des jets non flottants. Cette méthode utilise des équations différentielles simples discrétisées par la méthode des différences finies. Ces équations expriment les principes de la conservation de la masse et de la quantité du mouvement. Une analyse de sensibilité montre les variables clés dans le processus de déposition. L'effet de la stratification du milieu ambiant est étudié aussi. Finalement, une application montre comment cette méthode sera utile pour indiquer le niveau d'élimination des particules solides à l'amont afin d'éviter leur déposition dans le champ proche des rejets.

3.1. Phénomène de concentration préférentielle

Nous désignons par concentration préférentielle des particules transportées par un écoulement turbulent, la formation d'inhomogénéités de concentration, liées au fait que les particules plus denses que le fluide ont tendance à s'accumuler dans les zones de faible vorticité en raison de la force centrifuge qui les entraîne vers la périphérie des structures tourbillonnaires [Maxey et Riley 1983, Eaton et Fessler 1994, Oesterlé 2006, Monchaux et al. 2012]. Ce phénomène de concentration préférentielle ou de corrélation entre la distribution instantanée des particules et les fluctuations de vitesses du fluide se traduit donc par l'existence d'agglomérats de particules se déplaçant avec les grandes structures de la turbulence. Du fait de leur concentration plus forte en périphérie des tourbillons, les particules solides ont tendance à être entraînées du côté descendant de ceux-ci lorsqu'elles sédimentent [Aliseda et al. 2002].

Dans les jets turbulents, la vorticité est plus importante dans les couches de cisaillement. Dans un milieu stationnaire ou en présence de co-courant, ces couches de cisaillement sont situées aux limites des jets turbulents comme le montre la Figure 3- 1. Cette figure qui fait partie du travail expérimental de Cuthbertson et Davies (2008) présente un graphique typique du champ moyen temporel des vitesses des particules « présentées par des vecteurs » ainsi

que la vorticité « niveaux de gris » dans le plan $x-z$. Ce graphique est obtenu à partir des mesures du suivi des particules fait par l'imagerie numérique « Digimage tracking measurements » qui montre clairement que la vorticité maximale est localisée aux limites du jet turbulent.

Cependant, quand le jet est orienté perpendiculairement au courant ambiant « courant croisé », l'interaction du jet avec les eaux ambiantes entraîne une couche de cisaillement aussi turbulente, mais plus compliquée. Dans ce cas, diverses sortes de tourbillons sont générées, particulièrement, une paire de vortex comme le montre la Figure 3- 2. Nous remarquons, sur cette figure, une paire de vortex dans le plan $y-z$ « section transversale du jet », une forme typique de vortex qui peut se produire dans la phase de montée du jet, ou dans les cas d'advection thermique, en présence de courant croisé.

Le travail de Lee (2010) a bien mis en évidence le phénomène de concentration préférentielle. Une technique d'imagerie des particules montre l'accumulation des particules solides (spécifiquement en verre) dans la partie inférieure centrale du jet horizontal dans toutes les phases du jet tel que c'est montré par la Figure 3- 3 et la Figure 3- 4.

Dans le cadre de l'étude de la déposition des jets turbulents chargés de particules à faible concentration, seulement les jets turbulents dans un milieu stationnaire ou en présence de co-courant sont traités expérimentalement et numériquement dans la littérature disponible.

Selon ces observations, et sachant que les particules solides s'accumulent dans les zones de faible vorticité, deux modèles différents de déposition localisée peuvent être cités pour des jets libres turbulents dans un milieu homogène. Le premier concerne la déposition des jets turbulents dans un milieu stationnaire ou en présence de co-courant. Le second concerne la déposition des jets turbulents en présence de courant croisé comme le montre la Figure 3- 5.

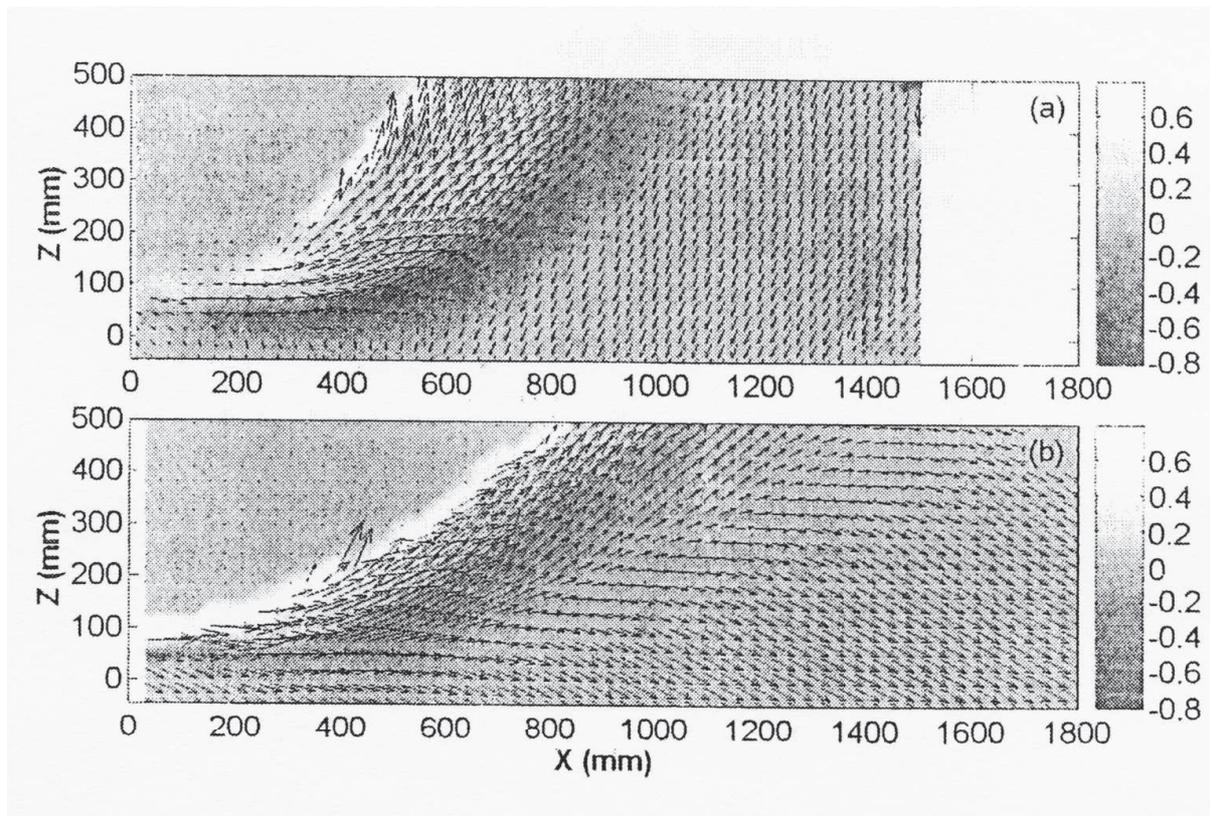


Figure 3- 1 Graphique typique du champ moyen temporel des vitesses des particules (vecteurs) et le champ de vorticité (niveaux de gris) sur le plan ($x-z$) pour (a) rejet dans un milieu stationnaire (b) rejet en présence de co-courant, issu de la simulation CFD de cas réel [Cuthbertson et Davies 2008].

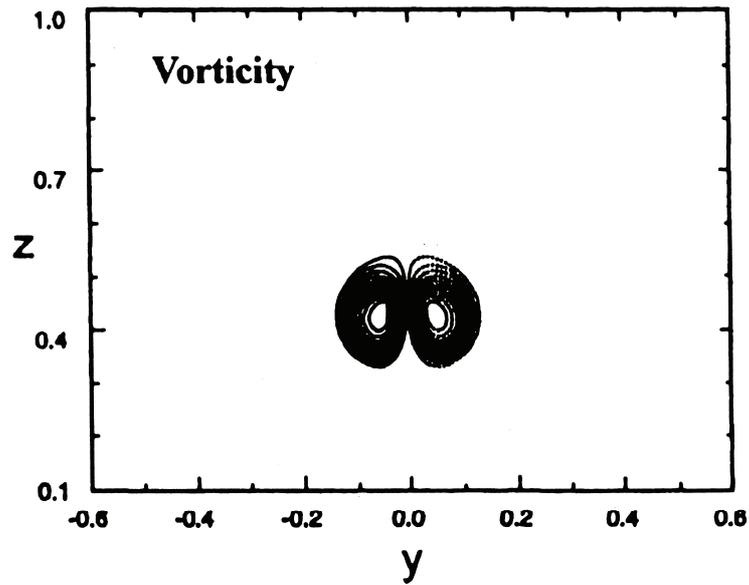


Figure 3- 2 Graphique typique de la vorticité dans une section transversale (y-z) du jet établi en présence du courant croisé, calculé dans une expérience numérique [Lee et Chu 2003].

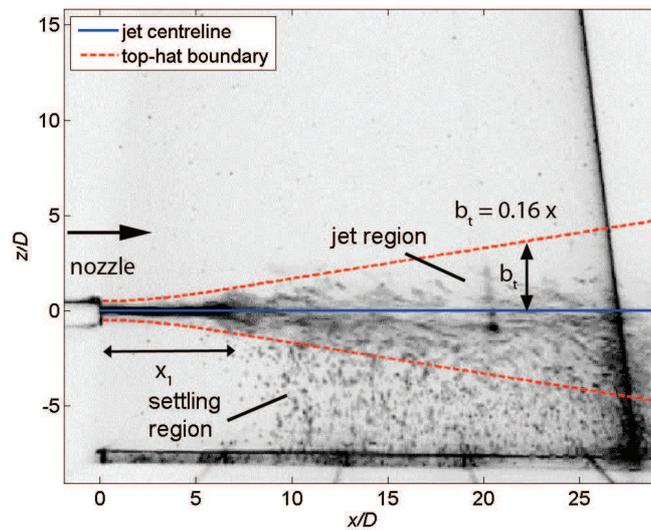


Figure 3- 3 Section longitudinale dans un jet horizontal chargé de particules à faible concentration visualisée par un plan laser [Lee 2010].

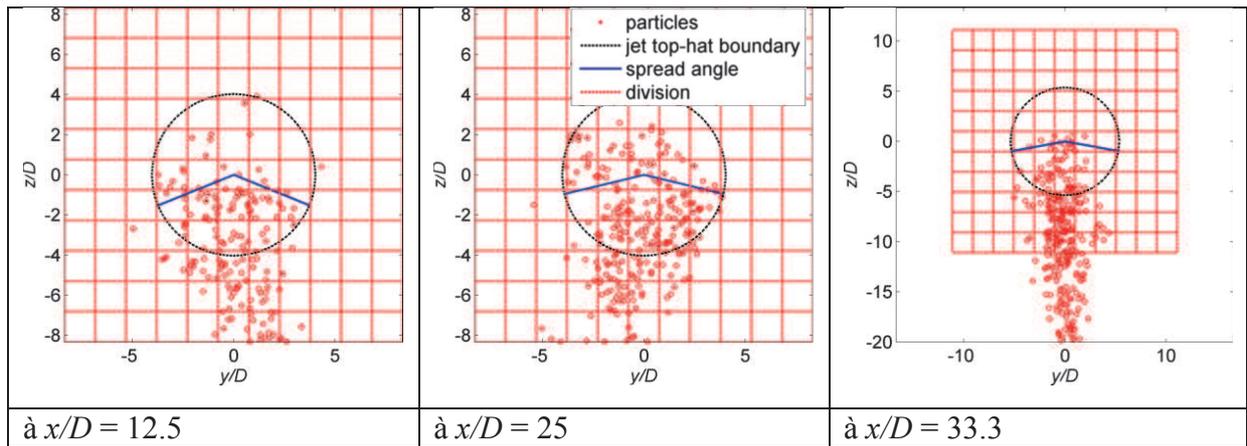


Figure 3- 4 Trois sections transversales dans le même jet horizontal chargé des particules de verre visualisé par une technique d'imagerie. Le contour noir présente les limites « top-hat » du jet [Lee 2010].

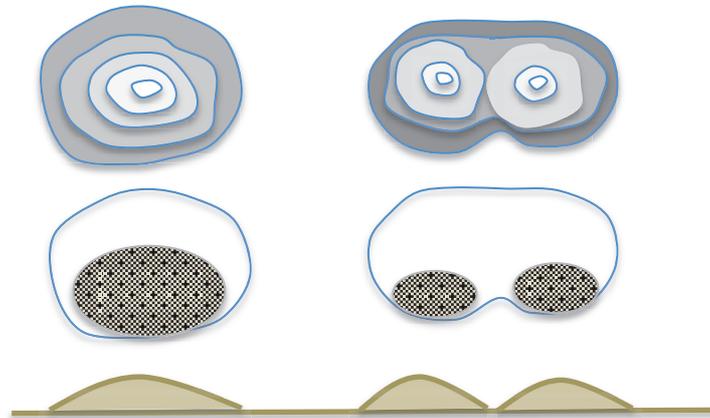


Figure 3- 5 En haut, la vorticité dans la section transversale des jets turbulents dans un milieu stationnaire ou en présence de co-courant (à gauche) et en présence de courant croisé (à droite). Au milieu, La concentration préférentielle de particules solides dans les zones de faible vorticité. En bas, dépôt localisé (à gauche) et le dépôt en forme d'anneau (à droite).

3.2. Le modèle conceptuel

Les hypothèses suivantes ont été formulées dans le but de construire notre modèle en se basant sur le phénomène de concentration préférentielle:

- 1 - Nous considérons que les particules solides commencent à déposer lorsque la composante verticale de la vitesse d'entraînement ($V_e = \alpha V$) devient supérieure à leur vitesse de déposition.

$$w_s > \alpha V_k \cos \phi_k \quad \text{eq(3.1)}$$

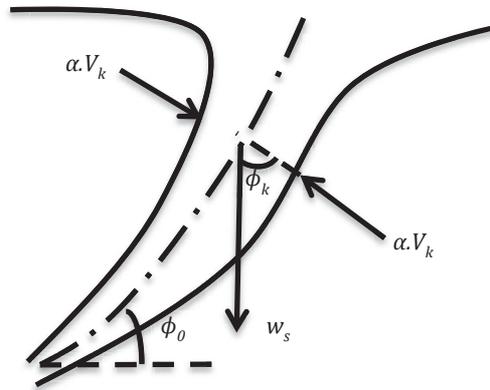


Figure 3- 6 La vitesse de déposition par rapport à la vitesse d'entraînement.

Ainsi, la vitesse verticale de la particule solide déposante de tranche k du jet sera:

$$w_{out} = w_s - \alpha V_k \cos \phi_k \quad \text{eq(3.2)}$$

Nous tenons à mentionner qu'une expression semblable est utilisée par Lane-Serff et Moran (2005). Mais w_{out} adoptée dans le modèle de Lane-Serff et Moran (2005) est prise sur l'axe de la vitesse d'entraînement, perpendiculairement à l'axe du jet l'eq(3.1) s'écrit dans ce cas: $(w_s \cdot \cos \phi_k > \alpha V_k)$, tandis que dans notre modèle, nous considérons la projection, sur l'axe z , de ces deux vitesses. Cependant, plusieurs tests ont été effectués pour étudier l'effet du choix de l'axe de projection, dans les cas de jets flottants horizontaux et légèrement inclinés (17° et -15°). Nous avons constaté que, dans la pratique, les deux choix donnent de bonnes prédictions de dépôts longitudinaux. Le critère de déposition décrit par l'eq(3.2), est satisfait à une distance très proche du port, où le trajet est encore horizontal et n'est pas encore courbé sous l'effet des forces de flottabilité. De ce fait, on ne remarque aucune différence entre les deux formules. Plus de recherches sur des jets plus inclinés sont cependant nécessaires pour confirmer le meilleur choix de w_{out} dans la modélisation lagrangienne.

- 2 – La zone de déposition ne s'étend pas sur toute la largeur de la section transversale du jet. Elle occupe une partie dont la surface dépend de la grandeur de la vitesse de déposition par rapport à la vitesse d'entraînement. Plus le rapport (Vitesse de déposition/Vitesse

d'entraînement) augmente, plus la zone de déposition s'étale et par conséquent le taux de déposition augmente, et vice versa. Pour exemple, dans la région dominée par la quantité du mouvement, la zone de déposition occupe une petite portion de la section transversale du jet. Alors que dans la zone dominée par les forces de flottabilité, la vitesse de déposition est beaucoup plus grande que la vitesse d'entraînement. Dans ce cas, la zone de déposition occupe une partie plus importante de la section transversale du jet. Or, la portion de la section transversale du jet occupée par la zone de déposition peut-être décrite par le paramètre $(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s})$. De cette façon, il n'y a pas besoin d'assumer une géométrie spécifique de la zone de déposition, qui peut-être un anneau, un cercle ou un secteur angulaire. La Figure 3- 7 montre l'évolution de ce paramètre dans un jet horizontal flottant.

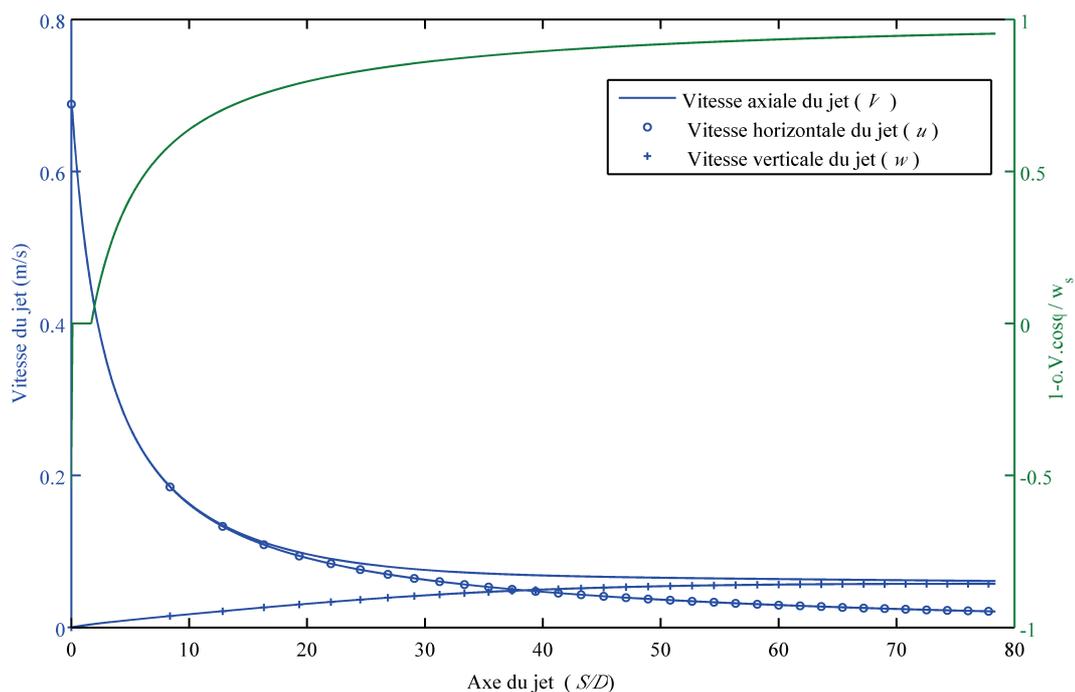


Figure 3- 7 Profil typique de la vitesse axiale du jet et évolution du paramètre $(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s})$.

Les signets sur les profils des composantes de la vitesse sont mis chaque 400 pas de temps.

Considérons le modèle fondamental de déposition de Koh et Chang (1973) décrit dans la Partie 2:

$$\frac{dP}{dS} = -2w_s C_p b(1 - \beta) \quad \text{eq(3.3)}$$

Où P est le flux solide dans le jet, S est la distance sur l'axe du jet, w_s est la vitesse verticale des particules solides déposantes, C_p est la concentration des particules solides dans le jet, b est la demi-largeur du jet et β est le coefficient de sédimentation. Cette équation montre que les variables clés dans le processus de sédimentation sont la vitesse de déposition des particules, la concentration des particules solides dans le jet et la surface de la section transversale du jet (plus le jet s'élargit, plus les particules solides déposent).

Le modèle que nous proposons s'appuie sur ce modèle fondamental, où les termes sont développés pour incorporer des cas plus généraux. Le modèle s'écrit comme suit :

$$\frac{dP}{dS} = -2 \underbrace{(w_s - \alpha V \cos \phi)}_1 C_p b \left(1 - \underbrace{\frac{\alpha V \cos \phi}{w_s}}_2\right) cf \quad \text{eq(3.4)}$$

(1) : correspond à l'hypothèse 1 considérée ci-dessus.

(2) : correspond à l'hypothèse 2 considérée ci-dessus

Où cf est une constante qui exprime le rôle des forces de flottabilité dans l'inhibition de la déposition, et elle prend des valeurs comprises entre 1 et 2 :

$cf = 2$ pour les jets neutres, ou il n'y a pas de forces de flottabilité qui peuvent influencer l'écoulement.

$cf = 1.5$ pour les jets flottants dans un milieu récepteur dont la masse volumique est modérément supérieure à celle du rejet ($g'_0 = 0,185 \text{ m/s}^2$) qui peut correspondre à un rejet d'une masse volumique de 1000 kg/m^3 dans un milieu récepteur de masse volumique moyenne de 1020 kg/m^3 .

$cf = 1$ pour les jets flottants dans un milieu récepteur dont la masse volumique est nettement supérieure à celle du rejet ($g_0' = 0,384 \text{ m/s}^2$) qui peut correspondre à un rejet d'une masse volumique de 1000 kg/m^3 dans un milieu récepteur de masse volumique moyenne de 1040 kg/m^3 . Cette valeur est également prise en présence de co-courant puisque le co-courant joue le même rôle que les forces de flottabilité en ralentissant la déposition.

Nous allons discrétiser l'eq(3.4) par la méthode d'Euler explicite, afin de la coupler avec le modèle du champ proche. Nous obtenons, ainsi, le flux solide dans chaque tranche k , ce qui nous permet d'estimer le taux de déposition sur la trajectoire du jet.

En exprimant la concentration des particules solides dans le jet Cp en fonction du flux solide P et du débit Q : $Cp = P / Q$ et en réarrangeant l'eq(3.4), on écrit :

$$\frac{1}{P} \frac{dP}{dS} = -2(w_s - \alpha V \cos \phi) \cdot \frac{b}{Q} \cdot \left(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s}\right) \cdot cf \quad \text{eq(3.5)}$$

Pour les besoins de la discrétisation, nous pouvons écrire $\frac{1}{P} \frac{dP}{dS} = \frac{d \ln P}{dS}$:

$$\frac{d \ln P}{dS} = -2(w_s - \alpha V \cos \phi) \cdot \frac{b}{Q} \cdot \left(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s}\right) \cdot cf \quad \text{eq(3.6)}$$

La discrétisation de l'eq(3.6) par la méthode d'Euler explicite nous donne :

$$\frac{\ln P_{k+1} - \ln P_k}{h_k} = -2(w_s - \alpha V_k \cos \phi_k) \cdot \frac{b_k}{Q_k} \cdot \left(1 - \frac{\alpha V_k \cos \phi_k}{w_s}\right) \cdot cf \quad \text{eq(3.7)}$$

Les formules à coupler avec le modèle de la phase liquide dans la routine de calcul (de l'eq(2.40) à l'eq(2.62)) seront :

$$\ln P_{k+1} = \ln P_k - 2(w_s - \alpha V_k \cos \phi_k) \cdot \frac{b_k}{Q_k} \cdot \left(1 - \frac{\alpha V_k \cos \phi_k}{w_s}\right) \cdot cf \cdot h_k \quad \text{eq(3.8)}$$

La déposition de chaque tranche sera, alors, la différence entre le flux solide dans cette tranche et celui de la tranche précédente :

$$R_{k+1} = P_k - P_{k+1} \quad (\text{masse / temps})$$

Le taux de déposition au fond du bassin r_k

$$r_k = R_k / (h_k \cos \phi_k) \quad (\text{masse / longueur. temps}) \quad \text{eq(3.9)}$$

Le taux de déposition normalisée :

$$rn_k = r_k / \sum_{k=1}^n R_k \quad (\text{longueur}^{-1}) \quad \text{eq(3.10)}$$

Ou n est le nombre de tranches à la fin du calcul.

La Figure 3- 8 présente l'organigramme de routine de calcul pour la modélisation Lagrangienne du champ proche couplé avec le modèle de déposition des particules solides dans ce champ. Une comparaison avec l'organigramme de la Figure 2- 10 montre le couplage entre les deux phases.

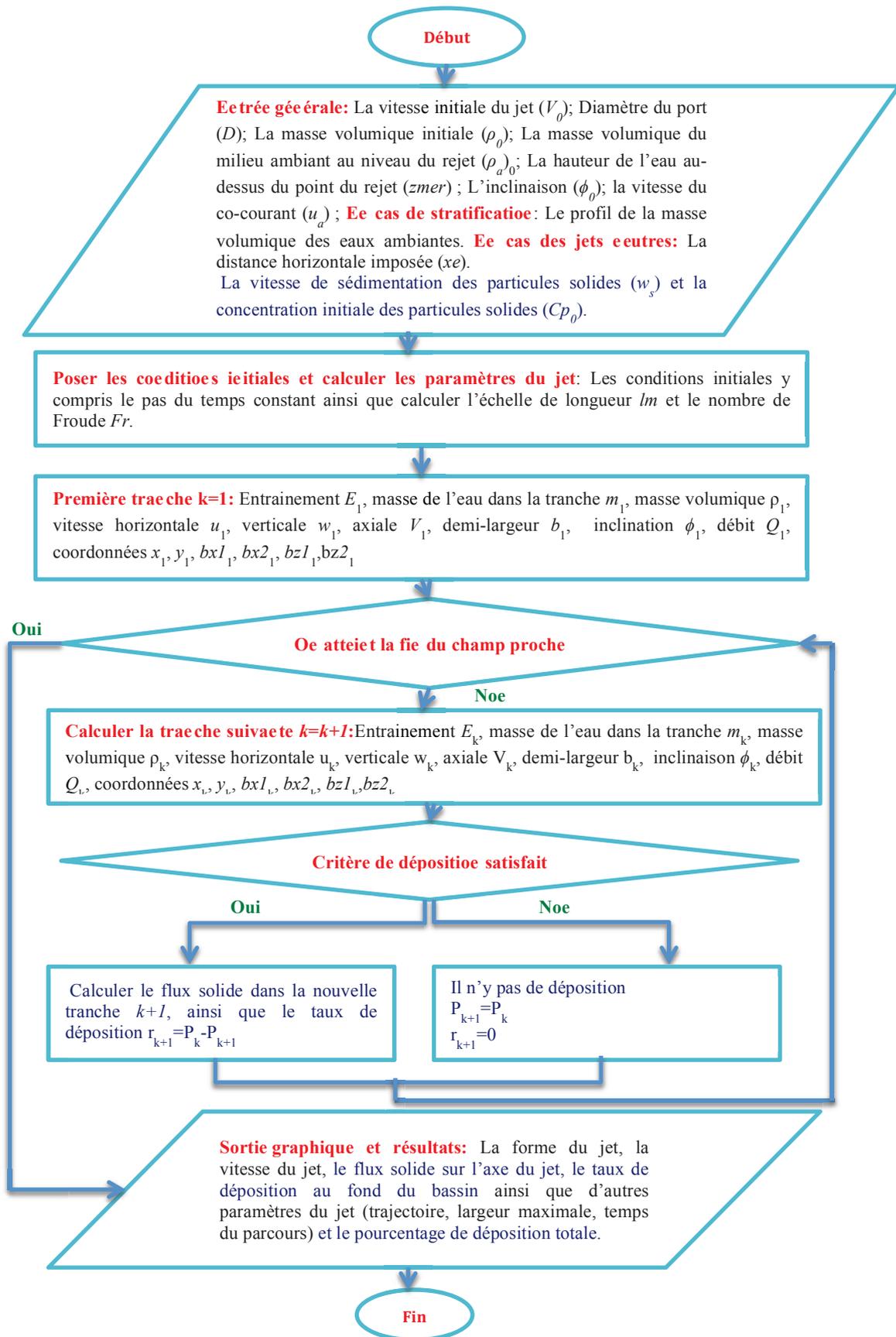


Figure 3- 8 Organigramme du modèle proposé pour le couplage unidirectionnel (fluide, sédiment) .

3.3. Validation du modèle

3.3.1. Données expérimentales

Les cas que nous étudions se répartissent en quatre catégories distinctes :

- I. Les jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ;
- II. Les jets légèrement inclinés flottants dans un milieu stationnaire ;
- III. Les jets horizontaux flottants en présence de co-courant ;
- IV. Les jets horizontaux neutres ‘non-flottants’ dans un milieu stationnaire.

Ces catégories se retrouvent dans la littérature disponible sur la déposition des jets flottants et non-flottants. Ce qui nous permet de calibrer et de valider notre modèle. Le Tableau 3- 1 résume les détails des expériences utilisées dans la simulation. Les données expérimentales de Lane-Serff et Moran (2005), Cuthbertson et Davies (2008) et Lee (2010) concernent le taux de déposition longitudinale. Les données expérimentales de Bleninger et Carmer (2000) concernent le nombre de particules déposées dans chaque cellule d'une grille située sur le fond d'un bassin expérimental. Le traitement de ces données brutes, nous permet d'obtenir la courbe du dépôt longitudinal.

Pour faciliter la comparaison entre les résultats obtenus par le modèle et les résultats expérimentaux fournis par la littérature, nous avons choisi de garder la même unité pour le taux de déposition. Dans le cas des expériences rapportées par [Cuthbertson et Davies (2008)] le taux de déposition s'exprime par la Fonction de Densité des Particules (PDF) (la densité de probabilité longitudinale de déposition $f_L(x_i)$). Pour reproduire cette fonction normalisée (m^{-1}), on suppose une quantité initiale normalisée du flux solide : $P_0=I$ (*masse/temps*), et l'eq(3.10) nous donne le taux de déposition normalisée $f_L(x_i)$.

Dans les autres expériences, le taux de déposition est exprimé en *gr/m.s*. Pour reproduire cette unité, on calcule d'abord le flux solide initial : $P_0=Cp_0 Q_0$ (*masse/temps (gr/s)*), le taux de déposition en *gr/m.s* peut être calculé par l'eq(3.9).

Tableau 3- 1 Données expérimentales utilisées pour calibrer et valider le modèle proposé.

Cat.	N°	Source des données	N° dans la référence d'origine	V_0 (m/s)	D (mm)	ρ_0 (kg/m ³)	ρ_a (kg/m ³)	c_f	u_a (m/s)	ϕ_0°	z_{mer} , ou x_e^* (m)	w_s (m/s)
I	1	(Cuthbertson et Davies 2008)	341	1.04	11.5	1000	1020	1.5	0	0	0.747	0.0299
	2	Cuthbertson et Davies 2008)	365	1.29	11.5	1000	1040	1	0	0	0.749	0.0285
	3	(Lane-Serff et Moran 2005)	2	0.7	5.0	998.76	1040	1	0	0	0.25	0.036
	4	(Lane-Serff et Moran 2005)	3	0.68	5.0	1020.4	1040	1.5	0	0	0.25	0.030
II	5	(Lane-Serff et Moran 2005)	5	0.72	5.0	998.76	1040	1	0	-15	0.25	0.027
	6	(Lane-Serff et Moran 2005)	6	0.66	5.0	998	1040	1	0	17	0.25	0.028
III	7	(Cuthbertson et Davies 2008)	349	1.076	11.5	1000	1020	1	0.038	0	0.733	0.0299
	8	(Cuthbertson et Davies 2008)	370	1.095	11.5	1000	1040	1	0.038	0	0.748	0.0285
IV	9	(Bleninger et Carmer 2000)	09	0.194	6.0	998.3	998.3	2	0	0	0.71*	0.0042
	10	(Lee 2010)	G215J90-B-2	0.86	6.0	997.2	997.2	2	0	0	0.80*	0.0266
	11	(Lee 2010)	G180J80-B-5	0.76	6.0	998.1	998.1	2	0	0	0.80*	0.0193

* Les cas des jets horizontaux non-flottants ou le champ proche se termine après une distance horizontale (x_e) (cas 9, 10 et 11). Pour les autres cas qui présentent des jets flottants, le champ proche se termine quand le jet touche la surface libre après une distance verticale z_{mer} .

3.3.2. Résultats et discussions

Le Tableau 3- 2 montre les détails du calcul pour toutes les expériences simulées. Nous pouvons voir que le critère de déposition (eq(3.1)) est satisfait dans une distance d'un

millimètre de la source pour toutes les expériences, en raison de la perte brusque de la quantité initiale de mouvement, une fois que le rejet entre en contact avec l'eau ambiante.

Tableau 3- 2 Détails des simulations et résultats pour les onze expériences.

Cat.	N°	Fr	Δt (s)	La déposition commence à					w_s (m/s)	Dépôt (%)
				Tranche k^*/n	S_k (m)/ S_t (m)	V_{k^*}/V_0 (%)	ϕ_{k^*} °	αV_{k^*} (m/s)		
I	1	22.11	$5.53 \cdot 10^{-4}$	209/ 24935	$2.05 \cdot 10^{-4} / 1.2131$	35.0	1.22	0.0299	0.0299	94.3
	2	19.58	$4.46 \cdot 10^{-4}$	370/ 21943	$1.58 \cdot 10^{-4} / 1.1625$	27.5	2.81	0.0285	0.0285	69.4
	3	15.87	$3.57 \cdot 10^{-4}$	43/13731	$1.60 \cdot 10^{-4} / 0.3920$	64.0	0.50	0.036	0.036	94.4
	4	22.36	$3.67 \cdot 10^{-4}$	71/19954	$1.37 \cdot 10^{-4} / 0.4455$	54.7	0.41	0.03	0.03	98.8
II	5	16.32	$3.47 \cdot 10^{-4}$	99/17096	$1.2 \cdot 10^{-4} / 0.4421$	48.0	-13.94	0.028	0.027	89.0
	6	14.83	$3.79 \cdot 10^{-4}$	68/10282	$1.38 \cdot 10^{-4} / 0.3371$	55.4	17.87	0.0295	0.028	83.8
III	7	22.88	$5.34 \cdot 10^{-4}$	250/28556	$1.98 \cdot 10^{-4} / 1.4913$	34.4	1.29	0.0299	0.0299	80.0
	8	16.62	$5.25 \cdot 10^{-4}$	294/20257	$1.86 \cdot 10^{-4} / 1.278$	32.3	2.72	0.0285	0.0285	67.7
IV	9	-	$15 \cdot 10^{-4}$	398/47511	$8.06 \cdot 10^{-5} / 0.71$	26.9	0	0.0042	0.0042	97.4
	10	-	$3.50 \cdot 10^{-4}$	179/59982	$1.15 \cdot 10^{-4} / 0.8$	38.4	0	0.0266	0.0266	99.9
	11	-	$3.95 \cdot 10^{-4}$	281/59982	$9.45 \cdot 10^{-5} / 0.8$	31.5	0	0.0193	0.0193	99.4

Δt : pas de temps; k^* : numéro de tranche où la déposition commence; n : nombre totale des tranches ou étapes; S_k : distance entre le port du jet et la tranche k^* ; S_t : trajectoire totale du jet; V_k : vitesse axiale du jet; ϕ_k : inclinaison du jet; αV_k : vitesse d'entraînement; Déposition %: pourcentage de déposition dans le champ proche.

Les résultats graphiques pour les onze expériences seront présentés sous forme de quatre sous-figures (a, b, c et d) :

La sous-figure (a) présente la forme du jet ; le trait pointillé présente l'axe du jet, et les traits continus présentent les limites visibles du jet. Ces limites sont calculées en se basant sur la demi-largeur b perpendiculaire sur l'axe du jet. Le calcul s'arrête quand la limite supérieure du jet touche la surface libre dans le cas des jets flottants, ou quand le jet arrive à la fin de la distance indiquée (x_e) dans le cas des jets neutres.

La sous-figure (b) présente la vitesse axiale du jet et ses composantes verticales et horizontales sur l'axe du jet. Il y a un seul trait présentant la vitesse axiale horizontale dans le cas des jets neutres.

La sous-figure (c) présente la déposition accumulée du jet ainsi que le flux solide restant sur l'axe du jet. Les deux traits se croisent quand la quantité des particules solides déposés est égale à la quantité restante, c'est-à-dire à 50 %.

La sous-figure (d) présente le taux de déposition expérimentale et celui issu de la modélisation.

Les points expérimentaux au-delà du calcul sont déposés lorsque le jet s'étale horizontalement en formant un panache en dessous de la surface libre.

Dans le cas 1, les résultats obtenus par le modèle s'accordent bien à ceux obtenus expérimentalement (Figure 3- 9), où la majorité des particules solides sont déposées dans le champ proche. Dans le cas 2 (Figure 3- 10), le modèle prédit bien la déposition dans le champ proche. Nous voyons également que la déposition continue au-delà du champ proche. Dans les cas 3 et 4 (Figure 3- 11 et Figure 3- 12), les résultats obtenus par le modèle ne s'accordent pas à ceux des données expérimentales, ce qui signifie que le mécanisme étudié n'est pas le mécanisme dominant dans ces cas. Cela est peut être dû aux eaux peu profondes dans ces expériences (25 cm), ce qui favorise le développement rapide du courant de pesanteur en dessous de la surface libre.

La Figure 3- 13 et la Figure 3- 14 présentent les résultats du modèle pour les jets flottants légèrement inclinés dans un milieu stationnaire. Dans le cas 5 (Figure 3- 13), nous constatons un accord acceptable entre le modèle et les données expérimentales. Cet accord, contrairement aux cas 3 et 4, peut être justifié par le fait que le jet étant incliné vers le bas, sa trajectoire, avant de toucher la surface libre, est plus longue. Cela rend le mécanisme de déposition dans le champ proche, un mécanisme dominant dans une grande partie de la trajectoire avant de s'approcher de la surface libre et développer le courant superficielle de pesanteur. Pour le cas 6 (Figure 3- 14), nous constatons que le mécanisme de déposition dans le champ proche simulé par notre modèle n'est pas le mécanisme dominant. Selon la référence originale (Lane-Serff et Moran 2005), le dépôt précoce dans le cas 6, est probablement dû à contre-courant superficiel chargé de sédiments très fins (vague de retour qui revient vers la source quand le jet rencontre la paroi lointaine du bassin). Ces sédiments fins se déposent en dessus de la région de la source. La différence entre le modèle et

l'expérience est peut être liée également au fait que le jet ne soit totalement turbulent qu'après une certaine distance de la source.

La Figure 3- 15 et la Figure 3- 16 présentent les résultats du modèle pour des jets flottants en présence de co-courant modéré. Le modèle est en bon accord avec les données expérimentales pour le cas 7 contrairement au cas 8, où le modèle prédit un pic de dépôt bien plus élevé. Cette différence est due, probablement, au fait que le modèle sous-estime le double effet de la présence de co-courant et la considérable force de flottabilité qui incitent la dispersion et la propagation des particules solides.

Dans les Figure 3- 17, Figure 3- 18 et Figure 3- 19 nous exposons les résultats du modèle pour des jets horizontaux neutres dans un milieu stationnaire. En ce qui concerne le cas 9 (Figure 3- 17), un accord global est constaté entre le modèle et l'expérience, à l'exception d'un sommet de dépôt expérimental bien plus élevé que le pic de la courbe issue de la modélisation. Ceci est probablement dû à une interaction possible entre le jet et le fond du bassin expérimental, tel que c'est rapporté par Bleninger et Carmer (2000) et observé dans la modélisation car l'orifice d'injection est localisé près du fond du bassin ce qui implique un rattachement du jet au fond tel qu'on peut le voir sur la Figure 3- 17 (a). Un très bon accord entre le modèle et les données expérimentales est observé pour les cas 10 et 11.

Globalement, nous observons que les résultats du modèle sont en bon accord avec les données expérimentales et le mécanisme de déposition dans le champ proche est le mécanisme dominant dans la majorité des cas étudiés.

A ce stade du travail, quelques questions essentielles nous interpellent dans le cas où nous voulons traiter des cas réels :

- Comment savoir si le mécanisme de déposition dans le champ proche est le mécanisme dominant ?
- Le modèle établi va-t-il donner des résultats satisfaisants proches de la réalité ?
- Existe-t-il un critère pour déterminer si le jet est libre des effets de l'attachement avec la surface libre, et que la formation de courant de pesanteur superficielle n'altère pas le comportement du jet et celui des particules solides comme dans les cas 3, 4 et 6 étudiés précédemment.

Afin de répondre à ces questions, nous avons étudié les caractéristiques du jet à la fin du calcul dans le Tableau 3- 3.

Tableau 3- 3 Les caractéristiques du jet à la fin du calcul pour les 11 expériences.

N°	A la surface libre ou après une distance de xe pour les cas 9, 10 et 11.						T (s)	S (m)	$tp = S / w_s$ (s)
	b_f (cm)	u_f (cm/s)	w_f (cm/s)	V_f (cm/s)	$Q_f \cdot 10^{-3}$ (m^3/s)	$w_s / \alpha V_f$			
1	14.85	2.41	6.14	6.6	4.6	5.62	13.8	1.2131	40.6
2	14.00	2.99	8.56	9.1	5.6	3.89	9.8	1.1625	40.8
3	4.80	2.10	5.74	6.1	0.44	7.30	4.9	0.3919	10.9
4	5.70	1.96	3.92	4.4	0.45	8.5	7.3	0.4455	14.85
5	5.20	1.85	5.68	6.0	0.51	5.58	6.0	0.4421	16.4
6	4.25	2.17	5.99	6.4	0.36	5.43	4.0	0.3371	12.0
7	17.7	5.43	4.6	7.11	7.00	5.21	15.26	1.4913	49.88
8	14.85	5.71	7.01	9.04	6.3	3.36	10.64	1.278	52.16
9	11.75	0.5	0	0.5	0.21	10.42	73.5	0.71	169
10	13.20	2.0	0	2.0	1.1	16.50	21.0	0.8	30.1
11	13.2	1.73	0	1.73	0.945	13.86	23.67	0.8	41.45

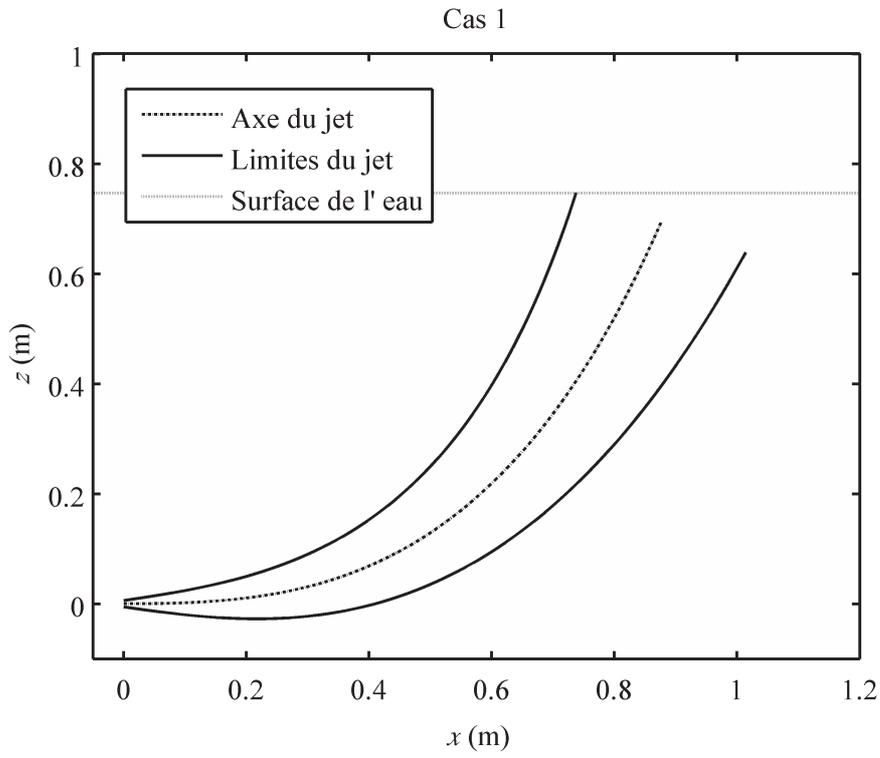
f porte sur les propriétés du jet à la surface libre ou à la fin d'une distance horizontale prescrite (xe) dans les cas des jets non-flottants (5,6). b est la demi-largeur du jet. u, w : les composantes horizontale et verticale de la vitesse axiale V , Q le débit du jet, αV_f la vitesse d'entraînement ($\alpha = 0.806$). T: le temps pris par le jet pour parcourir la distance (S) du port à la surface libre.

L'effet de la longueur de la trajectoire du jet est mis en question. Diviser cette longueur par la vitesse de déposition (w_s) nous donne le temps (tp). En analysant le Tableau 3- 3 et les Figure 3- 9 à Figure 3- 19, nous pouvons voir qu'au – delà de la valeur de $tp = 16$ s (Cas 5), le modèle prédit correctement le taux de déposition. Pour les cas 3,4 et 6, les effets du courant de pesanteur superficielle se manifestent par un pic de la courbe expérimentale un peu décalé à droite (à l'aval) en comparant avec la courbe du modèle. Nous constatons, aussi, que le taux de déposition expérimentale est nettement supérieur à celui du modèle dans la traîne de la courbe. Nous précisons que le rôle de l'échelle temporelle (tp) est de prévoir l'interaction entre le mécanisme de déposition dans le champ proche et le mécanisme de déposition du courant de pesanteur superficielle et non la formation du courant de pesanteur elle-même.

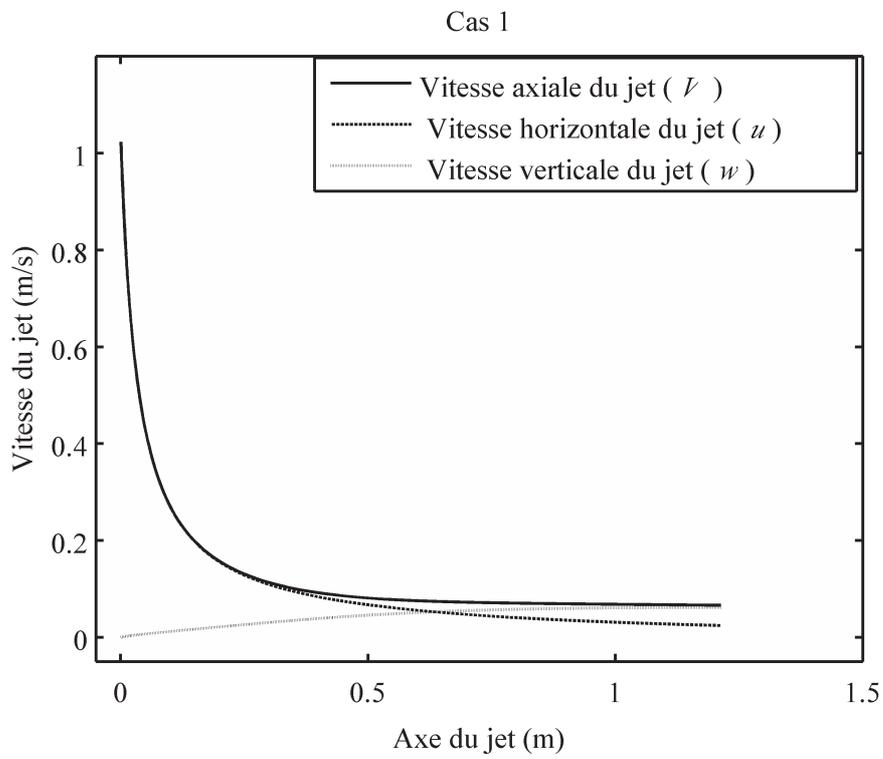
Pour exemple, dans le cas 2, la déposition totale est de 69.4 %, ce qui veut dire qu'il y a 30% de particules solides qui vont déposer plus tard et on aura un rôle important de la déposition du courant de pesanteur superficielle, comme le montre la Figure 3- 10 (d). Nous concluons qu'il n'y a pas d'interaction significative entre les deux mécanismes et le modèle prévoit correctement le mécanisme de déposition dans le champ proche (ici, nous avons $tp = 40.8$ s).

Une interaction avec le fond du bassin se manifeste par un pic de la courbe du taux de déposition simulé moins important que le pic de la courbe réelle (Cas 9, Figure 3- 17). Ainsi l'interaction avec le fond n'altère pas la quantité totale de déposition, mais elle génère un dépôt plus localisé.

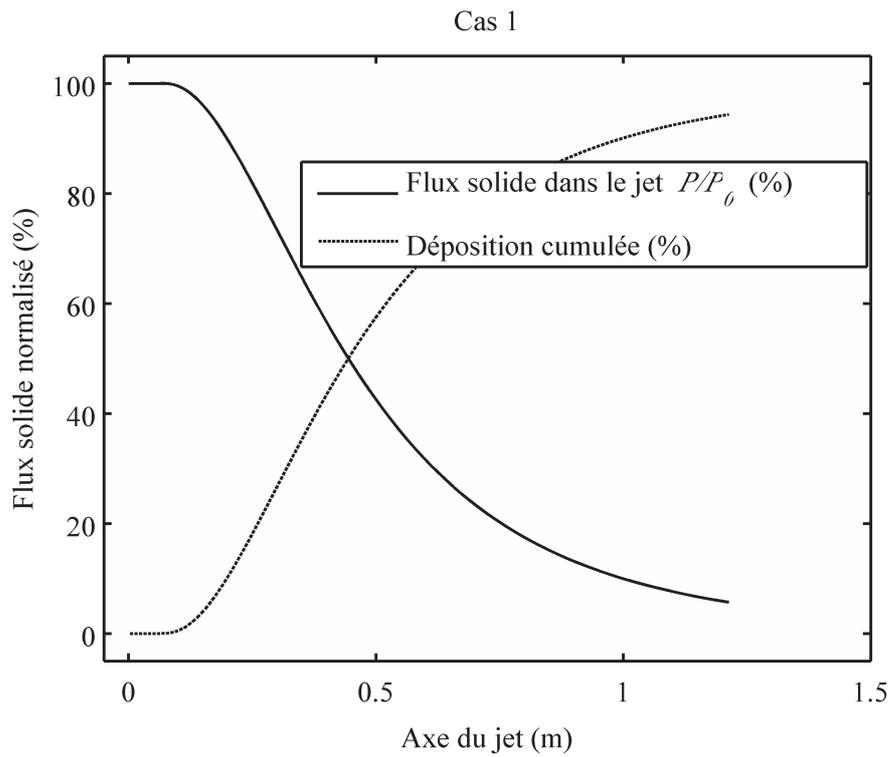
(a)



(b)



(c)



(d)

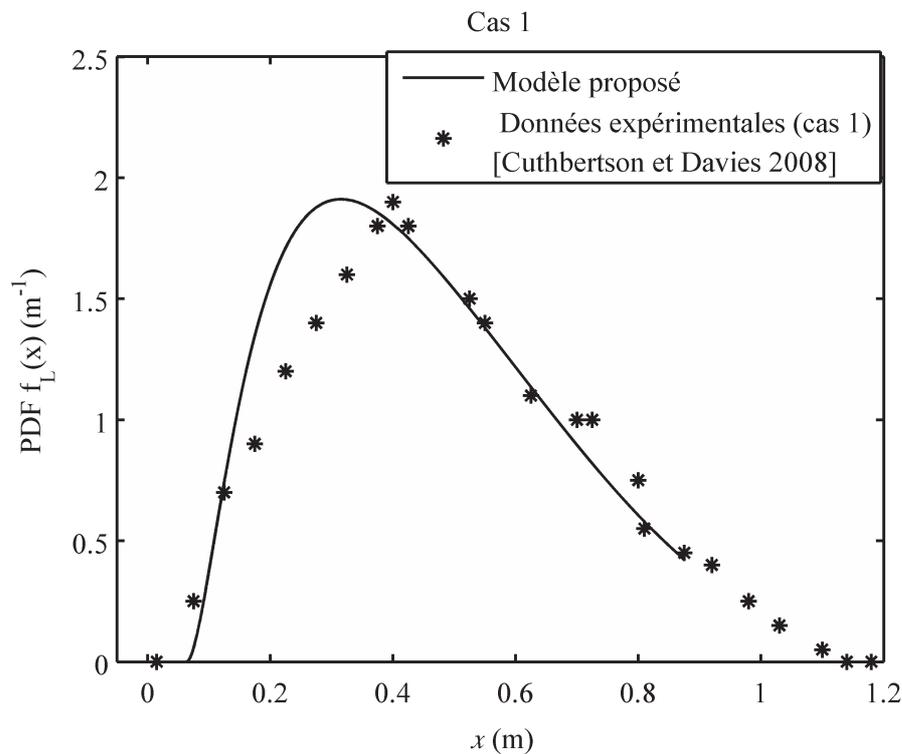
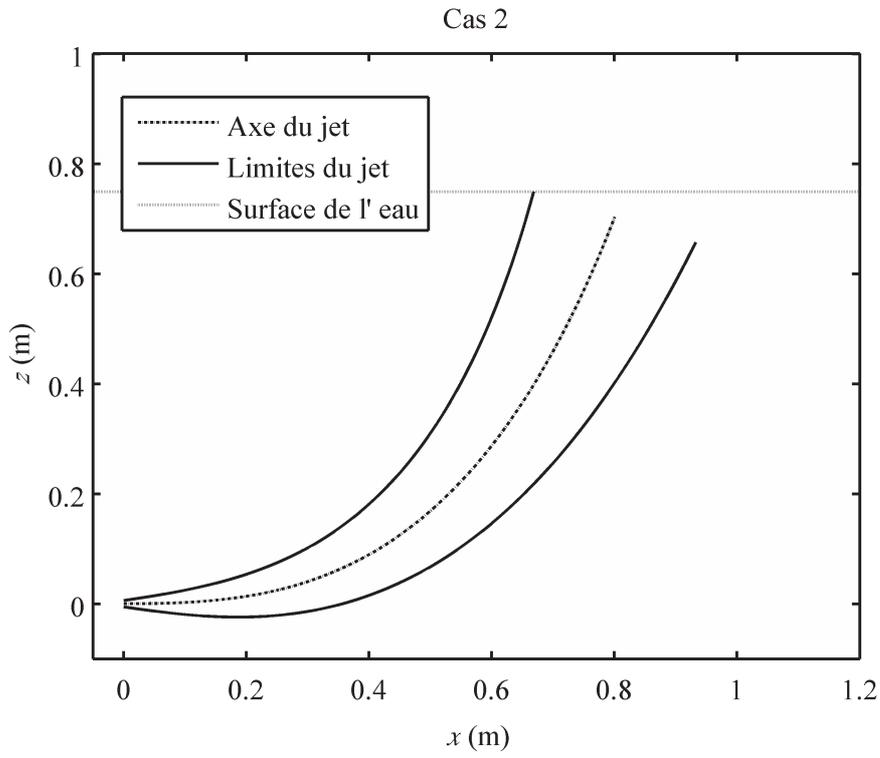
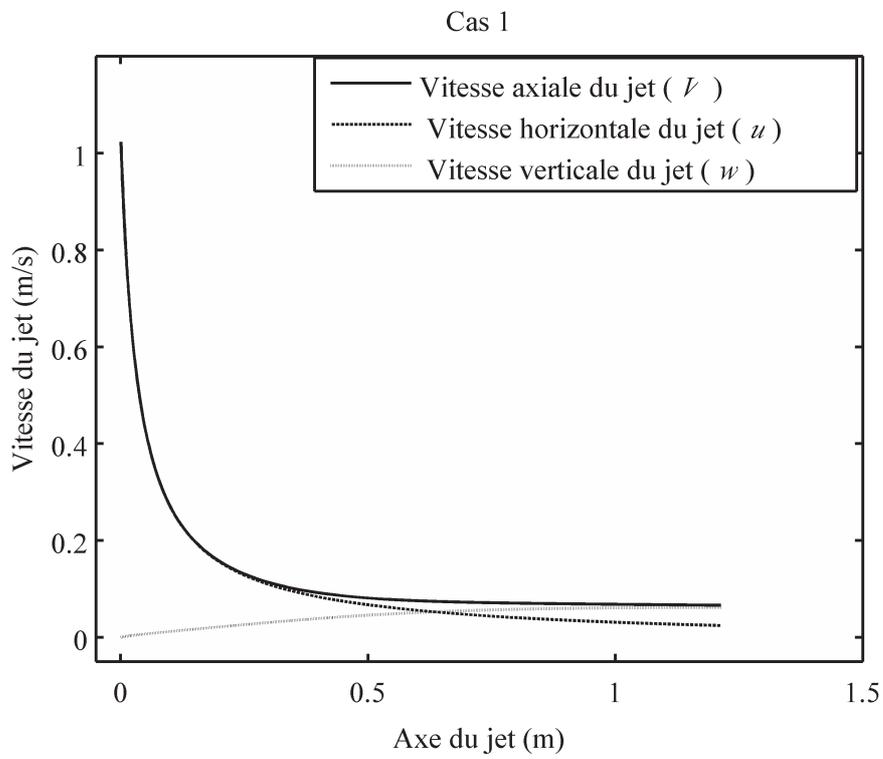


Figure 3- 9 Résultats de simulation pour le cas 1 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

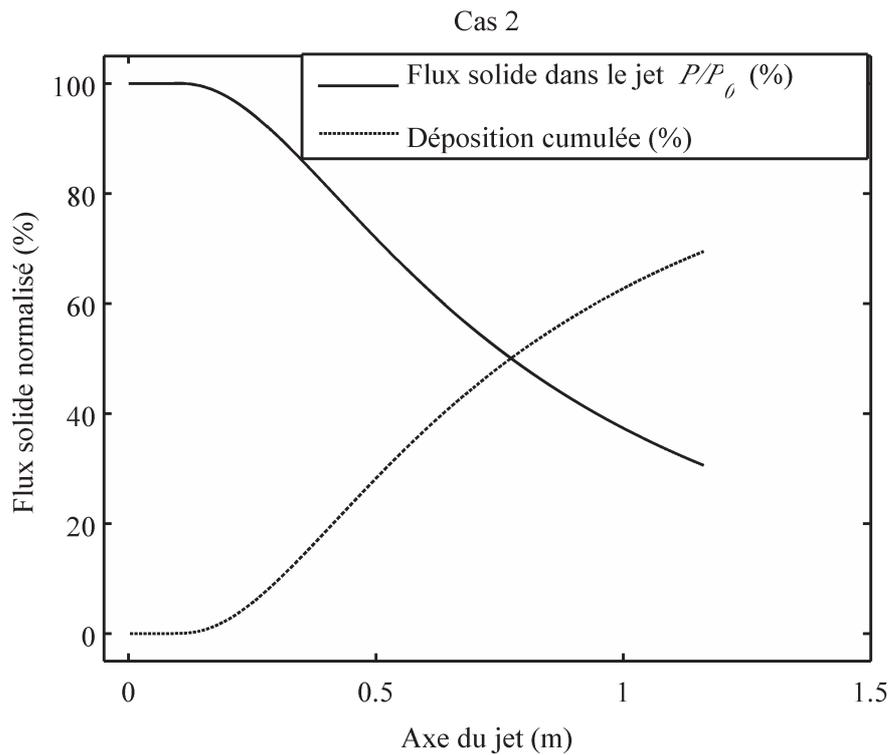
(a)



(b)



(c)



(d)

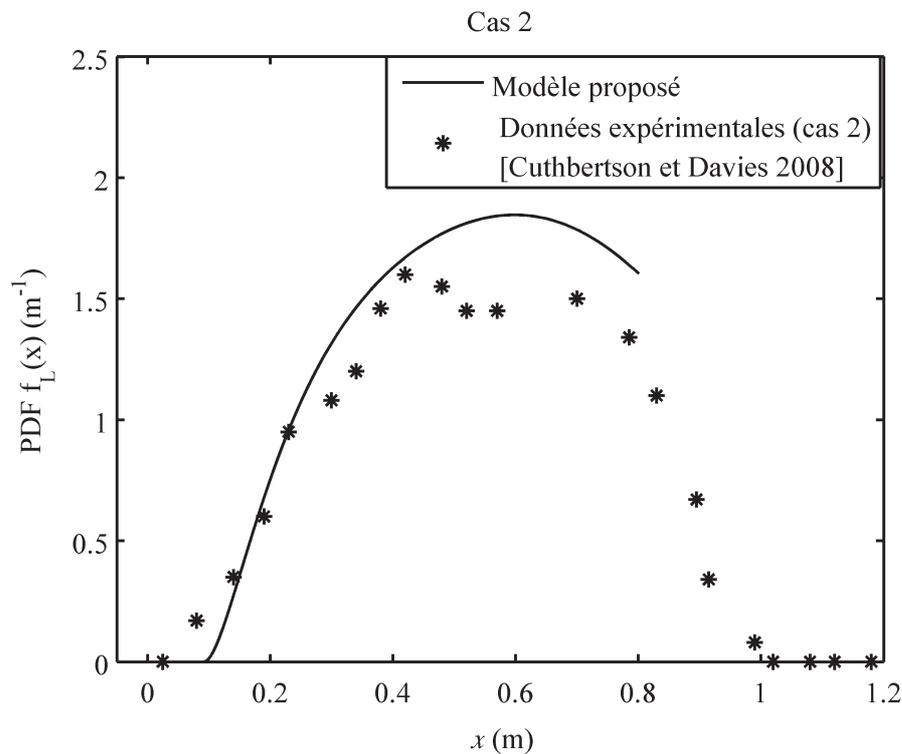
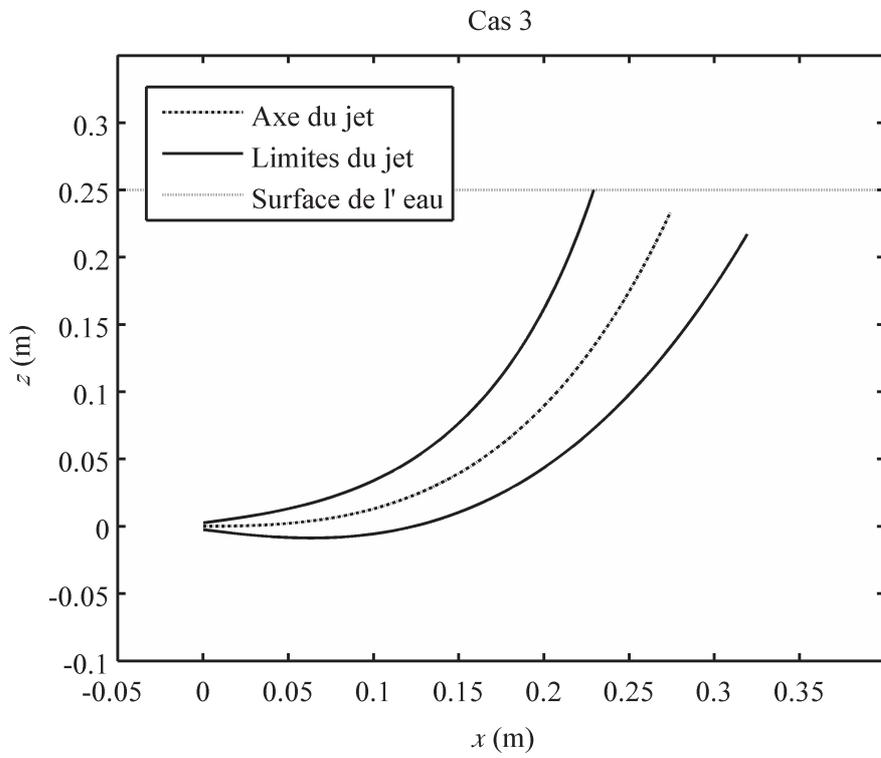
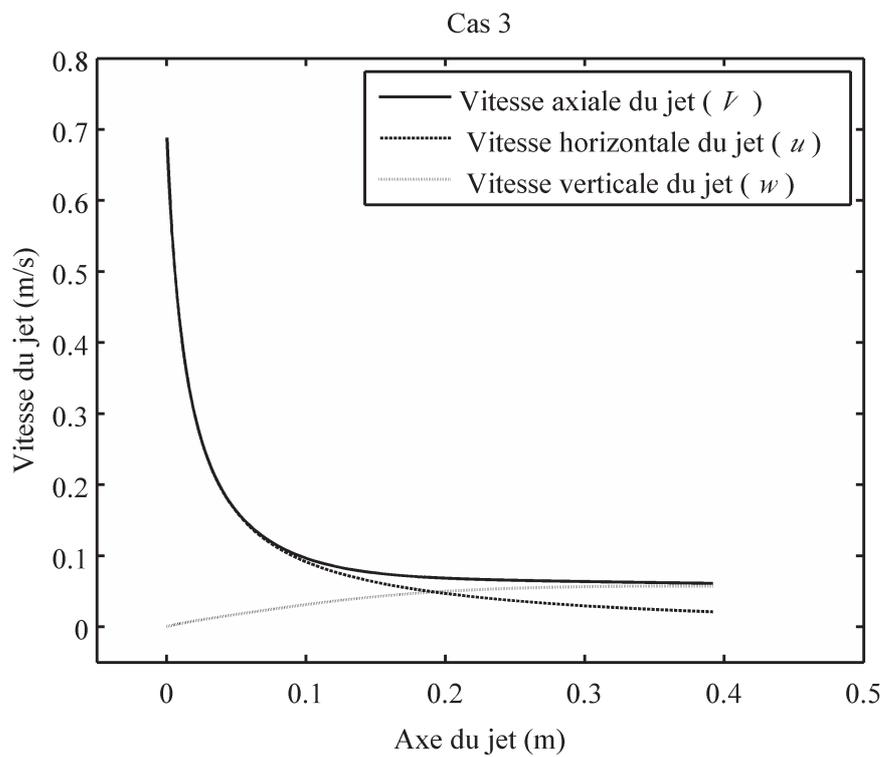


Figure 3- 10 Résultats de simulation pour le cas 2 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

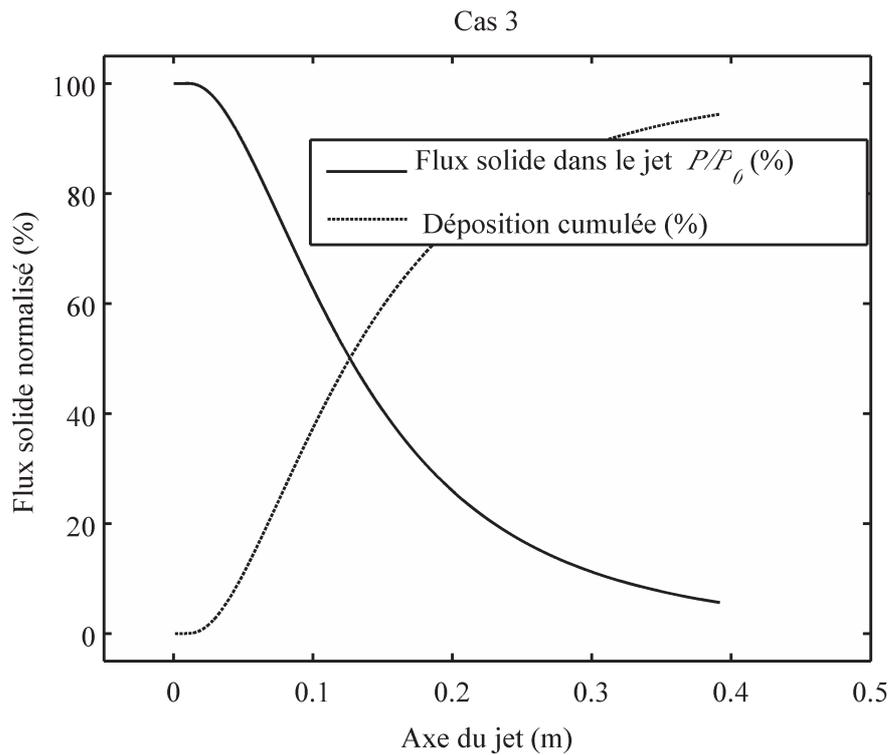
(a)



(b)



(c)



(d)

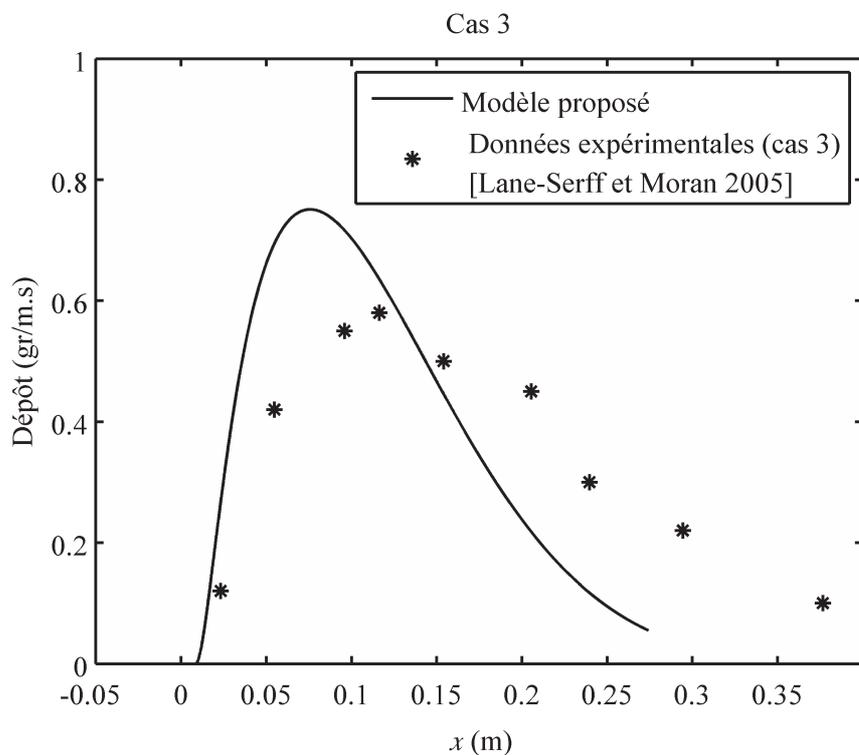
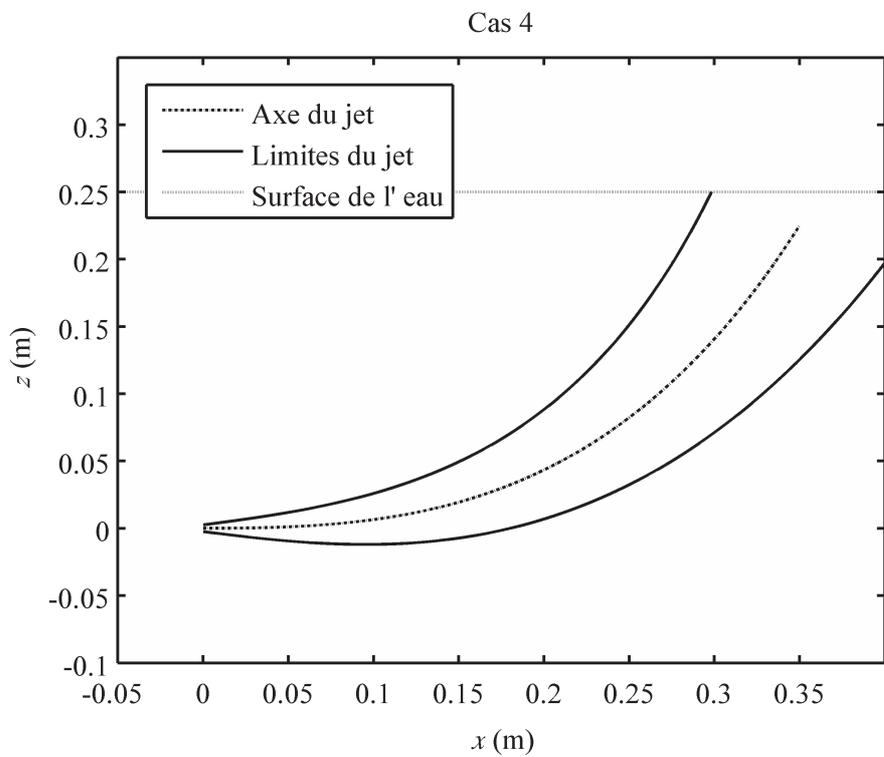
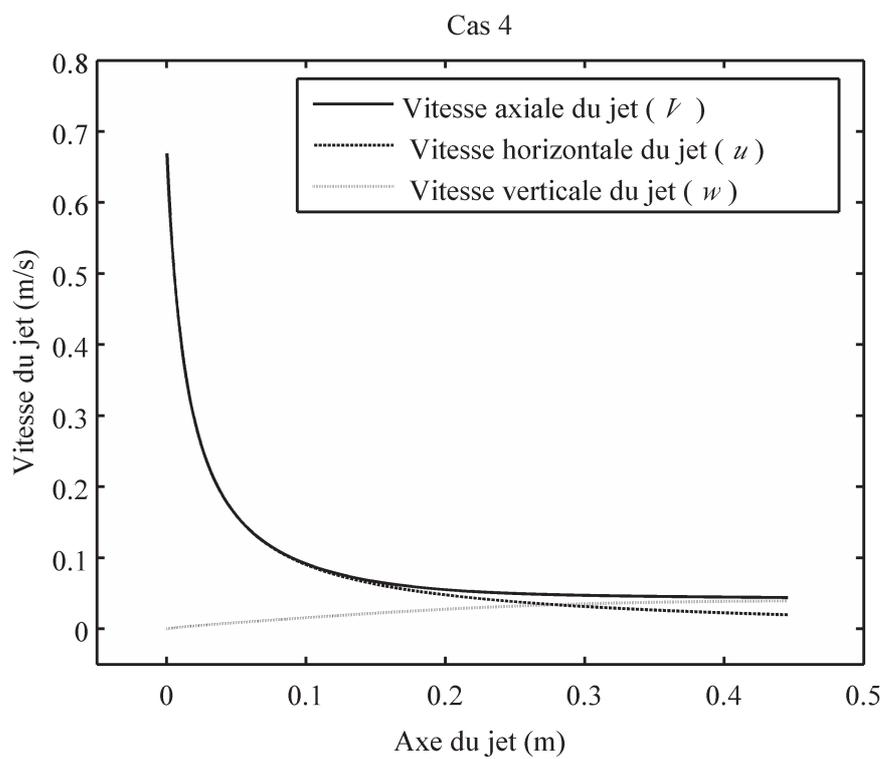


Figure 3- 11 Résultats de simulation pour le cas 3 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de dépôt longitudinale.

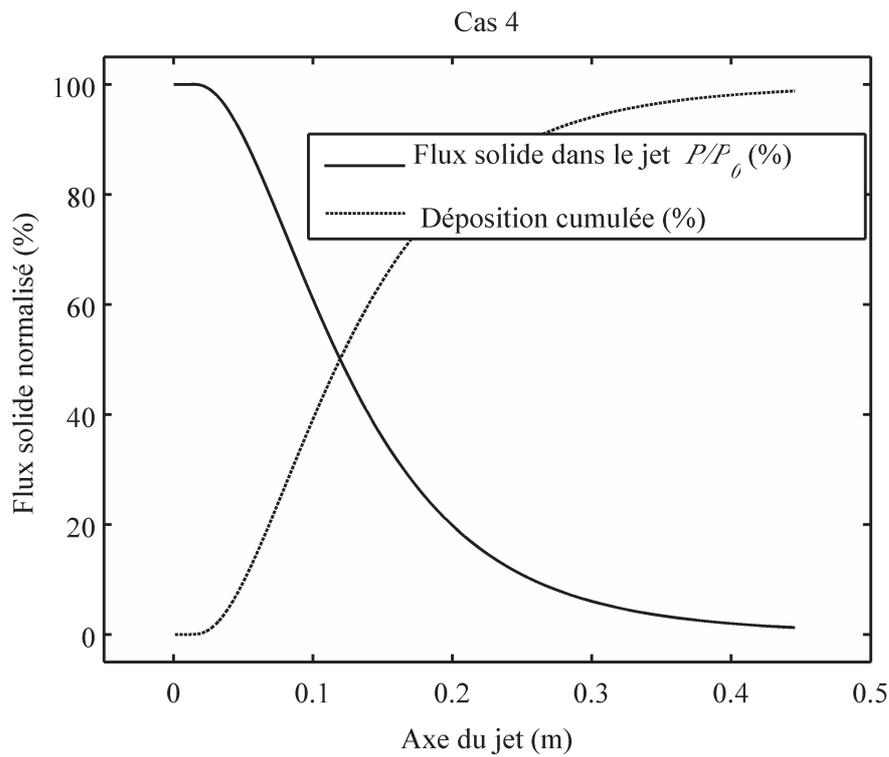
(a)



(b)



(c)



(d)

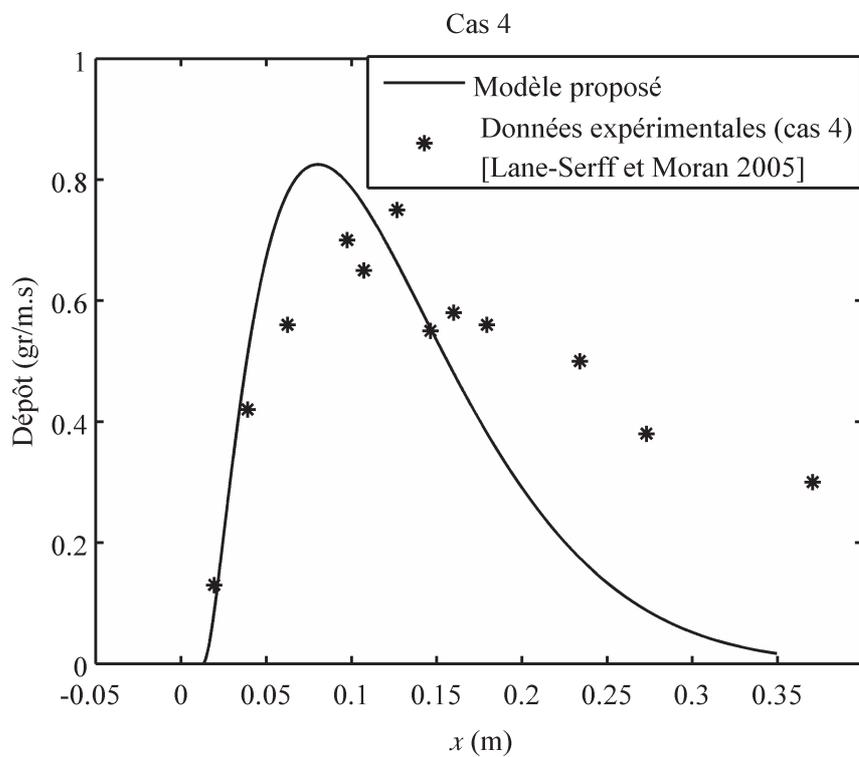
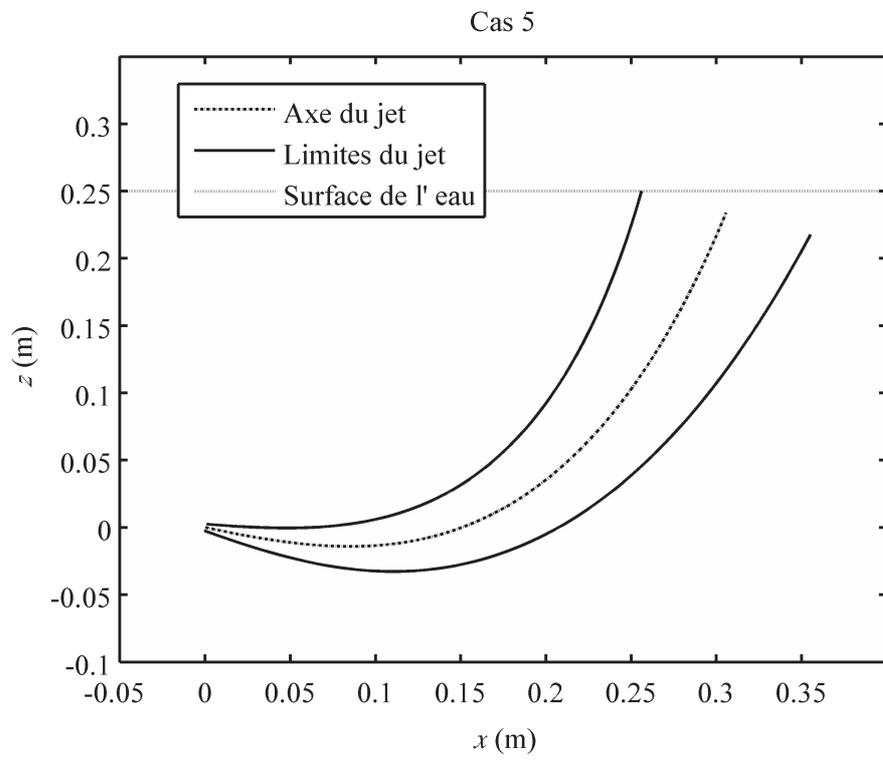
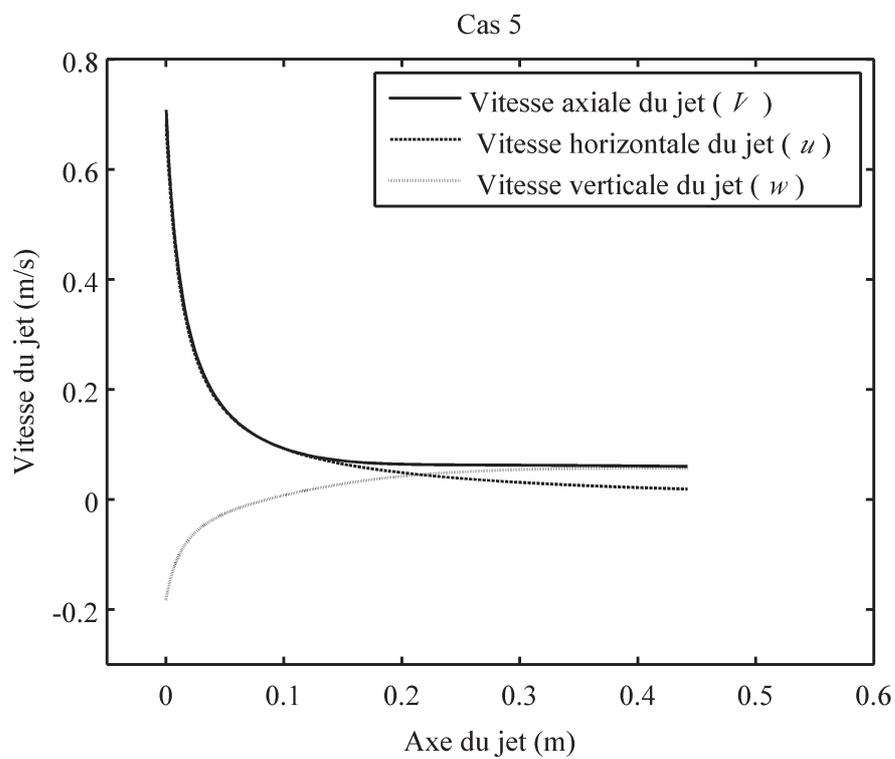


Figure 3- 12 Résultats de simulation pour le cas 4 « catégorie des jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de dépôt longitudinale.

(a)



(b)



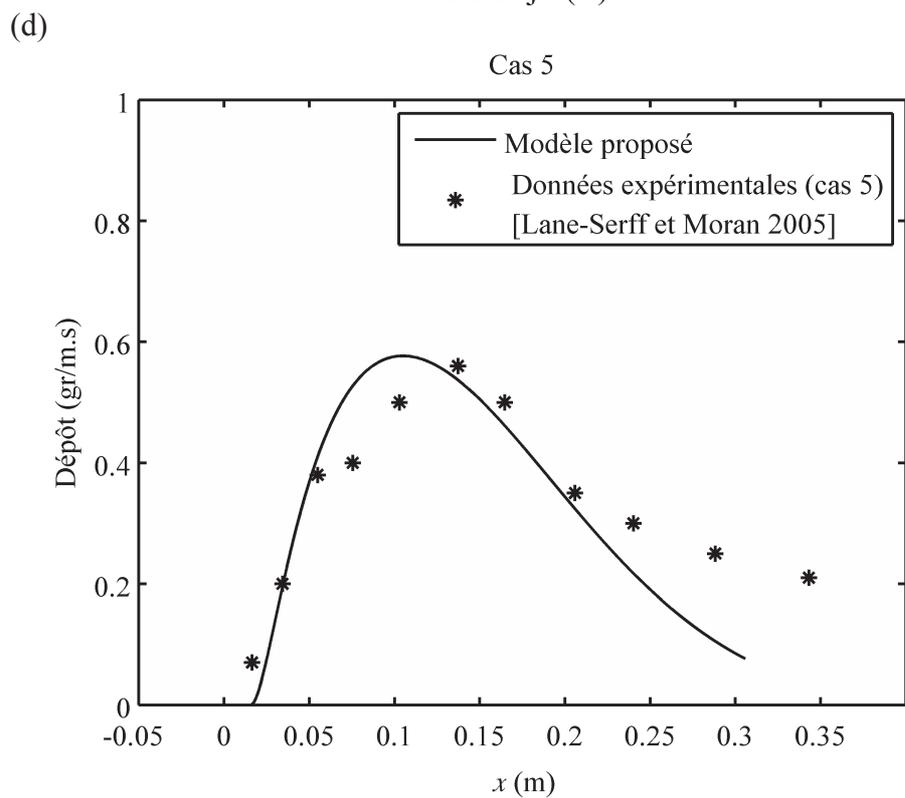
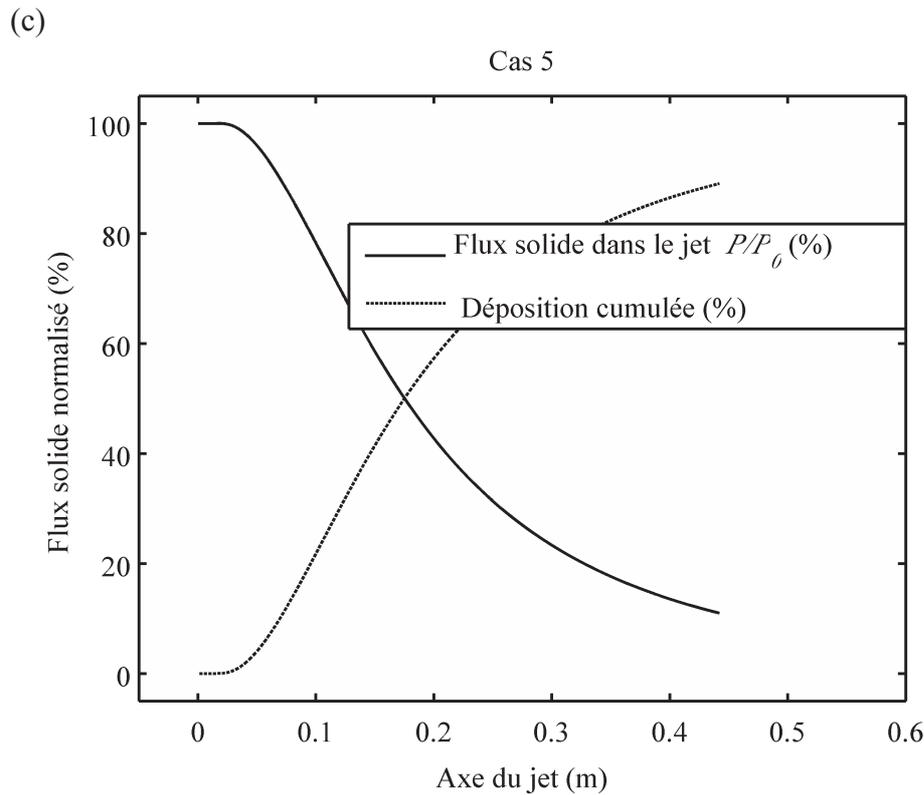
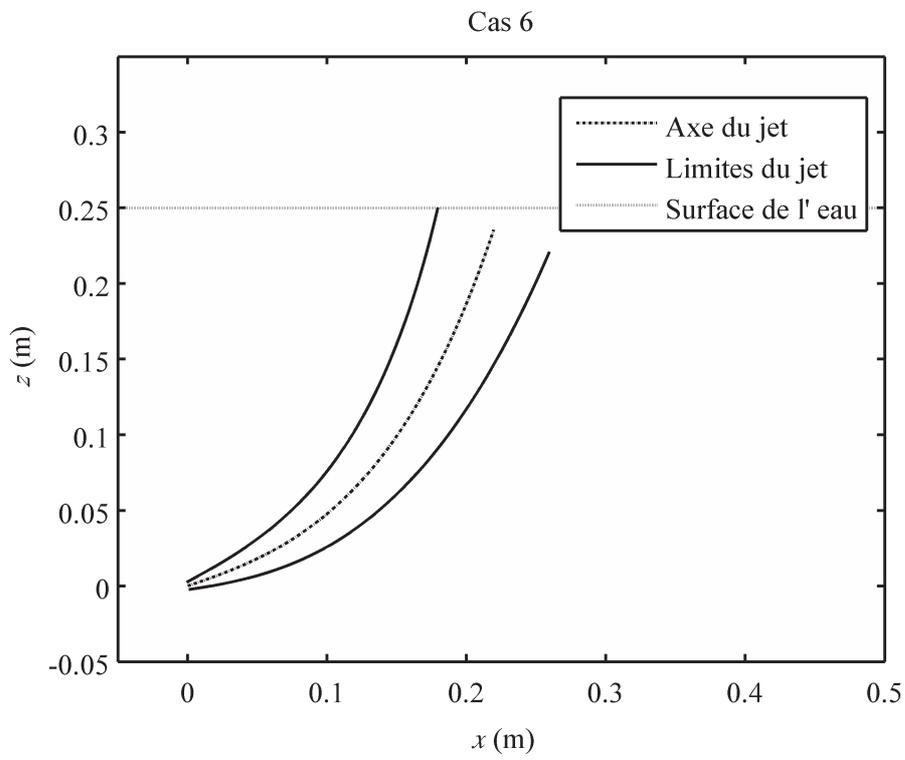
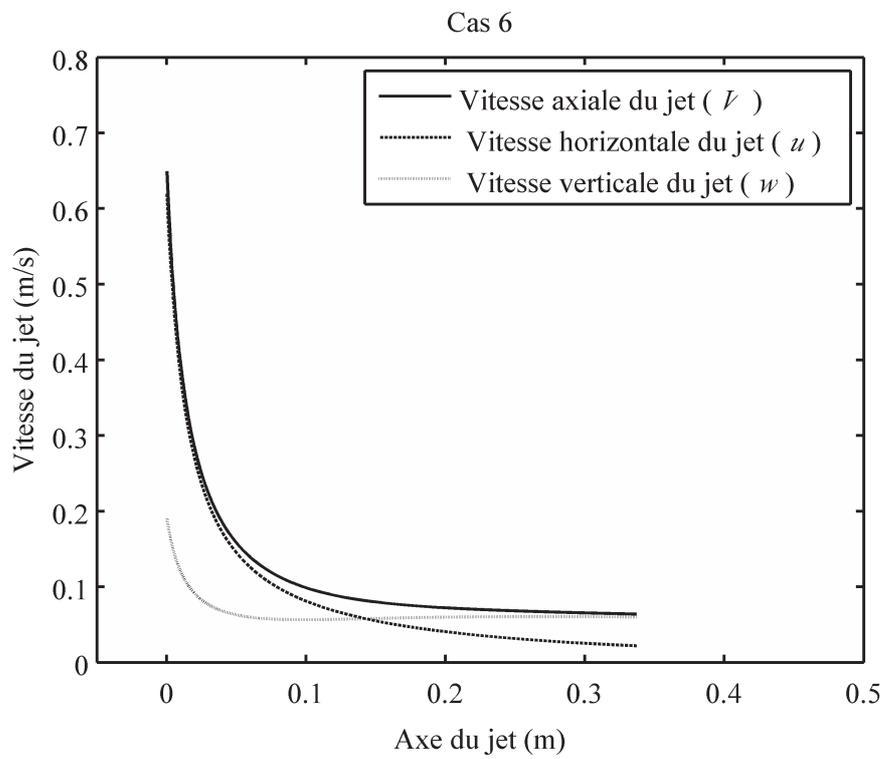


Figure 3- 13 Résultats de simulation pour le cas 5 « catégorie des jets légèrement inclinés flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

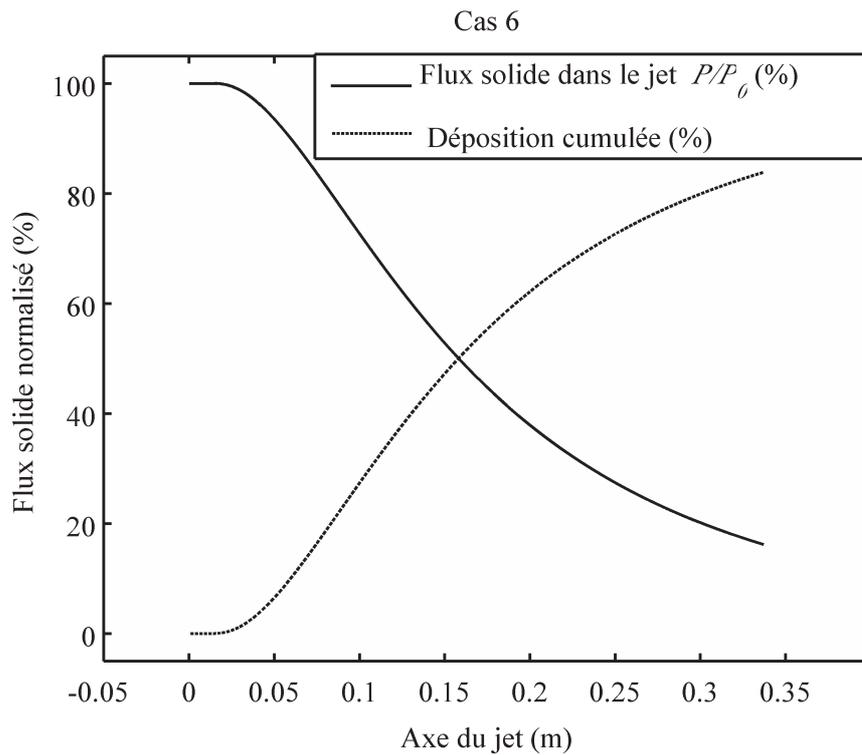
(a)



(b)



(c)



(d)

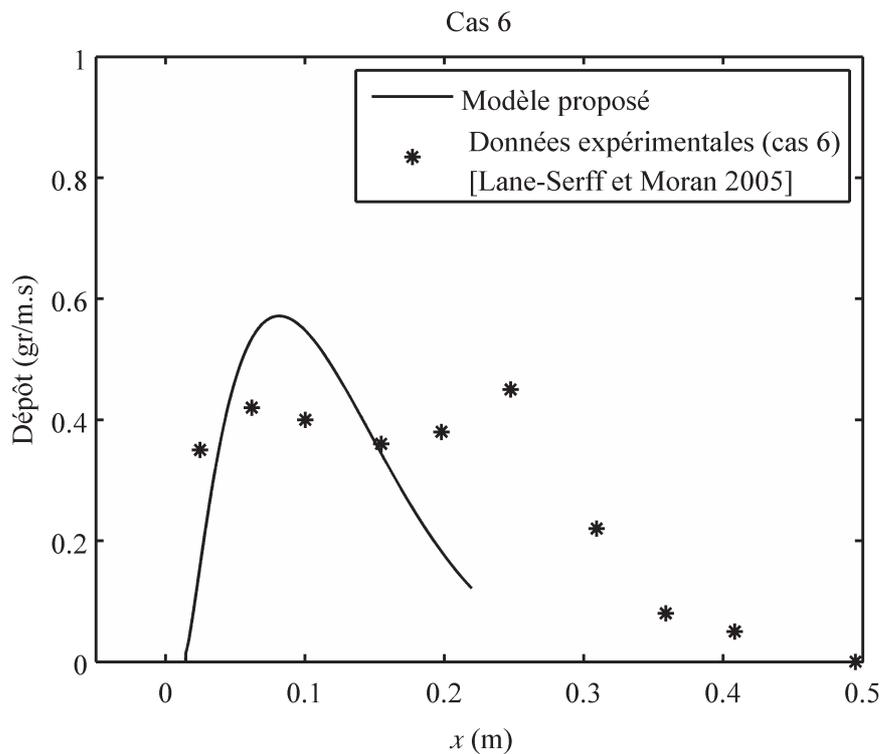
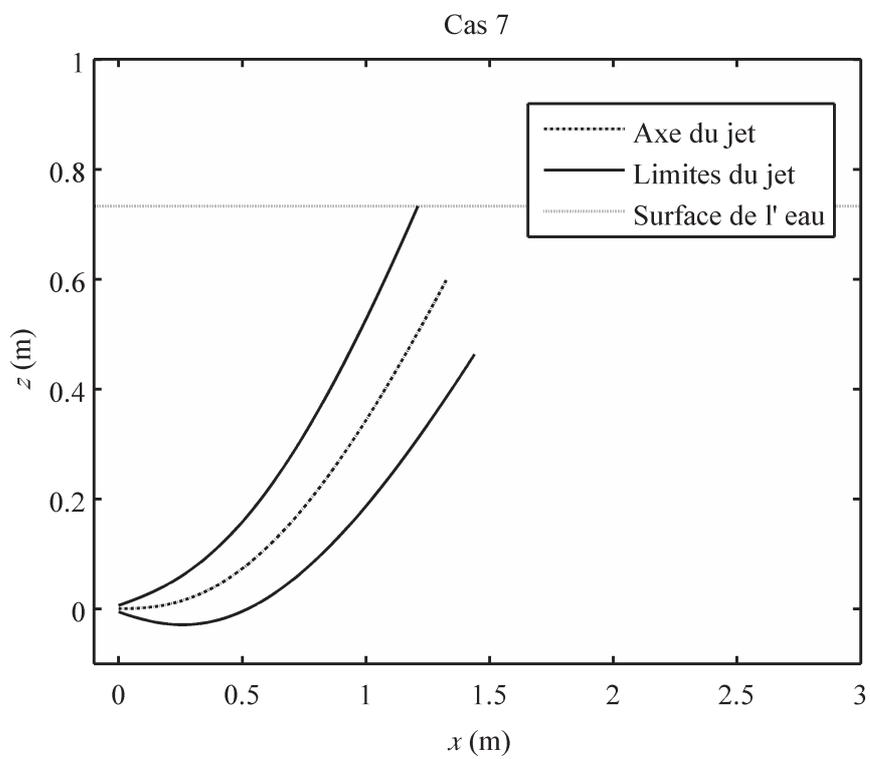
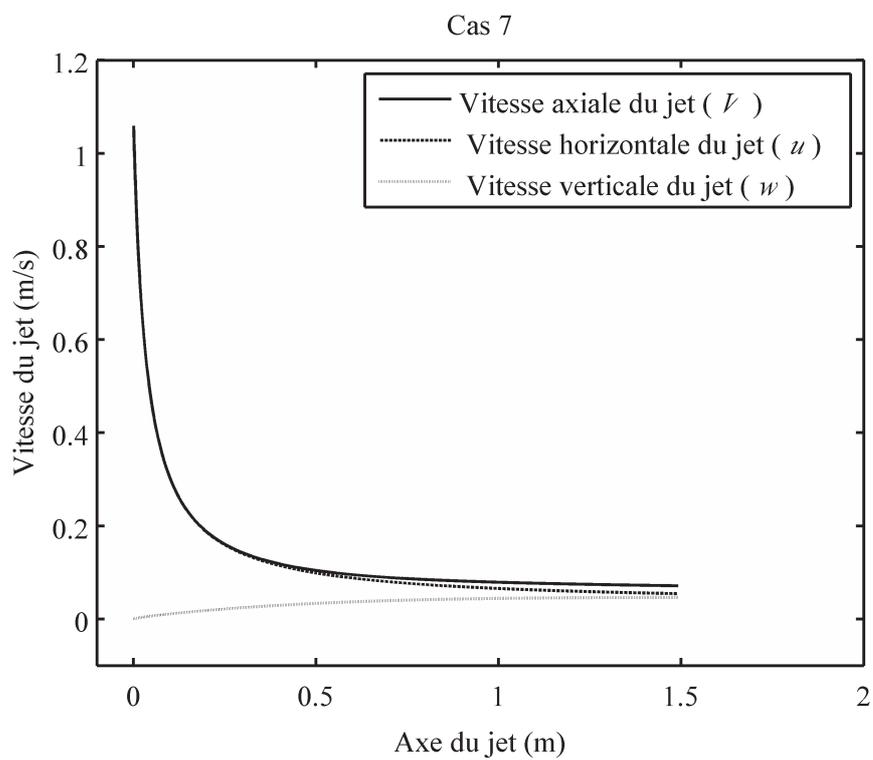


Figure 3- 14 Résultats de simulation pour le cas 6 « catégorie des jets légèrement inclinés flottants dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

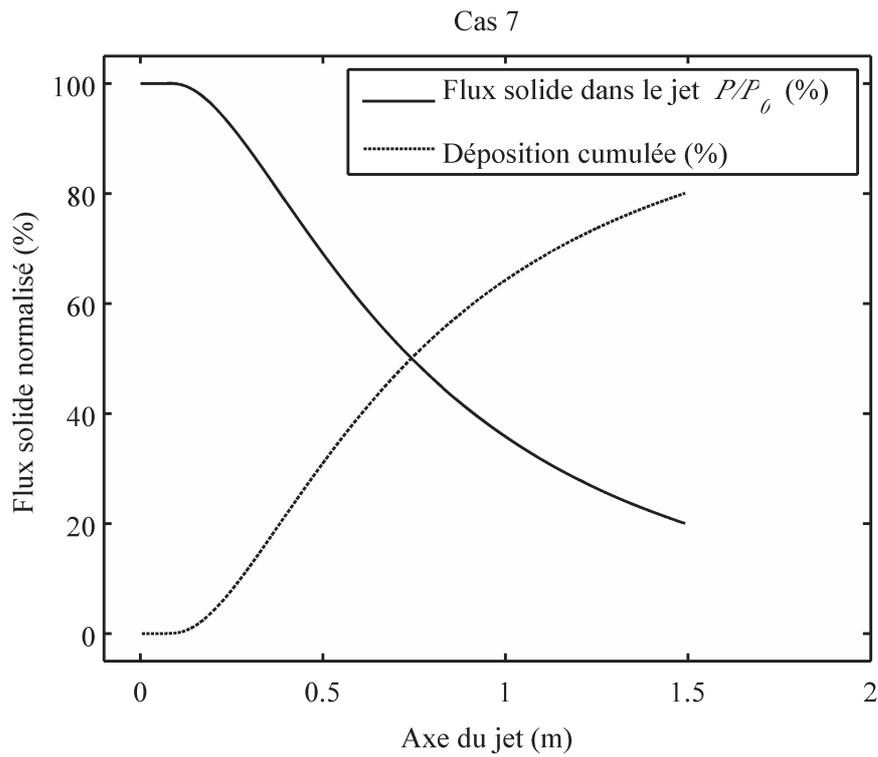
(a)



(b)



(c)



(d)

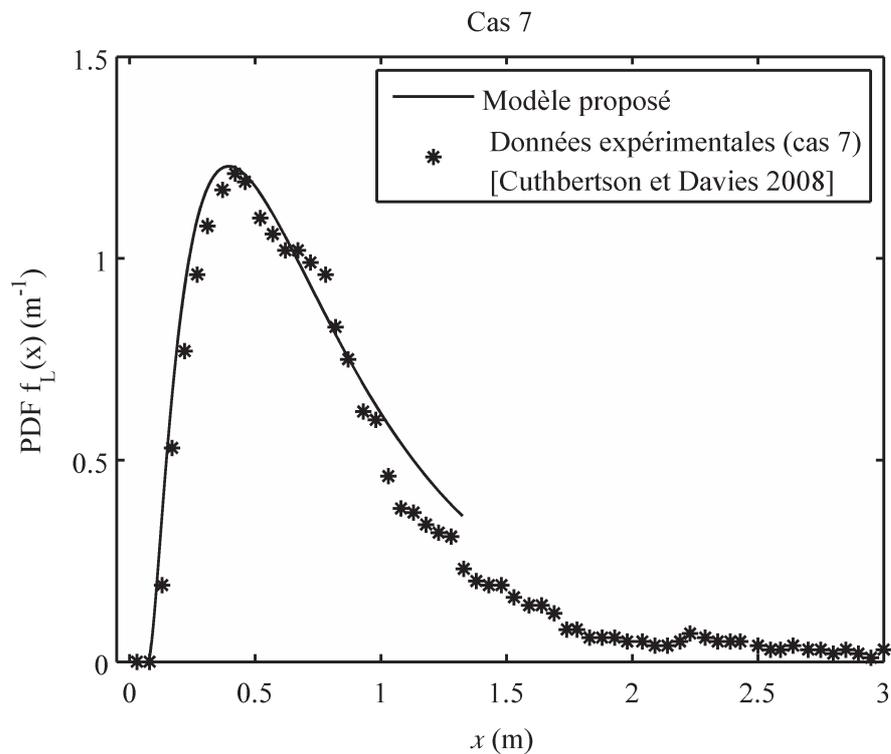
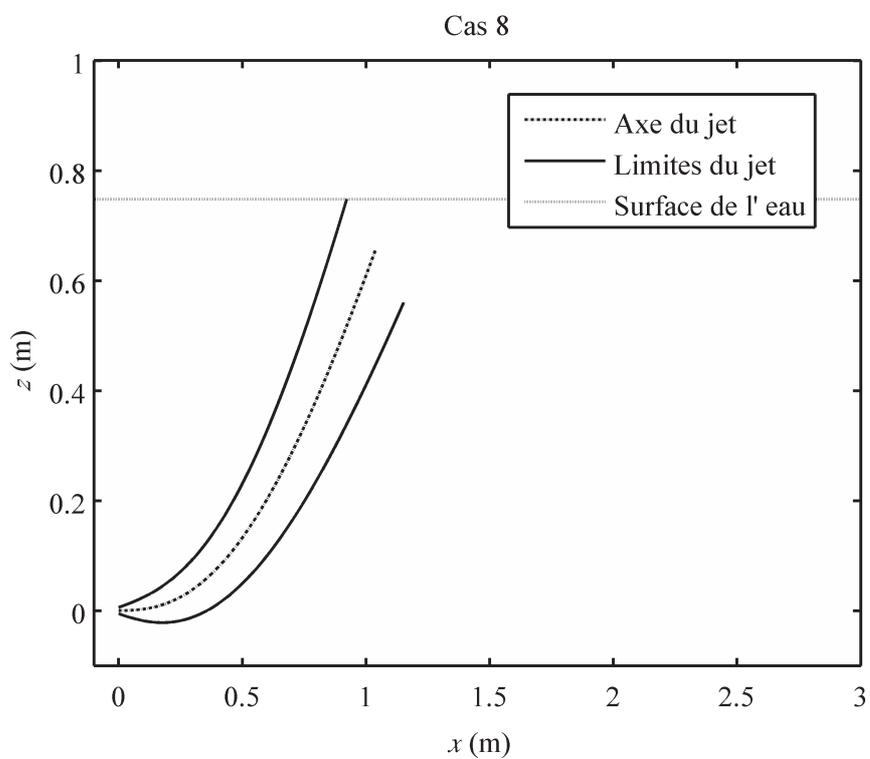
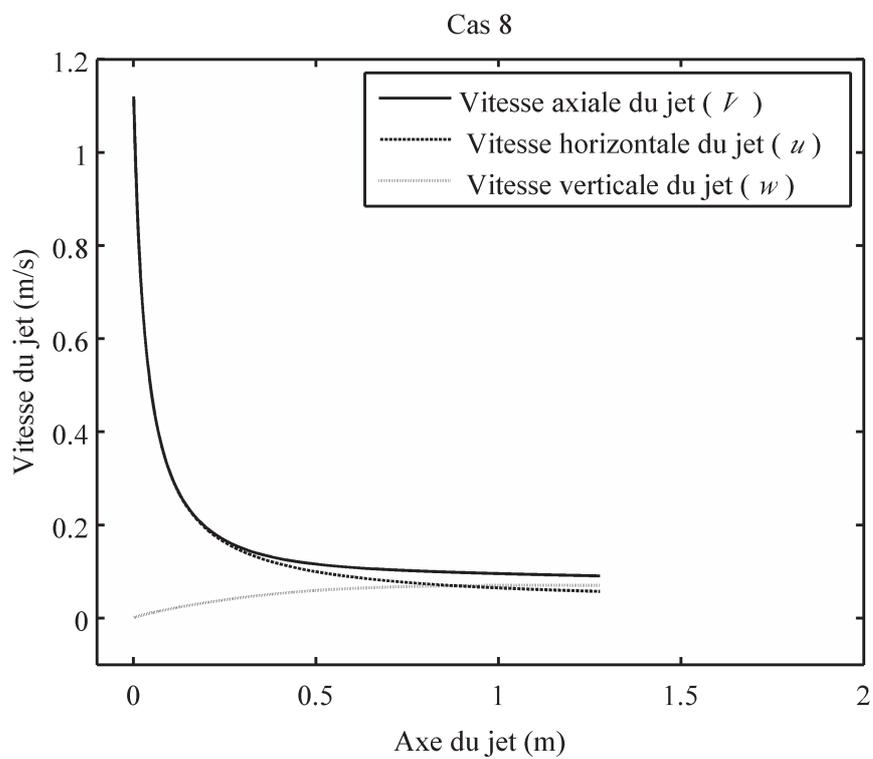


Figure 3- 15 Résultats de simulation pour le cas 7 « catégorie des jets horizontaux flottants en présence de co-courant ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

(a)



(b)



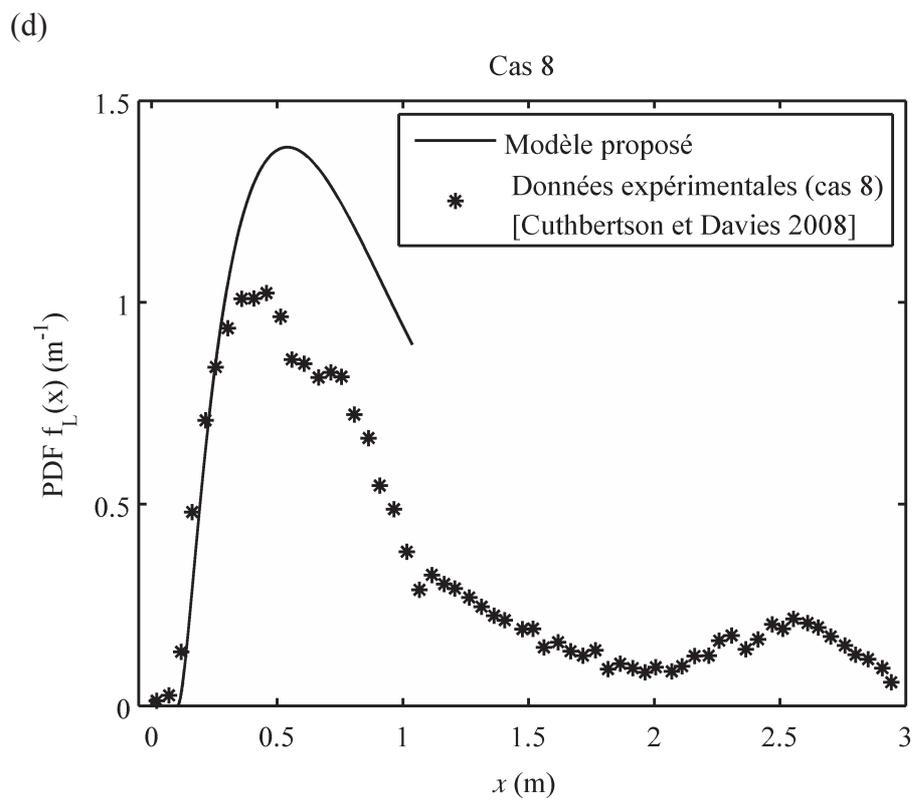
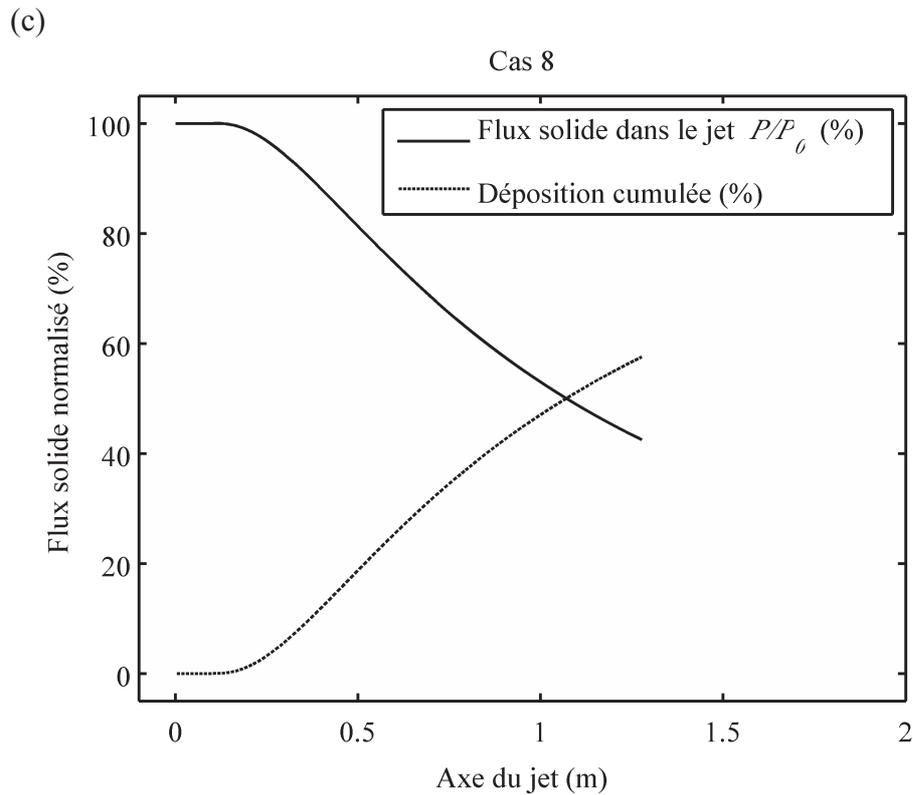
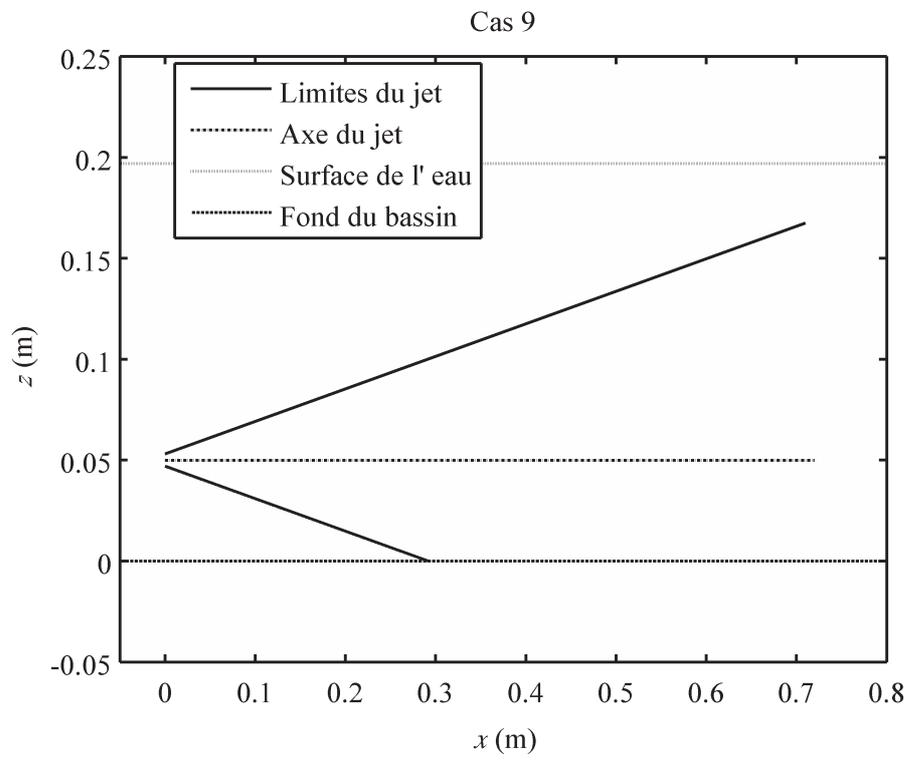
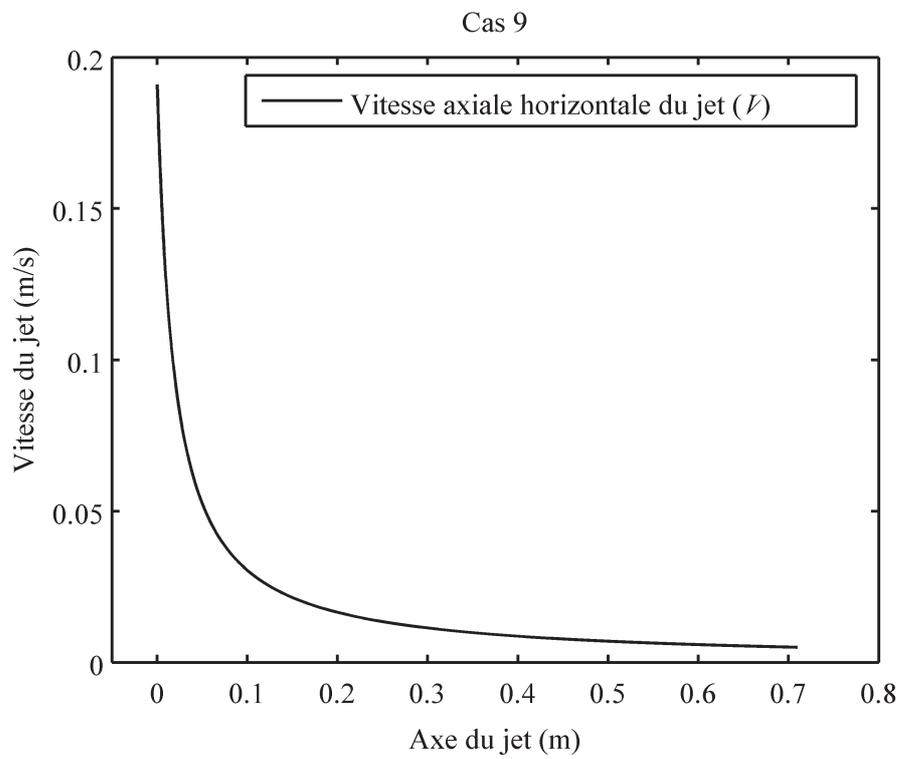


Figure 3- 16 Résultats de simulation pour le cas 8 « catégorie des jets horizontaux flottants en présence de co-courant ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

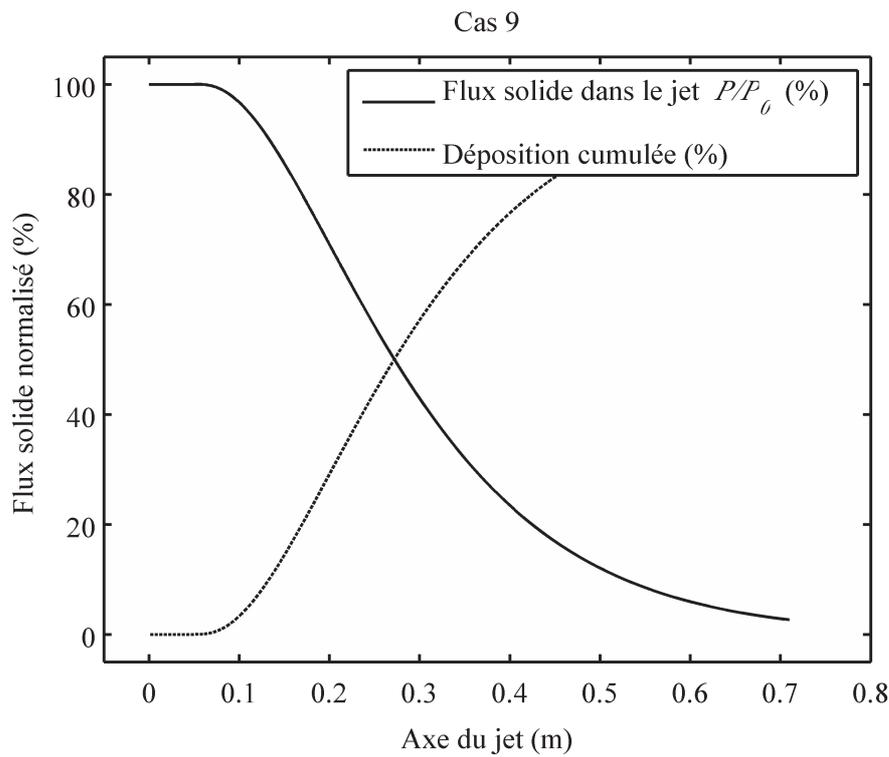
(a)



(b)



(c)



(d)

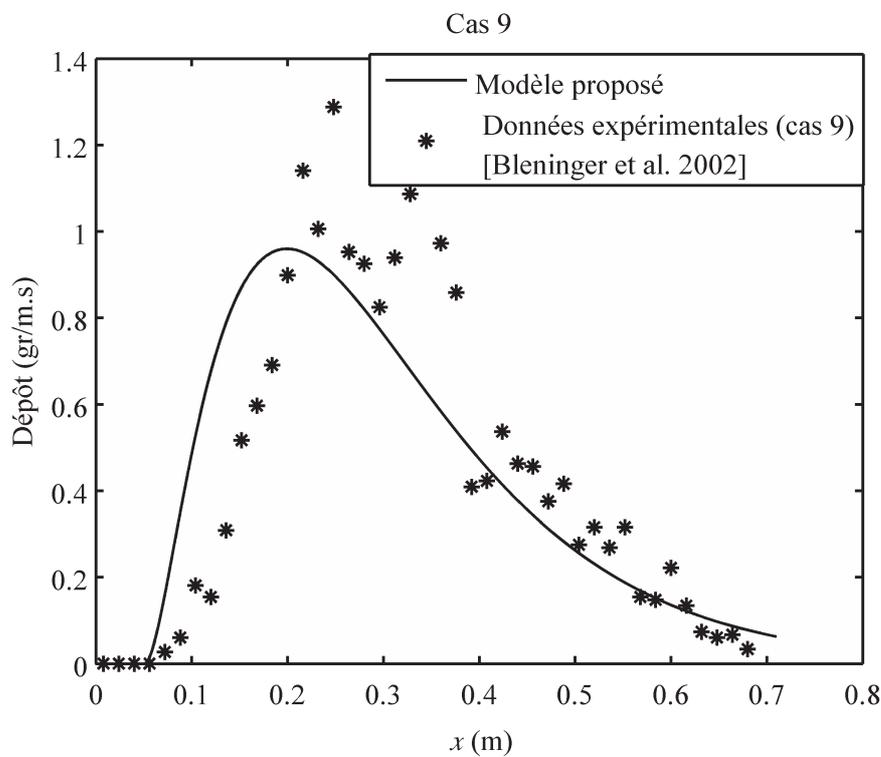
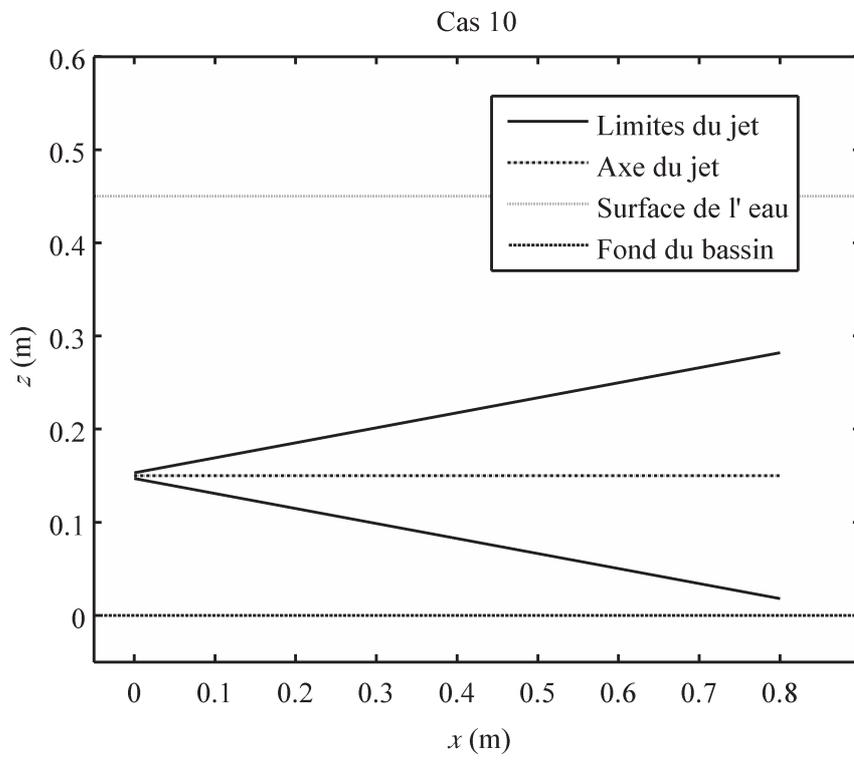
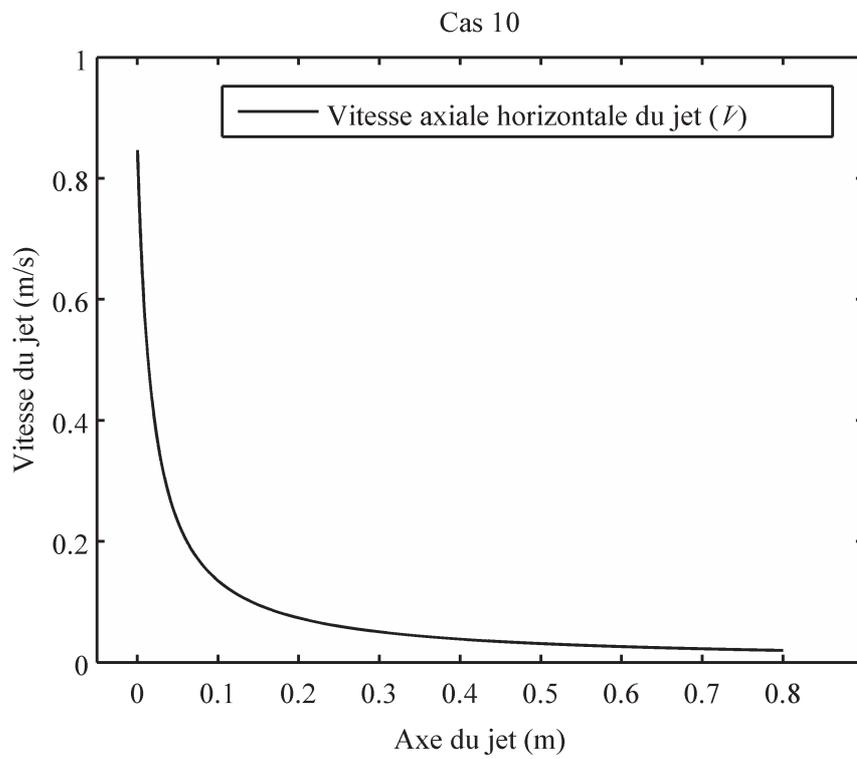


Figure 3- 17 Résultats de simulation pour le cas 9 « catégorie des jets horizontaux neutres 'non-flottants' dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale d jets et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de dépôt longitudinale.

(a)



(b)



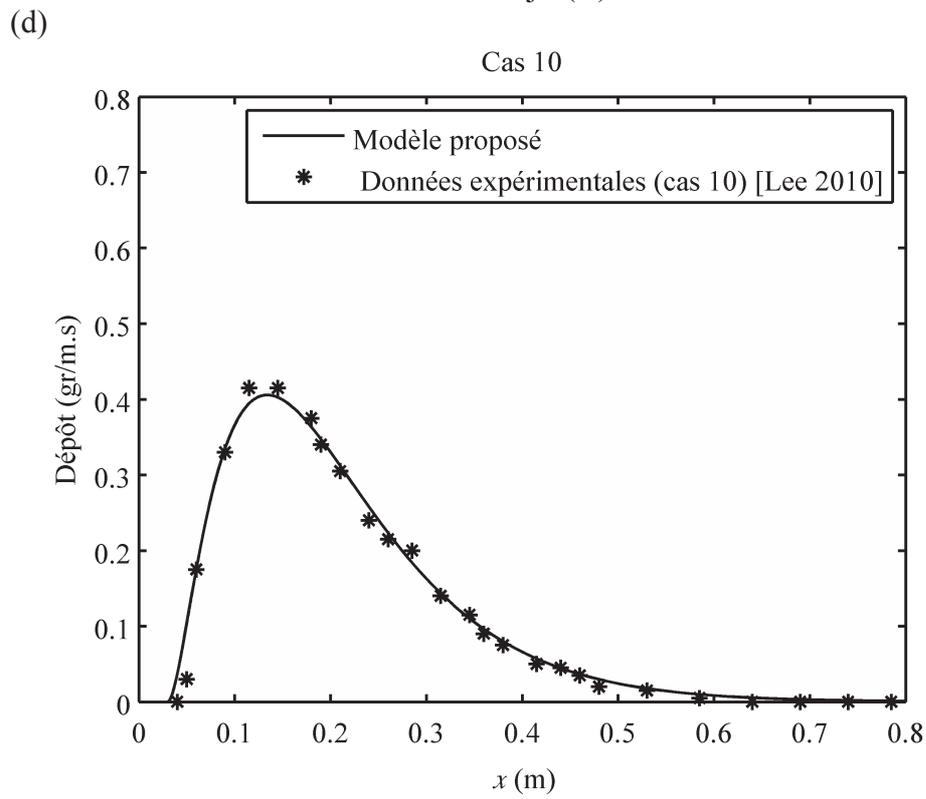
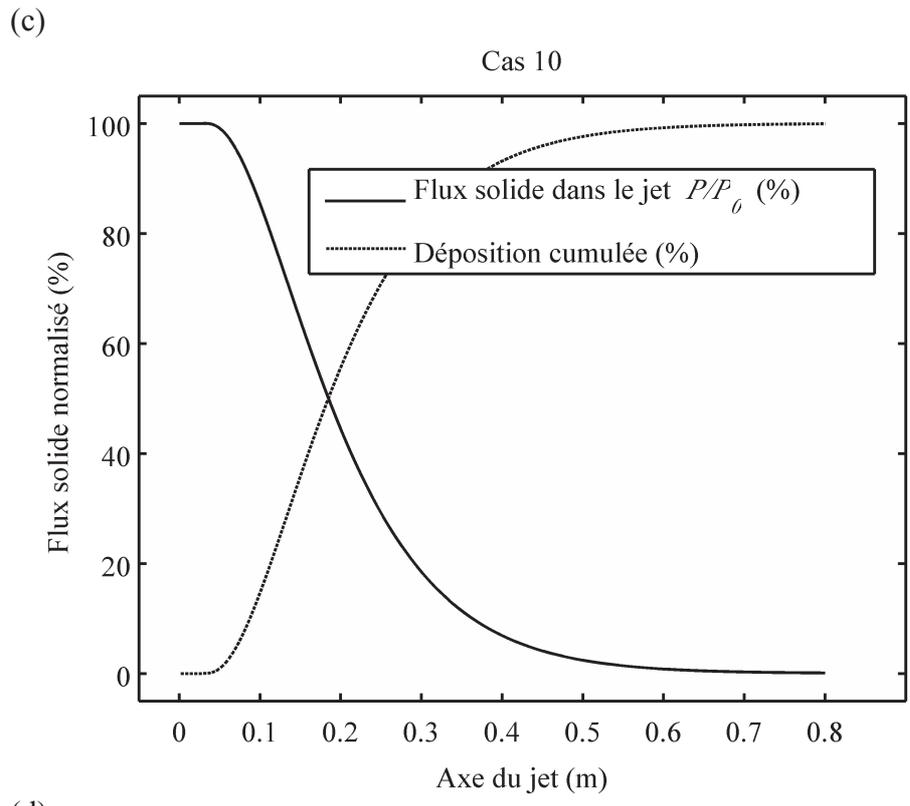
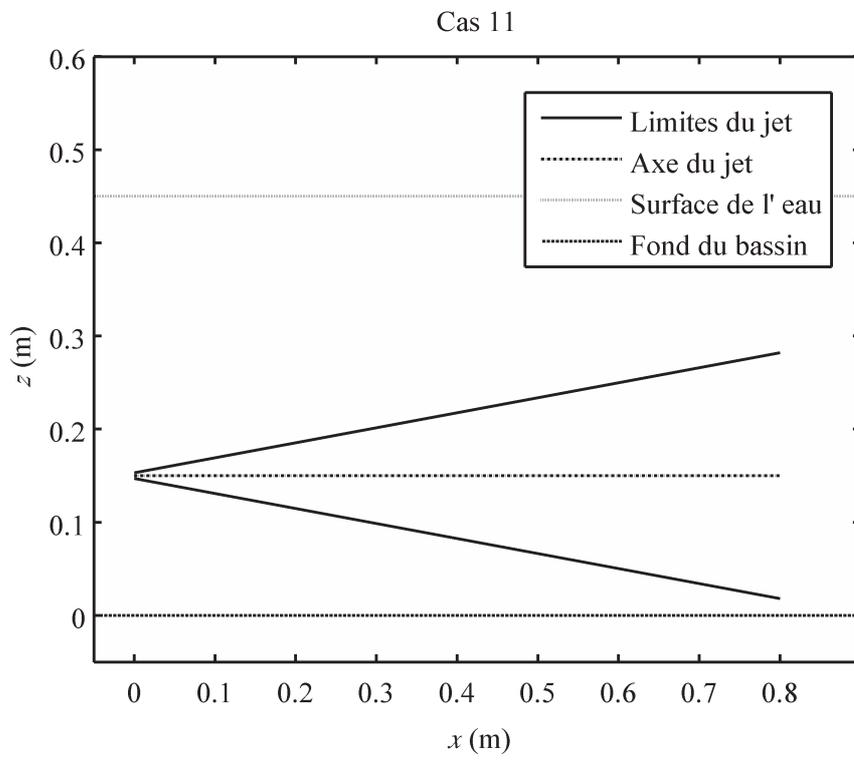
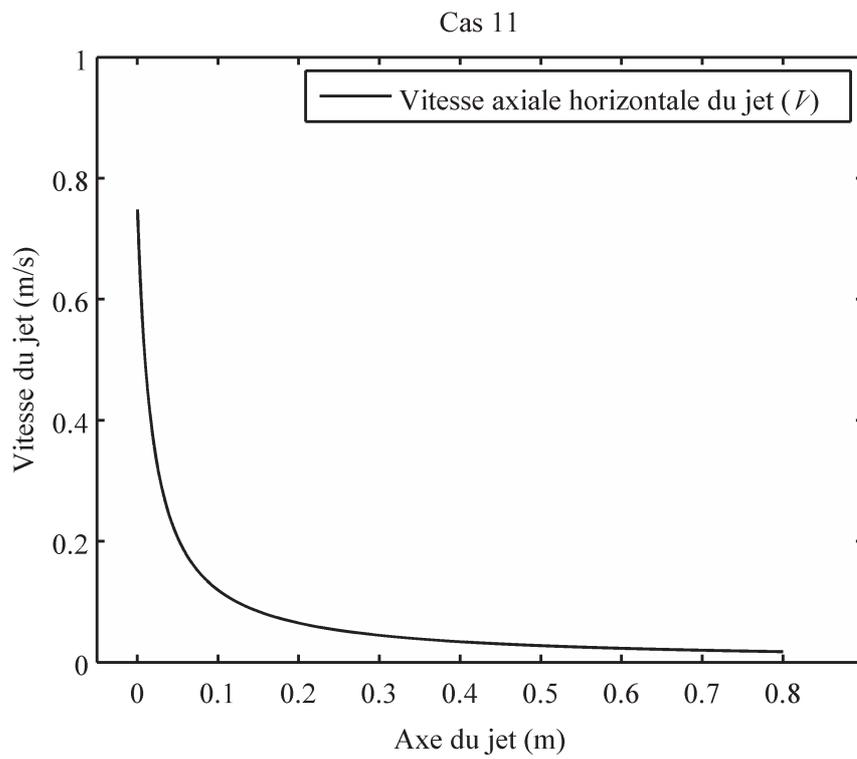


Figure 3- 18 Résultats de simulation pour le cas 10 « catégorie des jets horizontaux neutres ‘non-flottants’ dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l’axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

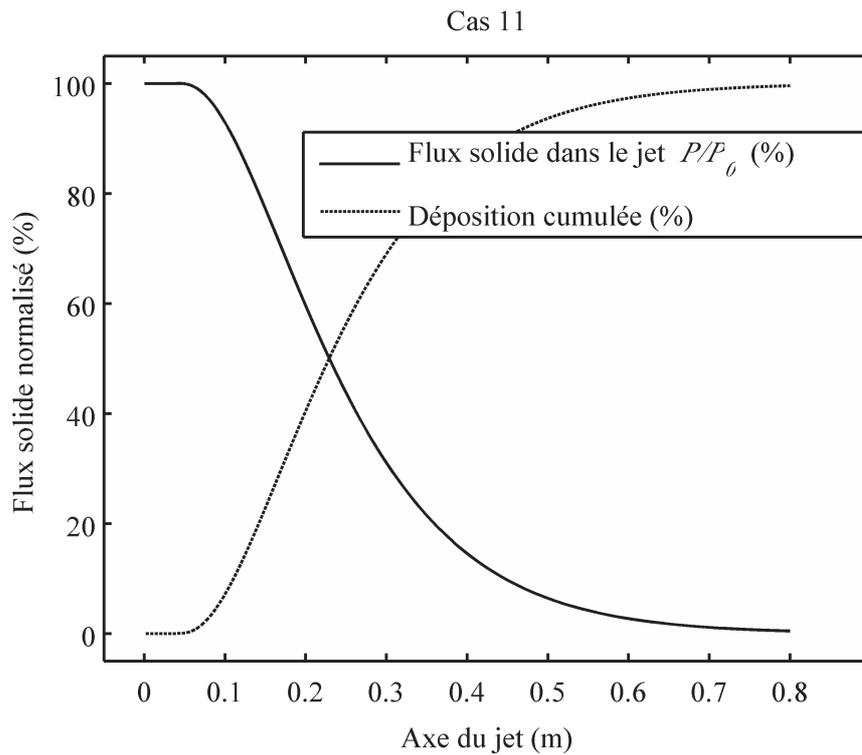
(a)



(b)



(c)



(d)

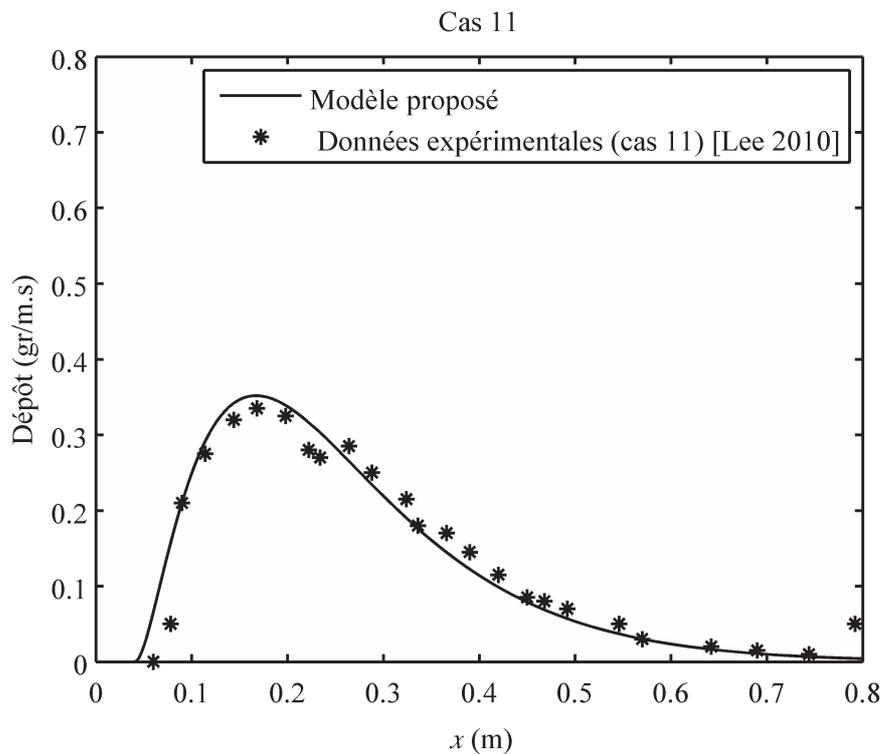


Figure 3- 19 Résultats de simulation pour le cas 11 « catégorie des jets horizontaux neutres 'non-flottants' dans un milieu stationnaire ». (a) La forme du jet ; (b) La vitesse axiale du jet et ses composantes ; (c) Le flux solide sur l'axe du jet ; (d) Validation de la courbe du taux de déposition longitudinale.

3.4. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité prend son importance de la nature variable des rejets urbains au niveau du débit et au niveau de la nature des particules solides. Ainsi que les variations de la direction et de l'intensité des courants marins.

Dans l'étude de sensibilité, nous prenons un exemple du jet horizontal flottant dans un milieu stationnaire (Cas 1) et en présence du co-courant (Cas 7). Les variables étudiées dans ce contexte sont : l'inclinaison du jet (ϕ_0), la vitesse initiale du jet (V_0), les forces de flottabilité (g'_0), la vitesse de déposition des particules solides (w_s) et la vitesse du co-courant (u_a). On change une variable à la fois et on garde les autres données constantes. Les résultats de l'étude de sensibilité sont présentés dans le Tableau 3- 4 et le Tableau 3- 5 et les Figure 3- 20 à Figure 3- 25.

3.4.1. Variation de l'inclinaison initiale du jet (ϕ_0)

Le Tableau 3- 4 et la Figure 3- 20 (a) montrent, que plus le jet est incliné, plus rapidement il arrive à la surface libre. En conséquence, les jets moins inclinés sont plus larges puisque leurs trajectoires sont plus longues.

Le Tableau 3- 4 montre, également, que l'inclinaison initiale n'a pas d'influence significative sur la valeur de la déposition totale. D'après la Figure 3- 20 (b), nous observons que plus le jet est incliné, plus le pic de la courbe du taux de déposition est élevé, et plus il est proche de la source. Nous pouvons conclure que les jets fortement inclinés causent une accumulation importante de particules solides en un seul point près de la source. Le jet horizontal a la répartition de déposition la plus homogène.

En pratique, on préfère généralement les jets légèrement inclinés (entre 10° et 30°) pour éviter l'accumulation importante de particules solides près de la source (en comparaison avec les jets fortement inclinés) et également pour éviter l'attachement possible entre le jet et le fond du plan d'eau (en comparaison avec les jets horizontaux).

3.4.2. Variation de la vitesse initiale du jet (V_0)

Dans le but d'étudier les effets de la vitesse initiale horizontale (V_0), nous la faisons varier de $\pm 50\%$ de la valeur de départ.

Les résultats consignés dans le Tableau 3- 4 et présentés dans la Figure 3- 21 (a) montrent, que plus la vitesse initiale est importante, plus le parcours du jet est long et plus sa forme s'élargit.

D'après la Figure 3- 21 (b), nous remarquons que la valeur de la vitesse initiale affecte uniquement la vitesse axiale dans la zone dominée par la quantité de mouvement (première partie de la courbe). Cette influence initiale affecte toute la structure du jet par la suite.

La Figure 3- 21 (c) montre que la vitesse initiale a un effet direct sur le début de la déposition et la forme de la courbe du taux de déposition. Plus la vitesse initiale est faible, plus les particules solides commencent à se déposer proche de la source et plus le pic de la courbe sera élevé.

3.4.3. Variation des forces de flottabilité (g'_0)

Les forces de flottabilité, exprimées par l'accélération de la pesanteur réduite g'_0 affectent visiblement la forme du jet (Figure 3- 22 (a)). Elles déterminent la vitesse axiale du jet dans la zone dominée par les forces de flottabilité (deuxième partie de la courbe de la Figure 3- 22 (b)). Ainsi, les forces de flottabilité n'affectent pas le début de la déposition (Figure 3- 22 (c)). Plus ces forces sont importantes, plus le pic de la courbe du taux de déposition est loin de la source.

3.4.4. Variation de la vitesse de déposition des particules solides (w_s)

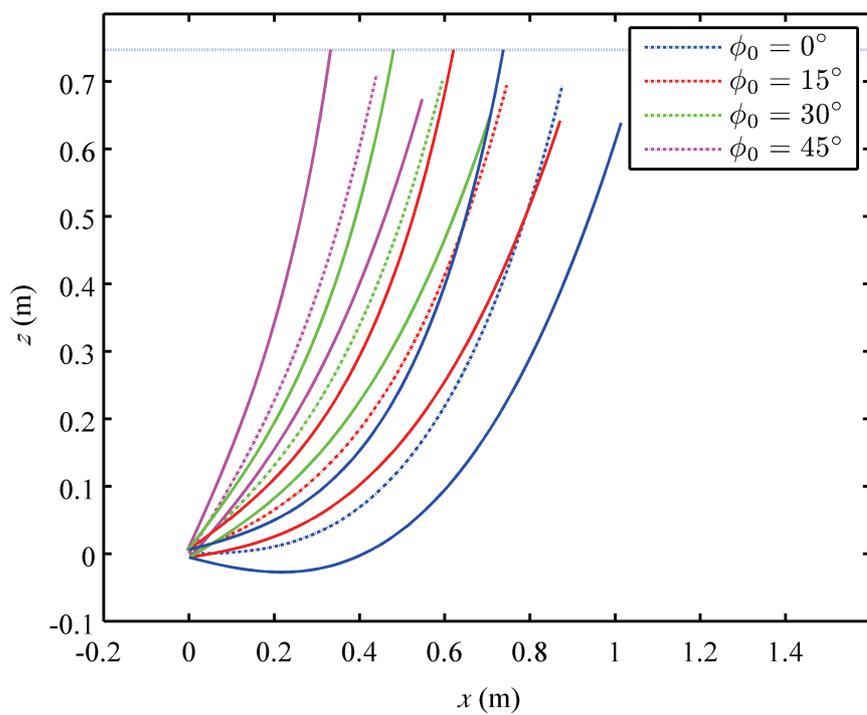
En considérant le principe de couplage unidirectionnel, la présence des particules solides n'est pas censée influencer le comportement hydrodynamique du jet. Donc, nous aurons uniquement la sensibilité du taux de déposition par rapport à la vitesse de déposition (Tableau 3- 4 et Figure 3- 23). Nous remarquons d'après le Tableau 3- 4 que la vitesse de déposition

est le facteur le plus important en déterminant la quantité totale des particules solides déposées dans le champ proche. La Figure 3- 23 montre que (w_s) influence le début de la déposition, la localisation des dépôts et la valeur du pic de la courbe.

Tableau 3- 4 Analyse de sensibilité dans le cas 1 ($\phi_0 = 0$; $V_0 = 1.04$ m/s ; $w_s = 0.0299$ m/s, $\rho_0 = 1000$ kg/m³, $\rho_a = 1020$ kg/m³)

	Fr	Temps T (s)	Trajectoire S_t (m)	Demi- largeur finale b_{\max} (cm)	Etapes n	Déposition (%)
Valeurs exactes	22.11	13.8	1.21	15	24935	94.3
<i>Effet de l'inclination initiale</i>						
$\phi_0 = 15^\circ$		11.1	1.07	13.6	20011	91.5
$\phi_0 = 30^\circ$		8.9	0.94	12.4	16103	88.8
$\phi_0 = 45^\circ$		7.4	0.84	11.4	13339	87.0
<i>Effet de la vitesse initiale</i>						
$V_0 + 50\%$	33.17	14.4	1.41	18.4	39010	87.9
$V_0 - 50\%$	11.06	13.2	0.98	11.1	11939	99.1
<i>Effet des forces de flottabilité</i>						
$\rho_a = 1000$ kg/m ³ ($g'_0 = 0$)	-	11.8	0.90	15.1	21311	95.2
$\rho_a = 1040$ kg/m ³ ($g'_0 = 0.0385$)	15.79	9.6	1.08	12.7	17396	78.0
<i>Effet de la vitesse de sédimentation</i>						
$w_s + 50\%$						99.4
$w_s - 50\%$						60.7

(a)



(b)

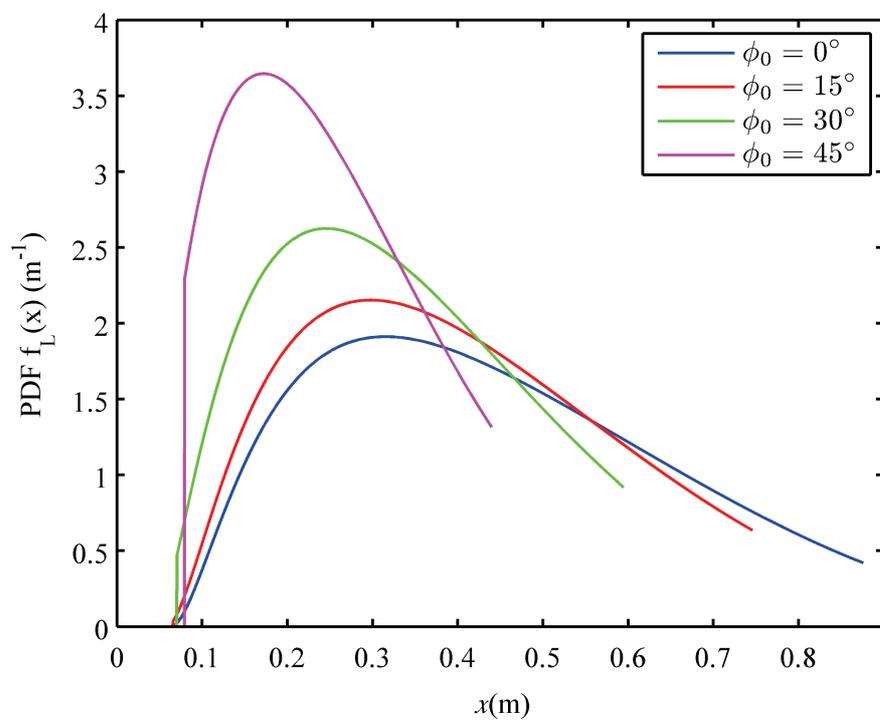
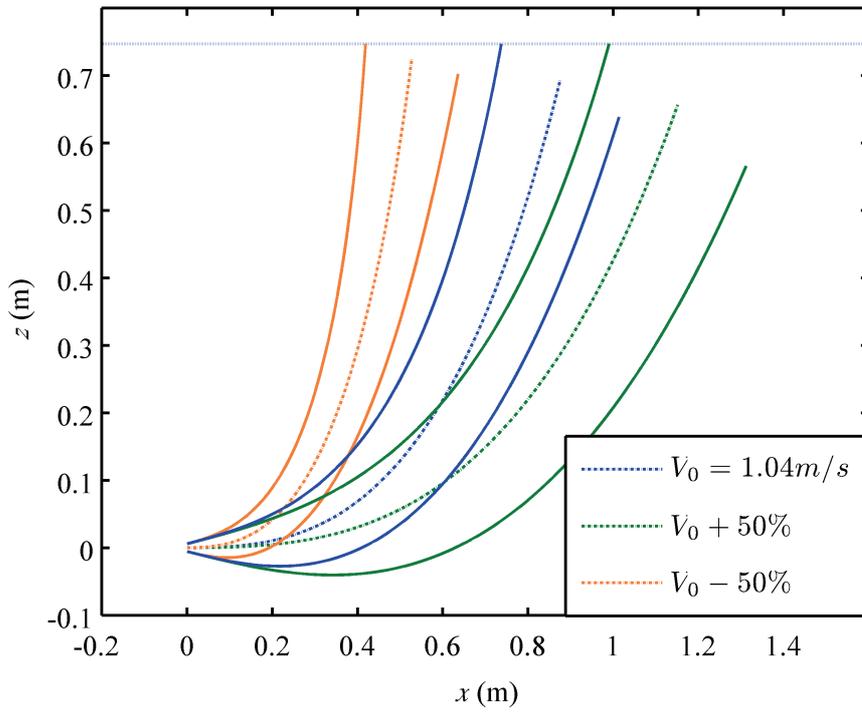
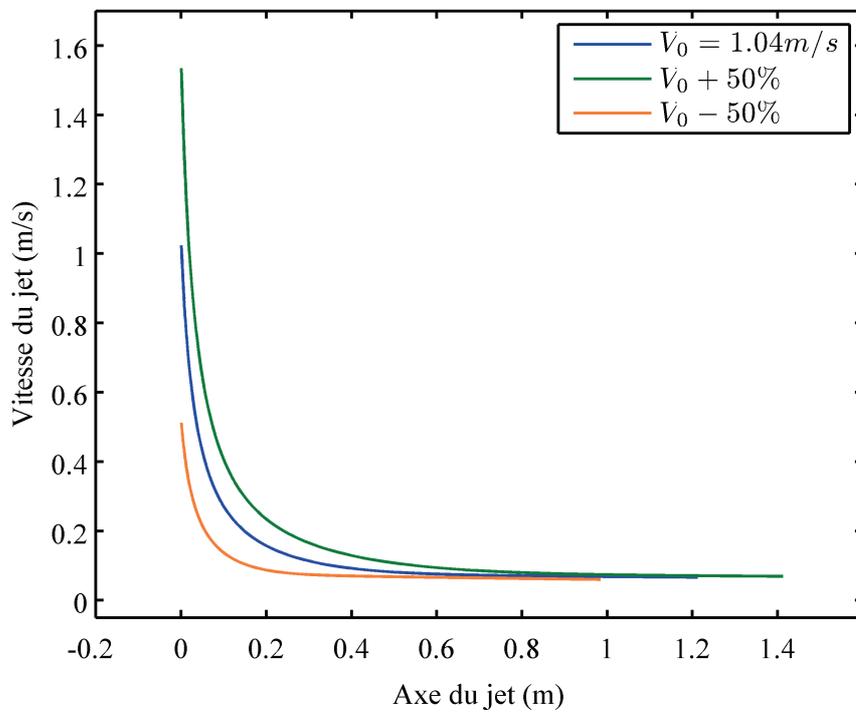


Figure 3- 20 Effet de l'inclinaison initiale (ϕ_0) pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.

(a)



(b)



(c)

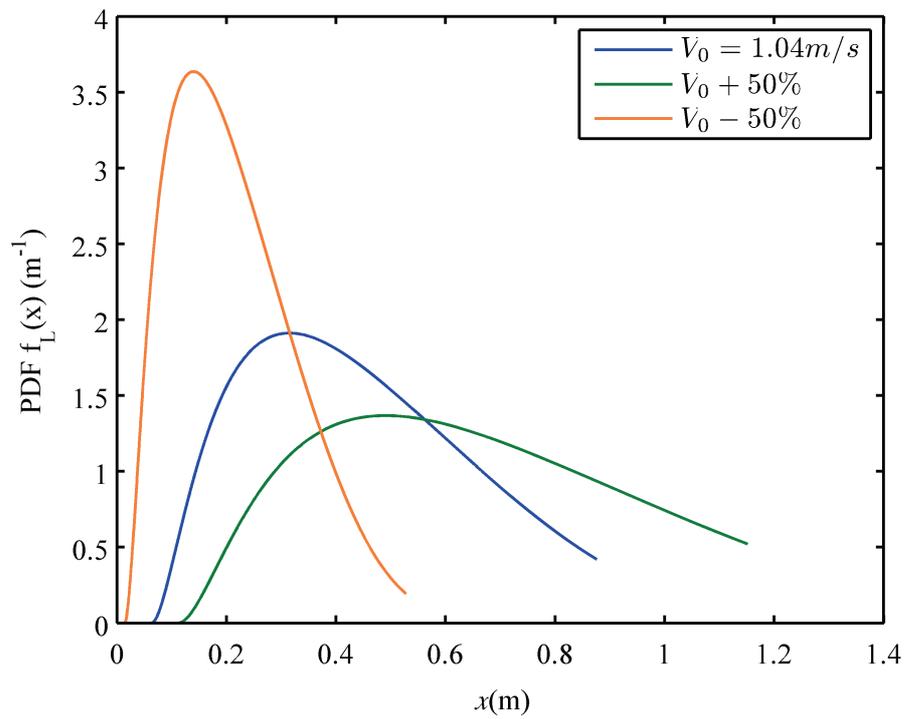
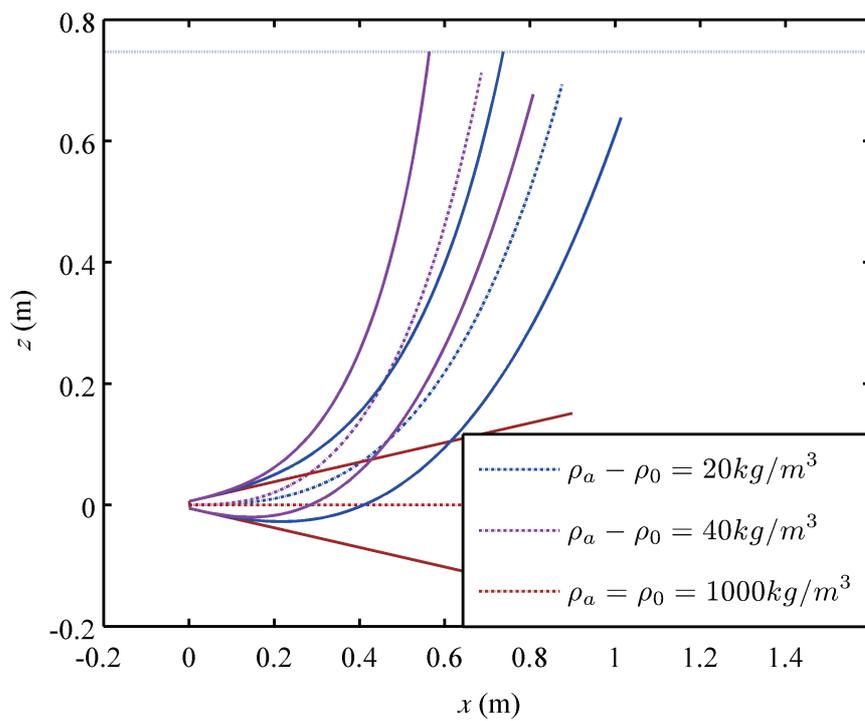
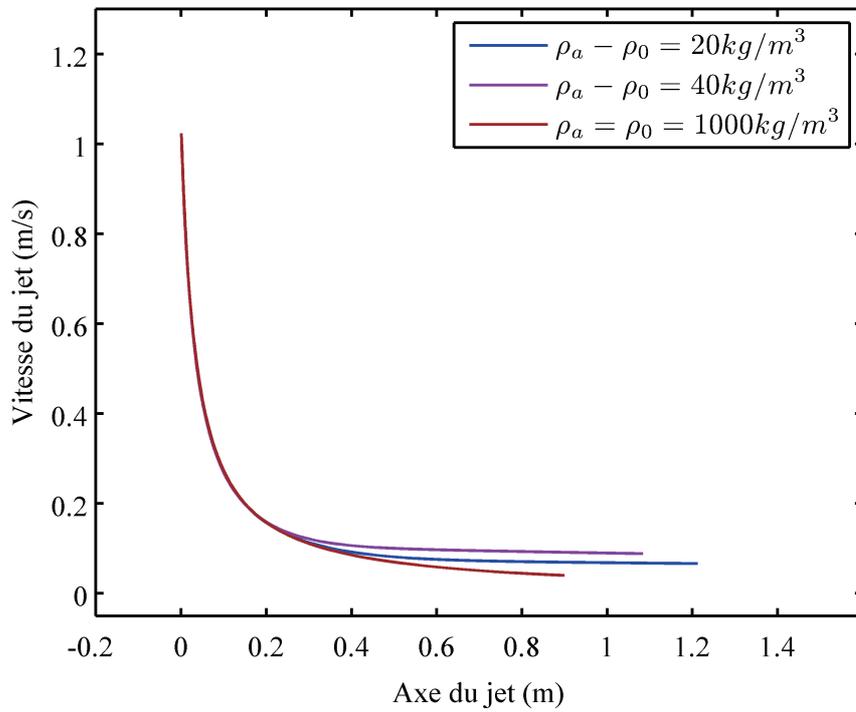


Figure 3- 21 Effet de la vitesse initiale (V_0) pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de d eposition longitudinale.

(a)



(b)



(c)

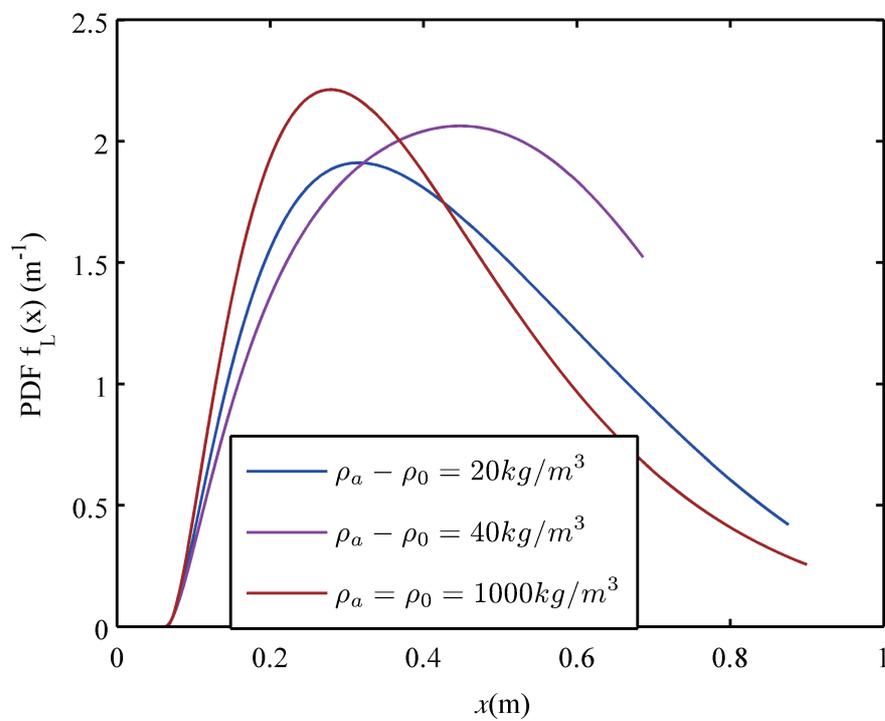


Figure 3- 22 Effet des forces de flottabilité pour le cas 1 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de déposition longitudinale.

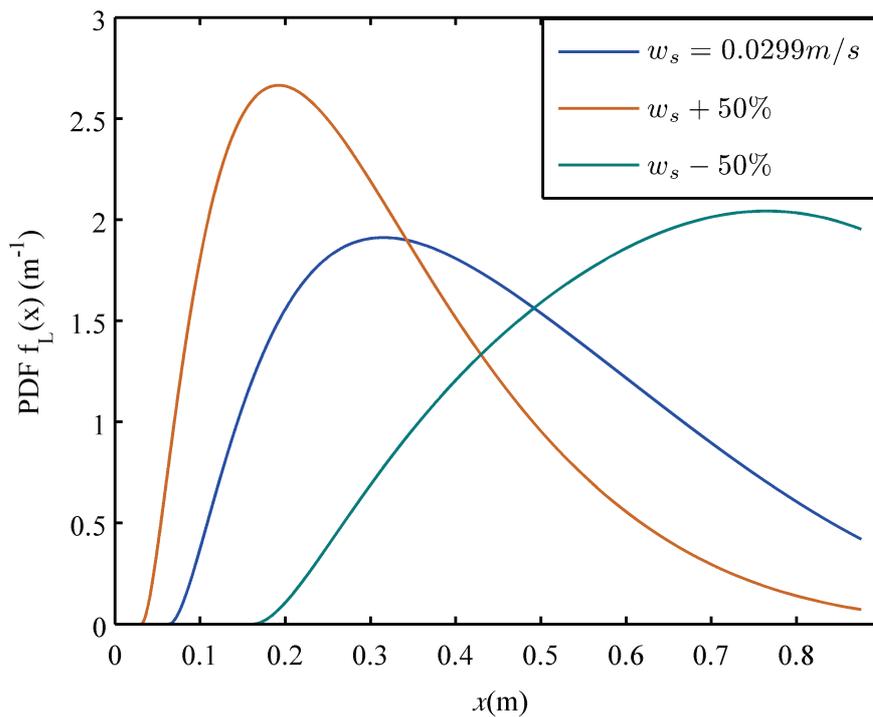


Figure 3- 23 Effet de la vitesse de déposition sur le taux de déposition longitudinale pour le cas 1.

3.4.5. Variation de la vitesse du co-courant (u_a)

Pour mieux comprendre l'influence du co-courant sur la structure du jet et son taux de déposition, nous allons étudier le cas 7 du Tableau 3- 1 (cas d'un jet horizontal flottant en présence de co-courant $u_a = 0.038$ m/s).

Nous faisons une comparaison entre les scénarios suivants du milieu ambiant :

- 1- milieu ambiant stationnaire ;
- 2- en présence de co-courant $u_a = 0.038$ m/s (valeur exacte considérée dans le cas 7) ;
- 3- en présence de co-courant 50 % plus grand ($u_a = 1.5 * 0.038 = 0.057$ m/s) ;
- 4- en présence de co-courant non-uniforme de moyenne ($\bar{u}_a = 0.038$ m/s) représenté par la Figure 3- 24. Ce profil décroît linéairement de la surface libre ($u_a = 0.076$ m/s pour ($z = 0.733$ m)) à une valeur nulle au niveau de la source du rejet ($u_a = 0$ m/s pour ($z = 0$ m)). Ce profil est une simplification 2D de la *Spirale d'Ekman* (la *Spirale d'Ekman* est un courant de dérive induit par la tension d'un vent permanent, soufflant à la surface d'un océan homogène de profondeur infinie).

D'après la Figure 3- 25 (a), nous remarquons que la présence d'un co-courant affecte significativement la forme du jet. Plus le co-courant est important, plus le jet est étalé horizontalement. Si le co-courant est très faible dans le stade primaire du jet (la zone dominée par la quantité de mouvement), comme le profil non-uniforme en exemple, il n'y aura pas de changement important dans la structure du jet et nous trouvons une forme du jet, proche de celle générée dans un milieu stationnaire (Tableau 3- 5).

La sensibilité de la vitesse axiale du jet à la présence de co-courant est illustrée par la Figure 3- 25 (b). Nous voyons que le co-courant influence la vitesse axiale du jet à tous les niveaux. D'après la Figure 3- 25 (c), nous remarquons que la présence de co-courant ne change pas le début de la déposition ni la localisation du pic de la courbe. Plus le co-courant est important, plus la répartition du taux de déposition est évidemment homogène.

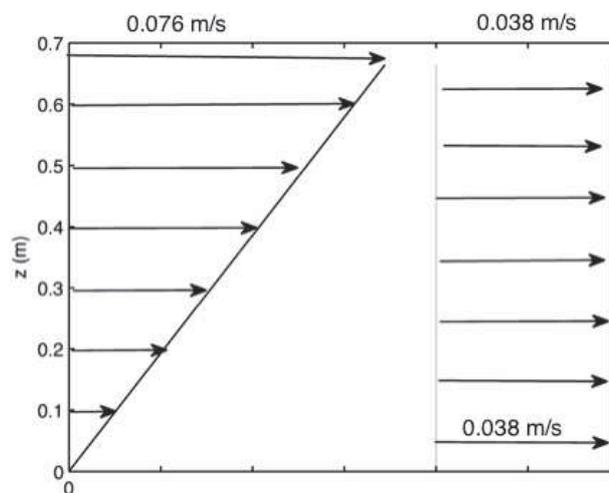
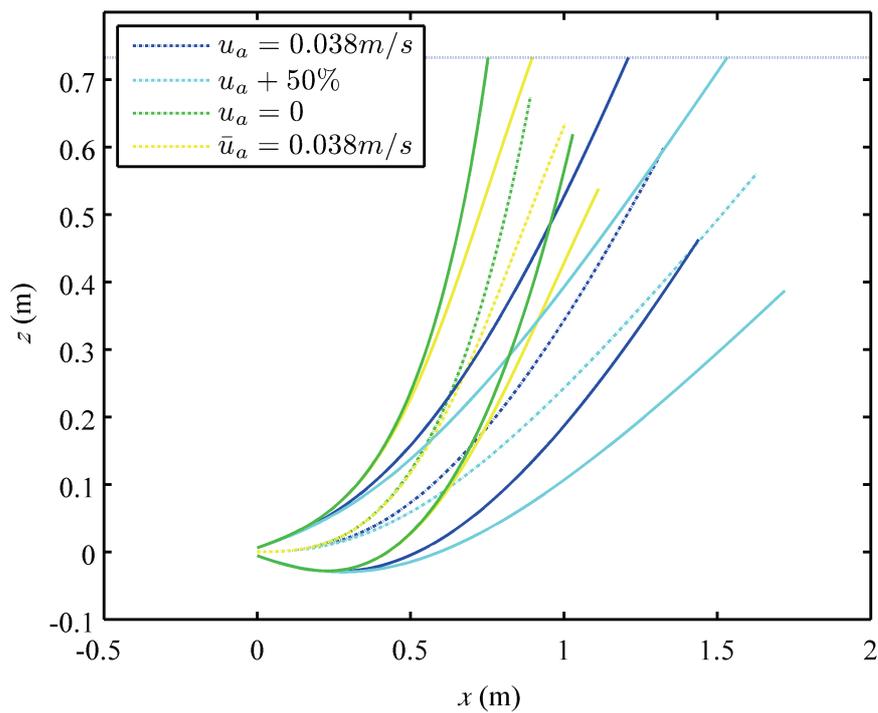


Figure 3- 24 Deux profils de courants marins (non-uniforme et uniforme) utilisés pour étudier l'effet de la variation du courant marin avec la profondeur pour le cas 7.

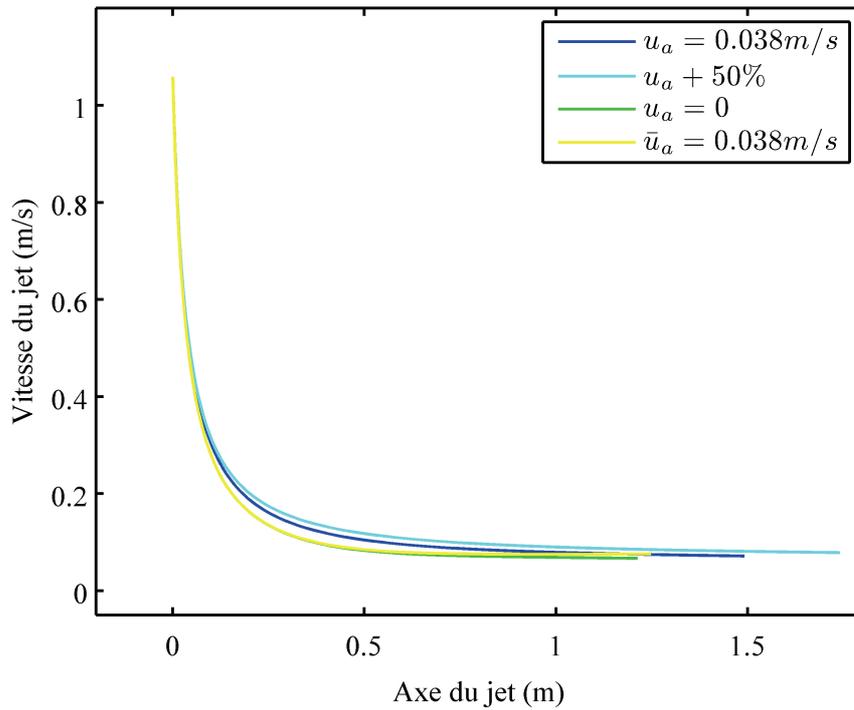
Tableau 3- 5 Analyse de sensibilité pour le cas 7 ($\theta = 0$; $V_0 = 1.076$ m /s; $w_s = 0.0299$ m/s; $\rho_0 = 1000$ kg/m³; $\rho_a = 1020$ kg/m³; $u_a = 0.038$ m/s)

	Temps T (s)	Trajectoire S_t (m)	Demi- largeur finale b_{\max} (cm)	Etapes n	Déposition (%)
Valeurs exactes	15.3	1.49	18	28556	80.0
<i>Effet de la vitesse du courant marin</i>					
$u_a + 50\%$	16.7	1.7	19.7	31201	78.1
$u_a = 0$	13.6	1.2	15.0	25449	93.7
Non-uniforme $\bar{u}_a = u_a$	13.3	1.3	14.4	24970	82.2

(a)



(b)



(c)

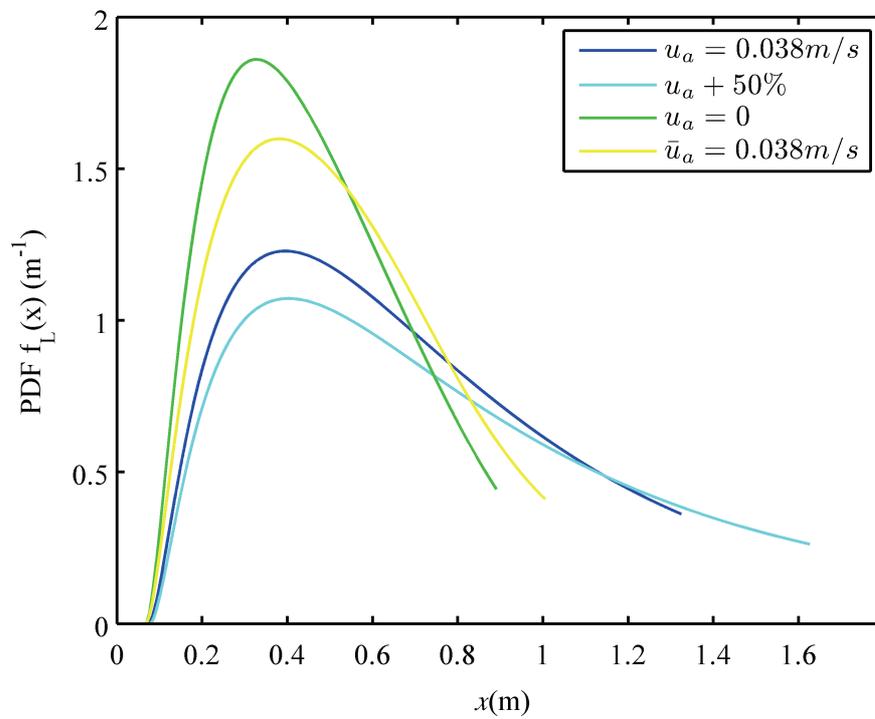


Figure 3- 25 Effet du courant marin pour le cas 7 : (a) sur la forme du jet ; (b) sur la vitesse axiale du jet ; (c) sur le taux de déposition longitudinale.

3.4.6. Effet de la stratification

La stratification thermique est un phénomène naturel fréquemment rencontré dans les plans d'eau en saison chaude. Dans le milieu stratifié, les jets flottants peuvent arriver à la surface libre ou peuvent être capturés à un niveau en dessous (niveau neutre) selon le degré de stratification, le profil de stratification, la profondeur de l'eau et sa densité moyenne par rapport à la densité du rejet. La modélisation de la déposition dans le milieu stratifié nécessite la considération d'un profil de stratification au lieu d'une valeur constante de la densité du milieu ambiant non stratifié.

Dans le but d'évaluer l'influence de la stratification sur le comportement des jets turbulents et des particules solides transportées par les rejets, nous avons intégré cinq formes différentes de profils de stratification dans le modèle établi dans ce travail. Ces profils sont présentés dans le Tableau 3- 7 :

- Le premier profil est un profil homogène pour le milieu non stratifié.
- Le deuxième profil est un profil linéaire concernant le milieu linéairement stratifié.
- le troisième profil est un profil en forme de marche d'escalier quand la stratification thermique fractionne, la profondeur de l'eau en couche froide surmontée par une couche plus chaude.
- Le quatrième est une forme de profil mis au point à Boston [Roberts et al. 2011].
- Le cinquième est une des formes des profils mises au point à Toulon [Thouvenin 1990].

Afin de pouvoir comparer les cinq profils, nous considérons la même masse volumique moyenne (1025 kg/m^3) pour tous les profils (Tableau 3- 7).

L'étude de l'effet de la stratification est censée répondre aux questions suivantes :

- Comment la stratification peut-elle influencer le taux de déposition ?
- À quel point, le degré de stratification et la forme du profil de stratification affectent le taux de déposition ?

- Est-ce que l'approximation linéaire des profils réels donne des résultats satisfaisants concernant le taux de déposition ?

Pour répondre à ces questions, nous prenons des données proches des données de terrain. Nous considérons un jet évoluant dans les conditions rapportées par le tableau ci-dessous :

Tableau 3- 6 La configuration d'un port dans un émissaire marin des rejets urbains utilisée dans l'étude de stratification

D (cm)	V_0 (m/s)	Q_0 (l/s)	ρ_0 (kg/m ³)	ϕ_0°	$\overline{\rho}_a$ (kg/m ³)	z_{mer} (m)
10	1.5	11.8	1000	15	1025	30

Nous avons réalisé dans ce contexte, sept simulations pour des particules solides dont la vitesse de sédimentation, est $w_s = 0.05$ m/s. La vitesse de sédimentation correspond à celle du sable fin et elle est choisie aussi importante afin de garantir que toutes les particules se déposent dans le champ proche. Ainsi nous pouvons bien étudier le phénomène de déposition dans le champ proche. Les paramètres de ces simulations et leurs résultats sont présentés dans le Tableau 3- 8.

La Figure 3- 26 représente les effets du degré de stratification linéaire sur le comportement du jet et la quantité et le modèle de la déposition du jet. D'après la Figure 3- 26 (a), le degré de stratification linéaire affecte directement l'extension verticale du jet. Or, les limites où finissait le champ proche se définissent lorsque le jet arrive au niveau neutre dont la masse volumique des eaux ambiantes est équivalente à la masse volumique du jet à ce niveau.

À partir de la même masse volumique des eaux ambiantes au point du rejet ($\rho_{a(z=0)} = 1025.6$ kg/m³), nous remarquons que le profil de stratification le plus incliné, entraîne le niveau neutre le plus bas. L'extension horizontale du jet (sa largeur) à ce niveau est légèrement supérieure à celles entraînées des profils de stratification moins inclinés. Ceci est dû au fait que l'extension horizontale du jet est inversement proportionnelle à la masse volumique du jet.

En ce qui concerne la quantité et le modèle de la déposition, nous remarquons que la stratification n'affecte pas considérablement la forme de la courbe du taux de déposition

(Figure 3- 26 (b)), mais elle affecte son extension liée évidemment à l'extension du champ proche. Nous notons dans le Tableau 3- 8 et la Figure 3- 26 que plus le profil de stratification s'incline, plus la trajectoire du jet raccourcit et moins de particules solides se déposent.

Concernant les autres profils de stratification, nous observons d'après le Tableau 3- 8 et la Figure 3- 27 que la montée du jet s'arrête au changement brusque de l'inclinaison du profil de stratification, comme c'est le cas pour le profil de marche d'escalier, le profil de Boston ou celui de Toulon. La Figure 3- 27 (b) montre également que ce raccourcissement est le facteur le plus important dans la détermination du taux de déposition dans le champ proche.

Tableau 3- 7 Cinq profils généraux de stratification du milieu marin intégrés dans le code de calcul.

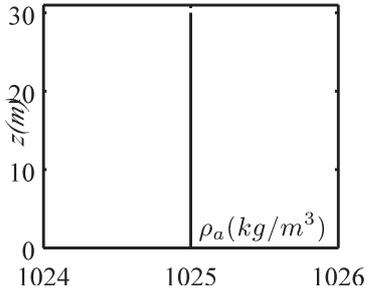
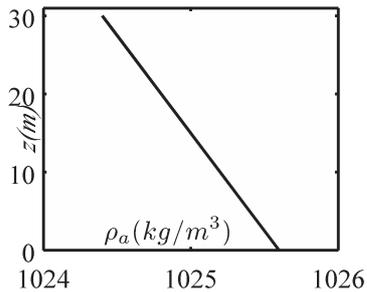
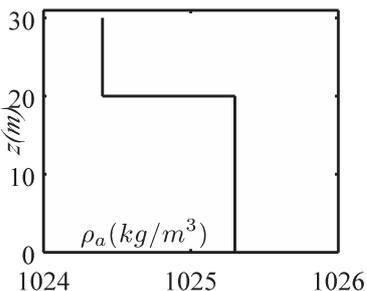
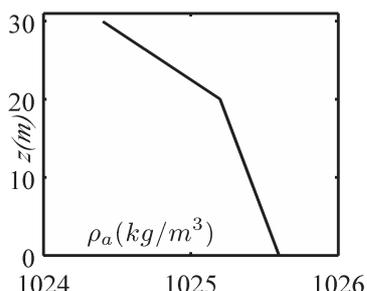
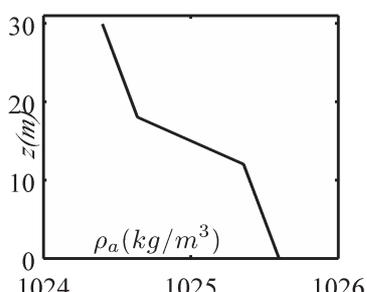
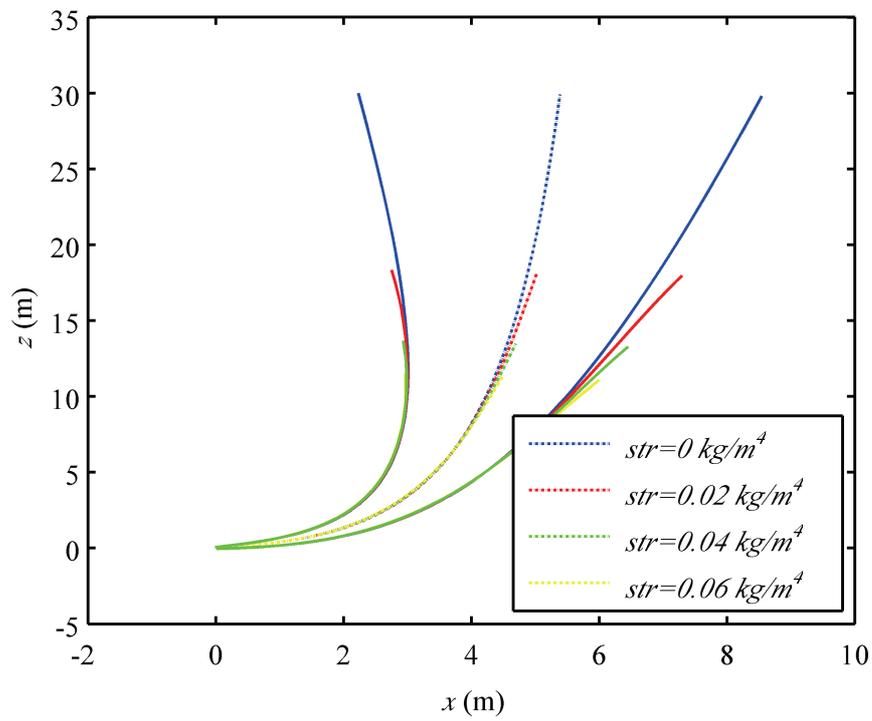
	<p>Milieu Non stratifié (Profil homogène) La masse volumique est constante sur toute la profondeur $\rho_a(z) = c$</p> <p>Application $\rho_a(z) = 1025 \text{ kg/m}^3$</p>
	<p>Milieu linéairement stratifié (Profil linéaire) $\rho_a(z) = \rho_a(0) - a \cdot z$</p> <p>Application $\rho_a(z) = 1025.6 - 0.04 \cdot z$</p>
	<p>Milieu stratifié en forme de marche d'escalier (Profil de marche) $z \leq z_m \rightarrow \rho_a(z) = c_1$ $z > z_m \rightarrow \rho_a(z) = c_2$</p> <p>Application $z \leq 20 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1025.3 \text{ kg/m}^3$ $z > 20 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1024.4 \text{ kg/m}^3$</p>
	<p>Profil mis au point à Boston [Roberts et al. 2011] $z \leq z_m \rightarrow \rho_a(z) = \rho_a(0) - a_1 \cdot z$ $z > z_m \rightarrow \rho_a(z) = \rho_a(z_m) - a_2 \cdot z$</p> <p>Application $z \leq 20 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1025.6 - 0.02 \cdot z$ $z > 20 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1025.2 - 0.08 \cdot z$</p>
	<p>Profil mis au point à Toulon [Thouvenin 1990] $z > z_{m1} \rightarrow \rho_a(z) = \rho_a(0) - a_1 \cdot z$ $z_{m1} \geq z \geq z_{m2} \rightarrow \rho_a(z) = \rho_a(z_{m1}) - a_2 \cdot (z - z_{m1})$ $z > z_{m2} \rightarrow \rho_a(z) = \rho_a(z_{m2}) - a_3 \cdot (z - z_{m2})$</p> <p>Application $z < 12 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1025.6 - 0.02 \cdot z$ $12 \geq z \geq 18 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1025.36 - 0.12 \cdot (z - 12)$ $z > 18 \text{ m} \rightarrow \rho_a(z) = 1024.64 - 0.02 \cdot (z - 18)$</p>

Tableau 3- 8 Effets de la stratification du milieu ambiant.

Type de profil	Degré de stratification (kg/m ⁴)	Temps T (s)	Trajectoire S _t (m)	b _{max} (m)	x _{max} (m)	z _{max} (m)	Etapes <i>n</i>	Vitesse finale V _{min} (cm/s)	Déposition %
homogène	0	187.8	31.43	3.16	5.39	29.90	56340	12.9	99.5
Linéaire	0.02	111.9	19.67	2.28	5.03	18.14	33582	11.1	98.2
	0.04	78.7	14.98	1.77	4.70	13.46	23614	12.1	96.2
	0.06	64.0	12.77	1.53	4.48	11.27	19201	12.8	94.4
Marche	-	114.0	21.51	2.20	4.96	20.0	34381	14.6	98.4
Boston	-	112.0	19.73	2.29	5.01	18.21	33593	11.1	98.2
Toulon	-	73.7	14.81	1.66	4.58	13.30	22117	14.0	95.8

(a)



(b)

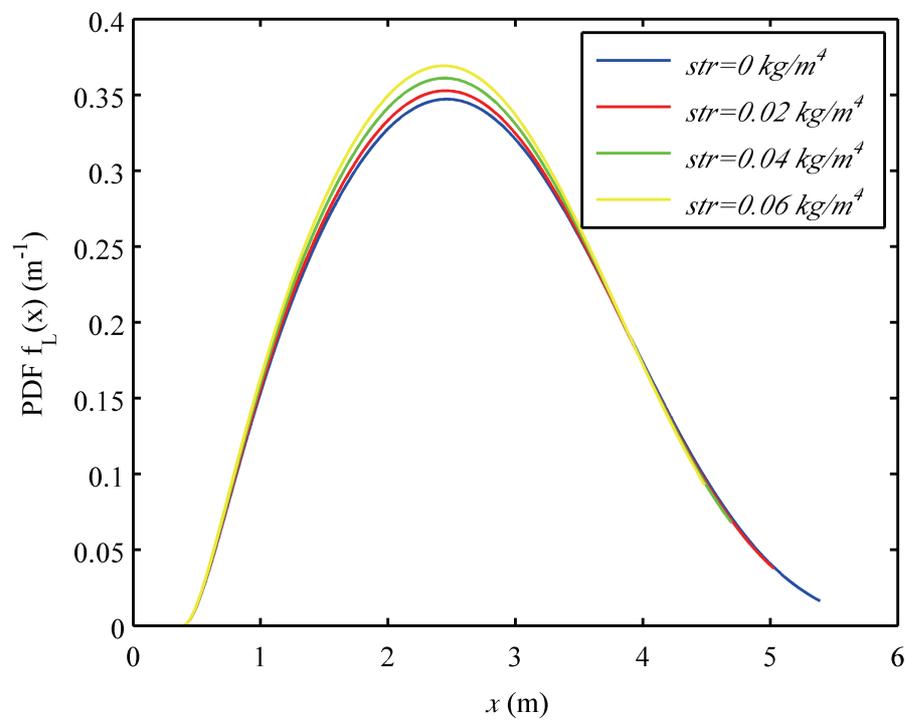
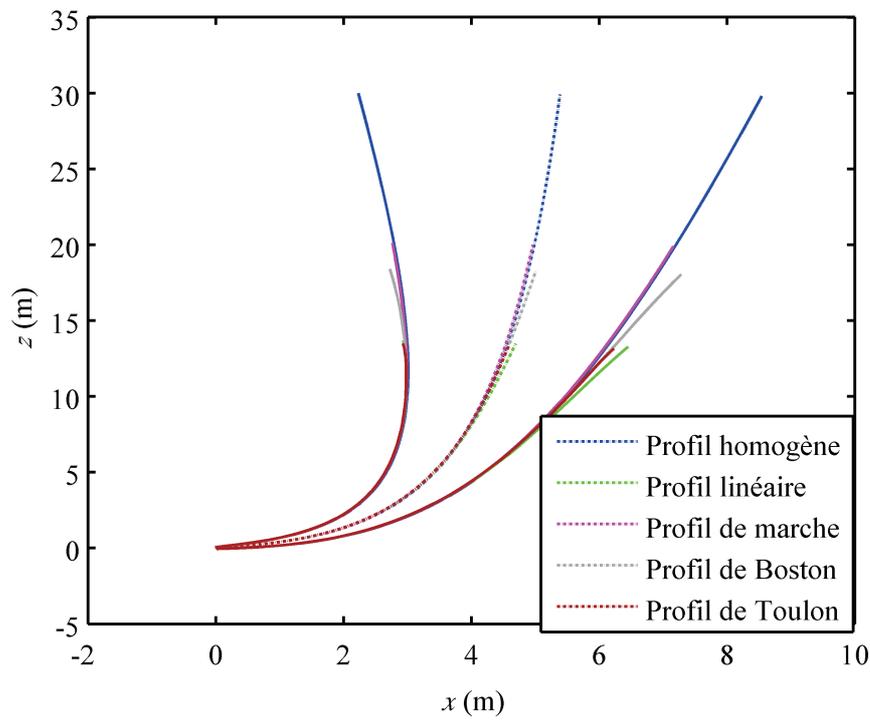


Figure 3- 26 Effets de la stratification linéaire pour un cas réel (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.

(a)



(b)

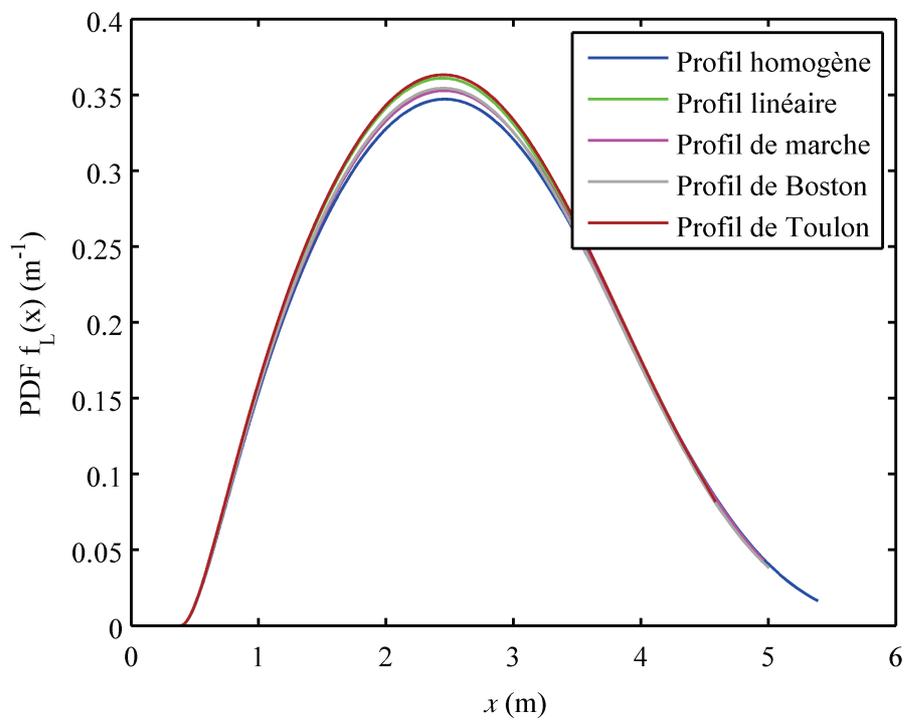


Figure 3- 27 Effets du profil de stratification, pour un cas réel, (a) sur la forme du jet ; (b) sur le taux de déposition longitudinale.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale

Les matières en suspension transportées dans les effluents urbains augmentent la turbidité des milieux marins et réduisent, par conséquent, la transmission des rayons solaires et l'effet bactéricide du soleil; ce qui favorise la propagation de la pollution bactérienne. En se déposant dans les fonds marins, ces matières altèrent l'écosystème et sont susceptibles de resuspension à cause des courants marins. Pour ces raisons, la connaissance du comportement hydrodynamique des matières en suspension rejetées dans les milieux marins s'avère indispensable à l'étude du devenir des effluents urbains.

Dans ce contexte, nous avons pu, dans cette thèse, modéliser la déposition des particules solides transportées par des jets turbulents chargés à faible concentration. Dans le cas du travail rapporté ici, il s'agit des jets issus des rejets urbains dans les milieux naturels. Ces jets turbulents constituent le champ proche du rejet. Le champ proche est caractérisé par une échelle spatiale d'une dizaine de mètres et une échelle temporelle de quelques minutes qui dépendent de la quantité du rejet et de la configuration du dispositif du rejet, c'est-à-dire l'émissaire marin et sa partie diffuseur.

Nous avons commencé, tout d'abord, par une étude bibliographique dans laquelle nous avons situé le contexte environnemental de la pollution des eaux naturelles causée par les rejets urbains et leur charge en particules solides qui dépend du niveau de traitement avant rejet.

Nous avons, ensuite, décrit le comportement hydrodynamique des jets turbulents issus des rejets urbains, nous avons exposé l'état de l'art de la modélisation du champ proche et nous avons construit un modèle bidimensionnel lagrangien intégral pour la simulation des jets dans le champ proche des rejets issus d'émissaires marins.

Finalement, nous avons couplé le modèle hydrodynamique du champ proche à un modèle de déposition qui a permis de modéliser la sédimentation des particules solides transportées par des jets turbulents chargés de particules à faible concentration.

Ce couplage entre le comportement hydrodynamique des jets turbulents et le mouvement des particules solides a été réalisé avec succès. Une méthode lagrangienne est développée en se basant sur le phénomène de concentration préférentielle sans se référer à une géométrie spécifique de la zone de déposition au sein de la section transversale du jet. Jusqu'à présent, la zone de déposition était modélisée en considérant qu'elle prend une certaine forme géométrique qui peut être soit un anneau, un cercle ou un secteur angulaire. La particularité du modèle mis au point, dans cette thèse, est de prendre en compte l'aire de la zone de déposition sans imposer une forme géométrique de cette zone. Cette particularité permet au modèle de traiter différents types de jets appartenant à différentes catégories, tels que les jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire et en présence de co-courants, les jets inclinés dans un milieu stationnaire et les jets horizontaux non flottants dans un milieu stationnaire. La liste des cas, susceptibles d'être traités, peut être plus longue en cas de disponibilités de données expérimentales, sur le taux de déposition longitudinale, concernant les autres catégories des jets. Nous pouvons dire, alors, que le modèle proposé permet de traiter des cas très variés de jets turbulents déposant des particules solides.

Pour valider le modèle établi, nous avons sélectionné les résultats de onze expériences, tirées de la littérature, et représentant quatre catégories de jets. La première catégorie concerne les jets horizontaux flottants dans un milieu stationnaire et inclut quatre cas. La deuxième catégorie représente des jets inclinés flottants dans un milieu stationnaire et inclut deux cas. La troisième catégorie est celle des jets horizontaux flottants en présence de co-courant et inclut deux cas. Enfin, la quatrième et dernière catégorie est celle des jets horizontaux non flottants dans un milieu stationnaire et inclut trois cas.

Globalement, les résultats obtenus par le modèle sont en bon accord avec les données expérimentales. Nous avons constaté que dans le cas où les eaux ambiantes sont peu profondes, la formation des courants de pesanteur superficiels peut influencer le comportement hydrodynamique du jet et par conséquent la déposition des particules solides. Afin d'anticiper ce rôle, une échelle temporelle est introduite dans ce travail. Elle est appelée échelle temporelle de déposition du champ proche (tp est le rapport de la trajectoire du jet comprise entre le port d'injection et la surface libre (S) et la vitesse de déposition (w_s)). Quand $tp > 16$ secondes, il n'y a pas d'interaction entre le mécanisme de déposition du champ proche et le mécanisme de déposition du courant de pesanteur superficiel. Nous pouvons dire que le modèle peut bien anticiper la courbe du taux de déposition longitudinale puisque la déposition des jets turbulents est le mécanisme dominant dans le champ proche.

Quand $tp < 16$ secondes, nous aurons une interaction des mécanismes de déposition. Dans ce cas, le mécanisme modélisé n'est plus le mécanisme dominant et donc le modèle ne donne pas de résultats aussi proches de la réalité.

En cas d'absence de données expérimentales, l'échelle temporelle tp peut indiquer si le modèle Lagrangian intégral donne une courbe du taux de déposition proche de la réalité ou non. En cas d'influence significative du contact entre le jet et la surface libre sur le comportement du jet ($tp < 16$ secondes), nous pouvons, estimer approximativement l'allure de la courbe de déposition réelle à partir du modèle établi. Dans ce cas, le pic réel est généralement localisé plus à l'aval par rapport au pic du modèle. Les valeurs du taux de déposition réel sont plus élevées à la descente de la courbe.

Concernant l'analyse de sensibilité, nous avons mis en évidence les variables clés du processus de déposition et étudié le rôle de chacune. Il s'agit, essentiellement, de l'inclinaison initiale du jet, de sa vitesse initiale, des forces de flottabilité, de la vitesse de déposition et de la vitesse du co-courant.

Les quatre premières variables sont traitées dans le cas d'un jet horizontal flottant dans un milieu stationnaire. Quatre valeurs d'inclinaison initiale sont étudiées (0° , 15° , 30° et 45°). Nous avons constaté que des inclinaisons faibles donnent des courbes de taux de déposition plus étalées et donc moins de dépôts localisés. Pratiquement, pour éviter des dépôts localisés et un contact du jet avec le fond marin, nous choisissons des configurations de jets légèrement inclinés vers le haut.

Nous avons étudié la sensibilité du comportement hydrodynamique du jet et la courbe du taux de déposition pour des vitesses initiales du jet V_0 variant de $\pm 50\%$. Le comportement hydrodynamique du jet est évidemment bien sensible au changement de V_0 . L'augmentation de V_0 entraîne une trajectoire plus longue ainsi qu'un étalement latéral plus large et vice versa. Cette sensibilité du comportement hydrodynamique influence, explicitement, la déposition des particules solides du jet. Une vitesse initiale plus rapide entraîne un début de déposition situé plus à l'aval et une courbe du taux de déposition plus étalée avec un pic moins important.

Les effets des forces de flottabilité sont étudiés en gardant la masse volumique du rejet inaltérée ($\rho_0 = 1000 \text{ kg/m}^3$) et en changeant la masse volumique du milieu ambiant. Nous considérons d'abord un milieu à forces de flottabilité modérées ($\rho_a = 1020 \text{ kg/m}^3$), nous évoluons vers un milieu à forces de flottabilité importantes ($\rho_a = 1040 \text{ kg/m}^3$) et nous terminons par un milieu à forces de flottabilité nulles ($\rho_a = 1000 \text{ kg/m}^3$), cas des jets non flottants. L'étude de sensibilité du comportement hydrodynamique des jets étudiés vis-à-vis des forces de flottabilité a montré que la forme du jet est nettement sensible au changement de ces forces. Pour le taux de déposition longitudinale, nous remarquons que plus les forces de flottabilité sont importantes, plus l'intervalle de la courbe est étroit et plus le pic de la courbe est situé à l'aval.

Nous avons étudié également, la sensibilité du taux de déposition à la vitesse de déposition (w_s) en la variant de $\pm 50\%$. Nous remarquons que la courbe du taux de déposition est très sensible à cette variation. Une vitesse de déposition plus rapide entraîne un début de déposition situé plus à l'amont et un pic de la courbe du taux de déposition plus important et situé plus à l'amont. Ainsi, la valeur totale de la déposition est directement proportionnelle à w_s .

Les effets du courant marin sur le comportement hydrodynamique et la déposition des jets turbulents ont été étudiés sur un jet horizontal flottant en présence de co-courant. Nous avons étudié la même configuration d'un jet en présence d'un co-courant dont la vitesse est 50 % plus importante que celle du co-courant considéré dans les expériences. Ensuite, nous considérons le même jet dans un milieu stationnaire. Finalement, nous considérons le jet en présence d'un profil de vitesse linéaire du co-courant d'une valeur moyenne égale à celle du co-courant utilisé dans les expériences. Nous observons, alors, que plus la vitesse du co-courant est importante, plus la trajectoire est longue et la largeur du jet plus étalée. Pour la déposition, plus la vitesse du co-courant est importante, plus la répartition du taux de déposition est homogène

L'effet de la stratification du milieu ambiant sur le comportement hydrodynamique du jet et sur le taux de déposition a été étudié sur un cas de jet réel. Quatre profils de stratification ont été comparés avec un profil uniforme (milieu non stratifié). Deux de ces profils sont des profils standard (profil linéaire et profil en forme de marche d'escalier) et deux profils réels mis au point par des laboratoires à Toulon et à Boston. En intégrant le profil de stratification

dans le modèle établi dans cette étude, nous trouvons que les effets du degré de stratification et du profil de stratification sur la trajectoire du jet et sur le taux de déposition dans le champ proche sont principalement liés à la hauteur de la capture du jet en dessous de la surface libre.

Perspectives et recommandations

Le sujet des émissaires marins peut être traité de différentes manières (sa construction, son impact environnemental, son hydraulique..). Nous citons ici quelques perspectives de notre travail.

Des études expérimentales et numériques des effets des vagues sur le comportement hydrodynamique des jets turbulents flottants et non flottants s'avèrent très intéressantes. Ce point est abordé dans des études récentes pour des jets horizontaux non flottants uniquement [Mossa 2004, Chang et al. 2009, Hsiao et al. 2011]. Ainsi, nous pouvons traiter le cas des modèles de déposition en cas de présence de particules solides à faible concentration dans des jets turbulents sous les effets des vagues.

L'étude expérimentale de la déposition des jets tridimensionnels (en présence de courant non parallèle à l'axe du jet) chargés de particules solides à faible concentration, est indispensable pour la mise à niveau de notre modèle de déposition, en le couplant à un modèle hydrodynamique tridimensionnel. Il doit être validé par des données expérimentales. La littérature disponible actuellement traite les cas de la déposition des jets bidimensionnels uniquement comme nous l'avons vu dans les parties 2 et 3.

La déposition des jets turbulents au-delà du champ proche, c'est-à-dire quand le jet s'étale sous la surface libre (le champ transitoire), semble être une piste de recherche prometteuse,. Ce mécanisme de déposition est particulièrement intéressant quand nous avons un flux solide important qui ne s'est pas déposé dans le champ proche comme dans les cas 2 et 6. La déposition des particules solides dans ce champ est étudiée dans le cas des jets verticaux, et elle est supposée suivre une loi exponentielle [Zarrebini et Cardoso 2000, Cardoso et Zarrebini 2002].

Finalement, des expériences de terrain sur des jets turbulents de dimensions comparables aux dimensions des vrais jets des rejets urbains sont fortement encouragées pour étudier les

mécanismes dominants de la déposition à l'échelle réelle. Ces mécanismes peuvent être différents des mécanismes dominants dans l'étude de la déposition à l'échelle du laboratoire à cause des effets de la turbulence marine, de la trajectoire considérablement plus longue du jet avant d'arriver à la surface libre et la présence de turbidité...

Références

bibliographiques

Références

Abessa, D. M. S., Carr, R. S., Rachid, B. R. F., Sousa, E. C. P. M., Hortelani, M. A., Sarkis, J. E. (2005) « Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments » *Marine Pollution Bulletin* 50 (8), 875-885.

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (1992) « Guide méthodologique sur la surveillance des rejets urbains en Méditerranée » Corse.

Aliseda, A., Cartellier, A., Hainaux, F., Lasheras, J. C. (2002) « Effects of preferential concentration on the settling velocity of heavy particles in homogeneous isotropic turbulence » *Journal of fluid mechanics*, 468, 77-105.

Álvarez, C., Juanes, J. A., Revilla, J. A., Koev. K., Roldan, A., Ivanov, V. (1999) “Environmental study of the alternatives for the sewer system of a small coastal community in the bay of Biscay” *Journal of Water science and Technology* 39 (8) 161-168.

Abramovich, G. N. (1963) “The theory of turbulent jets” *The Massachusetts Institute of technology*, 671 pages.

Ashley, R.M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Hvitved-Jacobsen, T., Verbanck, M. (2004) “Solids in sewers” IWA Publishing, Scientific and Technical Report No. 14, 340 pp.

Awad, A. R. (1996) “Submarine outfalls for municipal wastewater” Kuwait foundation for the advancement of sciences, in Arabic, 290 pages.

Bing, W., Huiqiang Z., and Xilin, W. (2010) “Large-eddy Simulation of Near-field Dynamics in a Particle-laden Round Turbulent Jet » *Chinese Journal of Aeronautics* 23(2) 162-169.

Bitton, G. (1994) “Wastewater Microbiology” Wiley-Liss, 765 pages, New York.

Bleninger, T. (2006) “Coupled 3D hydrodynamic models for submarine outfalls: Environmental hydraulic design and control of multiport diffusers” Ph.D. Thesis (248 pages), Institute for Hydromechanics, University of Karlsruhe.

Bleninger, T., Carmer, C. (2000) “Sedimentation in Particle-Laden-Jets: Experimental and numerical study on sedimentation of suspended material from non-buoyant horizontal jets in unbounded ambient”, *Institutsbericht, Monographie, Institute for Hydromechanics, University of Karlsruhe, Germany.*

Blumberg, A. F., Ji, Z. G., Ziegler, C. K. (1996) “Modeling outfall plume behavior using far field circulation model” *Journal of Hydraulic Engineering*, 122 (11) 610-616.

Borja, A., Franco, J., Perez, V. (2000) “A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments” *Marine Pollution Bulletin* 40 (12) 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I., Franco, J. (2003) "The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts" *Marine Pollution Bulletin* 46 (7) 835-845.

Bourrier, R., Satin, M., Selmi, B. (2010) « Guide technique de l'assainissement » 776 pages
Le Moniteur.

Bravo, J. M., de Vicente A. (1992) "Bacterial die-off from sewage discharged through submarine outfalls" *Water Science and Technology* 25(9) 9-16.

Brooks, N. H. (1960) « Diffusion of sewage effluent in an ocean current » *Proceeding of International Conference on Waste Disposal in Marine Environment*, 1st 246 – 267, Pergamon, Oxford.

Carazzo, G. Kaminski E., Tait, S. (2006) "The route to self-similarity in turbulent jets and plumes" *Journal of Fluid Mechanics* 547,137-148.

Cardoso, S. S. S., Zarrebini M. (2002) "Sedimentation from surface currents generated by particle-laden jets" *Journal of Chemical Engineering Science*, 57, 1425- 1437.

Certu Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (2003) « Évaluation des impacts des stations d'épuration et de leur réseau de collecte » 129 pages, Ministère de l'écologie et du développement durable.

Cesar, A., Choueri, R.B., Riba, I., Morales-Caselles, C., Pereira, C.D.S., Santos, A.R., Abessa, D.M.S., DelValls T.A. (2007) "Comparative sediment quality assessment in different littoral ecosystems from Spain (Gulf of Cadiz) and Brazil (Santos and São Vicente estuarine system)" *Environment International* 33 (4) 429-435.

Chang, K.-A., Ryu, Y., Mori, N. (2009) "Parameterization of neutrally buoyant horizontal round jet in wave environment." *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 135 (3), 100-107.

Chebbo, G., Musquère, P., Milisic, V., Bachoc, A. (1990) "Characterization of solids transferred into sewer trunks during wet weather" *Water Science and Technology* 22(10/11) 231-238.

Chebbo, G., Bachoc, A. (1992) "Characterization of suspended solids in urban wet weather discharges" *Water Science and Technology* 25(6) 171–179.

Chebbo, G. (1992) « Solides des rejets urbains par temps de pluie : Caractérisation et traitabilité » Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 410 pp.+annexes.

Chebbo, G., Bachoc, A., Laplace, D., Le Guennec, B. (1995) "The transfer of solids in combined sewer networks" *Water Science and Technology* 31 (7) 95–105.

Chebbo G., Gromaire M.-C., Lucas E. (2003) « Protocole VICAS : mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains » *Techniques - Sciences - Méthodes*, 12, 39-49.

Chebbo, G., Gromaire, M. (2009). "VICAS—An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solid Settling Velocities within Urban Drainage Samples." *Journal of Environ. Eng.*, 135(9), 768–775.

Cheng, N. S. (1997) « Simplified settling velocity formula for sediment particle » *Journal of Hydraulic Engineering*, 123(2), 149–152.

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S. (2007) "Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie" *Les Techniques de l'Ingénieur*, Dossier W 6 800, 17 pages + annexes.

Commission of the European communities (2004) "Implementation of Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment, as amended by Commission Directive 98/15/EC of 27 February 1998" Report from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. Brussels; 23 April. 109 pages.

Cornelissen, G. Pettersen, A. Nesse, E., Eek, E., Helland, A., Breedveld, G.D. (2008) "The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities" *Marine Pollution Bulletin* 56 (3) 565-573.

Cuthbertson, A. J. S., Davies, P. A. (2008). "Deposition from particle-laden, round, turbulent, horizontal, buoyant jets in stationary and coflowing receiving fluids" *J. Hydraul. Eng.*, 134(4) 390-402.

Cuthbertson, A. J. S., Apsley, D. D., Davies, P. A., Lipari, G., Stansby, P. K. (2008). "Deposition from particle-laden, plane, turbulent, buoyant jets" *J. Hydraul Eng.*, 134(8) 1110-1122.

Davis, M. L. (2010) « Water and wastewater engineering » McGraw Hill Higher Education, 928 pages

Degrémont, Suez (2005) "Memento technique de l'eau" Tome 1 et 2- 1717 pages, Lavoisier.

Doneker R. L. and G. H. Jirka (2007) "CORMIX user manual - A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters" U.S. environmental Protection Agency, U.S. environmental Protection Agency, 236 pages.

Dufresne 2008 « La modélisation 3D du transport solide dans les bassins en assainissement : du pilote expérimental à l'ouvrage réel » Thèse de doctorat (246 pages), Université Louis Pasteur, Strasbourg.

Eaton, J.K., Fessler, J.R. (1994). "Preferential concentration of particles by turbulence" *Int. J. Multiphase Flow* 20, 169–209.

Economopoulos, M. A. and Economopoulos, A. P (2001) "Graphical sizing and analysis of ocean outfalls with buoyant plumes" *Journal of Environmental engineering*, 127(1), 3- 14.

Farley, K.J. (1990) "Predicting organic accumulation in sediments near marine outfalls" *Journal of Environmental Engineering* 116 (1) 144-165.

Fischer, H. B., List, E., J., Koh, R. C.Y., Imberger, J. and Brooks, N. H. (1979) "Mixing in Inland and Coastal Waters" Academic Press, New York.

Frick, W.E (1984) "Non-empirical closure of the plume equations" *Atmos. Environ.* 18(4) 653-662.

Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J., George K.P. (2003) "Dilution Models for Effluent Discharges 4th Edition(Visual Plumes)" U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 148 pages.

Frick, W. (2004) "Visual Plumes mixing zone modeling software" *Journal of Environmental Modeling & Software*, 19 (7-8), 645-654.

Gasperi, J., Gromaire, M.C. Kafi, Moilleron, M. R, Chebbo G. (2010) "Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems" *water research* 44(20) 5875-5886.

Gasperi, J., Kafi, M., Lorgeoux, C., Moilleron, R., Gromaire, M.C., Chebbo, G. (2008) "Wastewater quality and pollutant loads in combined sewers during dry weather periods" *Urban Water Journal* 5 (4) 305–314.

George, W.K. (1989) "The self-preservation of turbulent flows and its relation to initial conditions and coherent structures" In *Recent Advances in Turbulence* (ed. R. E. A. Arndt & W. K. George). Hemisphere.

Göz, M. F., Lain, S., Sommerfeld, M. (2004) "Study of the numerical instabilities in Lagrangian tracking of bubbles and particles in two-phase flow" *Computers and Chemical Engineering* (28) 2727–2733.

Hampton, M.A., Karl, H.A., Murray, C.J. (2002) "Acoustic profiles and images of the Palos Verdes margin: implications concerning deposition from the White's Point outfall" *Continental Shelf Research* 22 (6-7) 841-857.

Harleman, D. R. F., Murcott S. (1999) « The Role of Physical-Chemical Wastewater Treatment in the Mega- Cities of the Developing World » *Water Science and Technology*, 40(4-5), 75-80.

Hirst, E. A. (1971) "Analysis of buoyant jets within the zone of flow establishment" Oak Ridge National Laboratory Report ORNL-TM-3470, August.

Hsiao, S.-C. Hsu, T.-W. Lin, J.-F., Chang, K.-A. (2011) "Mean and Turbulence Properties of a Neutrally Buoyant Round Jet in a Wave Environment" *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering* 137 (3)109-123.

Idris, A.M. (2008) "Combining multivariate analysis and geochemical approaches for assessing heavy metal level in sediments from Sudanese harbors along the Red Sea coast" *Microchemical Journal* 90 (2) 159-163.

Ji, Z. G. (2008) « Hydrodynamics and water quality : Modeling rivers, lakes, and estuaries » Wiley interscience, 676 pages.

Jirka, G.H. (2004) “Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part I: Single round jet” *Environmental Fluid Mechanics* 4; 1-56.

Jirka, G. H. (2006) « Integral model for turbulent buoyant Jets in unbounded stratified flows Part 2: Plane jet dynamics resulting from multiport diffuser jets » *Environmental Fluid Mechanics*, February 6 (1) 43-100.

Kafi, M., Gasperi, J. Moilleron, R., Gromaire, M.C., Chebbo, G. (2008) “Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris” *Water Research*, 42 (3), pp. 539–549.

Karimpour, A., Kaye, N., and Khan, A. (2011). ”CFD Study of Merging Turbulent Plane Jets” *Journal of Hydraulic engineering* 137(3), 381–385.

Khan, L., Wicklein, E., Rashid, M. (2006) « A 3D CFD Model Investigation of an Outfall Reservoir Hydraulics for Repowering a Power Plant » *World Environmental and Water Resource Congress*, pp. 1-10.

Koh, R. C. Y., Chang, Y. C. (1973) “Mathematical model for barged ocean disposal of wastes” *Environmental Protection Technology Series EPA 660/2-73-029*, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.

Lakel, A. (2012) « Procédés non traditionnels d’assainissement autonome Procédés compacts de filtration, micro-stations et filtres plantés de roseaux » *CSTB*, 104 pages.

Lane- Serff, G. F., Moran T. J. (2005). “Sedimentation from Buoyant jets” *J. Hydraul. Eng.*, 131(3), 166-174.

Lanoë, S. (2009) « Assainissement durable » *Goutte de Sable*, 176 pages.

Law, A. W. K., Lee, C. C., Qi, Y. (2002) « CFD modeling of a multi-port diffuser in an oblique current » *Proceedings Marine Wastewater Discharge MWWD*, Istanbul, 16-20 September.

Le douarin E., Werckmann, M. (2010) « L’assainissement écologique » *Eyrolles*, 126 pages

Lee, J.H.W., Cheung, V. (1990) “Generalized Lagrangian model for buoyant jets in current” *Journal of Environmental Engineering* 116(6) 1085-1106.

Lee, J.H.W., Wilkinson, D.L., Wood, I.R. (2001) “On the head-discharge relation of a duckbill elastomer check valve” *Journal of Hydraulic Research* 39 (6) 619-627.

Lee, H.J., Sherwood, C.R., Drake, D.E., Edwards, B.D., Wong, F., Hamer, M. (2002) “Spatial and temporal distribution of contaminated, effluent-affected sediment on the Palos Verdes margin, southern California” *Continental Shelf Research* 22(6-7) 859-880.

- Lee, J. H., Chu V. H. (2003) "Turbulent jets and plumes, A lagrangian approach" Kluwer Academic Publishers; 390 p.
- Lee, W. Y. (2010). "Mixing of horizontal sediment laden jets" Ph-D thesis, , The University of Hong Kong.
- Lick, W. (2009) "Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters" IWA Publishing, CRC Press, London, 416 pages.
- Marge, H. P. (2012) « L'assainissement non collectif » Eyrolles, 108 pages.
- Maxey, M.R., Riley, J.J. (1983). "Equation of motion for a small rigid sphere in a nonuniform flow" Phys. Fluids 26, 883–889.
- Metcalf, Eddy (2004) "Wastewater engineering - Treatment and reuse" 4th edition, McGraw Hill Higher Education, 1819pages.
- Michelbach, S. (1995) « Origin, resuspension and settling characteristics of solids transported in combined sewage » Water Science and Technology, 31(7), 69-76.
- Monchaux, R. Bourgoïn , M., Cartellier A. (2012). "Analyzing preferential concentration and clustering of inertial particles in turbulence" International Journal of Multiphase Flow 40, 1–18.
- Mossa M. (2004), "Experimental study on the interaction of non-buoyant jets in a wave environment" Journal of Hydraulic Research, IAHR 42(1)13-28.
- Neves, M. J., Fernando H. J. S. (1995) "Sedimentation of particles from jets discharged by ocean outfalls: A theoretical and laboratory study" Journal of Water science and technology 32 (2) 133-139.
- Oesterle, B. (2006) "Écoulements multiphasiques; des fondements aux méthodes d'ingénierie" Lavoisier; Paris
- Pan, K., Lee, O.O., Qian, P.Y., Wang, W.X. (2011) "Sponges and sediments as monitoring tools of metal contamination in the eastern coast of the Red Sea, Saudi Arabia" Marine Pollution Bulletin 62 (5) 1140-1146.
- Poulet, J. B., Terfous, A., Dap, S., Ghenaim, A. (2004) « Station d'épuration à lits filtrants plantés de macrophytes » Courier du savoir, 05,103-106.
- Quintino, V., Elliott, M., Rodrigues, A.M. (2006) "The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales" Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 330 (1) 368-382.
- Reopanichkul, P., Carter, R.W., Worachananant, S., Crossland, C.J. (2010) "Wastewater discharge degrades coastal waters and reef communities in southern Thailand" Marine Environmental Research 69 (5) 287-296.

- Roberts, P. J. W., Snyder W. H., Baumgartner D. J. (1989a) "Ocean outfalls.I : Submerged wastefield formation" *Journal of Hydraulic engineering*, 115 (1), 1- 25.
- Roberts, P. J. W., Snyder W. H., Baumgartner D. J. (1989b) "Ocean outfalls.II : Spatial evolution of submerged wastefield" *Journal of Hydraulic engineering*, 115 (1), 26- 48.
- Roberts, P. J. W., Snyder W. H., Baumgartner D. J. (1989c) "Ocean outfalls.III : Effect of diffuser design on submerged wastefield" *Journal of Hydraulic engineering*, 115 (1), 49- 70.
- Roberts, P. J. W., Salas, H. J., Reiff, F. M., Libhaber, M., Labbe, A. "Marine wastewater outfalls and treatment systems" IWA International Water Association.
- Roberts, P. J.W., Hunt, C. D., Mickelson, M. J., Tian, X. (2011) « Field and model studies of the Boston outfall » *Journal of Hydraulic engineering* 137 (11) 1415-25.
- Sampaio L., Rodrigues A. M., Quintino V. (2011) "Can biotic indices detect mild organic enrichment of the seafloor" *Ecological Indicators* 11 (5)1235-1244.
- Sampaio, L., Freitas, R., Máguas, C., Rodrigues, A., Quintino, V. (2010) "Coastal sediments under the influence of multiple organic enrichment sources: An evaluation using carbon and nitrogen stable isotopes" *Marine Pollution Bulletin* 60 (2) 272-282.
- Sanchez, L., Arroyo, V., Garcia, J., Koev, K., Revilla, J. (1998) "Use of neural networks in design of coastal sewage systems" *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE 124(5) 457-464.
- Schon, J. P., Fournel, T., Fournier C. (2007) « Mesures de caractéristiques d'écoulement par imagerie numérique » *Dossier Techniques de l'ingénieur* r2162.
- Schriver- Mazzuoli, L. (2012) "La gestion durable de l'eau: Ressources, Qualité, Organisation" Dunod, Paris, 250 pages.
- Sijercic, M., Belosevic S., Stevanovic Z. (2007) "Simulation of free turbulent particle-laden jet using Reynolds-stress gas turbulence model" *Applied Mathematical Modelling* 31 (6) 1001–1014.
- Silva, S., Ré, A., Pestana, P. Rodrigues, A., Quintino, V. (2010) "Sediment disturbance off the Tagus Estuary, Western Portugal: chronic contamination, sewage outfall operation and runoff events" *Marine Pollution Bulletin* 49 (3)154–162.
- Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., Morales-Hernández, F. (2001) "Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (southeast Gulf of California): Chemical fractions and bioaccumulation factors" *Environmental Pollution* 114 (3) 357-370.
- Swartz, R.C., Deben, W.A., Sercu, K.A., Lamberson, J.O. (1982) "Sediment toxicity and the distribution of amphipods in commencement bay, Washington, USA" *Marine Pollution Bulletin* 13 (10) 359-364.

Tang, H. S., Paik, J., Sotiropoulos, F., Khangaonkar, T. (2008) « Three-Dimensional Numerical Modeling of Initial Mixing of Thermal Discharges at Real-Life Configurations » *Journal of Hydraulic Engineering* 134(9) 1210-1224.

Thouvenin, B. (1990) « Caractéristiques et modélisation d'un rejet par émissaire » *La mer et les rejets urbains*, Bendor, 13-15 juin. IFREMER, Actes de colloques 11, 221-236.

Torres A. (2008) *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille: éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France. 368p.

UNEP United Nations Environment Programme, (WHO) World Health Organization (1996) "Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities" Meeting of MED POL National Coordinators, Athens, 18-22 March. 36 pages.

UNEP United Nations Environment Programme, (UN- Habitat) United Nations Human Settlements Programme, (WSSCC) Water Supply, Sanitation Collaborative Council, (WHO) World Health Organization (2004) "Guidelines on municipal wastewater management" UNEP/GPA Coordination office, The Hague, The Netherlands.

UNEP United Nations Environment Programme, MAP Mediterranean Action Plan (2004) "Guidelines on sewage treatment and disposal for the Mediterranean region" MAP Technical Reports Series No. 152. 80 pages, Athens.

Van Rijn, L. C. (2006) « Manual: Sediment Transport Measurements in Rivers, Estuaries and Coastal Seas » Deltares.

Verbanck, M. Vanderborght, J.-P., Wollast, P. (1990), "Size distributions of suspended particles in combined sewers during dry- and wet-weather" Proceedings of the 5th Int Conf. on Urban Storm Drainage, page 891-896.

Versteeg, H. K., Malalasekera W. (1995) "An introduction to computational fluid dynamics-The finite volume method." Longman group Ltd. 257p.

WHO World Health Organization (2000) "Monitoring Bathing Waters: A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes" Spon Press, UK. 352p, Chapter 9.

Wu, W., Yan Z. m. (2007) « Evaluation of three-dimensional numerical model for saline intrusion and purging in sewage outfalls » *Journal of Hydrodynamics*, Ser. B, 19 (1) 48-53.

Xu, J., Lee, J.H., Yin, K., Liu, H., Harrison, P.J. (2011) « Environmental response to sewage treatment strategies: Hong Kong's experience in long term water quality monitoring » *Marine Pollution Bulletin*, 62 (11), 2275-87.

Ying, G., Sansalone, M. (2011) "Gravitational settling velocity regimes for heterodisperse urban drainage particulate matter" *Journal of Environmental engineering* 137(1) 15-27.

Zarrebini, M., Cardoso S. S. S. (2000) "Patterns of sedimentation from surface currents generated by turbulent plumes" American Institute of Chemical Engineers AIChE journal, 46 (10), 1947- 1956.

Zhang, X. Y., Adams, E. E. (1999) « Prediction of near field plume characteristics using far field circulation model» Journal of Hydraulic Engineering, 125 (3) 233-241.

Zhu, J., Shih, T. H. (1994) « Computation of confined coflow jets with three turbulence models » Journal for numerical methods in fluids 19 (10) 939-956.

Zgheib, S., Moillon, R., Saad, M., Chebbo G. (2011) "Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?" Water Research 45 (2) 913-925.