

Simulation de l'Effet des Obstacles sur la Dispersion Atmosphérique par un code CFD

B. Mohammedi^{1*}, S. Hanini², A. Gheziel¹, N. Mellel¹

¹Centre de Recherche Nucléaire de Birine, Ain Oussera 17200

²LBMPT Université Dr. Yahia Farès, Médéa 26000

*Corresponding author: mohammedi_brahim@hotmail.com; Tel.: +213555294294; Fax: +21327809813

ARTICLE INFO

Article History :

Received : 04/11/2018

Accepted : 02/06/2019

Key Words:

Dispersion;
Modeling;
Pollutant; CFD;
Gaussian;
Buildings effect;
Prediction.

Mots clés:

Modélisation;
Dispersion;
Polluant;
CFD;
Gaussien;
Effet bâtiment;
Prédiction.

ABSTRACT/RESUME

Abstract: The advantage of dispersion modeling is the contribution to a better interpretation of the concentrations of pollutants measured by the pollution cartography establishment, so as to cover the areas where the measurements non-existent. In order to study the physical processes involved in the transport, diffusion and accumulation of pollution, we simulate the flow structure and the pollution dispersion in complex urban configurations. To do this, aerodynamic simulations, using CFD (Computational Fluid Dynamics) were performed employment a RANS method based on the $k-\varepsilon$ model provided by the ANSYS-Fluent commercial code. The main objective of our work is the study of the general structure of the buildings effect on the flow and dispersion by the profiles prediction of the different parameters in comparison to the use of atmospheric dispersion mathematical models of Gaussian type for the calculation of far-field and near-field concentrations which is strongly conditioned by soil effects and the presence of natural or artificial obstacles. The results obtained by the Fluent model, reveals the effect predicted by the experimental variables contrary to the Gaussian models of Briggs and Doury atmospheric dispersion in the presence of obstacles.

Résumé : L'intérêt de la modélisation de la dispersion est la contribution à une meilleure interprétation des concentrations de polluants mesurées par l'établissement d'une cartographie de la pollution, de manière à couvrir les zones où les mesures n'existent pas. Dans le but d'étudier les processus physiques mis en jeu dans le transport, la diffusion et l'accumulation de la pollution, on simule la structure d'un écoulement et la dispersion de la pollution dans des configurations urbaines complexes. Pour ce faire, des simulations aérodynamiques, en utilisant les CFD, ont été réalisées en employant une méthode RANS basée sur le modèle $k-\varepsilon$ fourni par le code commercial Fluent. L'objectif principal de notre travail est l'étude de la structure générale de l'effet des bâtiments sur l'écoulement et de la dispersion par la prédiction des profils des différents paramètres en comparaison à l'utilisation des modèles mathématiques de dispersion atmosphérique de type Gaussien pour le calcul des concentrations en champ lointain et en champ proche qui est fortement conditionné par les effets de sol et la présence d'obstacles naturels ou artificiels. Les résultats obtenus par le modèle du code Fluent, révèle l'effet prévu par les variables expérimentales mises en jeu contrairement aux modèles mathématiques Gaussiens de Briggs et de Doury de la dispersion atmosphérique en présence d'obstacles.

I. Introduction

La météorologie locale et les caractéristiques topographiques, principalement les singularités du relief (montagnes, rivières, bâtiments, etc.), sont les facteurs qui conditionnent la qualité de l'air d'un lieu donné, ces facteurs sont des éléments qui modifient la circulation des vents et qui peuvent canaliser l'écoulement des polluants dans des directions privilégiées. Dans l'atmosphère il existe deux types de mouvements : l'advection (mouvement horizontal) liée essentiellement aux vents et la convection (mouvement vertical) due aux échanges de chaleur [1,2]. Le relief en général exerce une action dynamique sur l'écoulement de l'air. Lorsque le vent heurte un obstacle, son écoulement se trouve perturbé et certains filets d'air contournent la barrière qui leur est opposée, tandis que d'autres tendent à épouser plus ou moins le profil du relief, de sorte qu'un bâtiment engendre une zone d'ascendance de l'air sur sa face "au vent" suivie d'une zone de subsidence sur sa face "sous le vent" [3].

Les facteurs favorisant la dispersion de polluants, dans les basses couches, sont les conditions météorologiques (vitesse du vent, stabilité thermique de l'atmosphérique, turbulence entre autres) et la structure du paysage (nature du sol rugosités, couverts végétaux, surfaces humides, obstacles, reliefs, etc..) pour les facteurs directs et le type de particules (lourde, légère, réactive entre autres) et la source (hauteur et taille pour les caractéristiques géométriques, vitesse d'éjection et quantité pour l'intensité, température et composition du rejet et position de la dispersion dans les basses couches pour les facteurs indirects [3-6].

Les modèles de mécanique des fluides numérique (CFD, Computational Fluid Dynamics) se situent dans le cadre de la modélisation eulérienne. Ces modèles sont utilisés à l'échelle locale, en particulier en milieu urbain (quand l'influence de l'effet de bâtiment ne peut plus être négligée) où plus généralement en présence d'obstacles qui perturbent l'écoulement d'air. La CFD permet de calculer, en résolvant les équations de Navier-Stokes sur un maillage fin et en prenant en compte la présence des obstacles (écoulement perturbé par le milieu bâti), des écoulements complexes et la dispersion du polluant dans cet écoulement avec une bonne précision. La modélisation de la dispersion par les outils CFD est basée sur la résolution numérique des équations régissant l'écoulement atmosphérique. S'affranchissant des hypothèses lourdes des modèles Gaussiens, cette approche est adaptée à l'étude d'écoulements complexes, de par leur configuration ou la prédominance de processus physico-chimiques. En contre partie, les coûts de calcul sont plus

importants, ce qui les rend peu appropriés pour des études en temps réel [4,6-10].

La modélisation de la distribution des émissions d'aérosols avec la prise en compte des bâtiments et des structures des centrales nucléaires a été étudié par M Mehdi et al. [11], une l'évaluation par modélisation CFD des conséquences rejets de gaz dangereux en zone urbaine réalisé par M. Pontiggia et al. [12] et une l'étude de la simulation à grande échelle de la dispersion des polluants dans un bâtiment modèle à ventilation naturelle croisée: Comparaison entre les modèles à l'échelle de la sous-grille réalisé par Farzad et al. [13].

L'objectif de cette étude est d'établir une méthodologie pour la modélisation CFD de la dispersion atmosphérique dans la couche limite atmosphérique. Un processus de collecte des données de terrain et de vent et la préparation des données pour les simulations CFD seront développés.

II. Modèle Mathématique

II.1. Modèle Gaussien

Un des modèles les plus largement utilisés pour représenter de façon numérique le mouvement et la dispersion de l'effluent d'un point d'émission est le modèle Gaussien. La figure 1 illustre de façon simplifiée un modèle Gaussien représentatif des contaminants émis par une cheminée [14].

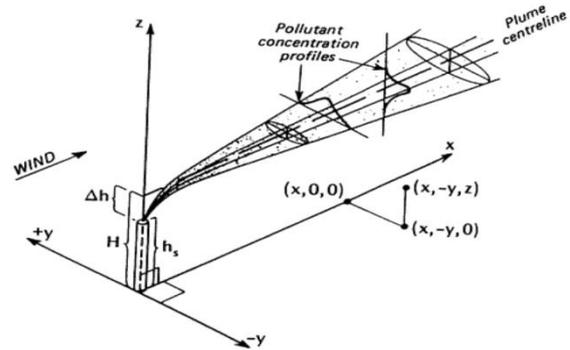


Figure 1. Système de coordonnées de la dispersion du panache

Le modèle Gaussien de dispersion est exprimé comme suit [1,5] :

$$C(x, y, z; H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] * \left[\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right] \quad (1)$$

avec $C(x, y, z)$ concentration moyenne en polluant en un point de l'espace, Q le débit massique émis par la source, u est la vitesse horizontale en moyenne du vent, σ_y et σ_z sont les écarts-types de la distribution Gaussienne horizontale et verticale et H est l'élévation totale du panache et est égale à

$h + \Delta H$, hauteur réelle de la cheminée plus la hauteur immédiate du panache.

$$\Delta H = \frac{v_s d}{u} \left[1.5 + \left[0.0268p \left(\frac{T_s - T_a}{T_s} \right) d \right] \right] \quad (2)$$

avec v_s la vitesse d'éjection de la cheminée, d le diamètre de la cheminée, u est la vitesse horizontale en moyenne du vent, T_s est la température de la sortie de la cheminée, T_a est la température de l'air ambiant et p la pression.

L'équation (1) exprime que l'évolution de la concentration dans le temps et dans l'espace est représentée par une courbe Gaussienne qui décrit l'étalement de la matière Q initialement introduite. La difficulté dans un modèle Gaussien est d'évaluer la diffusion turbulente présentée par les écarts-types de distribution σ suivant les directions y et z dans cette équation. Ces coefficients dépendent des caractéristiques de l'écoulement, de la turbulence, de la stabilité de l'atmosphère et de la rugosité de la surface. Ils sont déterminés expérimentalement à partir d'essais à grande échelle. Il existe plusieurs corrélations pour déterminer les écart-types dont celles de Pasquill qui dépendent de la distance à la source et des classes de stabilité atmosphérique et celles de Doury qui dépendent du temps de transfert [1,3,5].

Le modèle Gaussien nécessite peu de données et est simple à utiliser mais présente des limites car la topographie doit rester simple, les polluants doivent avoir les mêmes propriétés que l'air et représente la dispersion au plus sur une dizaine de kilomètres. De plus, il faut s'attendre à ce que la concentration sous le vent soit surestimée et à ce que la largeur du panache soit sous-estimée pour des temps d'observation longs [2,13].

L'état de l'atmosphère est souvent décrit à travers les classes de stabilité dites de Pasquill, fonction des conditions de vent à 10 mètres d'altitude, de la nébulosité et de l'intensité de l'ensoleillement, six classes de A à F caractérisent les états des plus instables aux plus stables [3,7].

II.2. Modèle CFD

II.2.1. Modélisation mathématique

Les modèles de mécanique des fluides (CFD) se situent dans le cadre de la modélisation Eulérienne. Les modèles CFD sont utilisés à l'échelle locale, en particulier en milieu urbain (quand l'influence des bâtiments ne peut plus être négligée) ou plus généralement en présence d'obstacles qui perturbent l'écoulement d'air. La CFD permet de calculer, en résolvant les équations de Navier-Stokes sur un maillage fin et en prenant en compte

la présence des obstacles (écoulement perturbé par le milieu bâti), la complexité des écoulements et la dispersion du polluant dans cet écoulement avec une bonne précision [4,6,8].

La modélisation de la dispersion par les outils CFD est basée sur la résolution numérique des équations régissant l'écoulement atmosphérique. S'affranchissant des hypothèses lourdes des modèles Gaussiens, cette approche est adaptée à l'étude d'écoulements complexes, de par leur configuration ou la prédominance de processus physico-chimiques. En contre partie, les coûts de calcul sont plus importants, ce qui les rend peu appropriés pour des études en temps réel.

Le système d'équations différentielles, qui définissent l'écoulement en régime instationnaire dans l'espace tridimensionnel du mélange de gaz, du transfert de l'énergie, de transport du gaz est régi par les trois équations de conservation à savoir la conservation de la masse, la conservation de la quantité de mouvement et la conservation de l'énergie et sont explicités par les équations (3), (4), (5) et l'équation d'advection-diffusion (6) suivantes [15,16] :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i)}{\partial x_i} = 0 \quad (3)$$

$$\frac{\partial(\rho u_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i u_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left[(\mu + \mu_t) \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \delta_{ij} \frac{\partial u_k}{\partial x_k} \right) \right] - \frac{\partial(\rho u_i' u_j')}{\partial x_j} + \rho g_i \quad (4)$$

$$\frac{\partial(\rho h)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i h)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\lambda + C_p \frac{\mu_t}{Pr_t} \right) \frac{\partial T}{\partial x_i} \quad (5)$$

$$\frac{\partial(\rho Y_s)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i Y_s)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\rho D + \frac{\mu_t}{Sc_t} \right) \frac{\partial Y_s}{\partial x_i} \right] + S_Y \quad (6)$$

où Y_s est la fraction massique du mélange gazeux constituant, Sc_t est le Nombre de Schmidt turbulent, D est le coefficient de diffusion moléculaire, qui dépend de la composition du mélange, S_Y est le terme source qui détermine la génération du gaz d'impureté.

Les modèles de turbulence à deux équations permettent de déterminer à la fois, une échelle longueur et de temps en résolvant deux équations de transport distincts. Le modèle standard $k-\varepsilon$ du ANSYS-Fluent relève de cette catégorie de modèles, c'est le modèle le plus utilisé dans la littérature, on doit la forme actuelle à Launder et Spalding.

Les équations de l'énergie cinétique turbulente et du taux de dissipation respectivement k et ε , obtenues à partir des équations de transport qui décrivent ce modèle, sont exprimées comme suit [16]:

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i k)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \text{grad } k \right] + 2\mu_t E_{ij} E_{ij} + G_b - \rho \varepsilon + S_k \quad (7)$$

où G_b est la génération (ou la suppression) de la turbulence causée par la température (forces de flottabilité) et S_k est le terme source défini comme suit:

$$S_k = -\beta g_i^2 \frac{\mu_t}{Pr_t} \quad (8)$$

$$\frac{\partial(\rho \varepsilon)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u_i \varepsilon)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \text{grad } \varepsilon \right] + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} (2\mu_t E_{ij} E_{ij} + C_{3\varepsilon} G_b) - C_{2\varepsilon} \rho \frac{\varepsilon^2}{k} + S_\varepsilon \quad (9)$$

où S_ε est le terme source et μ_t est la viscosité turbulente définie ainsi:

$$\mu_t = C_\mu \rho \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (10)$$

Γ_t étant l'équation du coefficient de diffusion turbulent définie comme suit:

$$\Gamma_t = \frac{\mu_t}{Sc_t} \quad (11)$$

II.2.2. Conditions aux limites et initiales

Dans le processus de la modélisation numérique, implémenter les conditions aux limites et initiales est fondamental en ce qu'elles alimentent les calculs, à l'instant initial et tout au long de la période de simulation. Les conditions aux limites sur les variables principales diffèrent selon les frontières du domaine considérées.

On considère comme entrées de domaine, la face en amont de l'écoulement du vent ainsi que le bord supérieur. Un forçage météorologique est imposé en entrée de domaine, au moyen de profils verticaux obtenus par la théorie de similitude de Monin-Obukhov dans la couche de surface atmosphérique. Ces conditions de type Dirichlet pour les variables transportées (vitesse, paramètres turbulents, concentration), injectées aux nœuds des faces d'entrée, sont liées à l'état de stratification atmosphérique. Un flux nul est imposé pour la pression, sur les faces d'entrées, comme condition de type Neumann homogène. L'étude sera en particulier restreinte à un vent de seule composante horizontale et de direction constante, selon l'axe X, correspondant à la direction du vent [15].

La théorie de Monin-Obukhov est basée sur une analyse dimensionnelle appliquée à la couche de surface atmosphérique. Elle postule en particulier l'existence de relations universelles entre les flux et les gradients verticaux des variables de vitesse, température et turbulence. En condition de stratification neutre, où les effets thermiques n'interviennent pas, l'évolution des variables

caractéristiques est de type logarithmique, suivant les formulations suivantes, respectivement pour la vitesse, la température, l'énergie cinétique de turbulence et la dissipation de la turbulence [5,6,10]:

$$u(z) = \frac{u^*}{K} \left[\ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \right] \quad (12)$$

$$T(z) = T_0 \frac{g}{C_p} (z - z_0) \quad (13)$$

$$k = \frac{u^{*2}}{\sqrt{C_\mu}} \quad (14)$$

$$\varepsilon = \frac{u^{*3}}{Kz} \quad (15)$$

où $u(z)$ est la vitesse du vent en altitude z ; z_0 est la hauteur de rugosité; $T(z)$ est la température de réglage en altitude z ; T_0 est la température de la surface (du sol); g est l'accélération de la pesanteur; k est l'énergie cinétique turbulente; ε est le taux de dissipation de l'énergie cinétique turbulente et enfin K est la constante de Karman qui a pour une valeur de 0,41 dans nos calculs.

Par défaut, l'atmosphère est caractérisée par une pression de référence $P_0 = 101325$ Pa, une température de référence $T_0 = 273.15$ K et une viscosité $\nu = 1.83e^{-5}$ Pa.s. Cette viscosité est aussi celle imposée au traceur passif. L'humidité de l'atmosphère n'étant pas un paramètre majeur de notre étude, nous la considérerons nulle. Le nombre de Schmidt Sc est désormais fixé à 0.7, ce paramètre influence fortement la dispersion atmosphérique, la diffusivité turbulente K_t se définissant comme le rapport de la viscosité turbulente à ce nombre.

II.2.3. Mise en œuvre de la simulation de la dispersion

Le domaine de simulation de la dispersion est 360 m x 160 m x 170 m où la cheminée d'émission est placée au milieu de l'axe des Y à 10 m de l'axe X. La hauteur de la cheminée est de 65 m avec un diamètre de 2.5 m. La figure 2, ci-dessous, donne toutes les cotations du domaine de simulation de la dispersion "outdoor" avec l'effet d'un obstacle artificiel [3,6,8,10].

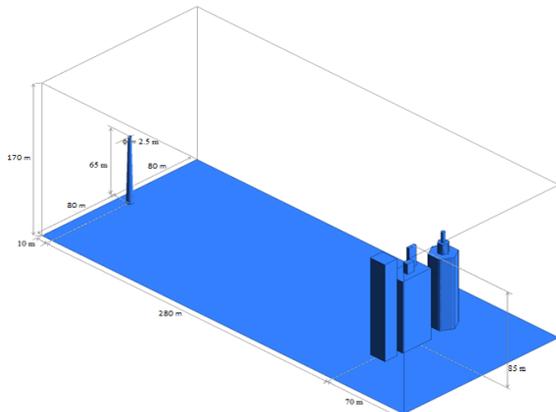


Figure 2. Domaine de simulation de l'effet des obstacles sur la dispersion

Pour avoir le maillage approprié, plusieurs densités de maillage ont été testées, jusqu'à atteindre une meilleure précision de calcul possible. Une différence de 1% entre deux résultats consécutifs est considérée comme critère de choix du maillage du domaine. Le maillage est plus fin et reproduit mieux les détails dans les zones près de la cheminée et les obstacles. Le domaine est discrétisé en cellules tétraédriques de tailles variables. La résolution la plus fine se situe au voisinage de la cheminée, au sol et près des bâtiments avec une taille moyenne de maille de 1 m. Les mailles grandissent en s'éloignant des obstacles avec une taille de maille maximum en surface de 2 m. Au total, 65726 nœuds et 357086 éléments. Pour la métrique de maillage, le minimum skewness est de $2.35e^{-5}$, son maximum est de 0.97 et sa moyenne est de 0.23, quant à la déviation standard elle est de 0.121.

Pour la vitesse du vent on a utilisé l'équation (12) pour un profil logarithmique de la théorie de Monin-Obukhov en stratification neutre, cette équation donne une bonne estimation pour le cisaillement vertical du vent, en prenant la vitesse $u^* = 0.54$ m/s à une hauteur $h_l = 10$ m avec une longueur de rugosité $z_0 = 0.03$ m, soit la classe de rugosité 1 qui correspond à un type de couverture de sol de terres agricoles ouvertes sans clôtures et haies, peut être des bâtiments éloignés et des collines très douces qui correspond bien à notre cas.

La figure 3 ci-dessous présente le profil vertical de la vitesse du vent à différents positions horizontales du domaine de la simulation. Le champ de vitesse est obtenu par un modèle de simulation $k-\varepsilon$, dans le but d'obtenir les profils de concentrations et de déterminer les zones de piégeage et de dépôt et les comparées à d'autres

modèles mathématique de dispersion atmosphérique de type Gaussien entre autre. Toutes les positions sont prises au centre du panache, c'est-à-dire à $y = 0$ m. Sept positions ont été choisies, avant la cheminée, au pied de la cheminée et cinq autres positions après la cheminée dont une près de l'obstacle et l'autre derrière l'obstacle et cela pour voir l'effet des obstacles sur la dispersion.

Avant la cheminée et juste après soit à $x = 0$ m, à $x = 50$ m et à $x = 100$ m le profil de vitesse du vent, donne une vitesse minimale de 0 m/s au sol, soit à $z = 0$ m, et une vitesse maximale de près de 11 m/s à partir d'une altitude de $z = 100$ m. A $x = 10$ m, au pied de la cheminée le profil de la vitesse du vent, commence à la bouche de rejet de polluants à $z = 65$ m. Le profil indique une légère augmentation près de la bouche de rejet qui est due à l'ajout de la vitesse de rejet du polluant qui est égale à 0.86 m/s. A partir de $x = 200$ m (près de l'obstacle) le profil de vitesse commence à se rétrécir et complètement perturbé à partir de $x = 270$ m (tout près de l'obstacle) et à $x = 320$ m (derrière l'obstacle). Le profil de vitesse de $z = 0$ m à $z = 85$ m, hauteur maximale du bâtiment, est perturbé par les tourbillons dus à l'obstacle.

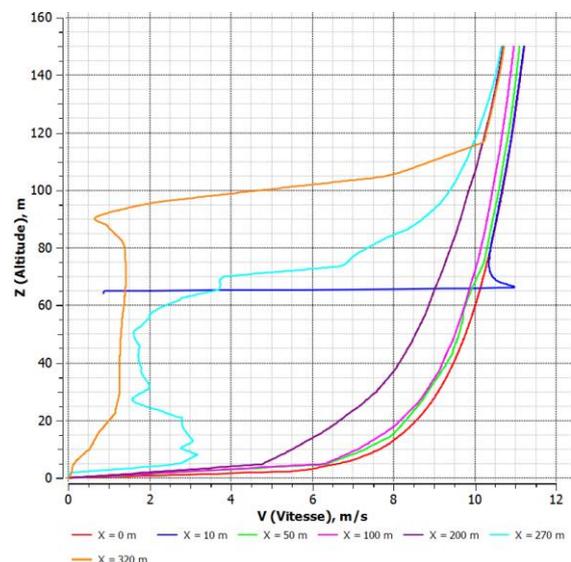


Figure 3. Profils de vitesses à différents horizontales

Afin d'illustrer les champs de vitesses dans le volume de simulation, on présente ci-dessous, dans la figure 4, les vecteurs de vitesses en différentes vues, en perspective, de dessus et de face.

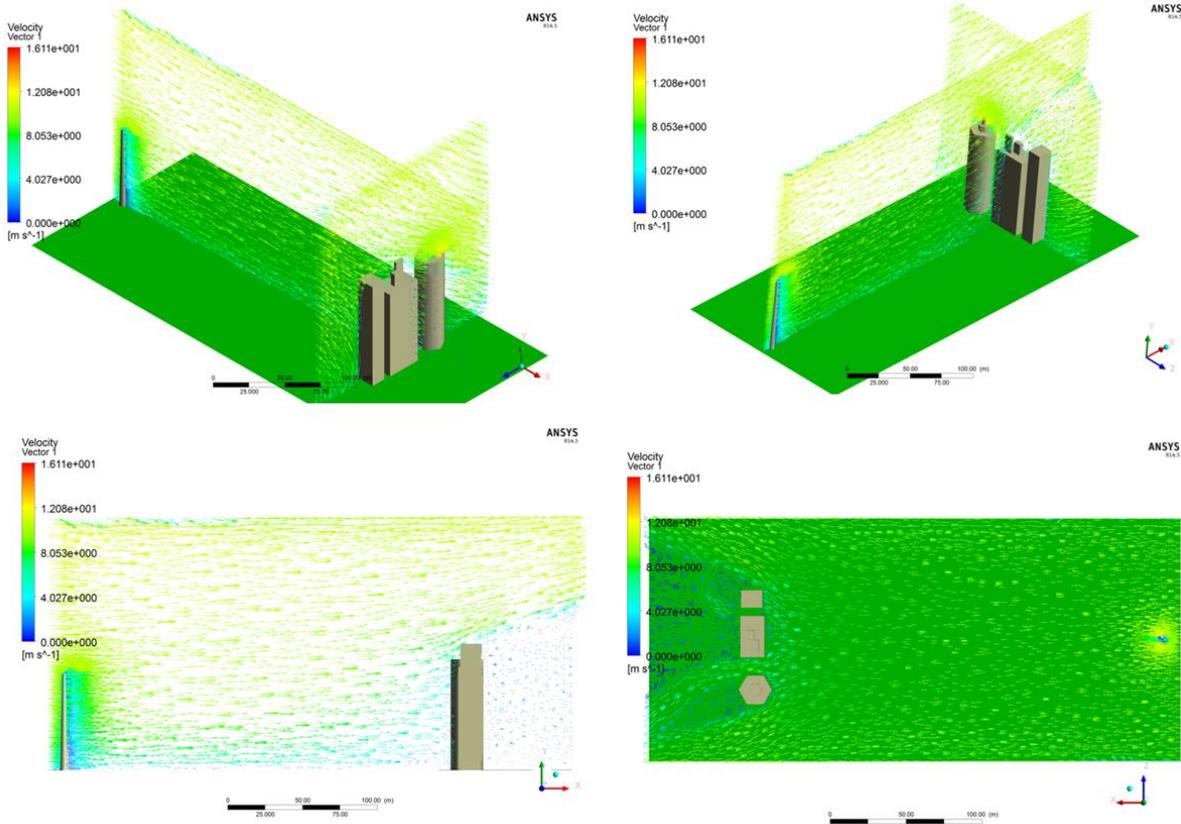


Figure 4. Vecteurs de vitesses pour différentes vues

Le rejet étant passif, il est modélisé par un terme source massique, activé au niveau de la hauteur de la cheminée de rejet à $z = 65$ m. La source ainsi modélisée est délibérément placée au centre du domaine en aval de la face d'entrée. Suffisamment éloignée des frontières du domaine, elle est d'autant moins influencée par les conditions qui y sont imposées.

Le débit de rejet à la sortie de la cheminée est de 5.1 Kg/s soit $150000 \text{ m}^3/\text{h}$, ce débit est simulé par le phénomène du transport par l'advection et la diffusion de la concentration dans l'air. Pour la diffusivité, on a utilisé l'équation générique de transport, équation (6) d'advection-diffusion. Pour l'implémentation dans le code ANSYS-Fluent on a utilisé une UDS (User Defined Scalar) avec la variable Y_s qui représente la concentration de l'air activé, donc on a pour la diffusivité effective, qui change sous l'influence de la turbulence, en utilisant la viscosité effective est calculé comme suit [17]:

$$\Gamma_{eff} = \rho D + \frac{\mu_{eff}}{Sc_t} \quad (16)$$

ρ étant la densité de l'air; D est diffusivité est égale à $2.88e^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$; μ_{eff} est la viscosité effective et Sc_t est le nombre de Schmidt est égal à 0.7 .

Pour la comparaison du profil de la concentration, on a utilisé l'équation (1) du modèle Gaussien des panaches, le modèle Gaussien étant le modèle le plus utilisé pour représenter de façon numérique le

mouvement et la dispersion de l'effluent d'un point d'émission, décrit par la classe D, classe neutre de stabilité de Pasquill de la dispersion en milieu rural en journée pour la détermination des écarts-types σ_y et σ_z proposée par Briggs [3,10]:

$$\sigma_y = 0.08x(1 + 0.0001x)^{-0.5} \quad (17)$$

$$\sigma_z = 0.06x(1 + 0.0001x)^{-0.5} \quad (18)$$

où x est la distance à la source.

La formulation proposée par Doury, établie historiquement pour les besoins des autorités de sûreté nucléaire françaises, se distingue en deux classes en fonction de l'intensité de la diffusion verticale mais n'est pas directement liée à la stabilité de l'atmosphère. La dispersion verticale est ainsi considérée comme faible lorsque le gradient vertical de température excède $-5 \text{ }^\circ\text{C}/\text{km}$. Au contraire, on la qualifie de normale pour des variations de température inférieures. Les écarts-types σ_y et σ_z obéissent aux relations suivantes [3,6,8,10]:

$$\sigma_y = (K_y t)^{\alpha_y} \quad (19)$$

$$\sigma_z = (K_z t)^{\alpha_z} \quad (20)$$

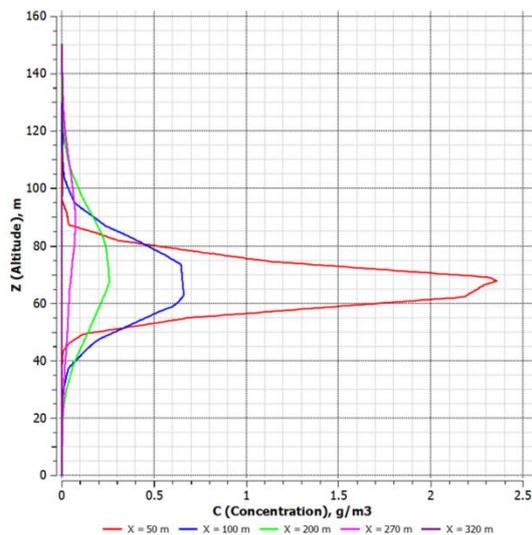
où t est le temps de transport depuis la source, relié à la distance de la source à travers la vitesse du vent supposé uniforme et K_y et K_z sont les coefficients de

diffusivité turbulente respectivement latéral et vertical

Pour la paramétrisation des équations (19) et (20) de la dispersion par Doury, pour l'étude comparative, on a pris le cas de la diffusion normale et $t = 240$ à 3280 s, $K_y = 0.135$ m²/s, $K_z = 1$ m²/s, $\alpha_y = 1.13$ et $\alpha_z = 0.685$.

III. Discussion des résultats

La figure 5 montre l'évolution de la concentration en fonction de l'altitude pour $y = 0$ m en cinq positions horizontales. A $x = 50$ m, à $x = 100$ m, à $x = 200$ m, à $x = 270$ m et à $x = 320$ m, les points de mesures ont été choisis pour voir l'effet des



singularités sur le profil de la concentration dans le volume de simulation.

La partie gauche de la figure 5 montre l'évolution de la concentration en fonction de l'altitude z à $y = 0$ m, par contre la partie droite de la même figure donne le profil le long de la largeur y du volume de simulation à une hauteur de $z = 65$ m, soit l'hauteur de la cheminée.

La figure 5 indique que les concentrations dans l'air ambiant des polluants primaires sont maximales à proximité de la source, puis tendent à diminuer au fur et à mesure que l'on s'en éloigne sous l'influence du vent de profil logarithmique qui participe au transport et à la dispersion comme prédit par le modèle Gaussien des panaches simulés par l'advection et la diffusion de la concentration dans l'air.

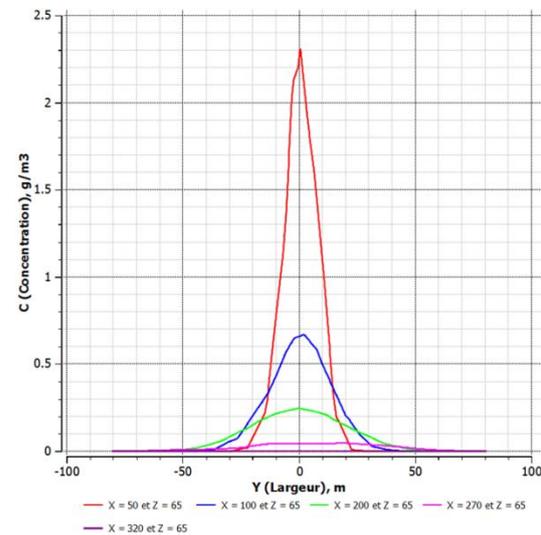


Figure 5. Evolution de la concentration pour 5 positions selon z et selon y

La figure 6 montre l'évolution de la concentration en fonction de l'horizontale x à $y = 0$ m et pour $z = 65$ m (hauteur de la cheminée) à gauche et en fonction de la largeur y à $x = 10$ m. Selon cette figure, la concentration est maximale au point $x =$

10 m, $y = 0$ m et $z = 65$ m qui correspond aux coordonnées de la sortie de la bouche de la cheminée. La concentration maximale est près de 1210 g/m³.

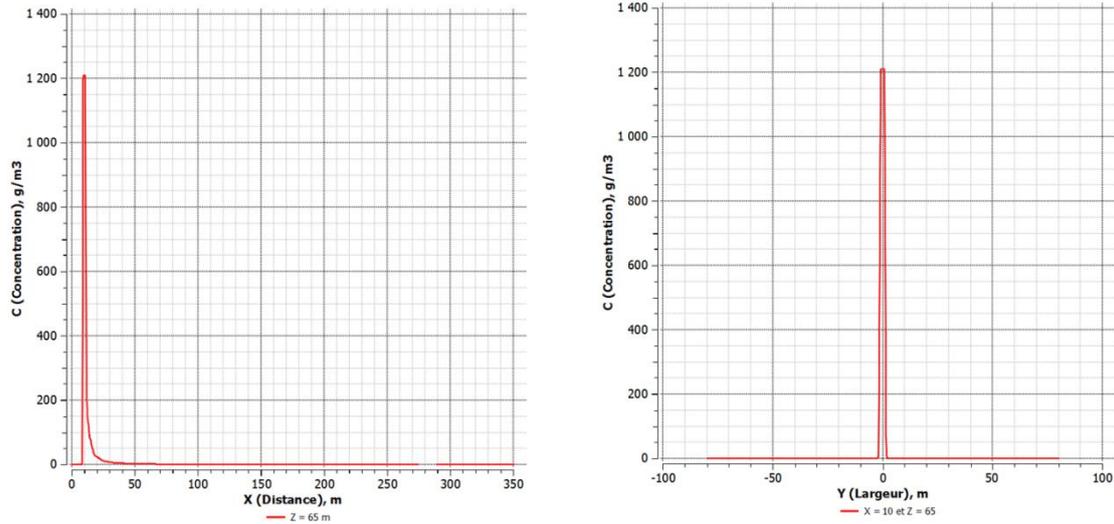


Figure 6. Evolution de la concentration selon x et selon y à 65 m du sol

La figure 7 montre l'évolution de la concentration en fonction de l'horizontale x pour y = 0 m et pour deux altitudes z = 55 m et z = 75 m. Selon cette figure, la concentration tend à diminuer au fur et à mesure que l'on s'en éloigne, vers le bas ou vers le haut du centre du panache, comme prédit par le modèle Gaussien des panaches. Mais ce que les modèles mathématique de la dispersion atmosphérique de type Gaussien ne prévoit pas, c'est lorsque en s'approche d'une singularité de type obstacle artificiel où le profil est plutôt aplati en largeur.

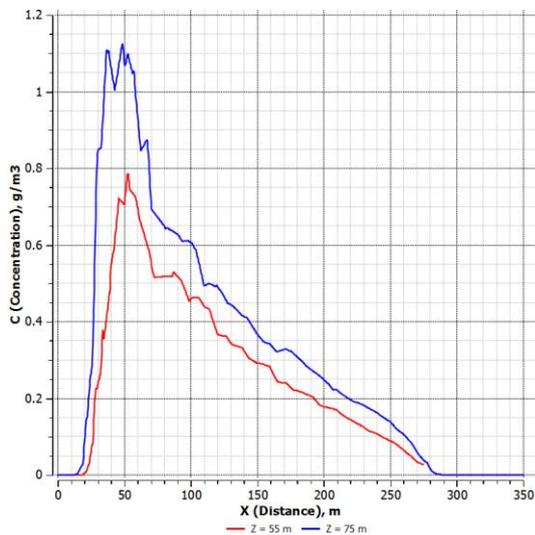


Figure 7: Evolution de la concentration horizontalement à z = 55 m et à z = 75 m du sol

La figure 8 montre les différentes vues des lignes de courant de la vitesse à la sortie de la cheminée, ces figures indiquent que la trajectoire du polluant a assez d'énergie du fait que le courant de vitesse surmonte l'obstacle.

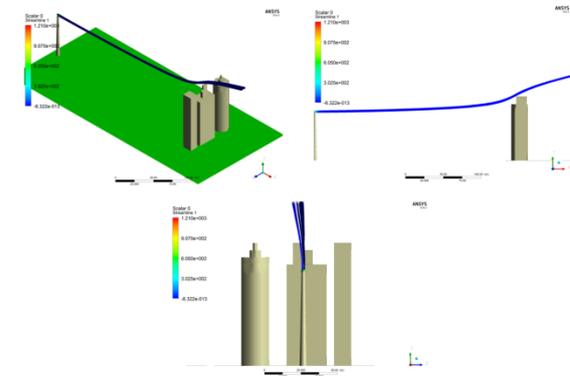


Figure 8. Différentes vues des lignes de courant

La figure 9 montre les différentes vues des isosurfaces de la concentration. L'isosurface est en fait le lieu des points de l'espace pour lesquels la fonction de concentration du polluant est constante et est égale à 0.05 g/m³, c'est un panache comme prévu par les modèles mathématique de type Gauss.

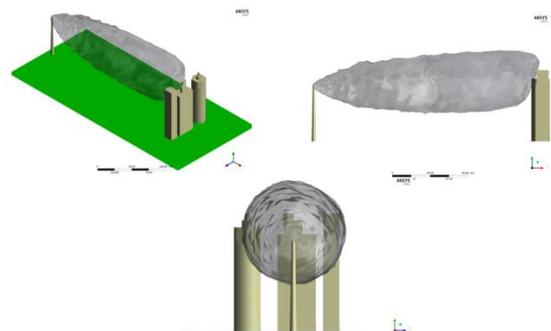


Figure 9. Différentes vues des isosurfaces de la concentration de 0.05 g/m³

La figure 10 présente le contour de la concentration du polluant sur un plan à 200 m de la source, cette figure est importante pour voir ce qui se passe en largeur.

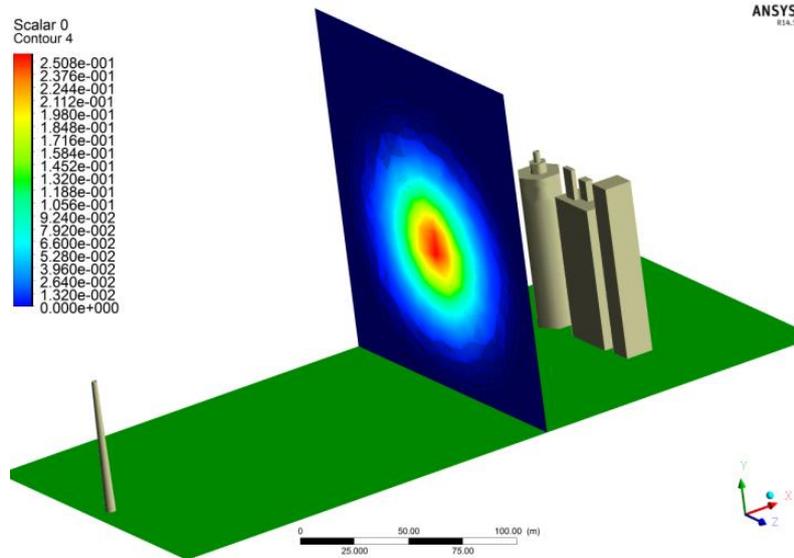


Figure 10. Contour de la concentration du polluant sur un plan à 200 m de la source

La figure 11 présente les histogrammes de la concentration du polluant sur différents distants de la source de 10 m à 320 m. Le premier histogramme, à $x = 10$ m de la source, où près de 80% de la concentration du polluant se situe entre 3.79 mg/m^3 et 121 g/m^3 et moins de 5% de la concentration maximale. Par contre à $x = 50$ m,

78% de la concentration du polluant se situe entre $97.5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ et 0.25 g/m^3 , la concentration maximale qui est de 2.5 g/m^3 est de moins de 5%. Derrière l'obstacle, c'est-à-dire à $x = 320$ m, près de 90 % de la concentration du polluant se situe entre 1 ng/m^3 et 0.8 mg/m^3 , la concentration maximale qui est de 7.2 mg/m^3 est de moins de 2%.

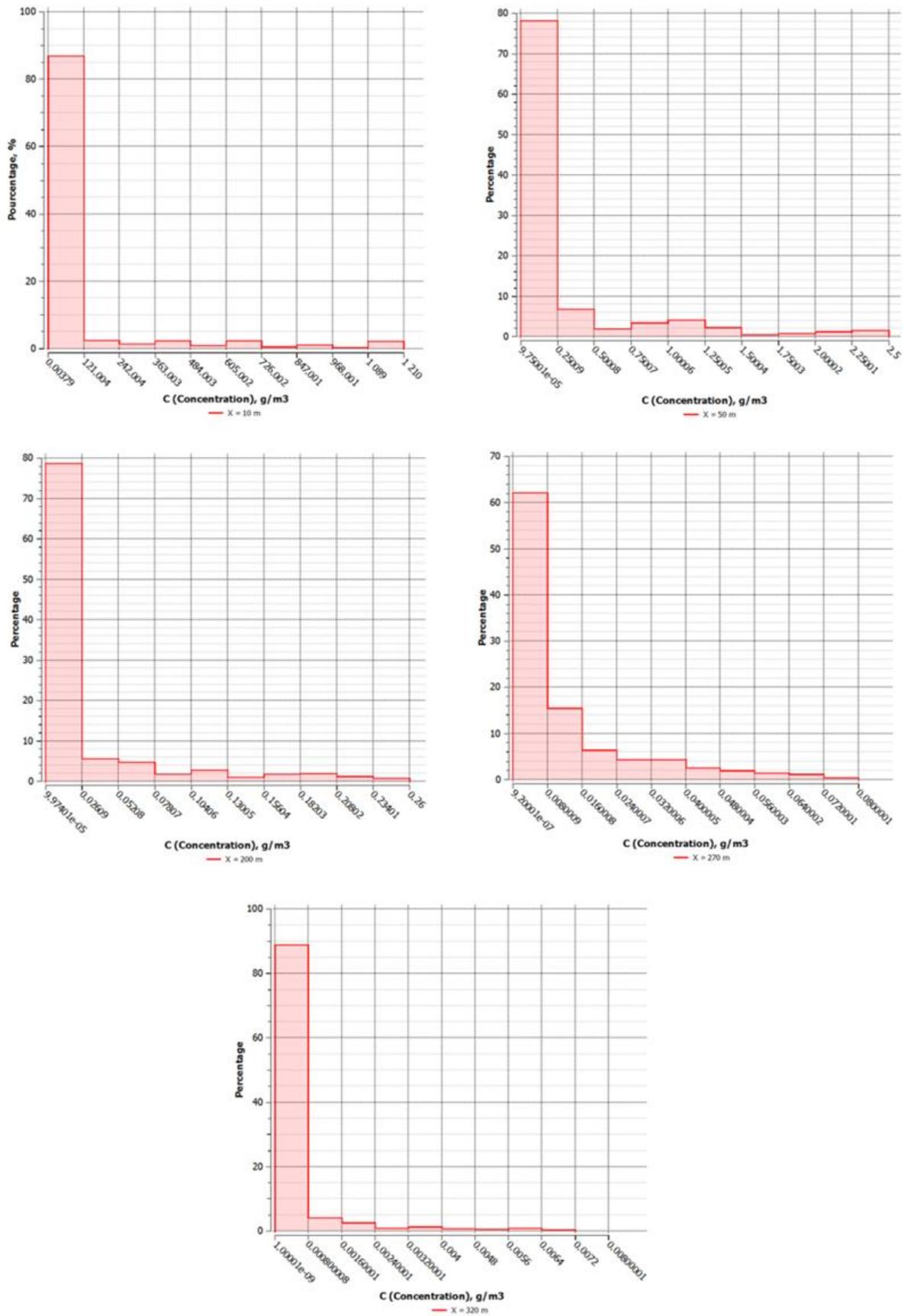


Figure 11. Histogrammes de la concentration du polluant

Ces résultats confortent bien les premières conclusions, que les modèles mathématiques de dispersion atmosphérique de type Gaussien ne prédissent pas, en présence d'obstacles, les concentrations des polluants contrairement au code CFD ANSYS-Fluent qui prédit bien la distribution en largeur de la concentration, du fait de la prise en charge, par le code, de la turbulence. Une étude comparative exorbitera l'avantage de l'un par rapport à l'autre [2,18].

IV. Etude comparative

Faute de données expérimentales pour la confrontation des résultats du modèle CFD et afin de valider nos résultats de la simulation du code ANSYS-Fluent, on a programmé la solution analytique $C(x,y,z,H)$ de l'équation (1). Le programme modélise la distribution de la concentration des polluants dans l'atmosphère en régime stationnaire, avec le langage de programmation MATLAB pour le calcul de la

concentration des polluants en coordonnées spatiales (x, y, z) .

Ce programme est divisé en trois sous routines, la première sous routine est consacrée à la discrétisation du domaine (avec un pas de 1 m dans la direction axiale, 2 m dans l'axe radial et de 1 m sur l'axe vertical) et le calcul des écarts types à partir différentes corrélations susmentionnées pour le modèle de Briggs et celui de Doury, la deuxième sous routine est réservée aux calculs de la concentration $C(x, y, z)$ et la troisième sous routine est réalisée pour la visualisation graphique des concentrations.

Après l'exécution du programme du calcul de la concentration, on a rassemblé les résultats de la concentration dans le plan spatial (x, y, z) , sous forme de graphes, figure 12. Cette figure présente une étude comparative des profils verticaux de la concentration du panache pour trois modèles, le modèle de Briggs, le modèle de Doury et le modèle tridimensionnelle CFD en cinq positions axiales, à $x = 50$ m, $x = 100$ m, $x = 200$ m, $x = 270$ m et à $x = 320$ m pour $y = 0$ m.

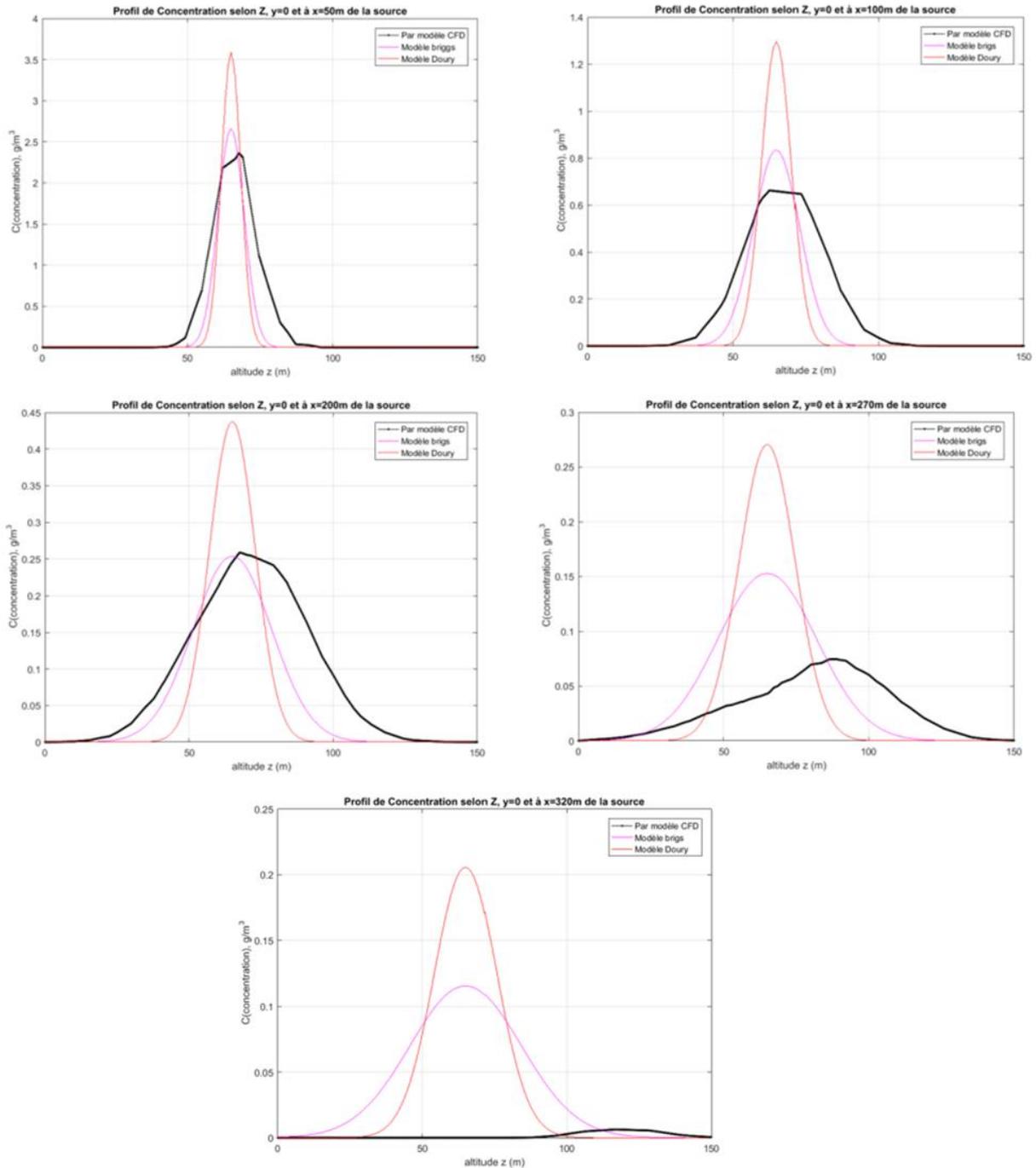


Figure 12. Profils verticaux de la concentration à $y = 0$, pour différentes positions axiales

En condition de stratification neutre avec présence d'obstacles, la dispersion atmosphérique n'est pas augmentée, mais atténuée près des obstacles vu les résultats du code CFD. L'établissement des profils latéraux de la concentration, figure 12, à différentes distances de la source suivant l'axe de l'écoulement et à 65 m du sol, permet la comparaison des prévisions obtenues par le Code CFD ANSYS-Fluent et les deux modèles Gaussiens de Briggs et Doury.

Concernant le code CFD, les profils obtenus sont globalement cohérents avec le modèle de Briggs. Tout au long du volume de la veine de simulation,

on vérifie bien que la valeur maximale est obtenue suivant la direction imposée pour l'écoulement, en $y = 0$ m. La figure 12 témoigne néanmoins d'une sous-estimation de la concentration maximale par le modèle du code CFD à la distance de $x = 50$ m et $x = 100$ m de la source, cette sous-estimation est due à la prise en compte du transport advectif par l'écoulement. A $x = 200$ m, les maximums du code CFD et du modèle Gaussien-Briggs se coincident du fait de l'absence de l'advection à partir de cette distance. Pour les deux autres distances, à $x = 270$ m, juste avant l'obstacle et à $x = 320$ m, derrière l'obstacle, on remarque une nette différence entre

les deux modèles. Cette différence s'explique par le fait que code CFD prend en charge la turbulence de l'écoulement contrairement au modèle Gaussien-Briggs. Le maximum du modèle Gaussien-Briggs est plus important près de l'obstacle, avant et après, du fait qu'il n'est pas conditionné par la présence d'obstacle existant, alors que pour le modèle CFD, les maximums des concentrations à $x = 270$ m et à $x = 320$ m sont aplatis en reflétant ainsi la réalité par la présence d'une singularité.

V. Conclusion

La modélisation de la dispersion dans l'atmosphère, de polluants émis par une installation, permet d'évaluer de façon quantitative les impacts sur la qualité de l'air d'un projet industriel ou d'une activité existante. Elle permet d'une part d'établir une cartographie des concentrations moyennes des dépôts des polluants émis et d'autre part de vérifier le respect des normes réglementaires.

Cette étude présente une étude comparative des modèles : modèle du code CFD ANSYS-Fluent et les modèles mathématiques Gaussiens de Briggs et de Doury de la dispersion atmosphérique en présence d'obstacles, artificiels dans notre cas, avec la mise en œuvre des simulations, en passant par le choix des données de référence.

Il ressort de cette étude que le cas de stabilité neutre avec présence de singularité, bâtiments comme obstacles artificiels, est mieux reproduit par le code ANSYS-Fluent et que les modèles mathématiques de la dispersion de type Gaussien sont aveugles de la présence d'obstacles. Pour conclure, nous pouvons avancer que le code a réussi son étape de validation sur terrain de couverture de sol de terres agricoles ouvertes sans clôtures et haies en présence d'obstacles.

L'utilisation des modèles mathématique de dispersion atmosphérique de type Gaussien pour le calcul des concentrations en champ lointain n'en est pas de même en champ proche, qui est fortement conditionné par les effets de sol et la présence d'obstacles naturels (montagne) ou artificiels (bâtiments) existants.

L'étude par les codes CFD a l'avantage de prendre en compte les conditions de turbulence atmosphérique en vraie grandeur et de rendre compte des effets d'obstacles à proximité du point d'émission. Les résultats de l'étude, par simulation, montrent que la prise en compte de ces effets conduit à une trace au sol beaucoup plus importante en largeur, à des concentrations nettement plus faibles dans l'axe de référence et à un décalage des concentrations maximum par rapport à l'axe du vent.

VI. Références:

1. Turner, D.B. Workbook of atmospheric dispersion estimates: An Introduction to Dispersion Modeling. CRC Press, Inc. Lewis Publishers, United States of America, (1994).
2. Faivre-Pierret, R.X.; Sestier-Carlin, R.; Berne, P. Etude locale de la dispersion de polluants par une méthode de traçage en temps réel. *Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire*, Grenoble Cedex, France.
3. Couillet, J.C.; Salvi, O.; Faucher, B. Dispersion atmosphérique : Mécanismes et outils de calcul. *Direction des risques accidentels*, INERIS-DRA, France, Décembre (2002).
4. Kosutova, K.; Hooff, T.V.; Vanderwel, C.; Blocken, B.; Hensen, J. Cross-ventilation in a generic isolated building equipped with louvers: Wind-tunnel experiments and CFD simulations. *Building and Environment* 154(2019) 263-280.
5. Hanna, S.R.; Briggs, G.A.; Hosker, R.P. Handbook on atmospheric diffusion. *Technical information center*, U.S. department of energy, United States of America, 1982.
6. Demaël, E. Modélisation de la dispersion atmosphérique en milieu complexe et incertitudes associées. *Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*, France, Novembre (2007).
7. Armand, P.; Commanay, J.; Nibart, M.; Albergel, A.; Achim, P. Three dimensional simulations of pollutants atmospheric dispersion around the buildings of industrial sites and urban areas comparison of mercury CFD approach with micro-swift-spray simplified approach. *Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality Limassol*, Cyprus, 27-29 March (2007).
8. Bahloul, A.; Stathopoulos, T.; Chavez, M.; Hajra, B. Effet de bâtiments en amont et en aval sur la dispersion des effluents : Une approche axée sur la mécanique des fluides numérique (CFD). R-852, *Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST)*, Bibliothèque et Archives nationales du Québec, (2014).
9. Blocken, B.; Stathopoulos, T.; Carmeliet, J. CFD simulation of the atmospheric boundary layer: wall function problems. *Atmospheric Environment* 41(2007)238-252.
10. Coulon, F. Etude de l'influence de la stratification atmosphérique dans la dispersion des polluants avec un logiciel de mécanique des fluides numérique. *Météorologie*, (2010).
11. Mehdi, M.; Panin, M.P.; Mohammedi, B. Modelling of distribution of aerosol emission with account of buildings and structures of NPPs. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering* 487(2019)012011, doi:10.1088/1757-899X/487/1/012011.
12. Pontiggia, M.; Derudia, M.; Albab, M.; Scaionib, M.; Rotaa, R. Hazardous gas releases in urban areas: Assessment of consequences through CFD modelling. *Journal of Hazardous Materials* 176(2010)589-596.
13. Farzad, B.T.; Shahin, M.V.; Payam, G.; Mohsen, K. Large eddy simulation of pollutant dispersion in a naturally cross-ventilated model building: Comparison between sub-grid scale models. *Building Simulation*, (2019). <https://doi.org/10.1007/s12273-019-0525-5>.
14. Bluet, J. Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling. *Ministry for the Environment*, Wellington, New Zealand, (2004).
15. Kuptsov, A.I.; Akberov, R.R.; Gimranov, F.M. Developing Nomograms Using CFD Results for Predicting Propagation of Hazardous Gases Released through Vent Stacks to the Atmosphere. *Contemporary Engineering Sciences* 9(2016) 113-124.
16. ANSYS Inc. Fluent User's Guide Version 14.5.0. *s.l. : Fluent, Inc.*, (2012).
17. Da Riva, E.; Wojnarska, S.E. PS Ventilation: UDF, Diffusivity, theory. *CFD team*, CERN, Suisse, (2013).

18. Facy, L.; Brichambaut, Ch.P.D.; Doury, A.; Quinio, R.L.
Utilisation des maquettes aériennes et hydrauliques pour

l'étude de la pollution atmosphérique. *Rapport CEA N°*
2220, Centre d'études nucléaires de saclay, (1962).

Please cite this Article as:

Mohammedi B., Hanini S., Ghezic A., Mellel N., Simulation de l'Effet des Obstacles sur la Dispersion Atmosphérique par un code CFD, *Algerian J. Env. Sc. Technology*, 6:1 (2020) 1246-1259