

# Annexe 9 – Analyse de sensibilité des résultats à la variabilité et à l'incertitude des paramètres d'entrée

## Présentation des scénarios de l'étude de sensibilité

Trois sites ont servi de référence pour cette étude de sensibilité :

- modèle 3D : site de **Cluny** ;
- modèle gaussien : sites de **Vaux-le-Pénil** et **Senneville-sur-Fécamp**.

La composition gaz/particules retenue pour l'étude de sensibilité correspond à la catégorie 50 % gaz et 50 % particules inférieures à 10 µm pour les trois sites, avec en complément la catégorie 50 % gaz et 50 % particules inférieures à 5 µm pour le site de Vaux-le-Pénil.

Les résultats sont présentés en pourcentage de la différence entre le scénario étudié et le calcul de référence présenté dans cette partie :

$$\% = (\text{CAS X} - \text{cas de référence}) / \text{cas de référence} * 100$$

Les résultats sont présentés sous forme cartographique pour la dernière période étudiée. Les valeurs négatives (résultats en diminution par rapport au cas de référence) sont en dégradé de bleu et les valeurs positives (résultats en augmentation par rapport au cas de référence) en jaune orangé.

## Influence de la concentration en dioxines à l'émission

La concentration de dioxines à l'émission est le premier paramètre qui influence les résultats. En effet, les concentrations dans l'air et les dépôts calculés après modélisation seront directement proportionnels à la concentration en dioxines dans les gaz, les autres paramètres ne subissant aucune variation. L'influence de ce paramètre a été étudiée pour un site à topographie complexe (site de Cluny, modèle de dispersion 3D, cas 3 et 4), et pour un site à topographie faible (site de Vaux-le-Pénil – modèle gaussien, cas 1 et 2).

Les résultats de concentrations et de dépôts obtenus pour ces cas tests sont directement proportionnels aux variations de concentrations.

Ainsi, une erreur relative de 10 % sur la concentration en dioxines à l'émission entraîne une erreur relative de 10 % sur les résultats. De même, une erreur relative de 50 % sur la concentration en dioxines à l'émission entraîne une erreur relative de 50 % sur les résultats.

## Influence de la hauteur de cheminée

La hauteur de cheminée intervient dans le calcul de la surélévation du panache. Plus la cheminée est haute, plus les résultats au sol après dispersion seront faibles. L'influence de ce paramètre a été étudiée pour un site à topographie complexe (site de Cluny, modèle de dispersion 3D, cas 7), et pour un site à topographie faible (site de Vaux-le-Pénil – modèle gaussien, cas 5).

Le tableau ci-dessous présente les valeurs extrêmes de la différence entre les scénarios étudiés et les cas de référence exprimée en pourcentage relatif, sur l'ensemble du domaine d'étude et pour la dernière période étudiée.

Pour le site de Vaux-le-Pénil, une baisse de la hauteur de la cheminée de 10 % entraîne une augmentation des dépôts de 0 à 20 %.

Pour le site de Cluny, les résultats montrent qu'il y a des zones où les concentrations et dépôts augmentent et d'autres où ils diminuent.

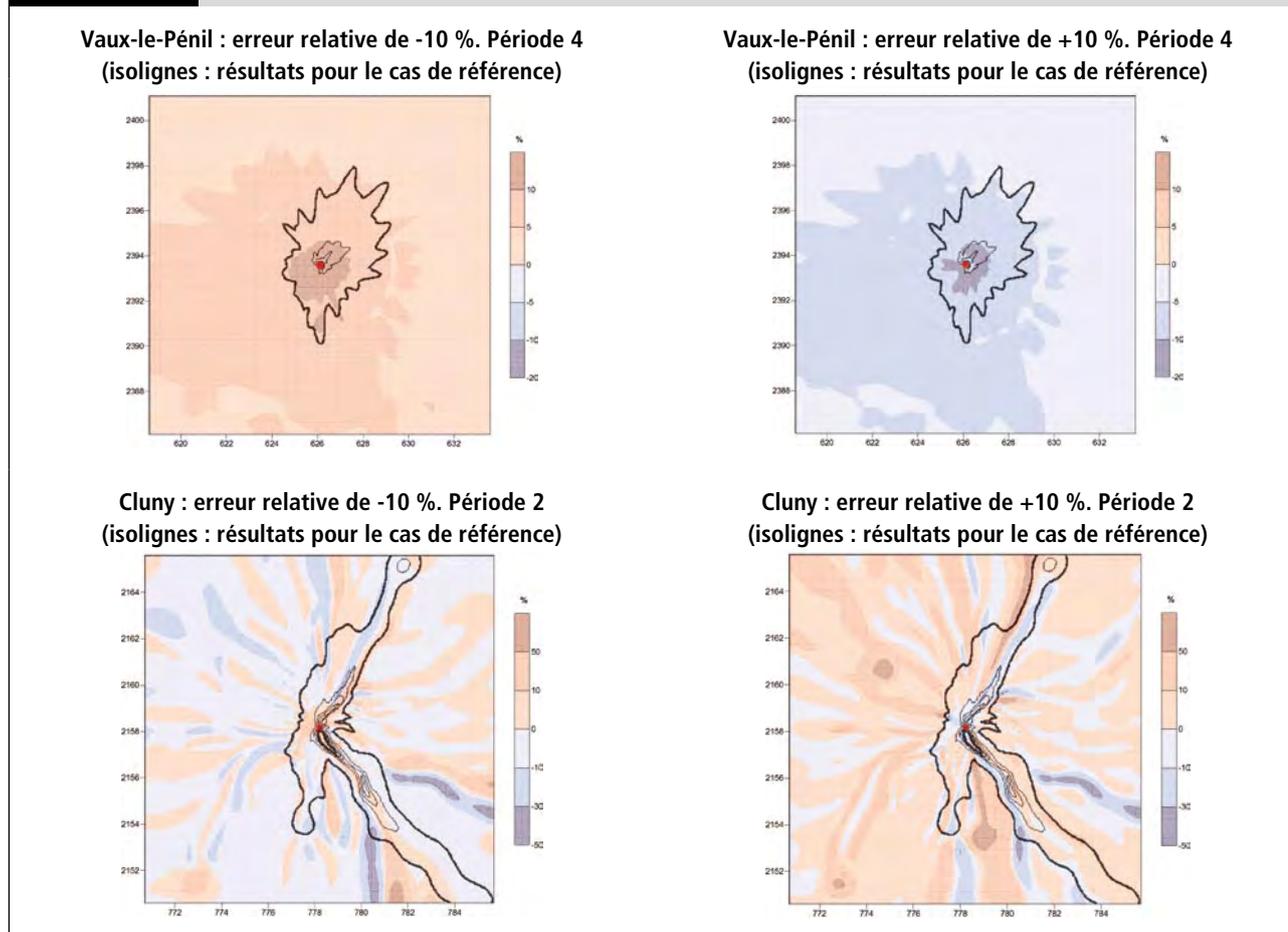
Les cartographies présentant l'impact d'une erreur relative de 10 % sur la hauteur de cheminée permettent de mieux comprendre les différences.

Les cartes de la figure ci-après présentent l'impact d'une erreur relative de 10 % pour Cluny et Vaux-le-Pénil. La trace des retombées obtenue pour le cas de référence est présentée en image de fond sur les cartes (isolignes).

TABLEAU 1	IMPACT D'UNE ERREUR RELATIVE DE ± 10 % SUR LA HAUTEUR DE CHEMINÉE							
	Concentration				Dépôts			
	Erreur -10 %		Erreur +10 %		Erreur -10 %		Erreur +10 %	
	% min	% max	% min	% max	% min	% max	% min	% max
<b>Cluny</b>								
50 % gaz - 50 % PM10	-83 %	196 %	-83 %	331 %	-48 %	86 %	-46 %	604 %
<b>Vaux-le-Pénil</b>								
50 % gaz - 50 % PM5	1 %	63 %	-37 %	-5 %	-4 %	32 %	-26 %	-3 %
50 % gaz - 50 % PM10	3 %	65 %	-36 %	-3 %	0 %	19 %	-14 %	0 %

FIGURE 1

INFLUENCE DE LA HAUTEUR DE CHEMINÉE - CARTES DE DIFFÉRENCE DE RÉSULTATS SUR LES DÉPÔTS EN % RELATIF



Pour le site de Vaux-le-Pénil, on constate qu’une baisse de la hauteur de cheminée entraîne une hausse des concentrations sur l’ensemble du domaine.

Pour le site de Cluny, les zones où les dépôts augmentent et celles où ils diminuent sont moins tranchées. En effet, les calculs étant réalisés avec un modèle 3D, le fait de baisser la hauteur de cheminée va entraîner une baisse de la hauteur du panache. L’axe du panache va donc se retrouver à un niveau d’altitude différent du cas de référence, niveau ayant une vitesse de vent et surtout une direction de vent différente. La trajectoire horizontale de l’axe du panache peut donc être modifiée par rapport à celle du cas de référence, en particulier dans les zones à topographie très marquée.

À noter que dans les zones éloignées de la trace au sol, les dépôts au sol peuvent avoir une valeur proche de zéro, aussi bien dans le cas de référence que dans les scénarios étudiés. Dans ce cas, la différence de valeur exprimée en pourcentage relatif n’a plus beaucoup de sens.

**Influence de la vitesse des gaz en sortie de cheminée**

La vitesse des gaz en sortie de cheminée intervient dans le calcul de la surélévation du panache. Plus la vitesse des gaz est importante, plus le panache va s’élever et plus les résultats au sol après dispersion seront faibles. L’influence de ce paramètre a été étudié pour un site à topographie complexe (site de Cluny, modèle de dispersion 3D, cas 5 et 6), et pour un site à topographie faible (site de Vaux-le-Pénil – modèle gaussien, cas 3 et 4).

Les tableaux ci-après présentent les valeurs extrêmes de la différence entre les scénarios étudiés et les cas de référence exprimée en pourcentage relatif, sur l’ensemble du domaine d’étude et pour la dernière période étudiée.

TABLEAU 2	IMPACT D’UNE ERREUR RELATIVE DE ± 10 % SUR LA VITESSE D’ÉJECTION DES GAZ								
	Concentration				Dépôts				
	Erreur -10 %		Erreur +10 %		Erreur -10 %		Erreur +10 %		
	% min.	% max.	% min.	% max.	% min.	% max.	% min.	% max.	
<b>Cluny</b>									
50 % gaz - 50 % PM10	-84 %	151 %	-86 %	196 %	-51 %	71 %	-50 %	180 %	
<b>Vaux-le-Pénil</b>									
50 % gaz - 50 % PM5	-3 %	22 %	-20 %	-2 %	-9 %	12 %	-14 %	0 %	
50 % gaz - 50 % PM10	0 %	25 %	-18 %	0 %	-1 %	9 %	-7 %	1 %	

**TABLEAU 3**

**IMPACT D'UNE ERREUR RELATIVE DE  $\pm 50\%$  SUR LA VITESSE D'ÉJECTION DES GAZ**

	Concentration				Dépôts			
	Erreur -10 %		Erreur +10 %		Erreur -10 %		Erreur +10 %	
	% min.	% max.	% min.	% max.	% min.	% max.	% min.	% max.
<b>Cluny</b>								
50 % gaz - 50 % PM10	-87 %	457 %	-88 %	931 %	-94 %	316 %	-82 %	305 %
<b>Vaux-le-Pénil</b>								
50 % gaz - 50 % PM5	1 %	276 %	-58 %	-5 %	-2 %	123 %	-43 %	2 %
50 % gaz - 50 % PM10	0 %	287 %	-58 %	-1 %	-6 %	161 %	-29 %	6 %

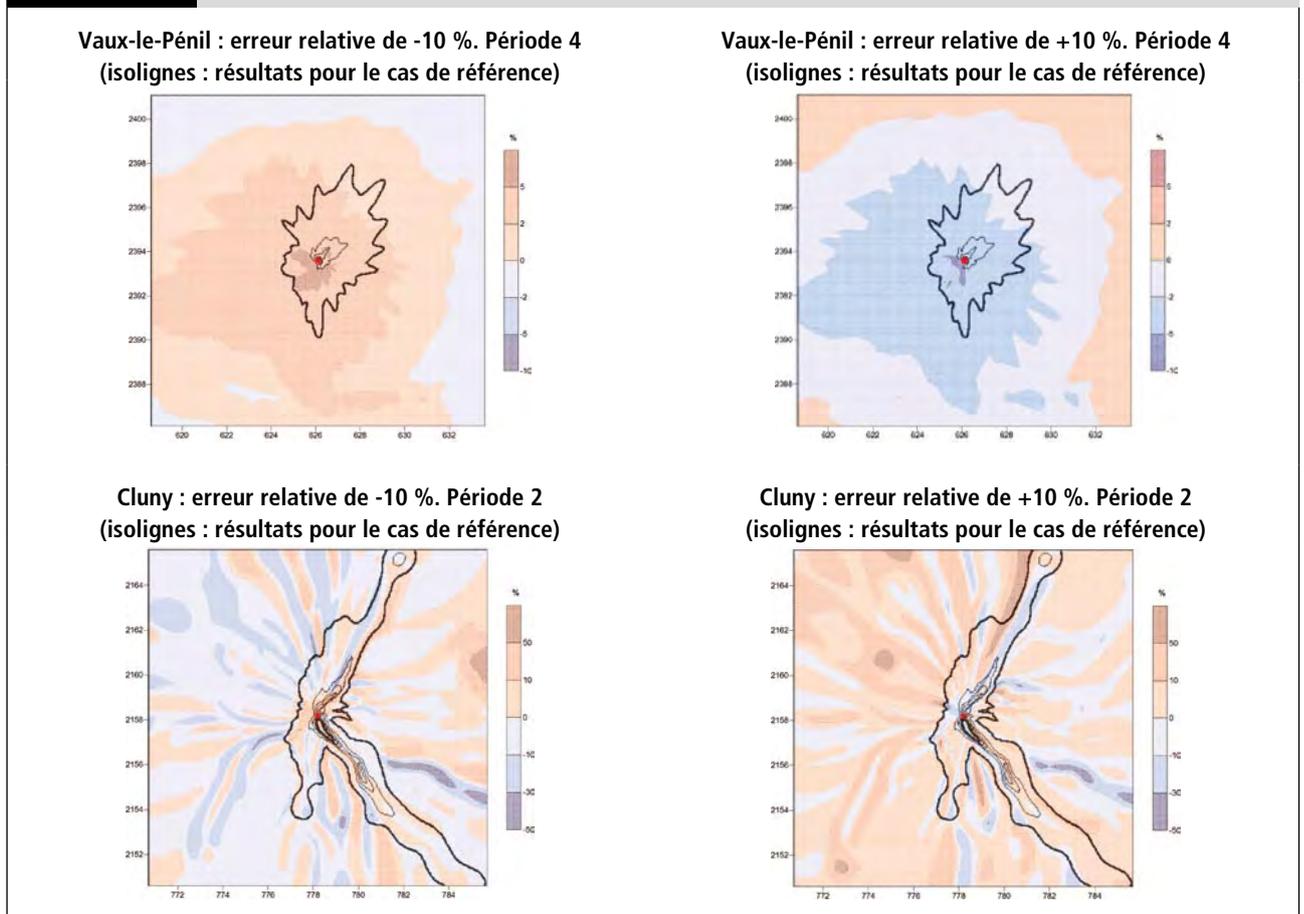
En diminuant ou en augmentant la vitesse des gaz en sortie de cheminée, les résultats montrent qu'il y a des zones où les concentrations et dépôts augmentent et d'autres où ils diminuent. En effet, augmenter la vitesse des gaz en sortie de cheminée signifie que le panache va monter plus haut et donc qu'il retombera au sol plus loin. Les concentrations et dépôts vont donc diminuer dans les zones où les résultats étaient les plus importants, et augmenter dans les zones plus éloignées.

Les cartographies présentant l'impact d'une erreur relative de 10 % et 50 % permettent de mieux comprendre les différences.

Les cartes de la figure 2 présentent l'impact d'une erreur relative de 10 % pour Cluny et Vaux-le-Pénil. La trace des retombées obtenue pour le cas de référence est présentée en image de fond sur les cartes (isolignes).

**FIGURE 2**

**INFLUENCE DE LA VITESSE DES GAZ EN SORTIE DE CHEMINÉE – CARTES DE DIFFÉRENCE DE RÉSULTATS SUR LES DÉPÔTS EN % RELATIF**



Pour le site de Vaux-le-Pénil, on constate qu'une diminution de la vitesse des gaz en sortie de cheminée entraîne une augmentation des dépôts au sol à proximité du site, et une diminution des dépôts en zone plus éloignée (supérieure à 5 km du site).

niveau d'altitude différent du cas de référence, niveau ayant une vitesse de vent et surtout une direction de vent différente. La trajectoire de l'axe du panache peut donc être modifiée de façon différente de celle du cas de référence, en particulier dans les zones à topographie très marquée.

Pour le site de Cluny, les zones où les dépôts augmentent et celles où ils diminuent sont moins tranchées. En effet, les calculs étant réalisés avec un modèle 3D, le fait de baisser la vitesse de rejet va entraîner une baisse de la hauteur du panache. L'axe du panache va donc se retrouver à un

À noter que dans les zones éloignées de la trace au sol, les dépôts au sol peuvent avoir une valeur proche de zéro, aussi bien dans le cas de référence que dans les scénarios étudiés. Dans ce cas, la différence de valeur exprimée en pourcentage relatif n'a plus beaucoup de sens.

L'impact d'une erreur relative de  $\pm 10\%$  sur la vitesse des gaz en sortie de cheminée et moins important que celui induit par une erreur relative de  $\pm 10\%$  sur la hauteur de la cheminée. En effet, une variation de  $10\%$  sur la vitesse de rejet entraîne une variation de  $3\%$  sur la hauteur du panache (hauteur de cheminée additionnée de la surhauteur calculée à partir de la vitesse de rejet, d'une vitesse de vent et température moyens). Une erreur relative de  $\pm 10\%$  sur la vitesse des gaz en sortie de cheminée équivaut donc à une erreur relative de  $\pm 3\%$  sur la hauteur de cheminée.

### Influence des caractéristiques des dioxines

Le choix de la taille des particules et du ratio particules/gaz est particulièrement important pour la modélisation. Par défaut le choix d'une répartition des dioxines à  $50\%$  sous forme particulaire et gazeuse semble être une hypothèse raisonnable selon les recommandations de l'Inéris et selon la littérature internationale. La taille des particules émises à la cheminée n'a pas été mesurée sur les UIOM de l'étude,

sachant que pour les petites UIOM, la capacité des filtres étaient faibles. Le scénario  $50\%$  particules de  $1\ \mu\text{m}$ ,  $50\%$  particules de  $5\ \mu\text{m}$  a été considéré comme le scénario de référence selon les recommandations de l'Inéris pour tous les UIOM sauf les moins de  $6\ \text{t/h}$ . Après comparaison aux données environnementales et après concertation avec l'Inéris, la méthode recommandée par le Bureau Veritas/Careps sur Gilly-sur-Isère, à savoir des particules de  $10\ \mu\text{m}$  a été finalement adoptée comme le scénario de référence pour les moins de  $6\ \text{t/h}$ , pour les deux modèles de dispersion utilisés dans l'étude.

### Influence du choix de la taille des particules

Sur l'exemple du site de Vaux-le-Pénil, on a voulu montrer l'effet du choix de la taille de particules, dans un scénario  $50\%$  particules  $50\%$  gaz sur les dépôts cumulés. Un transect passant par une zone de fort gradient montre le dépôt cumulé si les particules ont une taille de  $1,5$  ou  $10\ \mu\text{m}$  (Isatis v6.03).

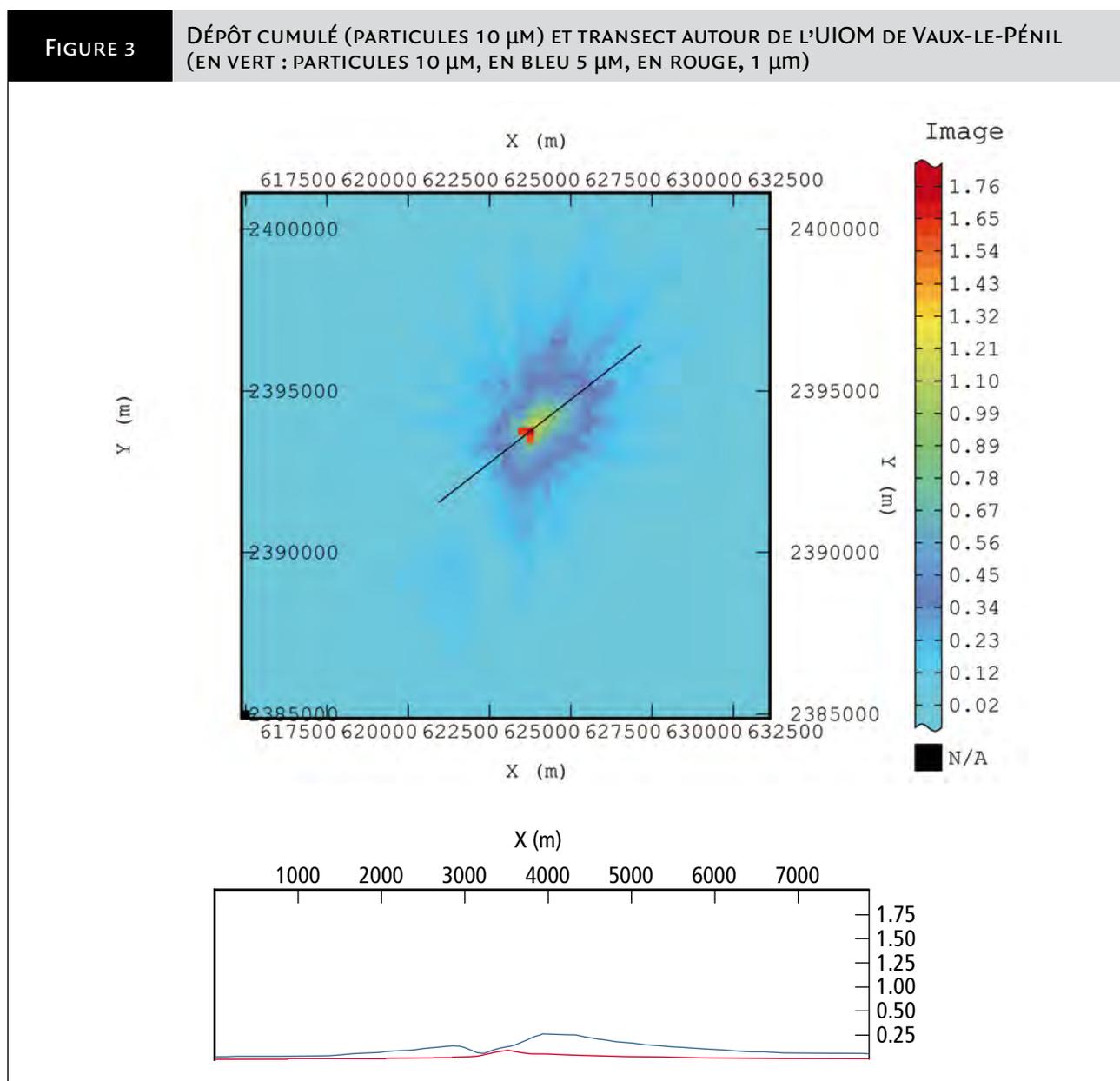
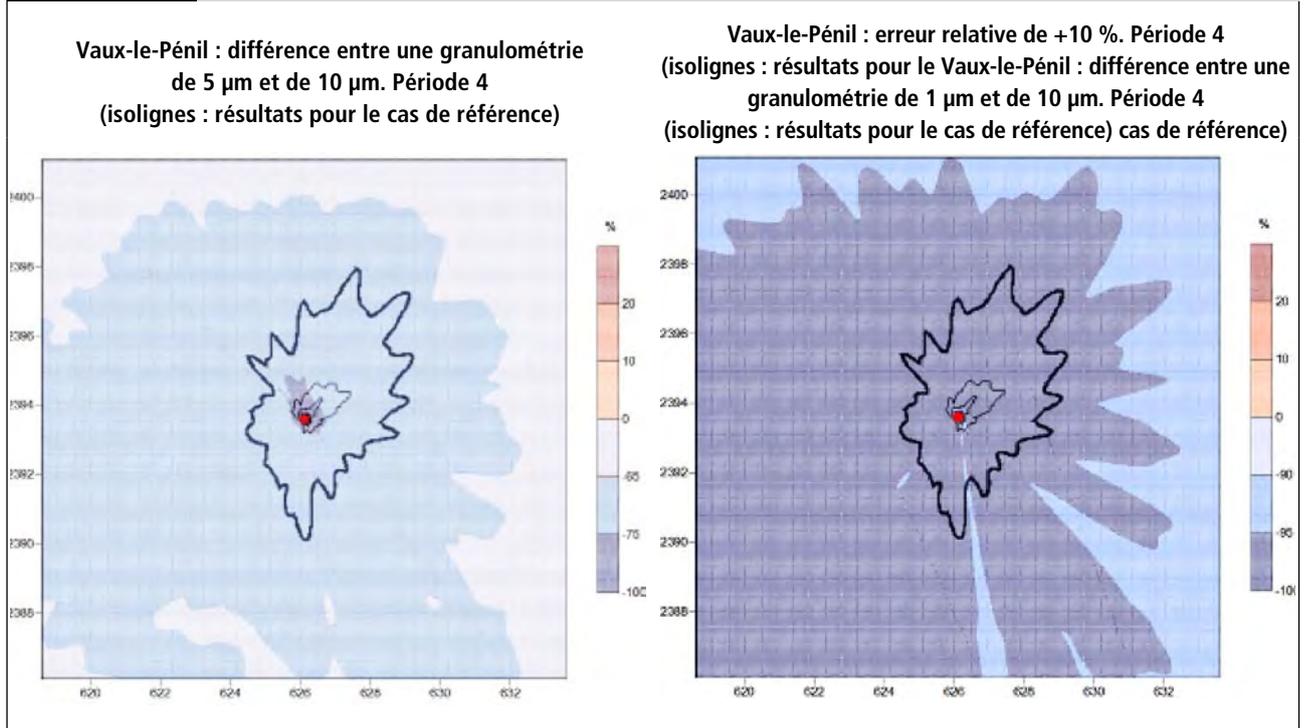


FIGURE 4

COMPARAISON DES DÉPÔTS CUMULÉS SUR TRANSECT ENTRE DIFFÉRENTS CHOIX DE TAILLES DE PARTICULES POUR LA DISPERSION DES DIOXINES



Comme on peut le constater, les figures 9 et 10 montre l'impact très important de la granulométrie sur les résultats du modèle de dispersion.

**Influence de la météorologie**

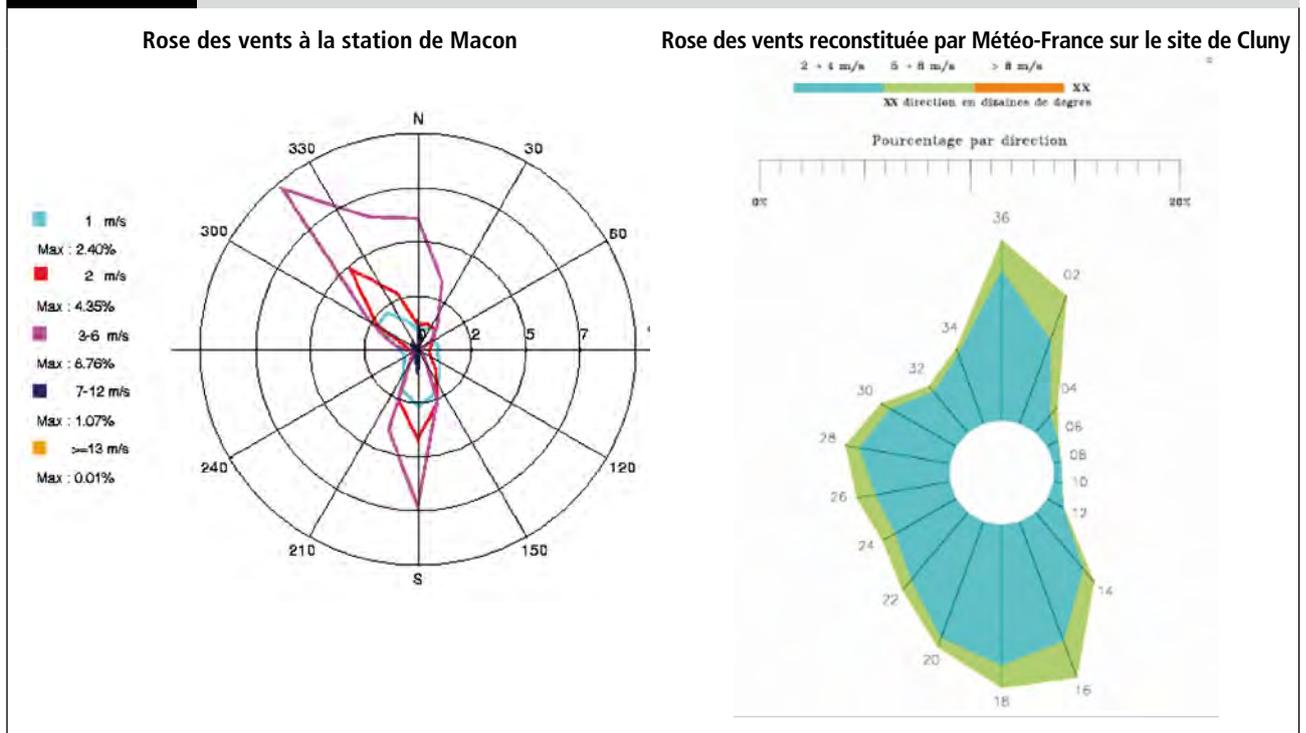
La rose des vents retenue pour la modélisation a beaucoup d'influence sur les résultats et sur la localisation des zones de retombées. Dans le cas de Cluny, les données météorologiques retenues sont issues de la station de Macon, située dans une autre vallée que celle où se trouve

l'incinérateur. Le modèle 3D reconstitue l'écoulement du vent dans la vallée de Cluny à partir des mesures de la station de Macon.

Afin de connaître la rose des vents sur le site, Météo-France a reconstitué la rose des vents sur Cluny à partir d'un modèle météorologique (Meso-NH). La rose de Macon et celle reconstituée sur Cluny sont présentées sur la figure 5. On retrouve l'axe Nord-Sud sur les deux roses des vents.

FIGURE 5

COMPARAISON DES ROSES DES VENTS POUR LE SITE DE CLUNY



Afin de comparer l'influence des deux météorologies sur les résultats de la modélisation, la rose des vents reconstituée par Météo-France sur le site de Cluny a été intégrée dans le modèle de dispersion à la place des données météorologiques de Macon. Pour cette simulation, les données météorologiques ne sont pas disponibles, seules les statistiques correspondant aux fréquences d'occurrence de chaque vitesse et direction de vent sont connues. La modélisation a donc consisté à simuler chaque couple vitesse-direction de vent et à appliquer le pourcentage d'occurrence de ce couple sur les résultats obtenus. La stabilité atmosphérique n'étant pas connue, elle a été

considérée constante (atmosphère neutre). De plus, cette méthode de modélisation ne permet pas d'intégrer les mesures de pluie, les dépôts humides n'ont donc pas pu être calculés.

Les résultats de cette simulation sont présentés dans le tableau 4 donnant les valeurs au point géographique le plus pénalisant, et cartographiés sur la figure 6 en comparaison des résultats de la simulation qui retient les données météorologiques de la station Météo-France de Macon.

**TABEAU 4** INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE - SITE DE CLUNY – PÉRIODE 2

	Station Météo-France de Macon		Rose des vents reconstituée sur Cluny	
	Conc. max. (fg/m <sup>3</sup> )	Dépôts totaux max. (fg/m <sup>2</sup> /s)	Conc. max. (fg/m <sup>3</sup> )	Dépôts totaux max. (fg/m <sup>2</sup> /s)
50 % gaz - 50 % PM10	5 495	53,8	5 687	40,8

Au point géographique le plus pénalisant, les concentrations et les dépôts calculés en tenant compte de la rose des vents reconstituée sur le site sont du même ordre de grandeur que ceux calculés en prenant les données météo de la station de Macon.

Les cartes de retombées obtenues sont différentes, malgré la similitude des roses des vents. La zone de retombée maximale dans le cas de la modélisation de référence (station météorologique de Macon) se situe au sud-est de l'incinérateur, le long de la vallée, alors qu'elle se trouve au Nord de l'incinérateur dans le cas de la modélisation intégrant la rose des vents reconstituée. Cette différence s'explique principalement par la stabilité atmosphérique qui est considérée constante dans le second cas de modélisation. Les vents d'atmosphère stable ne sont pas pris en compte alors que ces vents peuvent changer de direction en fonction de la topographie et sont donc responsables du contournement du panache autour du relief. En cas d'atmosphère neutre, la direction du vent est peu modifiée et le panache suit globalement les directions du vent observées sur la rose des vents.

### Influence des variations temporelles des émissions

La méthode la plus simple de modéliser la dispersion des retombées de dioxines consiste à prendre en compte dans un premier temps

un flux de polluant moyen annuel. Les résultats de la modélisation donnent alors un premier ordre de grandeur. Dans un second temps, il est possible d'affiner la modélisation en intégrant les variations temporelles des émissions.

Dans le cas de Cluny, l'incinérateur a fonctionné en discontinu puisqu'il était arrêté la nuit et les dimanches. Les résultats présentés en référence sont basés sur un fonctionnement en continu avec un flux moyen annuel calculé sur un nombre d'heures de fonctionnement moyen. Une simulation supplémentaire a été réalisée afin de connaître les résultats en intégrant les arrêts de nuit, du dimanche et le redémarrage du matin avec des concentrations en dioxines 500 fois plus importantes pendant 1 heure. Selon l'Inéris, les concentrations en dioxines seraient 100 à 1 000 fois plus élevées pendant les phases de redémarrage que lors du fonctionnement normal de l'installation (cas 1).

Les résultats de cette simulation sont présentés dans le tableau 5 donnant les valeurs au point géographique le plus pénalisant, et cartographiés sur la figure 7 en comparaison des résultats de la simulation de référence (fonctionnement continu avec un flux moyen annuel de dioxines).

FIGURE 6

INFLUENCE DE LA MÉTÉOROLOGIE - CARTES DE DÉPÔTS POUR LE SITE DE CLUNY – PÉRIODE 2

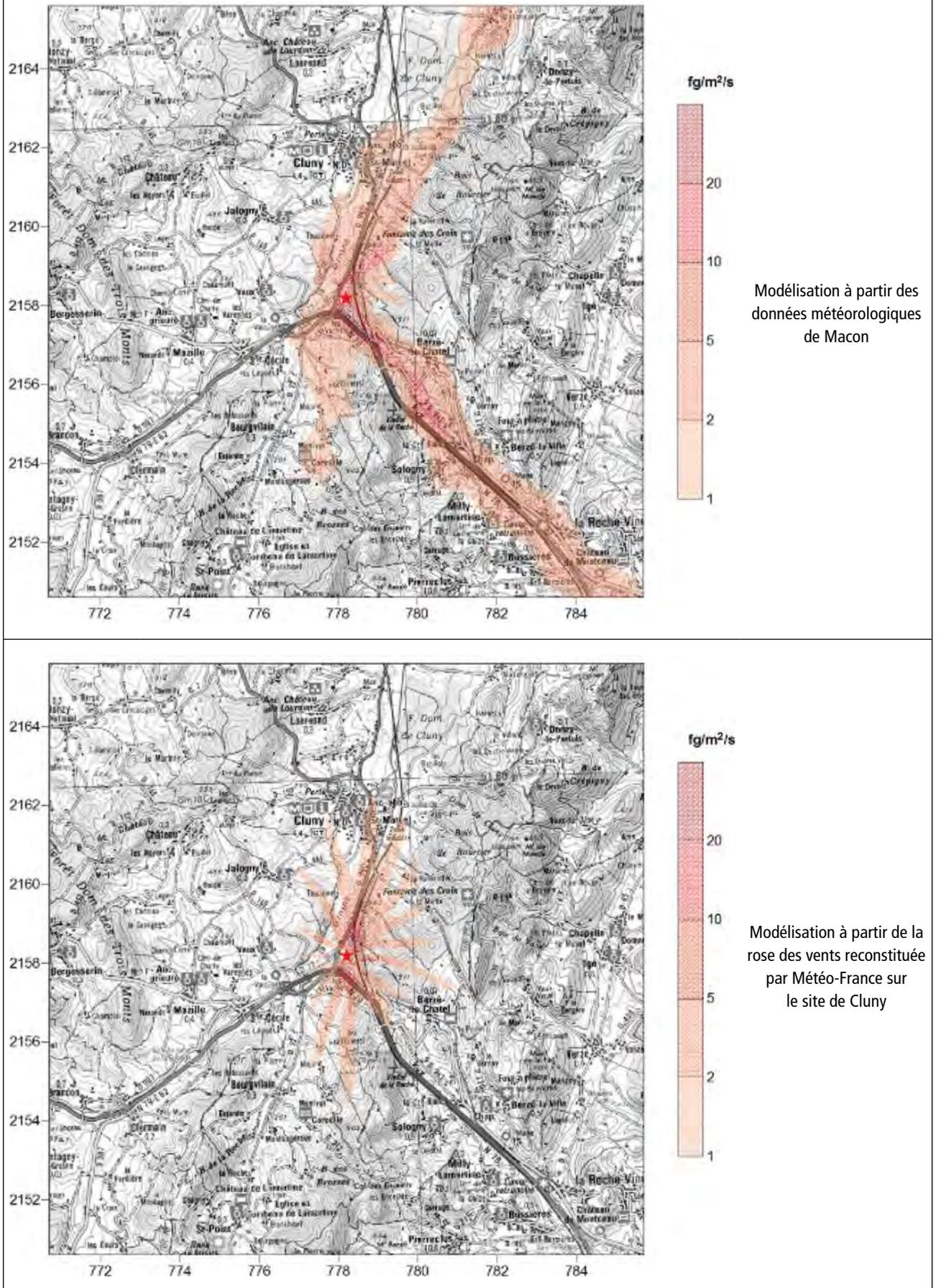


FIGURE 7

INFLUENCE DES VARIATIONS TEMPORELLES DES ÉMISSIONS - CARTES DE DÉPÔTS POUR LE SITE DE CLUNY – PÉRIODE 2

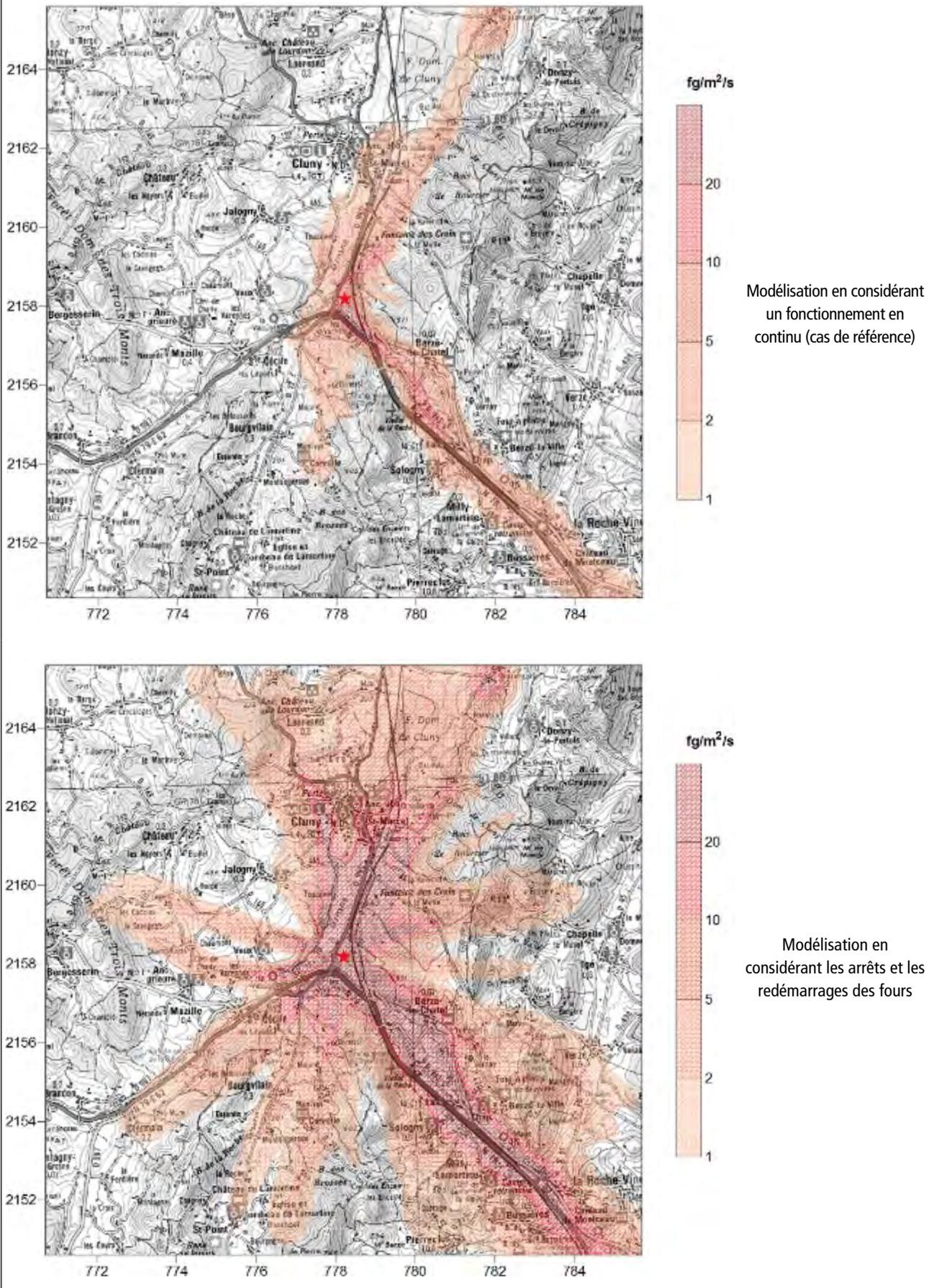


TABLEAU 5

INFLUENCE DES VARIATIONS TEMPORELLES DES ÉMISSIONS - SITE DE CLUNY – PÉRIODE 2

	Cas de référence fonctionnement continu		Fonctionnement discontinu intégrant les variations des émissions	
	Conc. max. (fg/m <sup>3</sup> )	Dépôts totaux max. (fg/m <sup>2</sup> /s)	Conc. max. (fg/m <sup>3</sup> )	Dépôts totaux max. (fg/m <sup>2</sup> /s)
50 % gaz - 50 % PM10	5 495	53,8	126 000	1 476

Au point géographique le plus pénalisant, les concentrations et les dépôts calculés en prenant en compte les arrêts et les redémarrages des fours sont environ 25 fois plus élevés que les valeurs obtenues pour le cas de référence. Cette augmentation importante est liée au redémarrage des fours de l'incinérateur où les concentrations de dioxines émises sont multipliées par 500 sur une heure. Sur une journée

complète, le flux de dioxines est alors multiplié par 22, malgré l'arrêt des fours durant la nuit.

Les deux cartes présentent les mêmes zones de retombées. Cependant, elles sont plus étendues pour la simulation prenant en compte les arrêts et les redémarrages des fours et les valeurs obtenues sont plus élevées.

## Bibliographie

Afssa. Dioxines, furanes et PCB de type dioxines : évaluation de l'exposition de la population française, Afssa, Paris, 2005, 57 p.

Afssa-InVS. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM : état des connaissances et protocole d'une étude d'exposition. Afssa-InVS, Saint-Maurice. 2003, 198 p.

AINF. Usine de traitement des ordures ménagères du SIGUAM à Vaux-le-Pénil. AINF, Melun, 1981, 20 p.

Apave. Contrôle des effluents gazeux rejetés à l'atmosphère par le four d'incinération d'ordures ménagères (1 et 2) de l'UIOM de Dijon. Apave, Tassin, 1993, 15 p.

Apave. Rapport relatif aux bilans thermiques de l'incinérateur d'ordures ménagères de Melun. Apave, Melun, 1999, 12 p.

Apave. Rapport d'analyse de l'UIOM de Pluzunet, 2000.

Apave. Rapport d'essai, 2001 UTOM Melun, Apave, Paris, 6 p.

Apave. Rapport d'essai UIOM de Dijon, Apave, Tassin, 2002, 12 p.

Apave. Rapport d'analyse de l'UIOM de Pluzunet. Apave, 2004.

Apave. Rapport de contrôle 1D 6034-b/154, de l'UIOM Novergie Ouest Senneville-sur-Fécamp, 2001, 19 p.

Aria. Étude de la dispersion atmosphérique des fumées émises par l'UIOM de Maubeuge-ancienne configuration pour SMIAA. Aria, Boulogne Billancourt, 2004, 64 p.

Bicocchi S. Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Record, Paris, 1998, 188 p.

Bicocchi S. L'Hospitalier. C. Les techniques de dépoussiérage des fumées industrielles. Record, Paris, 2002, 293 p.

Bonnard R. Paramètre physicochimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques, Inéris, Paris, 2004, 43 p.

Brzuzy LP. Hites RA. Estimating the atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soils. *Envir Sci Technol.* 1995, 29:2090-8.

Bureau Veritas. 1993, Analyse des rejets atmosphériques particuliers et gazeux (Melun). Bureau Veritas, Noisiel, 20 p.

Bureau Veritas/Careps. Dupasquier F, Lassagne L, Étude quantitative du risque sanitaire UIOM de Gilly/Isère (73) : définition du terme source, version finale. Bureau Veritas/Careps, Grenoble, 2004, 28 p.

Careps. Drass de Bourgogne, Évaluation des risques sanitaires liés aux émissions atmosphériques de dioxines de l'UIOM de Cluny. Careps, Grenoble, 2003, 73 p.

Chao MR, Hu CW, Chen YL, Chang-Chien GP, Lee WJ, Chang LW. 2004, Approaching gas-particle partitioning equilibrium of atmospheric PCDD/Fs with increasing distance from an incinerator: measurement and observations on modeling. *Atmospheric Environment* 38, 1501-10.

Chao MR, Hu CW, Chen YL, Chang-Chien GP, Lee WJ, Chang LW, Lee WS, Wu KY. Approaching gas-particle partitioning equilibrium of atmospheric PCDD/Fs with increasing distance from an incinerator: measurements and observations on modeling. *Atmospheric Environment*. 2004, 38, 1501-10.

Cleverly D, Schaum J, Schweer G, Becker J, Winters D. The congener profiles of anthropogenic sources of chlorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans in the United States. *Organohalogen compounds* 1997, 32:430-5.

CME environnement, Contrôle de dioxines et furanes effectué sur les rejets à l'émission ; usine d'incinération des ordures ménagères de Cluny, 2002

Collet S. Émissions de dioxines et furanes et autres polluants liées à la combustion de bois naturels et adjuvantés. Inéris, Verneuil en Halatte, 2000, 68 p.

Dioxlab. Prélèvements et analyses de dioxines et furanes sur les rejets atmosphériques de deux fours de l'usine de Maubeuge. Dioxlab, Saint-Maurice, 2004, 27 p.

Domingo JL, Schuhmacher M, Agramunt MC, Llobet JM, Rivera J, Muller L. PCDD/F Levels in the neighbourhood of a municipal waste incinerator after introduction of technical improvements in the facility. *Environment International* 2002, 28:19-27.

Eitzer B, Hites RA. Polychlorinated Dibenzo-P-dioxins and dibenzofurans in the ambient atmosphere of bloomington Indiana, *Envir Sci Technol* 23, 1389-95.

Elyo. Dossier n°3 étude d'impact UIOM du district de Senneville-sur-Fécamp, Senneville-sur-Fécamp, 1989, 50 p.

Hanna SR, Egan BA, Purdum J, Wagler J. 2001, Evaluation of the ADMS, AERMOD, and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke Forest, Kincaid, Indianapolis and Lovett field datasets., *International Journal of Environment and Pollution* 1996, 16:301-14.

Inéris. Méthode de surveillance des retombées des dioxines et furanes autour d'une UIOM.

Inéris. Rouil L, Pradelle F. 2003, Calcul de la dispersion des rejets atmosphériques dans la zone d'impact de l'UIOM de Melun, 2001, 47 p.

Ingevalor. Étude de dispersion atmosphérique des polluants émis par l'UIOM de Dijon. Ingevalor, Dijon, 2001, 11 p.

Kaupp H, Mc Lachlan MS. Distribution of PCDD/Fs and PAHs within the full size range of atmospheric particles, *Atmospheric Environment* 2000, 34:73-83.

Koller E. Traitement des pollutions industrielles. Dunod. Paris, 2004.

Le Gall C. Utilisation des modèles multimédias pour l'évaluation du comportement de substances organiques dans l'environnement, Inéris, Verneuil-en-Halatte, 2004, 91 p.

Leduc R. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique, Direction du milieu atmosphérique, ministère de l'Environnement et de la faune, Québec, 1998, 35 p.

MEDD, Grimot M, d'Ornellas C. Rapport de l'inspection générale de l'environnement L'usine d'incinération d'ordures ménagères de Cluny, MEDD, Paris, 2002, 15p+annexes.

Normandie mesures, Contrôle des rejets atmosphériques sur le four de l'UIOM de Senneville-sur-Fécamp, Colombelles, 1995, 10 p.

Oh JE, Chang YS, Kim EJ, Lee DW. Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in different sizes of airborne particles, *Atmospheric Environment* 2002, 36:5109-17.

Riss A, Hagenmaier U, Weberruss U, Schlatter C, Wacker R. Comparison of PCDD/PCDF levels in soil, grass, cow's milk, human blood, and spruce needles in an area of PCDD/PCDF contamination through emissions from a metal reclamation plant, *Chemosphere*, 1990, 21:1451-6.

Rouil L. Évaluation d'études d'impact atmosphérique des rejets d'UIOM, Inéris, 2004, 39 p.

SMIAA. Les travaux de rénovation-mise aux normes du centre de valorisation énergétique de Maubeuge. SMIAA, Maubeuge, 2002, 34 p.

Société française de santé publique, L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. SFSP, Vandœuvre-lès-Nancy, 1999, 366 p.

SOCOR. Rapport d'essai (...) réalisé sur les effluents gazeux émis par le four d'incinération d'ordures ménagères n°1, site de Dijon, Dijon, 1999, 10 p.

SOCOR. Rapport d'essai et de prélèvements PCDD/PCDF septembre 2003 COMADI Dijon. SOCOR, Vitry/Seine, 2003, 29 p.

Trouve G, Delfosse L. Étude bibliographique sur les conditions et les mécanismes de formation à basses températures (200 à 400 °C) des dibenzodioxines, dibenzofurannes polychlorés. Record, Mulhouse, 1997, 68 p.

US-EPA, Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous waste combustion facilities (HHRAP). In- Draft, P.r. (Ed.), Office of solid waste. US-EPA, Washington DC. 1998, 1 000 p.

US-EPA (a), Draft Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8 TCDD and related compounds. In: Assessment, N.C.f.E. (Ed.), Washington, 2000.

US-EPA (b), Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications. US-EPA, USA, 2000 171 p.

Veritas, Rapport de contrôle de rejets atmosphériques, lieu UIOM Vaux-le-Pénil. Bureau Veritas, 2000, 13 p.

Yamamoto T, Fukushima M. Modelling study on contribution of combustion source complex to PCDD/f levels in urban air. Chemosphere 1993, 27:295-300.

## Modèles

Agence internationale de l'énergie atomique, Dispersion atmosphérique et choix des sites de centrales nucléaires, Guide de sûreté, Vienne, 1981.

Albergel A, Fresneau A, Commanay J, Lacomme JM, Moussafir J. Operational on-line modelling tool: evaluation of the three common techniques (Gaussian puff, Eulerian and Lagrangian) - Application on Fos-Berre area, The ninth conference on "Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes" June 1-4, in Garmisch-Partenkirchen, Germany, 2004.

Briggs GA. Diffusion estimation for small emission, ATDL 79 Oak Ridge, Tennessee, USA, 1973.

Briggs GA. Plume rise predictions, in: Lecture on air pollution and environmental impact analyses, Workshop Proceedings, Boston, Mass, 1975.

Buty D, Caneill JY. Étude d'algorithmes de résolution de l'étape de pression dans le code 'Mercure', EDF Internal Report EDF/DER HE/34-86.13. 1986.

Cox R, Sontowski J, Fry R, Dougherty C, Smith T. Wind and Diffusion Modeling for Complex Terrain, Journal of Applied Meteorology, 1998; 37: 996-1009.

Cox RM, Cogan J, Sontovski J, Dougherty CM, Fry R-N, Smith TJ. (.), Comparison of Atmospheric Transport Calculations over Complex Terrain using a Mobile Profiling System and Rawinsondes, Meteorological Applications Royal Meteorological Society. 2000; 7: 85-95.

Eriksson EM, Abart B, Senard AS, Rouhan A, Baricheff D, and Albergel A. Health risk assessment related to atmospheric emissions at an industrial zone. Case study: An industrial zone in Dunkirk, France, The ninth conference on "Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes" 2005, 17-20 October, Sissi (Malia), Crete, Greece.

Finardi S, Brusasca G, Morselli MG, Trombetti F, Tampieri F. Boundary layer flow over analytical two-dimensional hills: a systematic comparison of different models with wind tunnel data, Boundary Layer Meteorology, 1993, 63:259-91.

Finardi S, Tinarelli G, Faggian P, Trini Castelli S, Brusasca G. Evaluation of different wind field modeling techniques for wind energy applications over complex topography. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 1998, 74-76:283-94.

Finardi S, Tinarelli G, Nanni A, Anfossi D, Ferrero E, Trini Castelli S. *In situ* diagnostic or nested prognostic meteorological models to drive dispersion simulations in complex area: a comparison in a real application, Millennium NATO/CCMS Meeting, Boulder, Colorado, 2000.

Gaboriaud L, Fresneau A, Eriksson EM and Albergel A. Evaluation of human health risk within regulatory purposes 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes Sofia, October 2002.

- Geai P. Méthode d'interpolation and reconstitution tridimensionnelle d'un champ de vent: le code d'analyse objective Minerve, EDF Internal Report EDF/DER HE-34/87.03. 1987.
- Hanna SR, Briggs GA, Hosker RP. Jr. Handbook on atmospheric diffusion, Technical Information, Center US Department of Energy, 1982, 135p.
- Hug M. Mécanique des fluides appliquée aux problèmes d'aménagement et d'énergétique, Eyrolles, 1975.
- Inéris. Évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE – substances chimiques, 2003.
- Irwin JS. A theoretical variation of the wind profile power-law exponent as a function of surface roughness and stability, Atmospheric Environment, 1979; 13: 191-4.
- Kaupp H, McLachlan MS. Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition, Atmospheric Environment. 1999; 33:85-95.
- Koester, Hites, Gardner *et al.* Wet and dry deposition of chlorinated dioxins and furans, Environmental Science and Technology, 1992.
- Mc Mahon TA, Denison PJ. Empirical atmospheric deposition parameters – a survey, Atmospheric Environment, 1979, 13:571-85.
- Paine JR. User's guide to the CTDM meteorological preprocessor (METPRO) program, US-EPA Report EPA/600/8-88/004, 1988.
- Pasquill F. Atmospheric Diffusion, Ellis Horwood. Chichester, 1974.
- Seinfeld JH. Atmospheric chemistry and physics of air pollution, John Wiley and sons. New-York, 1986.
- Sontowski J, Cox RM, Cogan J, Dougherty CM, Smith TM, Fry RN, Vidal E, Creegan E. (1996), Near real-time Dispersion Analysis and Forecasting, Presented at the 15<sup>th</sup> Conference on Weather Analysis and Forecasting, Norfolk, VA. 1996, August: 9-13.
- Sontowski J, Cox RM, Dougherty CM, Fry RN. Validation of a Mass Consistency Wind Model at White Sands Missile Range, Proceedings of the 1995 Battlefield Atmospheric Conference pp 64-76 U.S. Army Research Laboratory, White Sands Missile Range, NM. 1995.
- Sontowski J, Cox RM, Dougherty CM, Heard P. An evaluation of Three Diagnostic Wind Models with Data from Field Experiments of the Defense Threat Reduction Agency, presented at the 5th Annual Workshop on Transport and Dispersion Modeling, George Mason University, 2001, 18-19 July.
- Sontowski J, Cox RM, Hodge J, Moussafir J, Dougherty CM. Multiscale Dispersion over Complex Terrain: the MEDOC Models, Presented at the Fifth Topical Meeting on Emergency Preparedness and Response, Savannah, GA, 1995, 18-21, April.
- Underwood. Review of Deposition Velocity and washout coefficient, AEA Technology, Harwell, 2001.
- US-EPA, Meteorological monitoring guidance for regulatory modelling applications, Office of Air quality, planning and standards, EPA-454/R-99-005, February 2000, 171 p.
- Wendum D, Moussafir J. Méthodes d'interpolation spatiale utilisables pour le calcul d'écoulements atmosphériques à moyenne échelle, EDF Internal Report EDF/DER HE/32-85.22, 1985.