



Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée.

Stéphane Pagnon

► To cite this version:

Stéphane Pagnon. Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée.. Autre. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 2012. Français. NNT : 2012EMSE0671 . tel-00844130

HAL Id: tel-00844130

<https://theses.hal.science/tel-00844130>

Submitted on 12 Jul 2013

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

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

NNT : 2012 EMSE 0671

THÈSE

présentée par

Stéphane PAGNON

pour obtenir le grade de

Docteur de l'École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne

Spécialité : Sciences et génie de l'environnement

Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée

soutenue à Alès, le 30 octobre 2012

Membres du jury

Président :	Valérie LAFOREST	Maitre de Recherche, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne
Rapporteurs :	Jean-Marie FLAUS	Professeur à l'Université Joseph Fourier, Grenoble, Chercheur au laboratoire G-SCOP
	Laurent PERRIN	Professeur à l'ENSIC, chercheur au LSGC
Examineur(s) :	Jérôme TIXIER	Maître -Assistant, Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès
	Aurélia BONY	Maître -Assistant, Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès
	DANDRIEUX	
	Bruno DEBRAY	Délégué Scientifique INERIS
	Jean-Louis BAILLY	Lieutenant-colonel, SDIS 30
Directeur(s) de thèse :	Gilles DUSSERRE	Directeur de Recherche, Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès
Invité(s) éventuel(s) :	François FONTAINE	Responsable de la CASU (INERIS)

Spécialités doctorales :

SCIENCES ET GENIE DES MATERIAUX
 MECANIQUE ET INGENIERIE
 GENIE DES PROCEDES
 SCIENCES DE LA TERRE
 SCIENCES ET GENIE DE L'ENVIRONNEMENT
 MATHEMATIQUES APPLIQUEES
 INFORMATIQUE
 IMAGE, VISION, SIGNAL
 GENIE INDUSTRIEL
 MICROELECTRONIQUE

Responsables :

J. DRIVER Directeur de recherche – Centre SMS
 F. GRUY Professeur – Centre SPIN
 B. GUY Maître de recherche – Centre SPIN
 J. BOURGOIS Professeur – Fayol
 E. TOUBOUL Ingénieur – Fayol
 O. BOISSIER Professeur – Fayol
 JC. PINOLI Professeur – Centre CIS
 P. BURLAT Professeur – Fayol
 Ph. COLLOT Professeur – Centre CMP

Enseignants-chercheurs et chercheurs autorisés à diriger des thèses de doctorat (titulaires d'un doctorat d'État ou d'une HDR)

AVRIL	Stéphane	MA	Mécanique & Ingénierie	CIS
BATTON-HUBERT	Mireille	MA	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
BENABEN	Patrick	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CMP
BERNACHE-	Didier	PR 0	Génie des Procédés	CIS
ASSOLLANT	Jean-Pierre	MR	Génie des Procédés	SPIN
BIGOT	Essaïd	DR	Sciences de la Terre	SPIN
BILAL	Olivier	PR 1	Informatique	Fayol
BOISSIER	Andras	MR	Sciences et Génie des Matériaux	SMS
BORBELY	Xavier	MA	Génie Industriel	Fayol
BOUCHER	Marie-Reine	PR 2	Génie Industriel	DF
BOUDAREL	Jacques	PR 0	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
BOURGOIS	Christian	DR	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
BRODHAG	Patrick	PR 2	Génie industriel	Fayol
BURLAT	Philippe	PR 1	Microélectronique	CMP
COLLOT	Michel	PR 0	Génie des Procédés	SPIN
COURNIL	Stéphane	PR 1	Génie industriel	CMP
DAUZERE-PERES	Michel	IGM	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DARRIEULAT	Roland	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
DECHOMETS	Christophe	MA	Mécanique & Ingénierie	SMS
DESRAYAUD	David	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DELAFOSSÉ	Alexandre	PR 1	Génie Industriel	Fayol
DOLGUI	Sylvain	PR 2	Mécanique & Ingénierie	SMS
DRAPIER	Julian	DR 0	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
DRIVER	Dominique	PR 2	Génie Industriel	CMP
FEILLET	Bernard	PR 1	Sciences & Génie des Matériaux	CIS
FOREST	Pascal	PR 1	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
FORMISYN	Anna	DR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
FRACZKIEWICZ	Daniel	MR	Sciences de la terre	SPIN
GARCIA	Jean-Jacques	MR	Informatique	Fayol
GIRARDOT	Dominique	MR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
GOEURLOT	Didier	DR	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
GRAILLOT	Philippe	MR	Génie des Procédés	SPIN
GROSSEAU	Frédéric	MR	Génie des Procédés	SPIN
GRUY	Bernard	MR	Sciences de la Terre	SPIN
GUY	René	DR	Génie des Procédés	SPIN
GUYONNET	Jean-Michel	PR 2	Génie des Procédés	SPIN
HERRI	Karim	PR 2	Microélectronique	CMP
INAL	Helmut	DR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
KLÖCKER	Valérie	CR	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
LAFOREST	Rodolphe	CR CNRS	Mécanique et Ingénierie	SMS
LERICHE	Jean-Michel	EC (CCI MP)	Microélectronique	CMP
LI	George Grégory	PR 1	Microélectronique	CMP
MALLIARAS	Jérôme	MA	Mécanique et Ingénierie	SMS
MOLIMARD	Frank	DR 1 CNRS	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
MONTHEILLET	Laurent	PR 2	Génie des Procédés	SPIN
PERIER-CAMBY	Christophe	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Michèle	PR 1	Génie des Procédés	SPIN
PIJOLAT	Jean-Charles	PR 0	Image, Vision, Signal	CIS
PINOLI	Jacques	CR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
STOLARZ	Konrad	MR	Sciences & Génie de l'Environnement	Fayol
SZAFNICKI	Gérard	PR 0	Génie des Procédés	SPIN
THOMAS	Assia		Microélectronique	CMP
TRIA	François	MA	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
VALDIVIESO	Jean-Paul	MR	Génie des procédés	SPIN
VIRICELLE	Krzysztof	DR	Sciences & Génie des Matériaux	SMS
WOLSKI	Xiaolan	PR 1	Génie industriel	CIS
XIE				

Glossaire :

PR 0	Professeur classe exceptionnelle
PR 1	Professeur 1 ^{ère} classe
PR 2	Professeur 2 ^{ème} classe
MA(MDC)	Maître assistant
DR	Directeur de recherche
Ing.	Ingénieur
MR(DR2)	Maître de recherche
CR	Chargé de recherche
EC	Enseignant-chercheur
IGM	Ingénieur général des mines

Dernière mise à jour le : 23 août 2011

Centres :

SMS	Sciences des Matériaux et des Structures
SPIN	Sciences des Processus Industriels et Naturels
Fayol	Institut Henri Fayol
CMP	Centre de Microélectronique de Provence
CIS	Centre Ingénierie et Santé

École Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Étienne

NNT : 2012 EMSE 0671

Stéphane PAGNON

DISSERTATION TITLE

Modeling strategies of toxic or flammable gas spreading consequences according to input data uncertainties in crisis situations

Speciality : Science and Environmental Engineering

Keywords : Emergency situation, modeling, uncertainty, atmospheric dispersion, sensitivity analysis, pressurized liquefied gas, ammonia, propane

Abstract :

During accidents involving chemicals, experts can be asked to assess the effects generated. These experts provide distance effects using computer modeling and are faced with a major difficulty: little (or no) information available in order to assess the situation.

The objective of this thesis is to suggest a methodology able to take into account uncertainties in the input data for the modeling carried out in emergency situations and to return explicitly these uncertainties to the manager of the crisis.

A first step was to evaluate, for a given situation generating a toxic or flammable cloud, the dispersion of modeling results. A ranking of the input variables according to their influence on the final result was established. This phase was carried out on the basis of a sensitivity analysis with a specifically developed strategy.

A second phase aimed to establish a methodology for estimating distance effects (in crisis situations), which takes into account the level of uncertainty in the input variables. A methodology for the classification of input operational data was carried out. This methodology is based on two criteria: the sensitivity of the model to the input parameter and the uncertainty about its value (imprecision or variability). On this basis, a new way of using these variables was suggested. Finally, several methods aimed to restore explicitly the results of this modeling were suggested.

École Nationale Supérieure des Mines
de Saint-Étienne

NNT : 2012 EMSE 0671

Stéphane PAGNON

Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée

Spécialité: Sciences et génie de l'environnement

Mots clefs : Situation d'urgence, modélisation, incertitude, dispersion atmosphérique, étude de sensibilité, gaz liquéfié sous pression, ammoniac, propane

Résumé :

Chaque jour, des accidents ou pré-accidents impliquant des produits ou procédés chimiques sont gérés, au moins dans un premier temps, par les Services d'Incendie et de Secours. Afin d'apporter une réponse appropriée à la situation, ces derniers peuvent être amenés à évaluer eux-mêmes les effets pouvant être générés par un accident à caractère chimique ou à faire appel à des experts externes. Ces experts doivent alors fournir des distances d'effets à l'aide de modélisations informatiques et se trouvent confrontés à une difficulté majeure : peu ou pas d'éléments à leur disposition pour caractériser la situation accidentelle (terme source, environnement, météorologie). La conséquence est que pour une même situation, en fonction des informations fournies ou manquantes (et donc des valeurs prises par défaut pour les compléter), les distances d'effets évaluées peuvent considérablement varier. La problématique est donc la suivante : comment tenir compte des incertitudes inhérentes aux données d'entrée pour améliorer la prise de décision en situation d'urgence ?

L'objectif de cette thèse est donc de proposer une méthodologie permettant de prendre en compte les incertitudes relatives aux données d'entrée dans les modélisations effectuées en situation d'urgence tout en restituant de manière explicite cette incertitude au gestionnaire de la situation d'urgence.

Une première phase de la thèse a consisté à évaluer, pour une situation accidentelle à même de générer un nuage toxique ou explosible, la dispersion des résultats des modélisations. Il a été établi une hiérarchisation des variables d'entrée en fonction de leur influence sur le résultat final. La manière dont chaque variable influence ce résultat (croissance / décroissance, monotonie / discontinuité) a été étudiée. Cette première phase a été réalisée au moyen d'une analyse de sensibilité dont la stratégie globale a été spécifiquement développée.

La deuxième phase a eu pour but d'établir une méthodologie d'estimation des distances d'effets en situation d'urgence en tenant compte du niveau d'incertitude des variables d'entrée et des attentes spécifiques du gestionnaire de la situation d'urgence. Pour ce faire, une méthodologie de classification opérationnelle des données d'entrée nécessaires à la modélisation a été réalisée. Elle s'appuie sur deux critères : la sensibilité du modèle au paramètre d'entrée et l'incertitude sur la valeur de ce paramètre (imprécision ou variabilité). Sur cette base, une nouvelle manière d'utiliser ces variables pour l'évaluation des distances d'effets a été proposée. De manière synthétique, la méthodologie propose de distinguer les variables pour lesquelles une approche déterministe suffit et celles pour lesquelles il convient d'appliquer une approche de type statistique. Enfin, différentes façons de restituer de manière opérationnelle les résultats des modélisations au gestionnaire de la situation d'urgence ont été proposées. Afin de concrétiser cette dernière phase, un modèle informatique permettant la réalisation de modélisations avec comme vecteur de données d'entrée non plus des valeurs fixes mais des intervalles de valeurs a été développé.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier M. Dusserre, mon directeur de thèse, M. Tixier et Mme Bony-Dandrieux, mes co-encadrants, à l'Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès. Parfaitement complémentaires, ils ont su par leurs encouragements, leur rappels courtois et justifiés, leurs conseils et corrections avisés me donner l'envie et les moyens de mener à bien mes travaux de recherche. Tous mes remerciements aux membres de l'ISR, j'ai trouvé au sein de cet institut une équipe de chercheurs compétents, sympathiques et accessibles.

Tous mes remerciements à l'ensemble des membres du jury : merci à mes deux rapporteurs, MM Flaus et Perrin pour leur évaluation de mon travail dans des délais extrêmement courts, merci au Colonel Bailly pour avoir fait l'effort de se plonger dans un travail de recherche pouvant paraître théorique, merci à Mme Laforest d'avoir accepté d'être examinatrice de mon travail, merci à M. Fontaine sans qui cette thèse n'aurait même pas débuté, merci à M. Debray qui m'a fait comprendre les attendus fondamentaux d'une thèse.

J'en profite pour remercier mes collègues ingénieurs d'astreinte de l'INERIS qui au sein de la CASU ont su me faire confiance (en tout cas c'est l'impression qu'ils me donnaient). Un merci spécial à M. Macé (directeur de la Direction des Risques Accidentels) qui a facilité mes travaux de recherche au sein de l'INERIS, à Mme Lim-Thiébot qui fut d'une redoutable efficacité pour trouver articles et rapports antédiluviens.

Mes remerciements au Commandant Philip (DSC) et au Colonel Wilmotte (SDIS 02) qui ont accepté de me recevoir afin de recueillir leur expérience dans la gestion de situations d'urgence à caractère technologique.

Mes remerciements vont aussi à mes actuels collègues de la DIRECCTE Ile de France : merci Almaïde, Anne-Laure, Clothilde, Marion et Mathieu. Je vous ai impliqué dans mon travail en tant que relecteurs « désignés volontaires » et témoins fortuits de mes brefs moments d'angoisse.

Mais rédiger un mémoire de thèse est plus qu'un engagement intellectuel, c'est aussi une démarche personnelle qui implique l'entourage du chercheur.

Merci à ma femme Christelle et à mes deux enfants Louna et Noah pour m'avoir fait réaliser, jusqu'au jour de ma soutenance inclus, qu'être docteur, c'est bien mais ce n'est pas « tout ». Un merci spécial pour ma répétitrice des derniers jours, Louna, qui s'est fait un plaisir d'inverser les rôles et faire réviser son papa plutôt réticent.

Merci à mes beaux parents qui m'ont encouragé et se sont toujours intéressés à l'état d'avancement de mes travaux de recherche. J'avoue, j'ai parfois un peu embelli la situation.

Enfin, je vais remercier mes parents qui eux aussi m'ont toujours soutenu dans ma démarche. Mais encore plus fondamental, c'est sans aucun doute grâce à eux que me vient cette aversion à l'idée d'abandonner un travail en cours, sans ce trait de caractère, cette thèse n'existerait pas.

Stratégies de modélisation des conséquences d'une dispersion atmosphérique de gaz toxique ou inflammable en situation d'urgence au regard de l'incertitude sur les données d'entrée

« La logique est une manière méthodique de se tromper en toute confiance. »

Robert A. Heinlein

SOMMAIRE

Introduction générale.....	22
<i>Partie I : Urgence et dispersion atmosphérique</i>	29
Introduction	30
Chapitre 1 : Caractérisation d’une situation d’urgence	31
1.1. Pourquoi vouloir caractériser les situations d’urgence	32
1.2. Structuration de la réponse opérationnelle des secours en France	32
1.3. Caractérisation des situations d’urgence sur la base des plans de secours.....	33
1.4. Cas particulier du secteur nucléaire.....	34
1.5. Phasage d’une situation d’urgence	35
Synthèse	38
Chapitre 2 : Apport de la modélisation pour la définition d’un zonage opérationnel	39
2.1. Le zonage : réponse opérationnelle des services d’urgence	40
2.2. Types de zones.....	40
2.3. Le zonage réflexe	41
2.4. Rôle de la modélisation de la dispersion atmosphérique pour l’obtention des zones opérationnelles	43
2.5. Quel est le degré d’appropriation des modélisations par les Services de Secours ?	45
Synthèse	48
Chapitre 3 : Spécificités de la modélisation de la dispersion atmosphérique en situation d’urgence	49
3.1. La dispersion atmosphérique : un cas particulier	50
3.2. Principes de modélisation	50
3.3. Caractérisation du terme source	51
3.4. Dispersion atmosphérique du nuage.....	52
3.5. Evaluation des effets d’un nuage toxique.....	56
3.6. Evaluation des effets d’un nuage explosible.....	59
Synthèse	63
<i>Partie II : Incertitudes : origines et méthodes d’évaluation</i>	65
Introduction	66
Chapitre 4 : Origine de la variabilité des résultats des modélisations de dispersion en situation d’urgence	67
4.1. Constat sur la variabilité des résultats de modélisations.....	68
4.2. Principales typologies d’incertitudes	69

4.3. Incertitudes liées au cas particulier des situations d'urgence	72
4.4. Nature des incertitudes dans le cas des modélisations de la dispersion atmosphérique	73
4.5. Contribution des valeurs seuils au niveau d'incertitude des distances d'effet.....	76
Synthèse	78
Chapitre 5 : Présentation des méthodes d'évaluation des incertitudes	79
5.1. Intérêt et étapes des méthodes d'analyse des incertitudes.....	80
5.2. Etude de sensibilité.....	80
5.3. Propagation de l'incertitude dans le modèle.....	87
5.4. Exemples d'études croisant les problématiques d'incertitude et de dispersion atmosphérique...	87
Synthèse	90
<i>Partie III : Méthodologie d'analyse des origines de la diversité des résultats de modélisation</i>	<i>91</i>
Introduction	92
Chapitre 6 : Spécifications d'un modèle d'évaluation en situation d'urgence des effets générés par la dispersion atmosphérique accidentelle d'un produit toxique ou inflammable	93
6.1. Définition du système étudié.....	94
6.2. Construction du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence.....	95
6.3. Evaluation du terme source	95
6.4. Dispersion atmosphérique.....	101
6.5. Distances d'effets.....	104
Synthèse	106
Chapitre 7 : Principes méthodologiques de l'étude de sensibilité	107
7.1. Objectifs de la méthode d'analyse de sensibilité.....	108
7.2. Etude de sensibilité locale, globale ou screening ?.....	108
7.3. Mise en œuvre de la méthode de Morris	108
7.4. Couplage méthode de Morris / étude de sensibilité locale	109
7.5. Sources et formes d'incertitude analysées	109
7.6. Variables à renseigner et hypothèses sur les intervalles de variation associés.....	111
7.7. Plages de valeurs des paramètres d'entrée du modèle.....	115
Synthèse	122
<i>Partie IV : Analyse du comportement du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence.....</i>	<i>123</i>
Introduction	124
Chapitre 8 : Mise en œuvre de la méthode de screening	125
8.1. Screening sur l'ensemble des variables	126

8.2. Screening avec la taille de brèche fixe appliquée à l'ammoniac.....	126
8.3. Screening avec une taille de brèche fixe appliquée au propane	132
Synthèse	136
Chapitre 9 : Analyse locale de sensibilité au modèle.....	137
9.1. Intérêts de l'étude locale de sensibilité	138
9.2. Construction du plan d'expériences	138
9.3. Analyse locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac	141
9.4. Analyse locale de sensibilité appliquée au propane	147
9.5. Consolidation de l'analyse locale de sensibilité	152
Synthèse	163
<i>Partie V : Aide à la prise de décision en fonction de la classification opérationnelle des données d'entrée.....</i>	<i>164</i>
Introduction	165
Chapitre 10 : Mise en place d'une classification opérationnelle des données d'entrée	166
10.1. Proposition de critères de classification des données d'entrée	167
10.2. Classification des données d'entrée du modèle	168
10.3. Stratégie de prise en compte des variables et de l'incertitude associée	169
Synthèse	173
Chapitre 11 : Eléments pour l'élaboration d'une méthodologie d'aide à la prise de décision.....	174
11.1. Calculs itératifs et prise en compte des intervalles de valeurs	175
11.2. Cas test : ammoniac et propane	175
11.3. Restitution des résultats issus d'une approche statistique	191
11.4. Utilisation de SIGALEA comme outil de restitution d'un zonage statistique en situation d'urgence	193
Synthèse	204
<i>Conclusion générale et perspectives.....</i>	<i>206</i>
Références bibliographiques.....	211

Annexe I

Exemple d'une cellule d'expertise externe : la CASU

Annexe II

Analyse des guides ORSEC et PPI dans l'objectif de caractériser une situation d'urgence

Annexe III

Questionnaire : les attentes du gestionnaire d'une situation d'urgence

Annexe IV

Méthodes d'évaluation des distances d'effets utilisables en situation d'urgence

Annexe V

Principales familles de modèles de simulation de la dispersion atmosphérique

Annexe VI

Description des valeurs de toxicité par inhalation disponibles dans la littérature

Annexe VII

Exemples de stratégie opérationnelle se basant sur le niveau de concentration en gaz toxique pour estimer des zones d'urgence

Annexe VIII

Trois exemples de méthodes de calcul des effets de pression générés par un UVCE

Annexe IX

Description des quelques typologies d'incertitude

Annexe X

Etudes de sensibilité globale : les principaux estimateurs statistiques de la sensibilité

Annexe XI

Principes des plans d'expérience

Annexe XII

Mode opératoire d'attribution des niveaux d'aléa

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Phase d'urgence selon le guide PCS.....	34
Figure 2 : Les trois types de zone [SDIS54 2004]	40
Figure 3 : Exemple de zonage réalisé à l'aide de valeurs AEGL – 10 min.....	43
Figure 4 : Logigramme d'aide à la décision : évacuation ou confinement	44
Figure 5 : Scénario d'accident, schéma déterministe	51
Figure 6 : Exemple de terme source pour un rejet continu de gaz liquéfié	52
Figure 7 : Phases de dispersion d'un gaz lourd [Lannoy 1984]	54
Figure 8 : Dispersion dans une atmosphère instable	56
Figure 9 : Dispersion dans une atmosphère stable	56
Figure 10 : Droite de Haber pour l'acide chlorhydrique entre 1 min et 60 min d'exposition.....	57
Figure 11 : Mécanismes d'accélération d'une flamme	60
Figure 12 : Sources d'incertitude, typologie PRIMA [VanAsselt 1999]	70
Figure 13 : Typologie proposées par PRIMA	71
Figure 14 : Effets létaux (chlore), variabilité due à l'intervalle de confiance associée à la CL1%..	77
Figure 15 : Enchaînement des sources d'incertitude.....	78
Figure 16 : Phasage d'une analyse de l'incertitude [OpenTURNS 2010].....	80
Figure 17 : Identification des groupes d'influence grâce à la méthode de Morris	81
Figure 18 : Exemple de 4 trajectoires dans un espace à trois dimensions (3 paramètres d'entrée)..	82
Figure 19 : Exemples de graphes linéaires de Taguchi	86
Figure 20 : Système étudié.....	94
Figure 21 : Valeurs de Cd dans le cas d'un fluide newtonien [Dziubinski2010].....	99
Figure 22 : Calcul de l'évolution du nuage par la méthode intégrale	103
Figure 23 : Sources et formes d'incertitude analysées.....	110

Figure 24 : Ressource en vent en Europe [RNL 1989]	119
Figure 25 : Schéma algorithmique de l'étude de sensibilité.....	122
Figure 26 : Graphe (σ , μ), ammoniac, été (jour).....	126
Figure 27 : Graphe (σ , μ), propane, été (jour).....	126
Figure 28 : Graphe (σ , μ), cas 1 et 2 (ammoniac, nuit, fuite et rupture franche)	127
Figure 29 : Hiérarchisation absolue, ammoniac	130
Figure 30 : Graphe (σ , μ), propane, cas 7 et 8 (fuite et rupture franche, nuit).....	132
Figure 31 : hiérarchisation absolue, propane.....	134
Figure 32 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (ammoniac, petite fuite).....	141
Figure 33 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (ammoniac, rupture franche)	141
Figure 34 : Distances d'effets pour le cas de l'ammoniac avec variation du rayon de brèche.....	142
Figure 35 : Indices de sensibilité pour le cas de l'ammoniac avec variation du rayon de brèche..	142
Figure 36 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent.....	142
Figure 37 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent.....	142
Figure 38 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la nébulosité.....	143
Figure 39 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la nébulosité.....	143
Figure 40 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température	144
Figure 41 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température	144
Figure 42 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité	145
Figure 43 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité	145

Figure 44 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet	145
Figure 45 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet	145
Figure 46 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue.....	146
Figure 47 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue	146
Figure 48 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (propane, petite fuite).....	147
Figure 49 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (propane, rupture franche)	147
Figure 50 : Distances d'effets pour le cas du propane avec variation du rayon de brèche.....	148
Figure 51 : Indices de sensibilité pour le cas du propane avec variation du rayon de brèche.....	148
Figure 52 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent.....	148
Figure 53 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent.....	148
Figure 54 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la nébulosité.....	149
Figure 55 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la nébulosité.....	149
Figure 56 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température	149
Figure 57 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température	149
Figure 58 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice multi-énergie	149
Figure 59 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice multi-énergie	149
Figure 60 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité	150

Figure 61 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité	150
Figure 62 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet	150
Figure 63 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue.....	150
Figure 64 : Schéma de consolidation de l'étude de sensibilité, exemple avec 3 variables	152
Figure 65 : Distances d'effets dans le cas de l'ammoniac avec variation du rayon et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	154
Figure 66 : Distances d'effets dans le cas de l'ammoniac avec variation du rayon et jeu de valeurs maximale pour les autres paramètres.....	154
Figure 67 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres	155
Figure 68 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	155
Figure 69 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres	155
Figure 70 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	155
Figure 71 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	156
Figure 72 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	156
Figure 73 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres (avec et sans courbe « effets irréversibles nuit »)	157
Figure 74 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	157
Figure 75 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	158

Figure 76 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	158
Figure 77 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	158
Figure 78 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	158
Figure 79 : Distances d'effets dans le cas du propane avec variation du rayon et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	159
Figure 80 : Distances d'effets dans le cas du propane avec variation du rayon et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	159
Figure 81 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres	159
Figure 82 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	159
Figure 83 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres	160
Figure 84 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	160
Figure 85 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	160
Figure 86 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	160
Figure 87 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres	160
Figure 88 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	160
Figure 89 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	161
Figure 90 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres.....	161

Figure 91 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres.....	161
Figure 92 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres	161
Figure 93 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac).....	179
Figure 94 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac).....	179
Figure 95 : Fonction de distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac).....	180
Figure 96 : Fonction de distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac).....	180
Figure 97 : Test de normalité de la distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac).....	181
Figure 98 : Test de normalité de la distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac).....	181
Figure 99 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac et taille de brèche fixée à 80 mm)	183
Figure 100 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane)	186
Figure 101 : Fonction de distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane).....	186
Figure 102 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets létaux pour le scénario retenu (propane).....	187
Figure 103 : Fonction de distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (propane).....	187
Figure 104 : Test de normalité de la distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane)	188
Figure 105 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane et indice multi-énergie ≥ 5).....	188

Figure 106 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane et indice multi-énergie ≥ 5)	189
Figure 107 : Propane, test de normalité sur $\ln(\text{distances des effets létaux})$	189
Figure 108 : Utilisation opérationnelle des fonctions de distribution	192
Figure 109 : Exemple de zonage d'aléa	193
Figure 110 : Méthodologie envisagée pour utiliser SIGALEA.....	198
Figure 111 : « Alea » des effets toxiques	200
Figure 112 : « Alea » des effets de surpression.....	202
Figure 113 : « Alea » issues des effets létaux	203
Figure 114 : « Alea » issues des effets irréversibles	203
Figure 115 : « Alea » tout type d'effet confondu (toxique et surpression)	205
Figure 116 : Réseau des partenaires de la CASU.....	234
Figure 117 : Evolution du nombre de sollicitations reçues par l'INERIS.....	236
Figure 118 : Répartition de l'origine des appels pour appui réel en 2010	236
Figure 119 : Thématiques des appuis en 2010	237
Figure 120 : Arbre d'évènement ARAMIS - MIRAS	244
Figure 121 : Classes de conséquences pour chaque phénomène dangereux	244
Figure 122 : Répartition gaussienne de la concentration [Turner 1970]	247
Figure 123 : Logigramme de synthèse de choix de valeurs seuils en situation d'urgence	258
Figure 124 : Abaques de surpression et de durée de la phase positive [Van den Berg 1984].....	263
Figure 125 : Dimensions de l'incertitude [Rowe 1994].....	266
Figure 126 : Typologie proposée par le NRC	267
Figure 127 : Echantillonnage aléatoire (a), hypercube latin (b), quasi-Monte Carlo (c)	273
Figure 128 : Représentation graphique de l'effet d'un facteur.....	277
Figure 129 : Représentation graphique de l'effet de deux facteurs.....	277

Figure 130 : Graphique de gauche : pas d'interaction Graphique de droite : interaction.....	278
Figure 131 : Géolocalisation des phénomènes dangereux pour un type d'effet donné.....	280
Figure 132 : Superposition des zones d'effet ayant la même intensité	280
Figure 133 : Distinction des zones par cumul de niveaux de probabilité.....	281
Figure 134 : Règles d'attribution des niveaux d'aléa.....	281

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Comparaison des trois méthodes permettant l'établissement de zones réflexes.....	42
Table 2 : Etat de l'art des formules d'évaporation de nappe.....	96
Table 3 Formules empiriques du taux d'aérosol	100
Table 4 : Liste minimale de données d'entrée.....	111
Table 5 : Dépendance vitesse de vent / classe de stabilité	112
Table 6 : Correspondance nébulosité, vitesse de vent, saison / classe de stabilité.....	113
Table 7 : Correspondance observation du ciel / octa(s)	114
Table 8 : Liste finale des données d'entrée	114
Table 9 : Diamètre de brèche / fréquence d'observation sur wagon [Lautkaski 1977].....	116
Table 10 : Min et max des températures moyennes quotidiennes.....	118
Table 11 : Règles de correspondance températures mesurées / bornes d'étude.....	118
Table 12 : Premier tableau des bornes de températures	118
Table 13 : Tableau final des bornes de températures	119
Table 14 : Correspondance type de terrain / hauteur de rugosité	120
Table 15 : Intervalles de valeurs utilisés dans l'étude de sensibilité.....	121
Table 16 : Liste des sous-cas pour l'ammoniac	127
Table 17 : Influence des paramètres en cas de petite fuite d'ammoniac	128
Table 18 : Influence des paramètres en cas de rupture franche d'ammoniac.....	128
Table 19 : List des sous-cas pour le propane.....	132
Table 20 : Influence des paramètres en cas de petite fuite, propane	133
Table 21 : Influence des paramètres en cas de rupture franche, propane.....	133
Table 22 : Valeurs et intervalles de valeurs utilisés pour l'étude de sensibilité locale	139
Table 23 : Valeurs utilisées pour l'inter-comparaison des études de sensibilité	153

Table 24 : Classification des données d'entrée du modèle.....	168
Table 25 : Classification des données en fonction des critères	169
Table 26 : Stratégie de récupération des données et de leur utilisation.....	172
Table 27 : Scénario test pour la comparaison des méthodes d'évaluation.....	175
Table 28 : Vecteurs de données d'entrée utilisés pour l'inter-comparaison.....	176
Table 29 : Résultats obtenus par la méthode déterministe pour le scénario test ammoniac.....	177
Table 30 : Résultats obtenus par la méthode statistique pour le scénario test ammoniac	177
Table 31 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test ammoniac	178
Table 32 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test ammoniac avec le diamètre de brèche fixé à 80 mm.....	182
Table 33 : Résultats obtenus par la méthode déterministe pour le scénario test propane	184
Table 34 : Résultats obtenus par la méthode statistique pour le scénario test propane.....	184
Table 35 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test propane	185
Table 36 : Critères d'attribution de l'aléa par SIGALEA	195
Table 37 : Niveaux d'aléa	195
Table 38 : Classes d'aléa possibles avec deux niveaux d'intensité (effets irréversibles et premiers effets létaux	196
Table 39 : Rappel des deux cas tests	199
Table 40 : Tableau SIGALEA / cas test ammoniac	199
Table 41 : Correspondance distances seuils et niveaux d'aléa (cas test ammoniac).....	200
Table 42 : Tableau SIGALEA / cas test propane	201
Table 43 : Correspondance distances seuils et niveaux d'aléa (cas test propane).....	202
Table 44 : Synthèse des méthodes d'évaluation utilisables en situation d'urgence	245
Table 45 : Grandes familles de valeurs seuil de toxicité aigüe par inhalation	257
Table 46 : Exemple de tableau de synthèse des phénomènes dangereux.....	279

GLOSSAIRE

ACGIH	American Conference of Industrial Hygienists
ADR	European agreement concerning the international carriage of dangerous goods by Road
AEGL	Acute Exposure Guideline Levels
AIHA	American Industrial Hygiene Association
ASN	Autorité de Sûreté Nucléaire
BLEVE	Boiling Liquid Expanding Vapor Explosion
BRM	Bureau des Risques Majeurs
BSPP	Brigade des Sapeurs-Pompiers de Paris
CASU	Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence
CCPS	Center for Chemical Process Safety
CANUTEC	Centre canadien d'urgence transport
CASRAM	Chemical Accident Statistical Risk Assessment Model
CEDRE	Centre de documentation de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux
CFD	Computational Fluid Dynamics
CL	Concentration Létale
CNPE	Centre Nucléaire de Production d'Electricité
CODIRPA	COMité DIRECTeur pour la gestion de la phase Post-Accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique
COGIC	Centre Opérationnel de Gestion Interministérielle de Crise
COS	Commandant des Opérations de Secours
COD	Centre Opérationnel Départemental
CTA	Coefficient de Transfert Atmosphérique

CTC	Centre Technique de Crise
DOS	Directeur des Opérations de Secours
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
DSC	Direction de la Sécurité Civile
ENSOSP	Ecole Nationale Supérieure des Officiers Sapeurs-Pompiers
ERPG	Emergency Response Planning Guidelines
F/N CURVE	Courbe Fréquence (annuelle) / Nombre (de victimes)
GORSAP	Guide Orange des Sapeurs-pompiers de Genève
GPL	Gaz de Pétrole Liquéfié
GTDLI	Groupe de Travail Dépôt de Liquide Inflammable
HMIRS	Hazardous Materials Incident Reporting System
HSE	Health and Safety Executive
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IDLH	Immediately Dangerous to Life or Health
INB	Installation Nucléaire de Base
INERIS	Institut National de l'Environnement industriel et des Risques
IRSN	Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire
LHS	Latin Hypercube Sampling
LIE	Limite Inférieure d'Explosibilité
LSE	Limite Supérieure d'Explosibilité
MDI	Méthyl DiIsocyanate
MEDAD	Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables
MEDDTL	Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement

MEEDDAT	Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire
MEEDDM	Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer
NAC	National Advisory Committee
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NRBC	Nucléaire, Radiologique, Biologique et Chimique
NRC	Nuclear Regulatory Commission
OAT	One at A Time
ORSEC	Organisation de la Réponse de Sécurité Civile
PCC	Partial Rank Coefficient
PCS	Plan Communal de Sauvegarde
PPI	Plan Particulier d'Intervention
PPRT	Plan de Prévention des Risques Technologiques
QRA	Quantitative Risk Assessment
RCH	Risque CHimique
RID	Regulations concerning the International carriage of Dangerous goods by rail
RIVM	Rijkinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SAMU	Service d'Assistance Médicale d'Urgence
SDIS	Service Départemental d'Incendie et de Secours
SEI	Seuil des Effets Irréversibles
SEL	Seuil des Effets Létaux
SELS	Seuil des Effets Létaux Significatifs
SIDPC	Service Interministériel de Défense et de Protection Civile
SP	Seuil de Perception

SPEL	Seuil des Premiers Effets Létaux (cf. SEL)
SRC	Standardized Regression Coefficient
TEEL	Temporary Emergency Exposure Limit
TLV	Threshold Limit Value
TMD	Transport de Matière Dangereuse
TNT	TriNitroToluène
UIC	Union des Industries Chimiques
US EPA	US Environmental Protection Agency
UVCE	Unconfined Vapor Cloud Explosion
VBR	Volume Blockage Ratio
VCE	Vapor Cloud Explosion
VLE	Valeur Limite d'Exposition
VME	Valeur Moyenne d'Exposition
VSTAF	Valeurs Seuils de Toxicité Aiguë Françaises

INTRODUCTION GENERALE

La gestion des situations d'urgence accidentelle, survenant sur des installations industrielles à risques ou lors du transport de marchandises dangereuses, est un enjeu stratégique qui s'intègre dans une politique globale de sécurité.

Des accidents de grande ampleur nous rappellent l'étendue potentielle des conséquences générées par la libération des potentiels de dangers intrinsèques à l'activité industrielle (Feyzin (1966), Bhopal (1984), Toulouse (2001)).

Au-delà de ces accidents de grande ampleur, chaque jour, des accidents ou pré-accidents impliquant des produits ou procédés chimiques sont gérés, au moins dans un premier temps, par les Services d'Incendie et de Secours. Le Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles (BARPI) diffuse près de 40 000 résumés d'accidents survenus en France ou à l'étranger sur sa base de données ; plus de 1 500 ont été ainsi répertoriés au titre de l'année 2009.

Sur 19 000 accidents survenus en France de 1992 à 2009 impliquant des installations classées, 10% ont entraîné une pollution atmosphérique avérée, soit environ huit accidents par mois, pendant dix-huit ans [BARPI 2010].

Face à ce genre de situation, les services de secours se trouvent confrontés à une problématique complexe qui combine les difficultés suivantes :

- Une grande diversité de cas potentiels (produit gazeux ou liquide, inflammable ou toxique, fuite avérée ou non,...). De plus, les phénomènes physiques en jeu sont, par nature, complexes.
- Un manque cruel d'information : ce manque d'information qui semble inhérent à la situation d'urgence peut affecter de manière considérable le processus décisionnel. Dans certains cas, la nature même du produit en cause peut demeurer inconnue.
- Un certain nombre d'études [Fontaine 2004] abordent la cinétique des phénomènes dangereux majeurs et concluent sur le fait qu'en pratique, la quasi-totalité de ces phénomènes est à cinétique rapide. C'est le cas en particulier de la dispersion accidentelle d'un panache de gaz.

Pour chaque phase d'une situation d'urgence (menace, accident, post-accident), afin de mieux appréhender le risque généré par le passage d'un nuage toxique ou explosible et donc d'apporter une réponse opérationnelle la mieux adaptée, il est nécessaire de déterminer les concentrations de gaz ou vapeurs auxquelles seront exposées les différentes populations.

L'enjeu consiste donc à évaluer les conséquences d'un phénomène physique complexe avec des informations incertaines ou manquantes dans un délai très court. La conséquence est que pour une même situation, en fonction des informations fournies ou manquantes (et donc des valeurs prises par défaut pour les compléter), les distances d'effets évaluées peuvent considérablement varier.

Le gestionnaire de la situation d'urgence peut faire appel à des experts externes dont le rôle est de lui fournir des éléments techniques lui permettant de mieux appréhender la situation. En France, dans le secteur du nucléaire, ce rôle est assuré par l'IRSN¹ et plus particulièrement par le CTC². Pour les situations d'urgence à caractère chimique, cette expertise peut être fournie par différents organismes (CEDRE³, Météo-France, protocole TRANSAID). En 2005, l'INERIS⁴ et le Ministère de l'Ecologie ont décidé la mise en place d'une structure opérationnelle dédiée aux situations d'urgence ayant pour origine un accident à caractère chimique : la CASU⁵ (cellule activable 24h/24h, 7j/7j) [RF15juillet 2005].

Cette évaluation peut être menée au moyen de deux types de stratégie.

La première stratégie consiste à mettre en place des périmètres d'isolement réflexe sur la base de recueils de périmètres déjà pré-établis [Bonjour 2005] [CANUTEC 2008] [SI&S(Geneve) 2003]. Dans ce cas, l'unique variable d'entrée est le produit (recherche par nom ou par numéro ONU) ou la famille du produit impliqué dans l'accident (GPL,...).

La deuxième stratégie consiste à évaluer des distances d'effets de manière spécifique au moyen d'outils informatiques de modélisation. Ces modélisations sont au moins en théorie plus fines car elles prennent en compte plus précisément soit le produit (par exemple en s'appuyant sur les caractéristiques propres du butane et non d'un GPL moyen) soit l'évènement et son contexte (par exemple en utilisant la météorologie réelle de l'accident).

L'expert se trouve confronté à deux types de difficultés. La première est liée à l'apparente inadéquation entre ses besoins et les outils dont il dispose. En effet, dans la plupart des cas, ces outils sont dotés d'une interface dédiée à l'urgence mais utilisent des modèles (ou hypothèses) d'évaluation peu ou pas satisfaisants [Lacome 2007a], [Lacome 2006], ou alors ces outils se basent

¹ Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire

² Centre Technique de Crise

³ Centre de documentation de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux

⁴ Institut National de l'Environnement industriel et des RISques

⁵ Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence (dont le mode de fonctionnement décrit en Annexe I)

sur des modèles de calcul scientifiquement robustes [Duplantier 2002], [Lacome 2007b] mais sont dotés d'une interface peu ou pas du tout adaptée à l'urgence. Même dans le cas d'un logiciel comme ALOHA, logiciel assez fréquemment utilisé par les Services de Secours, la caractérisation du terme source nécessite le renseignement d'une dizaine de questions.

La deuxième difficulté est liée au fait que l'expert a peu ou pas d'éléments à sa disposition pour caractériser la situation (terme source, environnement, météorologie). Pour réaliser une modélisation, il est donc amené à :

- Transformer une information qualitative en une information quantitative directement interprétable par le logiciel de modélisation (exemple : si aucun nuage n'est observé dans le ciel, la valeur de nébulosité choisie sera de 1).
- Compléter une information manquante. Parfois, cette information peut être manquante par insuffisance de moyens opérationnels pour la mesurer (exemple : température ou pression à l'intérieur d'une cuve). Dans d'autres cas, des informations sont, de fait, indisponibles. Ainsi, lors d'un accident de camion transportant une matière dangereuse, il peut être demandé d'évaluer les distances d'effets potentiels alors qu'aucune fuite n'est encore constatée (phase de menace). Les tailles de brèche (pour un gaz) ou la taille de nappe (pour un liquide) ne peuvent donc pas être déduites par observation. L'expert doit donc faire un choix. Sur la base de l'exemple précédent, le modélisateur peut supposer l'occurrence future d'une rupture **totale** du plus gros piquage. Il adopte alors une **démarche déterministe**. Il peut aussi supposer l'occurrence future d'une brèche **partielle** du plus gros piquage privilégiant ainsi **l'aspect probabiliste**. En effet, si l'on se base sur les recueils de fréquences d'occurrence de brèche en fonction de leur taille, il est admis qu'il est plus probable de constater une brèche partielle qu'une rupture totale de conduite [RIVM 2006].
- Choisir entre deux informations contradictoires (ou semblant l'être). Ces informations (ou observations) peuvent être contradictoires pour diverses raisons : erreur d'observation, mauvaise interprétation d'une situation,... Mais, il est important de noter que certaines variables essentielles, par exemple, à la modélisation de la dispersion atmosphérique, ne sont constantes ni dans le temps (exemple : conditions météorologiques) ni dans l'espace (exemple : taux d'encombrement, hauteur de rugosité). En fonction du lieu ou de la date d'observation, pour une même variable, différentes valeurs pourront être transmises à l'expert.

Dans les deux derniers cas, l'expert doit donc faire le choix de retenir une valeur par « défaut » ou d'en tester plusieurs. Il doit présupposer les attentes du gestionnaire de la situation d'urgence : ce dernier désire-t-il une distance d'effet englobant l'ensemble des distances d'effets possibles (approche déterministe) ? Une distance d'effet qui soit statistiquement représentative du cas étudié

(approche probabiliste) ? Ou une combinaison des deux (distance d'effet avec un taux de confiance associé) ?

Dans les cas où ces deux approches (déterministe ou probabiliste) génèrent des résultats proches, il n'y a pas de réel problème. En pratique, l'approche déterministe est retenue.

Inversement, si les résultats obtenus sont très différents, le modélisateur doit faire très rapidement des choix pouvant avoir de lourdes conséquences.

A titre d'exemple, dans le cas d'une dispersion de gaz inflammable, la violence d'une explosion dépend, entre autre, de l'encombrement du milieu où se disperse le nuage. Cet encombrement se traduit par un indice multi-énergie. En urgence, pour un même nuage explosible, il ne peut être choisi qu'un seul indice multi-énergie. Ainsi, indiquer à l'expert un terrain encombré à proximité de la source mais dégagé quelques mètres plus loin, amènera l'expert à retenir un indice multi-énergie soit inférieur à 5, soit supérieur à 5. La distance des effets létaux sera soit nulle soit *a minima* égale à la distance atteinte par le nuage explosible (plusieurs centaines de mètres).

Compte tenu de l'urgence temporelle (l'expert n'a pas toujours le temps de faire plusieurs modélisations) et de la complexité de certains phénomènes (il n'existe pas de relation simple entre la valeur d'une variable d'entrée et la distance d'effet), le modélisateur peut ne pas connaître l'influence quantitative des choix qu'il a faits (exemple : quel aurait le résultat si une autre condition météorologique avait été prise ?).

Ainsi, même en ayant choisi de privilégier l'approche déterministe, le modélisateur peut ne pas avoir fait les « bons » choix. Globalement, un modélisateur expérimenté connaît l'influence de chaque paramètre pris unitairement mais la combinaison de plusieurs paramètres peut générer un résultat contre-intuitif (exemple : rejet d'un gaz toxique en hauteur dans une atmosphère stable). Le vecteur de données d'entrée n'est donc peut-être pas celui générant les distances maximales d'effet.

Ainsi, pour une même situation, les informations transmises (ou les paramètres pris par défaut pour permettre la réalisation de la modélisation) peuvent donc différer de manière très importante. Pour une même situation, il en résulte différentes distances d'effets et donc finalement différents zonages opérationnels.

Enfin, le gestionnaire de la situation d'urgence est récipiendaire d'une réponse dont la forme est usuellement déterministe (une valeur unique de distance par type d'effet). Il n'a donc pas conscience de la variabilité du résultat fourni.

La problématique, émergeant de ces différents constats, est donc la suivante : **comment tenir compte des incertitudes inhérentes aux données d'entrée pour améliorer la prise de décision en situation d'urgence ?**

L'objectif de cette thèse est de proposer une méthodologie permettant de prendre en compte les incertitudes relatives aux données d'entrée dans les modélisations effectuées tout en restituant de manière explicite cette incertitude au gestionnaire de la situation d'urgence.

Pour ce faire, ce mémoire est donc composé de différentes parties.

La **première partie** est consacrée à une analyse bibliographique des thématiques relatives à la gestion des situations d'urgence et aux effets d'une dispersion atmosphérique (pouvant être à l'origine de la situation d'urgence). Cette partie se compose de trois chapitres qui abordent :

- La caractérisation de la notion de situation d'urgence à caractère technologique et chimique sur la base de l'analyse de la structuration opérationnelle des secours en France en cas d'accident à caractère technologique.
- L'analyse des types de zones pouvant être établies par les services de secours et l'apport de la modélisation pour la définition d'un zonage opérationnel.
- La mise en évidence des spécificités liées à la modélisation des effets d'une dispersion atmosphérique. En effet compte tenu de sa complexité, la dispersion atmosphérique est un cas particulier dans la famille des phénomènes dangereux majeurs. Dans un premier temps, les grands principes physiques successifs mis en œuvre pour estimer les effets générés par la dispersion d'un nuage toxique ou explosible seront exposés. Les mécanismes (terme source, dispersion atmosphérique, effets d'un nuage toxique, effets d'un nuage explosible) ainsi que les principaux modèles associés seront détaillés.

La **deuxième partie** est consacrée à l'état de l'art sur la notion d'incertitude et les méthodes d'évaluation et de propagation de l'incertitude dans un modèle. Cette partie se décompose de la manière suivante :

- Dans un premier temps, on se propose d'étudier l'origine de la variabilité des résultats des modélisations de dispersion en situation d'urgence.
- Puis, les méthodes mathématiques d'analyse des incertitudes seront abordées. Les principales étapes d'une analyse des incertitudes seront décrites et plus spécifiquement l'étude de sensibilité du modèle.

Sur cette base, la **troisième partie** est consacrée à la mise en place d'une méthodologie permettant d'évaluer la variabilité des résultats de calculs de distances d'effets d'une dispersion de gaz dangereux en situation d'urgence. Cette partie méthodologie d'analyse se veut la plus « universelle » possible. Elle doit au moins en partie pouvoir être applicable à tout type de logiciel de dispersion atmosphérique utilisable en situation d'urgence. *In fine*, cette méthodologie est détaillée pour être appliquée au cas particulier d'un modèle d'évaluation des distances d'effets dédié aux

situations d'urgence et spécifiquement développé pour les besoins de ces travaux de recherche. Cette partie se décompose de la manière suivante :

- Mise en évidence des spécifications d'un modèle d'évaluation en situation d'urgence des effets générés par la dispersion atmosphérique accidentelle d'un produit toxique ou inflammable. Les données d'entrée et de sortie du système sont définies puis le modèle d'évaluation dédié à l'urgence proposé est détaillé.
- Elaboration d'une méthodologie d'analyse de variabilité du modèle. Une fois choisies les méthodes d'analyse de sensibilité à appliquer au système (screening et couplage avec une étude de sensibilité locale), un protocole permettant de les appliquer est proposé. L'établissement de la liste des données d'entrée à renseigner et les plages de valeurs associées finalise la méthodologie.

La **quatrième partie** est consacrée à la mise en application de la précédente méthodologie au modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence sur deux cas tests afin d'analyser son comportement (fuite d'un gaz liquéfié sous pression toxique et explosible). Cette analyse porte sur l'influence des données d'entrée observables sur le terrain et nécessaires à la réalisation d'une modélisation. Cette partie développe :

- La mise en œuvre de la méthode de screening sur les deux cas tests puis l'analyse des résultats au moyen d'une méthode de hiérarchisation locale puis globale.
- La mise en œuvre de la méthode de sensibilité locale sur les deux cas tests puis l'analyse des résultats au moyen des courbes des distances d'effets et des valeurs prises par deux types d'indice de sensibilité élaborés spécifiquement pour cette étude. Les résultats de l'analyse locale sont consolidés par l'étude du comportement du modèle quand celui-ci est utilisé en frontière de son domaine expérimental.

La **cinquième et dernière partie** est consacrée à la présentation d'une méthode de prise en compte différenciée de chaque variable terrain en fonction de sa classification opérationnelle et de son impact sur les résultats pouvant être transmis au gestionnaire de la situation d'urgence. Cette partie présente :

- Dans un premier temps, la mise en place d'une méthode de classification opérationnelle des données d'entrée en fonction de leur influence sur l'estimation des distances d'effets mais aussi de leur caractère incertain (difficultés de récupération de valeurs, valeurs imprécises, caractère intrinsèquement variable).

- Suit alors la mise en application de cette méthode avec la définition des cas tests et le développement d'un modèle d'évaluation des distances d'effets permettant la prise en compte, non pas d'une valeur unique pour un paramètre d'entrée donné, mais d'un intervalle de valeurs « possibles ».
- Enfin, différentes méthodes de restitution, au gestionnaire de la situation d'urgence, des résultats de modélisation tenant compte de leur incertitude sont proposées. Il est notamment étudié la possibilité d'utiliser le logiciel SIGALEA afin de permettre la visualisation d'un zonage d'effets issu de calculs statistiques en maximisant le nombre de zones visuellement distinctes.

En conclusion, l'intérêt et l'apport de ce travail de recherche sont présentés. Enfin, les perspectives à ce travail recherches sont détaillées.

PARTIE I : URGENCE ET DISPERSION ATMOSPHERIQUE

INTRODUCTION

Cette partie est consacrée à une analyse bibliographique des différents thèmes utiles pour répondre aux objectifs de la thèse. Y sont étudiées les thématiques relatives à la gestion des situations d'urgence et aux effets d'une dispersion atmosphérique (pouvant être à l'origine de la situation d'urgence). Cette partie se compose de quatre chapitres.

Le premier chapitre caractérise la notion de situation d'urgence à caractère technologique et chimique sur la base de l'analyse de la structuration opérationnelle des secours en France en cas d'accident à caractère technologique. Une situation d'urgence se définissant aussi par son phasage chronologique, il est étudié les différentes phases successives potentielles d'une situation d'urgence.

Le deuxième chapitre étudie l'apport de la modélisation pour la définition d'un zonage opérationnel. Cette étude s'appuie sur l'analyse des types de zones pouvant être établies par les services de secours et des documents caractérisant leur emprise géographique. Enfin, le niveau d'appropriation des modélisations par les services de secours est analysé.

Compte tenu de sa complexité, la dispersion atmosphérique est un cas particulier dans la famille des phénomènes dangereux majeurs. Un dernier chapitre est donc intégralement consacré à la mise en évidence des spécificités liées à la modélisation des effets d'une dispersion atmosphérique. Dans un premier temps, les grands principes physiques successifs mis en œuvre pour estimer les effets générés par la dispersion d'un nuage toxique ou explosible sont exposés. Les mécanismes (terme source, dispersion atmosphérique, effets d'un nuage toxique, effets d'un nuage explosible ainsi que les principaux modèles associés sont détaillés.

Chapitre 1 : Caractérisation d'une situation d'urgence

-
- 1.1. Pourquoi vouloir caractériser les situations d'urgence
 - 1.2. Structuration de la réponse opérationnelle des secours en France
 - 1.3. Caractérisation des situations d'urgence sur la base des plans de secours
 - 1.4. Cas particulier du secteur nucléaire
 - 1.5. Phasage d'une situation d'urgence
-

1.1. Pourquoi vouloir caractériser les situations d'urgence

La notion de situation d'urgence à caractère technologique et chimique peut paraître triviale. Elle est de manière intuitive caractérisée par une forte pression temporelle portant sur des sujets sensibles.

Toutefois, la notion d'urgence est ambiguë. Elle n'est pas la même d'un individu à l'autre, d'un secteur d'activité à l'autre (nucléaire / chimie).

De plus, malgré une littérature fournie sur la notion de crise, il peut exister une ambiguïté entre les notions de situation d'urgence et de crise. Il existe une littérature relativement abondante sur la caractérisation d'une situation de crise [Dautun 2007]. La plupart des experts dans le domaine s'accordent à qualifier la crise d'événement hors du commun, inhabituel, exceptionnel, qui fait perdre à l'organisation affectée son univers de référence [Roux-Dufort 2000]. Pour [Lagadec 1997], « la crise c'est l'urgence plus la déstabilisation ».

Il est donc entrepris dans ce chapitre d'étudier de manière approfondie sur la base des documents existants y faisant référence, les attributs d'une situation d'urgence à caractère technologique et chimique.

1.2. Structuration de la réponse opérationnelle des secours en France

Une source importante d'informations sur les situations d'urgence est constituée par les différents guides d'élaboration des plans d'urgence qui planifient l'organisation des services de secours en France.

La loi de la modernisation de la sécurité civile du 13 août 2004 définit un nouveau dispositif global d'organisation inter-services permettant de faire face, en situation d'urgence, à tous types d'événements majeurs. Ce dispositif se base notamment sur la réorganisation des plans d'urgence (ORSEC, PPI, PCS⁶) :

- La troisième génération ORSEC n'est plus désormais l'ultime outil en situation d'urgence, il devient l'élément fondateur du dispositif global d'organisation inter-services permettant de faire face à tous types d'événements majeurs.
- Le Plan Particulier d'Intervention (PPI) est une déclinaison du dispositif ORSEC en cas d'événement accidentel à caractère industriel.

⁶ Ces guides sont présentés plus en détail en Annexe II.

- Le Plan Communal de Sauvegarde (PCS) forme le maillon local de l'organisation de la sécurité civile sous l'autorité du maire, il organise la réponse de proximité en prenant en compte l'accompagnement et le soutien aux populations ainsi que l'appui aux services de secours. Le PCS est le maillon local de l'organisation de la sécurité civile.

1.3. Caractérisation des situations d'urgence sur la base des plans de secours

Les différents guides [DDSC 2006], [DDSC 2005], [DDSC 2007], aidant à la rédaction de ces plans, abordent la notion de situation d'urgence.

Selon le guide ORSEC, une situation d'urgence peut être d'origine diverse, a une durée qui peut aller de quelques instants à plusieurs jours, peut débuter avant l'occurrence réelle de l'évènement dommageable et peut être d'origine technologique et chimique avec des conséquences potentielles immédiates.

Dans le guide PPI, il est écrit qu'une situation d'urgence est caractérisée par une forte pression temporelle, peut être d'origine diverse (même dans le cas spécifique du risque technologique) et correspond à une situation anormale pouvant mener à un accident industriel majeur.

Le guide présente de manière explicite les trois phases d'un évènement de la sécurité civile (Figure 1) : l'urgence, le post-urgence et le retour à la normale. La phase d'urgence est caractérisée par quatre critères : période, durée, actions et intervenants. On retrouve les caractéristiques mises en évidence précédemment.

La situation d'urgence peut être soit antérieure à l'évènement, soit immédiatement postérieure. La durée d'une situation d'urgence peut durer plusieurs jours.

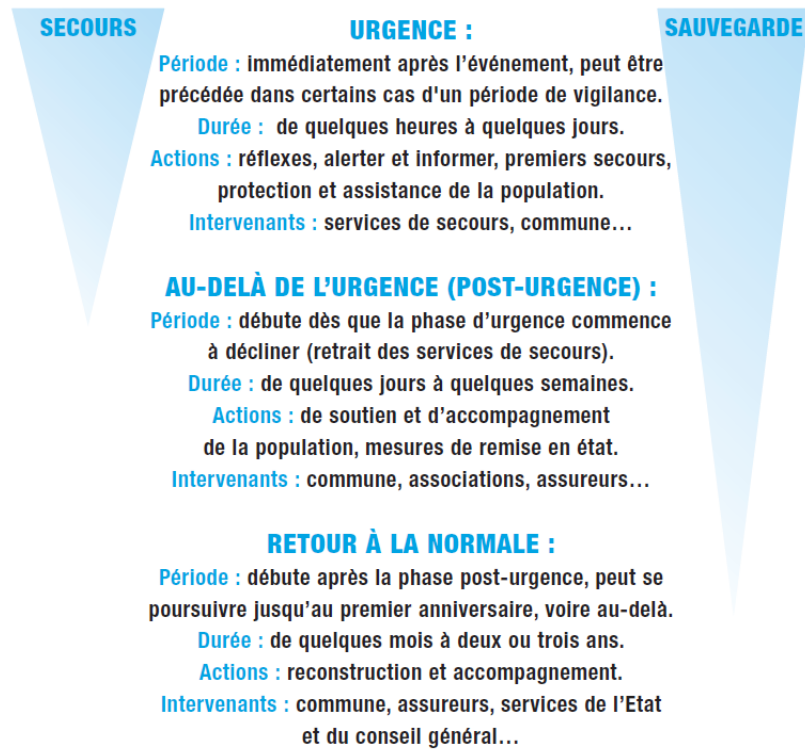


Figure 1 : Phase d'urgence selon le guide PCS

1.4. Cas particulier du secteur nucléaire

Dans le secteur nucléaire, la définition d'une situation d'urgence est univoque.

Il y a tout d'abord la Directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique [RF29novembre 2005]. Il y est défini en chapitre 1.2 (Définitions), trois phases :

- Phase de menace : la période liée à un événement, précédant une éventuelle émission ; cette phase peut ne pas exister en fonction de la nature de l'événement.
- **Phase d'urgence** : la phase, caractérisée par une émission, durant laquelle des actions sont engagées, dans l'urgence, de manière rapide et organisée, notamment dans le cadre de plans de secours pris en application de la loi relative à la modernisation de la sécurité civile, de façon à limiter les conséquences d'un événement.
- Phase post-accidentelle : la phase de traitement des conséquences de l'événement.

En complément à cette première définition de la phase d'urgence, la directive interministérielle du 7 avril 2005⁷ a confié à l'ASN la responsabilité de mettre en place le Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique (CODIRPA) dont l'objectif est d'élaborer la doctrine relative à la gestion des conséquences d'un accident nucléaire ou radiologique. Le CODIRPA a ainsi constitué 9 groupes de travail réunissant environ 130 experts provenant d'horizons différents (commissions locales d'information, associations, élus, agences sanitaires, organismes d'expertises, autorités). Les réflexions se sont basées sur deux scénarios d'accidents de gravité moyenne sur un CNPE (Centre Nucléaire de Production d'Electricité) français. Le CODIRPA a mis au point des premiers éléments de doctrine.

Pour réaliser ses travaux, le CODIRPA a distingué trois phases dans le déroulement d'un accident nucléaire : la phase d'urgence, la phase post-accidentelle à court terme désignée « phase de transition », la phase post-accidentelle à long terme.

La phase d'urgence couvre la phase de menace qui précède la survenue des premiers rejets dans l'environnement, lorsqu'elle existe, et la phase de rejet accidentel qui provoque un panache radioactif se dispersant dans l'environnement. Elle se termine dès que l'installation à l'origine de l'accident est ramenée à un état sûr ne risquant pas de produire de nouveaux rejets radioactifs dans l'environnement.

Au cours de la phase d'urgence, les actions de protection des populations qui doivent être engagées (mise à l'abri et à l'écoute, prise d'iode stable, évacuation) visent à limiter l'exposition immédiate des personnes au panache radioactif ; elles sont organisées dans le cadre de plans de secours mis en œuvre par les pouvoirs publics : les Plans Particuliers d'Intervention (PPI). Les recommandations du CODIRPA ne concernent pas cette première phase mais tiennent compte des actions menées au cours de cette phase, par souci de continuité et de cohérence.

Le terme "crise nucléaire" désigne les événements pouvant conduire à une situation d'urgence radiologique sur une INB.

1.5. Phasage d'une situation d'urgence

Sur la base de la Directive du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique [RF29novembre 2005], C. Bronner [Bronner 2008] a proposé un phasage

⁷ Cette directive relative à l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique charge l'ASN, en relation avec les départements ministériels concernés, d'établir le cadre, de définir, de préparer et de mettre en œuvre les dispositions nécessaires pour répondre aux situations post-accidentelles.

chronologique en trois temps des situations d'urgence à caractère technologique : la phase de menace, la phase accidentelle et la phase post-accidentelle.

Phase 1 : la phase de menace.

Il s'agit de la période précédant l'occurrence d'un événement dommageable majeur.

Dans le cas du secteur chimique, comme indiqué dans le guide PPI [DDSC 2007], la nature même de l'évènement dommageable à l'origine de la situation d'urgence est très variée.

En France, selon l'arrêté du 10 mai 2000 [MATE 2000], un accident majeur est un événement tel qu'une émission (de gaz, de produit radioactif, d'agent pathogène, de polluant), un incendie ou une explosion d'importance majeure, résultant de développements incontrôlés survenus au cours de l'exploitation d'un établissement, entraînant pour la santé humaine, à l'intérieur ou à l'extérieur de l'établissement, et/ou pour l'environnement un danger grave, immédiat ou différé, et faisant intervenir une ou plusieurs substances dangereuses.

Globalement, cette phase regroupe deux types de situation :

- On est dans une situation anormale pouvant mener à l'occurrence de l'évènement dommageable soit de manière spontanée (exemple : emballement de réaction), soit en raison d'une intervention visant un retour à la « normale » (exemple : déraillement wagon et opération de relevage à effectuer).
- Un évènement dommageable est déjà en cours mais ce dernier peut générer un ou plusieurs autres évènements dommageables encore plus conséquents (exemple : feu de nappe sur bac d'hydrocarbures pouvant entraîner un boilover).

Durant cette phase, l'occurrence de l'évènement dommageable majeur est, en théorie, évitable.

Phase 2 : la phase accidentelle.

Il s'agit de la période durant laquelle l'évènement dommageable majeur est en cours. Cette période peut être décomposée en sous-étapes [Fontaine 2004] :

- Un premier délai compris entre l'occurrence d'un évènement redouté central (exemple : rupture de canalisation) et l'occurrence du phénomène dangereux (exemple : délai nécessaire à la formation d'un nuage à la LIE⁸ dans le cas d'un VCE⁹),

⁸ Limite Inférieure d'Explosibilité

⁹ Vapor Cloud Explosion

- Un deuxième délai qui correspond à la montée en puissance du phénomène jusqu'à son état stationnaire,
- Un troisième délai nécessaire à l'atteinte d'un effet physique sur la cible,
- Un quatrième et dernier délai qui correspond à l'exposition des cibles.

Ces quatre étapes ne sont pas nécessairement successives.

Durant cette phase, comme dans la précédente, modéliser les distances d'effets générées par la libération du phénomène dangereux a un double intérêt : évaluer l'impact sur la population du phénomène dans le temps et en déduire une démarche opérationnelle, éviter le sur-accident.

Phase 3 : la phase post-accidentelle.

Il s'agit de la période commençant au retrait des services de secours et abordant la remise en état, l'accompagnement de la population mais aussi l'information sur les risques secondaires (suite à une pollution) et les mesures de suivi sanitaire [DDSC 2007].

En fonction de la phase (phase de menace, phase accidentelle,...), les informations pouvant être fournies par les services de secours pour la modélisation des conséquences sanitaires ne sont pas les mêmes. Durant la phase de menace, une taille de brèche ne peut être observée puisque la fuite n'a pas encore eu lieu.

SYNTHESE

Il n'est pas aisé d'établir une définition consensuelle de ce qu'est une situation d'urgence dans le cadre du risque technologique et chimique.

Cependant, une situation d'urgence est caractérisée par une forte pression temporelle qui peut toutefois perdurer plusieurs jours. Elle est antérieure ou concomitante à l'occurrence d'un accident « majeur ». Ces accidents, soit de par leur nature soit de par leur origine, regroupent un ensemble extrêmement varié de configurations. Sur la base d'un phasage en trois étapes (phase de menace, phase accidentelle, phase de post-accident), la phase d'urgence à proprement parler regroupe les deux premières phases. Dans le secteur de la chimie, la durée cumulée de ces deux phases n'excède pas plusieurs heures. Dans la plupart des cas, la durée de la phase accidentelle (montée en puissance du phénomène dangereux et atteinte des cibles) n'excède pas quelques minutes.

Chapitre 2 : Apport de la modélisation pour la définition d'un zonage opérationnel

2.1. Le zonage : réponse opérationnelle des services d'urgence

2.2. Types de zones

2.3. Le zonage réflexe

2.4. Correspondance entre modélisation de la dispersion atmosphérique et zones opérationnelles

2.5. Quel est le degré d'appropriation des modélisations par les Services de Secours ?

2.1. Le zonage : réponse opérationnelle des services d'urgence

D'un point de vue opérationnel, les services en charge de ces situations, définissent des zones à l'intérieur desquelles des actions sont menées avec pour chacune des typologies d'individus pouvant y entrer ou y rester.

Dans ce chapitre, les grands types de zones pouvant être mises en place par les Services de Secours ainsi que les méthodes permettant l'estimation de leur emprise géographique sont analysées. Deux grandes familles d'évaluation sont présentées : le zonage dit réflexe et le zonage issu de modélisations plus poussées.

Enfin, le degré d'appropriation (et donc de réinterprétation) par les Services de Secours des modélisations est discuté sur la base d'entretiens réalisés dans le cadre de ce travail de thèse.

2.2. Types de zones

Les Services Départementaux d'Incendie et de Secours (SDIS) et les Services d'Assistance Médicale d'Urgence (SAMU) ont développé des méthodes d'intervention de terrain qui se traduisent par la rédaction de règlements opérationnels [SDIS54 2004] [SDIS02 2002] ou de guides de conduite à tenir en situation d'urgence [SAMU75 2003].

Dans ces documents, trois types de zone sont définis : **la zone d'exclusion, la zone contrôlée, la zone de soutien** (Figure 2).

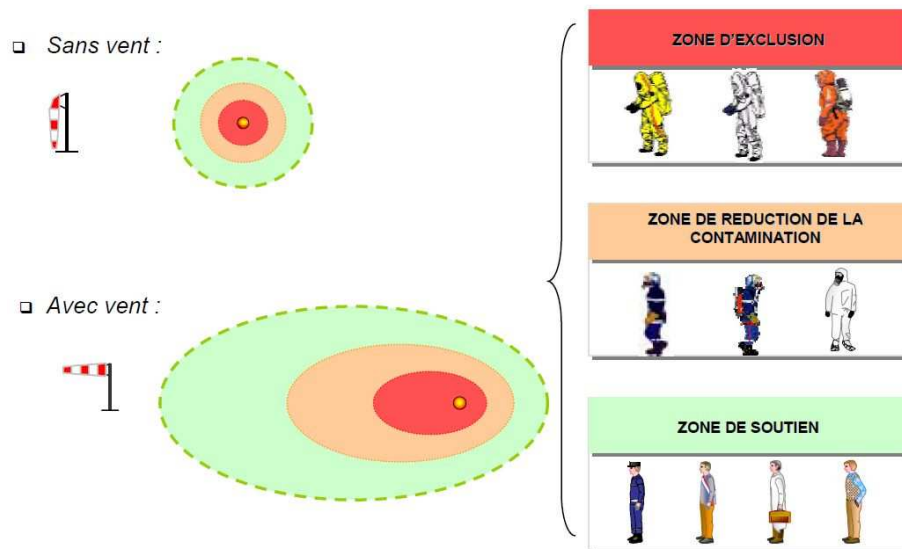


Figure 2 : Les trois types de zone [SDIS54 2004]

La zone d'exclusion ou de danger immédiat est la zone rapprochée de l'évènement mettant en cause des matières dangereuses, qui s'étend suffisamment loin pour protéger le personnel d'intervention qui se trouve à l'extérieur de ces limites contre les effets nocifs des substances

déversées. Seuls les intervenants munis des vêtements de protection adéquats sont autorisés à y pénétrer. Dans cette zone, toutes les personnes et le matériel présents sont considérés comme contaminés. Elle est aussi appelée « zone contaminée », « zone rouge », « zone restreinte » ou « zone chaude » [CANUTEC 2008] [MFCS 2001].

La zone contrôlée correspond à la zone de décontamination du personnel et du matériel. Elle comprend le point de contrôle du corridor d'accès, et aide ainsi à freiner la contamination. Elle est aussi appelée « zone de décontamination », « zone de réduction de la contamination ou menacée », « zone jaune », « zone à accès limité » ou « zone tiède ». Les occupants de cette zone peuvent être définis en trois groupes : les intervenants, les victimes valides et invalides. Les valides sont définis comme les personnes pouvant marcher sans aide et comprendre les instructions. Les invalides sont les victimes inconscientes ou incapables de se mobiliser sans aide.

La zone de soutien ou « hors danger » (ou « zone propre » ou zone « froide ») est celle où se trouvent le poste de commandement et les autres installations de soutien nécessaires pour maîtriser la situation. Cette zone est par définition hors de toute contamination ou de risques potentiels.

2.3. Le zonage réflexe

En cas d'intervention des services de secours sur un accident à caractère technologique, un périmètre réflexe d'exclusion est mis en place. Globalement, ces périmètres sont de deux types : des périmètres dépendant du type d'accident rencontré et de la famille de produit mise en jeu, ou des périmètres dépendant du type d'accident et du code ONU de la matière impliquée dans l'accident.

Trois ouvrages ([Bonjour 2005], [CANUTEC 2008], [SI&S(Geneve) 2003]), permettant de caractériser l'emprise géographique de zones « reflexes », ont été étudiés et leurs principales caractéristiques sont données dans le tableau-ci après (Table n°1). Chaque méthode définit deux zones. Les méthodes ayant servi à l'estimation de leurs distances restent assez mal renseignées.

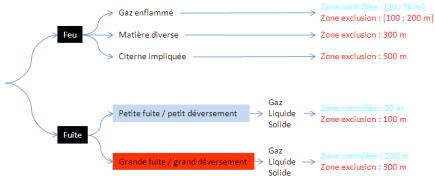
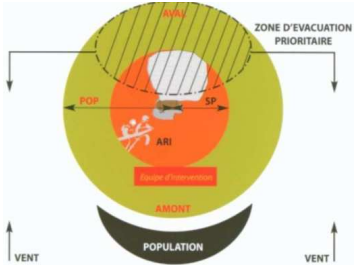
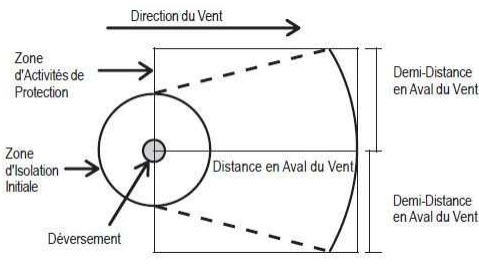
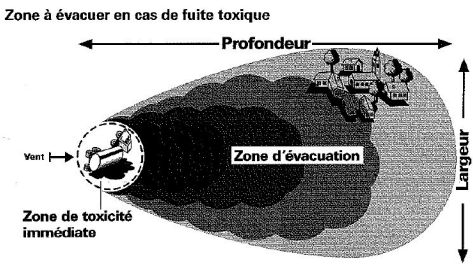
	CMICOSCOPE [Bonjour 2005]	CANUTEC [CANUTEC 2008]	GORSAP [SI&S(Geneve) 2003]
Zones	Double zonage : <u>zone d'évacuation</u> de la population (zone d'exclusion) et <u>zone de regroupement</u> des services de secours (zone contrôlée).	Double zonage : <u>distance d'isolement</u> (cercle autour du lieu de l'incident à l'intérieur duquel les personnes peuvent être exposées à un danger mortel) ; <u>distances de protection</u> (aire sous le vent à l'intérieur de laquelle les personnes peuvent être frappées d'incapacité et incapables de prendre des mesures de protection)	Deux types de distances : <u>une zone de toxicité immédiate</u> (cercle autour du lieu de l'incident) et deux <u>distances d'évacuation</u> (largeur et longueur) définissant une aire sous le vent.
Méthodologie	Distinction (Feu / Déversement) ; (Petite / Grande fuite)  Le diagramme illustre les zones d'exclusion pour trois types d'incidents : Feu, Petite fuite / petit déversement, et Grande fuite / grand déversement. Pour le feu, les zones sont : Gaz enflammé (Zone contrôlée : 20 ; 50 m), Matière diverse (Zone d'exclusion : 100 ; 200 m), et Citerne impliquée (Zone d'exclusion : 300 m). Pour la petite fuite, les zones sont : Gaz (Zone contrôlée : 10 m), Liquide (Zone d'exclusion : 100 m), et Solide (Zone d'exclusion : 100 m). Pour la grande fuite, les zones sont : Gaz (Zone contrôlée : 100 m), Liquide (Zone d'exclusion : 300 m), et Solide (Zone d'exclusion : 300 m).	Modélisations menées au moyen du modèle CASRAM qui intègre un module de dispersion intégral se basant sur DEGADIS. Ce modèle permet d'obtenir une fonction de distribution des distances d'effets (celle retenue correspond au percentile 90). Distances renseignées dans le tableau 1 (de la section verte du guide) : n° ONU ; petit (quantité inférieure à 200 l ou 300 kg pour les solides ou 2 kg pour les agents de guerre chimique) / grand déversement ; jour / nuit	Recueil de fiches réflexes classées par ordre croissant de numéro ONU et certaines de ses fiches (environ 200 fiches sur un total de 900 fiches) indiquent des périmètres d'évacuation. Deux dimensions de zone, dépendant de la taille de plaques (surface de plaque égale à 20 m ² ou 80 m ²) données. Les zones d'évacuation (zones non circulaires) sont valables pour une vitesse de vent comprise entre 10 et 20 km/h. Les méthodes utilisées pour estimer ces zones ne sont pas expliquées.
Valeurs seuils		ERPG	
Schéma des zones	 Le schéma illustre les zones de danger et d'évacuation selon CMICOSCOPE. On voit une zone d'impact (ARI) au centre, entourée d'une zone de danger (POP) et d'une zone d'évacuation prioritaire (SP). La zone d'évacuation prioritaire est divisée en zones d'activités de protection et de distance d'isolement initiale. Les zones sont définies par rapport à la direction du vent (VENT) et la population (POPULATION).	 Le schéma illustre les zones de danger et d'évacuation selon CANUTEC. On voit une zone d'isolement initiale (cercle) et une zone d'activités de protection (cercle plus grand). Les zones sont définies par rapport à la direction du vent (Direction du Vent) et la distance en aval du vent (Distance en Aval du Vent). Les zones sont divisées en zones d'activités de protection et de distance d'isolement initiale.	 Le schéma illustre les zones de danger et d'évacuation selon GORSAP. On voit une zone de toxicité immédiate (cercle) et une zone d'évacuation (cercle plus grand). Les zones sont définies par rapport à la direction du vent (Vent) et la distance en aval du vent (Distance en Aval du Vent). Les zones sont divisées en zones de toxicité immédiate et de distance d'isolement initiale.
Commentaires		Produits renseignés : produits toxiques par inhalation, agents de guerre chimique et produits réagissant avec l'eau.	

Table 1 : Comparaison des trois méthodes permettant l'établissement de zones réflexes

2.4. Rôle de la modélisation de la dispersion atmosphérique pour l'obtention des zones opérationnelles

L'ampleur des zones opérationnelles est décidée, en France, par le Directeur des Opérations de Secours. Leurs dimensions sont le résultat d'une analyse de nombreux paramètres, par les gestionnaires de la situation d'urgence. Ces paramètres peuvent être de natures très différentes (moyens de secours à disposition, environnement humain de l'accident,...). Les résultats des modélisations font éventuellement partie de ces paramètres d'entrée. Certains ouvrages présentent des méthodes d'intégration des résultats des modélisations dans le processus décisionnel relatif au dimensionnement des zones opérationnelles. Trois de ces méthodes sont présentées ci-après.

Le département de Santé Publique [O'Mahony 2008] propose de faire correspondre des valeurs seuils de concentration (il s'agit des valeurs AEGL¹⁰ 1, 2, 3 - 10 min) à trois zones opérationnelles : cold zone, warm zone, hot zone présentées en Figure 3.

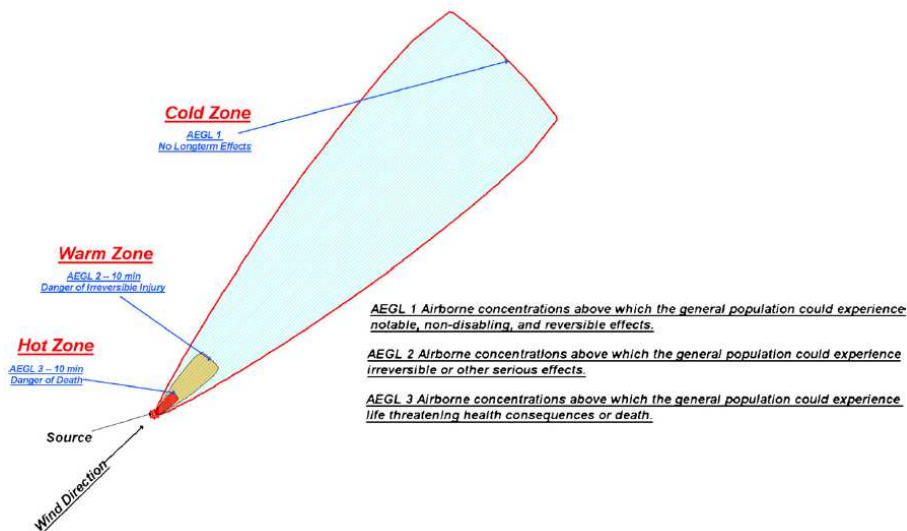


Figure 3 : Exemple de zonage réalisé à l'aide de valeurs AEGL – 10 min

Le Programme des urgences environnementales d'Environnement Canada a développé une méthodologie « simple » de détermination des zonages opérationnels [Grenon 2009] en cas de nuage toxique accidentel, basée sur la comparaison entre les concentrations évaluées et les valeurs

¹⁰ Les seuils de toxicité AEGL se basent sur une hypothèse de durée d'inhalation. Pour chaque durée standard, un seuil d'effet est estimé (une concentration en gaz toxique). Dans notre cas, la durée d'inhalation standard utilisée est de 10 minutes. Trois types d'effet sont définis : AEGL 1, AEGL 2, AEGL 3.

AEGL2 (ou ERPG2¹¹ 1 heure). Deux types d'action sont alors envisagés : le confinement ou l'évacuation.

Le choix du type d'action est aussi fonction du temps d'arrivée du nuage toxique qui est comparé à la durée nécessaire à l'évacuation. Un logigramme d'aide à la décision est utilisé (Figure 4) :

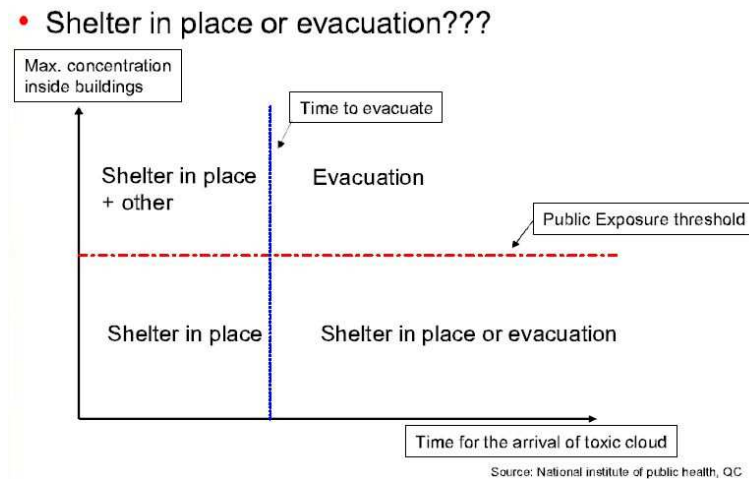


Figure 4 : Logigramme d'aide à la décision : évacuation ou confinement

Si une zone géographique est dans une zone à forte concentration en gaz toxique, l'évacuation, si elle est temporellement possible, est choisie. La mesure de confinement devient une mesure par défaut (délai d'arrivée du nuage inférieur au délai d'évacuation estimé).

En France, compte tenu des méthodes de zonage déjà usitées par les Services de Secours et des délais minimaux d'intervention, il est proposé une première approche majorante qui consiste en une série d'actions réflexes à mener dans l'heure suivant l'accident [Fontaine 2006]. Ces mesures sont les suivantes :

Dimensionner une **zone d'exclusion** sur la base du seuil des effets irréversibles pour une exposition d'une heure dans le cas des effets toxiques par inhalation (SEI¹²).

¹¹ ERPG-2 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effets irréversibles ou incapacitants

¹² SEI : concentration dans l'air, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle des effets irréversibles pourraient apparaître au sein de la population exposée

Fixer une **zone de contrôle** avec les objectifs de réduction de la contamination basée sur les effets réversibles pour une exposition de deux heures, délai qui aide à la sortie de la victime décontaminée (SER¹³).

Laisser au Commandant des Opérations de Secours (COS) la décision de dimensionner la zone de soutien en fonction des conditions spécifiques de l'évènement (type d'urbanisation, topographie, météorologie,...).

Il est aussi précisé qu'en cas de survenue d'un évènement sans information préalable, le Commandant des Opérations de Secours (COS) s'attache prioritairement à définir les dimensions de la **zone de soutien** pour y pré-positionner son dispositif sans mettre en danger les intervenants.

A noter que dans cette étude, il n'est pas exclu d'avoir recours à des périmètres réflexes cohérents avec les pratiques opérationnelles, soit au maximum 100 mètres en milieu urbain ou 200 mètres en environnement dégagé. Il n'est pas précisé à quel type de zone pourrait correspondre ce périmètre réflexe. Compte tenu de sa relative faible ampleur, il s'agit probablement de la zone d'exclusion (qui dans un premier temps fera aussi office de zone de contrôle et de soutien).

Il ressort des exemples étudiés qu'il existe deux approches permettant la correspondance entre les distances d'effets modélisées et l'amplitude géographique des zonages opérationnels. La première approche consiste à établir un lien direct et unique entre un type d'effet (exemple : seuil des effets irréversibles 1 heure) et une limite de zone opérationnelle (exemple : zone d'exclusion). La deuxième approche consiste déjà à construire une méthodologie qui tienne aussi compte du contexte de l'accident (cinétique d'évacuation, jugement du COS).

2.5. Quel est le degré d'appropriation des modélisations par les Services de Secours ?

Afin de confronter une approche théorique du zonage opérationnel à la réalité du terrain, il a été procédé à deux interviews sur la base d'un questionnaire type composé de douze questions dont un exemplaire vierge est donné en Annexe III.

Les thématiques abordées par ce questionnaire ont été les suivantes : pour quelles raisons les services de secours font (ou font effectuer) des modélisations ? Une fois ces modélisations réalisées, comment sont-elles interprétées par le demandeur et à quoi servent-elles ? Enfin, comment restituer de manière opérationnelle les incertitudes intrinsèques à ces modélisations ?

¹³ SER : concentration dans l'air, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle la population exposée pourrait présenter des effets réversibles

Deux acteurs de la Sécurité Civile ont été choisis pour répondre à ce questionnaire. Le premier chargé de mission au pôle risque technologique du Bureau des Risques Majeurs (BRM) de la Direction de la Sécurité Civile (DSC) et est co-rédacteur des guides nationaux tels que le guide PCS ou PPI. Sa vision est donc celle d'un représentant de l'état, garant des doctrines opérationnelles nationales. La deuxième personne est chef d'un centre d'incendie et de secours habilité RCH4 (Risque Chimique de niveau quatre). Sa vision sera celle d'un intervenant de terrain de haut niveau (encadrement, choix tactiques,...) ayant eu déjà à traiter de nombreuses situations d'urgence à caractère chimique. De ces deux entretiens, il est peut être mis en avant les points suivants.

Il n'y a pas de réponse opérationnelle type en fonction d'une zone d'effet modélisée et cette systématisme n'est pas souhaitable car les zonages opérationnels sont extrêmement dépendants de la configuration du terrain.

La modélisation est perçue comme un moyen objectif d'analyse d'une situation ou de son évolution potentielle. Les modélisations sont actuellement réalisées par les industriels, l'INERIS, les sapeurs-pompiers eux-mêmes ou encore la cellule anticipation présente en préfecture dans le Centre Opérationnel Départemental (COD).

La restitution des résultats des modélisations dépend du récipiendaire (Conseiller technique risque technologique, COS, DOS). Le Conseiller technique sera intéressé par les distances, la façon dont elles ont été obtenues et éventuellement les incertitudes associées ; le COS sera intéressé par les distances et éventuellement les hypothèses de modélisation ; le DOS sera uniquement intéressé par une réponse non technique qui peut être la déclinaison opérationnelle des distances d'effets modélisés.

Du point de vue de la Sécurité Civile, un bon logiciel de dispersion est un modèle gratuit, simple d'utilisation, fiable et rapide. Il devrait être à même aussi de pouvoir tenir compte de la montée en puissance des renseignements (informations complémentaires obtenues peu à peu). A l'heure actuelle, les logiciels fonctionnent tous sur le même principe : un vecteur de données d'entrée qui doit être entièrement renseigné avant de pouvoir effectuer un calcul. Certains logiciels, comme ALOHA, intègrent des valeurs par défaut, mais aucun ne tient compte d'un intervalle de valeurs possibles pour un ou plusieurs paramètres d'entrée.

En règle générale les destinataires des résultats des modélisations n'ont pas réellement conscience de leur caractère incertain. Le Conseiller Technique, ayant lui-même pu réaliser des modélisations, peut en avoir conscience sans toutefois pouvoir l'appréhender de manière quantitative. A leur décharge, il est extrêmement difficile pour un acteur de la sécurité civile de faire appel à son propre retour d'expérience pour analyser de manière critique le résultat d'une modélisation. D'un point de vu départemental, voire national, les accidents chimiques de grande ampleur sont effectivement

assez rares. Bien souvent, le seul moyen de comparaison consiste à consulter des recueils de distances reflexes pré-établies pour un produit donné [SI&S(Geneve) 2003] [CANUTEC 2008].

Quant à savoir s'il y a un réel intérêt (pour les services des secours) à restituer les incertitudes sur les distances d'effet, la réponse dépend de la manière dont celle-ci va être rendue explicite. Les services en charge de la gestion de la situation d'urgence sont, en premier lieu, intéressés par la distance enveloppe. Une courbe traduisant la fonction de distribution cumulative des distances potentielles d'effets peut avoir son intérêt afin de confronter le zonage opérationnel, en train d'être mis en place, avec son intervalle de confiance associé (exemple : instant t , évacuation d'une zone de 100 m de rayon qui correspond à 50% des cas possibles ; instant $t+1$, évacuation d'une zone de 150 m de rayon qui correspond à 90% des cas possibles). Enfin, une restitution visuelle de l'incertitude, comme cela peut se faire avec l'aléa dans la démarche PPRT, est elle aussi susceptible d'intéresser les services de secours. De toutes les manières, cette restitution de l'incertitude devra être réinterprétée par le Conseiller Risque Technologique.

SYNTHESE

En cas de situation d'urgence, les services en charge de cette situation mettent en place de manière systématique un zonage opérationnel constitué de différentes zones à l'intérieur desquelles des actions spécifiques sont menées avec des typologies d'individus pouvant y intervenir.

En règle générale, trois types de zones sont distingués : la zone d'exclusion ou de danger immédiate, la zone contrôlée et la zone de soutien ou « hors danger ». Il est possible que, compte tenu de la cinétique de l'évènement, certaines zones soient confondues (au moins dans un premier temps).

Une fois ces grands principes posés, il reste à estimer les dimensions (et formes) de chaque zone. Cette estimation peut être faite au moyen de deux approches : une approche dite réflexe et une approche se basant sur des modélisations. Le zonage réflexe a l'avantage de la rapidité d'évaluation et de pouvoir être utilisé avec très peu d'informations. Le zonage issu des modélisations a pour avantage d'être plus précis car il tient compte des spécificités du cas étudié mais aussi de son éventuelle évolution. *A contrario*, la mise en place effective d'une modélisation nécessite le renseignement de « nombreux » paramètres. On constate que cette difficulté est aussi rencontrée pour des zonages réflexes qui cherchent à mieux coller à la réalité du terrain et qui font appel à des notions floues comme dans le guide CANUTEC : la notion de petite et grande fuites n'y est pas explicitée de manière triviale.

Certains organismes proposent de mettre en correspondance de manière quasiment "automatique" les zones d'effet issues des modélisations et le zonage opérationnel.

On constate que les modélisations sont considérées par les services de secours comme une information technique supplémentaire qui doit être réinterprétée par le gestionnaire technique de la situation d'urgence pour en déduire, sur la base d'autres éléments (configuration du terrain, moyens à disposition, nature des cibles potentielles,...), un zonage opérationnel. Cette approche est d'autant plus intéressante qu'elle rend compatibles les deux familles d'évaluation des dimensions de zone (réflexe et modélisation). Il n'y a plus concurrence mais complémentarité : le zonage réflexe est mis en place dès les premiers instants sur la base d'un niveau d'information très faible ; par la suite, une modélisation pourra confirmer (ou infirmer) la pertinence de ce zonage.

Chapitre 3 : Spécificités de la modélisation de la dispersion atmosphérique en situation d'urgence

3.1. La dispersion atmosphérique : un cas particulier

3.2. Principes de modélisation

3.3. Caractérisation du terme source

3.4. Dispersion atmosphérique du nuage

3.5. Evaluation des effets d'un nuage toxique

3.6. Evaluation des effets d'un nuage explosible

3.1. La dispersion atmosphérique : un cas particulier

La dispersion atmosphérique demeure un cas particulier dans la famille des phénomènes dangereux majeurs¹⁴ car plusieurs phénomènes physiques entrent en jeu. Quatre grandes phases peuvent être distinguées : le débit à la brèche, la vaporisation (soit au niveau du jet, soit au niveau d'une nappe), la dispersion atmosphérique à proprement parler et enfin l'estimation des effets du nuage (soit toxique, soit inflammable avec un allumage différé).

Plusieurs familles de méthodes d'évaluation existent et ne font réellement consensus. Le choix de telle ou telle méthode est le résultat d'un compromis qui peut se résumer ainsi : (complexité de mise en œuvre et approche fine de la physique du phénomène) ou (simplicité de mise en œuvre et approche macroscopique de la physique du phénomène).

Ce chapitre présente les grands principes de modélisation des effets de la dispersion atmosphérique puis pour chacune des grandes étapes décrites ci-avant (caractérisation du terme source, dispersion atmosphérique du nuage, évaluation des effets d'un nuage toxique ou inflammable) les principales méthodes mises à disposition des modélisateurs.

3.2. Principes de modélisation

L'estimation des effets induits par la génération d'un nuage de gaz ou de vapeurs (toxique ou inflammable) est le résultat d'une succession de modèles « élémentaires ».

Prenons le cas d'un gaz liquéfié sous pression, en cas de brèche sur le réservoir, le gaz s'écoule par un orifice ; il faut donc modéliser le rejet en fonction de la dimension et de la position de l'orifice. On utilise un modèle de débit à la brèche (liquide, gazeux ou diphasique). Le produit, transporté sous forme liquide, mais gazeux sous les conditions de température et de pression ambiante, se vaporise lorsqu'il est rejeté à l'atmosphère, en partie lors de l'écoulement, et en partie après. Cette cinétique de vaporisation doit aussi être modélisée. Le gaz est alors poussé par le vent en même temps qu'il se dilue progressivement dans l'atmosphère, et il est alors fait appel à des modèles de « dispersion atmosphérique ». A ces trois modèles physiques, il faut ajouter un modèle qui décrit la survenue de l'effet (intoxication par inhalation ou effet de surpression faisant suite à l'inflammation d'un nuage explosible).

On dispose de formules analytiques ou de codes informatiques pour chacune des quatre phases précédentes (débit à la brèche, vaporisation, dispersion atmosphérique et relation concentration / effet).

¹⁴ Les principaux phénomènes dangereux susceptibles d'être rencontrés en situation d'urgence (hors dispersion atmosphérique) sont décrits (avec des méthodes d'évaluations associées) en Annexe IV.

L'ensemble de ces relations est décrite dans le logigramme présenté sur la Figure 5 [Lannoy 1984] :

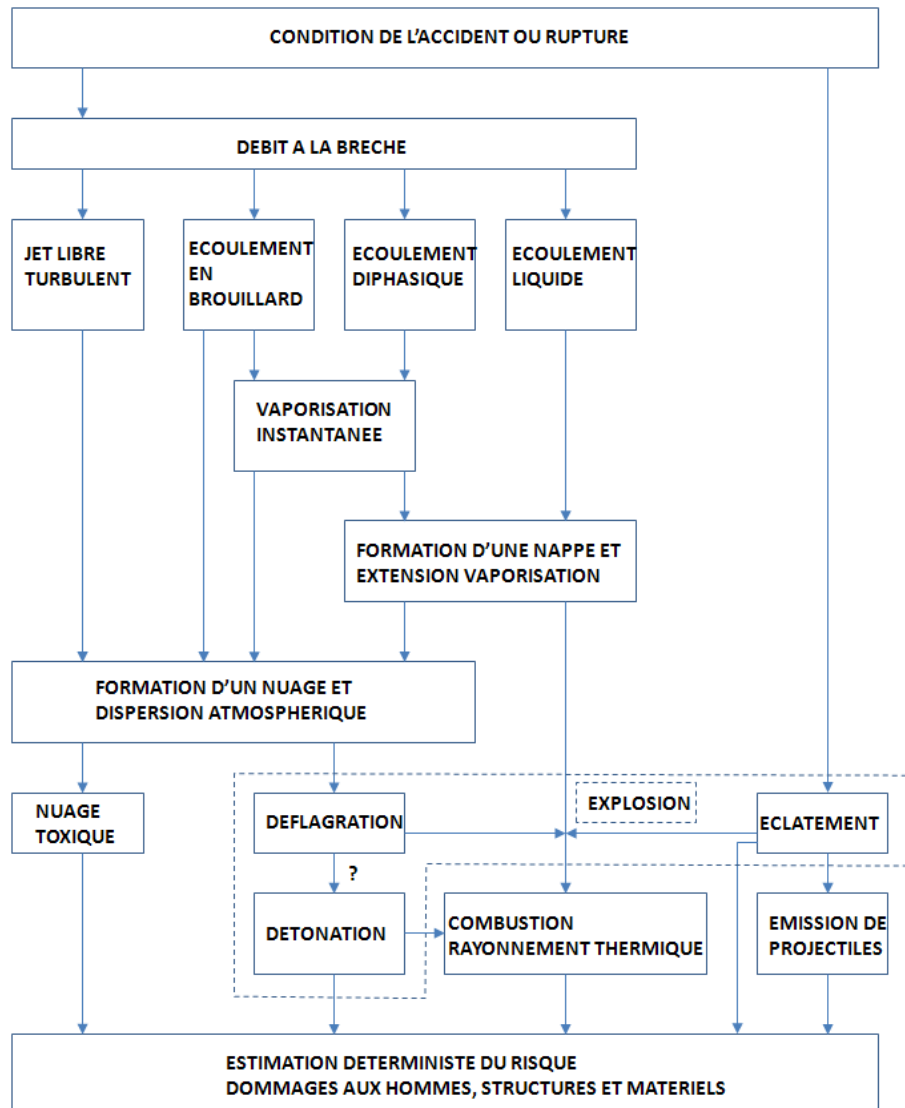


Figure 5 : Scénario d'accident, schéma déterministe

L'estimation d'une distance d'effet conduit donc à enchaîner ces quatre modélisations. La question de l'incertitude apparaît car ces phénomènes, bien qu'ils répondent à des lois physiques connues, sont complexes. En pratique, des simplifications sont nécessaires et plusieurs équations et codes de calcul sont en concurrence pour chaque modélisation, parmi lesquels il faut faire un choix. Ensuite, pour mener à bien le calcul, les valeurs des données d'entrée doivent être définies, ce qui conduit à de nouveaux choix.

3.3. Caractérisation du terme source

Hanna, Drivas [Hanna 1996] et Lees [Lees 2005] [Laurent 2003] ont recensé les principales sources générant soit une émission instantanée soit une émission continue. Les différentes situations rencontrées ont été répertoriées en fonction de : l'état initial du fluide, la nature de l'unité

industrielle (réservoir, équipement, canalisation...), la dimension de la brèche, la présence d'une barrière de confinement ou non (source éventuellement confinée par un bâtiment), la position relative de la source d'émission par rapport au sol et sa direction, la quantité initiale de mouvement ou d'énergie cinétique du fluide rejeté.

A partir des différents états initiaux d'un fluide, l'UIC [UIC 1995] a classé les différents états du produit dangereux après son rejet accidentel qui mènent à la formation du nuage qui se disperse. La compréhension de ces phénomènes est essentielle à la bonne caractérisation du terme source.

La détermination du terme source (partie gazeuse libérée) pour un rejet continu de gaz liquéfié passe par la détermination de quatre termes qui correspondent à des phénomènes différents : le débit et les caractéristiques du fluide à la brèche, la fraction de gaz vaporisée pendant le flash, la vapeur se formant pendant la phase d'entraînement, l'évaporation de la fraction liquide tombée au sol et celle due à la présence d'un obstacle (voir Figure 6).

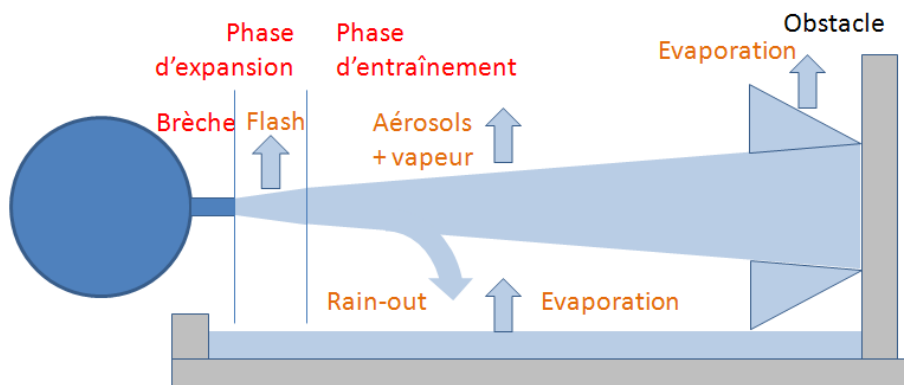


Figure 6 : Exemple de terme source pour un rejet continu de gaz liquéfié

3.4. Dispersion atmosphérique du nuage

Les conditions de dispersion atmosphérique¹⁵ d'un produit vont dépendre de plusieurs paramètres : des conditions de rejet (nature du nuage de produit, mode d'émission...), des conditions météorologiques (champ de vent, de température...) et de l'environnement (nature du sol, présence d'obstacles, topographie...).

Différents mécanismes entrent en jeu dans le déplacement et la dilution du nuage et leur influence varie en fonction de l'évolution des caractéristiques du nuage.

La quantité de mouvement initiale du nuage :

¹⁵ Les principales familles de modèles de simulation de la dispersion atmosphérique sont présentées en Annexe IX

Pour des rejets de grande vitesse, la quantité de mouvement est déterminante dans le champ proche de la fuite. Par la suite, son influence décroît en raison des effets d'entraînement de l'air et du frottement du sol. La quantité de mouvement initiale de tout rejet dépend des conditions de stockage : plus la pression de stockage est grande, plus la quantité de mouvement initiale du nuage est grande. Progressivement, la quantité de mouvement va s'atténuer en raison de l'entraînement de l'air et de l'éventuel frottement du nuage avec le sol. Au fur et à mesure que la densité du nuage devient proche de celle de l'air, l'influence de la turbulence atmosphérique devient prépondérante, entraînant de l'air dans le nuage. Enfin, le nuage est entraîné par le vent.

La densité du nuage :

Nuage de gaz plus lourd que l'air (dense)

Lorsque le gaz est plus dense que l'air, il est qualifié de « gaz lourd ». Ce type de rejet est rencontré lors des fuites : d'un produit rejeté à température ambiante de masse volumique plus importante que celle de l'air (propane, chlore, phosgène...), d'un produit plus léger que l'air à température ambiante, mais rejeté à une température assez faible pour que sa masse volumique soit supérieure à celle de l'air (exemple : rejets de gaz liquéfiés tels l'ammoniac, le chlore...), de produits qui en réaction avec l'air vont engendrer par réactions chimiques de nouveaux produits qui augmentent plus ou moins localement la densité du nuage (exemple : le monoxyde d'azote réagissant avec l'oxygène de l'air pour donner du dioxyde d'azote plus dense que l'air).

Dans le cas d'un nuage de gaz lourd, les forces de gravité ont une influence importante sur les mécanismes de dispersion du nuage. Dès après le rejet, les forces de gravité vont générer un mouvement descendant du nuage en direction du sol et la dispersion verticale sera limitée. Ensuite, le nuage se répand et rentre dans une phase dite d'effondrement favorisant son expansion transversale. La dilution du nuage s'opère sur la face supérieure du nuage et sur les faces latérales. Ces différentes phases sont illustrées en Figure 7.

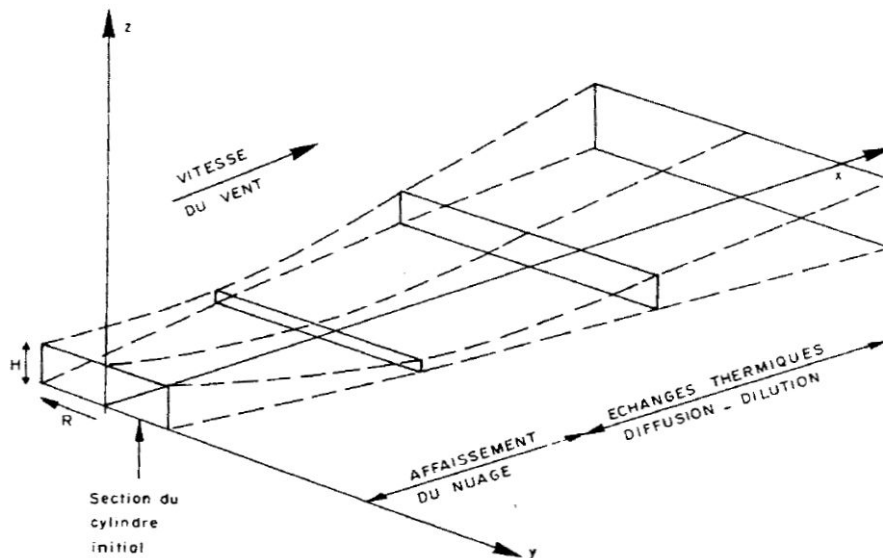


Figure 7 : Phases de dispersion d'un gaz lourd [Lannoy 1984]

Nuage de gaz plus léger que l'air

Lorsque le gaz est moins dense que l'air, il est qualifié de « **gaz léger** ». Ce type de rejet concerne les fuites : d'un produit rejeté à température ambiante de masse volumique moins importante que celle de l'air (hydrogène...), d'un produit moins léger que l'air à température ambiante, mais rejeté à une température assez importante pour que sa masse volumique soit plus petite que celle de l'air (exemple des fumées d'incendie). Lors de sa dispersion, le nuage de gaz voit sa masse volumique augmenter du fait de sa dilution avec l'air ambiant et de son refroidissement.

Si la densité du gaz est suffisamment faible, l'effet des forces d'Archimède est susceptible de favoriser l'ascension du nuage de gaz.

Nuage de gaz ayant la même densité que l'air (neutre)

Le gaz est qualifié de « **gaz neutre** », lorsqu'il n'a pas de quantité de mouvement, a la même densité et la même température que l'air.

Ce type de rejet est rencontré lors des fuites d'un gaz de même densité que l'air ou très dilué quelle que soit sa densité à l'état pur.

Le gaz passif n'apporte aucune perturbation mécanique à l'écoulement atmosphérique et va se disperser du fait de la seule action du fluide porteur, l'air. Le transport et la diffusion du gaz vont alors dépendre du vent et de la turbulence atmosphérique d'origine mécanique ou thermique.

Les échanges thermiques

Aux effets mécaniques viennent s'ajouter les effets thermiques qui peuvent avoir un rôle important dans le mécanisme de dilution. Dans le cas de gradients de températures importants entre le gaz, le sol et l'atmosphère, des échanges thermiques par convection vont favoriser la dilution du nuage.

Les conditions météorologiques

Les conditions météorologiques peuvent être caractérisées par de nombreux paramètres. Ces principaux paramètres sont représentatifs de la turbulence atmosphérique, de la vitesse de vent et de la température. Tous ces paramètres influent sur les mécanismes de dispersion.

La turbulence atmosphérique a une double origine : une origine mécanique (générée par la rugosité du sol) et une origine thermique (générée par la stratification verticale de la température de l'atmosphère).

La stabilité atmosphérique est une composante déterminante de la turbulence atmosphérique d'origine thermique. Cette stabilité dépend fortement du gradient de densité de l'air en fonction de l'altitude, ce dernier étant lui aussi fortement lié au gradient vertical de température. Sur la base de ce constat, Pasquill [Pasquill 1974] a proposé une classification de la stabilité atmosphérique selon six classes de stabilité, notées de A à F. Ces classes décrivent des atmosphères très instables à instables (classes A et B), des atmosphères dites neutres (classes C et D) et enfin des atmosphères stables à très stables (classes E et F).

A titre indicatif, les conditions de stabilité usuellement retenues dans le cadre d'étude de sécurité sont les conditions de stabilité de l'atmosphère (selon la classification de Pasquill) de type D (neutre) et F (très stable) auxquelles sont associées respectivement des vitesses de vent « standards » (5 m/s pour la classe D et 3 m/s pour la classe F).

Pour un rejet se situant au niveau du sol, le premier couple (classe de stabilité ; vitesse de vent) D5 est représentatif d'une situation considérée comme courante (condition neutre et vitesse du vent de 5 m/s). Le second couple F3 (condition très stable et vitesse du vent de 3 m/s) est représentatif d'un état de l'atmosphère maximisant les effets du nuage (toujours dans le cas d'un rejet au sol).

Dans certains cas et notamment dans le cas de rejet en altitude, la condition météorologique (F ; 3 m/s) peut ne pas être pénalisante. En effet, de manière schématique, dans le cas d'une atmosphère instable (classes A et B de Pasquill), la dispersion verticale du panache est favorisée. Le gaz émis impacte donc plus rapidement le sol, le panache étant encore peu dilué, les concentrations au sol en polluant peuvent être élevées (voir Figure 8). Au contraire, quand l'atmosphère est stable, le potentiel de diffusion vertical du panache est faible. Le panache a une forme très peu ouverte (« panache drapeau »). La dispersion va donc avoir lieu à « haute » altitude (voir Figure 9). Dans le cas d'un rejet initial en hauteur, les concentrations en polluants seront, au sol, relativement faibles.

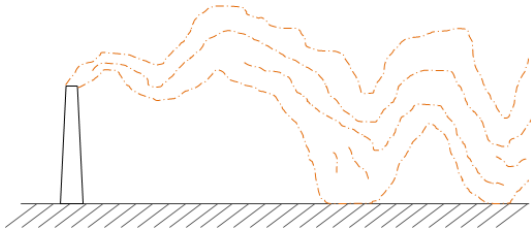


Figure 8 : Dispersion dans une atmosphère instable

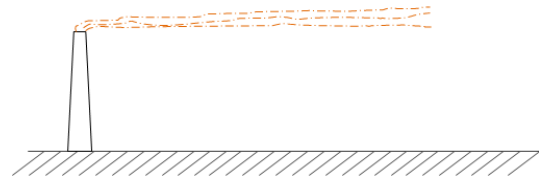


Figure 9 : Dispersion dans une atmosphère stable

L'environnement du rejet

Certaines particularités topographiques peuvent modifier la trajectoire du vent et influencer sur les caractéristiques turbulentes moyennes de l'écoulement atmosphérique. Ces changements dépendent de la taille et de la forme des particularités topographiques pouvant entrer en contact avec le vent. Les logiciels de type « gaussien » et « modèle intégral » ne permettent pas la prise en compte du relief ou de la présence d'obstacles (bâtiments). Quand ces particularités topographiques sont de faible taille par rapport à celle du nuage, les perturbations générées influent de façon macroscopique (et non pas localisée) sur la dispersion du nuage. Dans ce cas, l'hypothèse d'un terrain plat et de rugosité uniforme est généralement bien adaptée.

3.5. Evaluation des effets d'un nuage toxique

Une fois la concentration en gaz toxique évaluée dans le temps et dans l'espace, il faut en déduire l'effet sur les cibles potentiellement exposées.

Les effets toxiques résultant de l'émission dans l'atmosphère d'un produit toxique dépendent de la concentration (C) du polluant émis dans l'atmosphère et de la durée d'exposition (t_{exp}) à cette concentration. Les effets varient également selon la sensibilité de la personne (âge, état de santé, facultés d'accoutumance...). Lorsqu'une personne respire une atmosphère polluée par un produit toxique, les effets recherchés sont généralement définis comme étant l'apparition de la létalité (pour une fréquence donnée), des malaises, de la toux...

Dans le cas d'une intoxication par inhalation d'origine accidentelle, la détermination d'une zone d'effet se base sur la concentration et/ou la dose inhalées. Ces approches s'appuient sur l'utilisation de seuils de toxicité aiguë (quand ces seuils existent) et à défaut sur les valeurs de toxicité chronique [SDIS54 2004].

Valeurs seuil de toxicité aiguës

Un certain nombre de valeurs seuils de toxicité aiguë existent en Europe et aux USA. Les grandes familles de valeurs seuils jugées les plus pertinentes sont les valeurs AEGL, ERGPG, TEEL, IDLH et VSTAF associées à des durées d'exposition [Tissot 2008]. En France, en cas d'absence des

VSTAF, un logigramme (voir Annexe VI) de choix de valeurs pouvant être utilisées en situation d'urgence a été proposé [Tissot 2008].

Approche basée sur la concentration

L'approche la plus simple pour déterminer une zone d'effet toxique consiste donc à ne se baser que sur une valeur seuil de concentration. En première approche, si en un point donné, la concentration en gaz toxique est inférieure à cette concentration seuil, on est en dehors de la zone d'effet. Au contraire, si en un point donné, la concentration en gaz toxique est supérieure à cette concentration seuil, on est dans la zone d'effet associé.

La principale difficulté de cette approche réside dans le choix des effets et de leurs valeurs seuils associées. Trois propositions de déclinaison opérationnelle de cette approche sont données en Annexe VII. L'utilisation de cette approche revient de manière implicite à faire une hypothèse forte sur la durée d'inhalation : celle-ci doit être égale à la durée d'exposition ayant servi à l'élaboration de la valeur de la concentration seuil.

Approche basée sur la dose inhalée

On admet que les effets létaux et irréversibles suivent généralement la loi de Haber étendue, de la forme : $Effet = f(C^n \times t)$. Cela revient à dire que pour un effet toxique (E) donné (létaux ou irréversible) et une substance toxique donnée, il existe un nombre réel n tel que, quelle que soit la durée d'exposition (t_{exp}) considérée, on peut trouver une concentration seuil C_{seuil} telle que $C_{seuil}^n \times t_{exp} = cte = D_{Eseuil}$ (voir Figure 10). Cette quantité D_{Eseuil} est appelée « dose toxique seuil pour l'effet (E) ».

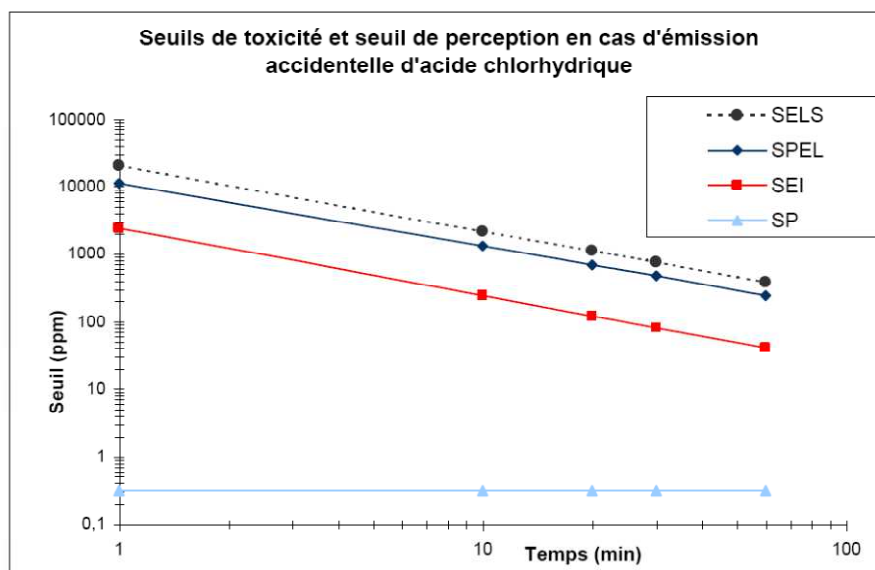


Figure 10 : Droite de Haber pour l'acide chlorhydrique entre 1 min et 60 min d'exposition

De façon schématique, plus la valeur de n est grande, plus la dose toxique est indépendante de la durée d'exposition t et à la limite, pour un n infini, la dose ne dépend plus que de la concentration. Cet effet se produira dès que $C^n \cdot t > E$. La méthodologie de détermination des seuils [Tissot 2004] [Tissot 2006] se base à la fois sur l'expérimentation animale (si elle existe) et sur le jugement d'un groupe d'experts.

Les principaux avantages de cette approche est qu'elle est plus proche de la réalité physico-chimique des mécanismes d'intoxication par inhalation et qu'il est possible de tenir compte de la durée de fuite.

En pratique, un certain nombre d'inconvénients peuvent toutefois être notés. Le premier inconvénient est lié à la multiplication des paramètres à estimer par le comité d'experts (valeur de concentration et coefficient de Haber pour différentes durées). Ce faisant, il est assez probable d'être confronté à un produit qui ne possède pas de fiche de toxicité aigüe. Pour pallier cet inconvénient, des méthodologies de substitution ont été mises en place et publiées [Tissot 2008]. Les valeurs de substitutions ont pour origine les ERPG, AEGL, TEEL et IDHL.

Dans le cas où le produit étudié est renseigné et que la durée d'exposition a pu être évaluée, cette dernière peut être en dehors de l'intervalle de durée de la fiche (durée inférieure à la durée minimale de la fiche ou durée supérieure à la durée maximale de la fiche). Dans le cas où la durée d'exposition est inférieure à la durée minimale de la fiche, la valeur de concentration seuil choisie est celle correspondant à la durée minimale. Les courbes effet-dose étant strictement décroissantes, cette approche est conservative [Antoine 2008].

Synthèse

Une fois la concentration en gaz toxique évaluée dans le temps et dans l'espace, l'estimation d'une zone d'effet rencontre encore deux principales difficultés.

La première difficulté consiste au choix de la famille de valeurs seuils à utiliser. Ce choix devrait au moins en théorie se baser sur les critères suivants : population cible, complétude des bases de données en termes de produit et de durée d'exposition et traçabilité méthodologique d'estimation des concentrations seuils.

La deuxième difficulté consiste au choix de l'approche à utiliser : une méthode se basant sur un seuil fixe ou sur un calcul de dose.

L'approche se basant sur un seuil fixe est méthodologiquement la plus simple à mettre en place. Il suffit *in fine* de comparer un seuil toxique à une concentration (mesurée ou estimée). Mais de façon

tacite, cela reviendra à faire une hypothèse sur la durée d'inhalation¹⁶. En réalité, cette durée d'inhalation est extrêmement variable car elle dépend, entre autre, de la durée de rejet (elle-même pouvant dépendre, entre autre, du volume libérable et du débit de fuite). On constate d'ailleurs sur la base des trois exemples présentés en Annexe VII qu'aucune durée d'exposition « standard » ne fait consensus (globalement entre 10 min et 60 min).

L'approche se basant sur l'estimation d'une dose inhalée est scientifiquement la plus satisfaisante mais elle nécessite l'introduction de nouveaux paramètres tout aussi difficiles à estimer que la durée d'inhalation (comme la durée de fuite par exemple). En situation d'urgence, la durée de fuite fait partie des valeurs très difficilement évaluables. En effet, dans la plupart des cas, la durée de fuite est soit fonction directe du délai d'intervention réussie des services de secours (qui ne peut être connu *a priori*), soit le résultat d'un calcul qui lui-même cumule les incertitudes (taille de brèche, volume contenu, pression et température, hauteur de brèche par rapport au sol et au niveau interne,...). Il n'a pas été réellement trouvé dans la littérature de durées de fuite de référence à choisir en fonction du produit impliqué ou du type de fuite. On peut toutefois noter la circulaire du 09/07/2008 [MEEDDAT 2008a] qui indique une durée de fuite de 30 minutes.

3.6. Evaluation des effets d'un nuage explosible

Comme pour un gaz toxique, une fois la concentration en gaz inflammable évaluée dans le temps et dans l'espace, il reste à estimer les distances d'effets en cas d'inflammation du nuage. Globalement, la détermination d'une zone d'effet se base sur l'estimation : d'une masse (ou d'un volume) de gaz inflammable à différents instants, des effets de l'inflammation de cette masse (ou volume) inflammable à chaque instant.

Principaux mécanismes physiques

Au cours du temps, plusieurs régimes de combustion peuvent être successivement observés lors d'une déflagration de gaz. Afin de mieux appréhender les mécanismes mis en jeu, il est possible de se placer dans un cas « idéalisé » : un cylindre de forme allongée à l'intérieur duquel sont disposés des obstacles, fermé à une de ses extrémités, ouvert à l'autre (voir Figure 11). A t_0 , le cylindre est rempli d'un mélange inflammable au repos.

Dans un premier temps, quelques instants après l'inflammation, la combustion des gaz suit un régime laminaire. Le front de flamme progresse sphériquement en ayant comme centre le point d'allumage. Il est à la fois lisse et de faible épaisseur (de l'ordre de 0,1 mm). Ce front de flamme joue le rôle d'une interface réactive transformant les gaz frais en gaz brûlés. Compte tenu de la

¹⁶ Exemple de l'IDLH : si ce seuil est choisi, il est de fait supposé que la durée d'exposition est égale à 30 minutes.

différence de densité entre les gaz brûlés et les gaz frais (un rapport d'environ 1 à 8 dans le cas des mélanges hydrocarbures-air), la détente des gaz brûlés provoque une expansion volumétrique rapide qui met en mouvement les gaz frais situés en aval du front de flamme. Ce front joue en quelque sorte un rôle de piston qui provoque l'écoulement des gaz réactifs.

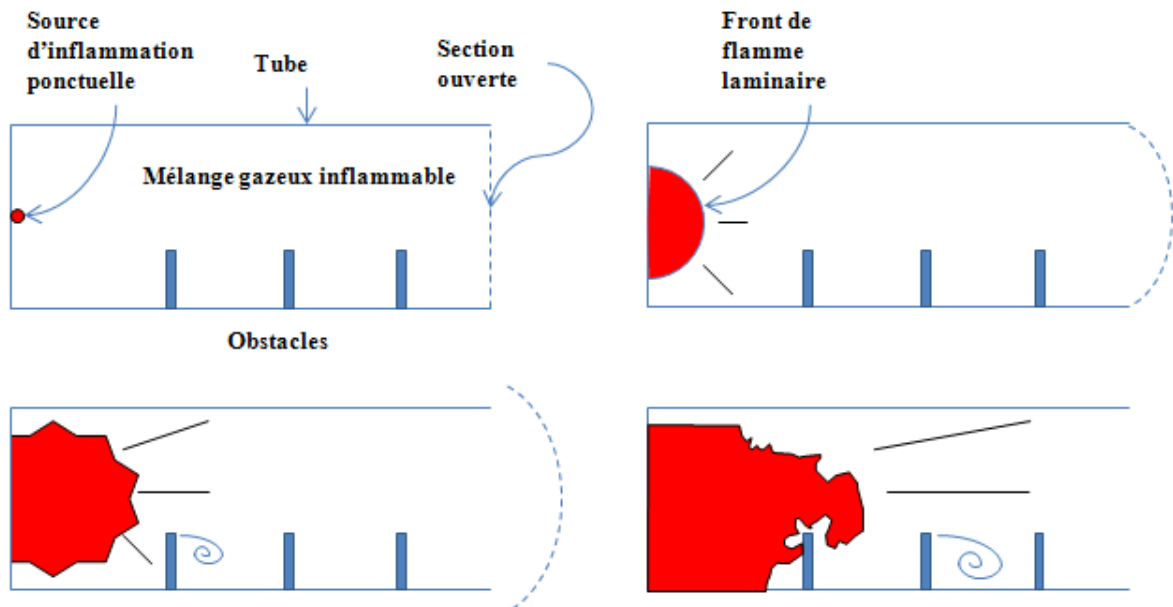


Figure 11 : Mécanismes d'accélération d'une flamme

Usuellement deux types de vitesses sont définis pour le front de flamme : la vitesse relative et la vitesse absolue. Pendant la phase de combustion laminaire, la vitesse relative est aussi appelée vitesse fondamentale de combustion. Dans un repère fixe, la vitesse absolue correspond au rapport d'expansion des gaz (approximativement 8 dans le cas des mélanges hydrocarbures-air) multiplié par la vitesse fondamentale de combustion. Elle est de l'ordre de quelques m/s.

Par nature, un front de flamme est instable car très sensible aux perturbations de son environnement (vitesse des gaz non constante, mélange gazeux non homogène, interaction avec des ondes de pression,...). Très rapidement, le front de flamme perd sa forme lisse. Ce faisant, la surface du front de flamme est plus importante ce qui a pour conséquence de générer une augmentation du taux de production de produits brûlés et de la vitesse du front de flamme. Cette augmentation est aussi favorisée par le frottement du fluide sur les parois (ou son interaction avec des obstacles) qui a tendance à rendre l'écoulement turbulent. Cette accélération de l'écoulement augmente donc le niveau de turbulence qui lui-même aura tendance à augmenter la vitesse d'écoulement. Ce mécanisme auto-entretenu d'accélération de flamme entraîne la transition d'un régime de combustion vers un régime de **déflagration**

La vitesse du front de flamme ne peut pas augmenter à l'infini. Quand le front de flamme s'accélère suffisamment pour atteindre une certaine vitesse, l'onde de choc formée en avant du front de

flamme peut comprimer le mélange réactif jusqu'à sa température d'auto-inflammation. Dans ce cas, une zone de combustion située en aval du front de flamme et se propageant à la même vitesse peut être générée. L'atténuation naturelle de l'onde de surpression est compensée par cette zone de combustion située en aval du front de flamme et l'onde (par compression du mélange inflammable) rend cette nouvelle zone de combustion pérenne. Il peut donc être observé un phénomène de transition du régime de déflagration vers un régime de **détonation**. Cette transition est possible quand la vitesse de la flamme atteint une vitesse proche de celle du son dans les gaz brûlés, soit au moins 500 m/s. En pratique, cette transition est plutôt observée pour des valeurs des vitesses de flamme de l'ordre de 2000 m/s.

Modélisation du phénomène physique

Il existe plusieurs méthodes de calcul des effets de pression d'un UVCE : l'équivalent TNT, la modélisation analytique des déflagrations sphériques à vitesse de flamme constante ou variable, la méthode multi-énergie. Ces trois méthodes sont présentées en Annexe VII.

Ces méthodes permettent l'estimation d'une surpression en un point et à un instant donné. Cette surpression peut alors être comparée à des valeurs seuils de surpression. En France, les seuils associés aux effets létaux et irréversibles ont respectivement comme valeurs 140 et 50 mbar.

D'autres effets, les effets thermiques générés par l'inflammation du nuage, ne sont pas évalués au moyen des méthodes décrites plus haut. L'évaluation des effets thermique se base sur la géométrie du nuage explosible. L'une de méthode les plus simples d'évaluation des effets thermiques consiste à assimiler la distance des effets létaux à la distance LIE et la distance des effets irréversibles à 1,5 fois la distance LIE.

Synthèse

Les mécanismes physiques mis en jeu et leurs éventuelles implémentations informatiques sont extrêmement complexes et les méthodes proposées pour évaluer les effets d'une inflammation d'un nuage de gaz ne les retranscrivent que très partiellement.

Quelle que soit la méthode utilisée, l'inflammation du nuage pouvant se produire à tout moment, il est nécessaire d'évaluer à chaque instant les contours du nuage inflammable (et d'en déduire, selon les méthodes, une masse explosible). Cette nécessaire discrétisation temporelle complexifie les calculs.

La méthode la plus simple, la méthode de l'équivalent TNT, semble, compte tenu de l'explosif ayant servi à son élaboration, peu adaptée à l'estimation des champs de surpression générés par une déflagration de gaz.

Pour la méthode multi-énergie et ses déclinaisons, l'intensité de la source d'inflammation et sa localisation par rapport au nuage explosible (centre du nuage / bords du nuage) vont fortement conditionner l'estimation du champ de surpression.

Les méthodes proposées (autres que l'équivalence TNT) ont tendance à se complexifier et à intégrer un nombre croissant de paramètres à renseigner (exemple : méthode GAMES). Malheureusement, ces paramètres sont inconnus *a priori* (exemple : intensité et localisation de la source d'inflammation) ou difficilement quantifiables (exemple : VBR).

SYNTHESE

L'évaluation des effets générés par la dispersion atmosphérique d'un gaz (ou vapeurs) toxique ou inflammable est un cas particulier dans la famille des phénomènes dangereux majeurs. Quatre grandes phases entrent en jeu successivement, le résultat de chacune venant alimenter la suivante : le débit à la brèche, la vaporisation (soit au niveau du jet, soit au niveau d'une nappe), la dispersion atmosphérique à proprement parler et enfin l'estimation des effets du nuage (soit toxique, soit inflammable avec un allumage différé). Pour chacune de ces phases, différentes méthodes d'évaluation sont proposées.

La caractérisation du terme source nécessite l'estimation de quatre sous-termes correspondant à des phénomènes physiques différents : le débit à la brèche, la fraction de gaz vaporisée pendant le flash, la vapeur se formant pendant la phase d'entraînement (rain-out), l'évaporation de la fraction liquide tombée au sol.

La caractérisation de la dispersion atmosphérique peut être effectuée au moyen de différentes approches de modélisation : les courbes CTA, les modèles gaussiens, les modèles de type intégral, les modèles CFD. Ces familles de méthodes sont listées ci-avant par ordre croissant d'adéquation avec les mécanismes physiques et de complexité de mise en application. Le modèle Gaussien (et les courbes CTA) suppose que la concentration en gaz suit une loi de distribution gaussienne dans l'espace (hypothèse : le gaz étudié se comporte comme l'air). Le modèle de type intégral se base sur des équations de la mécanique des fluides simplifiées. Ce type de modèle peut prendre en compte les spécificités d'une dispersion de gaz lourd et permet une résolution rapide du système d'équations. Les modèles tridimensionnels permettent de pallier à de nombreuses limitations intrinsèques (exemple : terrain « plat ») des autres types de modèles (gaussiens ou intégraux). Toutefois, la complexité de mise en œuvre de ces modèles et des temps de calculs éventuellement longs rendent leur utilisation encore peu aisée.

Dans le cas d'un gaz toxique, une fois la concentration en gaz toxique évaluée dans le temps et dans l'espace, l'estimation d'une zone d'effet se fait en deux étapes. La première étape consiste à choisir la famille de valeurs seuils (ERPG, AEGL, TEEL, VSTAF,...) auxquelles seront comparées les concentrations estimées. La deuxième étape consiste à choisir la méthode d'évaluation des effets toxiques : soit une méthode se basant sur un seuil fixe, soit un calcul de dose. L'approche se basant sur un seuil fixe est la plus simple à mettre en œuvre. Mais elle suppose que la durée est constante et fixée *a priori*. L'approche se basant sur l'estimation d'une dose inhalée est scientifiquement la plus satisfaisante mais nécessite l'introduction de nouveaux paramètres devant permettre l'estimation de la durée d'inhalation.

Comme pour un gaz toxique, une fois la concentration en gaz inflammable évaluée dans le temps et dans l'espace, il reste à évaluer les distances d'effets en cas d'inflammation du nuage. Les

mécanismes physiques mis en jeu sont extrêmement complexes et dans la plupart des cas les méthodes proposées pour évaluer les effets d'une inflammation d'un nuage de gaz ne retranscrivent que partiellement ces mécanismes physiques. L'inflammation du nuage pouvant se produire à tout moment, il est nécessaire d'évaluer à chaque instant les contours du nuage inflammable (et d'en déduire, selon les méthodes, une masse explosible). Une fois cette évaluation effectuée plusieurs méthodes d'estimation semi-empiriques du champ de surpression sont utilisables (équivalent TNT, déflagrations sphériques à vitesse de flamme constante ou variable, multi-énergie,...). La méthode de l'équivalent TNT (méthode la plus simple) semble intrinsèquement peu adaptée à l'estimation des champs de surpression générés par une déflagration de gaz. La méthode multi-énergie semble plus adaptée mais nécessite de fixer un indice de violence initiale dont l'estimation est peu triviale.

In fine, pour l'ensemble des phases (et sous-phases) écrites ci-avant, le choix de telle ou telle méthode est le résultat d'un compromis entre la complexité de mise en œuvre et une approche fine de la physique du phénomène, ou, une simplicité de mise en œuvre mais une approche macroscopique de la physique du phénomène.

PARTIE II : INCERTITUDES : ORIGINES ET METHODES D'EVALUATION

INTRODUCTION

Cette partie est consacrée à l'analyse de la **notion d'incertitude**. Compte tenu des spécificités des informations pouvant être obtenues en situation d'urgence et de la nature même des données d'entrée nécessaires à la modélisation de la dispersion atmosphérique, les résultats des modélisations sont incertains.

Un premier chapitre est donc consacré à l'étude des **origines de la variabilité des résultats des modélisations de dispersion en situation d'urgence**. Dans un premier temps un recensement des principales typologies d'incertitudes est effectué. Le but est de pouvoir mieux appréhender la notion d'incertitude. Par la suite, il sera mis en avant la nature des incertitudes dans le double cas particulier d'une modélisation de la dispersion atmosphérique et ce en situation d'urgence. Puis l'influence des valeurs seuils de toxicité sur l'estimation des distances d'effets générées par une fuite de gaz est abordée.

Un deuxième chapitre est dédié à la présentation des **méthodes mathématiques à même de caractériser l'influence de ces incertitudes** sur notre variable d'intérêt (les distances d'effet). L'intérêt de mettre en place une méthode d'analyse des incertitudes ainsi que les principales étapes qui la caractérisent sont présentées. L'une des principales étapes d'une étude d'incertitude est l'étude de sensibilité. Les principales familles d'étude de sensibilité, leurs avantages et inconvénients sont détaillés. Enfin, un recensement, sans doute non exhaustif, des études de quantification de l'incertitude appliquées à la modélisation de la dispersion atmosphérique est effectué afin de faire un rapide bilan des outils d'analyses utilisés et de pouvoir positionner le présent travail de recherche dans l'état de l'art actuel.

Chapitre 4 : Origine de la variabilité des résultats des modélisations de dispersion en situation d'urgence

4.1. Constat sur la variabilité des résultats de modélisations

4.2. Recensement des principales typologies d'incertitudes

4.3. Nature des incertitudes dans le cas des modélisations de la dispersion atmosphérique

4.4. Incertitudes liées au cas particulier des situations d'urgence

4.5. Contribution des valeurs seuils au niveau d'incertitude des distances d'effet

4.1. Constat sur la variabilité des résultats de modélisations

Les calculs de dispersion effectués en urgence sont incertains : pour une même situation réelle, en fonction des informations transmises ou des choix effectués par le modélisateur, les résultats peuvent varier de manière considérable. Les travaux de Manca (Manca 2010) sur l'accident de Viareggio (explosion de GPL suite à un accident de wagon, 29/06/2009) ont montré que, même sur un accident connu, les paramètres descriptifs intermédiaires de cet accident, obtenus au moyen de modélisations, pouvaient très largement différer (exemple : le temps de vidange du wagon, en fonction des hypothèses prises, peut varier du simple au double).

Une fois ce constat posé, il faut aller plus loin et se poser la question suivante : quelles sont les origines de ces incertitudes ?

Intuitivement, on identifie aisément les sources d'incertitudes suivantes :

- En situation d'urgence, compte tenu de la pression temporelle et du caractère entropique de la situation, la récupération de données est difficile.
- Toutefois, dans un contexte réglementaire (donc en dehors de toute urgence), il a aussi été fait le constat que pour une même installation à risque, les distances d'effets générées pour une même fuite de gaz pouvaient considérablement varier [Pandya 2009] [Salvi 2006]. La complexité du phénomène dangereux n'est sans doute pas étrangère à cette variabilité.

Cette première analyse met en évidence deux sources d'incertitude :

- Une incertitude liée à la méconnaissance des données nécessaires à la modélisation en situation d'urgence,
- Une incertitude liée à la complexité du phénomène modélisé.

Afin d'aller plus loin dans l'identification des sources d'incertitude, une analyse bibliographique est donc menée sur les thèmes suivants :

- Identification des typologies décrivant de manière globale les sources et formes d'incertitude,
- Identification des principales sources d'incertitude dans le cas d'une modélisation de la dispersion atmosphérique,
- Caractérisation des principales sources d'incertitudes dans le cas particulier d'une situation d'urgence.

- Etude spécifique de la contribution des valeurs seuils sur le niveau d'incertitude des estimations des distances d'effets générées par une fuite d'un gaz toxique.

4.2. Principales typologies d'incertitudes

L'incertitude est une notion complexe dont la définition semble différer en fonction des disciplines qui s'y intéressent. D'un point de vue strictement mathématique, le terme incertitudes désigne un contexte particulier où l'étendue des conséquences potentielles est connue alors que la distribution de probabilités accompagnant ces conséquences demeure elle inconnue.

Différentes typologies d'incertitudes existent, les principales sont détaillées ci-après.

Typologies basées sur le niveau de connaissance

Un premier ensemble de typologies d'incertitude a été proposé dans les années 1990 sur la base d'une distinction en fonction des niveaux de connaissance existants. Un présupposé de ces typologies réside dans le fait que la source d'incertitude demeure le manque de connaissances scientifiques.

Le corollaire est que, si on améliore le niveau de connaissance, on diminue l'incertitude. Cette approche a fait l'objet d'un certain nombre de questionnements et critiques [Wynn 2001].

En effet, il s'avère que dans certains cas l'amélioration des niveaux de connaissance n'est pas toujours allée de paire avec la réduction des niveaux d'incertitude.

Dans le cas, par exemple, de la dispersion atmosphérique, le fait d'introduire les modèles intégraux ou CFD à la place des modèles gaussiens est le résultat d'une meilleure connaissance du comportement d'un gaz lourd. Mais ce faisant, pour utiliser ces modèles, il est nécessaire de renseigner de nouvelles variables pour lesquelles l'incertitude est aussi très importante (vitesse de rejet, masse volumique du fluide en sortie de brèche pour les modèles intégraux, modèle de turbulence pour les modèles CFD). Dans ce cas, utiliser un modèle plus complexe n'implique pas forcément la génération de résultats moins incertains.

De nouvelles typologies d'incertitudes tenant compte du niveau de connaissance mais aussi de la variabilité (« intrinsèque ») des systèmes étudiés ont donc été développées.

Typologies basés sur le niveau de connaissance et la variabilité

Morgan et Henrion [Morgan 1990] ainsi que Frey [Frey 1993] ont été parmi les premiers à initier une telle orientation et de nombreuses typologies s'en sont inspirées. La typologie PRIMA [VanAsselt 1999] étant, dans sa structuration, la plus détaillée, elle est présentée ci-après ; celles de Rowe [Rowe 1994] et du NRC [Hoffman 1989] sont décrites en Annexe IX.

La typologie PRIMA [VanAsselt 1999] (Pluralistic Uncertainty Management) fait une synthèse de différentes familles de typologies proposées dans la littérature.

Aux deux grandes sources d'incertitudes liées à la **variabilité** et au **manque de connaissances**, sont associées des sources d'incertitude secondaires (Figure 12).

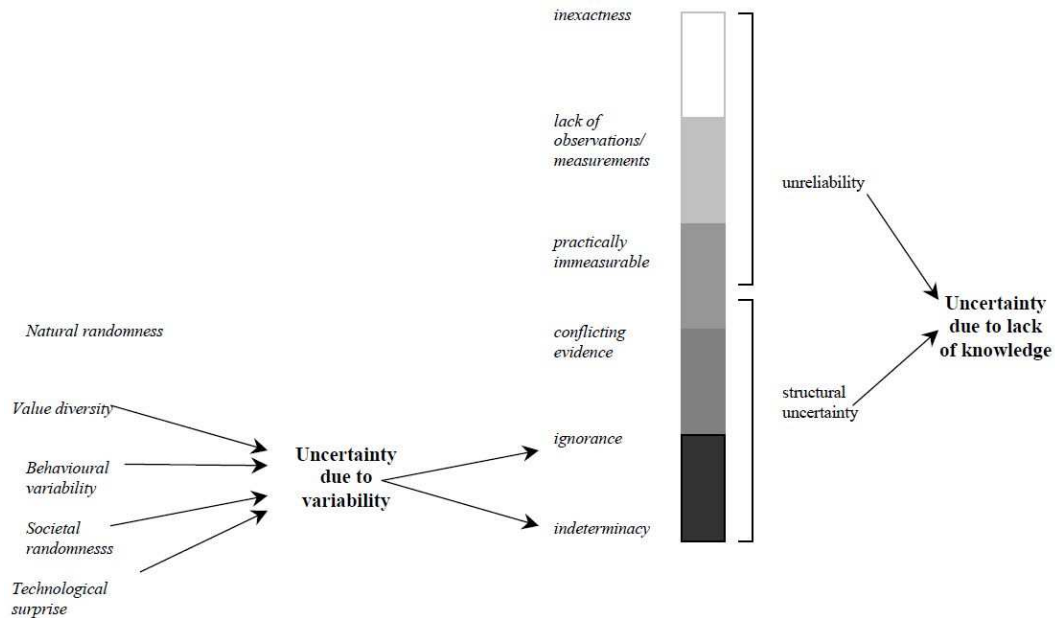


Figure 12 : Sources d'incertitude, typologie PRIMA [VanAsselt 1999]

Concernant le **manque de connaissances**, sont proposées :

- L'inexactitude (*inexactness*) : relative aux imprécisions des moyens de mesures et aux incertitudes qui peuvent en résulter sur les données d'entrée (exemple : mesure de température ambiante).
- La déficience d'observations (*lack of observations / measurements*) : problèmes de représentativité des observations et d'exhaustivité dans le recueil de données mesurables. Sont généralement concernées des données d'entrée mesurables mais en pratique non mesurées (exemple : température d'un fluide dans une cuve).
- Les données opérationnellement non mesurables (*practically immeasurable*) : données manquantes et difficilement mesurables (exemple : taille de brèche en cas de fuite).
- Les données conflictuelles (*conflicting evidence*) : différentes données ou observations ont donné lieu à des conclusions et interprétations contradictoires (exemple : données qualitatives ou non identiques en fonction du lieu d'observation comme le taux encombrement d'un espace donné).

- L'ignorance (*ignorance*) : phénomènes, processus ou interactions qui ne sont ni soupçonnées théoriquement ni observées expérimentalement (exemple : hauteur de rejet non relevée alors que cette hauteur va influencer sur le taux de rain-out).
- L'indétermination (*indeterminacy*) : situations où les phénomènes sont connus mais échappent, et continueront à échapper, à nos capacités prédictives.

Concernant **la variabilité**, la typologie PRIMA distingue cinq sources de variabilité :

- Aléa naturel (*natural randomness*) : cette source désigne le caractère intrinsèquement aléatoire de certains systèmes (exemple : aléas météorologiques).
- Diversité éthique (*Value diversity*) : cette source désigne les variations d'opinions, normes, valeurs et éthiques entre individus.
- Comportement humain (*Human behaviour*) : cette notion regroupe les comportements irrationnels ainsi que les différences entre les déclarations et les actions pour un même individu.
- Aléa social, économique et culturel (*Social, economic and cultural randomness*) : au niveau d'un groupes d'individus, la variété de références sociales, culturelles et historiques est de nature à générer des comportements et systèmes de valeurs différents.
- Rupture technologique (*Technological surprises*) : l'occurrence de percées technologiques majeures ou la découverte d'effets secondaires insoupçonnés peut être source d'incertitudes.

Ces sources d'incertitudes sont ensuite regroupées en trois catégories d'incertitudes (représentées en Figure 13).

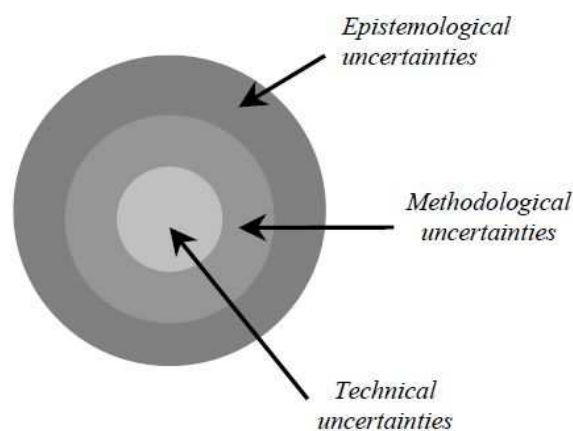


Figure 13 : Typologie proposées par PRIMA

L'incertitude technique (*Technical Uncertainty*) regroupe les sources d'incertitude liées au manque de fiabilité sur des données d'entrée connues du système (*inexactness, lack of observations / measurements, practically immeasurable*). L'incertitude méthodologique (*Methodological uncertainty*) regroupe l'ensemble des sources d'incertitude liées au manque de connaissances n'ayant pas pour origine la variabilité du système étudié. L'incertitude épistémique (*Epistemic uncertainty*) découle d'une combinaison des sources d'incertitude liées au manque de connaissances (*practically immeasurable, conflicting evidence, ignorance, indeterminacy*) et à la variabilité du phénomène (*Uncertainty due to variability*). Elle concerne la conception même du phénomène.

4.3. Incertitudes liées au cas particulier des situations d'urgence

Des études ont déjà été menées portant spécifiquement sur la nature des informations opérationnelles disponibles en situation d'urgence [Bronner 2008] [Zimmermann 2000] [Demolombe 1997].

Il ressort de ces travaux que ces informations peuvent être :

- Hétérogènes. Les informations sont de nature différente. Elles peuvent être binaires (présence d'une fuite ou non, substance toxique ou non), numériques (mesures de concentration) continues (vitesse du vent) ou discrètes, symboliques (« concentrations élevées », couleurs)
- Non structurées et éparses. Ce sont des données issues de plusieurs sources d'informations dont les supports et les formats (structures) sont différents.
- Asynchrones. Les informations décrivant la situation ne sont pas fournies de manière instantanée. Certaines données étant plus difficilement estimables ou récupérables que d'autre, leur évaluation et donc leur transmission demandera plus de temps. De plus, la situation d'urgence évolue dans le temps. Des informations indisponibles dans la phase de menaces le seront dans la phase accidentelle (exemple : taille de brèche). Enfin, les conséquences de la situation ont lieu sur un « système » dynamique qui réagit à l'agression (exemple : mise à l'abri ou évacuation de la population).
- Indirectes. Les informations fournies doivent être réinterprétées afin de générer des nouvelles informations directement utilisables (exemple : une longueur de jet enflammé peut servir à déduire une taille de brèche).
- Imparfaites. Une information peut être imparfaite car soit :

- *Imprécise*. Dans le cas d'une variable mesurée, la valeur unitaire relevée et fournie peut ne pas correspondre de manière absolue à la réalité. Cet écart peut être dû à l'imprécision intrinsèque de l'instrument de mesure (exemple : capteur de température) ou à son utilisation (exemple : la mesure de la direction de vent relevée sur la station Météo France la proche du lieu de l'accident peut ne pas correspondre à la direction de vent sur le lieu de l'accident). Dans le cas d'une variable observée, de nombreux facteurs peuvent entraîner des erreurs d'appréciation. Le stress généré par une situation peut favoriser ce type d'erreur. De plus, quelle que soit la situation, certaines variables, à moins que l'observateur soit correctement entraîné à leur estimation, sont propices à la survenance de ce genre d'erreur. A titre d'exemple, l'estimation de la couverture nuageuse sur une échelle de 1 à 10 va dépendre du ressenti de chacun.
- *Incertaine*. Le doute sur l'information fournie (dans ce cas, le plus souvent qualitative) ne porte plus sur son imprécision mais sur sa validité (exemple : fuite alors que celle-ci n'a pas encore eu lieu). Une distinction peut être faite en tenant compte de la confiance que l'on a en la source d'information.
- *Incomplètes* (Incomplétude). Dans ce cas l'information n'existe pas.
- *Contradictaires* (Inconsistance). Pour une même situation, des informations décrivant une même variable peuvent être contradictoires (exemple : le rejet est au sol ou en hauteur).

Le dernier caractère de cette typologie, l'imperfection des données avec la distinction faite entre l'imprécision et l'incertitude, rappelle de manière univoque les incertitudes sur les paramètres des typologies PRIMA et NRC.

4.4. Nature des incertitudes dans le cas des modélisations de la dispersion atmosphérique

Une situation d'urgence peut ponctuellement nécessiter la réalisation de modélisations de la dispersion atmosphérique. Plusieurs études portant sur les incertitudes liées aux données d'entrée des outils de calcul pour évaluer les effets de phénomènes dangereux dans un cadre réglementaire ont été menées [Chivas 2006] et [Chivas 2007]. Les principes et résultats mis en évidence dans ces deux études peuvent, au moins en partie, être transposés aux modélisations en situation d'urgence.

De par la complexité des phénomènes réels, toute méthode de modélisation reste inévitablement imprécise et incomplète, et ce, à plusieurs niveaux. De fait, il peut être distingué trois types d'incertitude sur les résultats de simulation, imputables :

- soit directement au modèle mathématique,
- soit aux données d'entrée (dont les valeurs seuils),
- soit au caractère aléatoire (également dit « stochastique ») du phénomène modélisé. Ce type d'incertitude peut être assimilé à **la variabilité** telle que définie précédemment.

4.4.1. Incertitudes liées au modèle mathématique / numérique

Par définition, un modèle numérique constitue une représentation approximative de la réalité d'un ou plusieurs phénomènes, l'objectif étant que les sorties du modèle reproduisent au mieux les caractéristiques observées de ces phénomènes.

Les modèles sont le plus souvent nourris à la fois de considérations théoriques permettant d'identifier les mécanismes ou phénomènes qui caractérisent l'évolution du système, puis de les mettre en équation, et de considérations empiriques conduisant à un paramétrage du modèle calé sur des observations. De cela, il ressort une incertitude due à notre manque de connaissance. On peut identifier deux sources principales d'erreur et d'incertitude :

- le caractère incomplet du modèle, qui provient de l'adoption inévitable d'hypothèses simplificatrices (approximations) dans la description du système, voire de la méconnaissance de certains phénomènes au sein du système (qui ne seront donc pas ou partiellement, voire incorrectement, modélisés), ainsi que des méthodes numériques adoptées,
- le caractère partiel et imprécis des observations permettant de régler les éventuels paramètres empiriques du modèle numérique.

Une fois construit et calé, le modèle fournit ainsi une réponse entachée d'une incertitude liée à la nature propre du modèle. Par ailleurs, il est clair que plus le système modélisé est complexe, plus l'incertitude liée au modèle est délicate à évaluer.

Les processus de vérification et de validation menés au cours de l'élaboration des modèles ont justement pour objectifs de réduire ces erreurs et de maîtriser le niveau d'incertitude. Ce terme de « validation » reste discuté dans la communauté des modélisateurs en ce sens que la validation d'un modèle n'est que partielle. Aussi certains préfèrent-ils le terme « évaluation » plutôt que « validation » [Oreskes 1998]. Néanmoins, chaque modèle présente un champ de validité au sein duquel il est applicable avec un niveau d'incertitude connu (ou du moins que l'on devrait connaître) et jugé acceptable. Dès lors que le modèle est utilisé hors de son champ de validité initial, il faut garder à l'esprit que le niveau d'incertitude est généralement inconnu : le risque est alors que l'incertitude grandisse au-delà des limites acceptables.

Notons qu'une incertitude de ce type peut être réduite par une amélioration de la connaissance des phénomènes et de leurs interactions, par une modélisation numérique plus précise et par une validation plus complète. A son niveau, l'utilisateur n'a, en revanche, plus de moyens de réduire l'incertitude liée au modèle lui-même. Toutefois, il est essentiel qu'il ait une idée de la part de l'incertitude globale sur le résultat attribuable au modèle numérique lui-même. [Hanna 1993] a comparé les résultats de modèles de dispersion atmosphérique accidentelle de type gaussien et intégraux à plusieurs campagnes expérimentales. Il en est ressorti qu'un facteur d'imprécision de 2 entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées est respecté par les meilleurs modèles testés.

4.4.2. Incertitudes liées aux données d'entrée du modèle

Par « données d'entrée », on entend l'ensemble des valeurs des paramètres caractérisant spécifiquement le cas que l'on souhaite modéliser. Fort logiquement, plus le modèle est complexe, plus le jeu de données d'entrée est étendu. Pour la modélisation d'un scénario de fuite accidentelle sur une installation industrielle, les principales données d'entrée sont :

- les propriétés du produit rejeté,
- ses conditions de stockage,
- la taille de la brèche,
- la hauteur de rejet,
- l'environnement de la fuite (relief, obstacles, etc.),
- les conditions météorologiques,
- les seuils retenus pour la détermination des distances d'effets, qui ne sont pas toujours bien établis, et qui par ailleurs sont entachés d'une incertitude naturelle.

A chaque paramètre d'entrée est associé un niveau d'incertitude dépendant de la nature du paramètre et du mode de détermination de sa valeur (mesures, statistiques, sorties d'autres modèles ou conjectures d'experts). La difficulté réside dans l'estimation quantitative de l'incertitude associée aux données d'entrée. Cette incertitude peut être liée à la variabilité « naturelle » des paramètres d'entrée dans l'environnement étudié (incertitude dite « stochastique »), ou à un manque de connaissances du système (incertitude dite « épistémologique »). Dans le cadre des études de dangers, le choix des données d'entrée doit conduire à fournir des estimations des dangers potentiels dans les conditions les plus pénalisantes (et de probabilité non nulle).

Néanmoins, la réponse d'un modèle ne présente pas la même sensibilité à tous les paramètres d'entrée. En effet, la forte variation d'une grandeur d'entrée peut influencer très peu sur la réponse du modèle, tandis que la faible variation d'une autre grandeur peut influencer fortement sur cette réponse.

Il est généralement considéré que l'incertitude sur les résultats de modèles validés provient majoritairement de l'incertitude liée au jeu de données d'entrée [Rouil 2001]. Cette incertitude peut être réduite par une plus grande attention à la détermination des paramètres d'entrée les plus influents sur la réponse du modèle.

4.5. Contribution des valeurs seuils au niveau d'incertitude des distances d'effet

Le calcul des concentrations, en lui-même, ne suffit pas. Le but des calculs est *in fine* de définir une zone géographique dans lequel un effet est attendu.

Dans le cas d'un nuage toxique, les concentrations obtenues par calcul sont comparées à des concentrations seuil qui dépendent de l'effet et du gaz étudiés.

Dans le cas d'un nuage explosible, une fois les champs de concentration estimés, il est nécessaire d'évaluer une masse explosible, d'en déduire un champ de surpression et de le comparer à des valeurs seuils.

De plus, dans la plupart des cas, les valeurs seuils sont elles-mêmes incertaines. Dans le cas, par exemple, des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation, il est en effet très délicat d'extrapoler à l'homme des effets constatés sur des animaux. Il est aussi possible qu'aucun n'essai ne soit disponible. De plus, lors de l'élaboration des valeurs seuil, il est obligatoirement fait une hypothèse sur la composition d'une population cible (exemple : travailleurs) qui peut être très différente de la population atteinte lors d'un accident réel.

Une valeur seuil donnée est donc bien souvent le résultat d'un choix parmi un ensemble d'autres valeurs pouvant paraître tout aussi légitimes. Cette variabilité de la valeur seuil peut donc aussi se propager à la distance d'effet associée. Un article [Baulig 2007] a mis en évidence l'influence de l'incertitude initiale des valeurs seuils de toxicité aiguë par inhalation sur la distance d'effet pouvant en résulter.

En France, le seuil léthal réglementaire est déterminé après une modélisation Log-Probit¹⁷ des données expérimentales de létalité provenant d'une étude chez l'animal ayant des critères de validité suffisants. Cependant, la qualité des études et le nombre d'animaux exposés dans l'étude ne

¹⁷ Hypothèse : la tolérance à une substance chimique est distribuée selon une loi Log-Normale au sein de la population considérée

sont pas toujours satisfaisants. C'est la raison pour laquelle, on associe à la valeur de la concentration létale (CL1%) un intervalle de confiance à 95 %.

Le présent article [Baulig 2007] démontre que la variabilité de la CL1% (choix de la valeur minimale de l'intervalle à 95% au lieu de sa valeur moyenne) peut entraîner une augmentation de 65 % sur la distance des effets létaux pour le chlore. Cette augmentation des tailles de zone est illustrée dans la Figure 14.

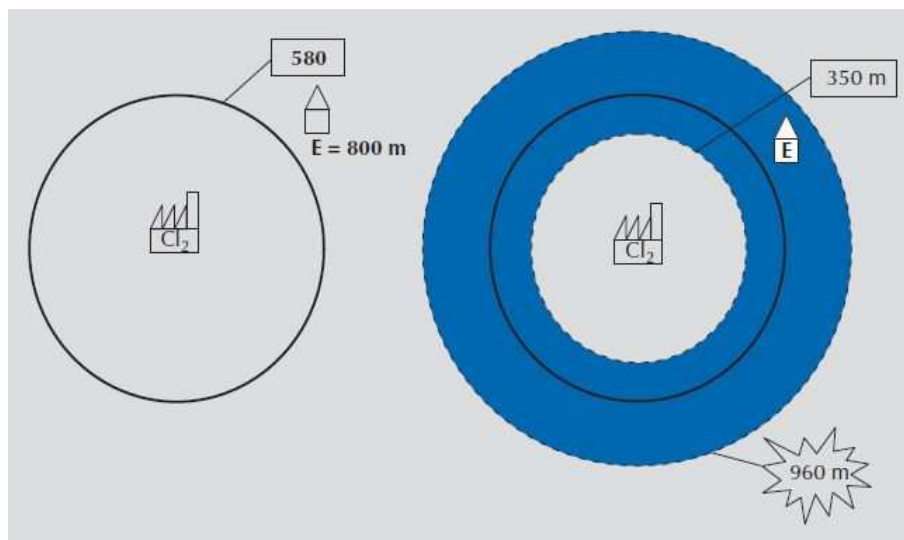


Figure 14 : Effets létaux (chlore), variabilité due à l'intervalle de confiance associée à la CL1%

SYNTHESE

Les typologies de l'incertitude se basent sur le **niveau de connaissance** et la **variabilité** intrinsèque du phénomène. Dans le cas d'une modélisation effectuée en situation d'urgence, cinq sources d'incertitudes ont été identifiées :

- incertitudes sur le contexte (exemple : manque de connaissance sur le lieu de l'accident, variabilité du nombre de cibles potentielles de la date et de l'heure de l'accident),
- incertitudes relatives aux données d'entrée du modèle d'évaluation des distances d'effet. Dans le cas d'une situation d'urgence, ce niveau d'incertitude peut être considérable,
- incertitudes relatives aux valeurs des seuils d'effet. Cette source d'incertitude pourrait aussi être rattachée aux sources d'incertitude relatives aux données d'entrée. Il est toutefois décidé de faire la distinction entre ces deux sources d'incertitude afin de bien faire la différence entre les données d'entrée issues du terrain (données d'entrée) et celles fixées *a priori* (valeur seuil),
- incertitudes liées au caractère aléatoire du phénomène modélisé (dispersion atmosphérique),
- incertitudes liées à la transposition des distances d'effets obtenues en un zonage opérationnel par le gestionnaire de la situation d'urgence.

La Figure 15 synthétise l'enchaînement des sources d'incertitude pour un calcul de dispersion atmosphérique d'un nuage de gaz dangereux.

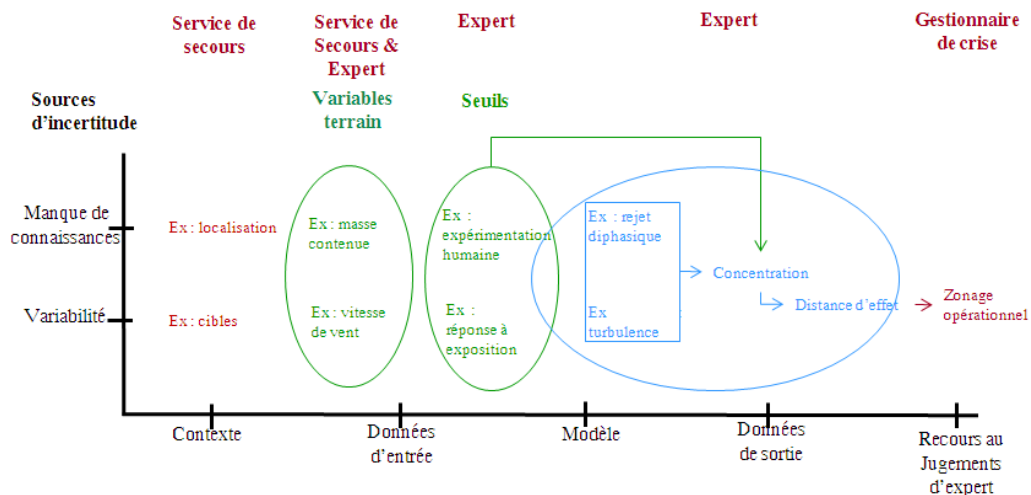


Figure 15 : Enchaînement des sources d'incertitude

Chapitre 5 : Présentation des méthodes d'évaluation des incertitudes

5.1. Intérêt et étapes des méthodes d'analyse des incertitudes

5.2. Etude de sensibilité

5.3. Propagation de l'incertitude dans le modèle

5.4. Etude bibliographique des études de quantification de l'incertitude

5.1. Intérêt et étapes des méthodes d'analyse des incertitudes

La quantification des incertitudes vise à mesurer l'imprécision obtenue sur le résultat à partir de l'estimation des erreurs et des imprécisions sur les données d'entrée et sur les choix mathématiques et numériques faits afin de rendre possible les modélisations. Cette étape permet d'apprécier objectivement la qualité de la modélisation et de lui accorder un niveau de confiance. Cela permet également d'identifier les points sensibles, voire faibles, dans la chaîne de modélisation, qui méritent une attention plus particulière pour être affinés ou améliorés.

Globalement, une analyse de l'incertitude peut se décomposer en quatre étapes [OpenTURNS 2010] qui sont présentées en Figure 16 :

- Etape A. Spécification du cas étudié,
- Etape B. Quantification des sources d'incertitude,
- Etape C. Etude de la propagation des incertitudes,
- Etape C'. Analyse de sensibilité et classement des sources d'incertitude.

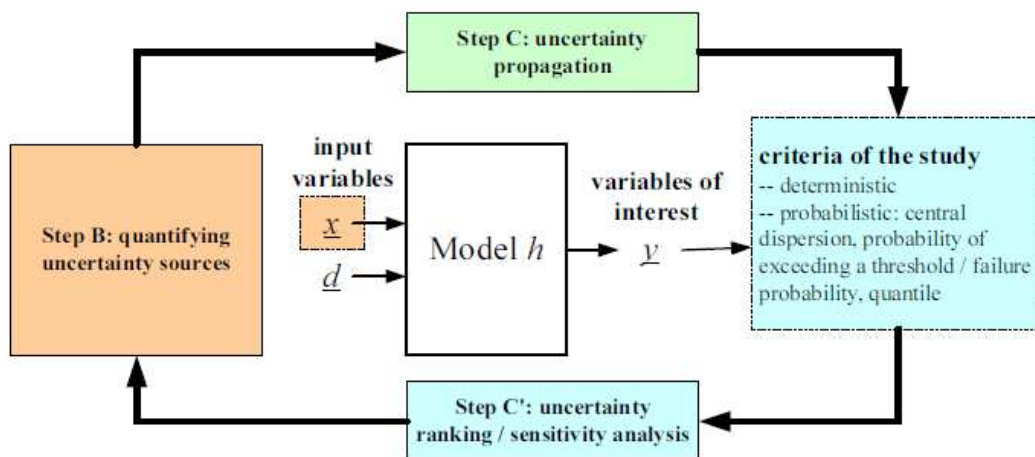


Figure 16 : Phasage d'une analyse de l'incertitude [OpenTURNS 2010]

5.2. Etude de sensibilité

L'analyse de sensibilité permet de prendre en compte la réponse d'un modèle aux variations des données d'entrée.

D'après Saltelli [Saltelli 2004], les résultats d'une analyse de sensibilité peuvent :

- aider à déterminer les paramètres les plus influents sur la réponse du modèle,

- permettre de simplifier le modèle en négligeant les paramètres les moins influents,
- mettre en avant des zones de l'espace d'entrée générant des sorties irréalistes,
- donner des arguments pour prendre une décision politique.

On distingue trois types de méthodes d'analyse de sensibilité.

5.2.1. Les méthodes de criblage ou screening

Les méthodes de criblage sont qualitatives et permettent de réduire le nombre de paramètres d'entrée d'un modèle en identifiant les paramètres les plus influents sur la sortie [Bettonvil 1997], [Campolongo 1999], [Deana 2002], [Morris 2006]. Ces méthodes peuvent être complétées par une analyse des paramètres retenus au moyen d'autres méthodes. Elles sont fréquemment utilisées lorsque le nombre de paramètres d'entrée est considérable afin de réduire le temps de calcul.

La méthode de Morris [Morris 1991] [Campolongo 2007], plus connue sous le nom de méthode des effets élémentaires, est la méthode de criblage la plus connue dans l'analyse de sensibilité. Cette méthode permet d'identifier rapidement les paramètres influents parmi un grand nombre de variables d'entrée. L'influence de chacun des facteurs d'entrée est étudiée par une approche OAT (One at A Time), c'est-à-dire en ne faisant varier qu'un facteur à la fois, les autres restants fixes.

La méthode de Morris est utile pour identifier les entrées potentiellement influentes en les classant en trois groupes : les effets négligeables, les effets linéaires (1), les effets non linéaires (2) et/ou les interactions (3) comme le présente la Figure 17.

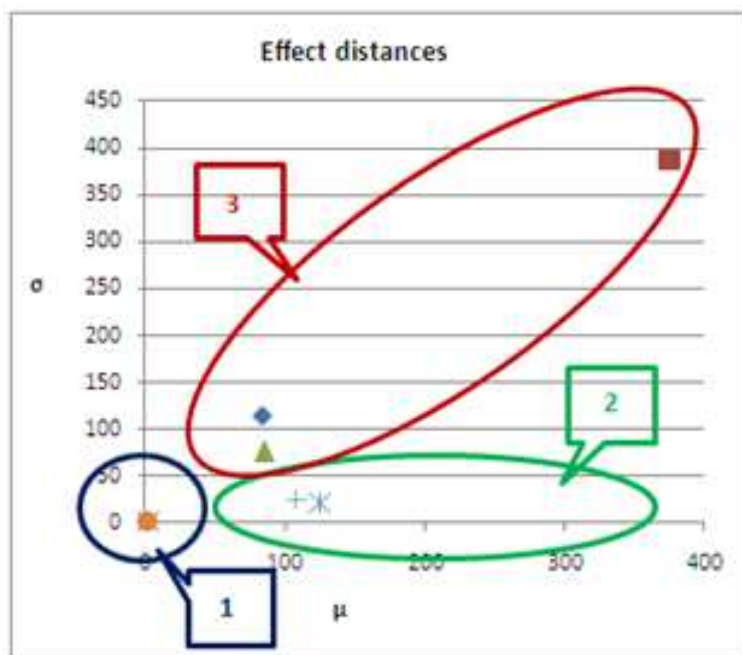


Figure 17 : Identification des groupes d'influence grâce à la méthode de Morris

Pour déterminer ces trois groupes, deux indicateurs μ et σ sont estimés pour chaque facteur d'entrée : μ représente l'influence d'un facteur d'entrée sur le résultat du modèle et σ les effets non linéaires et/ou les interactions des facteurs. Ils se calculent de la manière suivante :

$$\mu_i = \frac{1}{r} \sum_{j=1}^r d_i(X^{(j)})$$

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r-1} \sum_{j=1}^r (d_i(X^{(j)}) - \mu_i)^2}$$

$$d_i(X) = \frac{Y(X_1, \dots, X_{i-1}, X_i, X_{i+1}, \dots, X_k) - Y(X)}{\Delta}$$

$d_i(X)$ représentant l'effet élémentaire de chaque facteur d'entrée.

Principe :

Soit k le nombre de facteurs, chacun variant dans $[0; 1]$, et p le nombre de divisions de valeurs égales de cet intervalle $[0, 1/(p-1), \dots, 1-1/(p-1), 1]$.

Pour chaque facteur, on sélectionne r valeurs, en général entre 4 et 10, ce qui donne r points originaux. Les travaux de Franco [Franco 2003] ont montré qu'avec $r = 4$ une bonne hiérarchisation des paramètres d'entrée en fonction de leur influence sur le résultat final est atteinte.

Puis, à partir de ces r points originaux, on construit une trajectoire, en faisant varier les paramètres un par un de Δ où $\Delta = p/[2(p-1)]$ afin d'assurer une probabilité égale de l'échantillonnage dans l'espace d'entrée. Chaque trajectoire est constituée de $(k+1)$ points, un facteur variant de Δ à chaque étape alors que tous les autres restent fixes. Ceci amène le nombre de simulations à $n = r(k+1)$. La figure 18 illustre cette approche pour trois paramètres.

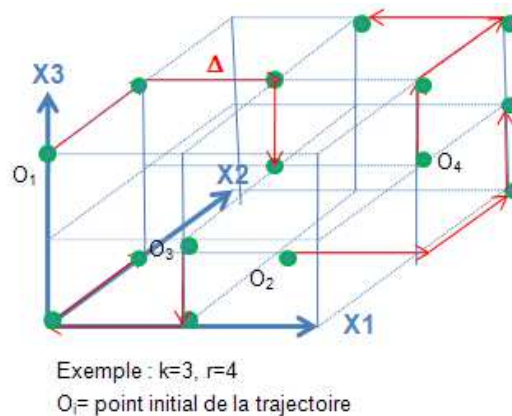


Figure 18 : Exemple de 4 trajectoires dans un espace à trois dimensions (3 paramètres d'entrée)

Afin d'optimiser l'échantillonnage aléatoire, Morris utilise le produit matriciel suivant :

$B_1^* = (J_{m,1} \cdot x_1^* + 0,5 \cdot \Delta \cdot ((2 \cdot B - J_{m,k}) \cdot D^* + J_{m,k})) \cdot P^*$ où B_1^* représente le plan d'expérience pour la première trajectoire. Finalement, avec r orientations indépendantes et aléatoires, il est possible de

construire par concaténation des B_i^* , la matrice X des plans d'expérience : $X = \begin{bmatrix} B_1^* \\ B_2^* \\ \vdots \\ B_r^* \end{bmatrix}$.

Notation :

- $J_{m,k}$ est une matrice m lignes et k colonnes de 1,
- x_i^* représente les valeurs aléatoires de chaque facteur prises uniformément dans $(0, 1/(p-1), 2/(p-1), \dots, 1-\Delta)$,
- $\Delta = p/[2(p-1)]$,
- B est une matrice $m \times k$ constituée de 1 sur la diagonale et en dessous et de 0 au-dessus,
- D^* est une matrice diagonale $k \times k$ composée d'autant de 1 que de -1,
- P^* est une matrice $k \times k$ qui contient un unique 1 par colonne situé à une ligne différente à chaque fois.

Il est alors possible de construire le graphique $\sigma = f(\mu)$ (voir Figure 17) et déterminer les facteurs qui ont un effet négligeable sur les distances d'effets et ceux qui, au contraire, sont influents.

Des développements à la méthode de Morris ont été proposés [Campolongo 1999]. Ils ont pour objectif de mieux caractériser les interactions entre paramètres et plus précisément les interactions d'ordre 2 (interaction entre deux paramètres). Ces interactions (entre deux paramètres X_i et X_j) sont estimées par la dérivée seconde suivante : $TFE_{ij} = d^2Y/dX_i dX_j$

Une estimation de cette dérivée seconde est donnée par :

$$\frac{\partial^2 Y}{\partial X_i \partial X_j} = \frac{Y(X_i + \Delta, X_j + \Delta) - Y(X_i, X_j + \Delta) - Y(X_i + \Delta, X_j) + Y(X_i, X_j)}{\Delta^2}$$

La méthode de Morris originelle ne permet pas l'évaluation de cette dérivée seconde, il manque de fait des points expérimentaux. Dans [Campolongo 1999], il est proposé une méthode permettant la construction de trajectoires multiples se basant sur une trajectoire initiale, les autres trajectoires étant le résultat de permutation circulaire de la première trajectoire tout en distinguant le cas où k (nombre de paramètres d'entrée) est pair ou impair.

Dans [Cropp 2002], il a été montré que cette « New Morris Method » était effectivement à même de déterminer avec précision les interactions d'ordre 2. Toutefois, même sans vouloir ne pas être trop rigide sur les termes, la « New Morris Method » n'a de fait plus grand-chose de commun avec la méthode de Morris originelle (plus d'expériences à mener, méthode d'évaluation des premières trajectoires semblant ne plus être déterminée au moyen de la méthode présentée dans [Morris 1991]).

5.2.2. L'analyse locale de sensibilité

L'analyse locale de sensibilité est une méthode quantitative qui repose sur le calcul d'un indice de sensibilité représentant les variations d'une sortie du modèle suite à une faible variation d'un paramètre d'entrée [Turanyi 2000]. Ces méthodes, bien que simples et rapides, peuvent apparaître insuffisantes pour caractériser la sensibilité de modèles complexes car elles ne prennent en compte les interactions entre paramètres.

Mathématiquement, considérons un modèle qui s'écrit : $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_k)$ où Y est la réponse du modèle et les $X_i, i \in [1, \dots, k]$ sont les paramètres d'entrée, variant chacun dans un intervalle donné, avec une valeur nominale X_{i0} .

La sensibilité S_i de la réponse à une variation de faible amplitude de l'un des paramètres X_i correspond à la dérivée partielle $S_i = \partial Y / \partial X_i$.

Pour un modèle complexe, f représente un système dont on ne sait pas calculer les dérivées partielles. Ainsi, le critère de sensibilité S_i peut être approché par l'expression :

$S_i = \Delta Y / \Delta X_i$, où ΔX_i est l'écart entre la valeur de X_i dans l'intervalle et sa valeur nominale X_{i0} , et ΔY est l'écart entre la réponse du modèle à la valeur de X_i dans l'intervalle, $Y = f(\dots, X_i, \dots)$, et la réponse « nominale » du modèle à X_{i0} , $Y_0 = f(\dots, X_{i0}, \dots)$, les autres paramètres d'entrée étant fixés à leur valeur nominale.

Les méthodes d'analyse locales sont des méthodes quantitatives qui reposent sur le calcul d'un indice de sensibilité représentant les variations d'une sortie du modèle suite à une faible variation d'un paramètre d'entrée.

Afin d'être en mesure de hiérarchiser les paramètres d'entrée selon la sensibilité du modèle à leur variation, il paraît plus adéquat d'utiliser des estimateurs ayant une formulation sans dimension du critère de sensibilité, du type (par exemple) : $S_i = (X_{i0}/Y_0) / (\Delta Y / \Delta X_i)$, qui revient à calculer le rapport des variations relatives (pourcentages) de la grandeur de sortie et de la grandeur d'entrée. Notons cependant qu'il ne s'agit que d'une mesure linéaire de la sensibilité, qui ne tient compte que d'une seule variable à la fois [Chokmani 2001].

Exemple :

Si une variation de 20% de la valeur de la grandeur d'entrée induit une variation de 30% de la valeur de la grandeur de sortie, alors $S = 30/20 = 1,5$.

- Si $|S|$ est égal à 1, cela signifie que la variation de la valeur d'entrée induit en proportion la même variation en sortie.
- Si $|S|$ est inférieur à 1, cela signifie que la variation de la valeur d'entrée induit en proportion une plus faible variation en sortie.
- Si $|S|$ est supérieur à 1, cela signifie que la variation de la valeur d'entrée induit en proportion une plus forte variation en sortie.
- Si S est négatif, cela signifie que la grandeur de sortie varie dans le sens inverse de la grandeur d'entrée.

On considère en général que la sensibilité devient significative dès lors que l'indicateur S dépasse la valeur 0,5 en valeur absolue.

5.2.3. L'analyse globale de sensibilité globale

Ces méthodes quantitatives permettent de déterminer les variables qui contribuent le plus à la variabilité de la réponse du modèle, celles qui sont les moins influentes et celles qui interagissent avec les autres. Contrairement aux analyses de sensibilité locales, ces méthodes tiennent compte de la densité de probabilité de chaque variable d'entrée et traitent la variation de tous les paramètres simultanément. Alors que l'analyse locale s'intéresse uniquement à la valeur de la réponse, l'analyse globale s'intéresse à sa variabilité. La mise en œuvre de ces méthodes est toutefois très complexe.

Saltelli [Saltelli 2000] présente l'ensemble des méthodes, en les regroupant de la sorte : les méthodes fiabilistes de type FORM et SORM traitant d'analyse de sensibilité pour l'analyse de risques, les méthodes bayésiennes, les méthodes graphiques et enfin les méthodes basées sur l'étude de la variance.

Pour cette dernière classe de méthode, il est déterminé, au moyen de divers indices, quelle part de variance de la réponse est due à la variance de chaque variable d'entrée (ou groupe de variables d'entrée). Les estimateurs statistiques de la sensibilité utilisés sont généralement les indices SRC (Standardized Regression Coefficient), PCC (Partial Rank Coefficient), indice de sensibilité du 1^{er} ordre, du $i^{\text{ème}}$ ordre et de sensibilité totale. Les méthodes d'évaluation de ces indices sont présentées en Annexe X.

5.2.4. Méthode alternative : les plans d'expérience

Issue des travaux de Fisher [Fisher 1925], la planification des expériences a connu, ces dernières années, de nombreuses innovations. Un plan d'expériences est une suite d'essais organisés à l'avance de manière à déterminer en un minimum d'essais et avec un maximum de précision l'influence de multiples paramètres sur une ou plusieurs réponses. Les principes théoriques des plans d'expériences sont présentés en Annexe XI.

La méthode OAT, qui consiste à fixer tous les facteurs sauf un, pour connaître son effet sur la réponse, est coûteuse en nombre d'essais.

Au contraire, dans un plan d'expérience, toutes les données sont utilisées simultanément pour calculer chaque effet. Le résultat de l'essai peut être expérimental ou découler d'une simulation numérique. De nombreux ouvrages présentent la méthodologie d'élaboration de plans d'expérience optimaux et de l'interprétation de leurs résultats [Linder 2005] [Viguié 1990].

Exemple de plan : les tables de Taguchi

La méthode de Taguchi consiste à choisir, dans un recueil de tables, le plan d'expériences le plus adapté au modèle employé [Pillet 1997] [Souvay 2002]. Concrètement, une table de Taguchi se présente sous forme d'un tableau associé à un ou plusieurs graphes linéaires (exemples de graphe en Figure 19).

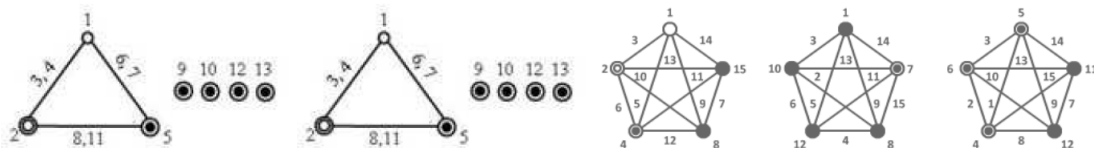


Figure 19 : Exemples de graphes linéaires de Taguchi

Ces derniers précisent les modèles avec lesquels la table peut être utilisée. Les sommets représentent les facteurs ; les arcs, quant à eux, représentent les interactions entre deux facteurs.

En pratique, on ne trouve pas toujours un graphe correspondant exactement au modèle considéré ; il faut alors choisir un graphe incluant les interactions voulues, et nécessitant le moins d'essais possibles. Lorsque le graphe a été choisi, à chaque sommet est affecté un facteur. Ensuite, le tableau donne directement la liste des essais à effectuer ; les numéros se trouvant près des sommets ou arcs correspondent aux numéros des colonnes dans le tableau d'expérience.

5.3. Propagation de l'incertitude dans le modèle

Il s'agit ici d'analyser la propagation des incertitudes des paramètres d'entrée sur la variable d'intérêt Y via la relation : $Y = f(X_1, X_2, \dots, X_k)$ où $X_1, X_2, \dots, X_k$ sont les paramètres d'entrée considérés comme des variables aléatoires.

Une fois les probabilités de distribution des paramètres d'entrée définies, il peut être intéressant de caractériser la distribution associée à Y par sa fonction de répartition (F_Y) ou comme c'est souvent le cas, par le complément de sa fonction de répartition ($1-F_Y$).

Dans notre cas, cette analyse pourrait en théorie fournir des intervalles de probabilité de distance d'effet, qui serviront par la suite à définir des stratégies décisionnelles en cas de relâchement de produits dangereux dans l'atmosphère. Il pourrait être considéré par exemple la distance qui couvre 90, 95 ou 99% des cas envisagés.

En pratique, ces fonctions de distribution sont déduites d'un grand nombre d'expériences simulées. Ces expériences consistent à effectuer un grand nombre de tirages des valeurs des paramètres d'entrée afin de déduire des réponses la distribution de Y .

Globalement les méthodes utilisées pour évaluer ces fonctions de distribution sont les mêmes que celles utilisées pour effectuer une analyse de sensibilité globale d'un système complexe.

La construction de ce type d'échantillon peut donc se faire à l'aide d'une procédure de Monte Carlo (tirage aléatoire des valeurs des paramètres dans leur intervalle de variation respectif) ou par Hypercube Latin (tirage d'une valeur par sous intervalle de même longueur, dans un intervalle variant de 0 à 1).

5.4. Exemples d'études croisant les problématiques d'incertitude et de dispersion atmosphérique

Les travaux traitant de l'incertitude relative à la modélisation de la dispersion atmosphérique sont généralement des approches assez complètes, allant du terme source jusqu'aux distances d'effets [Pandya 2009], [Hubert 1991], [Fulleriger 1996], [Jirsa 2007], [Bubbico 2008]. D'autres travaux se focalisent toutefois sur une seule phase de cette modélisation (débit pour [Markowski 2010], profil vitesse de vent pour [Patra 2006], hauteur de rejet et classe de stabilité pour [Ferenczi 2005]).

Ces études s'appuient principalement sur des modèles simples (approche Bernoulli pour le débit, modèle gaussien de dispersion, ...) qui permettent l'automatisation de nouvelles méthodes d'analyse de type sensibilité locale. Deux travaux s'appuient sur un modèle de dispersion plus complexe (le modèle UDM) [Pandya 2009] [Patra 2006].

Pour déterminer des distances d'exclusion (« sûres » à 90, 95 ou 99%), [Hubert 1991] a choisi de fixer certaines valeurs par défaut aux données d'entrée. Pour d'autres, il a associé des intervalles de valeurs obtenues à partir de jugements d'expert. La répartition statistique des distances a été obtenue au moyen d'un plan factoriel complet. Les résultats obtenus ont été analysés au moyen d'une analyse de la variance et des fonctions de distribution des distances d'effet. Il est conclu de cette étude que le modèle complet d'évaluation des distances d'effets a un comportement global complexe malgré l'utilisation de modèles d'évaluation unitaire simples. De plus, il est conclu qu'il est impossible de parler pour un paramètre de valeur majorante qui serait indépendante des autres paramètres.

Des études montrent que, pour un accident donné, deux produits ayant le même contour d'apparition d'un effet donné (exemple : zones CL5% identiques) peuvent avoir, au global, une répartition très différente des autres effets (exemple : zones CL100% très distinctes) [Fuller 1996].

Jirsa [Jirsa 2007] a mis en évidence l'effet cumulatif des incertitudes sur la dispersion des résultats finaux après avoir fixé une gamme d'incertitude type pour chaque grande étape de calcul. Il conclut que c'est l'estimation du terme source qui contribue le plus à la dispersion des résultats finaux. Sans vouloir remettre en cause la pertinence de ce résultat, il est tout de même possible de penser que ce résultat est la conséquence logique de la méthodologie mise en place : l'erreur relative à l'évaluation du terme source a été fixée à 1000 % mais « uniquement » à 100 % pour le calcul de dispersion et 200% pour la loi de probit permettant l'estimation de la concentration seuil.

Concernant l'influence des paramètres d'entrée des modèles de dispersion sur l'évaluation des champs de concentration, il ressort de ces différents travaux que :

- Le terme source contribue majoritairement à l'incertitude (avec les limites de l'étude présentée ci-avant [Jirsa 2007]).
- Le profil de vent a peu d'influence sur la distance maximale d'effet pour les conditions instables pour des hauteurs de rugosité allant de 0,001 à 0,400 [Patra 2006].

- Les distances d'effets dépendent à la fois des propriétés physiques de la substance rejetée et des conditions de rejet [Bubbico 2008]. Pour les substances générant en cas de fuite instantanément un nuage de gaz (acide chlorhydrique et ammoniac), les pires conditions de rejet (c'est dire générant des distances d'effets maximales) sont la combinaison d'une stabilité élevée et d'une vitesse de vent faible. Quand la température d'ébullition du produit étudié augmente, il peut arriver que la condition météorologique la plus pénalisante ne soit plus une condition très stable (F) mais une condition de stabilité neutre (D) associée à une vitesse de vent plus élevée (en tout cas supérieure à 2 m/s). L'effet de la hauteur de rejet est différent selon la classe de stabilité étudiée [Ferenczi 2005]. Pour une classe de stabilité A, augmenter la hauteur de rejet génère une diminution de la concentration au sol. Pour une classe de stabilité D, les concentrations les plus élevées sont observées quand la hauteur de rejet est égale à 100 m. Pour une classe de stabilité F, les résultats sont plus complexes. Une hauteur de rejet de 50 m génère les concentrations au sol les plus élevées mais un rejet à une hauteur de 100 m génère les concentrations au sol les plus faibles.
- Il a été aussi mis en évidence l'influence prépondérante des conditions météorologiques [Pandya 2009] sur le calcul de dispersion.

De cet état de l'art, il peut être conclu qu'il n'a pas été réalisé d'analyse de sensibilité systématique sur l'ensemble des séquences de modélisation visant à évaluer des distances d'effets suite au relâchement d'un gaz toxique ou explosible. De plus, aucune méthode générique d'analyse de sensibilité (applicable à de nombreux cas) n'a pu être mise en avant.

SYNTHESE

La quantification des incertitudes d'un processus de modélisation permet d'appréhender l'imprécision des résultats en fonction des imprécisions sur les données d'entrée et des modèles mathématiques utilisés. Une façon répandue de décomposer une analyse de l'incertitude consiste à découper celle-ci en quatre étapes : spécification du cas étudié, quantification des sources d'incertitude, étude de la propagation des incertitudes, analyse de sensibilité et classement des sources d'incertitude.

L'analyse de sensibilité est donc une étape de l'étude de quantification des incertitudes. Elle permet d'évaluer de manière qualitative ou quantitative la manière dont le système étudié répond aux variations de ses paramètres d'entrée. Le premier type de résultat d'une analyse de sensibilité est la détermination des paramètres d'entrée les plus influents du modèle. De manière synthétique, il est possible de distinguer trois principales familles de méthodes d'analyse de sensibilité.

Les méthodes de screening sont des méthodes qualitatives qui permettent de réduire le nombre de paramètres d'entrée grâce à l'identification (sous forme d'une hiérarchisation essentiellement qualitative) des paramètres d'entrée les plus influents.

Les analyses locales de sensibilité sont basées sur l'estimation d'un indice de sensibilité qui retranscrit la variation du modèle suite aux changements de valeurs d'un seul paramètre d'entrée. Ces méthodes sont les plus simples à implémenter mais ne peuvent caractériser de manière complète la sensibilité de modèles complexes (exemple : interaction entre paramètres).

Les analyses de sensibilité globales sont des méthodes quantitatives qui permettent la détermination complète des variables qui contribuent le plus à la variabilité du modèle grâce à leur influence directe mais aussi grâce à leur influence cumulée avec d'autres paramètres (interaction entre paramètre et donc influence du $i^{\text{ème}}$ ordre). Ce type d'analyse reste difficile à implémenter.

Il existe la méthode dite des plans d'expérience qui consiste à générer un plan optimal d'expériences (chaque expérience apporte un maximum d'informations non obtenues par une autre expérience du plan). Une des méthodes les plus connues est la méthode de Taguchi. La méthode des plans d'expérience se rapproche des méthodes de screening.

Malgré tout l'intérêt scientifique de précédents travaux de recherche portant sur l'incertitude des résultats des modélisations de la dispersion atmosphériques, aucun n'intègre simultanément l'ensemble des problématiques suivantes : intégration des données d'entrée issues du terrain (avec leurs incertitudes associées), évaluation des distances d'effets (et non pas des champs de concentration) et estimation des effets d'un nuage de gaz inflammable.

PARTIE III : METHODOLOGIE D'ANALYSE DES ORIGINES DE LA DIVERSITE DES RESULTATS DE MODELISATION

INTRODUCTION

Cette partie est consacrée à la mise en place d'une méthodologie d'analyse de la diversité des résultats obtenus au moyen d'un modèle d'évaluation, en situation d'urgence, des distances d'effets générées par un nuage de gaz. Une méthodologie d'analyse la moins restrictive possible dans son spectre d'application est proposée. Pour le moins, elle pourra être appliquée à différents logiciels de modélisation de la dispersion atmosphérique utilisables en situation d'urgence. Cette partie se compose de deux chapitres.

Le premier chapitre met en évidence des spécifications d'un modèle d'évaluation, en situation d'urgence, des effets générés par la dispersion atmosphérique accidentelle d'un produit toxique ou inflammable. Dans un premier temps, il est défini de manière précise et univoque les données d'entrée et de sortie du système (variables d'intérêt). Il est tenu compte du fait que le modèle doit être utilisable en situation d'urgence. Dans un second temps, afin d'évaluer de manière quantitative la variabilité des résultats de modélisation, il est construit un modèle d'évaluation dédié à l'urgence. Ce modèle doit respecter un certain nombre de principes qui sont donnés ci-après : robustesse scientifique mais temps de calcul court, nombre minimum de données d'entrée, données d'entrée brut (pas de réinterprétation par un expert), distances d'effets en sortie du modèle.

Le deuxième chapitre s'attache à l'élaboration d'une méthodologie d'analyse de variabilité d'un modèle d'évaluation des distances d'effets générées par un nuage de gaz. Dans un premier temps, il est choisi le type d'analyse de sensibilité pouvant être appliqué au système. Ce choix se fait parmi les trois grandes familles d'analyse suivantes : étude de sensibilité locale, globale ou screening. Il est important de noter qu'à ce stade, le choix peut ne pas être exclusif. Il est en effet envisageable de combiner plusieurs types de méthodes afin de capitaliser les avantages de chacune tout en comblant leurs faiblesses respectives. Une fois le ou les méthodes choisies, un protocole permettant leur mise en œuvre sur le système à analyser est établi. Dans un second temps, sur la base du modèle précédemment construit, une liste minimale des données d'entrée à renseigner est établie. Afin de pouvoir automatiser les calculs, cette liste est constituée de variables dont les valeurs ne sont pas incompatibles entre elles (exemple : vent fort et classe de très forte stabilité). Enfin, afin de rendre possible la mise en application des études de sensibilité, les plages de valeurs des paramètres d'entrée du modèle sont fixées.

Chapitre 6 : Spécifications d'un modèle d'évaluation en situation d'urgence des effets générés par la dispersion atmosphérique accidentelle d'un produit toxique ou inflammable

6.1. Définition du système étudié

6.2. Construction du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence

6.3. Evaluation du terme source

6.4. Dispersion atmosphérique

6.5. Distances d'effets

6.1. Définition du système étudié

Un modèle peut être défini par la caractérisation de ses variables d'entrée et de sortie.

Concernant les données d'entrée, dans le cas d'un accident à caractère chimique, la cinétique est bien souvent très rapide. Initialement, les seules informations disponibles sont celles directement observables sur le lieu même de l'accident par le premier répondant (en général un pompier pas forcément formé de manière approfondie au risque chimique). Par conséquent, les données d'entrée du système analysé sont des données opérationnelles récupérées directement du lieu de l'accident.

Concernant les données de sortie, les résultats du système doivent être à même d'aider les services de secours à la définition de leur zonage opérationnel. Dans certains cas et dans certains pays, ce zonage dépend uniquement d'un niveau de concentration de gaz (exemple: effets toxiques au CANADA (Grenon 2009)) Cependant, dans d'autres cas (exemple : effets générés par l'explosion d'un nuage de gaz) ou dans d'autres pays (exemple : approche des effets toxiques par inhalation se basant sur la dose inhalée en France), la concentration en gaz n'est pas une donnée suffisante. Par conséquent, les données de sortie du modèle ne sont pas des concentrations en gaz mais des distances correspondant à deux types d'effet (létaux et irréversibles).

La caractérisation des données d'entrée et de sortie du modèle définit un système représenté en Figure 20 :

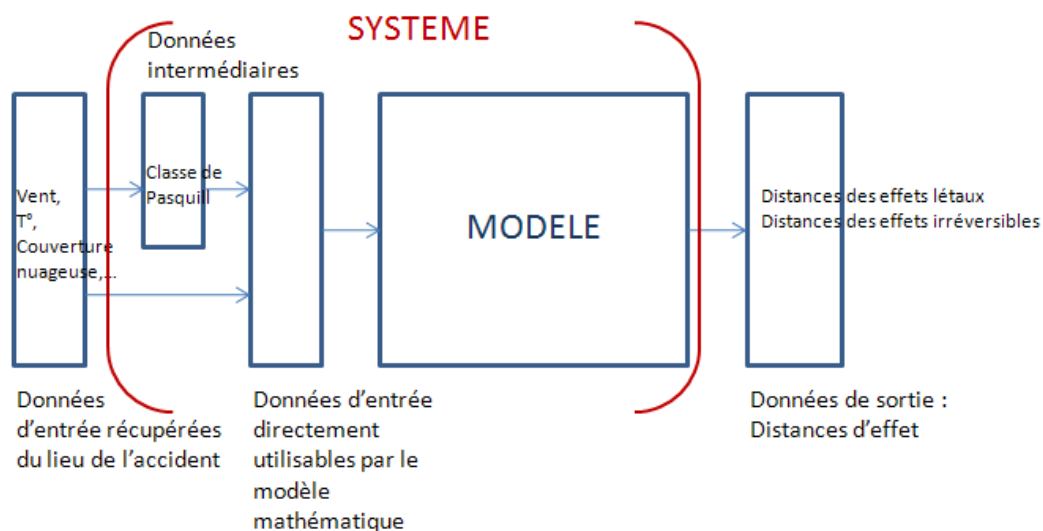


Figure 20 : Système étudié

6.2. Construction du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence

Afin d'évaluer de manière quantitative la variabilité des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique en situation d'urgence en fonction des données d'entrée fournies, il est construit un modèle complet d'évaluation des distances d'effet.

Les données d'entrée du modèle sont des **données opérationnelles** (principe 1) pouvant être déduites du terrain, les données de sortie ne sont pas des concentrations mais des **distances correspondant à des seuils d'effet** (principe 2). En cas de fuite d'un fluide (gaz ou liquide évaporant), deux principaux types d'effet sont redoutés : les effets toxiques et explosibles, par conséquent deux modèles doivent être mis au point.

Gardant à l'esprit que ce modèle doit être utilisable en urgence, il est tenté de **minimiser le nombre de données d'entrée** (principe 3) et de sélectionner des méthodes et modèles ayant des **temps de calculs rapides** (principe 4). Toutefois, les modèles choisis doivent **retranscrire le plus fidèlement possible** (principe 5) les phénomènes physiques qu'ils sont sensés modéliser.

6.3. Evaluation du terme source

6.3.1. Mode de conditionnement des produits

Dans un premier temps, des hypothèses sur le mode de stockage du produit [FNSPF 2002], sont faites.

Un produit liquide (température d'ébullition supérieure à la température ambiante) est supposé stocké sous forme liquide à température ambiante. La pression interne est supposée être égale à la pression atmosphérique.

Un produit gazeux (température d'ébullition inférieure à la température ambiante) dont la température critique est supérieure à la température ambiante, est supposé stocké liquéfié sous pression à température ambiante. La pression interne est supposée être égale à la pression de vapeur saturante du produit stocké à la température de stockage (température ambiante).

Un produit gazeux dont la température critique est inférieure à la température ambiante, est supposé stocké liquéfié réfrigéré légèrement en deçà de sa température d'ébullition. La pression interne est supposée être égale à la pression atmosphérique.

6.3.2. Débit à la brèche

Evaporation de nappe

Pour estimer le débit d'évaporation généré par une nappe de produit à haut point d'ébullition, de nombreuses formules de calculs existent. La plupart du temps, il s'agit de corrélations semi-empiriques, dont l'expression simple permet un calcul de débit d'évaporation rapide. De nombreux paramètres apparaissent systématiquement dans ces corrélations : vitesse du vent, masse molaire du produit, pression de vapeur saturante, constante de Boltzmann, température du liquide, rayon de la nappe évaporante.

Ces paramètres les plus courants sont issus d'une approche théorique, la plupart du temps commune à toutes les corrélations, développée par Sutton [Sutton 1934], [Sutton 1953] et reprise par Pasquill [Pasquill 1943]. Ces travaux théoriques reposent sur la résolution de l'équation d'advection-diffusion.

La résolution exacte de cette équation étant complexe, certaines simplifications ont été opérées pour permettre l'établissement des corrélations simplifiées. Les simplifications ont été faites à partir de résultats expérimentaux et apparaissent, dans l'expression des corrélations, sous la forme de coefficients multiplicateurs et/ou d'exposants dont les valeurs sont figées.

Un état de l'art des formules d'évaporation de nappe est fait dans [Antoine 2010]. Les formules les plus usitées sont indiquées en Table 2 :

Nom	Expression (g/m ² /s)
Opschoor [Opschoor 1979]	$D = 2.10^{-3} \cdot v^{0.78} \cdot r^{-0.11} \cdot M \cdot P / (R \cdot T)$
PHAST 6.4 [PHAST 2006]	$D = 0,014.10^3 \cdot Sc^{-0.67} \cdot v^{0.25} \cdot r^{-0.11} \cdot (M \cdot P_a) / (R \cdot T) \cdot \ln(P_a / (P_a - P))$
UIC [UIC 1987]	$D = 0,78.10^{-3} \cdot v^{0.78} \cdot r^{1.89} \cdot M \cdot P / T$
Mackay and Matsugu [Mackay 1973]	$D = 4,786.10^{-3} \cdot v^{0.78} \cdot (2 \cdot r)^{-0.11} \cdot Sc^{-0.67} \cdot M \cdot P / (R \cdot T)$
TNO [RIVM 2005]	$D = 5,15.10^{-3} \cdot v^{0.78} \cdot r^{-0.11} \cdot M \cdot P / (R \cdot T)$
INRS 1966 [Berton 1966]	$D = (10/3,6) \cdot (P/P_a) \cdot M^{0.5} \cdot (v+0,6)$
Avec v (m/s), r (m), M (g/mol), R (J/mol/K), P (Pa), Sc (m ² /s)	

Table 2 : Etat de l'art des formules d'évaporation de nappe

La corrélation du TNO est essentiellement issue des travaux théoriques de Sutton [Sutton 1934] [Sutton 1953] et Pasquill [Pasquill 1943] ainsi que des travaux expérimentaux de Mackay [Mackay 1973], [Kawamura 1987]. Cette corrélation semble être bien adaptée aux modélisations en situation d'urgence du fait que :

- Il s'agit d'une variante de la formule de Mackay and Matsugu qui est elle-même à l'origine d'autres formulations (Phast, UIC). De plus, le choix d'une valeur de 0,8 pour le nombre de Schmidt suppose que le produit qui s'évapore se diffuse facilement dans l'air. Cette hypothèse constitue là encore une démarche prudente.
- Cette corrélation se base sur des travaux menés à l'air libre dans des conditions d'évaporation semblant assez réalistes notamment en termes de vitesse de vent (plusieurs m/s) et de surface d'évaporation (de l'ordre de 3 m²). Même si cette valeur paraît plutôt faible, il s'agit de la plus grande surface d'évaporation utilisée lors de tests expérimentaux identifiée au cours de cette étude.
- Les résultats de débit d'évaporation semblent être cohérents pour des produits peu volatils possédant une pression de vapeur saturante de l'ordre de quelques milliers de pascals et des résultats plutôt majorants pour des produits plus volatils tels que Woodward [Woodward 1990] l'illustre. Ce qui constitue une démarche assez prudente.

Les variables à renseigner sont donc les suivantes : diamètre de nappe, produit (dont peuvent être déduites la masse molaire et la pression de vapeur saturante), la température du produit (qui peut être assimilée à la température extérieure), la vitesse de vent.

Jet en phase gaz

Il est fait l'hypothèse que le régime est stationnaire et que la brèche a lieu en ras de paroi (pas de calcul de perte de charge régulière).

Il est constaté une faible diversité des formules [RIVM 2005] [UIC 1987] [Bonnet 2006]. Globalement, le calcul s'effectue toujours en deux étapes.

La première étape consiste à déterminer si l'écoulement est critique ou hypocritique.

La deuxième étape consiste en une estimation du débit massique au moyen d'une formule analytique avec facteur correctif si l'écoulement est hypocritique :

$$q_s = C_d \cdot A_b \cdot \Psi \cdot \sqrt{\rho_g \cdot P_{rés} \cdot \gamma \cdot \left(\frac{2}{\gamma+1}\right)^{\frac{\gamma+1}{\gamma-1}}} \text{ (kg/s)}$$

$\Psi = 1$ si l'écoulement est choqué (-)

$$\text{Sinon } \Psi = \sqrt{\frac{2}{\gamma-1} \cdot \left(\frac{\gamma+1}{2}\right)^{\frac{\gamma+1}{\gamma-1}} \cdot \left(\frac{Pa}{P_{rés}}\right)^{\frac{2}{\gamma}} \cdot \left(1 - \frac{Pa}{P_{rés}} \frac{\gamma-1}{\gamma}\right)}$$

Avec C_d (-), A_b (m²), $P_{rés}$ (Pa), γ (-)

Initialement, les variables à renseigner sont au nombre de quatre : le produit (dont peuvent être déduits la masse volumique du gaz, le rapport des chaleurs spécifiques), la température du gaz (prise égale à la température de stockage), la surface de brèche, la pression interne, le coefficient de décharge.

En fixant le coefficient de décharge à une valeur usuellement utilisée (le choix de cette valeur est présenté dans le paragraphe suivant), et en tenant compte des hypothèses faites sur le conditionnement des produits, il est possible de réduire le nombre de variables à renseigner à deux : le produit (dont il peut être déduit la masse volumique gaz, le rapport des chaleurs spécifiques, la pression interne) et la surface de la brèche.

Jet en phase liquide

Il est fait l'hypothèse que le régime est stationnaire et que la brèche a lieu en ras de paroi (pas de calcul de perte de charge régulière).

Le calcul s'effectue en trois étapes. La première étape consiste à évaluer le débit massique directement en sortie de la brèche (D). La deuxième étape consiste à déterminer le taux de flash thermique (X). Enfin, la dernière étape consiste à déterminer le taux d'aérosols vaporisés (K). Le débit d'alimentation du nuage est égal à $D.(X+K)$.

Evaluation du débit massique à la brèche (D)

Il est constaté une faible diversité des formules [RIVM 2005] [UIC 1987] [Bonnet 2006]. La formule de base est celle de Bernoulli :

$$\dot{m} = C_d \cdot A_b \cdot \rho_1 \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot (P_h - P_a)}{\rho_1} + 2 \cdot g \cdot h} \quad (\text{kg/s})$$

Avec C_d (-), A_b (m²), ρ_1 (kg/m³), P_h (Pa), γ (-), g (m/s²), h (m)

Les variables à renseigner sont au nombre de quatre : le produit (dont peut être déduite la masse volumique liquide), la surface de brèche, la pression interne, le coefficient de décharge et la hauteur du liquide par rapport à la brèche.

Le coefficient de décharge traduit la perte de charge induite par l'orifice de sortie (la brèche). Sa valeur est comprise entre 0 et 1. Des valeurs singulières de C_d ont été mises en avant dans les

travaux menés par Dodge [Dodge 1980] et ont servi à l'élaboration d'un modèle d'évaluation du débit en cas de brèche accidentelle sur des réservoirs [Belore 1986]. Dans ce code, la valeur du coefficient de décharge est fixée à 0,62. Cette même valeur est utilisée dans le code ALOHA [Reynolds 1992]. Une étude récente [Dziubinski 2010] a permis d'estimer pour deux types de fluides liquides (newtonien et non newtonien) la valeur du coefficient de décharge dans le cas d'orifices de formes irrégulières. Pour un même fluide et un même Reynolds, la valeur du coefficient de décharge est relativement peu sensible à la forme de l'orifice ($\pm 0,1$ par rapport à une valeur médiane). Les valeurs de coefficient de décharge estimées sont comprises 0,6 et 0,8. Les résultats de ces essais sont synthétisés en Figure 21.

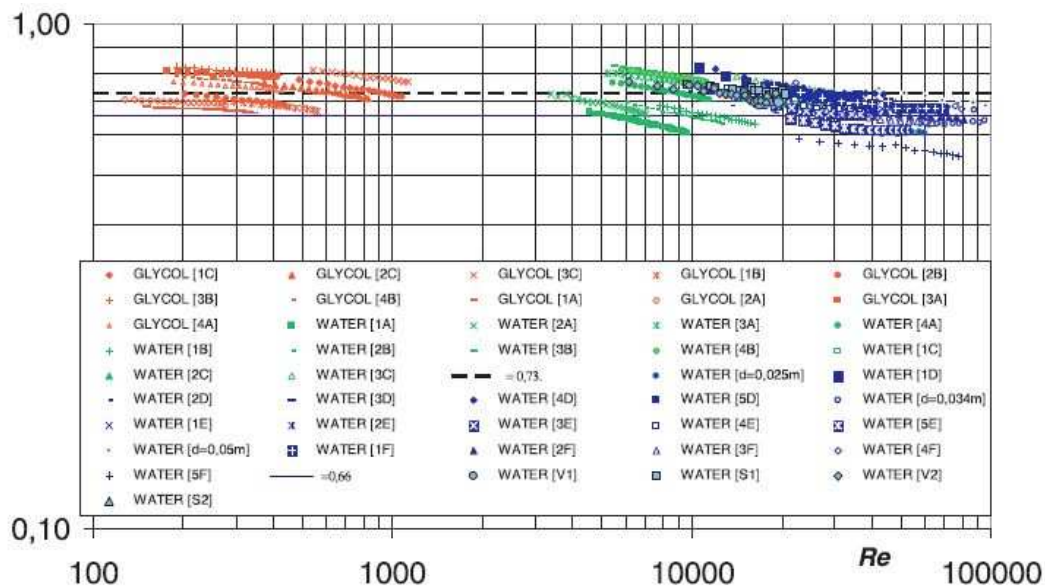


Figure 21 : Valeurs de C_d dans le cas d'un fluide newtonien [Dziubinski2010]

Compte tenu de la similarité des cas traités par Dodge [Dodge 1980] avec ceux du présent sujet de recherche (brèche en ras de parois sur réservoir), et des derniers travaux connus sur le sujet [Dziubinski 2010], le coefficient de décharge est fixé à 0,62 (-).

En tenant compte des hypothèses faites sur le conditionnement des produits, il est alors possible de réduire le nombre de variables à renseigner à quatre : le produit (dont il peut être déduit la masse volumique gaz et la pression interne), la surface brèche et la hauteur du liquide par rapport à la brèche.

Détermination du taux de flash thermique (X)

La formule de détente isenthalpique est commune à toutes les méthodes :

$$X = 1 - \exp(C_p \cdot (T_b - T_{rejet}) / \Delta H) \quad (-)$$

Avec C_p (J/kg/K), T_b (K), T_{rejet} (K), ΔH (J/kg)

En tenant compte des hypothèses faites sur le conditionnement des produits, une seule variable est à renseigner : le produit (dont il peut être déduit la chaleur spécifique du gaz, la température d'ébullition et l'enthalpie de vaporisation).

Détermination du taux d'aérosols vaporisés (K)

Il s'agit d'un paramètre difficilement quantifiable. Il existe deux familles de formules : les méthodes dites empiriques et des méthodes dites « physiques ». De nombreuses formules empiriques sont proposées, les plus connues sont recensées dans la Table 3 :

Nom	Expression (-)
UIC [UIC 1995]	$K = 0,17.X$
Kletz [Kletz 1977]	$K = X$
High [High 1976]	$K = 2 \text{ ou } 3.X$
VTT [Lautkaski 2008]	$K = 0,6.(1-3.X)$

Table 3 Formules empiriques du taux d'aérosol

Ces méthodes se basent sur des résultats d'observations d'essais réalisés avec des produits et des configurations différentes. Chaque formule doit donc, en théorie, être uniquement appliquée à des configurations de rejets similaires ayant servi à son élaboration. Ces formules sont simples d'utilisation et inversement elles sont quasiment indépendantes de la configuration du rejet (orientation, hauteur, pression).

Dans la catégorie des méthodes physiques, on peut citer les formulations utilisées dans le logiciel Phast [Witlox 2000] et celle décrite par le TNO [RIVM 2005], basées sur les travaux de [Kukkonen 1990]. Une comparaison des formules « physiques » les plus connues a été menée et les résultats de cette comparaison sont présentés dans l'article suivant [Witlox 2007]. Ces méthodes déterminent successivement : l'énergie d'expansion du jet, la cinétique des gouttelettes d'aérosols, la fragmentation des gouttelettes, la taille des gouttelettes et le taux d'évaporation des gouttelettes. Elles nécessitent le renseignement de nombreuses données. Il s'avère que ces méthodes sont très sensibles aux valeurs de certaines variables (exemple : tension superficielle de surface). Enfin, confrontées à des résultats expérimentaux [Witlox 2007], aucune de ces méthodes ne semble donner pleinement satisfaction [Britten 2011].

Aucune méthode ne semble s'imposer. Malgré cela, il est nécessaire de faire un choix. En effet, ne pas tenir compte du taux d'aérosol est minorant. A l'inverse, supposer que tout se vaporise en sortie de jet ($K=1-X$) [Reynolds 1992] est majorant notamment dans le cas de produit ayant une température d'ébullition inférieure mais proche de la température ambiante.

Compte tenu du fait qu'utiliser une méthode « physique » introduit de nombreux nouveaux paramètres à quantifier (hauteur de rejet, viscosité, tension de surface,...) sans pour autant garantir une justesse certaine du résultat final, il est choisi d'implémenter une méthode empirique. La méthode choisie est celle du VTT car résultant des essais les plus complets et les plus récents.

Une fois le débit d'alimentation du nuage estimé, les mécanismes de dispersion atmosphérique peuvent être modélisés.

6.4. Dispersion atmosphérique

Les codes de dispersion atmosphériques peuvent être classés en trois catégories : les modèles gaussiens, les modèles intégraux, les modèles CFD.

Le modèle Gaussien : il est supposé que l'équation de dispersion est une loi de distribution gaussienne dans l'espace. L'une des hypothèses de base est que le gaz étudié se comporte comme l'air (gaz passif).

Le modèle CFD : ce type de modèles s'attache à résoudre le système d'équations physiques qui gouvernent la dispersion (conservation de la quantité de mouvement, conservation de l'énergie, conservation de la masse).

Le modèle de type intégral : ce type de modèle est basé sur des équations de la mécanique des fluides simplifiées pour permettre une résolution rapide. Cette simplification se traduit par l'introduction de paramètres représentant globalement les mécanismes non modélisés. A cet effet, les coefficients des modèles intégraux sont « calés » sur des expérimentations. Pour la modélisation des nuages de gaz passifs, l'outil intégral utilise un modèle gaussien. Les modèles de type intégral prennent donc en compte, de manière simplifiée (mais rapide), les spécificités relatives à la dispersion de gaz lourds (au contraire des modèles gaussiens). Pour rappel, de nombreux gaz industriels sont des gaz lourds (butane, propane, chlore,...) ou des gaz liquéfiés qui, lors d'un rejet accidentel, sont susceptibles de se comporter comme des gaz lourds (ammoniac,...).

Dans l'objectif d'apporter une réponse à la fois rapide et scientifiquement satisfaisante, cette famille de modèles (modèle intégral) semble à l'heure actuelle la plus appropriée au regard des spécificités liées à la modélisation en situation d'urgence.

De nombreux logiciels de type intégral existent : ALOHA, HGSYSTEM, SLAB, SCIPUFF, PHAST, TRACE,... Le logiciel SLAB semble pouvoir répondre aux exigences du présent travail de recherche. Il s'agit en effet d'un logiciel libre de droit le quel les codes sources sont téléchargeables entre autre à partir du site internet de l'US Environmental Protection Agency (http://www.epa.gov/scram001/dispersion_alt.htm).

SLAB est un exécutable (développé en Fortran) qui lit un fichier texte en entrée et génère un fichier texte en sortie. Ce code ne possède donc pas d'interface facilitant l'automatisation des calculs.

Généralités et principes théoriques de SLAB

Le modèle SLAB [Ermak 1990] est un modèle de dispersion atmosphérique de type intégral, initialement basé sur le concept d'entraînement de l'air dans un nuage de gaz lourd et sur l'effet d'affaissement de celui-ci du fait de la gravité (théorie de Zeman [Zeman 1982]). Le codage informatique et les développements qui ont suivi ont été réalisés par Ermak et Chan ([Ermak 1985], [Ermak 1990]).

SLAB peut être utilisé pour des sources ponctuelles ou surfaciques, et pour des rejets continus ou instantanés. Les sources de rejets accidentels qui peuvent être simulées sont de quatre types : une flaque au sol, un jet horizontal, un jet vertical et un rejet instantané au niveau du sol. Le cas de la flaque est considéré être un cas de rejet monophasique issu d'un processus d'évaporation. Les autres sources considèrent des cas de vapeur ou de mélange de vapeur et de gouttelettes liquides. Bien qu'initialement conçu pour des gaz lourds, il a été adapté pour traiter les gaz neutres et plus légers que l'air.

La dispersion atmosphérique est calculée en résolvant les équations simplifiées, de conservation de la masse, de la quantité de mouvement, d'énergie et d'espèces. Ces équations sont résolues dans l'espace de telle manière que le nuage peut être traité comme un panache stationnaire, une bouffée transitoire ou une combinaison des deux selon la durée du rejet. La description mathématique de la dispersion du gaz lourd (l'effondrement du nuage), ainsi que les processus d'advection et de mélange turbulent sont intégrés directement dans la résolution des équations de conservation. La formation des gouttelettes liquides et leur évaporation sont résolues en supposant l'équilibre thermique. Le mélange vapeur + gouttelettes est traité comme un fluide monophasique où sont négligés la chute des gouttelettes et leur dépôt au sol.

Le calcul de l'évolution géométrique par le modèle SLAB est représenté sur la Figure 22.

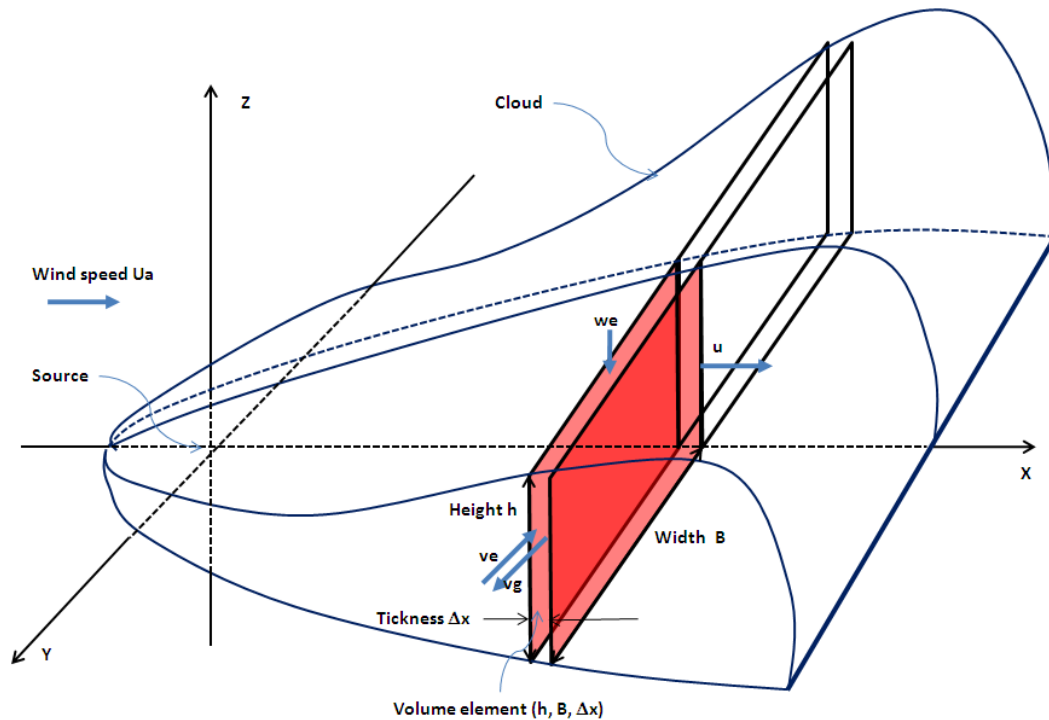


Figure 22 : Calcul de l'évolution du nuage par la méthode intégrale

Le modèle calcule et fournit, en fonction du temps, un champ tridimensionnel de concentrations moyennées sur une période précisée par l'utilisateur. Il permet aussi d'accéder aux dimensions du nuage. L'utilisation du modèle est limitée à un terrain plat sans présence d'obstacles.

Evaluation du modèle SLAB par des tiers experts

L'évaluation du modèle de SLAB par des tiers experts a été suivie de publications : [Hanna 1993], [Touma 1995], [Brighton 1994]. L'étude de Hanna [Hanna 1993] montre que le programme SLAB est relativement performant pour tous les types de rejets de gaz analysés. En effet SLAB fait partie des modèles :

- avec les meilleures statistiques de comparaisons (au même titre que PHAST, TRACE, GASTAR,...) entre les prédictions et les mesures au niveau des maximums de concentration pour les rejets de gaz lourds,
- les mieux notés au niveau du calcul de la largeur du panache pour les rejets continus. On notera toutefois que les modèles de type gaz lourd tels que SLAB, DEGADIS et HGSYSTEM montrent une tendance à amplifier l'effet gaz lourd en surestimant la largeur du panache et en sous-estimant la hauteur de celui-ci pour les points proches de la source.

La comparaison par rapport aux données expérimentales met en évidence que SLAB a tendance :

- pour les rejets continus de gaz lourds, à sous-estimer les mesures d'un facteur inférieur à 2,
- pour les rejets instantanés de gaz lourds, à sous-estimer les mesures d'un facteur égal à 2,
- pour les rejets continus de gaz neutres, à sur-estimer les mesures d'un facteur égal à 2.

L'évaluation réalisée par Touma [Touma 1995] conclue, sur la base des calculs de performance au niveau des concentrations et de la largeur des panaches, que la représentation des modèles est variable et qu'aucun des modèles évalués ne présente une bonne représentation pour les trois bases de données expérimentales testées.

Une fois estimé le champ de concentration en gaz dans temps et dans l'espace, il est possible d'en déduire les distances d'effet.

6.5. Distances d'effets

6.5.1. Distances d'effets générées par un nuage toxique

Les effets générés par l'inhalation d'un produit toxique donné sont fonction de deux variables : la concentration du produit et de la durée d'exposition.

Dans le cas d'un rejet continu, la durée d'inhalation dépend très fortement de la durée du rejet déduite du débit massique et de la masse initiale de produit.

Dans le cas d'une bouffée, en tout point sur l'axe de déplacement de la bouffée, la durée d'inhalation est prise égale à la durée de passage de la bouffée en ce point.

Les champs de concentration sont comparés aux valeurs seuil de toxicité issues des fiches de toxicité aigüe de référence (Valeurs Seuils de Toxicité Aigües ou VSTAF). Les effets sélectionnés sont les effets irréversibles et les premiers effets létaux (CL1%).

Dans le cas où la durée d'exposition est comprise entre deux valeurs de durée renseignées dans la fiche de toxicité, une interpolation logarithmique est réalisée afin d'en déduire une nouvelle valeur seuil. Dans le cas où la durée d'exposition est inférieure à la dernière durée renseignée dans la fiche, la valeur seuil utilisée est celle correspondant à la plus petite durée renseignée.

6.5.2. Distances d'effets générées par un nuage explosible

Il existe plusieurs méthodes permettant d'estimer les effets de pression d'un UVCE : équivalent TNT, déflagrations sphériques à vitesse de flamme constante ou variable, méthode multi-énergie,...

Compte tenu du fait que la méthode multi-énergie a été spécifiquement développée pour retranscrire les effets de pression générés par l'explosion d'un nuage de gaz à l'air libre et de sa relative simplicité, cette méthode est choisie.

Une fois la modélisation de la dispersion atmosphérique effectuée, la masse explosible est estimée par intégration volumique à divers instants (du début du rejet jusqu'à sa phase stationnaire dans le cas d'un rejet continu ou jusqu'à disparition de tout volume inflammable par dilution avec l'air dans le cas de rejet instantané). A chaque instant, sur la base de la masse explosible et des courbes de la méthode multi-énergie, le champ de surpression est estimé en supposant que le centre de l'explosion se situe au centre du nuage explosible [GTGPL 2006].

Les champs de surpression sont comparés aux valeurs seuils issues de la réglementation française relative aux effets de surpression, soit 50 et 140 mbar (seuils des effets irréversibles et létaux), en découlent alors deux zones opérationnelles théoriques.

SYNTHESE

Il a été construit un modèle d'évaluation dédié à l'urgence et permettant l'automatisation des calculs de distances d'effet. Ce modèle est basé sur un certain nombre de principes : les données d'entrée du modèle sont des données pouvant être déduites d'observations « terrain », les données de sortie sont des distances d'effet, le nombre de données d'entrée est minimisé, les méthodes et modèles sélectionnés ont des temps de calculs rapides, mais retranscrivent le plus fidèlement possible la physique des phénomènes.

Pour un gaz liquéfié sous pression, le débit d'alimentation est estimé en trois étapes successives. La première étape consiste à évaluer le débit massique directement en sortie de la brèche en se basant sur la formule de Bernoulli. La deuxième étape consiste à déterminer le taux de flash thermique au moyen de la formule de détente isenthalpique. La dernière étape consiste en l'estimation du taux d'aérosols vaporisés obtenue au moyen d'une formule empirique dépendant directement du taux de flash (méthode issue des travaux du VTT).

Concernant la dispersion atmosphérique, après une analyse des avantages / inconvénients des trois grandes catégories de codes de dispersion atmosphérique (modèles gaussiens, modèles intégraux, modèles CFD), dans l'objectif d'apporter une réponse à la fois rapide et scientifiquement satisfaisante, les modèles de type intégral semblent actuellement les plus appropriés au regard des spécificités liées à la modélisation en situation d'urgence. De nombreux logiciels de type intégral existent. Le logiciel SLAB, disponible sur le site internet de l'U.S. Environmental Protection Agency a été choisi comme noyau de calcul car répondant aux critères suivants : robustesse, rapidité de calcul et validation scientifique.

Une fois le champ de concentration en gaz estimé dans l'espace et le temps, il reste à en évaluer ses effets. Dans le cas d'un nuage toxique par inhalation, ces effets sont estimés sur la base de la dose inhalée qui est comparée à des doses estimées au moyen des valeurs seuil de toxicité issues des fiches de toxicité aiguë de référence. Dans le cas d'un nuage inflammable, une fois la modélisation la dispersion effectuée, il est estimé à divers instants la masse explosible par intégration volumique. Pour chacun de ces instants, sur la base de courbes reliant (de manière plus ou moins directe) une surpression à une distance « réduite », il est reconstitué un champ de surpressions. Dans le présent travail de recherche, il a été choisi d'utiliser les courbes de la méthode multi-énergie tout en supposant une explosion au centre du nuage inflammable.

Chapitre 7 : Principes méthodologiques de l'étude de sensibilité

-
- 7.1. Objectifs de la méthode d'analyse de sensibilité
 - 7.2. Etude de sensibilité locale, globale ou screening ?
 - 7.3. Mise en œuvre de la méthode de Morris
 - 7.4. Couplage méthode de Morris / étude de sensibilité locale
 - 7.5. Sources et formes d'incertitude analysées
 - 7.6. Variables à renseigner et hypothèses sur les intervalles de variation associés
 - 7.7. Plages de valeurs des paramètres d'entrée du modèle
-

7.1. Objectifs de la méthode d'analyse de sensibilité

Afin de mieux comprendre le comportement du modèle dans sa globalité (des variables d'entrée à la distance d'effet), il est proposé d'élaborer une méthodologie d'analyse de sensibilité.

Le premier objectif de cette analyse est de hiérarchiser chaque variable d'entrée en fonction de son degré d'influence sur le résultat final. Cette hiérarchisation peut avoir, au moins en théorie, deux finalités. Dans le cas des variables d'entrée ayant un faible poids sur le résultat final, il est peut-être possible de leur fixer une valeur pertinente. Ce faisant, l'effort consistant, en urgence, à renseigner l'ensemble du vecteur d'entrée pour *in fine* réaliser la modélisation, s'en trouve allégé. A l'inverse, dans le cas des variables d'entrée ayant un poids très important sur le résultat final, il est impératif d'obtenir leurs valeurs de manière la plus précise possible (questionnaire approprié,...). Dans le cas où, de par leur nature, le renseignement précis de la valeur est quasiment impossible, une stratégie de modélisation spécifique devra être mise en place.

Le deuxième objectif est de mettre en évidence des variables d'entrée ayant une degré d'influence remarquable : influence très importante, contre-intuitive (poids semblant trop faible ou trop fort), non homogène. Ces variables, si elles existent, feront l'objet d'une étude de sensibilité spécifique afin d'analyser l'éventuelle non monotonie sur la sensibilité du résultat final (distance d'effets).

7.2. Etude de sensibilité locale, globale ou screening ?

Dans le cas d'un modèle complexe, seule une étude de sensibilité globale permet de mieux comprendre le comportement du modèle sur l'ensemble de son domaine. Ce type d'étude, quand le nombre de paramètres d'entrée est élevé, est impossible à mener de manière non automatisée (trop d'expériences à mener).

Une étude de sensibilité locale est opérationnellement envisageable, mais elle nécessite le gel de l'ensemble des autres variables d'entrée à une valeur fixe. Ce faisant, cette variable peut être testée dans un domaine qui peut ne pas être représentatif du domaine global.

Il a donc été choisi de mener (au moins dans un premier temps) l'étude de sensibilité au moyen d'une méthode de screening dite de Morris qui permet avec un minimum d'expériences d'évaluer la sensibilité de chaque variable sur l'ensemble du domaine expérimental.

7.3. Mise en œuvre de la méthode de Morris

Les résultats de cette méthode sont des graphes où chaque variable testée est positionnée selon la valeur du couplet (μ, σ) . L'influence des variables est déduite de manière visuelle à partir de ces graphes. Dans le cas où une ou plusieurs variables ont une influence très forte par rapport aux autres variables, compte tenu du facteur d'échelle, ces dernières sont toutes positionnées à l'origine

du graphe sans qu'il soit possible de les distinguer. Par conséquent, la méthode de Morris est appliquée en deux étapes.

Lors de la première étape, la méthode de Morris est appliquée à l'ensemble des variables. Cette première étape permet de catégoriser les variables en deux familles : les variables « très » influentes (variables de type 1) et les autres.

Lors de la deuxième étape, le ou les variables les plus influentes sont exclues de l'étude de sensibilité. Il leur est alloué deux valeurs. A chaque valeur fixée correspond un sous domaine expérimental auquel est de nouveau appliquée la méthode de Morris. Le but de cette étape est donc de mettre en évidence la sensibilité du modèle à des variables d'entrée (variables de type 2) dont l'influence aurait pu être masquée par les variables « très influentes » (variables de type 1).

Le résultat de cette phase est donc la hiérarchisation de chaque variable d'entrée en fonction de son degré d'influence sur le résultat final. Dans le cas d'une variable très peu influente, sa valeur pourra être fixée et *in fine*, cette variable pourra être « exclue » de la liste des variables d'entrée.

7.4. Couplage méthode de Morris / étude de sensibilité locale

Les résultats obtenus au moyen de la méthode de Morris sont analysés graphiquement. Il n'est pas trivial, sur la base des graphiques (μ , σ) d'estimer de manière quantitative la sensibilité d'un paramètre. C'est pourquoi, à cette première analyse, est couplée pour chaque variable influente une étude de sensibilité locale qui a pour objectifs de :

- Confirmer (ou infirmer) le niveau de sensibilité du modèle au paramètre testé. Pour chaque paramètre testé, sur l'ensemble de son intervalle de valeurs, un coefficient de sensibilité local sera estimé et comparé à la valeur de 0,5. Ce faisant, il sera possible de déterminer si ce paramètre est influent et si oui, s'il l'est sur une partie ou sur l'ensemble de son domaine de validité.
- Estimer le domaine de variation du résultat final. Cette estimation se basera de manière intuitive sur les valeurs minimales et maximales des distances d'effet.
- Analyser le degré de continuité et de monotonie (fonction croissante ou décroissante) de la réponse du modèle à la variable d'entrée testée.

7.5. Sources et formes d'incertitude analysées

L'analyse des sources d'incertitude et de la nature des données opérationnelles disponibles en situation d'urgence permet d'identifier dès à présent et de manière « explicite » les sources et formes d'incertitude qui seront traitées dans le présent travail de recherche et celles qui en seront exclues.

De fait, les incertitudes liées aux modèles ne seront plus traitées. Il est ainsi supposé que le modèle informatique (ou plutôt la succession de modèles) utilisé évalue de manière parfaite, à condition d'avoir renseigné les bons paramètres d'entrée, les champs de concentration ou de surpression. Sachant cette hypothèse fautive, il est toutefois tenté de minimiser son influence en choisissant de manière pertinente les modèles les plus performants.

Les incertitudes liées au contexte et à la réinterprétation des modélisations pour effectuer un zonage opérationnel ne sont pas abordées. On suppose ces incertitudes être maîtrisées par le gestionnaire de la situation d'urgence.

Enfin, il est supposé que le résultat attendu des modélisations n'est pas une zone à l'intérieur de laquelle l'occurrence d'un effet seuil est prévisible mais une zone à l'intérieur de laquelle une réponse opérationnelle théorique peut être envisagée. A titre d'exemple, notre problématique n'est donc pas de savoir si dans la zone CL5%, il y aura effectivement en bord de zone 5% de morts mais de fournir aux services de secours une zone dans laquelle il sera décidé, par exemple, d'évacuer l'ensemble des personnes présentes. Ce faisant, les incertitudes relatives aux valeurs seuils ne sont plus considérées. La Figure 23 reprend de façon schématique les différentes sources et formes d'incertitudes identifiées.

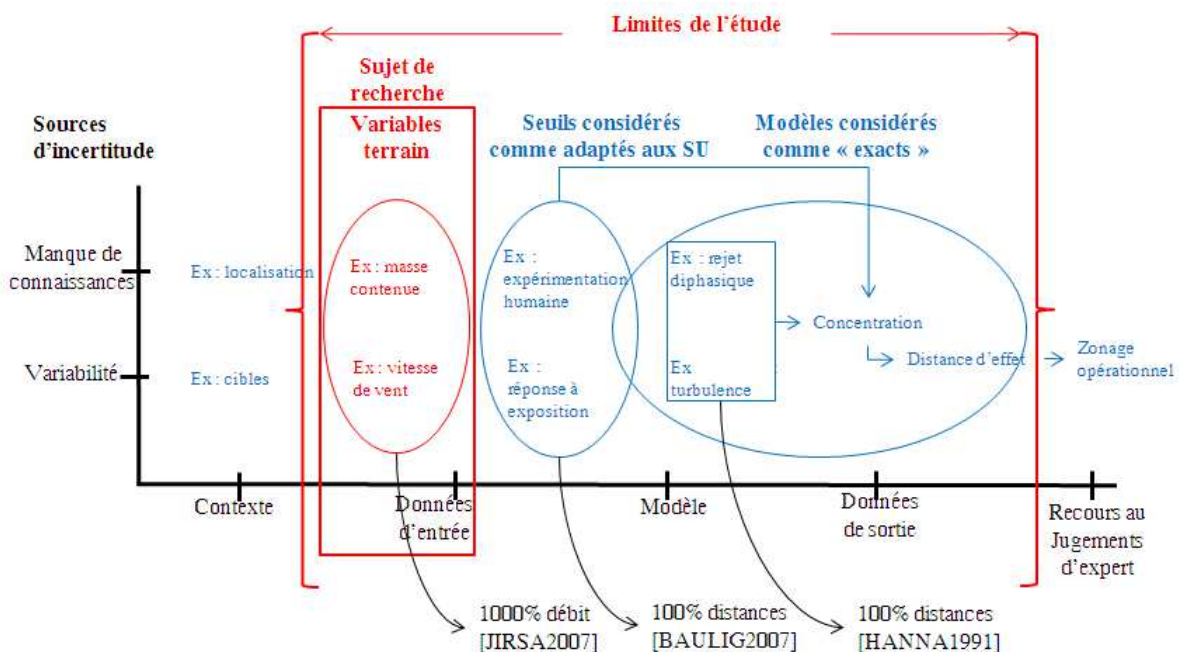


Figure 23 : Sources et formes d'incertitude analysées

Au regard de toutes ces exclusions, on pourrait être tenté de s'interroger sur la pertinence de vouloir étudier en détail l'influence d'une seule source d'incertitude (les variables d'entrée). Toutefois, le niveau d'incertitude total est le résultat du cumul de l'ensemble des incertitudes. Réduire l'une de ses composantes, et ce quel que soit son poids, revient donc à réduire le niveau

d'incertitude du résultat final. De plus, il apparaît que l'incertitude sur les résultats de modélisation a pour principale origine l'incertitude sur les données d'entrée. [JIRSA 2007] suppose qu'une amplitude de 1000% pourrait être atteinte dans le calcul de débit à la brèche en fonction des données d'entrée utilisées.

A titre indicatif, [Hanna 1993] a montré que pour des modèles de type intégral les résultats, en termes de concentration, pouvaient varier dans un rapport 1 à 2. Enfin, [Baulig 2007] a démontré que l'incertitude intrinsèque à l'estimation des valeurs de seuils toxiques pouvait générer une variation des distances d'effets dans un rapport 1 à 2.

7.6. Variables à renseigner et hypothèses sur les intervalles de variation associés

7.6.1. Liste directe des données d'entrée du modèle

Sur la base du modèle construit, une liste minimale de données d'entrée permettant de décrire la situation à modéliser est établie (Table 4) :

Variable	Unité	
Produit	Du produit, il est déduit : • La masse molaire (et donc la masse volumique gaz) • La masse volumique liquide • Les chaleurs spécifiques gaz et liquide • L'enthalpie de vaporisation • Les températures d'ébullition et critique • La pression de vapeur saturante • Le rapport des chaleurs spécifiques	1
Masse (ou volume) initiale de produit	kg	2
Si liquide : rayon de nappe Si gaz ou gaz liquéfié : rayon de brèche	m	3
Hauteur de produit par rapport à la brèche	m	4
Hauteur du rejet par rapport au sol	m	5
Température ambiante	K	6
Vitesse de vent	m/s	7
Classe de stabilité	Pasquill	8
Hauteur de rugosité	m	9
Si produit explosible : indice multi-énergie	Indice allant de 1 à 10	10

Table 4 : Liste minimale de données d'entrée

7.6.2. Liste de variables indépendantes

Les méthodes d'analyse de sensibilité reposent, pour la plupart, sur l'hypothèse que les variables d'entrée du modèle à étudier sont indépendantes.

Dans la liste précédemment établie, la classe de stabilité et la vitesse de vent ne sont pas indépendantes. En effet, la classe de stabilité est une traduction simplifiée de la turbulence atmosphérique. La turbulence a deux origines, l'une thermique et l'autre mécanique :

- La vitesse de vent permet d'évaluer la turbulence d'origine mécanique,
- L'indice de rayonnement (solaire et infrarouge), fonction de la position astronomique du soleil (heure dans l'année) et de la couverture nuageuse (nébulosité en 1/8) permettent d'évaluer la turbulence d'origine thermique.

La turbulence mécanique est prépondérante par vent fort et a tendance à rendre l'atmosphère thermiquement neutre. La turbulence thermique conduit à de fortes instabilités lorsque le sol est surchauffé et que le vent laisse s'établir la convection naturelle.

Cette dépendance est mise en évidence dans la méthode d'estimation de la classe de stabilité établie par Turner [Turner 1970] et retranscrite en Table 5 :

Vitesse du vent (à 10 m)	Jour			Nuit	
	Rayonnement solaire incident			Modérément couvert ou nébulosité comprise entre 4/8 et 7/8	Nébulosité <3/8
m/s	Fort	Modéré	Faible		
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Table 5 : Dépendance vitesse de vent / classe de stabilité

On constate donc que pour une classe de vitesse de vent donnée (par exemple 6 m/s), certaines classes de stabilité ne sont pas possibles (A, B, E et F ne peuvent être observées).

L'idée est donc de remplacer la classe de stabilité par un minimum d'autres variables indépendantes (entre elles et la vitesse de vent) permettant la détermination de la classe de stabilité qui reste une variable à renseigner.

La méthode présentée retenue est une simplification de la méthode dite « Nébulosité-Vent » qui se base sur cinq tableaux suivants [RIVM 1992] (Table 6) :

		Jour – Hiver							
Nébulosité	8	D	D	D	D	D	D	D	D
	7	D	D	D	D	D	D	D	D
	6	B	B	C	C	C	D	D	D
	5	B	B	C	D	C	C	D	D
	4	B	B	B	C	C	C	D	D
	3	B	B	B	C	C	C	C	D
	2	B	B	B	B	C	C	C	D
	1	A	A	B	B	B	B	C	D
	0	A	A	B	B	B	B	C	D
		0	1	2	3	4	5	6	>6
		Vitesse du vent							

		Jour – Printemps							
		D	D	D	D	D	D	D	D
		D	D	D	D	D	D	D	D
		B	B	C	C	C	C	D	D
		B	B	B	C	C	C	D	D
		B	B	B	B	C	C	D	D
		A	A	B	B	B	C	C	D
		A	A	A	B	B	B	C	D
		A	A	A	B	B	B	C	C
		A	A	A	B	B	B	C	C
		0	1	2	3	4	5	6	>6
		Vitesse du vent							

		Jour - Eté							
		D	D	D	D	D	D	D	D
		D	D	D	D	D	D	D	D
		B	B	B	B	C	C	D	D
		B	B	B	B	B	C	C	D
		A	A	B	B	B	C	D	D
		A	A	A	B	B	C	C	D
		A	A	A	B	B	B	C	C
		A	A	A	A	B	B	C	C
		A	A	A	A	B	B	C	C
		0	1	2	3	4	5	6	>6
		Vitesse du vent							

		Jour – Automne							
Nébulosité	8	D	D	D	D	D	D	D	D
	7	D	D	D	D	D	D	D	D
	6	B	B	C	C	C	D	D	D
	5	B	B	C	C	C	C	D	D
	4	B	B	B	B	C	C	D	D
	3	A	B	B	C	C	C	D	D
	2	A	A	B	B	B	C	C	D
	1	A	A	B	B	B	B	C	D
	0	A	A	B	B	B	B	C	D
		0	1	2	3	4	5	6	>6
		Vitesse du vent							

		Nuit						
		D	D	D	D	D	D	D
		D	D	D	D	D	D	D
		F	F	E	D	D	D	D
		F	F	E	E	D	D	D
		F	F	F	E	D	D	D
		F	F	F	E	E	D	D
		F	F	F	F	E	D	D
		F	F	F	F	E	E	D
		F	F	F	F	E	E	D
		0	1	2	3	4	5	>5
		Vitesse du vent						

Table 6 : Correspondance nébulosité, vitesse de vent, saison / classe de stabilité

Il devient donc possible de remplacer la classe de stabilité par trois paramètres connus ou observables : la saison, la période de la journée et la nébulosité.

Notion sur la nébulosité

L'indice de nébulosité correspond à la fraction de la voûte céleste occupée par des nuages. La nébulosité se mesure en octas. Un octa représente 1/8^{ème} de la voûte céleste. Des dénominations courantes d'intervalles de valeurs de la nébulosité sont associées à la description de l'état du ciel.

Cinq types de ciel sont fréquemment distingués et présentés en Table 7 :

Dénominations	Octa(s)
Ciel clair entièrement ou presque entièrement dégagé	1
Ciel peu nuageux que l'on juge largement dégagé malgré la présence effective de nuages	1 à 3
Ciel assez nuageux que les nuages recouvrent pour moitié	4 à 5
Ciel très nuageux qui est recouvert en grande majorité de nuages	6 à 7
Ciel couvert entièrement occulté par les nuages	8

Table 7 : Correspondance observation du ciel / octa(s)

Liste finale de variables

La liste complète de données de variables d'entrée du modèle d'évaluation des distances d'effets est donnée dans la Table 8 :

Variable	Unité	
Produit	(-)	1
Masse (ou volume) initiale de produit	kg (ou m ³)	2
Si produit liquide : rayon de nappe Si gaz ou gaz liquéfié : rayon de brèche	m	3
Hauteur de produit par rapport à la brèche	m	4
Hauteur du rejet par rapport au sol	m	5
Saison	Printemps, été, automne, hiver	6
Période de la journée	Jour / Nuit	7
Température ambiante	K	8
Vitesse de vent	m/s	9
Nébulosité	Sans unité (0 à 8)	10
Hauteur de rugosité	m	11
Si explosible : indice multi-énergie	Indice allant de 1 à 10	12

Table 8 : Liste finale des données d'entrée

7.7. Plages de valeurs des paramètres d'entrée du modèle

Les résultats de l'étude de sensibilité dépendent, entre autre, de la plage de valeurs des paramètres d'entrée.

Produit (1). Dans le cas d'une fuite d'un fluide, deux principaux types d'effet sont redoutés : les effets toxiques et explosibles. Deux fluides sont choisis : l'un explosible, l'autre toxique.

Ce fluide peut, aux conditions normales, être liquide ou gazeux. Dans le cas d'un produit liquide, le débit dépend essentiellement de la taille de nappe formée. Dans le cas d'un produit gazeux, le débit dépend essentiellement de la taille de brèche. Il est relativement aisé de trouver des tailles de brèche standard dans le cas du transport terrestre. Ces tailles de brèche se basent, dans la plupart du temps, sur la taille nominale du plus gros piquage de la citerne. La fréquence d'occurrence associée est fonction décroissante du rapport section de la brèche / section du plus gros piquage. Il est plus difficile de trouver ce même genre d'information dans le cas d'une nappe générée suite à un accident. Cette difficulté peut s'expliquer par le fait qu'en plus de la taille de brèche, la surface de nappe dépend de plusieurs autres paramètres : le produit (viscosité, densité,...), la topographie du lieu de l'accident (pente, nature du sol, ...) et de la quantité de produit contenu. Si l'on ajoute à cela que dans la majorité des cas, le débit d'alimentation d'un nuage est plus important dans le cas d'un gaz que d'un liquide, il a été choisi d'étudier un fluide, qui aux conditions normales de pression et de température, est à l'état gazeux. Enfin, sur la base des deux critères définis précédemment (type de risque, état), les deux gaz choisis doivent être des gaz suffisamment courants pour être représentatifs statistiquement du risque toxique et explosible. Par conséquent, les deux produits sélectionnés sont : **l'ammoniac** (risque toxique) et **le propane** (risque explosible).

Masse (ou volume) de produit (2). Dans le cas des installations fixes, établir un intervalle de valeurs possibles de volume de stockage représentatifs ne paraît pas pertinent. En effet, pour un produit donné, les volumes de stockages présents sur les sites industriels concernés sont extrêmement variables. Dans le cas du transport de matière dangereuse, cette dispersion de valeurs des volumes stockés (et transportés) est réduite. En effet, la réglementation relative au transport de matières dangereuses fixe des valeurs maximales de chargement en fonction du produit et du mode de transport (ADR pour le transport routier [UNECE 2009], RID pour le transport ferroviaire [OTIF]). En comparaison du trafic routier, le fret ferroviaire maximise les quantités transportées, il est donc privilégié le mode de **transport ferroviaire**. Sur la base des informations trouvées auprès des transporteurs ferroviaires de matières dangereuses [ERMEWA], la plage de valeurs des volumes de produits est comprise entre 45 m³ et 123 m³.

Taille de brèche (3). Définir un intervalle de tailles de brèche à la fois statistiquement représentatif et d'amplitude restreinte est peu aisé. Un certain nombre d'ouvrages et rapports font référence à des tailles de brèche standard dans le cas d'accidents impliquant des wagons citernes [Delvosalle 2004]

[Hubert 1990] [LeBail 1993] [HSC 1991] [Lautkaski 1977] [RIVM 2006] [Lannoy 1984]. Ces tailles de brèches « standard » sont ensuite utilisées dans des outils de type QRA [Bonvicini 1998] [Oggero 2006] [Spadoni 1995] [Leonelli 1999] [Bubbico 2000] [Milazzo 2002] [Milazzo 2010] qui, généralement, ont comme produit de sortie des courbes F/N. Malgré une littérature qui semble abondante sur ce sujet, il n'en demeure pas moins que l'origine des tailles de brèche et leur représentativité statistique demeurent souvent obscures. De plus, dans certains cas, ces tailles de brèche ne sont, en toute rigueur, applicables qu'à des wagons à quai à l'intérieur d'une installation fixe.

Le purple book [RIVM 2006] indique dans le chapitre relatif au transport ferroviaire que la taille de brèche sur wagon à considérer dans une étude de type QRA est de 3''. La distinction wagon, hors site / *in situ*, est faite par une adaptation de la fréquence d'occurrence de la fuite. La taille de brèche reste inchangée (3'').

Le rapport du VTT [Lautkaski 1977] présente de manière explicite en Table 9 des tailles de brèche type tout en leur allouant une fréquence d'apparition. Les résultats de cette étude se basent sur une analyse des accidents survenus sur des wagons de chlore :

	Fuite sur vanne	Rupture de vanne	Brèche de taille moyenne	Grande brèche	Total
Impact en général	$2,1.10^{-3}$	1.10^{-3}	$3,5.10^{-4}$	$1,2.10^{-4}$	$3,6.10^{-3}$
Collision latérale	$7,8.10^{-5}$	$3,9.10^{-5}$	$1,5.10^{-5}$	$4,0.10^{-6}$	$1,4.10^{-4}$
Impact sur groupe de soupapes	$3,9.10^{-3}$	$5,6.10^{-4}$	$7,4.10^{-5}$	$2,1.10^{-5}$	$4,6.10^{-3}$
Perforation	$9,6.10^{-6}$	$9,6.10^{-7}$			$1,1.10^{-5}$
Total des dommages mécaniques	$6,1.10^{-3}$	$1,6.10^{-3}$	$4,4.10^{-4}$	$1,5.10^{-4}$	$7,9.10^{-3}$
Autres types de dégâts	$5,5.10^{-3}$	$8,5.10^{-4}$	$1,2.10^{-5}$	$1,2.10^{-6}$	$9,3.10^{-3}$
Total	$1,5.10^{-2}$	$2,5.10^{-3}$	$4,5.10^{-4}$	$1,5.10^{-4}$	$1,7.10^{-2}$
Diamètre équivalent de brèche (mm)	3	10	30	> 100	

Table 9 : Diamètre de brèche / fréquence d'observation sur wagon [Lautkaski 1977]

Le rapport HSC [HSC 1991] indique en appendice 8 et 9 qu'il est estimé que 90% des fuites ont comme origine une brèche d'un diamètre équivalent à 50 mm et que 10% des fuites sont de type relâchement instantané (diamètre équivalent à 100 mm).

Sur la base de ces trois documents, le diamètre maximal de brèche est fixé à 80 mm. Cette taille de brèche a le triple avantage :

- D'être en accord avec la valeur préconisée par le purple book,
- D'être, semble-t-il, représentatif statistiquement des tailles de brèche pouvant être rencontrées sur des wagons en cas de fuite [Lautkaski 1977],
- De correspondre au scénario de rupture de bras de déchargement lors d'une opération de vidange d'un wagon ayant déraillé. En effet, les piquages en phase liquide des wagons ont, dans la plupart des cas, des diamètres de 80 mm.

Le diamètre minimal de brèche se base sur l'Arrêté du 18 décembre 2009 [MEEDM 2009] qui préconise, dans les gares de triage d'étudier, comme événement type une fuite de diamètre égal à 5 mm. Ce diamètre correspond approximativement au diamètre équivalent d'une fuite sur valve [Lautkaski 1977].

Hauteur de produit par rapport à la brèche (4)/ Hauteur du rejet par rapport au sol (5). Les valeurs maximales de ces deux hauteurs sont déduites du diamètre d'une citerne ferroviaire (3 m [VTG]). La hauteur minimale est elle fixée à 0 m (rejet au niveau du sol).

Saison (6) / Période de la journée (7). Comme indiqué en chapitre 7.6.2, les périodes temporelles sont déduites des tableaux permettant la correspondance entre le triplet (nébulosité, vitesse de vent, saison) et la classe de stabilité. Les tableaux « Printemps / Eté » et « Automne / Hiver » étant très proches, *in fine*, les périodes temporelles étudiées sont les suivantes : {(Automne-Hiver, Jour) ; (Printemps-Eté, Jour) ; (Nuit)}.

Température (8). La température ambiante est corrélée géographiquement (dans notre cas au lieu de l'accident) et temporellement (quand se déroule l'accident : période du jour et de l'année). Afin de tenir compte de ces corrélations, la plage de température utilisée dépendra du cas choisi (saison et période du jour) tout en faisant l'hypothèse que l'accident a lieu en France. Les températures basses et hautes sont déduites de l'ouvrage suivant [CSTB 1987].

Dans cet ouvrage, les températures sont moyennées sur 24 h et mesurées entre 18 h et 18 h à J+1 dans les zones non montagneuses. Les valeurs extrémales horaires sont donc moyennées. Les données à notre disposition sont présentées en Table 10 :

	Janvier	Avril	Juillet	Octobre
$T_{\max}$	14 °C	19 °C	31 °C	22 °C
$T_{\min}$	-3 °C	3 °C	11 °C	4 °C
$T_{\text{moy}} = (T_{\max} + T_{\min})/2$	6 °C	11 °C	21 °C	13 °C

Table 10 : Min et max des températures moyennes quotidiennes

La température minimale observée se produit le plus souvent vers le lever du jour ou dans l'heure qui suit. La température maximale est observée, en général, en journée. Les bornes des intervalles de températures sont déduites au moyen des formules présentées en Table 11 :

	printemps-été	automne-hiver	nuît
T°C max	Max ($T_{\max}$ avril ; $T_{\max}$ T _{max})	Max ($T_{\max}$ janvier ; $T_{\max}$ Octobre)	Max (T_{moy} janvier ; T_{moy} avril ; T_{moy} juillet ; T_{moy} octobre)
T°C min	Min ($T_{\min}$ avril ; $T_{\min}$ Juillet)	Min ($T_{\min}$ janvier ; $T_{\min}$ Octobre)	Min ($T_{\min}$ janvier ; $T_{\min}$ avril ; $T_{\min}$ juillet ; $T_{\min}$ octobre)

Table 11 : Règles de correspondance températures mesurées / bornes d'étude

Les intervalles de températures ainsi obtenus sont donnés dans la Table 12 :

	printemps-été	automne-hiver	nuît
T°C max	31 °C	22 °C	21 °C
T°C min	3 °C	-3 °C	-3 °C
ΔT	28 °C	25 °C	24 °C

Table 12 : Premier tableau des bornes de températures

Afin de faciliter l'inter-comparaison des résultats de l'étude de sensibilité pour différentes périodes de la journée et de l'année, il est préférable, d'avoir pour une même variable, des intervalles d'amplitude identique. Au final, les intervalles de températures utilisés sont donnés en Table 13 :

	printemps-été	automne-hiver	nuît
T°C max	32 °C	25 °C	25 °C
T°C min	2 °C	-5 °C	-5 °C
ΔT	30 °C	30 °C	30 °C

Table 13 : Tableau final des bornes de températures

Vitesse de vent (9). Il semblerait logique de fixer la borne minimale à 0 m/s. Toutefois, utiliser dans les calculs de dispersion une vitesse inférieure à 1 m/s génère une surestimation importante des champs de concentration [USEPA 1984] [Lines 1997]. Les vents inférieurs à 1 m/s sont donc assimilés à des vents de 1 m/s qui devient la borne minimale de la vitesse de vent.

La limite supérieure de la vitesse de vent pour l'étude de sensibilité a été fixée à 9 m/s. Cette vitesse de vent est statistiquement représentative des fortes vitesses de vent observées sur le territoire français comme représenté en Figure 26 (même dans les régions où le vent est le plus fort comme la région Nord [Paul 1990]) et couvre tous les couples (vitesse de vent, classe de stabilité) utilisés pour décrire les conditions météorologiques se basant sur l'approche de Pasquill.

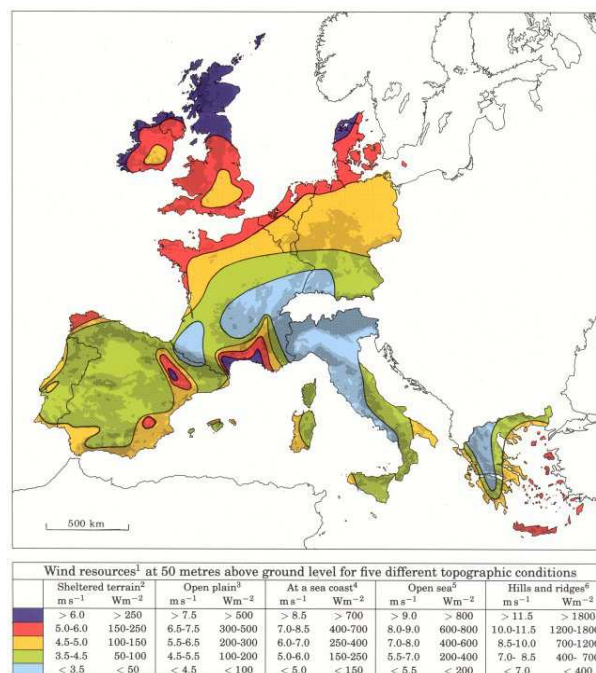


Figure 24 : Ressource en vent en Europe [RNL 1989]

Nébulosité (10). Il s'agit donc d'une valeur discrète qui a comme borne minimale 0 et borne maximale 8.

Hauteur de rugosité (11). A différents types de surface correspondent des hauteurs de rugosité comme le montre la Table 14 [RIVM 2005] :

Type terrain	Exemple	Hauteur rugosité (m)
Terrain plat	Plaine avec arbres dispersés	0,03 m
Terrain agricole	Aéroport, champs, vergers	0,1 m
Zone maraîchère	Zones de serres, habitat dispersé, maisons éparpillées	0,3 m
Zone résidentielle	Zones denses de bâtiments bas, forêts, sites industriels sans obstacles importants	1,0 m
Zone urbaine	Villes avec bâtiments importants, site industriel avec obstacles importants	3,0 m

Table 14 : Correspondance type de terrain / hauteur de rugosité

Après discussion avec les modélisateurs de l'INERIS, il s'avère que les hauteurs de rugosité extrêmes (0,03 et 3,0 m) ne sont, en pratique, « jamais » utilisées. L'intervalle de variation de la hauteur de rugosité a donc été pris égal à [0,1 m ; 1,0 m].

Indice multi-énergie (12). L'indice est une valeur entière allant, par pas de 1, de 1 à 10. Cet indice de violence correspond au niveau de surpression maximal produit par l'explosion (exemple : un indice 1 correspond à une surpression initiale de 0,01 bar, un indice 10 correspond à une surpression initiale de 10 bars). Tous les indices strictement inférieurs à 3 ne permettent pas d'atteindre la première valeur seuil étudiée (50 mbar). Par conséquent, l'indice minimal est fixé à 3. Les courbes d'indice supérieur ou égal à 6 sont confondues pour les niveaux de pression inférieurs à 0,2 bar (200 mbar), surpression supérieure aux deux seuils de surpression utilisés (50 et 140 mbar). Par conséquent, l'indice maximal est fixé à 6.

Synthèse

Les intervalles de valeurs utilisés dans l'étude de sensibilité sont rappelés en Table 15 :

Variable	Intervalle	
Produit	{Ammoniac ; Propane}	1
Volume initiale de produit	[45 m ³ ; 123 m ³]	2
Diamètre de brèche	[5 mm ; 80 mm]	3
Hauteur de produit par rapport à la brèche	[0 m ; 3 m]	4
Hauteur du rejet par rapport au sol	[0 m ; 3 m]	5
Période de la journée	{Jour ; Nuit}	6
Saison	{Automne – Hiver ; Printemps – Eté}	7
Vitesse de vent	[1 m/s ; 9 m/s]	8
Température ambiante	Automne – Hiver : [-5 °C ; 25 °C] Printemps – Eté : [2°C ; 32°C] Nuit : [-5 °C ; 25 °C]	9
Nébulosité	{0 ; 1 ; 2 ; 3 ; 4 ; 5 ; 6 ; 7 ; 8}	10
Hauteur de rugosité	[0,1 m ; 1 m]	11
Si explosible : indice multi-énergie	{3 ; 4 ; 5 ; 6}	12

Table 15 : Intervalles de valeurs utilisés dans l'étude de sensibilité

SYNTHESE

Dans le but de caractériser le comportement du modèle, il lui est appliqué une étude de sensibilité. Cette étude a un double objectif : hiérarchiser chaque variable d'entrée en fonction de son degré d'influence sur le résultat final ; mettre en évidence des variables d'entrée ayant une degré d'influence remarquable (influence très importante, contre-intuitive, non homogène).

L'étude de sensibilité permet d'étudier le comportement d'un système sur un domaine le plus large possible. Dans le cas étudié, il a été toutefois nécessaire de fixer les valeurs de certains paramètres (produit, mode de stockage) et leurs intervalles de variation.

Après analyses des forces et faiblesses des grandes familles d'étude de sensibilité envisageables (sensibilité locale, globale ou screening), il a été décidé de mener une étude de sensibilité au moyen d'une méthode de screening dite de Morris qui permet d'évaluer la sensibilité de chaque variable sur l'ensemble du domaine expérimental avec très peu d'expériences.

Avec la méthode de Morris, chaque variable testée est positionnée graphiquement selon la valeur du couplet (σ, μ) . Il est possible qu'une variable ayant une influence très forte masque l'influence relative des autres variables. La méthode de Morris est donc appliquée en deux temps. Pour chaque variable influente, une étude de sensibilité locale est appliquée. Elle a pour objectifs de : confirmer (ou infirmer) les résultats obtenus au moyen de la méthode de Morris, estimer de manière explicite le domaine de variation du résultat final, analyser le degré de continuité et de monotonie de la réponse du modèle à la variable d'entrée testée. La stratégie d'étude est illustrée en Figure 25 :

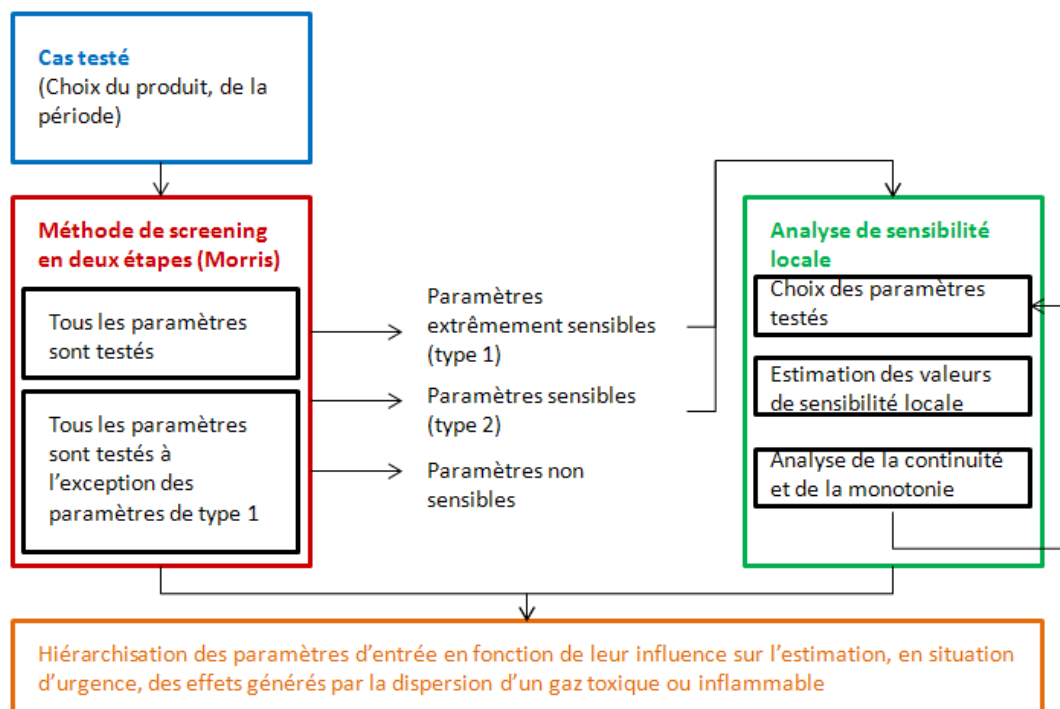


Figure 25 : Schéma algorithmique de l'étude de sensibilité

PARTIE IV : ANALYSE DU COMPORTEMENT DU MODELE D'EVALUATION DES DISTANCES D'EFFETS EN SITUATION D'URGENCE

INTRODUCTION

Cette partie est consacrée à la mise en application concrète de la méthodologie d'analyse de la variabilité au modèle d'évaluation, en situation d'urgence, des distances d'effets précédemment construit.

Le premier chapitre consiste à appliquer la méthode de screening à la liste des données d'entrée du modèle. Dans un premier temps, la méthode de Morris est appliquée à l'ensemble des variables. Dans un deuxième temps, deux valeurs de taille de brèche sont fixées. A chacune de ces valeurs correspond un sous domaine expérimental auquel est appliquée la méthode de Morris. Les résultats sont analysés au moyen d'une méthode de hiérarchisation locale puis d'une hiérarchisation globale.

Dans le deuxième chapitre, une étude de sensibilité locale complète cette première approche afin de confirmer les résultats obtenus et d'analyser le degré de continuité et de monotonie de la réponse du modèle à la variation du paramètre d'entrée testé.

Chapitre 8 : Mise en œuvre de la méthode de screening

8.1. Screening sur l'ensemble des variables

8.2. Screening avec la taille de brèche fixe appliqué à l'ammoniac

8.3. Screening avec la taille de brèche fixe appliqué au propane

8.1. Screening sur l'ensemble des variables

Dans un premier temps, une série de tests a été effectuée en utilisant la méthode de Morris avec l'ensemble des variables d'entrée du modèle.

Une première classification des paramètres d'entrée en fonction de leur influence a donc pu être établie. Les premiers résultats présentés sur les Figures 26 et 27 (respectivement pour l'ammoniac et le propane) confirment l'influence prépondérante du diamètre de brèche, résultat déjà souligné dans la littérature existante [Pandya 2009].

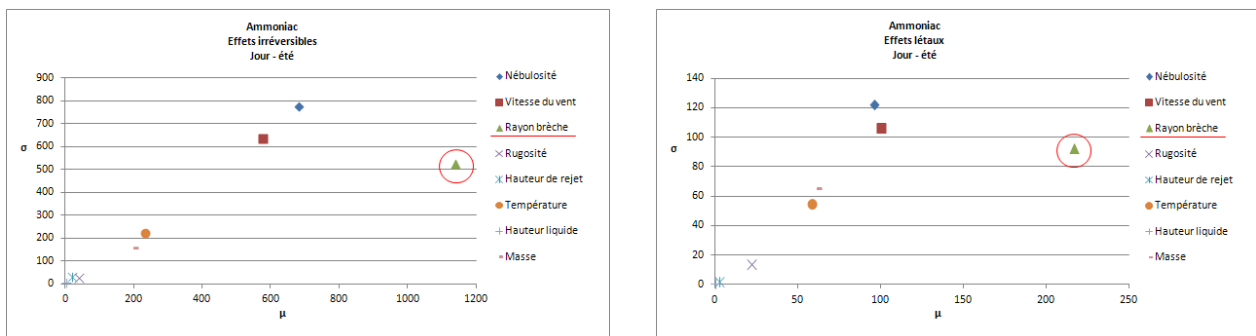


Figure 26 : Graphe (σ , μ), ammoniac, été (jour)

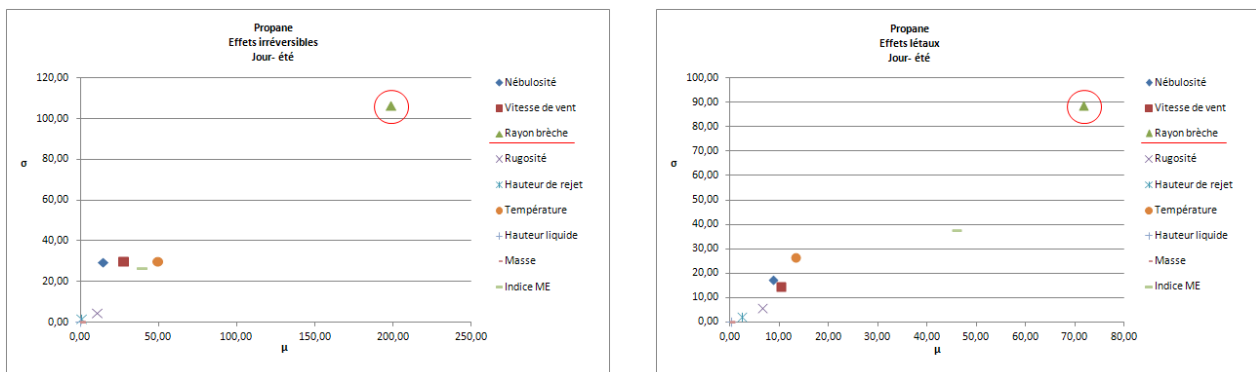


Figure 27 : Graphe (σ , μ), propane, été (jour)

8.2. Screening avec la taille de brèche fixe appliquée à l'ammoniac

Dans un second temps, le diamètre de brèche a été exclu de l'étude de sensibilité afin de permettre (ou faciliter) l'identification des autres paramètres dont l'influence pourrait être masquée. Deux diamètres de brèche ont été utilisés : la borne inférieure est fixée à 5 mm (représentatif d'une petite fuite de type fuite sur joint) et la borne supérieure est fixée à 80 mm (il ne s'agit pas d'un diamètre maximale de fuite possible mais d'un diamètre usuellement utilisé dans les études de sécurité car équivalent à la rupture guillotine du plus gros piquage sur citerne mobile). A chaque valeur ainsi

fixée correspond un sous-domaine expérimental. La méthode de Morris est appliquée à chacun de ces sous-domaines.

Au total, six cas ont été étudiés grâce à la méthode de Morris (se reporter à la Table 16). Pour chacun, les variables d'entrée ont été échantillonnées dans leurs propres intervalles de valeurs.

Produit	Période temporelle	Type of rejet	No du cas
Ammoniac	Nuit	Fuite	1
		Rupture franche	2
	Printemps-Eté	Fuite	3
		Rupture franche	4
	Automne -Hiver	Fuite	5
		Rupture franche	6

Table 16 : Liste des sous-cas pour l'ammoniac

La figure 28 présente les graphes (μ , σ) obtenus pour les cas 1 et 2.



Figure 28 : Graphe (σ , μ), cas 1 et 2 (ammoniac, nuit, fuite et rupture franche)

Hierarchisation locale

Afin de pouvoir hiérarchiser objectivement les variables d'entrée en fonction de leur influence sur l'estimation des distances d'effet, une méthode de hiérarchisation dite locale a été élaborée qui permet de classer les paramètres d'entrée en trois groupes en fonction des valeurs de μ (μ : influence du facteur testé) et de μ_{max} (μ_{max} : valeur μ du facteur ayant l'influence maximale pour le cas étudié) :

- **Zone verte:** influence négligeable si $\mu < 1/3 \mu_{max}$

- **Zone jaune** : influence non négligeable si $1/3 \mu_{max} < \mu < 2/3 \mu_{max}$
- **Zone rouge** : très forte influence si $\mu > 2/3 \mu_{max}$

Les résultats obtenus au moyen de cette règle sont donnés dans les Tables 17 et 18 :

NH ₃ fuite	Jour			Nuit		
	Négligeable	Non négligeable	Très influent	Négligeable	Non négligeable	Très influent
Dist. Effet Irrev.	Masse Hauteur de rejet Hauteur liquide Rugosité		Température Nébulosité Vitesse de vent	Masse Hauteur de rejet Hauteur liquide Rugosité	Température Nébulosité	Vitesse de vent
Dist. Effet létaux	Masse Hauteur liquide Hauteur de rejet	Nébulosité (hiver) Vitesse de vent (hiver)	Nébulosité (été) Rugosité Température Vitesse de vent (été)	Masse Hauteur liquide Hauteur de rejet	Nébulosité	Température Rugosité Vitesse de vent

Table 17 : Influence des paramètres en cas de petite fuite d'ammoniac

NH ₃ rupture	Jour			Nuit		
	Négligeable	Non négligeable	Très influent	Négligeable	Non négligeable	Très influent
Dist. Effet Irrev.	Hauteur liquide Hauteur de rejet Rugosité	Température (été) Masse (été)	Nébulosité Vitesse de vent Température (hiver) Masse (hiver)	Hauteur liquide Température Hauteur de rejet	Masse Vitesse de vent	Rugosité Nébulosité
Dist. Effet létaux	Hauteur liquide Hauteur de rejet	Température Masse Rugosité	Nébulosité Vitesse de vent Température	Hauteur liquide Hauteur de rejet Rugosité	Masse Température Nébulosité	Vitesse de vent

Table 18 : Influence des paramètres en cas de rupture franche d'ammoniac

Cette hiérarchisation permet la détection de certaines typologies d'influence sur le résultat final :

La hauteur de liquide (au-dessus de la brèche), dans le cas d'un gaz liquéfié, n'a pas de réelle importance.

La hauteur de rejet, dans le cas de gaz liquéfiés toxiques et dans la gamme de valeurs étudiées (0-3 m), n'a pas de réelle influence sur l'estimation des distances d'effet. Ce résultat est probablement dû en partie aux hypothèses de modélisation. En effet, ne connaissant pas *a priori* la hauteur d'un éventuel récepteur, la concentration en est calculée dans l'axe du panache. Par conséquent, dans les limites fixées de hauteur de rejet (de 0 à 3 m), la concentration est *in fine* peu sensible à la variation de hauteur de rejet initial. De plus, la formule empirique utilisée pour la détermination du rain-out ne prend pas en compte la hauteur de rejet alors qu'en réalité, plus le rejet est élevé, moins le rain-out est important ce qui augmente la quantité de gaz toxique alimentant le nuage.

La durée de vidange complète, dans le cas d'une petite fuite, est supérieure à 1 heure (en réalité, plusieurs heures) et, dans le cas d'une rupture franche, inférieure à 1 heure (environ 15 min). La durée maximale de fuite est supposée être égale à 1 heure (il est fait l'hypothèse que les services de secours sont à même de stopper la fuite, ou de mettre la population potentiellement exposée, à l'abri dans cet intervalle de temps), **la masse initialement contenue dans la capacité** (dans l'intervalle de valeurs étudiées) n'est donc influente que dans le cas d'une rupture franche.

Les paramètres météorologiques (vitesse de vent, couverture nuageuse, température) sont toujours influents, et notamment ceux qui permettent l'estimation de la classe de stabilité (couverture nuageuse et vitesse de vent).

D'autres résultats sont équivoques : certains paramètres, comme la **hauteur de rugosité** qui génère pour des configurations qui semblent proches, des résultats très différents (il est possible qu'une valeur élevée de rugosité en comparaison de la hauteur de rejet puisse générer des instabilités numériques au niveau du code de dispersion¹⁸). Par conséquent, il sera très difficile d'établir une règle simple d'utilisation et de choix de valeurs de rugosité qui soit pertinente pour tous les types de configurations.

Hiérarchisation absolue

La hiérarchisation relative permet, pour une configuration donnée (taille de brèche, période, effet) de mettre en avant les paramètres influents et non influents.

Toutefois, les distances d'effets entre configurations peuvent être très différentes (exemple : quelques centaines de mètres pour les distances des effets létaux / quelques kilomètres pour les distances des effets irréversibles). Cette disparité de distance est encore plus flagrante entre produit toxique et explosible. Ainsi, des variables estimées comme négligeables pourraient, dans une autre configuration, être jugées comme très influentes. Et à l'inverse, des variables estimées comme très

¹⁸ Ce cas est constaté en chapitre 9.5.1 quand le modèle est testé en frontière de son domaine expérimental avec une hauteur de rugosité maximale (ammoniac, nuit, effets irréversibles).

influentes (nécessitant beaucoup d'efforts pour leur renseignement) pourraient être jugées comme négligeables dans une autre configuration.

D'un point de vue opérationnel, s'obliger à renseigner de manière précise une variable ne modifiant, *in fine*, la distance d'effet que de quelques mètres (même si celle-ci est classée comme très influente d'un point de vue relatif) peut être très contre-productif.

Par conséquent, il est proposé de réaliser une **hiérarchisation absolue**. Le principe en est le suivant : pour un même produit, les μ_i (qui représentent, au facteur $1/\Delta^{19}$ près, la variation moyenne de distances quand seul le paramètre i varie), sont classés en fonction d'une échelle logarithmique unique (de 0,1 à 10 000).

Cette nouvelle méthode de classement permet d'obtenir le graphique de la Figure 29 :

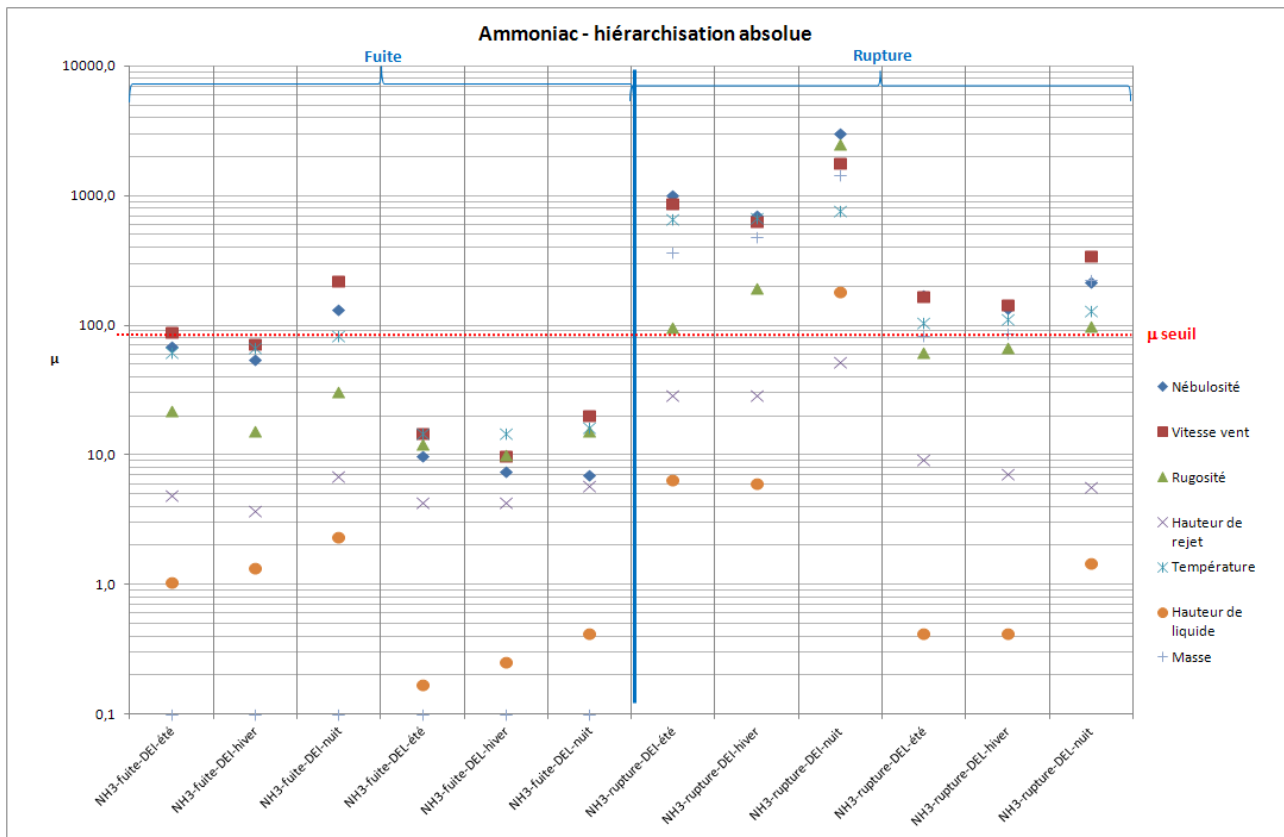


Figure 29 : Hiérarchisation absolue, ammoniac

En cas de fuite, le zonage réflexe est, autant que possible, mis en place par les services de secours. Selon l'état du produit (gaz, liquide, solide) et la taille de la fuite (petite ou grande), un périmètre

¹⁹ Δ : pas de variation, dans l'intervalle normé [0 ; 1], des paramètres d'entrée avec la méthode de MORRIS

d'évacuation minimal de 100 m est appliqué [Bonjour 2005] (cf. Table 1). En première approche, on peut donc considérer qu'une variable ayant une distance moyenne de variation ($\mu.\Delta$) inférieure à la moitié du périmètre théorique minimal d'évacuation a une influence mineure sur le modèle. La valeur μ de chaque paramètre est donc comparée à μ_{seuil} ²⁰ pris égal à 80. Concrètement, les variables d'entrée testées peuvent être classées en deux catégories : celles ayant une valeur de $\mu < \mu_{seuil}$ (variables ayant une influence mineure sur le zonage opérationnel) et celles ayant une valeur de $\mu > \mu_{seuil}$ (variables ayant une influence majeure sur le zonage opérationnel).

La méthode de hiérarchisation absolue permet une analyse de l'influence des variables d'entrée en fonction du type de fuite et de seuil étudiés. :

- (fuite, effets létaux) : toutes les variables ont une influence mineure sur le zonage opérationnel.
- (fuite, effets irréversibles) : seules les variables météorologiques (nébulosité, vitesse de vent, température) ont une influence majeure sur le zonage opérationnel.
- (rupture, effets irréversibles et létaux) : seules deux variables ont une influence mineure sur le zonage opérationnel (hauteur de liquide au-dessus de la brèche, hauteur de rejet). Dans le cas des effets létaux, la masse initialement contenue dans la capacité et la hauteur de rejet peuvent aussi être considérées comme ayant une influence mineure sur le zonage opérationnel.
- (rupture, effets irréversibles) : la hauteur de rugosité a une influence majeure la nuit (donc en classe très stable). En journée, l'influence de la hauteur de rugosité est proche de la valeur de μ_{seuil} .

²⁰ $\mu_{seuil} = \text{Périmètre théorique minimal d'évacuation} / (2.\Delta) \approx 80$

Avec : Périmètre minimal d'évacuation = 100 m et $\Delta = p/[2(p-1)] = 0,6$ (avec $p=6$)

8.3. Screening avec une taille de brèche fixe appliquée au propane

Les six nouveaux cas étudiés au moyen de la méthode de Morris sont listés en Table 19.

Produit	Période	Type de rejet	Cas
Propane	Nuit	Fuite	7
		Rupture franche	8
	Printemps - Eté	Fuite	9
		Rupture franche	10
	Automne - Hiver	Fuite	11
		Rupture franche	12

Table 19 : List des sous-cas pour le propane

Des exemples de graphes (μ, σ) sont donnés en Figure 30 pour une fuite (à gauche) et une rupture franche (à droite) de propane en période nocturne :

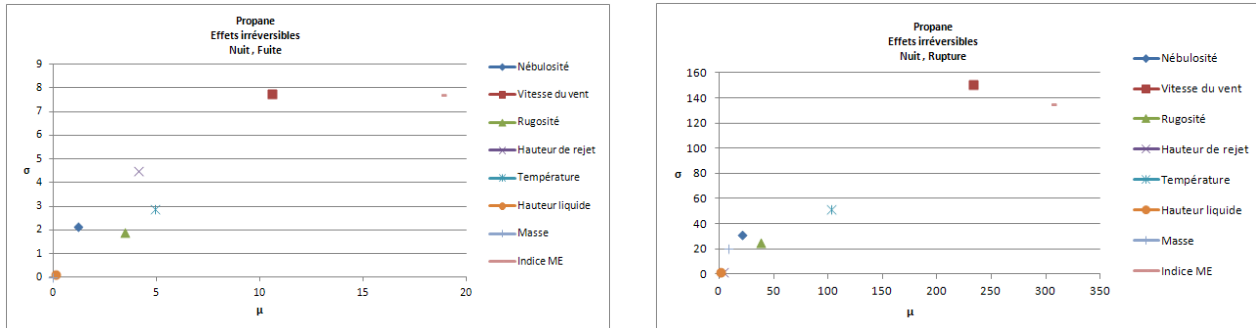


Figure 30 : Graphe (σ, μ) , propane, cas 7 et 8 (fuite et rupture franche, nuit)

Hierarchisation locale

Comme pour l'ammoniac, afin de pouvoir hiérarchiser objectivement les variables d'entrée en fonction de leur influence sur l'estimation des distances d'effet, celles-ci ont fait l'objet pour chaque cas test d'une hiérarchisation locale.

Les résultats obtenus au moyen des règles de hiérarchisation locale appliquée au propane sont donnés dans les Tables 20 et 21 :

Propane	Jour			Nuit		
fuite	Négligeable	Non négligeable	Très influent	Négligeable	Non négligeable	Très influent
Dist. Effet Irrev. ΔP (50 mbar)	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Rugosité	Vitesse de vent	Indice énergie multi-
Dist. Effet létaux ΔP (140 mbar)	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-

Table 20 : Influence des paramètres en cas de petite fuite, propane

Propane	Jour			Nuit		
rupture	Négligeable	Non négligeable	Très influent	Négligeable	Non négligeable	Très influent
Dist. Effet Irrev. ΔP (50 mbar)	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-
Dist. Effet létaux ΔP (140 mbar)	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-	Masse Hauteur liquide Température Hauteur de rejet Nébulosité Vitesse de vent Rugosité		Indice énergie multi-

Table 21 : Influence des paramètres en cas de rupture franche, propane

Grâce aux différents graphiques (σ , μ) et aux deux tables ci-dessus, la méthode de screening permet d'identifier un certain nombre de points non ambigus.

Comme pour l'ammoniac et pour les mêmes raisons, la hauteur de liquide au-dessus de la brèche, la hauteur de rejet (dans les limites étudiées) n'ont pas de réelle importance.

Par contre, la masse initialement contenue dans la capacité (dans l'intervalle de valeurs étudiées) n'influence absolument pas la distance d'effet. La forme du nuage explosible se stabilise très rapidement (en environ 1 min). Par conséquent, la durée de rejet (et donc la masse initiale de produit) a une très faible influence sur le calcul de dispersion. Enfin, l'indice multi-énergie est de loin le paramètre le plus influent.

Hierarchisation absolue

Afin de pouvoir hiérarchiser objectivement les variables d'entrée en fonction de leur influence et ce sur l'ensemble des cas tests, une hiérarchisation absolue leur a été appliquée. Le résultat de cette hiérarchisation est présenté en Figure 31 :

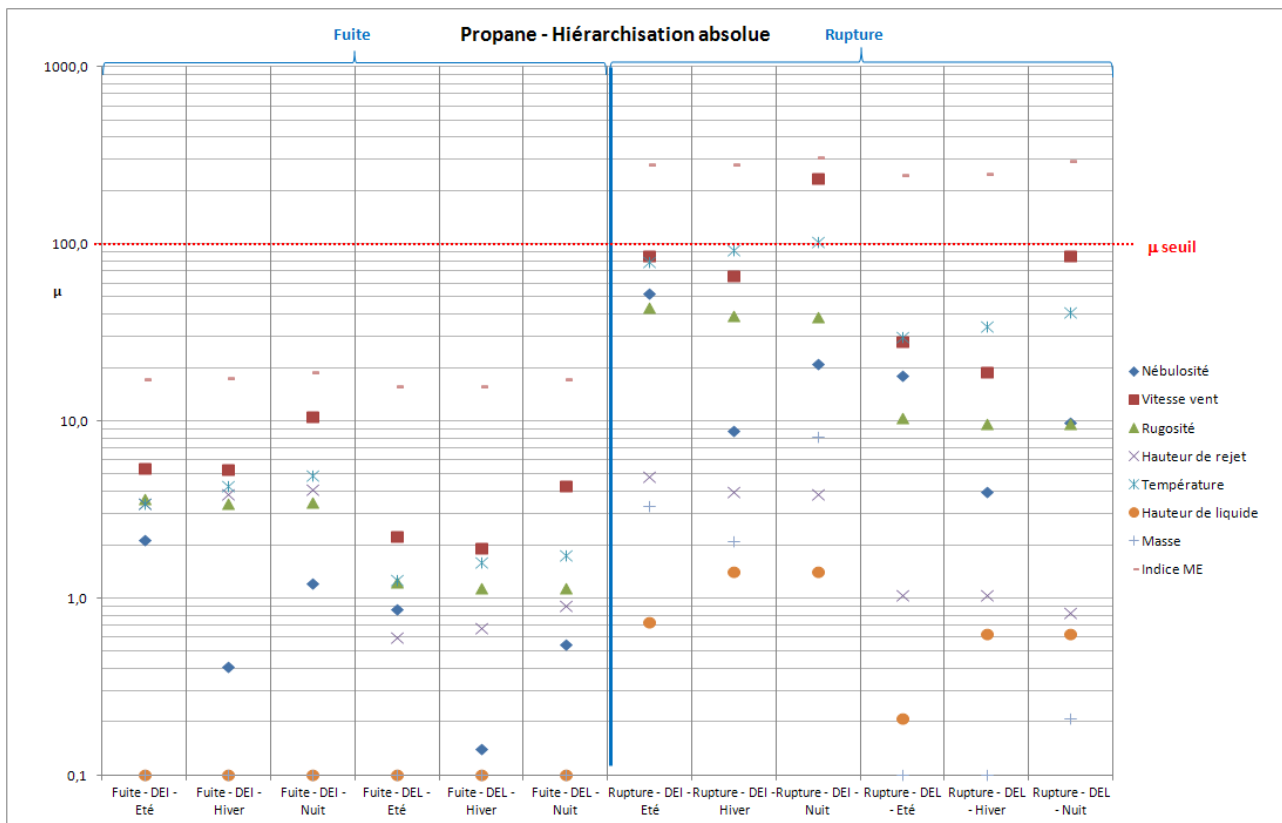


Figure 31 : hiérarchisation absolue, propane.

Dans le cas d'une fuite, toutes les variables sont nettement inférieures au μ_{seuil} . A l'exception de l'indice multi-énergie, toutes les variables ont une valeur de μ inférieure à 10, ce qui correspond, *in fine*, à une variation moyenne de distance (d'effet) de 6 m.

Dans le cas d'une rupture franche, seul l'indice multi-énergie est systématiquement supérieur à μ_{seuil} . Avec la méthode de Morris, le paramètre testé variant entre deux modélisations parcourt 60 % de son intervalle de valeurs ($X^*_{i+1} - X^*_i = \Delta \Leftrightarrow X_{i+1} - X_i = \Delta.(X_{max_i} - X_{min_i})$ avec $\Delta = 0,6$). Dans le cas de l'indice multi-énergie, une modélisation est donc effectuée avec un indice de 4 (la surpression létale ne peut être atteinte, la distance d'effet est donc nulle) et l'autre est effectuée avec un indice de 6 (distance non nulle). Par conséquent, la variation moyenne des distances des effets létaux est maximisée. Pour les distances des effets irréversibles, la variation relative entre les deux modélisations est moindre. Toutefois, entre chaque modélisation, les distances réduites obtenues (au moyen de courbes multi-énergies d'indice 4 et 6) sont aussi très différentes (dans un rapport de 1 sur 5).

Dans la configuration (rupture franche, nuit, effets irréversibles), la vitesse de vent a une valeur supérieure à μ_{seuil} . Dans toutes les configurations, la vitesse de vent est un paramètre influent mais en période nocturne, cette influence augmente encore. Ceci est dû à l'occurrence d'un effet cumulatif en période nocturne : une diminution de la vitesse de vent génère à la fois une diminution intrinsèque de la dilution du nuage et l'estimation d'une classe de Pasquill plus stable (donc défavorable à la dilution). En période diurne, une diminution de la vitesse de vent génère l'estimation d'une classe de stabilité moins stable.

SYNTHESE

Dans un premier temps, la méthode de Morris a été appliquée à l'ensemble des variables d'entrée du modèle. Les principaux résultats obtenus (une influence très importante voire parfois prédominante de la taille de brèche) confirment les résultats déjà publiés dans la littérature.

Afin de rendre plus explicite l'influence des autres variables, dans un second temps, la valeur du diamètre de brèche a été fixée à deux valeurs : 5 mm pour la borne inférieure (fuite sur joint) et 80 mm pour la borne supérieure (rupture guillotine du plus gros piquage sur citerne mobile). A chacune de ces valeurs correspond un sous-domaine expérimental auquel est appliquée la méthode de Morris. Afin de pouvoir hiérarchiser objectivement les variables d'entrée en fonction de leur influence, une hiérarchisation locale puis absolue a été réalisée.

La hiérarchisation locale est appliquée à chaque cas test et la valeur μ de chaque variable est comparée à la valeur μ_{max} du sous-cas puis classée en trois groupes de même amplitude ($\mu_{max}/3$) : influence négligeable ($\mu < 1/3 \mu_{max}$), influence non négligeable ($1/3 \mu_{max} < \mu < 2/3 \mu_{max}$), influence très forte ($\mu > 2/3 \mu_{max}$). La deuxième méthode est dite absolue. Pour un produit donné, les valeurs μ_i sont classées en fonction d'une échelle logarithmique unique. Cette méthode a été imaginée car une variable peut apparaître comme très influente avec la méthode de hiérarchisation locale alors qu'en réalité, une erreur même importante sur son estimation, ne génère qu'un très faible écart sur la distance d'effet.

Pour les deux produits testés, la **hauteur de liquide** au-dessus de la brèche, la **hauteur de rejet** (dans les limites étudiées) n'ont pas de réelle importance.

Concernant la **masse de produit** initialement contenue dans le wagon, dans le cas d'un gaz liquéfié explosible, la masse contenue (dans la limite de l'intervalle étudié) n'influe pas sur les distances d'effets. Dans le cas d'un gaz liquéfié toxique, il est fait l'hypothèse d'une durée maximale de fuite d'environ une heure (afin de tenir compte du délai d'intervention des services de secours), la masse contenue n'est influente que dans le cas d'une rupture franche.

Les paramètres météorologiques sont toujours influents et ceux permettant l'estimation de la classe de stabilité (**couverture nuageuse et vitesse de vent**) sont déterminants.

Pour le gaz explosible (propane), l'**indice multi-énergie** est de loin le paramètre le plus influent. Dans le cas d'une fuite, la variabilité des distances d'effets est faible. Une erreur, même importante sur la valeur d'un paramètre, n'influera *in fine* que d'une dizaine de mètres le résultat final.

La **hauteur de rugosité** a une influence équivoque. Des configurations semblant proches génèrent des résultats très différents. Il est possible, pour ce paramètre, que ces instabilités soient intrinsèques à la famille de code choisie pour effectuer les modélisations (modèle intégral).

Chapitre 9 : Analyse locale de sensibilité au modèle

9.1. Intérêts de l'étude locale de sensibilité

9.2. Construction du plan d'expériences

9.3. Analyse locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac

9.4. Analyse locale de sensibilité appliquée au propane

9.1. Intérêts de l'étude locale de sensibilité

Il n'est pas trivial, à partir des graphiques (σ , μ) d'estimer quantitativement la sensibilité d'un paramètre. Par conséquent, cette première analyse est complétée, pour chaque paramètre, par une étude de sensibilité locale qui a trois objectifs :

- Confirmer (ou invalider) le niveau de sensibilité obtenu au moyen de la méthode de Morris du paramètre testé. Pour chaque paramètre, sur l'ensemble de son intervalle de valeurs, des indices de sensibilité locale sont calculés. Il est ainsi possible de déterminer si un paramètre est effectivement influent sur l'ensemble de son intervalle de variation (en gardant à l'esprit que tous les autres paramètres ont une valeur fixe).
- Estimer de manière explicite le domaine de variation de la variable d'intérêt (distance d'effet) en fonction de la variation d'un paramètre donné.
- Analyser la continuité et la monotonie (fonction croissante ou décroissante) de la réponse du modèle à la variable d'entrée testée.

9.2. Construction du plan d'expériences

La mise en application d'une étude de sensibilité locale (de type OAT : One At Time), nécessite le renseignement d'un vecteur de données d'entrée définissant une « situation » optimale. Comme précédemment, trois périodes distinctes ont été considérées : été jour, hiver jour et nuit.

Tous les paramètres sont analysés de la manière suivante : le paramètre étudié varie et prend les valeurs définies dans la colonne “valeurs testées” de la Table 22, les autres paramètres ont une valeur fixée et égale à leur valeur nominale.

	Valeur nominale	Intervalle de valeurs / valeurs testés
Nébulosité (-)	3	{0 ; 1 ; 2 ; 3 ; 4 ; 5 ; 6 ; 7 ; 8}
Vitesse de vent (m/s)	3 m/s	{1 ; 3 ; 4 ; 6 ; 7 ; 9} ²¹
Rayon de brèche (m)	Petite fuite : 0,0025 m Rupture franche : 0,04 m	{0,0025 ; 0,01 ; 0,0175 ; 0,025 ; 0,0325 ; 0,04}
Rugosité (m)	0,3 m	{0,10 ; 0,28 ; 0,46 ; 0,64 ; 0,82 ; 1}
Hauteur de rejet (m)	1 m	{0 ; 0,6 ; 1,2 ; 1,8 ; 2,4 ; 3}
Hauteur de liquide (m)	0 m	Pas de variation (variable non influente quels que soient le produit et la configuration testés)
Température (K)	Été : 290 K Hiver : 283 K Nuit : 283K	Été : {275 ; 281 ; 287 ; 293 ; 299 ; 305} Hiver : {268 ; 274 ; 280 ; 286 ; 292 ; 298} Nuit : {268 ; 274 ; 280 ; 286 ; 292 ; 298}
Masse (t)	65 t	{55 ; 57 ; 59 ; 61 ; 63 ; 65}
Indice multi-énergie	6	{4 ; 5 ; 6}

Table 22 : Valeurs et intervalles de valeurs utilisés pour l'étude de sensibilité locale

Dans le but de pouvoir mettre en évidence, pour une variable donnée, les zones les plus sensibles dans son intervalle de valeurs testées, un nouvel indice de sensibilité S_i est construit. Les variables X sont normalisées comme suit :

$$X^* = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}}$$

²¹ $V_{vent\ i} = ENT(V_{vent\ min} + (i-1).(V_{vent\ max} - V_{vent\ min}) / (N\ valeurs\ vitesse\ vent - 1))$ avec :

$ENT()$: partie entière ; $i \in \{1 ; 2 ; 3 ; 4 ; 5 ; 6\}$; $N\ valeurs\ vitesse\ vent = 6$; $V_{vent\ min} = 1\ m/s$; $V_{vent\ max} = 9\ m/s$

Pour un paramètre donné, cet indice est basé sur l'amplitude de la réponse Y sur la totalité de son intervalle de test :

$$S_l = \frac{\left| \frac{Y(X_{i+1}) - Y(X_i)}{X_{i+1}^* - X_i^*} \right|}{\frac{\left(\sum_{i=1}^{n-1} \left| \frac{Y(X_{i+1}) - Y(X_i)}{X_{i+1}^* - X_i^*} \right| \right)}{n-1}}$$

L'interprétation de ce paramètre est intuitive. En effet, si l'on considère une influence moyenne du paramètre testé sur l'ensemble de son intervalle de variation, une partie de l'intervalle de X avec :

- Une valeur de $S_l < 1$ caractérisera une influence plus faible que la moyenne,
- Une valeur de $S_l > 1$ caractérisera une influence plus grande que la moyenne.

Afin de permettre l'inter-comparaison entre différentes variables (j), un nouvel indice est construit **Sgm^j** . Cet indice est évalué comme suit :

- Construction d'un nouvel indice de base :

$$Sg^j = \sum_{i=1}^{n-1} |Y(X_{i+1}^j) - Y(X_i^j)|$$

Concrètement, cet indice est, pour une période donnée, la somme des variations (en valeur absolue) des distances d'effets sur l'intervalle testé.

- Pour chaque paramètre j , évaluation de **Sgm^j** qui est en fait la valeur moyenne de Sg^j sur les périodes testées (rappel : $n = 3$ car trois périodes distinctes considérées) : $Sgm^j = \frac{1}{n} \cdot \sum_{période=1}^n Sg^j$.

Une forte valeur de **Sgm^j** signifie une forte influence, une faible valeur de **Sgm^j** signifie une faible influence.

9.3. Analyse locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac

9.3.1. Inter-comparaison des paramètres

Les figures 32 et 33 confirment les résultats obtenus au moyen de la méthode de screening.

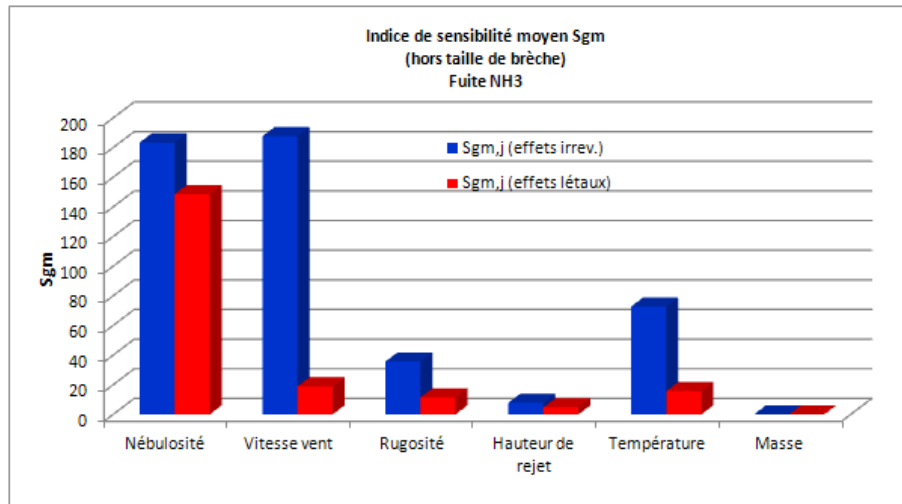


Figure 32 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (ammoniac, petite fuite)

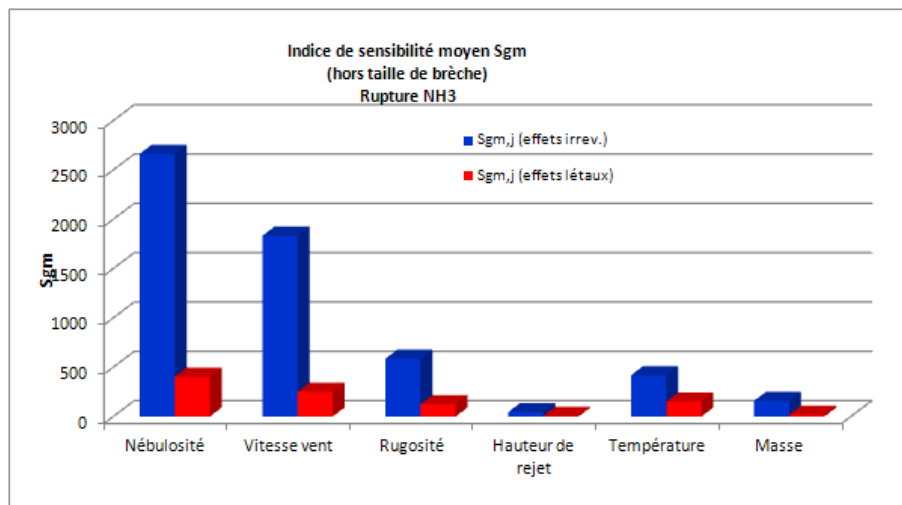


Figure 33 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (ammoniac, rupture franche)

La masse de produit initialement contenue dans le wagon n'a aucune influence dans le cas d'une petite fuite. La hauteur de rejet influe très faiblement sur le résultat final.

Enfin, il est de nouveau constaté une très forte influence des paramètres météorologiques et notamment de ceux permettant l'estimation de la classe de stabilité atmosphérique (vitesse de vent et couverture nuageuse).

9.3.2. Evolution des distances et indices de sensibilité

Pour chaque sous-domaine expérimental ($\{\text{ammoniac}\} \times \{\text{été (jour)} ; \text{hiver (jour)} ; \text{nuit}\} \times \{\text{petit fuite} ; \text{rupture franche}\}$), les évolutions des distances d'effets et les indices locaux de sensibilité sont estimés. Des exemples de résultats sont donnés sur les Figures 34 et 35 pour l'ammoniac en cas de variation du rayon de brèche.

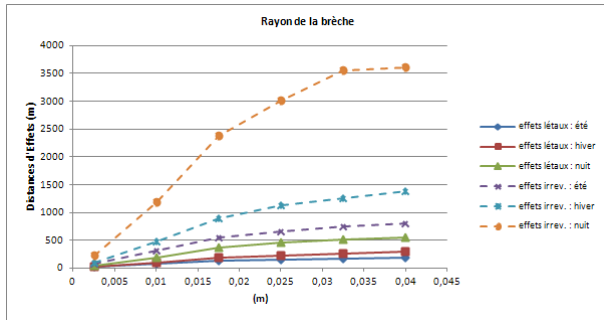


Figure 34 : Distances d'effets pour le cas de l'ammoniac avec variation du rayon de brèche

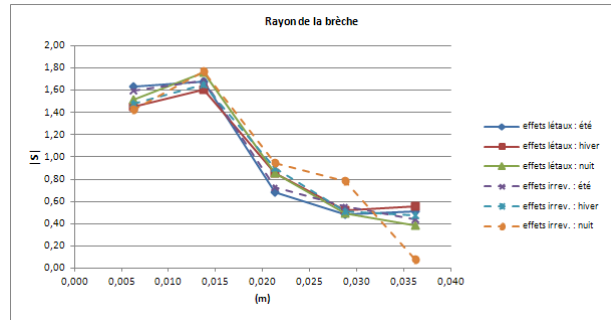


Figure 35 : Indices de sensibilité pour le cas de l'ammoniac avec variation du rayon de brèche

Il apparaît que la taille de brèche a une influence de type croissance monotone sur la distance d'effet. Cette influence décroît au-delà d'un rayon équivalent de brèche compris entre 15 et 20 mm. Ceci peut s'expliquer par le fait, que pour une masse initiale donnée, si le rayon augmente, le débit de fuite augmente mais la durée de rejet diminue. Le calcul de dose subit donc une double influence contradictoire.

Les Figures 36 et 37 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de la vitesse de vent en cas de variation de ce paramètre

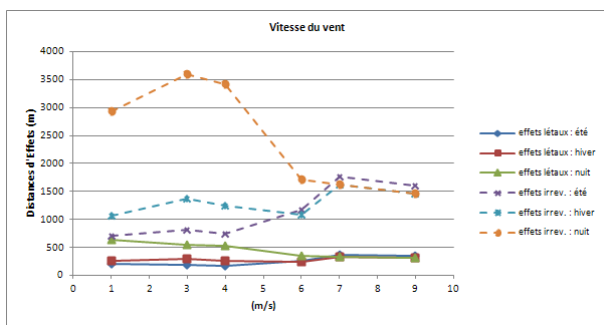


Figure 36 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent

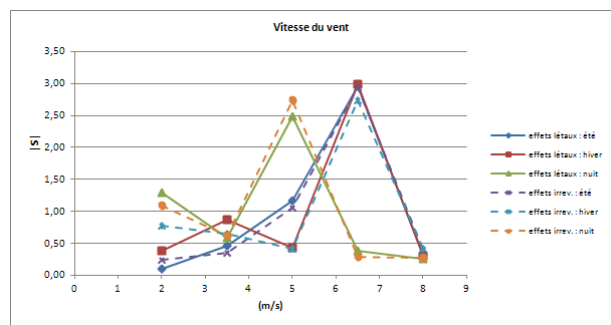


Figure 37 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent

La vitesse de vent a globalement une influence croissante durant les périodes diurnes (accroissement de la stabilité) et décroissante la nuit (décroissance de la stabilité et augmentation de la dilution). Spécifiquement le jour, il apparaît qu'une augmentation de la vitesse de vent génère

deux effets contradictoires : un accroissement de la stabilité (qui entraîne un accroissement des distances d'effet) et une augmentation de la dilution (qui entraîne une diminution des distances d'effet). Pour des vitesses de vent supérieures à 6 m/s, la classe de stabilité restant constante (D le jour et la nuit), l'influence du vent devient quasiment nulle.

Les Figures 38 et 39 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de l'indice de nébulosité en cas de variation de ce paramètre

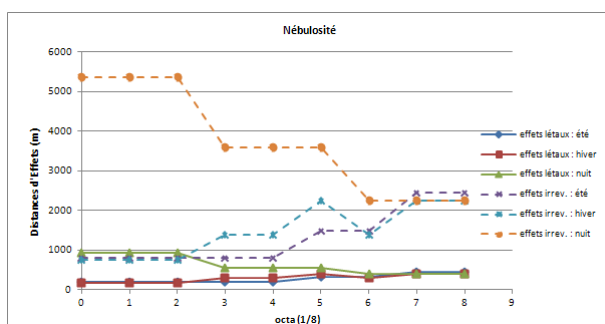


Figure 38 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la nébulosité

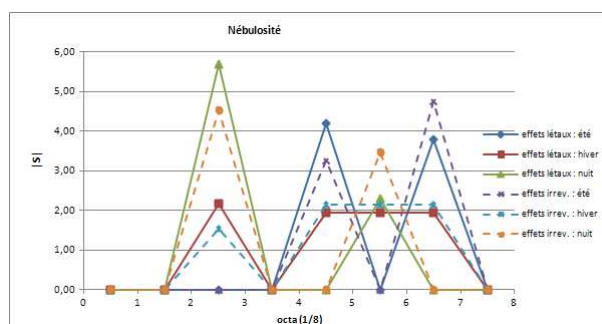


Figure 39 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la nébulosité

Il apparaît que l'indice de nébulosité a une influence non continue croissante durant les périodes diurnes et décroissante durant les périodes nocturnes. L'explication de ce phénomène a été donnée précédemment : un accroissement de l'indice de nébulosité entraîne le jour un accroissement de la stabilité (d'où une augmentation de la dilution et donc une diminution des distances) et la nuit une décroissance de la stabilité (d'où une diminution de la dilution et donc une augmentation des distances).

Il peut être aussi constaté que la classe de stabilité joue un rôle extrêmement important dans l'estimation des distances d'effets (pour une même période, il y a un rapport 1 à 3 entre la distance minimale et maximale).

Les Figures 40 et 41 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de la température en cas de variation de ce paramètre

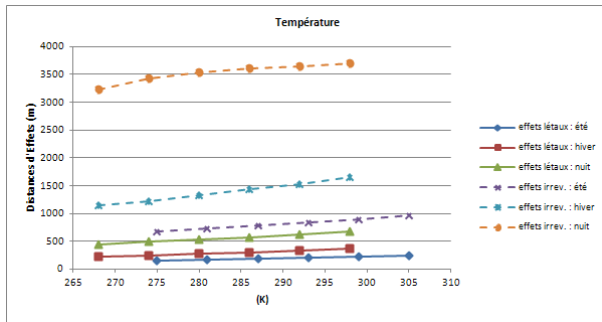


Figure 40 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température

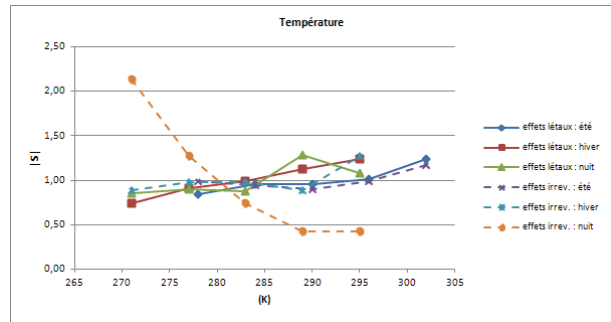


Figure 41 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température

Il apparaît que la température a une influence croissante monotone sur la distance d'effet. L'explication la plus probable est que le débit à la brèche, dans le cas d'un gaz liquéfié comme l'ammoniac, dépend très fortement de la pression interne dans le réservoir (supposée égale à la pression de vapeur saturante du gaz liquéfié) et donc de la température. Généralement, la pression de vapeur est fonction exponentiellement croissante de la température ($P_{vap} \sim \exp(T)$). Si la température augmente alors la pression interne et le débit à la brèche augmentent aussi.

Au-delà du débit initial (qui dépend fortement de la température), le taux de flash (partie du rejet directement transformée en gaz en sortie de brèche) et le taux d'aérosols vaporisés (fraction des gouttelettes entraînées dans le jet qui vont se vaporiser avant d'atteindre le sol) dépendent, compte tenu des corrélations utilisées, très fortement de la température. Comme pour le débit initial, une augmentation de température du fluide aura tendance à entraîner une augmentation de la quantité de fluide alimentant le nuage.

Dans la plage de températures testées, il n'est pas réellement distingué de zones plus ou moins influentes.

Il s'avère très difficile de caractériser simplement l'influence de la hauteur de rugosité sur l'évaluation des distances d'effets (ce constat avait aussi été fait lors de l'implémentation de la méthode de screening).

Les Figures 42 et 43 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de la hauteur de rugosité en cas de variation de ce paramètre.

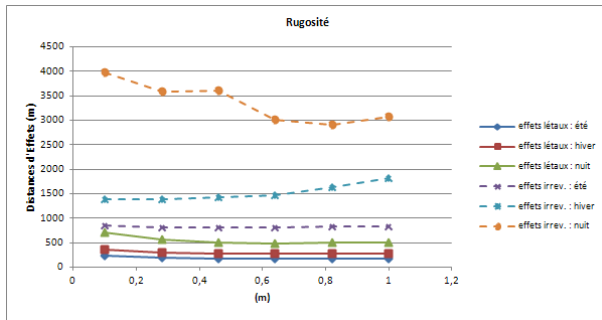


Figure 42 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité

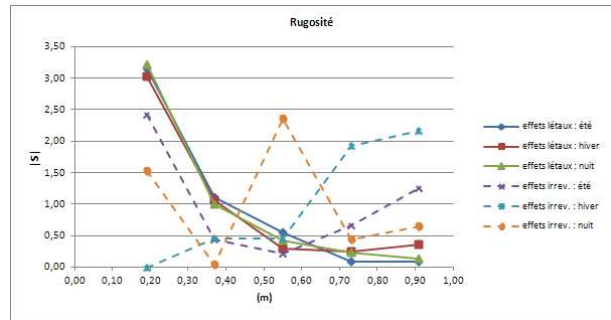


Figure 43 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité

Il apparait que la hauteur de rugosité peut avoir une influence croissante le jour et décroissante la nuit. De plus, pour une même période du jour, l'influence de la rugosité peut être décroissante (effets létaux) ou au contraire croissante (effets irréversibles le jour). Aucune explication simple ne peut être donnée à ces constats.

Les Figures 44 et 45 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de la hauteur de rejet en cas de variation de ce paramètre

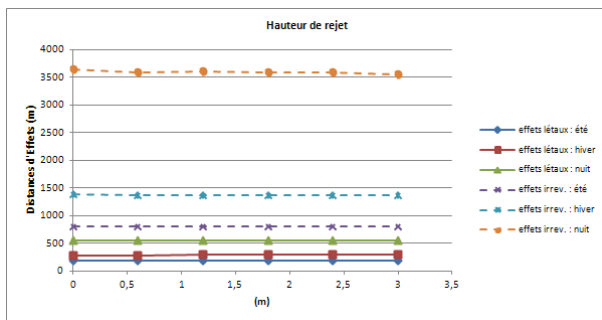


Figure 44 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet

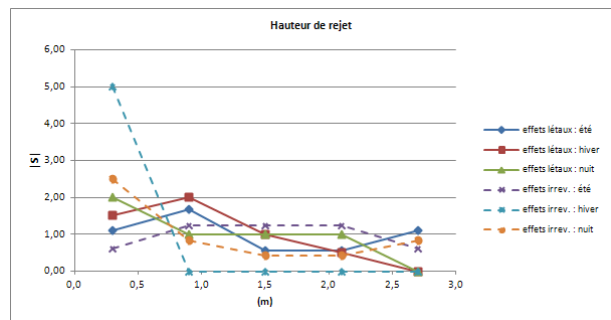


Figure 45 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet

Il s'avère que la hauteur de rejet n'a que peu d'influence sur les distances d'effet. Ce résultat a été expliqué dans le chapitre relatif à la mise en application de la méthode de Morris. Cependant, il peut être observé que, pour des valeurs comprises entre 0 et 1 m, l'indice de sensibilité est maximal. Ce phénomène est probablement dû à des interactions numériques entre la hauteur de rejet et la hauteur de rugosité [Ermak 1990].

La masse initialement contenue dans la capacité (dans l'intervalle de valeurs testées) a une faible influence sur les distances d'effets dans le cas d'une rupture franche ($\varnothing = 80$ mm) comme le

montrent les Figures 46 et 47. Ce résultat a été expliqué dans le chapitre relatif à la mise en application de la méthode de Morris.

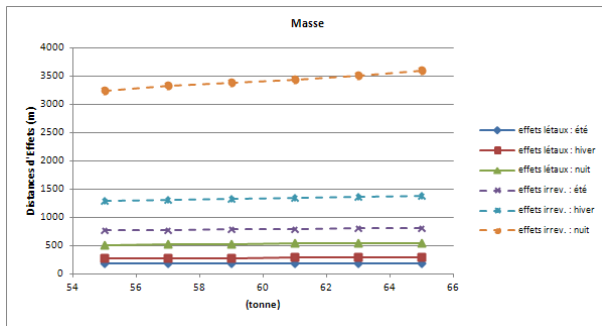


Figure 46 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue

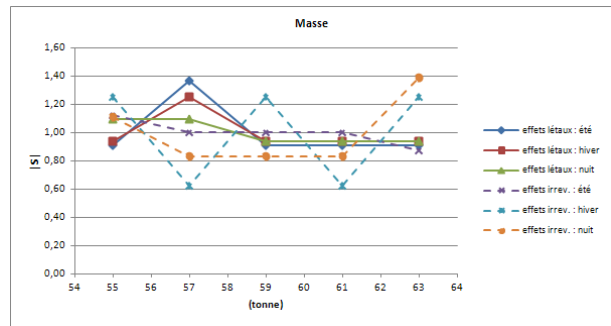


Figure 47 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue

9.3.3. Synthèse de l'étude locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac

Les résultats obtenus au moyen de l'étude de sensibilité locale sont en accord avec ceux issus de la méthode de screening.

Il est en effet de nouveau constaté une très faible influence de la **hauteur de rejet** ; une faible influence de la **masse** en cas de rupture et une influence nulle en cas de fuite (ces deux constats sont le résultat, entre autre, des hypothèses de calcul prises pour estimer les distances d'effet). La **température** et la **hauteur de rugosité** influencent de manière non négligeable l'évaluation des distances des effets. On peut de nouveau constater une très forte influence des paramètres météorologiques **nébulosité** et **vitesse de vent** sur les distances d'effet.

L'analyse de sensibilité locale a permis de mettre en évidence de quelle manière (croissance / décroissance, monotonie, continuité) le modèle répond à la variation d'un paramètre d'entrée donné.

Certaines variables ont donc une influence monotone sur le calcul de distance d'effet. Il s'agit de la **température** (fonction croissante monotone), la **nébulosité** (fonction croissante non continue le jour, fonction décroissante non continue la nuit).

D'autres variables ont une influence non monotone constatée (ou supposée pouvant l'être) comme la **vitesse de vent** dont une augmentation de valeur pourrait générer deux effets contradictoires : le jour, une augmentation de la dilution mais aussi une augmentation de classe de stabilité. La nuit, *a priori*, les deux effets se cumuleront (une augmentation de la vitesse de vent va entraîner une diminution de classe de stabilité).

9.4. Analyse locale de sensibilité appliquée au propane

9.4.1. Inter-comparaison des paramètres

Les figures 48 et 49 confirment là aussi les résultats obtenus au moyen de la méthode de screening :

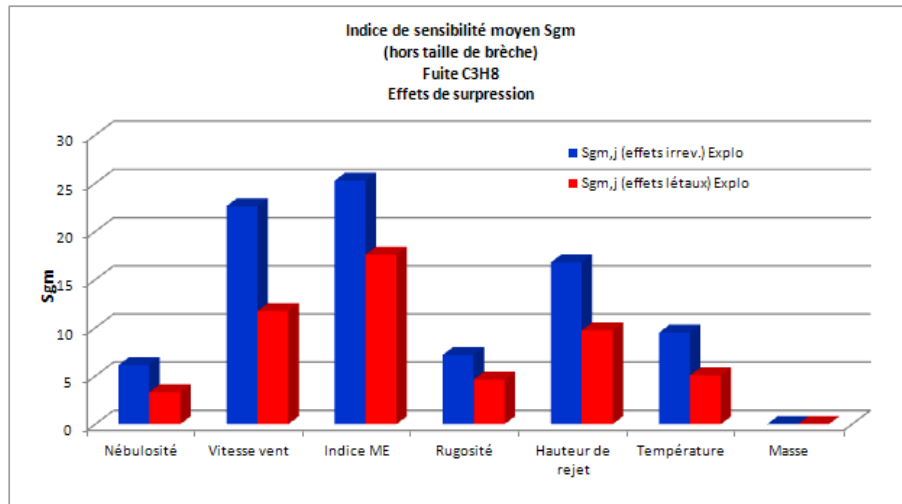


Figure 48 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (propane, petite fuite)

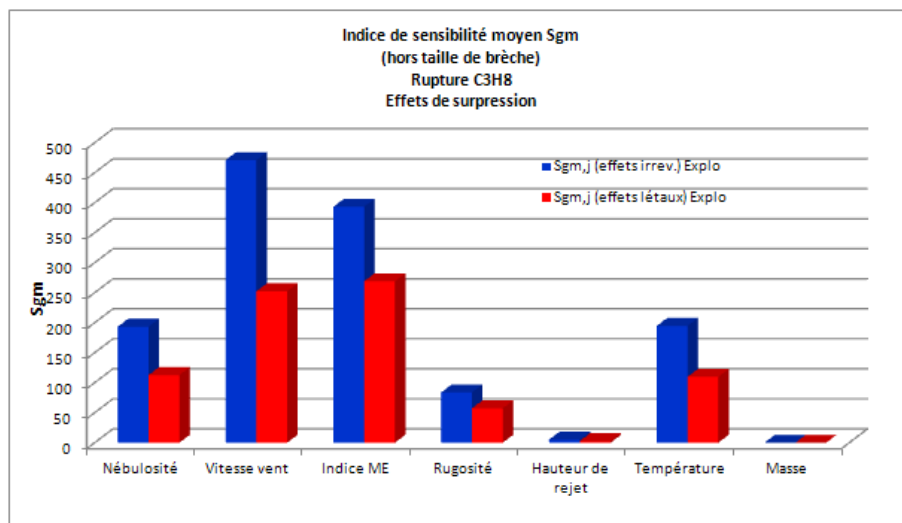


Figure 49 : Inter-comparaison de l'influence des paramètres (propane, rupture franche)

Les résultats obtenus confortent les résultats précédents. La masse initialement contenue dans la capacité n'a quasiment aucune influence (petite fuite et rupture franche), la hauteur de rejet influence de manière non négligeable en cas de petite fuite (en fait dans une zone de valeurs de hauteurs de rejet comprises entre 0 et 1 m, au-delà les distances d'effets n'évoluent quasiment pas en fonction de la hauteur de rejet) et de manière nulle en cas de rupture franche, la température et la hauteur de rugosité ont une influence non négligeable, une très forte influence des paramètres météorologiques.

permettant l'estimation de la classe de stabilité atmosphérique (vitesse de vent et couverture nuageuse). L'indice multi-énergie (nouveau paramètre testé) est lui aussi très influent (respectivement premier et deuxième paramètre le plus influent pour une petite fuite et une rupture franche).

9.4.2. Evolution des distances et indices de sensibilité

Comme pour l'ammoniac, pour chaque sous-domaine expérimental ($\{\text{ammoniac}\} \times \{\text{été (jour)} ; \text{hiver (jour)} ; \text{nuit}\} \times \{\text{petit fuite} ; \text{rupture franche}\}$), les évolutions des distances d'effets et les indices locaux de sensibilité, basées sur la variation de chaque paramètre d'entrée, sont estimés. Les Figures 50 et 51 associées en cas de variation du rayon de brèche sont données ci-après.

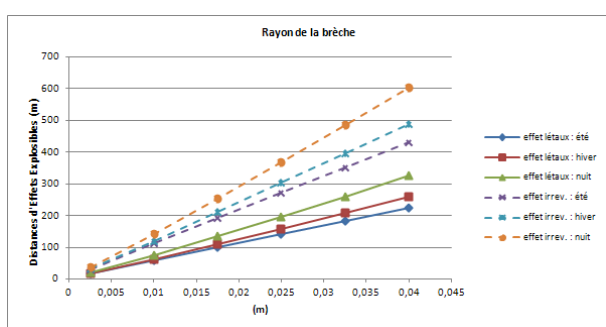


Figure 50 : Distances d'effets pour le cas du propane avec variation du rayon de brèche

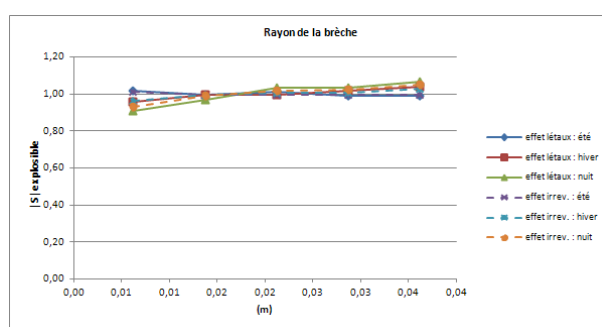


Figure 51 : Indices de sensibilité pour le cas du propane avec variation du rayon de brèche

Le rayon de brèche (dans la plage de valeurs testées) a une influence croissante monotone et linéaire sur les distances d'effets de suppression.

Pour la vitesse de vent, l'indice de nébulosité et la température, les constatations faites pour l'ammoniac et le propane sont identiques. Par conséquent, est uniquement représentée ci-après en Figures 52, 53, 54, 55, 56 et 57 l'évolution des distances quand ces paramètres varient.

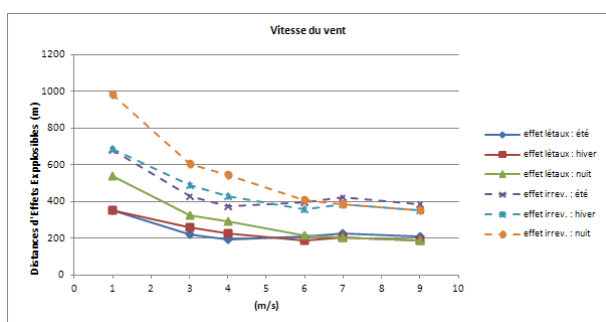


Figure 52 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent

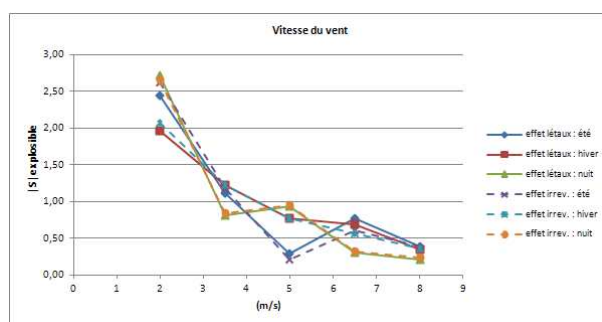


Figure 53 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent

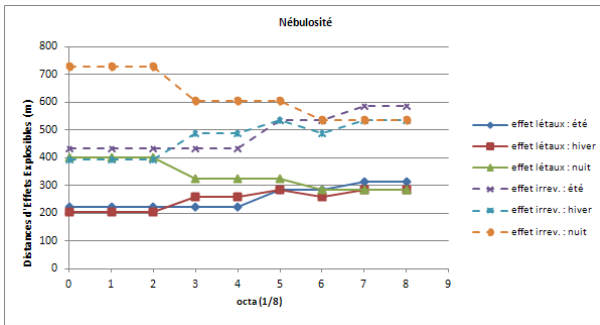


Figure 54 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la nébulosité

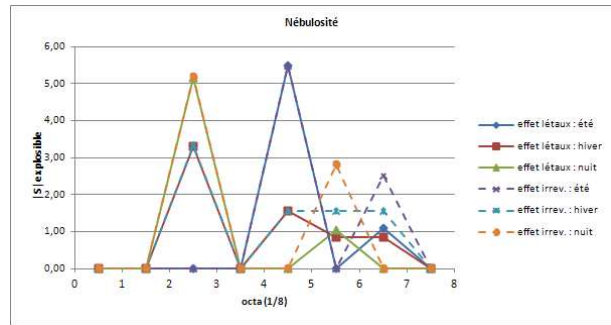


Figure 55 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la nébulosité

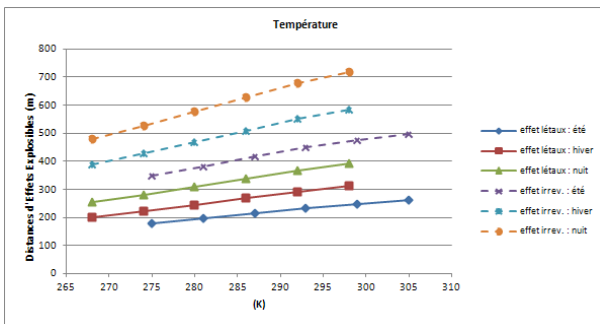


Figure 56 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température

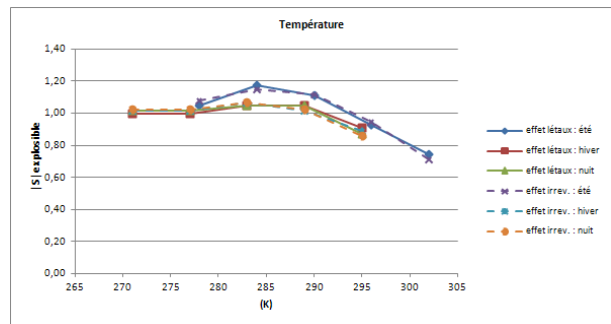


Figure 57 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température

Les Figures 58 et 59 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de l'indice multi-énergie en cas de variation de ce paramètre.

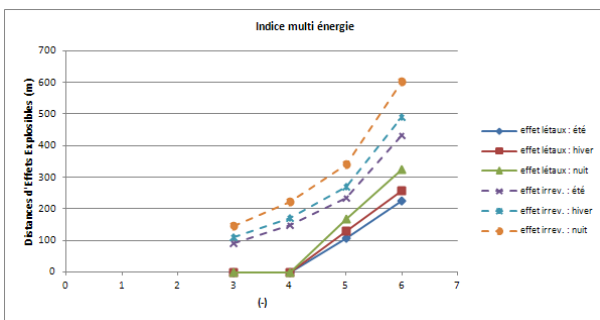


Figure 58 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice multi-énergie

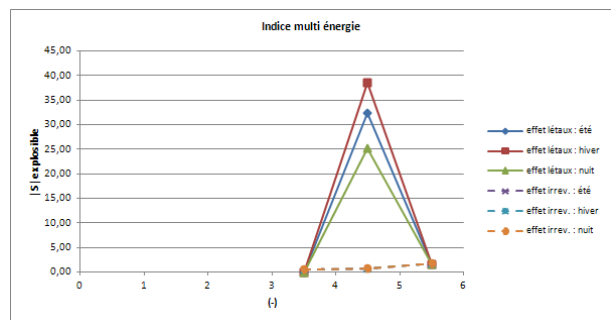


Figure 59 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice multi-énergie

Comme pour la taille de brèche, l'influence de l'indice multi-énergie sur les valeurs de distances d'effets est triviale : strictement croissante en fonction de l'indice. Il est toutefois intéressant de

mettre en avant l'amplitude des variations des distances d'effets au regard d'une faible variation de l'indice multi-énergie (pour des valeurs comprises entre 4 et 6) et ce spécialement pour les effets létaux.

Les Figures 60 et 61 présentent respectivement l'évolution des distances et de l'indice de sensibilité de la hauteur de rugosité en cas de variation de ce paramètre

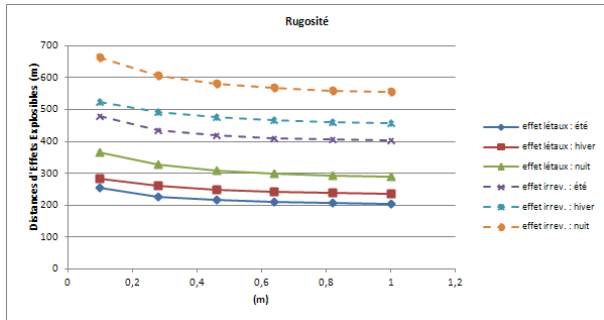


Figure 60 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité

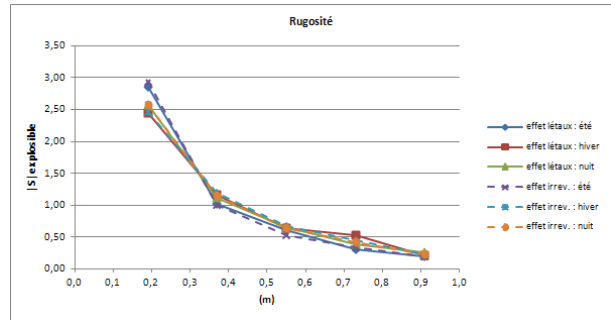


Figure 61 : Indices de sensibilité dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité

Contrairement aux résultats issus de la méthode de screening et de l'étude de sensibilité locale relative à l'ammoniac [Pagnon 2011], le sens et l'amplitude des variations sont aisément caractérisables. Les distances d'effets sont fonctions monotones décroissantes de la hauteur de rugosité. L'intensité de cette influence est elle aussi une fonction décroissante de la hauteur de rugosité. Ce résultat est difficile à expliquer, et comme précédemment, on peut émettre l'hypothèse que l'influence de la hauteur de rugosité dépend d'autres variables (interaction entre variables).

Les Figures 62 et 63 présentent respectivement l'évolution des distances en cas de variation de la hauteur de rejet et de la masse initialement contenue.

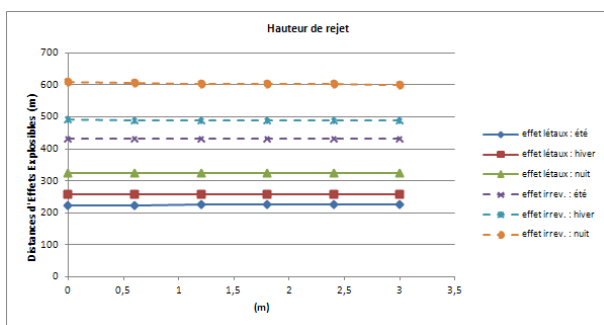


Figure 62 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet

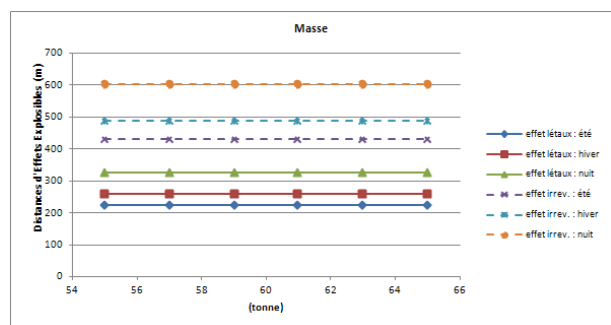


Figure 63 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue

La hauteur de rejet (dans le cas d'une rupture franche) et la masse de produit initialement contenu dans la capacité n'ont pas d'influence sur les distances d'effet. La non influence de la masse initiale (à l'intérieur de la plage de valeurs testées) est due au fait que la forme du nuage explosible atteint très rapidement un état stationnaire.

9.4.3. Synthèse de l'étude locale de sensibilité appliquée au propane

Les résultats obtenus au moyen de l'étude de sensibilité locale confirment ceux obtenus au moyen de la méthode de screening et qui sont : une influence nulle de la **masse**, une influence très grande des **paramètres météorologiques** et de l'**indice multi-énergie**.

L'étude de sensibilité locale a notamment permis d'analyser (certes sur un domaine restreint) le degré de continuité et de monotonie de la réponse du modèle à la variation d'un paramètre testé.

Certaines variables ont donc une influence monotone sur le calcul de distance d'effet. Il s'agit de la **température** (fonction croissante monotone et linéaire), de l'indice de **nébulosité** (fonction croissante non continue le jour, fonction décroissante non continue la nuit), de la **vitesse de vent** (fonction décroissante la nuit) et de l'**indice multi-énergie** (fonction croissante monotone).

D'autres variables ont une influence non monotone sur le calcul des distances d'effets : **vitesse de vent** (le jour). On supposait ce type de résultat possible après l'analyse de sensibilité locale de l'ammoniac.

Enfin, dans le cas étudié, la distance d'effet est une fonction décroissante monotone de la rugosité.

9.5. Consolidation de l'analyse locale de sensibilité

L'analyse locale de sensibilité permet de manière aisée et intuitive la mise en évidence du comportement du système à la variation de l'un de ses paramètres d'entrée.

Malheureusement, ce genre de méthode n'explore qu'une infime partie de l'espace des données d'entrée dans la mesure où elle nécessite le gel (à une valeur fixée) des variables d'entrée non testées. Précédemment, cette valeur fixe a été choisie dans la partie « centrale » de l'intervalle de valeurs testées (à l'exception de la masse initialement contenue qui a été prise égale à la valeur maximale soit 65 tonnes).

Les études locales de sensibilité sont donc réappliquées en fixant dans un premier temps les paramètres non testés à leur valeur minimale et dans un deuxième temps en les fixant à leur valeur maximale comme le montre la Figure 64 (cas à trois paramètres d'entrée).

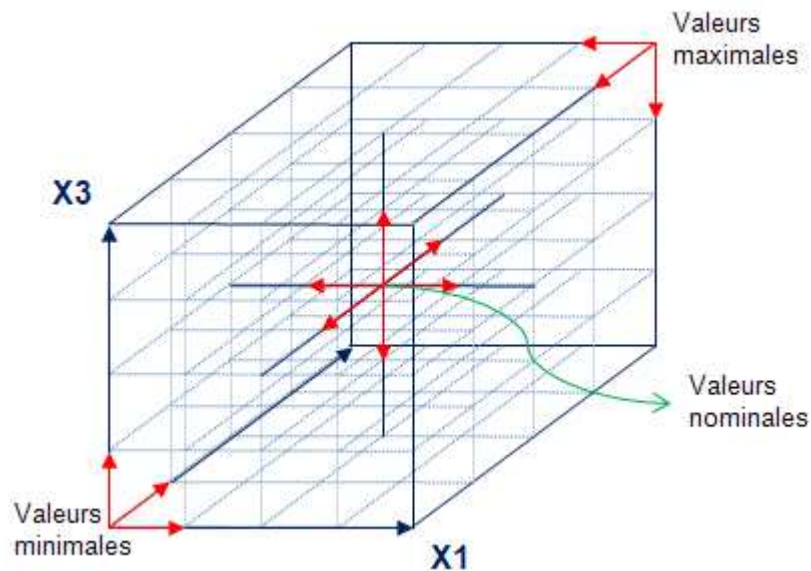


Figure 64 : Schéma de consolidation de l'étude de sensibilité, exemple avec 3 variables

Les valeurs utilisées sont indiquées en Table 23. Le but est de confirmer (ou d'infirmer) les résultats précédemment obtenus au moyen de l'analyse de sensibilité locale avec une valeur nominale « centrée ». Il ne s'agira pas d'une démonstration mathématique absolue de la continuité du comportement du modèle sur l'ensemble de son espace d'entrée.

	Valeurs nominale		
	Valeur centre (cf. chapitre précédent)	Valeur minimale (passage 1)	Valeur maximale (passage 2)
Nébulosité (-)	3	0	8
Vitesse de vent (m/s)	3 m/s	1	9
Rayon fuite (m)	0,04 m	0,04 m (Valeur fixe correspondant à une rupture franche)	
Rugosité (m)	0,3 m	0,1	1
Hauteur de rejet (m)	1 m	1 (pris égal à la valeur de hauteur de rugosité maximale afin d'éviter des interactions numériques)	3
Hauteur de liquide (m)	0 m	0 m (pas de variation car variable non influente)	
Température (K)	été : 290 K hiver : 283 K nuit : 283K	été : 275 K hiver : 268 K nuit : 268 K	été : 305 K hiver : 298 K nuit : 298 K
Masse (t)	65 t	55 t	65 t
Indice multi-énergie	6	5 (l'indice multi-énergie n'influe pas sur le calcul de dispersion, prendre un indice strictement inférieur à 5 a pour unique conséquence d'empêcher le calcul des distances des effets létaux. Il est donc choisi comme valeur minimale l'indice 5)	6

Table 23 : Valeurs utilisées pour l'inter-comparaison des études de sensibilité

9.5.1. Analyse de sensibilité à la frontière du domaine appliquée à l'ammoniac

Les Figures 65 et 66 présentent l'évolution des distances en cas de variation du rayon de brèche avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

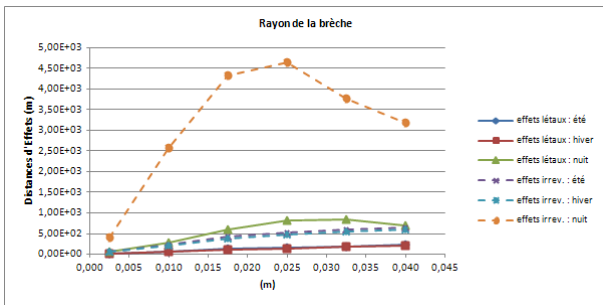


Figure 65 : Distances d'effets dans le cas de l'ammoniac avec variation du rayon et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

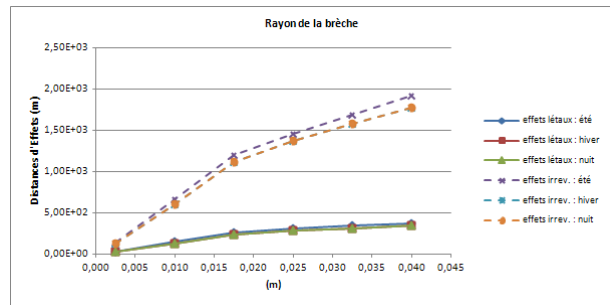


Figure 66 : Distances d'effets dans le cas de l'ammoniac avec variation du rayon et jeu de valeurs maximale pour les autres paramètres

Globalement les courbes ont, pour les trois cas tests, approximativement la même allure : augmentation continue des distances en fonction du rayon de brèche puis dans certains cas (plus prégnant en période nocturne donc en classe très stable) inflexion (valeurs centrées et maximales), voire inversion de tendance (décroissance pour le jeu de valeurs minimales) à partir d'un rayon de brèche approximativement égal à 25 mm. Il est toutefois analysé pour chaque nouveau cas test ce qui le différencie des autres tout en tentant d'en donner une explication logique.

Cas test « valeur maximale » :

Les courbes nuit et hiver sont confondues car elles ont un même vecteur de données d'entrée (même stabilité (D), même température). La différence entre ces deux courbes et la courbe « été » n'est due qu'à la différence de température.

Cas test « valeur minimale » :

Les courbes « été » et « hiver » sont quasiment confondues ; à l'exception de la température de référence, leurs vecteurs de données d'entrée sont identiques (notamment une même classe de stabilité (A) mais des températures différentes (280 K ; 290 K)). Cette similarité des courbes confirme la faible influence de la température sur le résultat final.

Ce qui était pressenti se confirme : en raison de l'influence contradictoire générée par l'augmentation du débit à la brèche (augmentation de la concentration en un point donné d'observation mais diminution de la durée passage du nuage), il est possible d'obtenir des distances d'effets plus faibles en augmentant la taille de brèche en cas de rejet de gaz de gaz toxique d'une

capacité à volume fini. Ce phénomène semble apparaître notablement plus rapidement dans le cas d'une classe stable (nuit).

Les Figures 67 et 68 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de la vitesse de vent avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

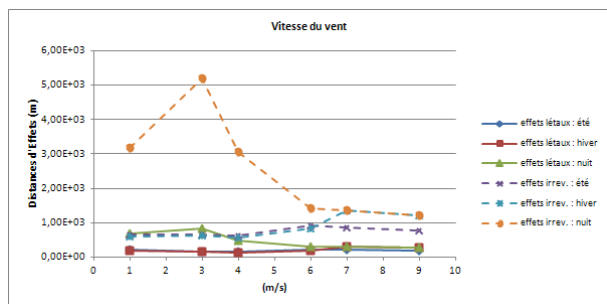


Figure 67 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

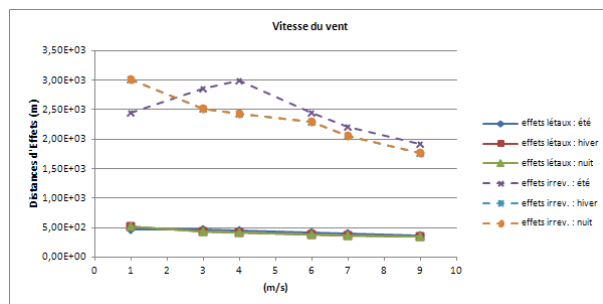


Figure 68 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Comme lors de l'étude locale de sensibilité précédemment menée, il est difficile de dégager une tendance simple. Globalement, et ce pour les trois cas tests, les distances d'effets sont fonctions croissantes de la vitesse de vent pour des classes de stabilité instable à neutre et fonctions décroissantes pour des classes de stabilité très stables. On constate aussi des discontinuités dues à des transitions de classe de stabilité.

Les Figures 69 et 70 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de l'indice de nébulosité avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

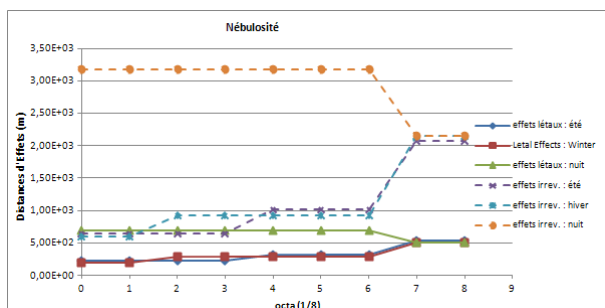


Figure 69 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

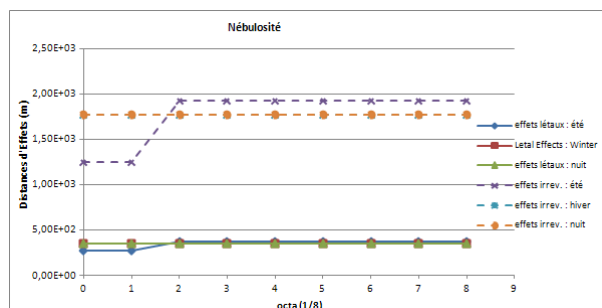


Figure 70 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Les courbes ont, pour les trois cas tests, approximativement la même forme (croissance discontinue pour des périodes diurnes (classe très stable) et décroissance discontinue pour les périodes nocturnes (classe instable à neutre). Le cas test « valeur maximale » est plus atypique car une très faible évolution des distances d'effet est observée. Ce phénomène est dû au fait qu'avec une valeur de vent importante (9 m/s), la classe de stabilité évolue très peu (voire pas du tout) quel que soit l'indice de nébulosité.

Les Figures 71 et 72 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de la température avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

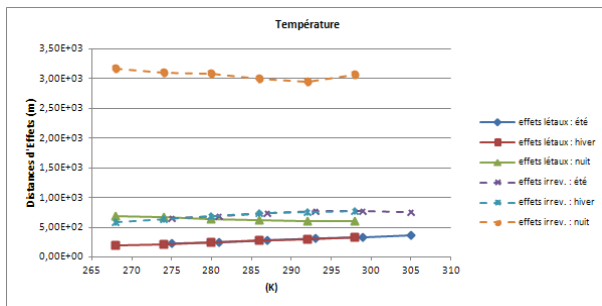


Figure 71 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

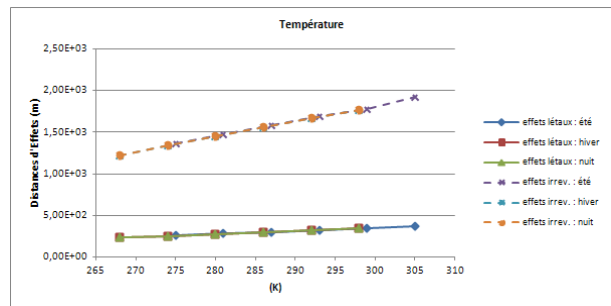


Figure 72 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la température et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Les courbes des cas test « valeur centre » et « valeur maximale » ont toutes un comportement identique (croissance continue et linéaire en fonction de la température). Deux courbes (périodes nocturnes donc une classe de stabilité F) du cas test « valeur minimale » ont un comportement plus atypique : l'influence de la température n'est ni forcément monotone (effets létaux), ni forcément croissante (effets irréversibles). Cette décroissance est faible : les distances d'effets évoluent peu (entre 3 et 8 % autour de leur valeur moyenne). Ce constat n'invalidé pas l'hypothèse faite sur la croissance des distances d'effets en fonction de la température mais remet en cause son caractère systématique.

Les Figures 73 et 74 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de la hauteur de rugosité avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

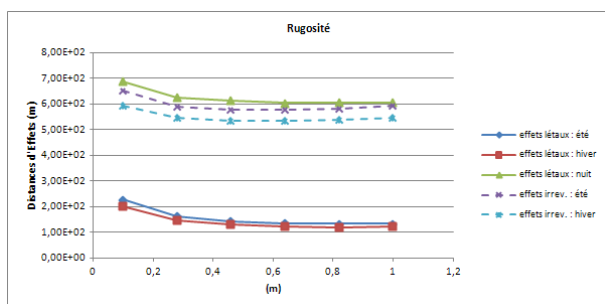
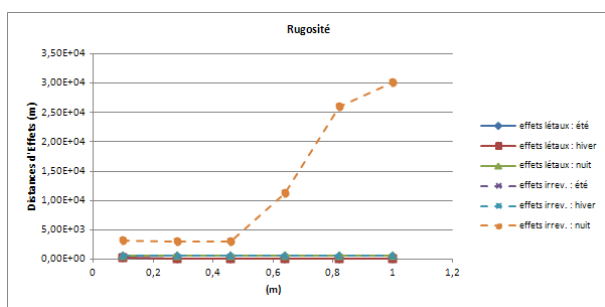


Figure 73 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres (avec et sans courbe « effets irréversibles nuit »)

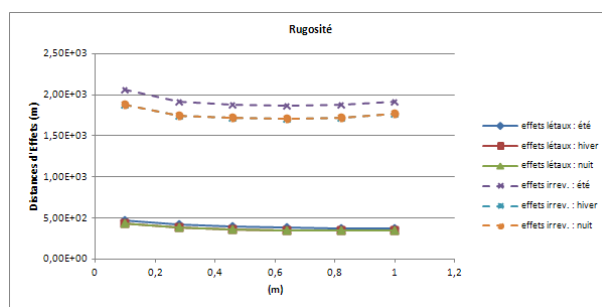


Figure 74 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Comme lors d'étude locale de sensibilité précédemment menée, il est difficile de dégager une tendance simple (pas de monotonie dans la croissance ou la décroissance).

Le cas test « valeur minimale » confirme le fait qu'utiliser une hauteur de rugosité élevée, tout en ayant peu de sens compte tenu de la famille de logiciel de modélisation de la dispersion utilisé (qualifié pour des terrains plats), peut générer des aberrations numériques (courbe « effet irréversible : nuit »).

Les Figures 75 et 76 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de la hauteur de rejet avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

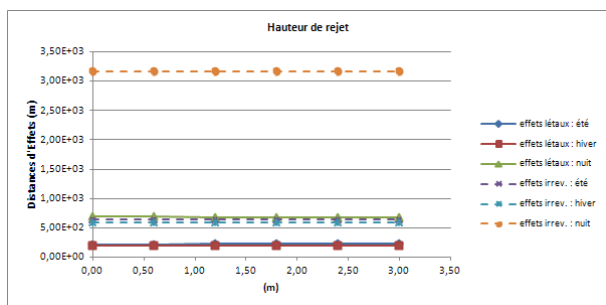


Figure 75 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

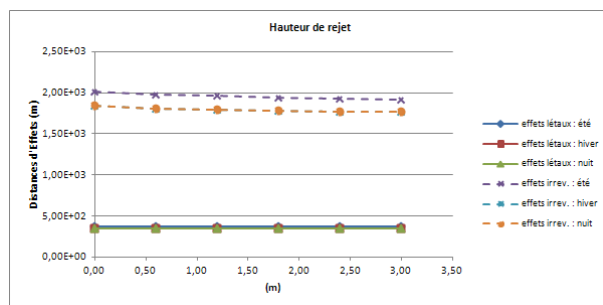


Figure 76 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Dans la plage de valeurs testées, aucune influence de la hauteur de rejet n'est constatée sur la distance d'effet et ce pour les trois cas test.

Les Figures 77 et 78 présentent, en cas de rupture franche d'ammoniac, l'évolution des distances en cas de variation de la masse contenue avec respectivement le jeu de valeurs minimales et maximales pour les autres paramètres (non testés).

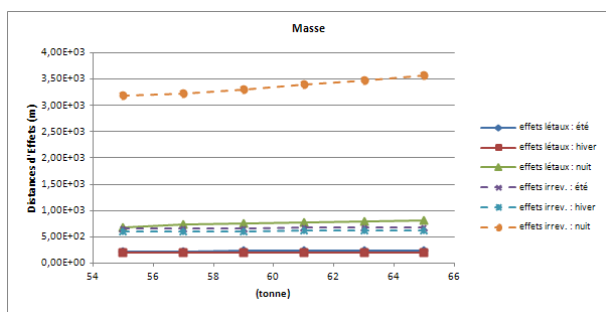


Figure 77 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

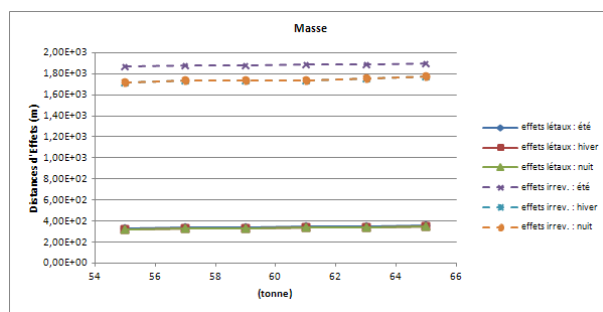


Figure 78 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche d'ammoniac avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

Pour les trois cas test, on constate une croissance faible et continue des distances d'effets en fonction de la masse initialement contenue. Cette augmentation est due à l'augmentation de la durée de rejet donc à l'augmentation de la durée de passage du nuage toxique en un point d'observation donné.

9.5.2. Analyse de sensibilité à la frontière du domaine appliquée au propane

Pour tous les paramètres testés (rayon de brèche, vitesse de vent, indice de nébulosité, température, hauteur de rugosité, masse contenue, hauteur de rejet), le constat est identique : les courbes « valeur centre », « valeur minimale » et « valeur maximale » (présentées en Figures 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91 et 92) ont toutes un comportement identique.

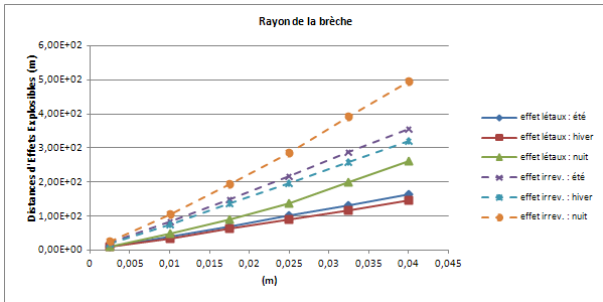


Figure 79 : Distances d'effets dans le cas du propane avec variation du rayon et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

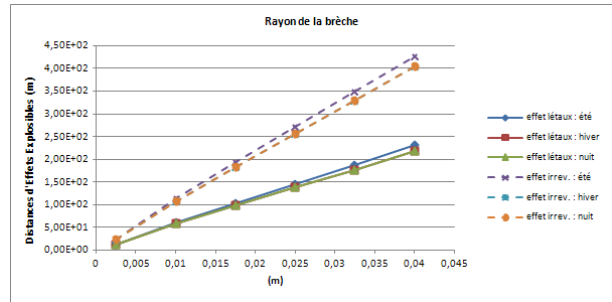


Figure 80 : Distances d'effets dans le cas du propane avec variation du rayon et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

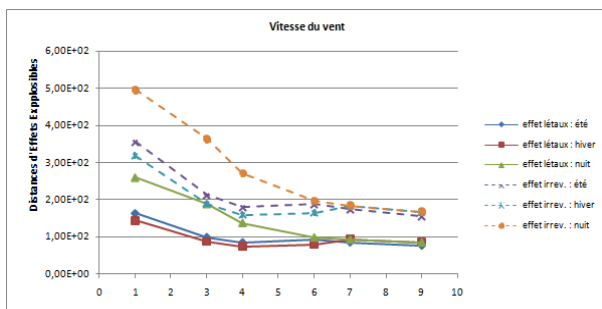


Figure 81 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

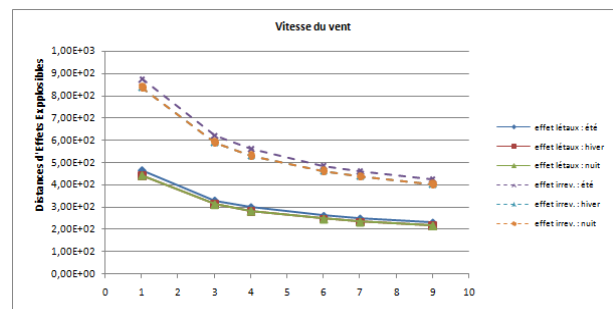


Figure 82 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la vitesse de vent et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

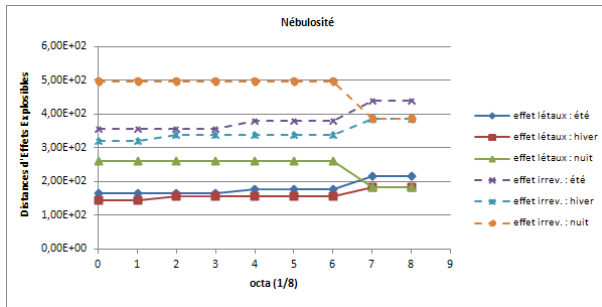


Figure 83 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

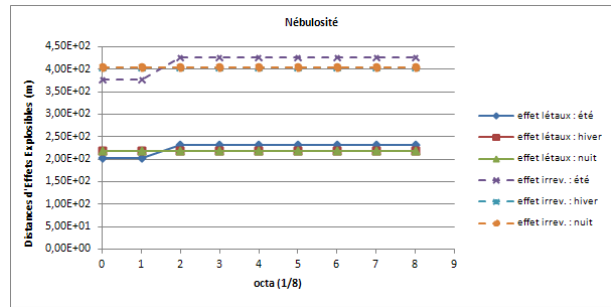


Figure 84 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de l'indice de nébulosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

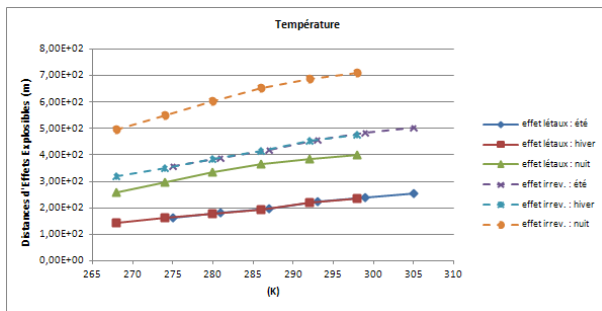


Figure 85 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

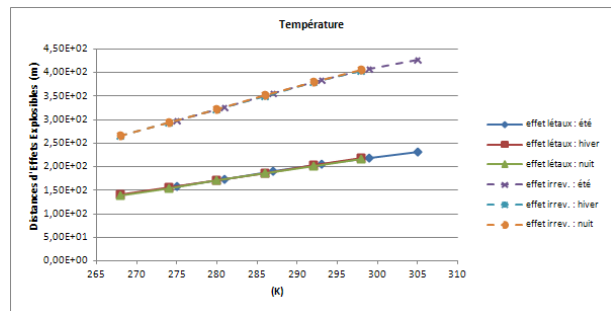


Figure 86 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la température et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

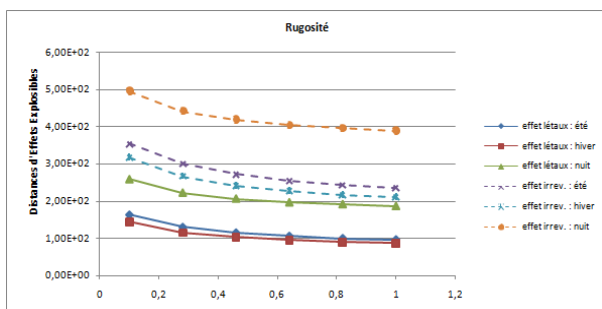


Figure 87 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

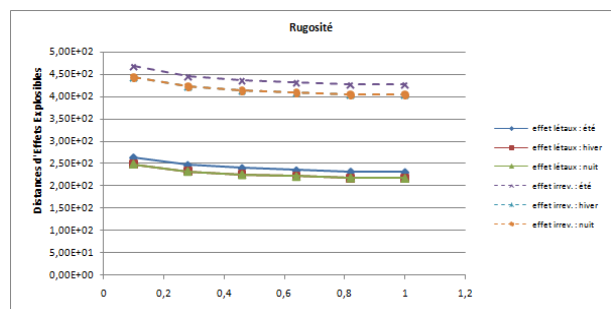


Figure 88 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rugosité et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

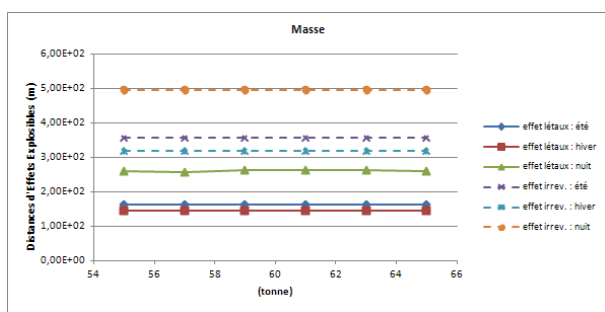


Figure 89 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

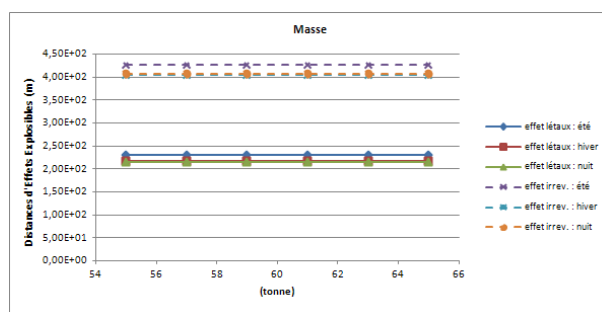


Figure 90 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la masse contenue et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

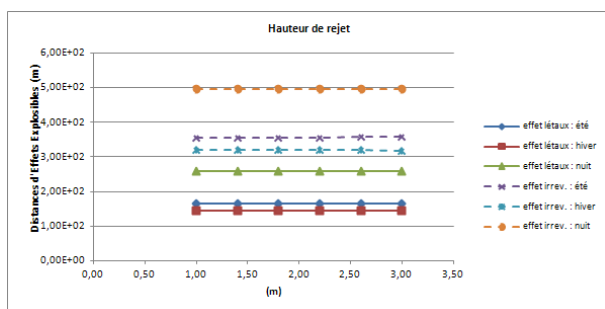


Figure 91 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs minimales pour les autres paramètres

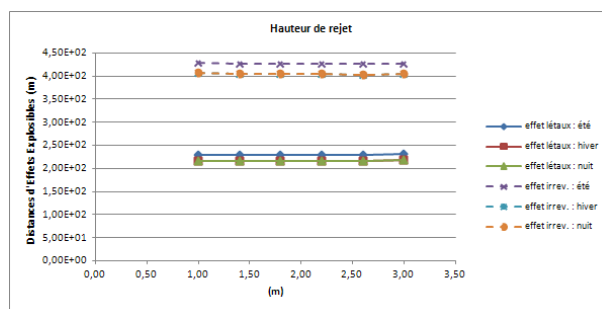


Figure 92 : Distances d'effets dans le cas d'une rupture franche de propane avec variation de la hauteur de rejet et jeu de valeurs maximales pour les autres paramètres

9.5.3. Résultats de cette inter-comparaison avec deux nouveaux cas tests

La comparaison des courbes pour les trois cas test confirme les résultats obtenus avec l'étude de sensibilité se basant sur les valeurs « centrées ». Les courbes obtenues ont toutes un comportement identique quel que soit le cas test étudié.

Cette inter-comparaison a permis la mise en évidence d'un phénomène qui avait été envisagé comme possible : dans le cas d'un nuage toxique généré par une fuite sur capacité de taille finie, une augmentation de taille de brèche peut, au-delà d'une certaine valeur, provoquer une décroissance des distances d'effet. Ce résultat est tout de même contre-intuitif.

A noter qu'une augmentation de la température ne génère pas systématiquement une augmentation des distances d'effets (ammoniac). Sur l'ensemble des vingt-quatre courbes représentant l'évolution des distances en fonction de la température, seules deux courbes font apparaître des

zones de décroissance. La décroissance obtenue reste néanmoins assez faible : les distances évoluent peu (entre -3 et -5 % en dessous de leur valeur moyenne).

Une augmentation du débit (due à l'augmentation de pression à l'intérieur de wagon) peut donc être compensée par un autre phénomène sans doute purement atmosphérique (comme par exemple une évaporation plus rapide du fluide contenu sous forme de gouttelettes dans le nuage de gaz ce qui, dans le cas de l'ammoniac, le fera se comporter plus rapidement comme un gaz passif). Ce constat n'invalide pas l'hypothèse faite sur la croissance des distances d'effets en fonction de la température mais remet en cause son caractère systématique.

SYNTHESE

L'étude locale de sensibilité a permis de confirmer en grande partie les résultats obtenus au moyen de la méthode de screening notamment la **caractérisation de l'influence globale des variables d'entrée**. Dans l'analyse locale de sensibilité, il a été évalué, pour chaque grande configuration (produit, taille brèche), un indice de sensibilité qui confirme la hiérarchisation, issue de la méthode de Morris, des variables d'entrée (en fonction de leur influence sur le calcul des distances d'effet).

L'étude locale de sensibilité a rendu possible la caractérisation, pour une variable donnée, de la manière (croissance / décroissance, monotonie, continuité / discontinuité) dont la distance d'effet est influencée par ce changement.

Certaines variables ont un effet monotone sur l'estimation des distances d'effets comme la température et la nébulosité. Une augmentation continue de la **température** génère (dans la majorité des cas testés) une augmentation continue monotone de la distance d'effet. Une augmentation continue de l'indice de **nébulosité** génère une augmentation monotone de la distance d'effet le jour une diminution monotone la nuit.

Certaines variables ont (ou pourraient avoir) un effet non-monotone sur l'estimation des distances d'effet. Dans la plupart des cas, la **vitesse de vent** a une influence décroissante monotone sur les distances d'effet. Cependant, il est délicat de faire la distinction entre l'influence directe du vent sur les mécanismes de dispersion et celle, moins directe, sur la sélection de la classe de stabilité.

Certaines variables influent très faiblement sur l'évaluation des distances d'effet. C'est le cas de la **hauteur de rejet** (entre 0 et 1 m, la sensibilité est la plus élevée sans doute en raison d'une interaction avec la hauteur de rugosité [Ermak 1990]). La **masse de produit** initialement contenu dans la capacité n'a aucune influence dans le cas d'un gaz inflammable (dans l'intervalle de valeurs étudiées). Dans le cas d'un nuage toxique, cette masse a une faible influence en cas de rupture franche et aucune influence en cas de fuite.

Certains paramètres, comme la **température** et la **rugosité**, ont une influence significative. La **température** influe d'ailleurs de manière constante.

Enfin, des paramètres ont une forte, voire très forte, influence. Il s'agit notamment des paramètres météorologiques comme la **vitesse de vent** et l'indice de **couverture nuageuse**. Dans le cas de gaz inflammables, la valeur de **l'indice multi-énergie** est déterminante et plus particulièrement pour les effets létaux et ce pour des valeurs d'indice proches de 5.

Enfin, l'étude de sensibilité locale a confirmé l'existence de variables ayant une influence complexe sur le résultat final comme la **hauteur de rugosité**.

PARTIE V : AIDE A LA PRISE DE DECISION EN FONCTION DE LA CLASSIFICATION OPERATIONNELLE DES DONNEES D'ENTREE

INTRODUCTION

Les parties et chapitres précédents ont mis en avant les points suivants : pour un même accident (impliquant un gaz liquéfié sous pression toxique ou inflammable), la variabilité des résultats est très forte. En tentant de minimiser le nombre de données d'entrée, cette variabilité peut être atténuée mais reste importante. De plus, le poids de chaque paramètre dans cette variabilité n'est pas identique.

Cette partie est donc consacrée à l'élaboration et à la mise en application d'une méthode de prise en compte différenciée de chaque variable terrain dans l'estimation des distances d'effets pouvant être générées par la fuite d'un gaz toxique ou inflammable. L'objectif de cette méthode est de tenir compte de cette variabilité à la fois en entrée du modèle (certains paramètres ont une valeur incertaine) mais aussi en sortie du modèle (plusieurs distances d'effets sont possibles). Pour ce faire, cette partie se compose de deux chapitres.

Le premier chapitre pose les bases d'une classification opérationnelle des données d'entrée. Cette classification s'appuie sur l'influence de chaque paramètre sur l'estimation des distances d'effets et sur le caractère incertain du paramètre d'entrée (difficultés de récupération de valeur, valeur imprécise, caractère intrinsèquement variable).

Pour chaque typologie de paramètres d'entrée, une stratégie distincte d'intégration des variables d'entrée dans l'estimation des distances est proposée. Cette prise en compte différenciée se fait à la fois par la manière dont la valeur est renseignée (valeur issue du terrain / valeur par défaut) mais aussi par son introduction dans le modèle (valeur unique / plage de valeurs).

Le deuxième chapitre est consacré à la mise en application de cette méthode. Afin d'évaluer les écarts de résultats entre une approche « classique » d'évaluation des distances d'effets (évaluation par un expert en modélisation) et l'approche proposée, ces deux méthodes sont appliquées aux deux cas tests ayant servi à l'élaboration des études de sensibilité (fuite d'ammoniac et propane liquéfiés sous pression).

Au moyen de la méthode statistique, les résultats obtenus ne sont plus une valeur unique mais un ensemble de valeurs. Ce genre de résultat peut s'avérer être difficilement assimilable et interprétable en situation d'urgence. Un sous-chapitre s'attache à proposer des solutions pour retranscrire de manière opérationnelle, voire intuitive, cette nouvelle typologie de résultats.

Chapitre 10 : Mise en place d'une classification opérationnelle des données d'entrée

10.1. Proposition de critères de classification des données d'entrée

10.2. Classification des données d'entrée du modèle

10.3. Stratégie de prise en compte des variables et de leurs incertitudes

10.1. Proposition de critères de classification des données d'entrée

Sur la base des résultats obtenus grâce à l'étude de sensibilité et des moyens de mesures implantés à demeure ou pouvant être rapidement mis en place par les services de secours, il est possible d'établir une **classification opérationnelle** des variables d'entrée. Chaque variable d'entrée peut être caractérisée en fonction des critères suivants :

Influente / pas influente : une variable peut être influente ou au contraire ne pas l'être (ou de manière très faible) sur le résultat final (exemple : hauteur de liquide par rapport à la brèche).

Dans le cas où la variable n'a pas une influence nulle (ou très faible) sur le résultat final, deux autres critères peuvent être renseignés :

Mesure instrumentée / non instrumentée (« manuelle ») : certaines variables peuvent être évaluées par des instruments de mesure. Dans ce cas, l'incertitude sur la valeur mesurée est celle de l'instrument de mesure et peut être considérée comme très faible (exemple : vitesse de vent, température). D'autres variables d'entrée sont estimées via un jugement d'expert (exemple : indice de nébulosité, taille de brèche). Rentrent dans cette catégorie, les variables ayant intrinsèquement un mode d'évaluation flou (exemple : hauteur de rugosité, indice multi-énergie). Dans cet autre cas, l'information recueillie est qualitative.

Variabilité de la valeur ou de l'observation. Cette variabilité peut être temporelle : une mesure (ou observation donnée) varie peu pour une durée donnée (dans notre cas qui pourrait être fixée à une heure) (exemple : température, nébulosité) ou au contraire peut varier de manière très importante en très peu de temps (exemple : vitesse de vent). Cette variabilité peut aussi être géographique : une mesure (ou observation donnée) varie peu quel que soit l'endroit de mesure (dans notre cas qui pourrait être une zone d'une dizaine de km²) (exemple : couverture nuageuse) ou au contraire peut varier de manière très importante en fonction du lieu de mesure ou d'observation (exemple : indice multi-énergie).

Pour une variable donnée, en fonction de la valeur prise pour chacun de ces trois critères, une stratégie de prise en compte de cette variable (et de son incertitude) dans le modèle d'évaluation des distances d'effets peut être proposée.

10.2. Classification des données d'entrée du modèle

Chaque variable d'entrée nécessaire au modèle d'évaluation des distances d'effets est caractérisée en fonction des critères énoncés ci-avant. Le résultat de cette caractérisation est donné en Table 24.

Variable	Influence	Type de mesure (metrical uncertainty)	Variabilité (durée ou espace) (temporal uncertainty)	N°
Vitesse de vent	Très forte	Instrumentée	Variable (temps et espace)	1
Température ambiante	Forte	Instrumentée	Constante	2
Nébulosité	Très forte	Manuelle	Constante	3
Hauteur de rugosité	Non négligeable	Manuelle	Variable (espace)	4
Volume initial de produit	Toxique : Non négligeable	Instrumentée (lors du remplissage puis transmis à Présence Fret)	Constante	5
	Inflammable : Nulle			
Hauteur de produit par rapport à la brèche	Nulle			6
Hauteur du rejet par rapport au sol	Nulle			7
Diamètre de brèche	Très forte	Manuelle	Constante	8
Si explosible : indice multi- énergie	Très forte	Manuelle	Variable (espace)	9

Table 24 : Classification des données d'entrée du modèle

Sur la base de cette classification, cinq typologies de variables sont proposées comme indiqué en Table 25 :

Typologie de variable	Variable
(Influence nulle)	Hauteur de produit par rapport à la brèche Hauteur du rejet par rapport au sol Volume initial de produit pour gaz inflammable
(Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Constante)	Température ambiante Volume initial de produit pour gaz toxique
(Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Variable)	Vitesse de vent
(Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Constante)	Nébulosité Diamètre de brèche
(Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Variable)	Hauteur de rugosité Indice multi-énergie

Table 25 : Classification des données en fonction des critères

A partir de cette classification, il peut être envisagé l'élaboration d'une stratégie spécifique de prise en compte de ces variables dans le modèle d'évaluation des distances d'effet.

10.3. Stratégie de prise en compte des variables et de l'incertitude associée

Pour le premier type de variables (**Influence nulle ou très faible**), il est envisagé de leur attribuer une valeur fixe par défaut. Dans le cas étudié, trois variables correspondent à ces critères : la hauteur de produit par rapport à la brèche, la hauteur de rejet par rapport au sol, le volume initial de produit pour un gaz inflammable. Il est proposé de retenir une hauteur de liquide au-dessus de la brèche de 1,50 m (ce qui correspond à une hauteur moyenne de liquide au-dessus de la brèche en cas de brèche en fond de cuve ayant un diamètre de 3 m). Il est proposé de retenir une hauteur au-dessus du sol de 1,00 m (ce qui correspond à une brèche en fond de cuve, de plus cette valeur est suffisamment grande pour éviter des interactions numériques avec une valeur de hauteur de rugosité relativement faible). Enfin, il est proposé de retenir un volume de wagon par défaut de 110 m³ dans le cas d'un gaz liquéfié inflammable.

Pour le deuxième type de variables (**Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Constante**), il est envisagé de continuer à appliquer une méthodologie déterministe : une valeur unique issue de mesures faites sur place est renseignée dans le modèle d'évaluation des distances d'effet. Cette stratégie se base sur l'hypothèse que la mesure instrumentée est précise. Dans le cas étudié, deux

variables correspondent à cette typologie : la température et le volume initial de produit (dans le cas d'un gaz toxique) contenu dans la citerne mobile.

Pour le troisième type de variables (**Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Variable**), il est proposé de ne plus appliquer une approche déterministe (une seule valeur) mais statistique (renseignement d'un intervalle de valeurs). Là aussi, il est fait l'hypothèse que la mesure instrumentée est précise (la variabilité de la valeur due à une imprécision de la mesure est donc considérée comme négligeable). L'amplitude de l'intervalle doit donc retranscrire la variabilité (dans la durée ou dans l'espace) de ce paramètre autour de la valeur mesurée. Dans le cas étudié, une variable correspond à cette typologie : la vitesse de vent. La variabilité géographique de la vitesse de vent est difficilement quantifiable, elle dépend de critères locaux spécifiques. La variabilité temporelle est elle plus facilement accessible. Ainsi, des données sur la variabilité journalière de la vitesse de vent sont disponibles [Paul 1990]. L'amplitude moyenne quotidienne est d'approximativement 2 m/s. En première approche, il est donc proposé d'utiliser l'intervalle de valeur de vitesse s de vent suivant : $[\max(1 \text{ m/s} ; \text{vitesse de vent mesurée} - 1 \text{ m/s}) ; \text{vitesse de vent mesurée} + 1 \text{ m/s}]$.

Pour le quatrième type de variables (**Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Constante**), l'approche statistique est également retenue pour tenir compte de la variabilité de la valeur due à l'imprécision de l'estimation humaine du paramètre. Cette imprécision peut avoir pour origine : des difficultés d'observation (exemple : taille de brèche) ; des modes d'évaluation sujets à interprétation (exemple : nébulosité). Dans le cas étudié, deux variables correspondent à cette typologie : la **nébulosité** et le **diamètre de brèche**.

Comme expliqué précédemment, la nébulosité se mesure à l'aide d'une unité d'évaluation qui s'appelle l'octa et qui correspond à une fraction de 1/8 de la voûte céleste. Cette mesure de la nébulosité se fait généralement de façon empirique. Des dénominations courantes de valeurs ou d'intervalles de valeurs de la nébulosité totale sont associées à la description de l'état du ciel. Selon les critères les plus fréquemment adoptés, trois types de ciel peuvent de ce point de vue être distingués (ciel clair, ciel nuageux, ciel couvert).

Sur la base de ces trois types de ciel, il est proposé de construire trois intervalles de valeurs. Le choix de l'intervalle se fera sur la base de l'observation faite par le premier intervenant : si le ciel est clair alors il choisit l'intervalle 1 ; si le ciel est entièrement occulté alors l'intervalle 3 est retenu, sinon l'intervalle 2 est appliqué. De la même manière qu'avec la logique floue, les intervalles de valeurs (en octa) se recouvrent de la manière suivante : $I1 : \{0 ; 1 ; 2 ; 3\}$; $I2 : \{3 ; 4 ; 5 ; 6\}$; $I3 : \{6 ; 7 ; 8\}$

De toute évidence, le diamètre de brèche est le paramètre le plus difficilement quantifiable. Sur la base de ce constat, il serait illusoire de vouloir définir de nombreux intervalles de valeurs. Il est

donc proposé de n'en construire que deux : un intervalle représentatif des « petites » brèches et un autre représentatif des « grandes » brèches. La borne minimale de l'intervalle 1 (petite brèche) est fixée à celle renseignée dans l'Arrêté du 18 décembre 2009 [MEEDM 2009] qui préconise, dans les gares de triage d'étudier, comme évènement type une fuite de diamètre égale à 5 mm. La borne maximale de l'intervalle 2 (grande brèche) est fixée à l'estimation de la taille de brèche de l'accident de Viareggio [Landucci 2011] soit un diamètre de brèche de 130 mm. De la même manière que pour l'indice de nébulosité, les deux intervalles de valeurs se recouvrent partiellement. Dans la mesure du possible, il est aussi tenté de construire deux intervalles de taille approximativement équivalente. Il est donc proposé *in fine* d'utiliser les deux intervalles de valeurs suivants : I1 (petite fuite) : [5 mm ; 80 mm] ; I2 (grosse fuite) : [50 mm ; 130 mm].

Pour le cinquième et dernier type de variables (**Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Variable**), la variabilité de la valeur due à l'imprécision de l'estimation humaine du paramètre et à celle intrinsèque du paramètre est intégrée avec l'approche statistique. Dans le cas étudié, deux variables correspondent à cette typologie : l'**indice multi-énergie** et la **hauteur de rugosité**.

Ces deux variables ont un mode d'évaluation flou. Les tableaux de correspondance hauteur de rugosité / nature du terrain sont peu précis et donc sujets à interprétation. Pour l'indice multi-énergie, relier la valeur de cette indice à un taux d'encombrement observé est peu satisfaisant car la violence de l'explosion va dépendre, pour un gaz donné, d'autres paramètres non observables : énergie d'inflammation, lieu d'inflammation (centre ou périphérie du nuage). De plus, ces deux paramètres ne sont pas constants dans l'espace : une observation ponctuelle n'est donc pas nécessairement représentative de la zone globale de dispersion du nuage. Pour ces raisons, il est proposé d'abandonner l'idée d'utiliser des « données terrain » pour déterminer des intervalles de valeurs mais d'allouer à chacune de ces deux variables un intervalle unique de valeurs.

Comme expliqué précédemment, tous les indices multi-énergie strictement inférieurs à 3 ne permettent pas d'atteindre la première valeur seuil étudiée (50 mbar). De plus, les courbes d'indice supérieur ou égal à 6 sont confondues pour les niveaux de pression inférieurs à 0,2 bar (200 mbar), surpression supérieure aux deux seuils de surpression étudiés (50 et 140 mbar). Par conséquent, l'intervalle de valeurs choisi pour les indices multi-énergie est le suivant : {3 ; 4 ; 5 ; 6}.

Pour la hauteur de rugosité, afin d'éviter des instabilités numériques dues à une valeur trop proche de la valeur de hauteur de rejet, la valeur de hauteur de rugosité maximale choisie est de 0,5 m ce qui correspond à un terrain de type « parc, buissons » [TNO 2006]. Afin de tenir compte du type de terrain pouvant être très généralement traversé par des wagons de gaz liquéfiés, la valeur minimale de hauteur de rugosité choisie est celle correspondant à un terrain de « Cultures basses, parfois de gros obstacles » soit 0,1 m. L'intervalle de valeurs choisi est donc [0,1 m ; 0,5 m].

Un tableau synthétisant pour chaque variable d'entrée la stratégie de récupération des données et de leur utilisation dans le modèle d'évaluation des distances d'effets est proposé en Table 26 :

Variable	Récupération d'une donnée ou observation terrain	Donnée unique ou intervalle de valeurs	Valeurs (s)	N°
Vitesse de vent	Oui : vitesse de vent	Intervalle de valeurs	[max(1 m/s ; vitesse de vent mesurée - 1m/s) ; vitesse de vent mesurée + 1m/s]	1
Température ambiante	Oui : température ambiante	Valeur unique	Température ambiante mesurée	2
Nébulosité	Oui : - Ciel clair (1) - Ciel entièrement occulté (3) - Entre les deux (2)	Intervalle de valeurs	En octa : I1 : {0 ; 1 ; 2 ; 3} I2 : {3 ; 4 ; 5 ; 6} I3 : {6 ; 7 ; 8}	3
Hauteur de rugosité	non	Intervalle de valeurs	[0,1 m ; 0,5 m]	4
Volume initial de produit	Oui pour gaz toxique	Valeur unique	Volume wagon lu sur wagon ou transmis par Présence Fret	5
	Non pour gaz inflammable		110 m ³	
Hauteur de produit par rapport à la brèche	non	Valeur unique	1,5 m	6
Hauteur du rejet par rapport au sol	non	Valeur unique	1 m	7
Diamètre de brèche	Oui : - Petite brèche (1) - Grande brèche (2)	Intervalle de valeurs	Diamètre en mm : I1 : [5 mm ; 80 mm] I2 : [50 mm ; 130 mm]	8
Si explosible : indice multi-énergie	non	Intervalle de valeurs	{3 ; 4 ; 5 ; 6}	9

Table 26 : Stratégie de récupération des données et de leur utilisation

SYNTHESE

Il a été établi une classification opérationnelle des variables d'entrée en fonction de trois critères : l'intensité de son influence, la façon dont sa valeur est estimée (globalement si elle est mesurée de manière manuelle ou instrumentée, dans ce dernier cas, il est supposé que la valeur mesurée est précise et objective), sa variabilité (temporelle ou spatiale).

Sur la base de ce principe de classification, il a été obtenu cinq typologies de variables : (Influence nulle), (Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Constante), (Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Variable), (Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Constante), (Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Variable).

Pour chacune des cinq typologies, il est proposé d'appliquer respectivement les stratégies suivantes d'intégration dans le code de calcul : valeur unique par défaut, valeur unique basée sur la valeur mesurée, intervalle de valeurs centré sur la valeur mesurée, intervalle de valeurs se basant sur le retour d'expérience ou sur l'ensemble des valeurs possibles.

Chapitre 11 : Éléments pour l'élaboration d'une méthodologie d'aide à la prise de décision

11.1. Calculs itératifs et prise en compte des intervalles de valeurs

11.2. Cas test : ammoniac et propane

11.3. Restitution des résultats issus d'une approche statistique

11.4. Utilisation de SIGALEA comme outil de restitution d'un zonage statistique en situation d'urgence

11.1. Calculs itératifs et prise en compte des intervalles de valeurs

Afin de rendre possible la prise en compte d'intervalles de valeurs, un code permettant la réalisation de calculs itératifs se basant sur le modèle d'évaluation des distances d'effets décrit précédemment a été créé sous Python.

Il permet effectuer des calculs de distances d'effets avec variation des paramètres d'entrée. Pour chaque paramètre, l'utilisateur est invité à entrer une valeur minimale, un nombre d'échantillons à considérer, et, si ce nombre est supérieur à 1, une valeur maximale. Par exemple, si la valeur de la température ambiante est incertaine, l'utilisateur peut décider de faire quatre échantillons de température entre 290 K et 296 K. Il obtiendra ainsi les distances d'effets pour des températures égales à 290, 292, 294 et 296 K. Il peut dans le même temps décider de faire varier aussi le rayon de la brèche, avec deux échantillons compris entre 0,01 et 0,02 m, soit ces deux valeurs. Les calculs de distances d'effets seront donc réalisés pour les couples de paramètres (290 K, 0,01 m), (290 K, 0,02 m), (292 K, 0,01 m), (292 K, 0,02 m), (294 K, 0,01 m), (294 K, 0,02 m), (296 K, 0,01 m), et (296 K, 0,02 m). Les résultats sont enregistrés dans un fichier texte, sous forme de lignes de valeurs.

11.2. Cas test : ammoniac et propane

11.2.1. Objectifs des cas test

Il est proposé d'opérer une comparaison des résultats obtenus au moyen de la méthodologie présentée ci-avant (valeur par défaut, intervalle de valeurs par défaut ou se basant sur des observations) avec celle plus classique utilisée par les experts en charge de la réalisation des modélisations en situation d'urgence (valeur unique par paramètre). Pour ce faire, un cas test est défini comme présenté dans le tableau 27.

Description évènement :	Brèche : de taille importante sur wagon
	Lieu : gare de triage
	Volume wagon : 110 m ³
Date de l'évènement :	Matinée du 30 mars 2012
Conditions météorologiques :	Ciel dégagé
	Vitesse de vent : 5 m/s
	Température extérieure : 15°C

Table 27 : Scénario test pour la comparaison des méthodes d'évaluation

A partir de ce descriptif, il est possible de construire un vecteur de données d'entrée pour les deux méthodes. Ces vecteurs sont présentés en Table 28. Pour la méthode « classique », que l'on désignera par la suite « méthode déterministe », les valeurs issues d'une interprétation des « observations terrain » dépendent de l'expert en charge des modélisations. On pourra remarquer que cette problématique n'existe pas avec la seconde méthode que l'on désignera par la suite « méthode statistique ».

Variable	Méthode déterministe	Méthode statistique	N°
Vitesse de vent	5 m/s	[4 m/s ; 6 m/s]	1
Température ambiante	15°C	15°C	2
Nébulosité	1 octa	{0 ; 1 ; 2 ; 3}	3
Hauteur de rugosité	0,1 m	[0,1 m ; 0,5 m]	4
Volume initial de produit	110 m ³	110 m ³	5
Hauteur de produit par rapport à la brèche	1,5 m	1,5 m	6
Hauteur du rejet par rapport au sol	1 m	1 m	7
Diamètre de brèche	80 mm	[50 mm ; 130 mm]	8
Si explosible : indice multi-énergie	6	{3 ; 4 ; 5 ; 6}	9

Table 28 : Vecteurs de données d'entrée utilisés pour l'inter-comparaison

11.2.2. Brèche sur wagon d'ammoniac

Les premières comparaisons effectuées sont les suivantes : comparaison des distances maximales, analyse de la fonction de distribution cumulative des distances d'effets obtenue au moyen de la méthode statistique, représentativité statistique des valeurs obtenues au moyen de la méthode déterministe.

Les résultats obtenus au moyen de la méthode déterministe et statistique sont respectivement présentés en Tables 29 et 30 :

Méthode	Déterministe
Résultats intermédiaires	Classe de stabilité : B Débit massique (gaz + gouttelettes s'évaporant) : 58 kg/s Durée de rejet : 782 s
Résultat final	DEI : 710 m DEL : 190 m

Table 29 : Résultats obtenus par la méthode déterministe pour le scénario test ammoniac

Méthode	Statistique Pour chaque intervalle de valeurs, échantillonnage de 5 valeurs 300 calculs 12 conditions météorologiques (classe de stabilité, vitesse de vent)
Résultats intermédiaires	Classe de stabilité : B, C Débit massique (gaz + gouttelettes s'évaporant) : de 23 kg/s à 154 kg/s Durée de rejet : de 296 s à 2000 s
Résultat final	Cf. figures ci-dessous DEI max : 1970 m DEL max : 410 m

Table 30 : Résultats obtenus par la méthode statistique pour le scénario test ammoniac

Les distances d'effets obtenues au moyen de la méthode déterministe sont bien évidemment incluses dans les intervalles de valeurs issues de la méthode statistique mais sont très inférieures aux valeurs maximales de ces intervalles.

La première explication triviale est que le rayon maximal utilisé dans la méthode statistique est très sensiblement supérieur à celui utilisé dans la méthode déterministe (130 mm > 80 mm).

Toutefois, si on analyse, à l'aide des Figures 93, 94, 95 et 96, la représentativité statistique des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode déterministe avec la fonction de distribution des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode statistique, on obtient un percentile de 22%

pour les distances des effets irréversibles et de 34% pour les distances des effets létaux. Ces pourcentages sont inférieurs à ceux pouvant être attendus si l'unique explication de cette « sous-évaluation » avait pour origine une minoration du diamètre de brèche (40% des cas simulés ont des valeurs de diamètre de brèche inférieures à 80 mm). Cette sous représentativité est donc due à d'autres paramètres d'entrée qu'il faut déterminer. Pour cela, une série de calculs (de type approche statistique) mais en fixant la valeur diamètre de brèche à 80 mm est effectuée.

Un autre résultat de cette comparaison entre approches est que l'approche déterministe, actuellement utilisée, incite, de manière peut-être inconsciente, l'expert en charge des modélisations à utiliser des valeurs de tailles de brèche qui lui semblent réalistes mais qui ne garantissent en rien le caractère enveloppe du résultat final.

Une fois cette comparaison méthode déterministe / méthode statistique effectuée, il est aussi possible d'analyser les fonctions de distributions cumulatives et non cumulatives des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode statistique.

Comme pour toute analyse statistique, certains estimateurs clés sont évalués et présentés en Table 31 :

	Distance des effets irréversibles	Distance des effets létaux
Valeur Minimale	540 m	130 m
Valeur Maximale	1970 m	410 m
Moyenne (m)	1020 m	220 m
Médiane	940 m	210 m
Ecart type (σ)	350 m	60 m

Table 31 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test ammoniac

Dans le cas où les valeurs se répartissent selon une courbe de Gauss, la moyenne (m) et l'écart type (σ) permettent de déterminer un intervalle dans lequel on trouve une majorité de la population. Ainsi, on trouvera 68 % de la population dans l'intervalle $[m - \sigma ; m + \sigma]$ et 95 % de la population dans l'intervalle $[m - 1,96.\sigma ; m + 1,96.\sigma]$.

Ces estimateurs confirment les résultats présentés dans le chapitre relatif à la hiérarchisation globale de l'étude de sensibilité. Les distances des effets irréversibles sont très fortement dispersées : pour une situation donnée, les distances d'effets évaluées sont comprises dans un rapport 1 à 4 (les effets létaux le sont dans un rapport 1 à 3).

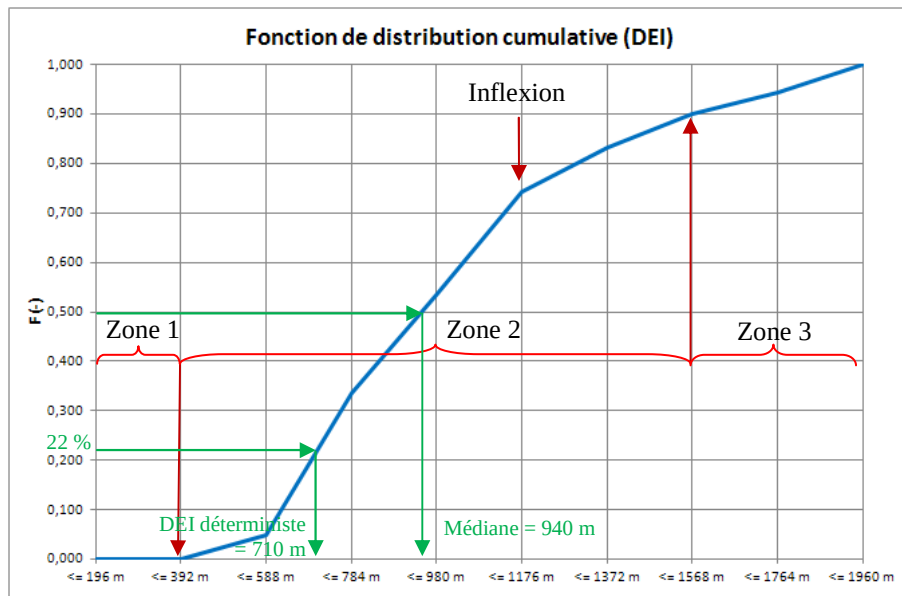


Figure 93 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac)

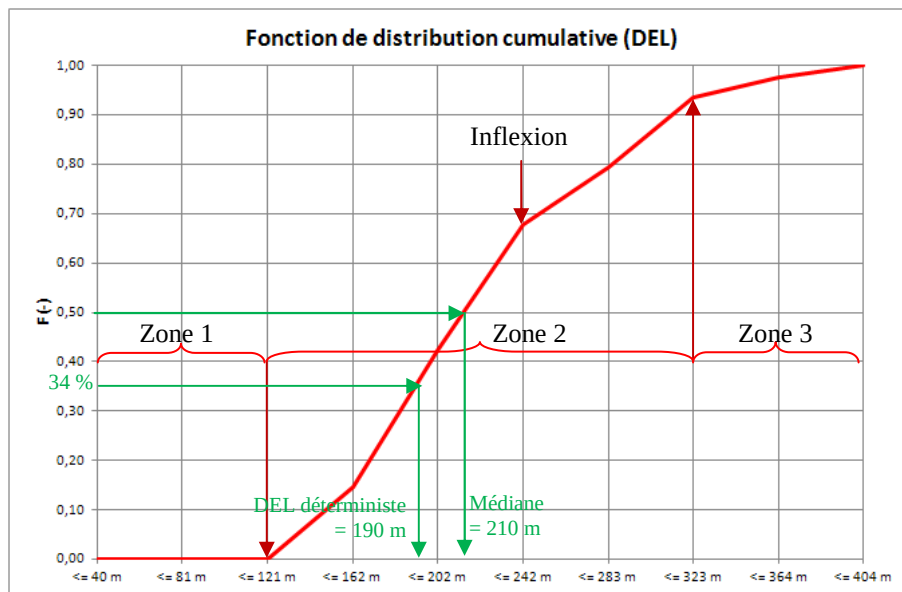


Figure 94 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac)

Les courbes des fonctions de distribution cumulatives des deux types d'effet ont des formes très proches. On peut observer une première zone de distances trop faibles pour être atteintes (qui correspondent aux distances inférieures aux distances minimales indiquées en Table 31). Une deuxième zone qui, globalement, croît de manière linéaire en fonction de la distance jusqu'au

percentile 90 (1500 m pour les effets irréversibles, 300 m pour les effets létaux) où il peut être constaté une inflexion de la courbe jusqu'à la valeur maximale des distances d'effet. Une analyse plus fine de la deuxième zone fait apparaître un autre point de légère inflexion (croissance moins forte) pour des distances correspondant au percentile 70 (1110 m pour les effets irréversibles, 240 m pour les effets létaux).

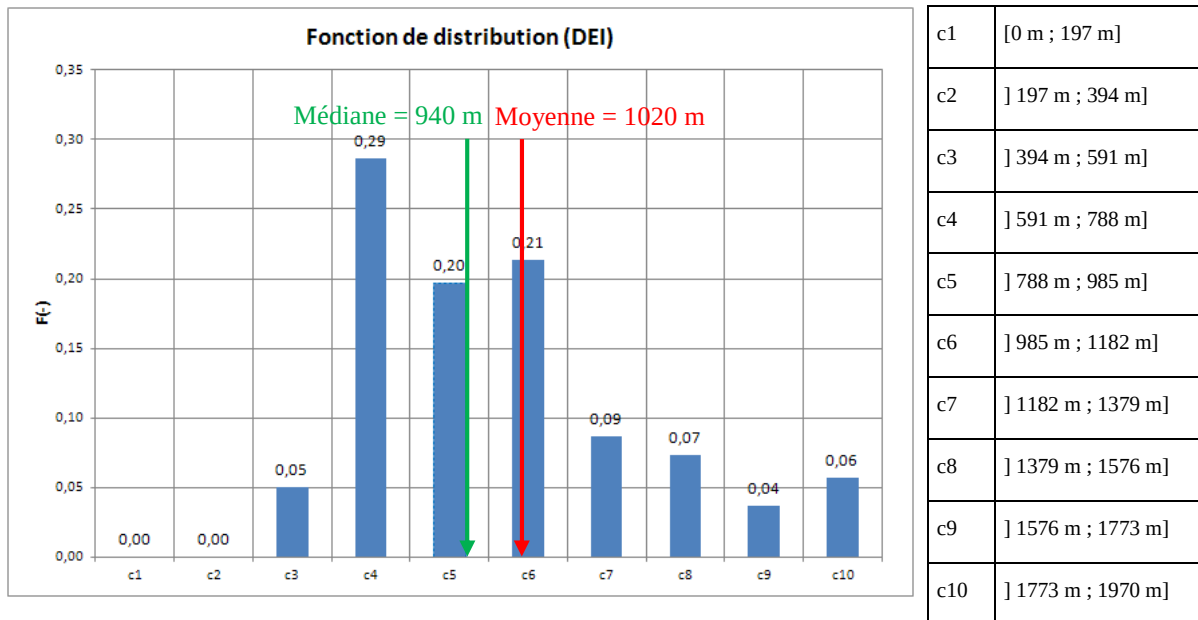


Figure 95 : Fonction de distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac)

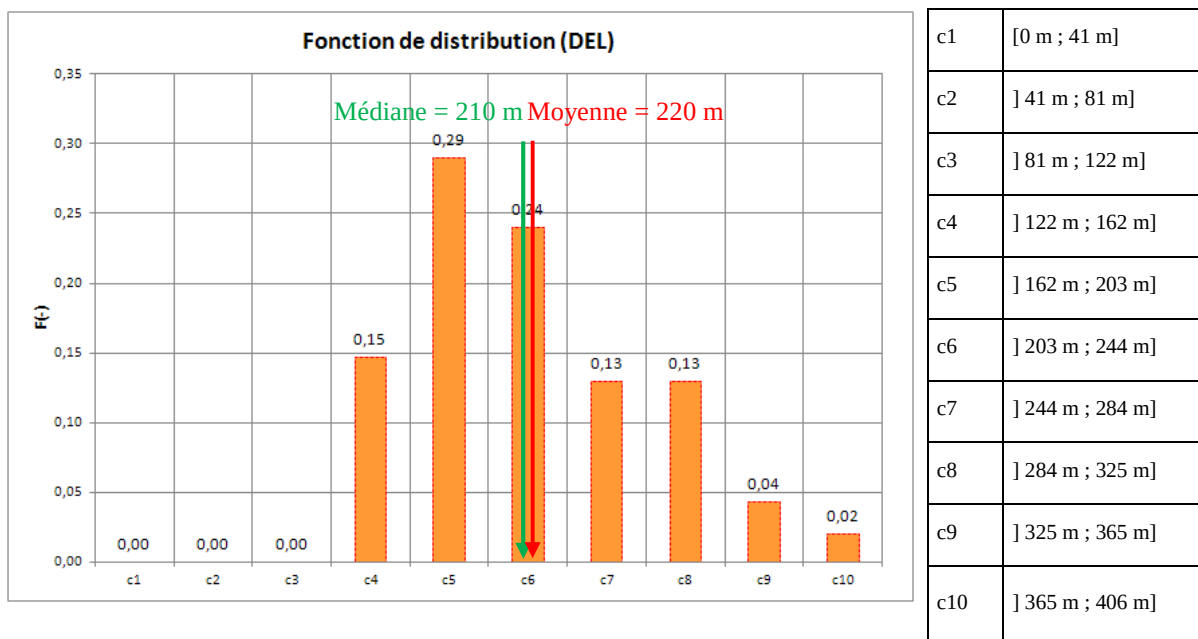


Figure 96 : Fonction de distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac)

Les courbes des fonctions de distribution non cumulatives des deux types d'effet ont-elles aussi des formes très proches : elles dessinent une courbe en cloche centrée sur leurs valeurs médianes. On constate toutefois une asymétrie : certaines valeurs inférieures à la médiane ne sont jamais évaluées. D'un point de vue opérationnel, cette asymétrie ne permet pas la mise en place d'un zonage opérationnel proche de la valeur médiane qui soit statistiquement représentatif.

Afin de vérifier la distribution normale des distances d'effet, il existe un grand nombre de tests de normalité (exemple : test de Kolmogorov-Smirnov). L'un des plus simples est celui de la droite de Henry et sera donc utilisé. La droite de Henry est une méthode graphique qui permet la comparaison d'une distribution gaussienne à celle d'une série d'observations d'une variable numérique continue. En cas d'ajustement, cette droite permet d'estimer aussi facilement la moyenne et l'écart type de cette distribution.

Si X est une variable gaussienne de moyenne (m) et de variance (σ), on a les égalités suivantes :

$$P(X < x) = P((X-m)/\sigma < (x-m)/\sigma) = P(N < t) = \Phi(t) \text{ avec}$$

- $t = (x-m)/\sigma$
- N variable de loi normale centrée réduite
- Φ fonction de répartition de la loi normale centrée réduite

Pour chaque valeur x_i de la variable X , il est possible de calculer, à l'aide d'une table de valeurs de la fonction Φ , $P(X < x_i)$ et d'en déduire t_i tel que $\Phi(t_i) = P(X < x_i)$. Si la variable suit une loi gaussienne, les points de coordonnées $(x_i; t_i)$ sont alignés sur la droite d'équation $t = (x-m)/\sigma$.

Les superpositions de cette droite et des points $(x_i; t_i)$ sont présentées en Figures 97 et 98.

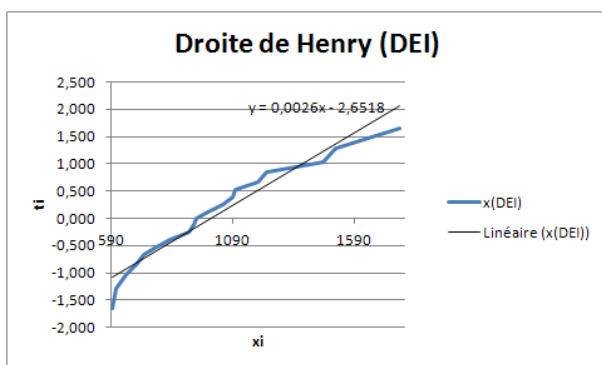


Figure 97 : Test de normalité de la distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac)

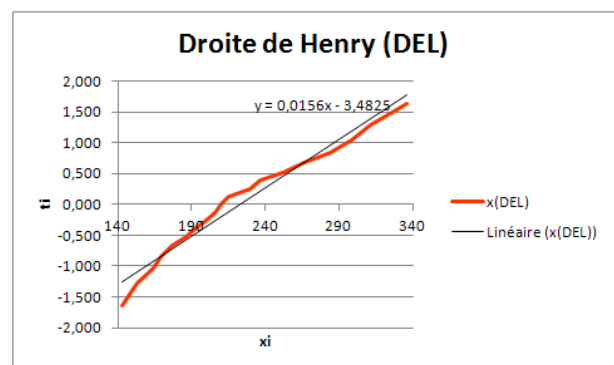


Figure 98 : Test de normalité de la distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (ammoniac)

Si l'on excepte les deux points extrêmes, le test de la droite de Henry confirme le fait que les distances d'effets suivent, globalement, une distribution normale malgré l'introduction dans le modèle de variables suivant une distribution uniforme (les intervalles de valeurs ont été divisés de manière uniforme, chaque valeur ayant le même poids statistique).

La faible représentativité des deux distances d'effets obtenues au moyen de la méthode déterministe peut être, au moins en partie, expliquée par le diamètre de brèche choisi (80 mm alors que la borne maximale dans l'étude statistique est de 130 mm). Toutefois, cette explication n'est pas suffisante. Il existe donc des paramètres moins explicites générant cette faible représentativité statistique. Afin de mettre avant ces paramètres, il a été de réappliqué le même cas test au moyen de la méthode déterministe a été appliquée à nouveau mais en fixant cette fois la valeur du diamètre de brèche à 80 mm (comme dans l'étude déterministe).

Des nouveaux estimateurs clés ont donc été évalués comme présentés en Table 32:

	Distance des effets irréversibles		Distance des effets létaux	
	$\varnothing = 80 \text{ mm}$	$\varnothing \in [50 \text{ mm} ; 130 \text{ mm}]$	$\varnothing = 80 \text{ mm}$	$\varnothing \in [50 \text{ mm} ; 130 \text{ mm}]$
Valeur Minimale	670 m	540 m	160 m	130 m
Valeur Maximale	1270 m	1970 m	310 m	410 m
Moyenne (m)	910 m	1020 m	210 m	220 m
Médiane	750 m	940 m	200 m	210 m
Ecart type (σ)	230 m	350 m	50 m	60 m

Table 32 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test ammoniac avec le diamètre de brèche fixé à 80 mm

L'amplitude entre les valeurs maximales et minimales est globalement divisée par 2 (SEI : 600 m / 1430 m ; SEL : 150 m / 280 m). Les distances d'effets demeurent tout de même fortement dispersées : pour une situation donnée, avec une taille de brèche connue, les distances d'effets évaluées sont comprises dans un rapport 1 à 2.

La représentativité statistique des distances obtenues au moyen de la méthode déterministe augmente sensiblement mais reste faible (SEI : 29 % / 22 % ; SEL : 34 % / 43 %). Après analyse des variables descriptives des cas ayant généré des distances d'effets supérieures à celles obtenues au moyen de la méthode déterministe, il est possible d'avancer plusieurs explications.

La première explication est que dans le cas de l'étude déterministe, la valeur choisie du couple (vitesse de vent ; nébulosité) entraîne l'estimation d'une classe de stabilité B. Dans le cas de l'étude statistique, les intervalles de valeurs choisis pour ces deux variables entraînent l'estimation de deux classes de stabilité possibles : la classe B mais aussi la classe C. Cette classe plus stable génère logiquement l'estimation de distances d'effets plus importantes.

La deuxième explication a pour origine la valeur unique de vitesse de vent. Dans le cas de la méthode statistique, si la vitesse de vent est inférieure à 5 m/s (vitesse utilisée dans la méthode déterministe), alors, pour une même classe de stabilité (en l'occurrence dans ce cas, la classe B), les distances d'effets évaluées sont supérieures à celles estimées avec la méthode déterministe.

Les seuls cas générant des distances d'effets plus faibles à celles estimées dans la méthode déterministe sont les cas qui respectent les trois conditions suivantes : classe de stabilité au plus égale à B (borne inférieure des classes de stabilité), vitesse de vent au moins égale à 5 m/s (borne supérieure des vitesses de vent) et hauteur de rugosité strictement supérieure à 0,1 m.

Comme présenté en Figure 99 (avec l'exemple des distances des effets irréversibles), les fonctions de distribution cumulative sont discontinues. Cette discontinuité est due à un plus faible nombre d'expériences (60 calculs / 300 calculs avec diamètre de brèche non fixé) mais aussi au fait que l'effet du changement de valeur de certains paramètres d'entrée est amplifié par le gel du diamètre de brèche (ce qui était le but recherché).

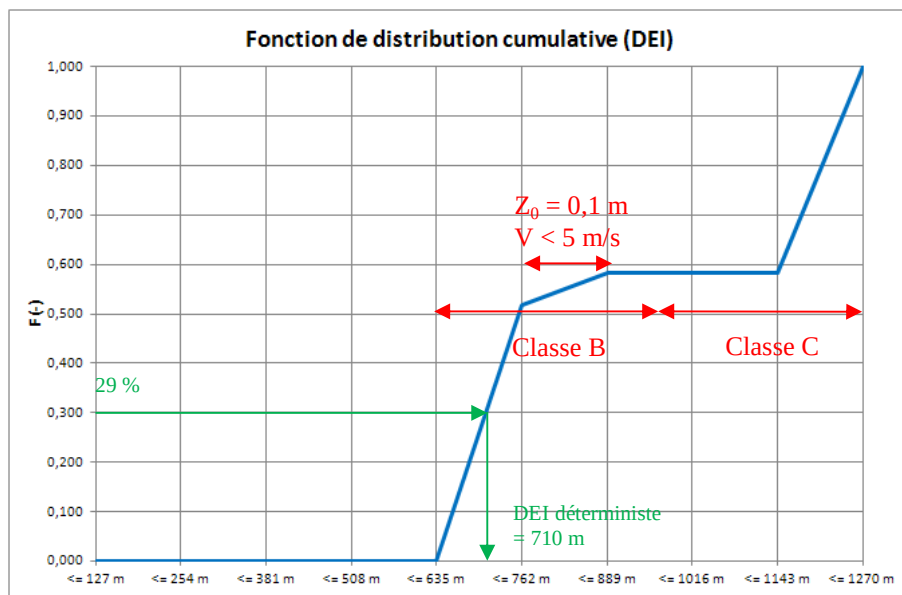


Figure 99 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (ammoniac et taille de brèche fixée à 80 mm)

Globalement, on constate bien l'effet déterminant du changement de classe de stabilité qui à lui-seul est une condition suffisante pour être en dessous ou au-dessus de la valeur médiane. D'autres

phénomènes moins prégnants mais toutefois non négligeables sont mis en évidence : la vitesse de vent et la hauteur de rugosité, qui unitairement ou de manière combinée, peuvent influencer de manière visible sur la distribution statistique des distances d'effet.

11.2.3. Brèche sur wagon de propane

Il est donc étudié les distances d'effets obtenues au moyen des méthodes déterministe et statistique dans le cas d'une brèche ayant lieu en journée sur un wagon de propane. Les résultats obtenus au moyen de ces deux méthodes sont présentés en Tables 33 et 34 :

Méthode	Déterministe
Résultats intermédiaires	Classe de stabilité : B Débit massique (gaz + gouttelettes s'évaporant) : 73,4 kg/s Durée de rejet : 712 s
Résultat final	DEI : 350 m DEL : 190 m

Table 33 : Résultats obtenus par la méthode déterministe pour le scénario test propane

Méthode	Statistique Chaque intervalle de valeurs, échantillonnage de 5 valeurs 1200 calculs 12 conditions météorologiques (classe de stabilité, vitesse de vent)
Résultats intermédiaires	Classe de stabilité : B, C Débit massique (gaz + gouttelettes s'évaporant) : de 29 kg/s à 194 kg/s Durée de rejet : de 270 s à 1820 s
Résultat final	Cf. figures ci-dessous DEI max : 730 m DEL max : 400 m

Table 34 : Résultats obtenus par la méthode statistique pour le scénario test propane

Comme pour l'ammoniac, les résultats obtenus par les deux méthodes sont comparés.

Si on analyse la représentativité statistique des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode déterministe avec la fonction de distribution des distances d'effets (présentées en Figures 100, 101,

102 et 103), on obtient un percentile de 82% pour les distances des effets irréversibles et de 83% pour les distances des effets létaux.

Contrairement au cas test de l'ammoniac, ces pourcentages sont supérieurs à ceux pouvant être attendus si l'on se base sur le fait que 70% des cas modélisés avec l'étude statistique l'ont été avec des diamètres de brèches inférieurs à 80 mm (taille de brèche fixée dans l'étude déterministe).

Cette sur représentativité est principalement due à un autre paramètre d'entrée : l'indice multi-énergie. Quel que soit le vecteur de paramètres d'entrée du modèle d'évaluation, si l'indice multi-énergie est strictement inférieur à 5, la distance d'effet SEI évaluée est inférieure à celle estimée dans l'étude déterministe avec un indice multi-énergie de 6. Ce constat est encore plus flagrant pour les distances SEL : la plupart des distances évaluées avec un indice multi-énergie de 5 sont aussi inférieures à la distance SEL déterministe. De plus, pour des indices multi-énergie strictement inférieurs à 5, la distance SEL est toujours nulle (pression maximale inférieure à 140 mbar).

Dans un second temps, les fonctions de distributions cumulatives et non cumulatives des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode statistique sont analysées. Des estimateurs statistiques clés sont évalués et présentés en Table 35 :

	Distance des effets irréversibles	Distance des effets létaux
Valeur Minimale	45 m	0 m
Valeur Maximale	730 m	400 m
Moyenne (m)	220 m	80 m
Médiane	180 m	30 m
Ecart type (σ)	150 m	100 m

Table 35 : Estimateurs clés de la méthode statistique pour le scénario test propane

Comme pour l'ammoniac, ces estimateurs confirment les résultats présentés dans le chapitre relatif à la hiérarchisation globale de l'étude de sensibilité : les écarts types sont relativement faibles (SEI : 150 m / SEL : 100 m) ce qui indique une faible dispersion des résultats en comparaison de ceux obtenus avec le cas test de l'ammoniac.

A la différence du précédent cas test, il est possible d'obtenir des distances d'effets nulles (SEL) ou quasiment nulles (SEI). De plus, on constate une différence notable entre la moyenne et la médiane, cette différence est encore plus importante pour les distances SEL. Ce delta est dû à l'indice multi-

énergie qui par sa seule valeur peut générer des distances d'effets nulles (50% des échantillons du cas test).

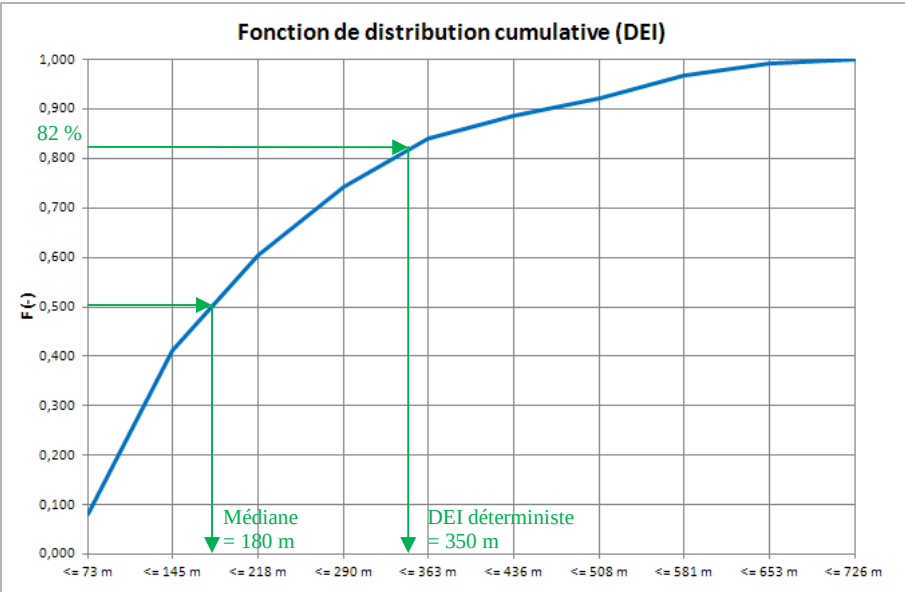


Figure 100 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane)

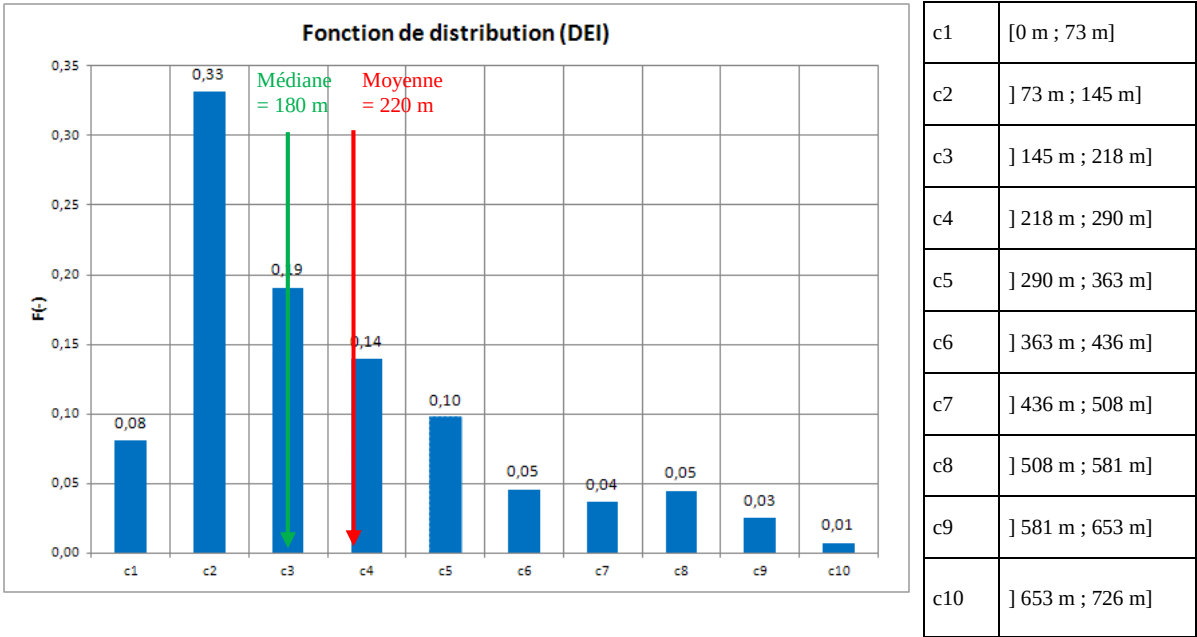


Figure 101 : Fonction de distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane)

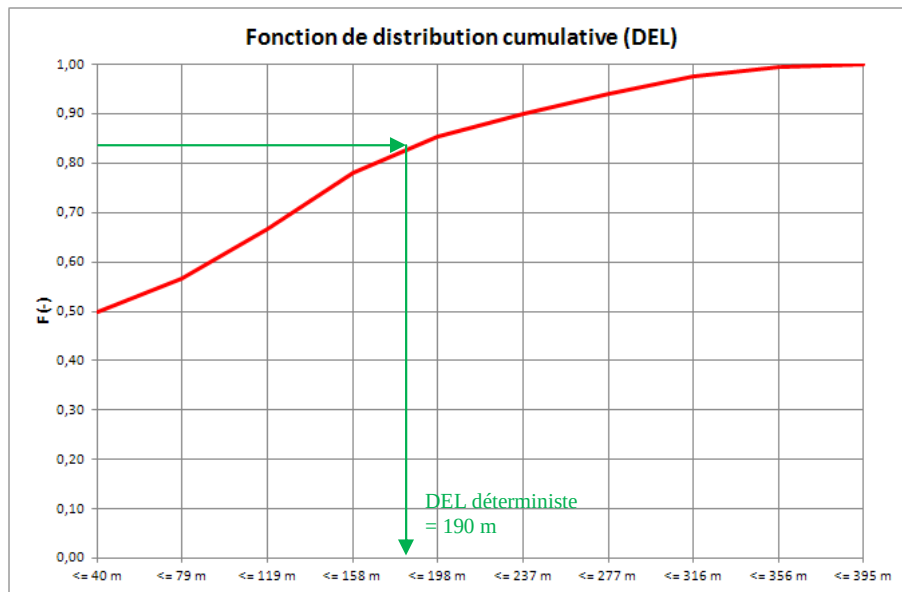


Figure 102 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets létaux pour le scénario retenu (propane)

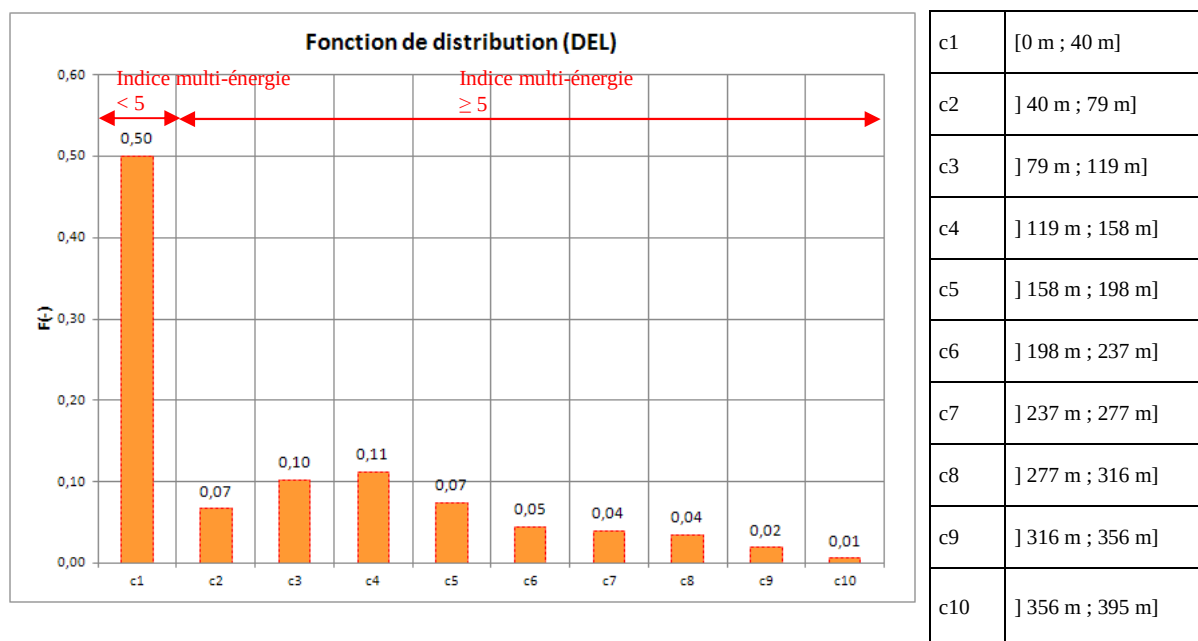


Figure 103 : Fonction de distribution des distances des effets létaux pour le scénario retenu (propane)

Les fonctions de distribution non cumulatives des deux types d'effet sont très éloignées d'une distribution de type loi normale. Pour les distances SEI, la fonction de distribution obtenue est visuellement proche de celle d'une loi de type log-normale. Cette impression visuelle est confirmée par le test de la droite de Henry appliqué au logarithme des distances d'effets irréversibles comme restitué en Figure 104 :

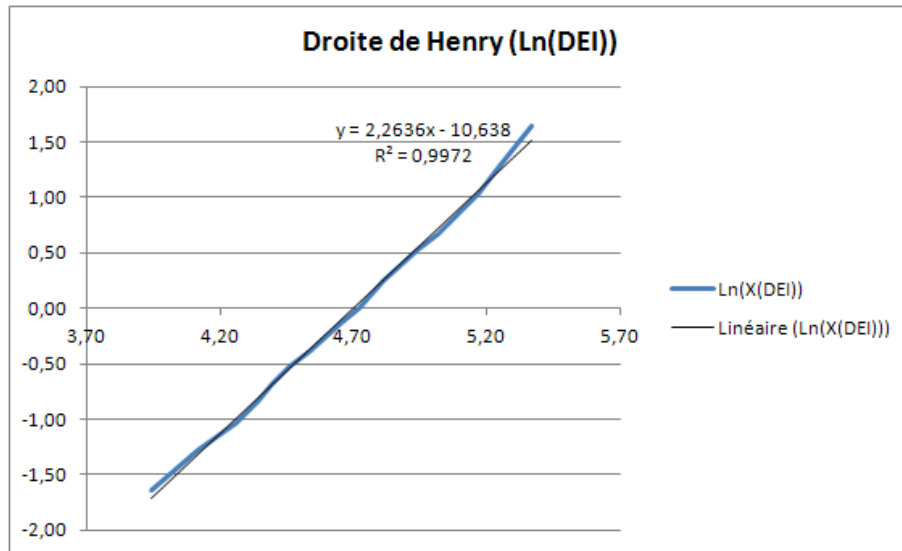


Figure 104 : Test de normalité de la distribution des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane)

Pour les distances SEL, l'influence de l'indice multi-énergie (50% des cas testés ont une distance SEL nulles et sont donc en classe c1) génère une courbe à double pic (le premier pic, correspondant aux distances d'effets nulles, étant beaucoup plus important que le deuxième pic). Afin d'estomper cet effet, et donc d'analyser plus finement cette fonction de distribution, le même cas test a été de nouveau étudié mais en réduisant la taille de l'intervalle de valeurs possible de l'indice multi-énergie (seuls les indices permettant l'évaluation de distances des effets létaux non nulles sont utilisés). Les nouvelles fonctions de distributions cumulative et non cumulative obtenues sont données sur les Figures 105 et 106 :

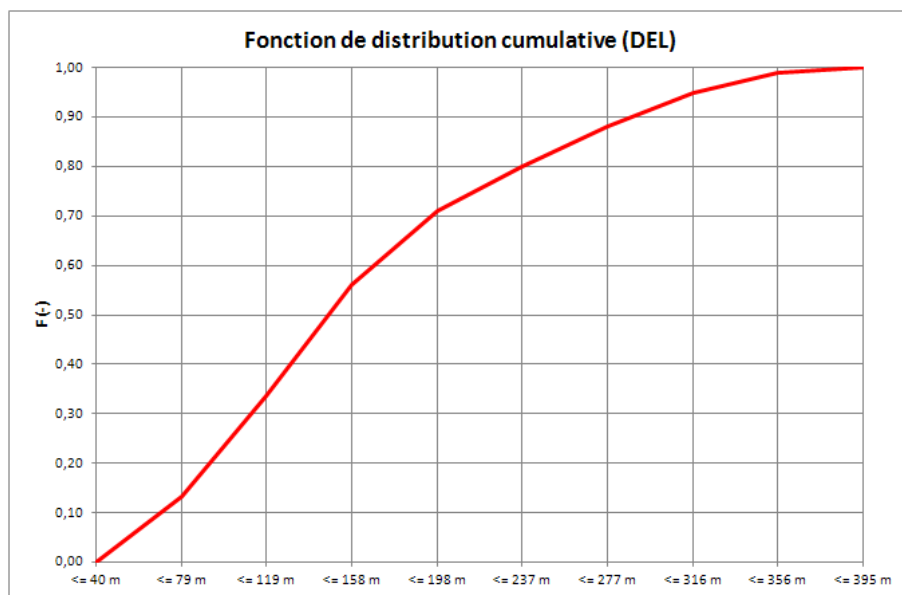


Figure 105 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane et indice multi-énergie ≥ 5)

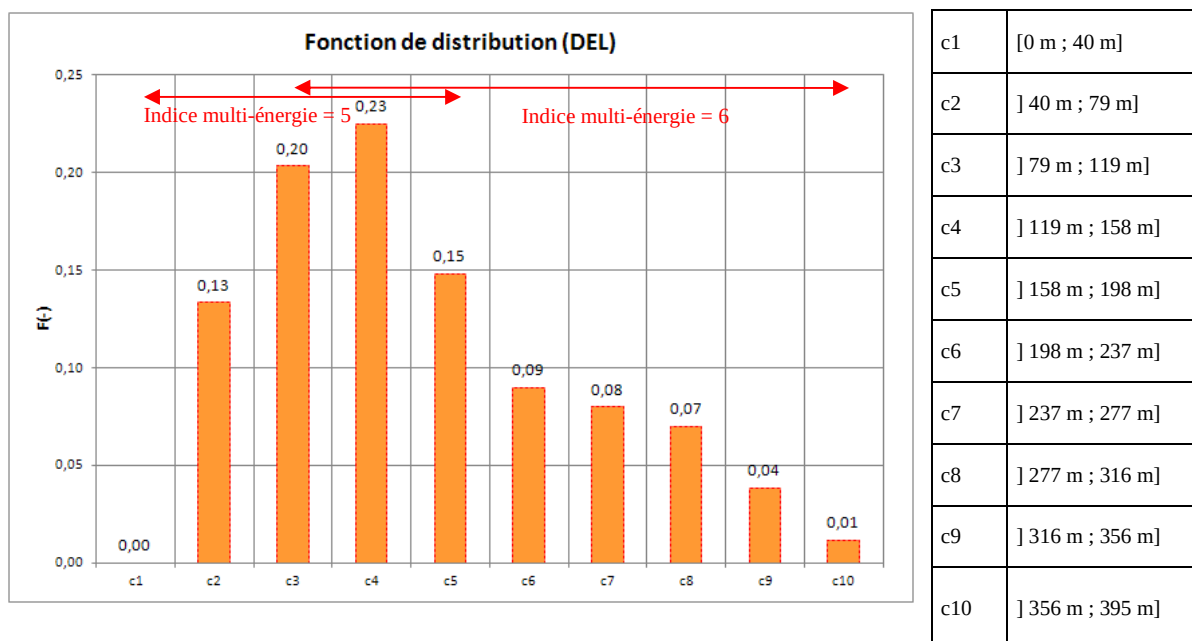


Figure 106 : Fonction de distribution cumulative des distances des effets irréversibles pour le scénario retenu (propane et indice multi-énergie ≥ 5)

La nouvelle fonction de distribution est visuellement proche de celle d'une loi de type log-normal. Cette impression est là aussi confirmée par le test de la droite de Henry appliqué au logarithme des distances des effets létaux comme représenté en Figure 107:

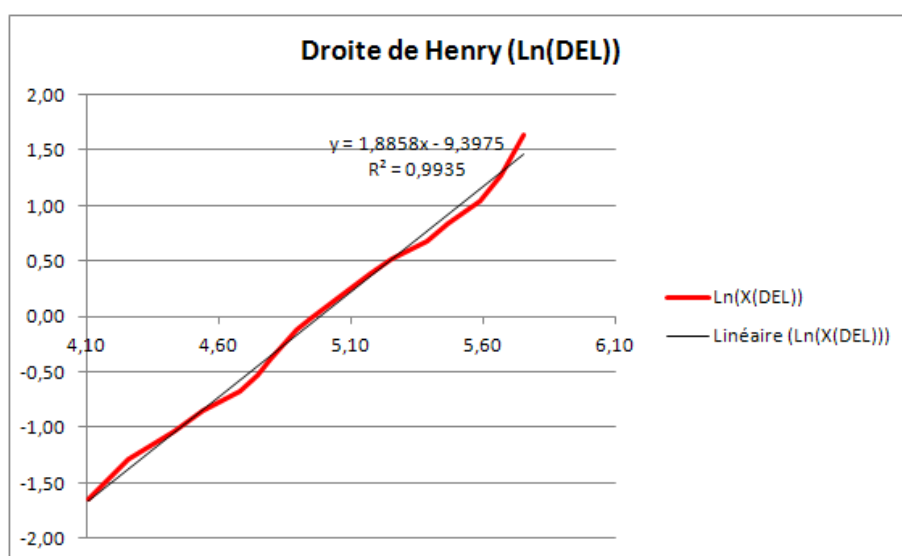


Figure 107 : Propane, test de normalité sur $\ln(\text{distances des effets létaux})$

De toutes les manières, l'indice multi-énergie demeure le paramètre discriminant de ces fonctions de distribution. S'il est possible de retrouver l'ensemble des valeurs de chaque paramètre dans toutes les classes de valeurs de distances, il est impossible de trouver une distance d'effet en classe

c6 (ou plus) générée avec un indice multi-énergie strictement inférieur à 6 (l'inverse est aussi vrai avec des distances d'effets trop faibles pour être générées avec un indice multi-énergie supérieur à 5).

11.2.4. Interprétation des résultats obtenus au moyen de l'approche statistique

La mise en application de ce que pourrait être une approche statistique opérationnelle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence a permis la mise en évidence de certains résultats.

Le premier d'entre eux est que cette méthode confirme les résultats de l'analyse de sensibilité du modèle. Elle a permis, dans un premier temps, de confirmer le constat fait lors de la hiérarchisation absolue des résultats de la méthode de screening (rappel : analyse des valeurs μ des paramètres d'entrée). En effet, sur la base de l'analyse des écarts-types des distances d'effets obtenues au moyen de la méthode statistique, on constate une variabilité bien plus importante des résultats des modélisations dans le cas d'un nuage toxique qu'inflammable. Pour un même cas, l'intervalle de valeurs de distances possibles va varier de plus ou moins 700 m autour de sa valeur médiane pour un gaz toxique (distance des effets irréversibles) et de plus ou moins 300 m pour un gaz explosible (pour ce cas, cette variation n'est pas réellement symétrique). Cette différence de variabilité n'est pas forcément triviale même pour les conseillers techniques impliqués en cas de situation d'urgence.

Dans un deuxième temps, les fonctions de distributions des distances d'effets ont permis la mise en avant de paramètres discriminants ayant, globalement, déjà été identifiés lors de l'analyse de sensibilité (screening et locale). Pour un gaz liquéfié toxique, le paramètre déterminant demeure la taille de brèche. Mais d'autres paramètres, de manière combinée (couple (vent ; nébulosité) qui détermine l'estimation de la classe de stabilité) ou unitaire (vitesse de vent, hauteur de rugosité), conditionnent très fortement le résultat final. Pour un gaz inflammable, le paramètre le plus discriminant est l'indice multi-énergie. Quelle que soit la valeur de tous les autres paramètres, la valeur de cet indice peut empêcher l'évaluation de distances soit « trop » fortes soit « trop » faibles.

Concernant l'ammoniac (gaz toxique liquéfié sous pression), il a été mis en évidence le fait qu'un ensemble de données d'entrée unitairement réaliste (et semblant même majorant) peut générer une distance d'effet ayant une représentativité statistique faible (exemple des distances des effets irréversibles : plus de 75% des valeurs estimées au moyen de la méthode statistique sont supérieures à la valeur estimée au moyen de la méthode déterministe), en tout cas très éloignée de la distance maximale potentielle.

Les courbes des fonctions de distribution non cumulatives des deux types d'effet ont elles aussi, des formes très proches : elles dessinent une courbe en cloche centrée sur leurs valeurs médianes. Si l'on excepte les deux points extrêmes, le test de la droite de Henry a confirmé cette distribution normale malgré l'introduction dans le modèle de variables suivant une distribution uniforme.

Ces courbes en cloche présentent une légère asymétrie : la partie gauche de la courbe (distances supérieures à la moyenne) sont plus étalées. D'un point de vue opérationnel, augmenter le zonage (même pour des valeurs proches des valeurs maximales) apporte donc un réel gain dans la confiance que l'on peut porter à ce zonage.

La taille de brèche explique pour moitié la dispersion des résultats. L'autre moitié est due au choix de la valeur de nébulosité, de vitesse de vent et de hauteur de rugosité. En d'autres termes, même en cas de mesure précise des paramètres descriptifs d'une situation accidentelle donnée (nébulosité, taille de brèche), la variabilité intrinsèque des autres paramètres (variabilité temporelle et géographique de la vitesse de vent, variabilité géographique et difficultés d'estimation de la hauteur de rugosité) entraîne des écarts d'estimation des distances d'effets dans un rapport 1 à 2.

Concernant le propane (gaz inflammable liquéfié sous pression), il a été mis en évidence le rôle prépondérant de l'indice multi-énergie. Le mode d'évaluation de cet indice est des plus délicats. En effet, la violence initiale de l'explosion dépend, pour un gaz donné, du taux d'encombrement, paramètre qualitatif observable mais non constant géographiquement, mais aussi d'autres paramètres non observables comme l'énergie d'inflammation et le lieu d'inflammation (centre ou périphérie du nuage). En définitive, même en cas de mesure précise des paramètres descriptifs d'une situation accidentelle donnée impliquant un gaz liquéfié inflammable, la variabilité intrinsèque de l'indice multi-énergie peut entraîner des écarts d'estimation des distances d'effets dans un rapport 1 à 2 (dans le cas des distances irréversibles, dans le cas de effets létaux, ce rapport peut être encore plus important). Le rôle déterminant de l'indice multi-énergie a toutefois un avantage : il diminue l'influence relative de la taille de brèche ; ce paramètre, bien qu'invariant dans l'espace et le temps, est extrêmement difficile à quantifier de manière précise. En définitive, il est relativement aisé d'obtenir une distance d'effet unique au moyen de la méthode déterministe ayant une représentativité statistique élevée : il suffit d'utiliser un indice multi-énergie strictement supérieur à 5 (cf. résultats du chapitre précédent).

Si, pour les effets létaux, on exclue les indices multi-énergie ne permettant pas d'atteindre le seuil de pression de 140 mbar, les courbes des fonctions de distribution non cumulatives des deux types d'effet ont des formes très proches : elles sont visuellement caractéristiques d'une fonction de distribution d'une loi log-normale. Le test de la droite de Henry appliqué au logarithme népérien des distances d'effets a confirmé cette adéquation.

11.3. Restitution des résultats issus d'une approche statistique

L'approche statistique est donc opérationnellement envisageable. Elle a l'avantage d'utiliser des variables d'entrée (valeur unique ou vecteur de valeurs) représentatives du niveau de confiance qu'on peut leur accorder. Ce faisant, il est possible d'explorer un spectre beaucoup plus large de

résultats sans qu'une censure, parfois inconsciente de l'expert en charge des modélisations, viennent tronquer l'amplitude des résultats possibles.

Par contre, les résultats de cette méthode peuvent apporter de la confusion : le résultat n'est plus une distance unique mais un ensemble de distances.

Dans le cas, où l'objectif unique recherché est d'établir un zonage couvrant l'ensemble des cas possibles, la solution est simple : il suffit d'extraire la distance maximale de l'ensemble des résultats obtenus. Malheureusement, dans les cas étudiés (accident sur wagon de gaz liquéfié toxique ou inflammable), les distances maximales d'effets peuvent être très importantes (supérieures au kilomètre). Les moyens à disposition des services de secours et la cinétique de ce genre d'accident peuvent donc rendre impossible la mise à l'abri de l'ensemble des populations compris dans la zone estimée. L'idée est donc d'utiliser toutes les potentialités offertes par les fonctions de distribution obtenues au moyen de la méthode statistique.

La première approche proposée consiste à fixer un niveau de confiance « acceptable » à la distance qui servira de base au zonage opérationnel. A titre d'exemple, les valeurs du guide d'urgence CANUTEC correspondent, semble-t-il, au percentile 90 de l'ensemble des distances modélisées au moyen de CASRAM. En premier lieu, la fonction de distribution issue de valeurs par défaut et d'« observation terrain » (à la différence des distances issues de CASRAM) peut être utilisée pour permettre l'évaluation de la distance d'effet qui servira à l'établissement d'un zonage opérationnel « suffisamment sûr ». En second lieu, la fonction de distribution peut aussi être utilisée par le gestionnaire de la situation d'urgence comme un estimateur de la confiance qu'il peut accorder au zonage qu'il a pu établir de manière réflexe comme illustré en Figure 108 :

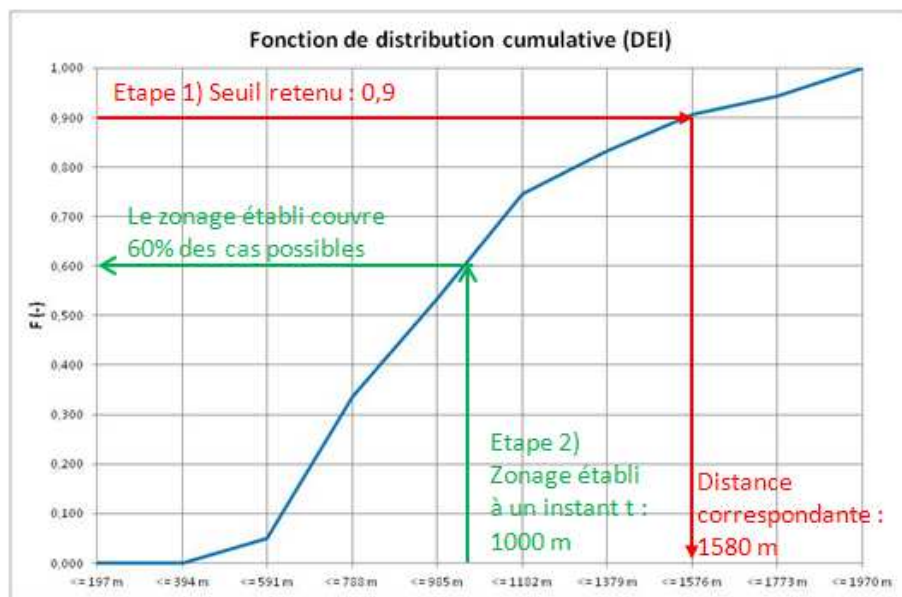


Figure 108 : Utilisation opérationnelle des fonctions de distribution

Les fonctions de distributions en tant que telles sont certes sources d'informations intéressantes mais leur interprétation reste peu conviviale. Une manière plus intuitive d'extraire l'information contenue dans ces courbes peut consister à s'inspirer de ce qui est fait dans les Plans de Prévention des Risques Technologiques. Dans ce cadre, il est établi non pas de cartes d'intensité des effets mais des cartes d'aléa. Pour les phénomènes dangereux à cinétique rapide, le cumul des probabilités des phénomènes en un point donné du territoire, croisé avec l'intensité des effets, permet d'attribuer, par type d'effet donné, sept niveaux d'aléa définis réglementairement. Un exemple de zonage d'aléa est donné en Figure 109 :

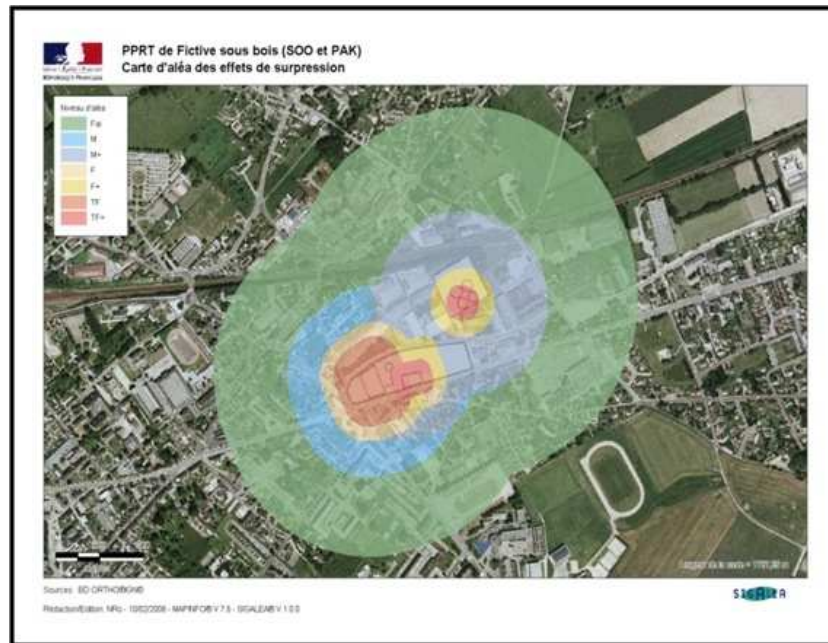


Figure 109 : Exemple de zonage d'aléa

Il est envisageable de transposer les règles de représentation de l'aléa technologique à un zonage « statistique » : chaque couleur représentant le niveau de confiance pouvant être accordée à la zone définie par cette couleur.

11.4. Utilisation de SIGALEA comme outil de restitution d'un zonage statistique en situation d'urgence

SIGALEA est un logiciel développé par l'INERIS. Il s'agit d'un logiciel d'analyse spatiale et de représentation cartographique, de qualification et de cartographie des aléas technologiques en deux dimensions selon la méthodologie décrite dans le guide PPRT [MEDAD 2007a].

Le logiciel permet de géolocaliser des phénomènes dangereux en associant pour chacun d'eux : une information (commentaire) permettant de les qualifier, un type d'effet (thermique, toxique ou surpression, projection) ainsi que les distances liées aux intensités de cet effet, un indice de probabilité (A, B, C, D, E), et une cinétique (rapide, lente),

Il permet aussi d'effectuer une analyse spatiale basée sur le recoupement des surfaces d'effets des phénomènes dangereux et des informations qui y sont associées (notamment leur probabilité et leur intensité potentielle), et donc d'éditer des cartes d'aléa.

11.4.1. Notion de l'aléa

L'aléa technologique est une composante du risque industriel. Il désigne la probabilité qu'un phénomène dangereux produise, en un point donné du territoire, des effets d'une intensité physique définie. Dans le cadre des PPRT, le phénomène dangereux est la donnée de base pour définir les aléas technologiques en fonction des différents effets.

La caractérisation de l'aléa technologique généré par un site industriel nécessite comme données d'entrée : la définition d'un ensemble de phénomènes dangereux conduisant à des effets à l'extérieur des installations industrielles ; l'estimation d'une classe de probabilité d'occurrence pour chacun de ces phénomènes ; l'évaluation des niveaux d'intensité des effets produits pour chaque phénomène ; la cinétique de ces phénomènes.

L'aléa technologique ne tient pas compte de la présence éventuelle d'enjeux (humains, matériels) ni de leur vulnérabilité. La définition de l'aléa ne préjuge donc pas de la gravité potentielle d'un accident industriel.

11.4.2. Rappels des principes d'utilisation de SIGALEA

Analyse thématique : identification des niveaux d'aléa

L'identification d'un niveau d'aléa consiste à attribuer un des sept niveaux d'aléa définis ci-après pour chaque type d'effet (thermique, toxique et de surpression), à partir du niveau d'intensité des effets attendus en ce point et du cumul des probabilités d'occurrence. Les niveaux de probabilité sont fixés par le décideur et désignés ci-après par X (probabilité la plus faible) et Y (probabilité la plus forte). Le logiciel attribue les niveaux d'aléa selon les principes présentés en Table 36 :

Niveau d'aléa	Critères d'attribution
TF ⁺	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>très graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement supérieur à X</u>
TF	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>très graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>compris entre X et Y</u>
F ⁺	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>très graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement inférieur à Y</u> . Ou lorsqu'un point

	impacté est soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement supérieur à X</u>
F	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>compris entre X et Y</u>
M⁺	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>graves</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des accidents majeurs conduisant à cet effet et à ce niveau est <u>strictement inférieur à Y</u> . <u>Ou</u> lorsqu'un point impacté est soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>significatives</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement supérieur à X</u>
M	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>significatives</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>compris entre X et Y</u> ;
Fai	point soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sur la vie humaine sont jugées <u>significatives</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrences des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement inférieur à Y</u> . <u>Ou</u> lorsque le secteur impacté est soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sont des <u>bris de vitres</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et à ce niveau d'intensité est <u>strictement supérieur à X</u> . <u>Ou</u> lorsque le secteur impacté est soumis potentiellement à un effet dont les conséquences sont des <u>bris de vitres</u> et dont le cumul des probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux potentiels conduisant à cet effet et ce niveau d'intensité est <u>strictement inférieur à Y</u> .

Table 36 : Critères d'attribution de l'aléa par SIGALEA

La Table 37 ci-dessous reprend les sept niveaux d'aléa avec X= 5E et Y=D (et E=10⁻⁵ et D = 10⁻⁴) [MEDAD 2007a].

Niveau maximal d'intensité de l'effet toxique, thermique, ou surpression sur les personnes en un point donné	Très grave			Grave			Significatif			Indirect par de bris de vitre (uniquement pour effet de surpression)	
Cumul de probabilité	> D	5E à D	< 5E	> D	5E à D	< 5E	> D	5E à D	< 5E	> D	< D
Niveau d'aléa	TF+	TF	F+		F		M+	M		FAi	

Table 37 : Niveaux d'aléa

Edition de cartes thématiques :

A partir des fonctions d'analyse spatiale²², le logiciel produit une série de cartes à destination du décideur, à savoir des cartes d'aléa par type d'effet (suivant la méthodologie PPRT), une carte d'aléas combinant tous les types d'effets, des cartes d'intensités par type d'effet, une carte d'intensités combinant tous les types d'effets, des cartes d'iso probabilités par type d'effet et niveau d'intensité.

11.4.3. Méthodes envisageables

L'objectif de cette méthodologie est de permettre l'adaptation de SIGALEA à la visualisation d'un zonage issu de calculs statistiques et ce tout en maximisant le nombre de zones visuellement distinctes.

La première difficulté rencontrée provient du nombre limité de zones d'aléa existantes : il en existe au maximum sept. De plus, compte tenu de la méthodologie d'évaluation des distances d'effets utilisées, le nombre de zones est encore réduit. En effet, il a été évalué deux types de distances d'effets : la zone des effets irréversibles et la zone des (premiers) effets létaux. Dans la grille de correspondance (niveaux d'aléa / intensité maximale), ces deux zones correspondent respectivement au niveau d'intensité « significatif » et « grave ». Le troisième type de distances relatif à la zone des effets létaux significatifs (SELS) n'a pas été évalué. Par conséquent, les aléas provenant du niveau d'intensité « très grave » ne pourront pas être estimés (aléas TF+ et TF).

Par conséquent, il ne pourra être évalué au maximum que cinq zones « d'aléa » (ce terme est mis entre crochets car il ne s'agit pas de zones d'aléa) allant de Fai à F+ comme démontré en Table 38 :

Niveau maximal d'intensité de l'effet toxique, thermique, ou surpression sur les personnes en un point donné	Très grave			Gave			Significatif			Indirect par bris de bris de vitre (uniquement pour effet de surpression)	
	> D	5E à D	< 5E	> D	5E à D	< 5E	> D	5E à D	< 5E	> D	< D
Niveau d'aléa	TF+	TF	F+	F	M+	M	Fai				

Classes d'aléa potentiel

1^{er} effets létaux

Effets irréversibles

Table 38 : Classes d'aléa possibles avec deux niveaux d'intensité (effets irréversibles et premiers effets létaux)

²² Le mode opératoire d'attribution des niveaux d'aléa par SIGALEA est donné en Annexe XII.

La méthodologie à envisager doit tenir compte des contraintes de SIGALEA (la méthodologie d'agrégation des zones d'effet pour obtenir une classe d'aléa est déjà figée) et des hypothèses de calcul prises en compte dans le présent travail de recherche (deux types d'effet étudiés ce qui réduit le nombre de classes « d'aléa » visualisables).

Il est proposé de segmenter, selon l'axe des fréquences, la courbe de fonction de distribution de chaque effet (irréversible et létal) en trois zones (notées 1, 2 et 3) de même taille (zones limitées par les lignes horizontales de la Figure 110). Pour une fonction de distribution donnée, chacune de ces zones est caractérisé par :

- un intervalle de fréquence : $0 < F(x) \leq 1/3$ pour la première zone, $1/3 < F(x) \leq 2/3$ pour la deuxième zone, $2/3 < F(x) \leq 1$ pour la dernière zone.
- un intervalle de distances : $0 < D \leq F^{-1}(1/3)$ pour le premier zone, $F^{-1}(1/3) < D \leq F^{-1}(2/3)$ pour la deuxième zone, $F^{-1}(2/3) < D \leq D_{\max}$ pour la dernière zone.

A chaque intervalle de fréquence est allouée une classe de probabilité gérée par SIGALEA : D pour le premier intervalle ($0 < F(x) \leq 1/3$), 5E pour le deuxième intervalle ($1/3 < F(x) \leq 2/3$), E pour le dernier intervalle ($2/3 < F(x) \leq 1$).

Dans chaque intervalle de distances est choisie une distance unique qui pourra être interprétée par SIGALEA. Afin d'assurer la représentation graphique par SIGALEA de la distance maximale d'effet (ce qui est un réel avantage de la démarche statistique), il est choisi comme distance la valeur maximale de chaque intervalle.

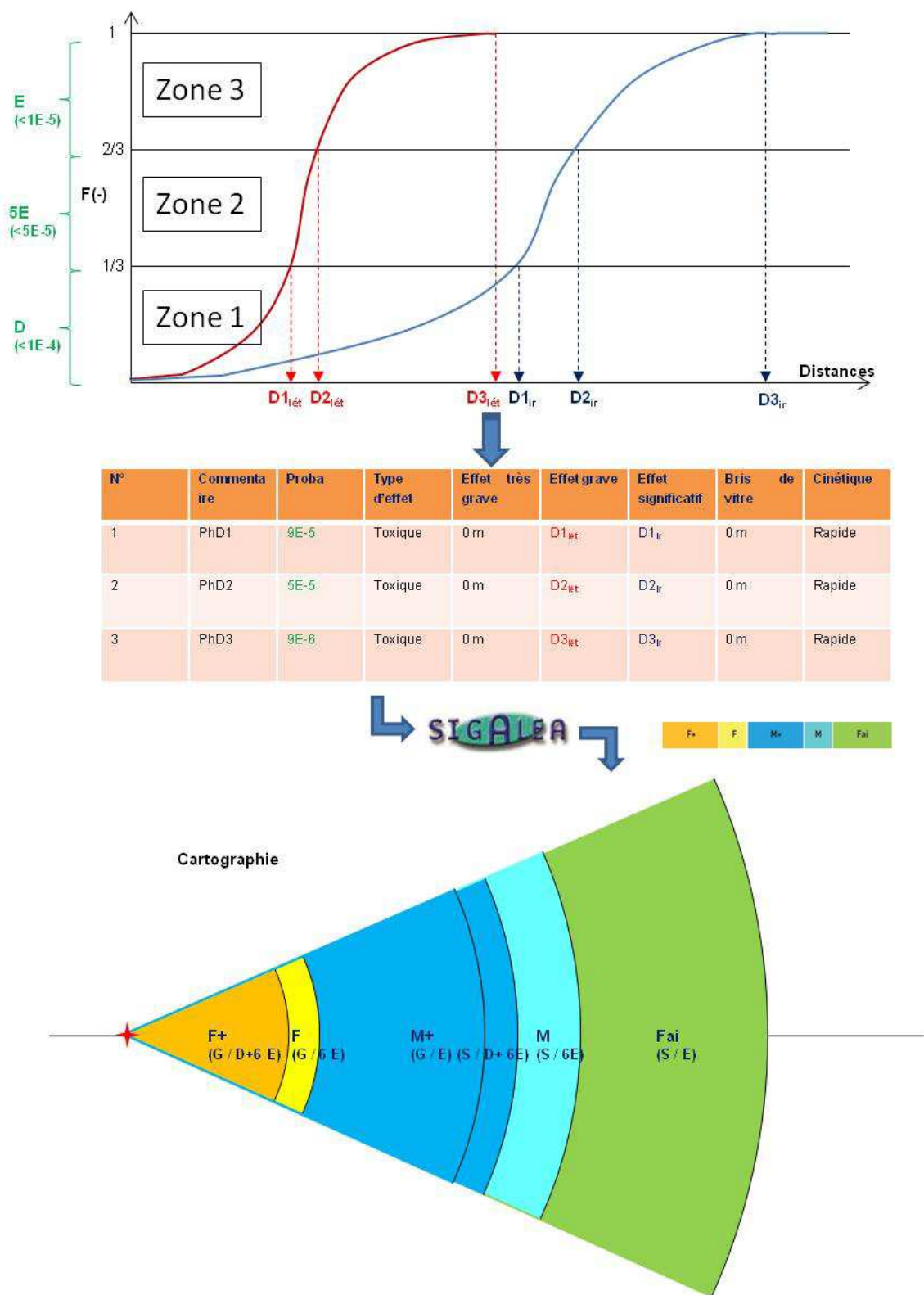


Figure 110 : Méthodologie envisagée pour utiliser SIGALEA

11.4.4. Résultats avec deux produits

Il est proposé de tester la méthodologie présentée ci-avant aux deux cas tests qui ont servi de base à l'ensemble des calculs précédemment effectués : fuite sur wagon d'ammoniac et de propane. Les principales caractéristiques de ces deux scénarios accidentels sont rappelées en Table 39 :

Variable	Méthode statistique	N°
Produit	Ammoniac / Propane liquéfié sous pression	
Vitesse de vent	[4 m/s ; 6 m/s]	1
Température ambiante	15°C	2
Nébulosité	{0 ; 1 ; 2 ; 3}	3
Hauteur de rugosité	[0,1 m ; 0,5 m]	4
Volume initial de produit	110 m ³	5
Hauteur de produit par rapport à la brèche	1,5 m	6
Hauteur du rejet par rapport au sol	1 m	7
Diamètre de brèche	[50 mm ; 130 mm]	8
Si explosible : indice multi-énergie	{3 ; 4 ; 5 ; 6}	9

Table 39 : Rappel des deux cas tests

Fuite sur wagon d'ammoniac

Sur la base de la méthodologie présentée ci-avant et des résultats obtenus avec ce cas test au moyen de la méthode statistique, le tableau d'entrée pour SIGALEA est présenté en Table 40 :

N°	Commentaire	Proba indice	Type d'effet	Effet très grave	Effet grave	Effet significatif	Bris de vitre	Cinétique
1	PhD 1	D	Toxique	0 m	190 m	785 m	0 m	Rapide
2	PhD 2	5E	Toxique	0 m	240 m	1110 m	0 m	Rapide
3	PhD 3	E	Toxique	0 m	400 m	1970 m	0 m	Rapide

Table 40 : Tableau SIGALEA / cas test ammoniac

La cartographie de « l'aléa » des effets toxiques obtenue est donnée en Figure 111 :

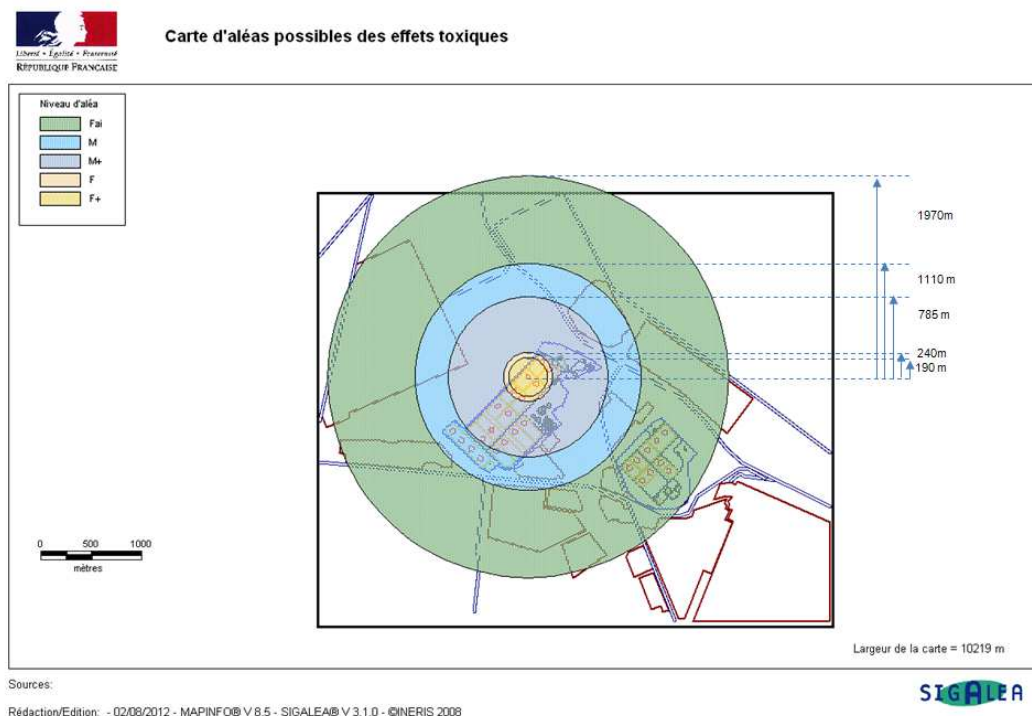


Figure 111 : « Alea » des effets toxiques

La méthodologie proposée a effectivement permis une optimisation du nombre de niveaux « d'aléa » représentables. Cinq niveaux (sur cinq) allant de F+ à Fai sont inscrits sur la carte. Une correspondance entre les distances seuils et les niveaux « d'aléa » représentés est donnée en Table 41 :

Niveau « d'aléa »	Distances	Distances seuils correspondante
F+	190 m	Seuil des effets létaux Probabilité D
F	240 m	Seuil des effets létaux Probabilité 5E
M+	785 m	Seuil des effets irréversibles Probabilité D (Inclusion de la partie extrême de la zone des effets létaux avec une probabilité E)
M	1110 m	Seuil des effets irréversibles Probabilité 5E
Fai	1970 m	Seuil des effets irréversibles Probabilité E

Table 41 : Correspondance distances seuils et niveaux d'aléa (cas test ammoniac)

Les zones « F » correspondent donc à des zones où des effets létaux sont possibles avec une croissance de leur probabilité d'occurrence de F vers F+. A partir de la zone M, les effets létaux ne peuvent quasiment plus être observés. Les effets irréversibles sont observables dans l'ensemble des zones mais avec une faible probabilité d'occurrence pour la zone Fai. La frontière extérieure de la zone Fai correspond à la distance maximale d'effet (irréversible).

Fuite sur wagon de propane

Sur la base de la méthodologie présentée ci-avant et des résultats obtenus avec ce cas test au moyen de la méthode statistique, le tableau d'entrée pour SIGALEA est présenté dans la Table 42 :

N°	Commentaire	Proba indice	Type d'effet	Effet très grave	Effet grave	Effet significatif	Bris de vitre	Cinétique
1	PhD 1	D	Surpression	0 m	30 ²³ m	130 m	0 m	Rapide
2	PhD 2	5E	Surpression	0 m	120 m	250 m	0 m	Rapide
3	PhD 3	E	Surpression	0 m	390 m	720 m	0 m	Rapide

Table 42 : Tableau SIGALEA / cas test propane

La cartographie de « l'aléa » des effets de surpression obtenue est illustrée en Figure 112 :

²³ Résultat purement numérique obtenu par interpolation de la fonction de distribution cumulative relative aux distances des effets létaux

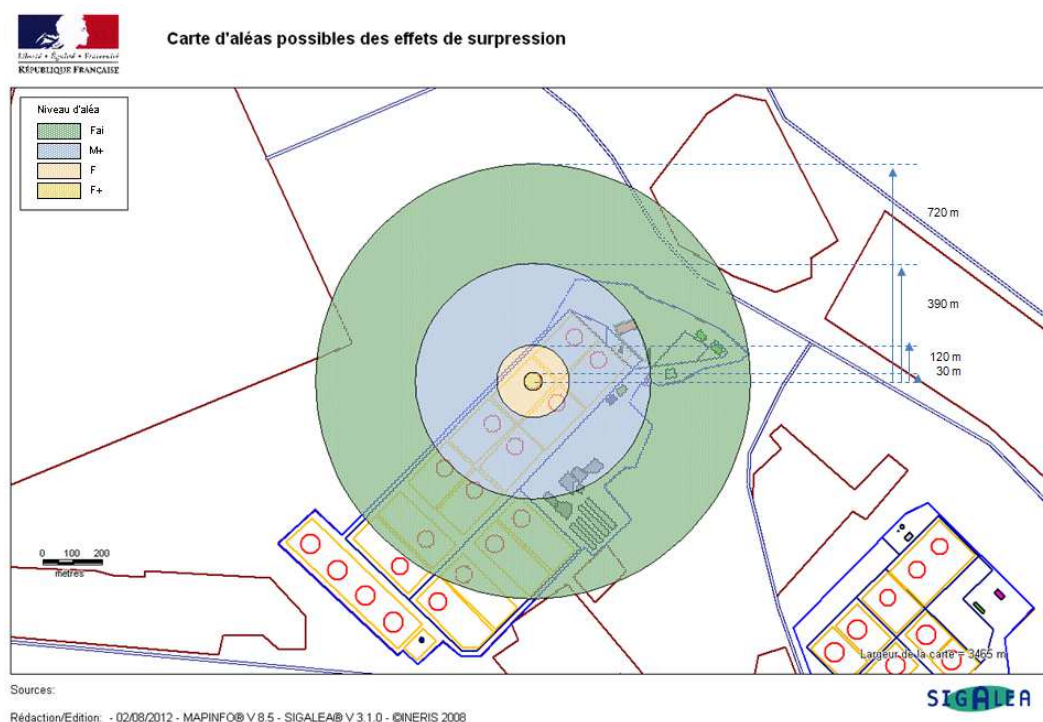


Figure 112 : « Alea » des effets de surpression

La méthodologie proposée a permis la représentation de quatre niveaux « d'aléa » sur cinq possibles (de F+ à Fai). La zone M, qui en théorie correspond à la zone des effets irréversibles de probabilité 5E, n'apparaît pas car elle est incluse dans le zone des effets létaux de probabilité E. Une correspondance entre les distances seuils et les niveaux « d'aléa » représentés est donnée en Table 43 :

Niveau « d'aléa »	Distances	Distances seuils correspondante
F+	30 m	Seuil des effets létaux Probabilité D
F	120 m	Seuil des effets létaux Probabilité 5E
M+	390 m	Seuil des effets létaux Probabilité E (Inclusion de deux autres zones : zone des effets irréversibles avec une probabilité D et 5E)
Fai	720 m	Seuil des effets irréversibles Probabilité E

Table 43 : Correspondance distances seuils et niveaux d'aléa (cas test propane)

Comme pour les effets toxiques, les zones « F » correspondent à des zones où des effets létaux sont possibles avec une croissance de leur probabilité d'occurrence de F vers F+. La zone M+ est une zone intermédiaire où les deux types d'effet sont observables (effets létaux peu probables, effets irréversibles probables). A partir de la zone M+, les effets létaux ne sont plus observables. La frontière extérieure de la zone Fai correspond à la distance maximale d'effet (irréversible) ayant été modélisée.

Dans les cas où plusieurs zones de nature différente (effets graves et significatifs) sont confondues, il peut être préférable d'effectuer le calcul de cartographie en deux temps : une cartographie se basant sur les effets graves (effets létaux) et une se basant sur les effets significatifs (effets irréversibles). Le même cas test (fuite sur wagon de propane) est utilisé avec la méthodologie explicitée ci-avant. Les deux cartographies obtenues sont données en Figures 113 et 114 :

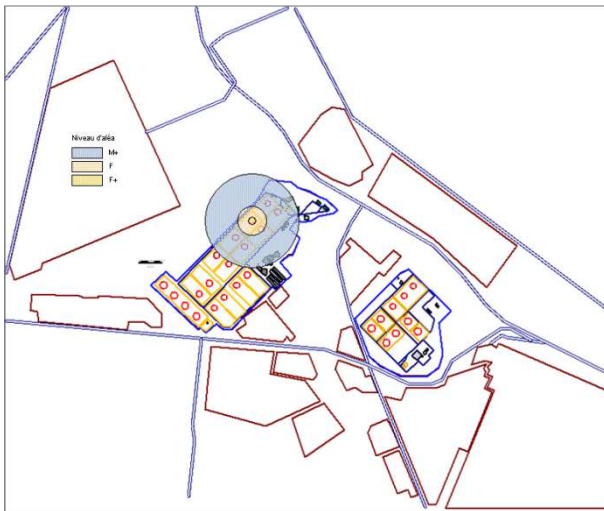


Figure 113 : « Alea » issues des effets létaux

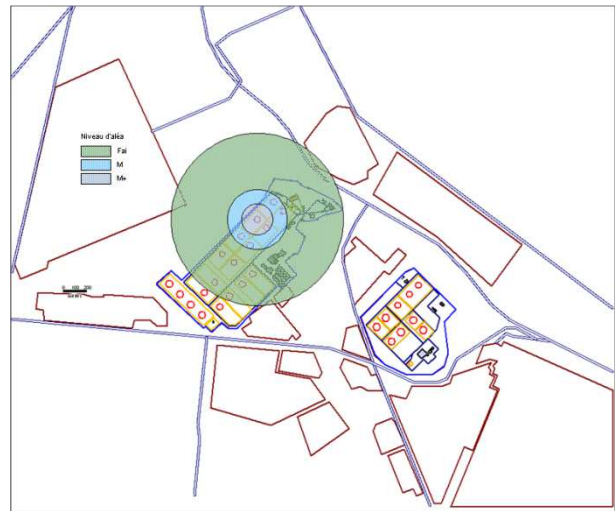


Figure 114 : « Alea » issues des effets irréversibles

Ce faisant, il est donc obtenu deux cartes, chaque carte comportant trois zones distinctes « d'aléa » (de M+ à F+ pour les effets létaux et de Fai à M+ pour les effets irréversibles).

SYNTHESE

Il a été effectué une comparaison des résultats obtenus au moyen de la méthodologie statistique et déterministe. Les deux cas tests ayant servi à la réalisation des études de sensibilité ont été étudiés : fuites sur wagon d'ammoniac et de propane.

Les fonctions de distribution des distances d'effets ont mis en évidence l'existence de paramètres discriminants qui, globalement, avaient déjà été identifiés par les analyses de sensibilité. Pour un gaz liquéfié toxique, le paramètre déterminant demeure la taille de brèche. Mais d'autres paramètres, de manière combinée (couple (vent ; nébulosité)) ou unitaire (vitesse de vent), conditionnent très fortement le résultat final. Pour un gaz inflammable, le paramètre le plus discriminant est l'indice multi-énergie.

Il apparaît qu'un vecteur de données d'entrée réaliste (et pouvant même sembler majorant) peut générer une distance d'effet ayant une représentativité statistique faible et donc très éloignée de la distance maximale potentielle obtenue au moyen de la méthode statistique.

Pour le propane, il a été mis en évidence le rôle prépondérant de l'indice multi-énergie dont l'estimation de l'indice de référence est délicate. Le rôle déterminant de cet indice a toutefois un avantage : il diminue l'influence relative de la taille de brèche (paramètre difficilement estimable). Par conséquent, il est assez aisé d'obtenir de manière déterministe une distance d'effet ayant une représentativité statistique élevée : il suffit d'utiliser un indice multi-énergie supérieur à 5.

Les fonctions de distribution non cumulatives des deux types d'effet et pour les deux types de gaz étudiés génèrent un certain nombre de remarques. Les fonctions de distribution non cumulatives relatives à l'ammoniac suivent une loi Normale. Les fonctions de distribution non cumulatives relatives au propane ont une forme Log-Normale (si sont exclus de l'approche statistique les indices multi-énergie trop faibles ne permettant pas d'atteindre le seuil de pression de 140 mbar).

L'approche statistique est opérationnellement envisageable. Il est ainsi possible d'explorer un spectre beaucoup plus large de résultats sans censure (parfois inconsciente) au niveau du choix des données d'entrée. Toutefois, les résultats obtenus au moyen d'une méthode statistique peuvent apporter de la confusion. Il faut donc trouver un moyen de réinterpréter ces résultats afin de les rendre opérationnels pour un gestionnaire de situation d'urgence.

La première solution, la plus triviale, consiste à extraire des calculs statistiques la distance estimée maximale. La deuxième solution consiste à utiliser les informations contenues dans les fonctions de distribution. Une première méthode consiste à fixer un niveau de confiance « acceptable » à la distance d'effet et pouvant donc servir de base à l'élaboration d'un zonage opérationnel. Une deuxième méthode consiste à utiliser la fonction de distribution pour estimer la confiance que le gestionnaire de la situation d'urgence peut accorder au zonage qu'il a pu préalablement établir.

L'interprétation des fonctions de distribution reste toutefois peu conviviale. La dernière solution envisagée consiste à établir une cartographie qui associe intensité du phénomène dangereux et fréquence d'occurrence. Une manière plus intuitive d'extraire l'information contenue dans ces courbes consiste à s'inspirer de ce qui est fait dans le cadre des Plans de Prévention des Risques Technologiques au moyen du logiciel SIGALEA.

Il a donc été développé une méthodologie permettant d'utiliser les résultats de l'analyse statistique comme données d'entrée du logiciel SIGALEA. L'objectif de cette méthodologie est de permettre la maximisation du nombre de zones « d'aléa » visuellement distinctes.

La principale limite de SIGALEA réside dans le faible nombre de zones distinctes visualisables. SIGALEA permet toutefois une restitution intuitive des résultats obtenus au moyen de la méthode statistique. De plus, la méthode d'agrégation des zones d'effet permet la prise en compte, pour une même situation d'urgence, de plusieurs phénomènes dangereux géographiquement distincts et pouvant générer des effets redoutés de natures différentes (exemple : toxique et surpression).

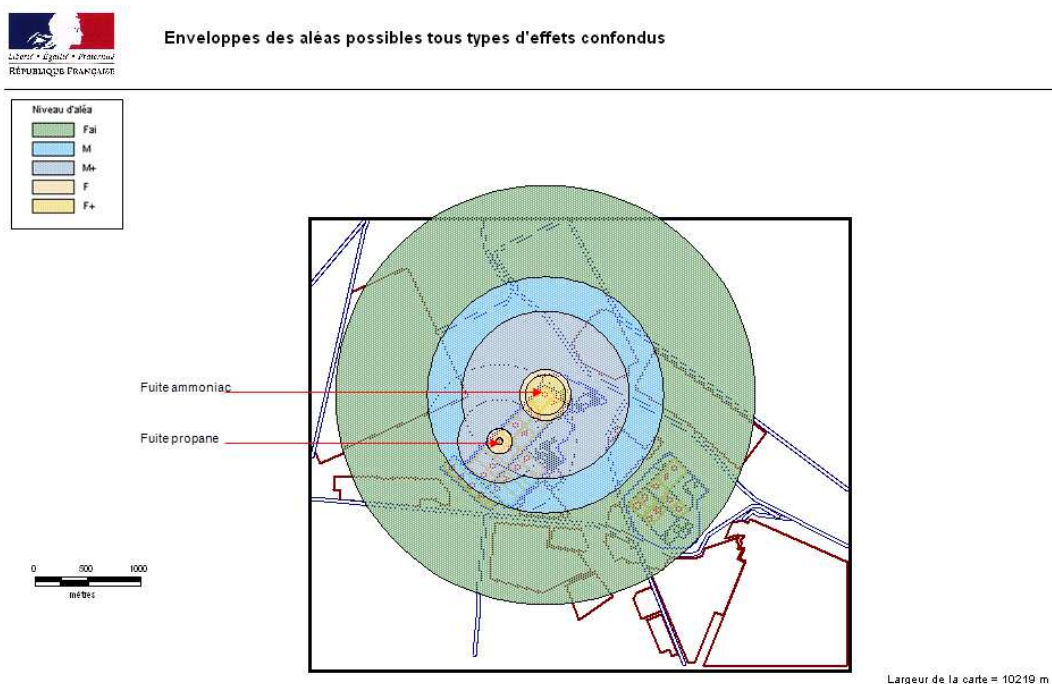


Figure 115 : « Alea » tout type d'effet confondu (toxique et surpression)

Ce cas peut être rencontré lors du déraillement d'un train composé de plusieurs wagons transportant des produits de natures différentes. A titre d'exemple, les deux cas tests (fuite sur wagon d'ammoniac et de propane) ont été implémentés dans un même test. La cartographie obtenue est donnée en Figure 115.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Les travaux de recherche menés dans le cadre de cette thèse avaient un double objectif : proposer une méthodologie permettant de prendre en compte les incertitudes relatives aux données d'entrée dans les modélisations effectuées en situation d'urgence et restituer de manière explicite cette incertitude au gestionnaire de la situation d'urgence.

Une **première partie** a été consacrée à une analyse bibliographique des thématiques relatives à la gestion des situations d'urgence et aux spécificités liées à la modélisation des effets d'une dispersion atmosphérique accidentelle qui compte tenu de sa complexité est un cas particulier dans la famille des phénomènes dangereux majeurs.

Puis la **deuxième partie** a été consacrée à l'état de l'art sur la notion d'incertitude en mettant en évidence la variabilité des résultats des modélisations de dispersion atmosphérique en situation d'urgence. Des méthodes mathématiques d'analyse et de propagation des incertitudes dans un modèle ont été discutées et ont permis de distinguer notamment : les méthodes de screening qui sont des méthodes qualitatives permettant de réduire le nombre de paramètres d'entrée grâce à l'identification des paramètres les plus influents ainsi que les analyses locales de sensibilité basées sur l'estimation d'un indice de sensibilité qui retranscrit la variation du modèle suite aux changements de valeurs d'un seul paramètre d'entrée. L'état de l'art a par ailleurs mis en évidence que les plans d'expériences pouvaient servir à la construction d'une méthode d'analyse de sensibilité.

Ces deux premières parties ont ainsi permis de poser les bases pour la suite de l'étude.

Dans la **troisième partie**, le modèle d'évaluation des distances d'effet dans le cas d'un rejet accidentel conduisant à une dispersion d'un nuage dangereux a été élaboré. Il s'appuie sur un certain nombre de principes : les données d'entrée sont celles pouvant être déduites d'observations « terrain », les données de sortie sont des distances d'effet, le nombre de données d'entrée est minimisé, les méthodes et modèles sélectionnés ont des temps de calculs rapides, mais retranscrivent le plus fidèlement possible la physique des phénomènes.

Plusieurs sous-modèles permettant la quantification des différents processus impliqués allant du terme source à l'évaluation des distances d'effet ont été sélectionnés parmi lesquels le logiciel SLAB pour l'évaluation de la dispersion atmosphérique. Dans le cas d'un nuage toxique par inhalation, les effets sont estimés sur la base de la dose inhalée qui est comparée à des doses estimées au moyen des valeurs seuils de toxicité issues des fiches de toxicité aiguë de référence. Dans le cas d'un nuage inflammable, la masse explosible est estimée à divers instants par intégration volumique et les champs de surpressions correspondants sont alors reconstitués.

Concernant la dispersion atmosphérique, après une analyse des avantages / inconvénients des trois grandes catégories de codes de dispersion atmosphérique, le logiciel SLAB (modèle intégral) a été choisi comme noyau de calcul car répondant aux critères suivants : robustesse, rapidité de calcul et validation scientifique.

Parallèlement, le travail de recherche a consisté à élaborer une méthodologie d'analyse de variabilité du modèle d'évaluation des distances d'effets précédemment défini. Après analyses des forces et faiblesses des grandes familles d'étude de sensibilité envisageables il a été décidé de mener une étude de sensibilité au moyen d'une méthode de screening dite de Morris appliquée en deux temps. Puis, pour chaque variable influente, une étude de sensibilité locale a été appliquée et a eu pour objectifs de : confirmer (ou infirmer) les résultats obtenus au moyen de la méthode de Morris, estimer de manière explicite le domaine de variation du résultat final, analyser le degré de continuité et de monotonie de la réponse du modèle à la variable d'entrée testée.

La **quatrième partie** a été consacrée à la mise en application de la précédente méthodologie au modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence sur deux cas tests et a permis d'analyser le comportement du modèle lors de la modélisation d'une fuite d'un gaz liquéfié sous pression toxique et explosible.

Dans un premier temps, la méthode de Morris a été appliquée à l'ensemble des variables. Les principaux résultats obtenus ont confirmé l'influence très importante prédominante de la taille de brèche. Dans un deuxième temps, deux valeurs de taille de brèche ont été fixées : 5 mm pour la borne inférieure (fuite sur joint) et 80 mm pour la borne supérieure (rupture guillotine du plus gros piquage sur citerne mobile). A chacune de ces valeurs correspond un sous domaine expérimental auquel a été appliquée la méthode de Morris. Afin de pouvoir hiérarchiser objectivement les variables d'entrée en fonction de leur influence, une hiérarchisation locale puis absolue a été réalisée. Pour les deux produits testés, la hauteur de liquide au-dessus de la brèche et la hauteur de rejet n'ont pas de réelle importance. Concernant la masse de produit initialement contenue dans le wagon, dans le cas d'un gaz liquéfié explosible, la masse contenue n'influe pas sur les distances d'effets. Les paramètres météorologiques sont toujours influents et ceux permettant l'estimation de la classe de stabilité (couverture nuageuse et vitesse de vent) sont déterminants. Pour le gaz explosible (propane), l'indice multi-énergie est de loin le paramètre le plus influent. La hauteur de rugosité a une influence équivoque.

Une étude de sensibilité locale a permis de compléter et confirmer l'étude de screening et a rendu possible la caractérisation, pour une variable donnée, de la manière (croissance / décroissance, monotonie, continuité / discontinuité) dont la distance d'effet est influencée par ce changement. Certaines variables ont un effet monotone sur l'estimation des distances d'effets comme la température et la nébulosité. Certaines variables ont (ou pourraient avoir) un effet non-monotone sur l'estimation des distances d'effet comme la vitesse de vent. Certaines variables influent très

faiblement sur l'évaluation des distances d'effet comme la hauteur de rejet et la masse de produit dans le cas d'un gaz inflammable. Certains paramètres, comme la température et la rugosité, ont une influence significative. Enfin, des paramètres ont une forte, voire très forte, influence. Il s'agit notamment des paramètres météorologiques comme la vitesse de vent et l'indice de couverture nuageuse. Dans le cas de gaz inflammables, la valeur de l'indice multi-énergie est déterminante et plus particulièrement pour les effets létaux et ce pour des valeurs d'indice proche de 5. Enfin, l'étude de sensibilité locale a confirmé l'existence de variables ayant une influence complexe sur le résultat final comme la hauteur de rugosité.

Enfin, la **dernière partie** de ce travail de recherche a été consacrée à l'élaboration et à la mise en application opérationnelle d'une méthode de prise en compte différenciée de chaque variable « terrain » dans l'estimation des distances d'effets pouvant être générées par la fuite d'un gaz toxique ou inflammable.

Ainsi le dixième chapitre a posé les bases d'une classification opérationnelle des données d'entrée se basant sur trois critères : l'intensité de son influence, la façon dont sa valeur est estimée (globalement si elle est mesurée de manière manuelle ou instrumentée) et sa variabilité (temporelle ou spatiale). Cinq typologies de variables ont ainsi été définies : (Influence nulle), (Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Constante), (Influence non nulle ; Mesure instrumentée ; Variable), (Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Constante), (Influence non nulle ; Mesure manuelle ; Variable). A chaque typologie correspond une stratégie d'intégration dans le code de calcul : valeur unique par défaut, valeur unique basée sur la valeur mesurée, intervalle de valeurs centré sur la valeur mesurée, intervalle de valeurs se basant sur le retour d'expérience ou sur l'ensemble des valeurs possibles.

Enfin la mise en application de cette méthode a été réalisée. Afin d'évaluer les écarts de résultats entre une approche « classique » d'évaluation des distances d'effets (évaluation par un expert en modélisation) et l'approche « statistique » proposée, ces deux méthodes ont été appliquées aux deux cas tests ayant servi à l'élaboration des études de sensibilité (fuite d'ammoniac et propane liquéfiés sous pression). Il a été effectué une comparaison des résultats obtenus au moyen de la méthodologie statistique et déterministe. Les fonctions de distribution des distances d'effets ont mis en évidence l'existence de paramètres discriminants qui, globalement, avaient déjà été identifiés par les analyses de sensibilité. Il apparaît qu'un vecteur de données d'entrée réaliste (et pouvant même sembler majorant) peut générer une distance d'effet ayant une représentativité statistique faible et donc très éloignée de la distance maximale potentielle obtenue au moyen de la méthode statistique. L'approche statistique est donc opérationnellement envisageable. Toutefois, au moyen de la méthode statistique, les résultats obtenus ne sont plus une valeur unique mais un ensemble de valeurs. Ce genre de résultats peut s'avérer être difficilement assimilable et interprétable en situation d'urgence. Plusieurs solutions pour retranscrire de manière opérationnelle, voire intuitive, cette nouvelle typologie de résultats ont donc été proposées. La dernière solution envisagée (la plus

intuitive) a consisté à établir une cartographie qui associe intensité du phénomène dangereux et fréquence d'occurrence en s'inspirant de ce qui est fait dans le cadre des Plans de Prévention des Risques Technologiques au moyen du logiciel SIGALEA. Il a donc été développé une méthodologie permettant d'utiliser les résultats de l'analyse statistique comme données d'entrée du logiciel SIGALEA afin de maximiser le nombre de zones « d'aléa » visuellement distinctes permettant au gestionnaire de la situation d'urgence d'affiner, en fonction des moyens à sa disposition et de la cinétique accidentelle, sa stratégie opérationnelle.

Ce travail de thèse a donc permis d'établir les premières briques d'une méthodologie opérationnelle de réalisation de modélisations de phénomènes accidentels en situation d'urgence en focalisant sur la dispersion atmosphérique de nuages dangereux.

D'un point de vue purement opérationnel, ce travail ouvre le champ sur la recherche d'outils et méthodes permettant de faciliter la récupération de données « terrain » plus fiables ou permettant de réduire l'étendue des intervalles des paramètres d'entrée (et donc la dispersion parfois importante des distances d'effet). Le VTT [Lautkaski1977] distingue, par exemple, quatre types de brèche. Pour un produit gazeux liquéfié donné, il est sans doute envisageable d'élaborer une méthodologie opérationnelle de caractérisation de taille de fuite permettant d'établir une distinction « sûre » entre ces quatre types de brèche.

Les principes de la méthode pourraient également être transposés aux autres phénomènes dangereux faisant intervenir dans l'estimation de leurs effets des variables incertaines, soit en raison de l'imprécision de leur mesure (comme le diamètre de brèche) soit en raison de leur variabilité temporelle ou géographique (comme les paramètres météorologiques) et permettre ainsi de disposer d'un corpus de méthodes et d'outils dédiés à l'aide à la décision en situation d'urgence.

Cependant, deux limites à la méthodologie proposée devront être levées pour faciliter encore cette prise de décision.

Un premier verrou à lever consisterait à définir des règles d'attribution de l'aléa propres aux situations d'urgence. En effet, une des solutions envisagées pour restituer de manière intuitive les résultats de la méthode statistique a consisté à réaliser une cartographie sur la base des règles d'agrégation de l'aléa définies dans le cadre des Plans de Prévention des Risques Technologiques. Ces règles sont propres à la problématique de gestion de l'aménagement du territoire alors que les notions d'acceptabilité du risque en situation normale et d'urgence ne sont peut-être pas identiques.

Par ailleurs, le présent travail de recherche s'est attaché à quantifier une seule source d'incertitude (incertitudes relatives aux données d'entrée du modèle). Il semble donc intéressant d'estimer de manière qualitative ou quantitative les quatre autres sources d'incertitudes identifiées (incertitudes sur le contexte, incertitudes relatives aux valeurs des seuils d'effet, incertitudes liées au caractère aléatoire du phénomène modélisé, incertitudes liées à la transposition des distances d'effets

obtenues en un zonage opérationnel). Une approche intégrée de l'incertitude sur la modélisation des conséquences de phénomènes dangereux permettrait une mise en perspective rationnelle du niveau d'incertitude globale lors d'une prise de décision en situation d'urgence.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

(Antoine 2008) Antoine, F. Pénelon, T. & J.M, V. ; Guide de bonnes pratiques pour l'utilisation des seuils de toxicité aiguë par inhalation dans le cadre des études réglementaires ; rapport INERIS, INERIS-DRA-08-86409-16658A, 2008, 31 pages

(Antoine 2010) Antoine, F. ; Assessment of the evaporation correlations performance Loss Prevention and Safety Promotion in the process Industries ; 13th International Symposium, 2010

(API 1997) API Guide for pressure-relieving and depressuring systems ; API 521 1997

(Baker 1994) Baker, Q. A. Tang, M. J. Scheier, E. A. & Silva, G. J. ; Vapor Cloud Explosion Analysis ; AIChE Loss Prevention Symposium, Atlanta, Georgia, U.S. A., 1994

(Baker 1998) Baker, Q. A. Doolittle, C. M. Fitzgerald, G. A. & Tang, M. J. ; Recent developments in the Baker-Strehlow VCE ; Analysis Methodology Process Safety Progress, 1998, 17, 297-301

(BARPI 2010) Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles (BARPI) ; base A.R.I.A. (Analyse, Recherche et Information sur les Accidents) ; www.aria.ecologie.gouv.fr ; consulté en 2010

(Batterman 2003) Batterman, S. & Kovacs, E. ; Threshold quantity criteria for risk management programs: recommendations for toxic releases ; Journal of Hazardous Materials, 2003, A105, 39–60

(Baulig 2007) Baulig, A. ; Incertitude et seuils de toxicité aiguë en situation accidentelle ; Environnement, Risques & Santé, 2007, Vol. 6, 119-126

(Belore 1986) Belore, R. & Buist, I. ; A Computer Model For Predicting leak rates of Chemicals From Damaged Storage and transportation ;Environment Canada, 1986

(Berton 1966) Berton, A. & Brats, G. ; Vitesse d'évaporation ; INRS, Cahier de Notes Documentaires, ND 507-45-66, 1966

(Bettonvil 1997) Bettonvil, B. & Kleijnen, J. P. ; Searching for important factors in simulation models with many factors: Sequential bifurcation ; European Journal of Operational Research, 1997, 96, 180-194

(Birk 1996) Birk, A. M. ; Hazards from propane BLEVEs: An update and proposal for emergency responders ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 1996, 9, 173 – 181

(Bonjour 2005) Bonjour, D. & Delpit, J. ; CMICOSCOPE du premier chef d'agrès, Intervention impliquant des matières dangereuses ; Les Editions des pompiers de France, 2005 version 5.0, 27 pages

(Bonnet 2006) Bonnet, P. & Bouet, R. ; Détermination des grandeurs caractéristiques du terme source nécessaire à l'utilisation d'un modèle de dispersion atmosphérique des rejets accidentels ; étude INERIS, INERIS-DRA-2005-P46055-C51076, 2006, 44 pages

(Bonvicini 1998) Bonvicini, S. Leonelli, P. & Spadoni, G. ; Risk analysis of hazardous materials transportation - evaluating uncertainty by means of fuzzy logic ; Journal of Hazardous Materials, 1998, 62, 59-74

(Brighton 1994) Brighton, P. Byrne, A. Cleaver, R. Courtiade, P. Crabol, B. Fitzpatrick, R. Girard, A. Jones, S. Lhomme, V. Mercer, A. Nedelka, D. Proux, C. & Webber, D. ; Comparison of heavy gas dispersion models for instantaneous releases ; Journal of Hazardous Materials, 1994, 36, 193 – 208

(Britter 1992) Britter, R. ; The evaluation of technical models used for major-accident hazard installations ; Office for Official Publications of the European Communities, 1992

(Britter 2011) Britter, R. Weil, J. Leung, J. & Hanna, S. ; Toxic industrial chemical (TIC) source emissions modeling for pressurized liquefied gases ; Atmospheric Environment, 2011, 45, 1-25

(Bronner 2008) Bronner, C. ; Utilisation des données opérationnelles pour l'aide à la décision en situation accidentelle ; Thèse de l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, 2008

(Bubbico 2000) Bubbico, R. Ferrari, C. & Mazzarotta, B. ; Risk analysis of LPG transport by road and rail ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2000, 13, 27-31

(Bubbico 2008) Bubbico, R. & Mazzarotta, B. ; Accidental release of toxic chemicals: Influence of the main input parameters on consequence calculation ; Journal of Hazardous Materials, 2008, 151, 394–406

(Campolongo 1999) Campolongo, F. & Braddock, R. ; The use of graph theory in the sensitivity analysis of the model output: a second order screening method ; Reliability Engineering & System Safety, 1999, 64, 1-12

(Campolongo 2007) Campolongo, F. Cariboni, J. & Saltelli, A. ; An effective screening design for sensitivity analysis of large models ; Environmental Modeling & Software, 2007, 22, 1509 - 1518

(CANUTEC 2008) CANUTEC ; Guide des Mesures d'Urgence, Un guide destiné aux premiers intervenants sur les mesures d'urgence au cours de la phase initiale d'un accident de transport mettant en cause des marchandises dangereuses ; US Department of Transportation, Transport Canada, Secretariat of Transport and Communication ; 2008, 364 pages

(Cates 1991) Cates, A. T. & Samuels, B. ; A Simple Assessment Methodology for Vented Explosions ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 1991, 4, 287-296

(CCPS 1994) CCPS Guidelines for Evaluating the Characteristics of Vapor Cloud Explosions, Flash Fires, and BLEVEs ; Center for Chemical Process Safety of the American Institute of Chemical Engineers, 1994, 402 pages

(Chivas 2006) Chivas, C. Couillet, J.-C. Duplantier, S. Leprette, E. & Pénelon, T. ; Estimation des incertitudes liées aux calculs des distances d'effets – Études de sensibilité et propagation d'incertitudes ; étude INERIS, INERIS-DRA-2006-P66189, 2006, 76 pages

(Chivas 2007) Chivas, C. Leprette, E. & Penelon, T. ; Synthèse sur les incertitudes liées aux données d'entrée des outils de calcul pour évaluer les effets de phénomènes dangereux (dans un cadre réglementaire) ; étude INERIS, INERIS-DRA-07-66189-04878A, 2007, 43 pages

(Chokmani 2001) Chokmani, K. Viau, A. A. & Bourgeois, G. ; Analyse de l'incertitude de quatre modèles de phytoprotection relative à l'erreur des mesures des variables agrométéorologiques d'entrée ; Agronomie, 2001, 21, 147-167

(Cleaver 1996) Cleaver, R. & Robinson, C. ; An analysis of the mechanisms of overpressure generation in vapour cloud explosions ; Journal of Hazardous Materials, 1996, 45, 27-44

(Cropp 2002) Cropp, R. A. & Braddock, R. D. ; The New Morris Method: an efficient second-order screening method ; Reliability Engineering & System Safety, 2002, 78, 77-83

(CSTB 1987) CSTB ; Atlas climatique de la construction de l'agence pour la prévention des désordres et l'amélioration de la qualité de la construction ; 1987, 184 pages

(Dautun 2007) Dautun, C. ; Contribution à l'étude des crises de grande ampleur : Connaissance et aide à la décision pour la Sécurité Civile ; Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint Etienne, décembre 2007

(DDSC 2005) Plan Communal de Sauvegarde, Guide pratique d'élaboration ; Direction de la Défense et de la Sécurité Civile, 2005, 202 pages

(DDSC 2006) Guide ORSEC Départemental, Méthode générale Organisation de la Réponse de Sécurité Civile ; Direction de la Défense et de la Sécurité Civile, décembre 2006, 73 pages

(DDSC 2007) Plan Particulier d'Intervention - PPI ÉTABLISSEMENTS "SEVESO SEUIL HAUT" ; Direction de la Défense et de la Sécurité Civile, 2007, 132 pages

(Deana 2002) Deana, A. M. & Lewis, S. M. ; Comparison of group screening strategies for factorial experiments ; Computational Statistics & Data Analysis, 2002, 39, 287 – 297

(Delvosalle 2004) Delvosalle, C. Fiévez, C. & Pipart, A. ; ARAMIS Project : Generic frequencies data for the critical events ; Faculté Polytechnique de Mons, Major Risk Research Centre (Belgium), 2004

(Delvosalle 2006) Delvosalle, C. Fievez, C. Pipart, A. & Debray, B. ; ARAMIS project: A comprehensive methodology for the identification of reference accident scénarios in process industries ; Journal of Hazardous Materials, 2006, 130, 200 – 219

(Demolombe 1997) Demolombe, R. A. ; Motro, C. Thanos, e. (ed.) ; Uncertainty Management in Information Systems, chapter Uncertainty in intelligent databases ; Kluwer, 1997

(Deshaies 1979) Deshaies, B. & Clavin, P. ; Effets dynamiques engendrés par une flamme sphérique à vitesse constante ; Journal de mécanique, 1979, 18, 213-223

(Deshaies 1981) Deshaies, B. & Leyer, J. ; Flow field induced by unconfined spherical accelerating flames ; Combustion and Flame, 1981, 40, 145-153

(Dodge 1980) Dodge, T. Bowles, E. & White, R. ; Release rates of hazardous chemicals from a damaged cargo vessels ; Proceedings of the 1980 National Conference on Control of Hazardous Material Spills, 1980, 381-385

(Doury 1977) Doury, A. ; Abaques d'évaluation directe des transferts atmosphériques d'effluents gazeux ; CEA, 1977

(Duplantier 2002) Duplantier, S. ; Evaluation des versions 6.0 et 6.1 de PHAST ; étude INERIS, DRA- 2002-29576 -SDu/Jco/Ebe, 2002, 37 pages

(Dziubinski 2010) Dziubinski, M. Fidos, H. & Przelazly, L. ; Emergency discharge of liquids from vessels and pressure pipelines through orifices of irregular shapes ; Loss Prevention and Safety Promotion in the process Industries - 13th International Symposium, 2010

(Eggen 1998) Eggen, J. ; GAME : development of Guidance for the Application of the Multi-Energy method ; Prepared by TNO Prins Maurits Laboratory for the Health and Safety Executive, 1998

(Ermak 1985) Ermak, D & Chan, S. ; A study of heavy gas effects on the atmospheric of dense gases ; Lawrence Livermore National Laboratory ; UCRL-92494, Rev. 1, April 1985

(Ermak 1990) Ermak, D. ; User's Manual for SLAB : An atmospheric dispersion model for denser-than-air releases ; Lawrence Livermore National Laboratory ; UCRL-MA-105607, June 1990

(ERMEWA) ERMEWA ; Caractéristiques des wagons ERMEWA transportant du gaz

(Faure 1982) Faure, H. ; Discrépance de suites associées à un système de numération (en dimension s) ; Acta Arith., 1982, 41, 337–351

(Ferenczi 2005) Ferenczi ; Sensitivity analysis of the mesoscale puff model – RIMPUFF ; Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purpose, 2005, 599 – 603

(Fisher 1925) Fisher, R. A. ; Statistical methods for research workers ; Oliver and Boyd, 1925

(FNSPF 2002) FNSPF, Guide d'intervention face au risque chimique ; Fédération Nationale des sapeurs-Pompiers de France, 2002, 624 pages

(Fontaine 2003) Fontaine, F. ; Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence, Mise en place d'une structure adaptée au sein de l'INERIS ; étude INERIS, DRA- 2002-29576, 2003, 36 pages

(Fontaine 2004) Fontaine, F. & Deffet, R. ; Eléments relatifs à la cinétique des Scénarios d'Accidents pour l'élaboration des PPRT ; étude INERIS, FFT/RDE - 04 N°55773/dra41, mai 2004, 27 pages

(Fontaine 2006) Fontaine, F. ; Eléments méthodologiques de sélection des scénarios pour l'élaboration des plans particuliers d'intervention – éléments de regroupement des scénarios ; étude INERIS, DRA-06-64109, décembre 2006, 34 pages

(Francos 2003) Francos, A. Elorza, F. J. Bouraoui, F. Bidoglio, G. & Galbiati, L. ; Sensitivity analysis of distributed environmental simulation models: understanding the model behaviour in hydrological studies at the catchment scale ; Reliability Engineering & System Safety, 2003, 79, 205 - 218

(Frey 1993) Frey Separating variability and uncertainty in exposure assessment: motivations and method ; Annual meeting of the air and waste management association, Denver, Etats Unis, 1993

(Fulleriger 1996) Fulleriger, D. ; Incertitude du risque industriel majeur ; Thèse de doctorat de l'Université de Chambéry, 1996

(Funtowicz 1990) Funtowicz, S. & Ravetz, J. ; Uncertainty and quality in science for policy ; Kluwer academics, Pays bas, 1990

(Guarnaccia 2008) Guarnaccia, J. & Hoppe, T. ; Off-site toxic consequence assessment: A simplified modeling procedure and case study ; Journal of Hazardous Materials, 2008, 159, 177 - 184

(Gifford 1961) Gifford, F. ; Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion ; Nuclear Safety, 1961, 2, 47-57

(Grenon 2009) Grenon, S. ; HNS toxicity : How to protect populations ? ; INTERSPILL, 2009

(GTDLI 2006) GTDLI ; Modélisation des effets de surpression dus à une explosion de bac atmosphérique ; Groupe de Travail Dépôts Liquides Inflammables, septembre 2006

(GTDLI 2006a) GTDLI ; Modélisation des effets thermiques dus à un feu de nappe d'hydrocarbures liquides ; Groupe de Travail Dépôts Liquides Inflammables, septembre 2006

(GTDLI 2007) GTDLI ; Les boilover et autres phénomènes générant des boules de feu concernant les bacs des dépôts de liquides inflammables ; Groupe de Travail Dépôts Liquides Inflammables, juin 2007

(GTDLI 2007a) GTDLI ; UVCE dans un dépôt de liquides inflammables ; Groupe de Travail Dépôts Liquides Inflammables, mai 2007

(GTGPL 2006) GTGPL ; Les phénomènes dangereux associés aux GPL dans les établissements de stockage hors raffineries et pétrochimie. Explosion de gaz à l'air libre (UVCE) ; Groupe De Travail Sectoriel « GPL » Sous-groupe « modélisations », 2006

(Halton 1960) Halton, J. ; On the efficiency of certain quasi-random sequences of point sequence ; Numerical Mathematics, 1960, 2, 84-90

(Hanna 1993) Hanna, S. Chang, J. & Strimaitis, D. ; Hazardous gas model evaluation with field observations ; Atmospheric Environment, 1993, 27A, 2265-2285

(Hanna 1996) Hanna, S. & Riva, S. P. ; Guidelines for the use of vapor cloud dispersion models ; CCPS AIChE, 1997, 271 pages

(High 1976) High, W. ; Explosions : occurrence, containment and effects ; Course on Loss Prevention in the Process industries, Loughborough University of Technology. Department of Chemical Engineering, 1976

(Hoffman 1989) Hoffman, F. & Hofer, E. ; Evaluating the reliability of predictions made using Environmental Transfer models ; Safety Practice Publications of the International Atomic Energy Agency, 1989

(Homma 1995) Homma, T. & Saltelli, A. ; Use of sobol's quasirandom sequence generator for integration of modified uncertainty importance measure; Journal of Nuclear Science and Technology, 1995, 32, 1164-1173

(HSC 1991) HSC ; Major hazard aspects of the transport of dangerous substances ; UK Health and Safety Commission, 1991

(HSE 1986) HSE ; The effects of explosions in the process industries ; Loss Prevention Bulletin, 1986, 68, 37-47

(Hubert 1990) Hubert, P. Pagès, P. Castellano, S. & Degrange, J. ; Le risque associé au transport de propane ; CEPN, 1990

(Hubert 1991) Hubert, P. ; Analyse de l'incertitude sur un modèle de diffusion atmosphérique, recherche d'une distance d'évacuation pour un accident chimique ; CEA, IPSN, 1991

(Jirsa 2007) Jirsa, P. ; An Analysis of the Cumulative Uncertainty Associated with a Quantitative Consequence Assessment of a Major Accident ; Process Safety and Environmental Protection, 2007, 85, 256-259

(Kawamura 1987) Kawamura, P. I. & Mackay, D. ; The evaporation of volatile liquids ; Journal of Hazardous Materials, 1987, 15, 343 - 364

(Kletz 1977) Kletz, T. ; Unconfined vapour cloud explosions. An attempt to quantify some of the factors involved ; AIChE Loss Prevention Symposium, 1977

(Kukkonen 1990) Kukkonen, J. ; Modelling source terms for atmospheric dispersion of hazardous substances ; Societas Scientiarum Fennica, 1990

(Lacome 2006) Lacome, JM. ; Examen de l'utilisation du logiciel ALOHA-CAMEO en situation d'urgence ; étude INERIS, INERIS - DRA N°46053, 2006, 47 pages

(Lacome 2007) Lacome, JM. ; Comparaison de modèles utilisés pour évaluer la dispersion atmosphérique de produits toxiques ; étude INERIS, INERIS- DRA-07-85202-17508A, 2007, 45 pages

(Lacome 2007a) Lacome, JM. Pagnon, S. Fontaine, F. Pfeifle, G. & Verneuil, L. L. ; Examen de l'utilisation du logiciel MEMPLEX en situation d'urgence ; étude INERIS, DRA-07-86088-07852A, 2007, 19 pages

(Lacome 2007b) Lacome, JM. & Pagnon, S. ; Examen de l'utilisation du logiciel SLAB en situation d'urgence ; étude INERIS, DRA-07-86088-04273A, 2007, 51 pages

(Lagadec 1997) Lagadec, P. ; Urgences, crises, ruptures, des théâtres de vulnérabilité en mutation ; Préventique Sécurité, 1997

(Landucci 2011) Landucci, G. Tugnoli, A. Busini, V. Derudi, M. Rota, R. & Cozzani, V. ; The Viareggio LPG accident: Lessons learnt ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2011, 24, 466-476

(Lannoy 1984) Lannoy, A. ; Analyse des explosions Air-Hydrocarbure en milieu libre, étude déterministe et probabiliste du scénario d'accident ; EDF, 1984

(Laurent 2003) Laurent, A. ; Sécurité des procédés chimiques, connaissances de base et méthodes d'analyse de risques ; Editions TEC & DOC, 2003, 488 pages

(Lautkaski 1977) Lautkaski, R. & Mankamo, T. ; Chlorine Transportation Risk Assessment ; VTT Finland, 1977

(Lautkaski 2008) Lautkaski, R. ; Experimental correlations for the estimation of the rainout of flashing liquid releases ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2008, 21, 506 - 511

(LeBail 1993) Le Bail, L. & Francillac, F. ; Analyse des données disponibles concernant les accidents de transport ferroviaire de matières dangereuses en France ; CEPN, 1993

(Lees 2005) Lees, F. ; Loss prevention in the process industries : hazard identification, assessment and control ; Butterworth and Heinemann , 3rd Revised edition, 2005

(Leonelli 1999) Leonelli, P. Bonvicini, S. & Spadoni, G. ; New detailed numerical procedures for calculating risk measures in hazardous materials transportation ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 1999, 12, 507-515

(Leyer 1982) Leyer, J. ; Effets de pression engendrée par l'explosion dans l'atmosphère de mélanges gazeux d'hydrocarbures et d'air ; Revue Générale de Thermique, 1982, 243, 193-208

(Lind 1977) Lind, C. & Withson, J. ; Explosion hazards associated with spill of large quantities of hazardous materials ; Dpt of Transportation US Coast Guard, 1977

(Linder 2005) Linder, R. ; Les plans d'expérience, un outil indispensable à l'expérimentateur ; Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 2005, 330 pages

(Lines 1997) Lines, I. G. Deaves, D. M. & Atkins, W. S. ; Practical modeling of gas dispersion in low wind speed conditions, for application in risk assessment ; Journal of Hazardous Materials, 1997, 54, 201 - 226

(Mackay 1973) Mackay & Matsugu ; Evaporation Rates of Liquid Hydrocarbon Spills on Land and Water ; Canadian Journal of Chemical Engineering, 1973, 51

(Manca 2010) Manca, D. & Brambilla, S. ; Complexity and uncertainty in the assessment of the Viareggio LPG railway accident ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2010, 23, 668-679

(Markowski 2010) Markowski, A. & Siuta, D. ; Determination of uncertainty in modeling of accidental release of dangerous chemical substances ; Loss Prevention and Safety Promotion in the process Industries - 13th International Symposium, 2010

(MATE 2000) Arrêté du 10 mai 2000 relatif à la prévention des accidents majeurs impliquant des substances ou des préparations dangereuses présentes dans certaines catégories d'installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, mai 2000

(Mavrothalassitis 1995) Mavrothalassitis, G. ; Evaluation de l'aptitude du logiciel PHAST version 4.2 à traiter des conséquences de mise à l'atmosphère de produits inflammables et/ou toxiques ; étude INERIS, 1995

(McKay 1979) McKay, M. Beckman, R. & Conover, W. ; A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code ; Technometrics, 1979, 21, 239-245

(ME 1980) ME ; Arrêté du 26 septembre 1980 fixant les règles de détermination des distances d'isolement relatives aux installations pyrotechniques ; 1980

(MEDAD 2007) MEDAD ; Circulaire DPPR/SEI2/AL-07-0257 du 23 juillet 2007 relative à l'évaluation des risques et des distances d'effets autour des dépôts de liquides inflammables et des dépôts de gaz inflammables liquéfiés ; JO, juillet 2007

(MEDAD 2007a) MEDAD ; Le plan de prévention des risques technologiques (PPRT) Guide méthodologique ; MEDAD, 2007, 160 pages

(MEEDDAT 2008) MEEDDAT ; Guide de l'état de l'art sur les silos pour l'application de l'arrêté ministériel relatif aux risques présentés par les silos et les installations de stockage de céréales, de grains, de produits alimentaires ou de tout autre produit organique dégageant des poussières inflammables ; MEEDDAT, 2008

(MEEDDAT 2008a) MEEDDAT ; Circulaire du 09/07/08 relative aux règles méthodologiques pour la caractérisation des rejets toxiques accidentels dans les installations classées ; BO du MEEDDAT n° 16 du 30 août 2008, 2008

(MEEDM 2009) MEEDM ; Arrêté du 18 décembre 2009 relatif aux critères techniques et méthodologiques à prendre en compte pour les études de dangers des ouvrages d'infrastructures de transport où stationnent, sont chargés ou déchargés des véhicules ou des engins de transport contenant des matières dangereuses ; MEEDM, 2009

(Mercx 1998) Mercx, W.P.M. Van den Berg, A. & Van Leeuwen, D. ; Application of correlations to quantify the source strength of vapour cloud explosions in realistic situations. Final report for the project : " GAMES " ; TNO Prins Maurits Laboratory, 1998

(MFCS 2001) MFCS ; Bulletin d'Information en Santé Environnementale ; 2001, Vol 12 - no 2

(Milazzo 2002) Milazzo, M., Lisi, R. Maschio, G. Antonioni, G. Bonvicini, S. & Spadoni, G. ; HazMat transport through Messina town: from risk analysis suggestions for improving territorial safety ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2002, 15, 347-356

(Milazzo 2010) Milazzo, M. F., Lisi, R. Maschio, G. Antonioni, G. & Spadoni, G. ; A study of land transport of dangerous substances in Eastern Sicily ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2010, 23, 393-403

(Morgan 1990) Morgan, M. & Henrion, M. ; Uncertainty : A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis ; Cambridge university Press, 1990, 33 pages

(Morris 1991) Morris, M. D. ; Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments ; Technometrics,, 1991, 33, 161-174

(Morris 2006) Morris, M. D. ; Input screening: Finding the important model inputs on a budget ; Reliability Engineering & System Safety, 2006, 91, 1252-1256

(Mouilleau 1991) Mouilleau, Y. ; Comment estimer la dispersion atmosphérique de fumées toxiques issues d'un incendie – Présentation du code DISFUM ; note INERIS, EMA-YMo-CDx, 1991, 33 pages

(N.J.A.C. 2000) N.J.A.C. ; Consolidated Rule Document ; New Jersey Department of Environmental Protection Bureau of Chemical Release Information and Prevention, Trenton, NJ, 2000

(Niederreiter 1992) Niederreiter, H. ; Random Number Generation and Quasi-Monte Carlo Methods ; SIAM, 1992, 247 pages

(O'Mahony 2008) O'Mahony, M. T. Doolan, D. O'Sullivan, A. & Hession, M. ; Emergency planning and the Control of Major Accident Hazards (COMAH/Seveso II) Directive: An approach to determine the public safety zone for toxic cloud releases ; Journal of Hazardous Materials, 2008, 154, 355–365

(Oggero 2006) Oggero, A. Darbra, R. Munoz, M. Planas, E. & Casal, J. ; A survey of accidents occurring during the transport of hazardous substances by road and rail ; Journal of Hazardous Materials, 2006, A133, 1-7

(OpenTURNS 2010) OpenTURNS Reference Guide Open TURNS version 0.13.2 ; EDF - EADS - PhiMeca, 2010, 190 pages

(Opschoor 1979) Opschoor, G. ; Methods for the Calculation of the Physical Effects of the Escape of Dangerous Material (liquids and gases) ; 1st edition, report of the Committee for the Prevention of Disasters, 1979

(Oreskes 1998) Oreskes, N. ; Evaluation (not Validation) of Quantitative Models ; Environ. Health Perspect., 1998, 106, 1453-1460

(OTIF) OTIF ; Regulations concerning the International carriage of Dangerous goods by rail (RID) ; Organisation Intergouvernementale pour les transports Internationaux Ferroviaires

(Owen 1988) Owen, A. ; Monte carlo extension of quasi-monte carlo Winter ; Simulation Conference, Washington (DC, USA), 1988

(Pagnon 2011) Pagnon, S. Debray, B. Fontaine, F. Bony-Dandrieux, A. Dusserre, G. & Tixier, J. ; Sensitivity Analysis of Atmospheric Dispersion Modeling In Emergency

Situation ; American Institute of Chemical Engineers 2011 Spring Meeting 7th Global Congress on Process Safety Chicago, Illinois March 13-16, 2011

(Pandya 2009) Pandya, N. ; Analyse de sensibilité paramétrique d'un outil de modélisation des conséquences de scénarios d'accidents. Application à la dispersion atmosphérique de rejets avec le logiciel Phast ; Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 2009

(Pasquill 1943) Pasquill, F. ; Evaporation a plane, free-liquid surface into a turbulent air stream ; Mathematical and Physical Sciences, 1943

(Pasquill 1961) Pasquill, F. The estimation of the dispersion of windborne material ; The Meteorological Magazine, 1961, vol 90, 33-49

(Pasquill 1974) Pasquill, F. ; Atmospheric Diffusion ; Halsted Press, New York, 1974, 429 pages

(Patra 2006) Patra, A. K. ; Influence of wind speed profile and roughness parameters on the downwind extension of vulnerable zones during dispersion of toxic dense gases ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 2006, 19, 478–480

(Paul 1990) Paul, F. ; Le vent : un aspect de la spécificité climatique de la France du Nord ; Revue de géographie de Lyon, 1990, 65, 80-84

(PHAST 2006) PHAST ; PVAP Theory document, notice d'utilisation de PHAST 6.51 ; DNV, 2006

(Pillet 1997) Pillet, M. ; Les plans d'expérience par la méthode Taguchi ; Editions d'organisation, 1997, 330 pages

(Puttock 1995) Puttock, J. ; Fuel Gas Explosion Guidelines - the Congestion Assessment Method ; 2nd European Conference on Major Hazards On- and Off-shore, Manchester, UK, 1995

(Reynolds 1992) Reynolds, R. M. ; ALOHATM (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) 5.0 THEORETICAL DESCRIPTION ; NOAA, 1992

(RF15juillet 2005) Circulaire du 15 juillet 2005 sur les missions et modalités d'intervention de l'INERIS par sa Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence dans le contexte général de l'aide aux pouvoirs publics en cas d'accident impliquant des substances dangereuses non radioactives ; 15 juillet 2005

(RF29novembre 2005) Directive interministérielle du 29 novembre 2005 relative à la réalisation et au traitement des mesures de radioactivité dans l'environnement en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique ; 29 novembre 2005

(RIVM 1992) RIVM ; Yellow book - Methods for the calculation of physical effects - CPR 14E ; TNO, Second Edition, 1992

(RIVM 2005) RIVM ; Yellow book - Methods for the calculation of physical effects - CPR 14E ; TNO, Third edition Second revised print 2005, 870 pages

(RIVM 2006) RIVM ; Purple Book - Guidelines for Quantitative Risk Assessment ; TNO, 2006, 237 pages

(RNL 1989) RNL ; European Wind Atlas ; Risø National Laboratory (Denmark), 1989, 656 pages

(Rouil 2001) Rouil, L. ; Méthodologies d'évaluation des modèles et de l'incertitude ; étude LCSQA/INERIS, INERIS DRC-01-27592-LRI -n° 122, 2001, 46 pages

(Roux-Dufort 2000) Roux-Dufort, C. ; La gestion de crise – Un enjeu stratégique pour les organisations ; Editions De Boeck Université, 2000, 190 pages

(Rowe 1994) Rowe, W. ; Understanding uncertainty ; Risk analysis, 1994, 14

(Saltelli 2000) Saltelli, A. Chan, K. & Scott, E. M. ; Sensitivity analysis (series in probability and statistics) Wiley, 2000, 504 pages

(Saltelli 2004) Saltelli, A. Tarantola, S. Campolongo, F. & Ratto, M. ; Sensitivity Analysis in Practice : A Guide to Assessing Scientific Models ; John Wiley and Sons, 2004, 232 pages

(Salvi 2006) Salvi, O. & Debray, B. ; A global view on ARAMIS, a risk assessment methodology for industries in the framework of the SEVESO II directive ; Journal of Hazardous Materials, 2006, 130, 187 – 199

(SAMU75 2003) SAMU75 ; Conduite à tenir en situation d'urgence avant identification de l'agent chimique responsable ; 2003

(SDIS02 2002) SDIS02 ; Règlement de mise en œuvre des Unités « Risque Chimique » ; 2002

(SDIS54 2004) SDIS54 ; Plan d'intervention risque chimique ; 2004

(SERETE 1990) Guide de l'urbanisation autour des sites industriels à haut risque
Secrétariat d'état du premier ministre chargé de l'environnement et de prévention des
risques technologiques et naturels majeurs ; DEPPR, 1990

(SI&S(Geneve) 2003) SI&S(Genève) ; Guide Orange Service d'Assistance et de Protection
de la Population ; 2003

(Sobol 1967) Sobol, I. ; On the distribution of points in a cube and the approximate
evaluation of integrals ; U.S.S.R Comput. Math. and Math. Phys, 1967, 7, 86–112

(Sobol 1993) Sobol, I. ; Sensitivity estimates for nonlinear mathematical models ;
Mathematical Modelling and Computational Experiments, 1993, 1, 407–414

(Souvay 2002) Souvay, P. ; Afnor (ed.) ; Plans d'expériences ; méthode taguchi ; 2002, 53
pages

(Spadoni 1995) Spadoni, G. Leonelli, P. Verlicchi, P. & Fiore, R. ; A numerical procedure
for assessing risks from road transport of dangerous substances ; Journal of Loss
Prevention in the Process Industries, 1995, 8, 245-252

(Sutton 1931) Sutton, O. G. ; A theory of eddy diffusion in the atmosphere ; Proceedings
of the Royal Society, 1932, A, 135, 13-165

(Sutton 1934) Sutton, O. ; Wind structure and Evaporation in a Turbulent Atmosphere ;
Proc.Roy.Soc, 1934

(Sutton 1953) Sutton, O. ; McGraw-Hill (ed.) ; Micrometeorology ; Quarterly Journal of the
Royal Meteorological Society, 1953, 79, Issue 341, 457

(Taylor 1946) Taylor ; The air wave surrounding an expanding sphere ; Proc. Roy. Soc..
London, 1946, Series A. 186, 273-292

(Tissot 2004) Tissot, S. Verrhiest, G. & Pichard, A. ; Seuils de toxicité aiguë en cas
d'émissions atmosphériques accidentelles de substances chimiques dangereuses : méthode
de détermination et principaux résultats ; Environnement, Risques & Santé, 2004, Vol 3

(Tissot 2006) Tissot, S. & Lafon, D. ; Seuils de toxicité aiguë utilisés lors d'émissions
atmosphériques accidentelles de produits chimiques ; Arch Mal Prof Env, 2006

(Tissot 2008) Tissot, S. Vincent, JM. & Baulig, A. ; Guide pratique de choix des valeurs
seuils de toxicité aiguë en cas d'absence de valeurs françaises ; étude INERIS, DRC-08-
94398-02798A, 2008, 53 pages

- (TNO 2006) TNO ; EFFECTSPUS, EFFECTSGIS, EFFECTSPROF Version 7 User and reference manual ; TNO Built Environment & Geosciences Department of Industrial and External Safety, 2006
- (Touma 1995) Touma, Cox, Thistle & Zapert ; Performance Evaluation of Dense Gas Dispersion Models ; Journal of Applied Meteorology, 1995, vol 34 no 3
- (Turanyi 2000) Turányi, T. & Rabitz, H. A. ; Saltelli, K. Chan, E. S. (ed.) ; Local Methods in Sensitivity Analysis ; Wiley, Chichester, 2000, p79-99
- (Turner 1970) Turner, D. B. ; Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates ; EPA Office Air Prog. Rep, 1970, AP-26, 95 pages
- (UIC 1995) Les Cahiers de Sécurité, cahier n°6, Les modèles de dispersion atmosphérique - DT 31 ; UIC, 1995
- (UNECE 2009) UNECE ; Accord européen relatif au transport international des marchandises dangereuses par route (ADR) ; 2009
- (USEPA 1984) USEPA ; Guideline On Air Quality Models ; US EPA Office of Air Quality Planning and Standards, 1984
- (USEPA 2009) USEPA ; Risk management program guidance for offsite consequence analysis ; USEPA Office of Solid Waste and Emergency Response, 2009
- (VanAsselt 1999) VanAsselt ; Uncertainty in decision support. From problem to challenge ; International Center for Integrative Studies, 1999
- (VandenBerg 1984) Van den Berg, A. ; The Multi-Energy Method - a framework for vapour cloud explosion blast prediction ; TNO Prins Maurits Laboratory, 1984
- (VanWingerden 1990) Van Wingerden, C. Opschoor, G. & Pasman, H. ; Analysis of vapour cloud explosion incidents ; Les accidents industriels majeurs : quelles leçons en tirer ?, 1990
- (Viguier 1990) Viguier, M. ; Pratique des plans d'expériences, méthodologie Taguchi et compléments ; Les éditions d'organisation, 2nd Edition (ed.) 1990, 190 pages
- (VTG) VTG ; Caractéristiques wagon VTG transportant du gaz liquéfié
- (Witlox 2000) Witlox, H. ; PHAST 6.0 - Unified Dispersion Model - Consequence Modelling Documentation ; DNV, 2000

(Witlox 2007) Witlox, H. Harper, M. Bowen, P. & Cleary, V. ; Flashing liquid jets and two-phase droplet dispersion: II. Comparison and validation of droplet size and rainout formulations ; Journal of Hazardous Materials, 2007, 142, 797 - 809

(Woodward 1990) Woodward, J. L. ; An integrated model for discharge rate, pool spread, and dispersion from punctured process vessels ; Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 1990, 3, 33 - 37

(Wynn 1992) Wynn, B. ; Uncertainty and environmental learning: recovering science and policy in the preventive paradigm ; Global environmental change, 1992, 2, 111–127

(Wynn 2001) Wynn, B. ; Managing scientific uncertainty in public policy ; Harvard GMO's Background paper, 2001

(Zeman 1982) Zeman, O. ; The dynamics and modeling of heavier-than-air, cold gas releases ; Atmospheric Environment (1967), 1982, 16, 741 - 751

(Zimmermann 2000) Zimmermann, H. ; An application-oriented view of modeling uncertainty ; European Journal of Operational Research, 2000, 122, 190-198

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	22
<i>Partie I : Urgence et dispersion atmosphérique.....</i>	29
Introduction	30
Chapitre 1 : Caractérisation d'une situation d'urgence.....	31
1.1. Pourquoi vouloir caractériser les situations d'urgence	32
1.2. Structuration de la réponse opérationnelle des secours en France	32
1.3. Caractérisation des situations d'urgence sur la base des plans de secours	33
1.4. Cas particulier du secteur nucléaire	34
1.5. Phasage d'une situation d'urgence.....	35
Synthèse.....	38
Chapitre 2 : Apport de la modélisation pour la définition d'un zonage opérationnel	39
2.1. Le zonage : réponse opérationnelle des services d'urgence	40
2.2. Types de zones.....	40
2.3. Le zonage réflexe	41
2.4. Rôle de la modélisation de la dispersion atmosphérique pour l'obtention des zones opérationnelles.....	43
2.5. Quel est le degré d'appropriation des modélisations par les Services de Secours ?	45
Synthèse.....	48
Chapitre 3 : Spécificités de la modélisation de la dispersion atmosphérique en situation d'urgence	49
3.1. La dispersion atmosphérique : un cas particulier	50
3.2. Principes de modélisation	50
3.3. Caractérisation du terme source	51
3.4. Dispersion atmosphérique du nuage.....	52
3.5. Evaluation des effets d'un nuage toxique.....	56
3.6. Evaluation des effets d'un nuage explosible.....	59
Synthèse.....	63
<i>Partie II : Incertitudes : origines et méthodes d'évaluation.....</i>	65
Introduction	66
Chapitre 4 : Origine de la variabilité des résultats des modélisations de dispersion en situation d'urgence	67
4.1. Constat sur la variabilité des résultats de modélisations	68
4.2. Principales typologies d'incertitudes	69
4.3. Incertitudes liées au cas particulier des situations d'urgence	72

4.4. Nature des incertitudes dans le cas des modélisations de la dispersion atmosphérique	73
4.4.1. Incertitudes liées au modèle mathématique / numérique	74
4.4.2. Incertitudes liées aux données d'entrée du modèle.....	75
4.5. Contribution des valeurs seuils au niveau d'incertitude des distances d'effet	76
Synthèse.....	78
Chapitre 5 : Présentation des méthodes d'évaluation des incertitudes	79
5.1. Intérêt et étapes des méthodes d'analyse des incertitudes.....	80
5.2. Etude de sensibilité.....	80
5.2.1. Les méthodes de criblage ou screening	81
5.2.2. L'analyse locale de sensibilité	84
5.2.3. L'analyse globale de sensibilité globale	85
5.2.4. Méthode alternative : les plans d'expérience.....	86
5.3. Propagation de l'incertitude dans le modèle.....	87
5.4. Exemples d'études croisant les problématiques d'incertitude et de dispersion atmosphérique	87
Synthèse.....	90
<i>Partie III : Méthodologie d'analyse des origines de la diversité des résultats de modélisation ...</i>	<i>91</i>
Introduction	92
Chapitre 6 : Spécifications d'un modèle d'évaluation en situation d'urgence des effets générés par la dispersion atmosphérique accidentelle d'un produit toxique ou inflammable	93
6.1. Définition du système étudié.....	94
6.2. Construction du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence.....	95
6.3. Evaluation du terme source.....	95
6.3.1. Mode de conditionnement des produits	95
6.3.2. Débit à la brèche	96
6.4. Dispersion atmosphérique.....	101
6.5. Distances d'effets.....	104
6.5.1. Distances d'effets générées par un nuage toxique.....	104
6.5.2. Distances d'effets générées par un nuage explosible.....	104
Synthèse.....	106
Chapitre 7 : Principes méthodologiques de l'étude de sensibilité	107
7.1. Objectifs de la méthode d'analyse de sensibilité.....	108
7.2. Etude de sensibilité locale, globale ou screening ?.....	108
7.3. Mise en œuvre de la méthode de Morris	108
7.4. Couplage méthode de Morris / étude de sensibilité locale.....	109
7.5. Sources et formes d'incertitude analysées	109
7.6. Variables à renseigner et hypothèses sur les intervalles de variation associés.....	111
7.6.1. Liste directe des données d'entrée du modèle.....	111
7.6.2. Liste de variables indépendantes.....	112
7.7. Plages de valeurs des paramètres d'entrée du modèle.....	115

Synthèse.....	122
<i>Partie IV : Analyse du comportement du modèle d'évaluation des distances d'effets en situation d'urgence.....</i>	123
Introduction	124
Chapitre 8 : Mise en œuvre de la méthode de screening.....	125
8.1. Screening sur l'ensemble des variables	126
8.2. Screening avec la taille de brèche fixe appliquée à l'ammoniac	126
8.3. Screening avec une taille de brèche fixe appliquée au propane	132
Synthèse.....	136
Chapitre 9 : Analyse locale de sensibilité au modèle	137
9.1. Intérêts de l'étude locale de sensibilité	138
9.2. Construction du plan d'expériences	138
9.3. Analyse locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac.....	141
9.3.1. Inter-comparaison des paramètres.....	141
9.3.2. Evolution des distances et indices de sensibilité	142
9.3.3. Synthèse de l'étude locale de sensibilité appliquée à l'ammoniac.....	146
9.4. Analyse locale de sensibilité appliquée au propane	147
9.4.1. Inter-comparaison des paramètres.....	147
9.4.2. Evolution des distances et indices de sensibilité	148
9.4.3. Synthèse de l'étude locale de sensibilité appliquée au propane.....	151
9.5. Consolidation de l'analyse locale de sensibilité.....	152
9.5.1. Analyse de sensibilité à la frontière du domaine appliquée à l'ammoniac.....	154
9.5.2. Analyse de sensibilité à la frontière du domaine appliquée au propane.....	159
9.5.3. Résultats de cette inter-comparaison avec deux nouveaux cas tests.....	161
Synthèse.....	163
<i>Partie V : Aide à la prise de décision en fonction de la classification opérationnelle des données d'entrée.....</i>	164
Introduction	165
Chapitre 10 : Mise en place d'une classification opérationnelle des données d'entrée	166
10.1. Proposition de critères de classification des données d'entrée	167
10.2. Classification des données d'entrée du modèle	168
10.3. Stratégie de prise en compte des variables et de l'incertitude associée.....	169
Synthèse.....	173
Chapitre 11 : Eléments pour l'élaboration d'une méthodologie d'aide à la prise de décision ...	174
11.1. Calculs itératifs et prise en compte des intervalles de valeurs.....	175
11.2. Cas test : ammoniac et propane	175
11.2.1. Objectifs des cas test	175

11.2.2. Brèche sur wagon d’ammoniac	176
11.2.3. Brèche sur wagon de propane	184
11.2.4. Interprétation des résultats obtenus au moyen de l’approche statistique	190
11.3. Restitution des résultats issus d’une approche statistique	191
11.4. Utilisation de SIGALEA comme outil de restitution d’un zonage statistique en situation d’urgence	193
11.4.1. Notion de l’aléa	194
11.4.2. Rappels des principes d’utilisation de SIGALEA	194
11.4.3. Méthodes envisageables.....	196
11.4.4. Résultats avec deux produits	199
Synthèse.....	204
<i>Conclusion générale et perspectives</i>	<i>206</i>
Références bibliographiques	211

Annexe I

Exemple d'une cellule d'expertise externe : la CASU

Annexe II

Analyse des guides ORSEC et PPI dans l'objectif de caractériser une situation d'urgence

Annexe III

Questionnaire : les attentes du gestionnaire d'une situation d'urgence

Annexe IV

Méthodes d'évaluation des distances d'effets utilisables en situation d'urgence

Annexe V

Principales familles de modèles de simulation de la dispersion atmosphérique

Annexe VI

Description des valeurs de toxicité par inhalation disponibles dans la littérature

Annexe VII

Exemples de stratégie opérationnelle se basant sur le niveau de concentration en gaz toxique pour estimer des zones d'urgence

Annexe VIII

Trois exemples de méthodes de calcul des effets de pression générés par un UVCE

Annexe IX

Description des quelques typologies d'incertitude

Annexe X

Etudes de sensibilité globale : les principaux estimateurs statistiques de la sensibilité

Annexe XI

Principes des plans d'expérience

Annexe XII

Mode opératoire d'attribution des niveaux d'aléa

Annexes

I. Exemple d'une cellule d'expertise externe : la CASU

Introduction

En situation d'urgence, le gestionnaire de cette situation peut faire appel à des experts externes. Le rôle de ces experts est de fournir au gestionnaire de la situation d'urgence des éléments techniques lui permettant de prendre la bonne décision. Un de leurs rôles est notamment de fournir des distances d'effets grâce à la réalisation de modélisation informatique.

Dans le secteur nucléaire, ce rôle est joué par l'IRSN et plus particulièrement par le CTC (Centre Technique de Crise).

Dans le secteur de la chimie, cette expertise peut être d'origine multiple (CEDRE, Météo-France, COGIC, protocole TRANSAID).

L'INERIS et le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT) ayant décidé de s'impliquer sur le sujet l'expertise technique aux pouvoirs publics en situation d'urgence, une structure opérationnelle destinée à répondre aux situations d'urgence a été créée au sein de l'INERIS en avril : la CASU (Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence, opérationnelle 24h/24h, 7j/7j) [RF15juillet 2005].

Principes de fonctionnement

Cette création fait suite aux résultats d'étude mettant en évidence les attentes des gestionnaires qu'ils soient publics ou privés, lors de situations d'urgence d'origine accidentelle, survenant en milieu industriel ou lors du transport de marchandises dangereuses, sur la nécessité de pouvoir disposer en temps réel d'une cellule qui puisse leur apporter un appui technique pendant la crise.

En situation d'urgence, en cas de danger à caractère technologique avéré ou imminent pour l'homme ou l'environnement, la CASU, Cellule d'Appui aux Situations d'Urgence, apporte aux autorités publiques une aide à la décision immédiate. À leur demande, elle délivre en temps réel les informations et avis techniques dont ils ont besoin pour mieux appréhender et gérer la situation accidentelle (hors risques radiologiques et biologiques).

Son système d'astreinte met en jeu deux permanents spécialisés, assurant le contact technique avec le demandeur, et un chef d'opération représentant la Direction Générale de l'INERIS. Adossée au

potentiel d'expertise de l'INERIS, la CASU peut, selon les domaines d'intervention, mobiliser tout ou partie des capacités d'expertise de l'Institut.

Son intervention en tant qu'aide à la décision pour les autorités publiques est établie par la circulaire interministérielle du 15 juillet 2005.

Les interventions de la CASU sont limitées aux phases d'urgence ou de conduite de la crise. A ce titre, les interventions réalisées dans le cadre d'expertises après accidents ou d'élaboration de retours d'expérience n'ont pas été prises en compte.

Le réseau de partenaires

Comme illustré en Figure 116, la CASU s'appuie sur un réseau de partenaires susceptible d'être consulté pour la recherche d'éléments de réponse dans certaines situations d'urgence. C'est le cas notamment du CEDRE (Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux) et de l'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire) avec lesquels des accords ont été signés.

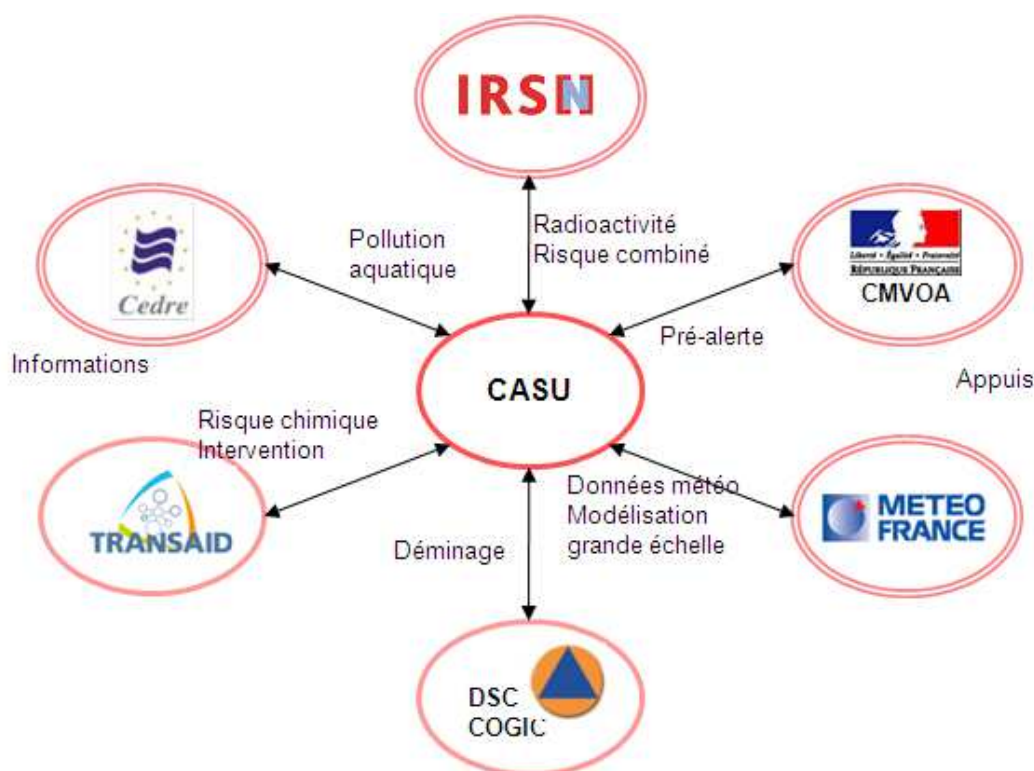


Figure 116 : Réseau des partenaires de la CASU

Le fonctionnement de la CASU et la coordination avec les différents partenaires de la gestion de la situation d'urgence sont régulièrement testés lors d'exercices, nationaux et internationaux, de simulation d'accident.

Typologie des appuis

Lors de la mise en place de la CASU [Fontaine 2003], deux formes d'appuis ont été définies :

- l'appui technique simplifié qui consiste en la fourniture de données brutes par l'astreinte. Ces données sont issues essentiellement de l'interrogation de bases de données sur les produits et de l'accidentologie ;
- l'appui technique concerté qui correspond à la demande d'une analyse plus détaillée ou d'interprétation de données pour des situations plus complexes. Cet appui requiert au préalable la constitution d'une cellule opérationnelle composée de plusieurs entités fonctionnelles (coordination, expertise,...).

Toutes les demandes formulées auprès de l'INERIS ont, en général, un objectif commun : obtenir des éléments qui permettront de faciliter la prise de décision des gestionnaires de la situation d'urgence.

Nature des demandes

Les grandes thématiques de demande sont les suivantes :

- la transmission d'informations (information et accidentologie). Les informations demandées concernent essentiellement les substances dangereuses (principaux risques, propriétés physico-chimiques...) et le retour d'expérience (accidents similaires). La CASU transmet selon le besoin, des données brutes ou des informations nuancées/interprétées en fonction du contexte dans lequel se fait la demande ;
- l'évaluation des risques (évaluation des effets sur l'homme et sur l'environnement). Elle est demandée pour l'homme ou pour l'environnement, la préoccupation sous-jacente relève principalement de la santé publique. Ces demandes d'évaluation des risques peuvent aussi bien concerner les aspects accidentels que chroniques ;
- le conseil à l'intervention. Les demandes de conseil à l'intervention sont formulées pour des opérations de lutte proprement dites ou de mise en sécurité après un sinistre ; dans ce cadre, les conseils délivrés par la CASU se limitent strictement à la stratégie générale qui pourrait être envisagée. L'INERIS ne possède pas de compétence dans la mise en œuvre de cette stratégie qui passe notamment par l'élaboration de schémas tactiques. Cette mission relève des services d'intervention ;
- la caractérisation des phénomènes (modélisation). Ces demandes concernent la caractérisation des phénomènes, qui peut être réalisée à l'aide de codes de calcul avant, pendant ou après la survenance du phénomène ou à l'aide de prélèvements et d'analyses.

Quelques chiffres

En 2009, l'INERIS a été sollicité à 48 reprises, 35 fois en situation d'urgence réelle et 13 fois en exercice. La figure 117 reprend le nombre de sollicitations de l'INERIS pour les dix dernières années :

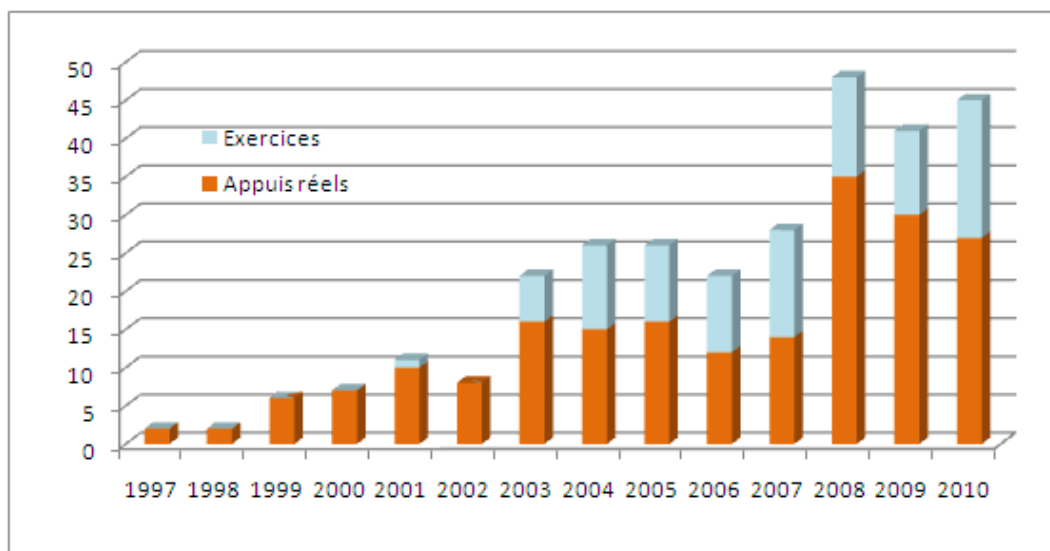


Figure 117 : Evolution du nombre de sollicitations reçues par l'INERIS

La Figure 118 détaille l'origine des appuis de la CASU en 2010. Les sollicitations ont eu pour principale origine la sécurité civile et les DREAL (au total environ 60 % des appuis).

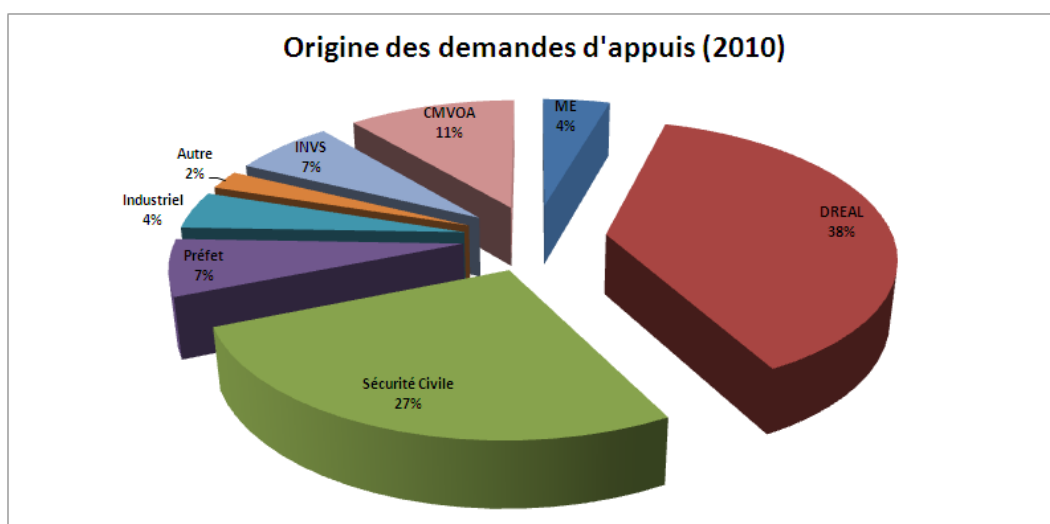


Figure 118 : Répartition de l'origine des appels pour appui réel en 2010

Les demandes sont classées selon quatre grandes thématiques :

- La transmission d'informations (information et accidentologie). Les informations demandées concernent essentiellement les substances dangereuses (principaux risques, propriétés physico-chimiques...) et le retour d'expérience (accidents similaires). La CASU transmet selon le besoin, des données brutes ou des informations nuancées/interprétées en fonction du contexte dans lequel se fait la demande ;
- L'évaluation des risques (évaluation des effets sur l'homme et sur l'environnement). Elle est demandée pour l'homme ou pour l'environnement, la préoccupation sous-jacente relève principalement de la santé publique. Ces demandes d'évaluation des risques peuvent aussi bien concerner les aspects accidentels que chroniques ;
- Le conseil à l'intervention. Les demandes de conseil à l'intervention sont formulées pour des opérations de lutte proprement dites ou de mise en sécurité après un sinistre ; dans ce cadre, les conseils délivrés par la CASU se limitent strictement à la stratégie générale qui pourrait être envisagée. L'INERIS ne possède pas de compétence dans la mise en œuvre de cette stratégie qui passe notamment par l'élaboration de schémas tactiques. Cette mission relève des services d'intervention ;
- La caractérisation des phénomènes (**modélisation**). Ces demandes concernent la caractérisation des phénomènes, qui peut être réalisée à l'aide de codes de calcul avant, pendant ou après la survenance du phénomène ou à l'aide de prélèvements et d'analyses.

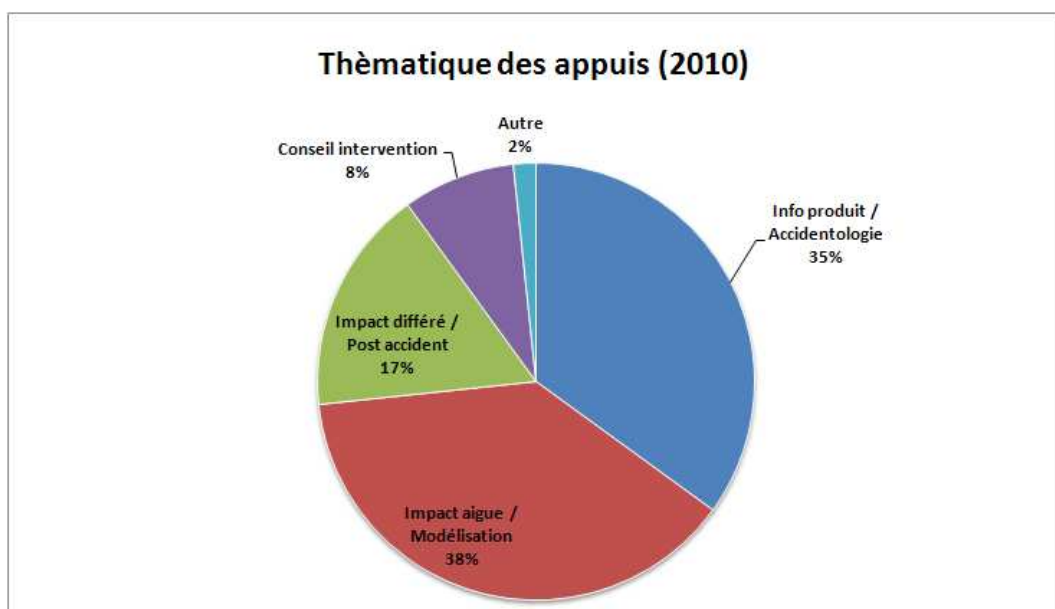


Figure 119 : Thématiques des appuis en 2010

Comme illustré en Figure 119, en 2010, la demande de modélisation demeure la principale thématique d'appel à la CASU.

II. Analyse des guides ORSEC et PPI dans l'objectif de caractériser une situation d'urgence

Guide ORSEC

Dès le premier chapitre du guide, il est écrit que le plan ORSEC doit permettre de créer et fédérer autour du Service Interministériel de Défense et de Protection Civile (SIDPC) le réseau des acteurs de la gestion des risques susceptibles d'être sollicités en **situation d'urgence**. Le plan ORSEC a donc pour vocation **spécifique** d'apporter une réponse opérationnelle aux situations d'urgence.

Il est indiqué :

- Que le nouveau dispositif ORSEC devient la base de réponse quelle que soit la situation d'urgence. Le dispositif monte en puissance en fonction des actions à engager. Le dispositif opérationnel ORSEC est l'organisation unique et la structure polyvalente de gestion de tous les événements touchant gravement la population, quelle qu'en soit l'origine : catastrophe naturelle ou technologique, attaque terroriste, crise sanitaire... Il est destiné à faire face à des situations de plus en plus variées et à multiples facettes. Les **sources** à l'origine des situations d'urgence sont donc **diverses et variées** (technologique, naturelle,...).
- Qu'ORSEC a aussi comme objectif de développer l'anticipation des événements en s'appuyant sur les procédures de vigilance, de veille permanente des risques qui peuvent être suivis. On peut donc être en situation d'urgence **avant l'occurrence** effective d'un événement aux conséquences potentiellement néfastes.
- Que la durée d'une situation d'urgence peut être courte (incendie simple), de quelques heures (incendie avec des problématiques particulières : site PPI, tunnel, pollution...), de un à plusieurs jours (PPI : AZF Toulouse ; pollution : Prestige, Erika), de quelques jours à plusieurs semaines (pandémie, nucléaire,...). Une situation d'urgence n'est donc **pas nécessairement synonyme de courte durée**.
- Que les conséquences d'une situation d'urgence sont de deux types : immédiates (incendie) ou évolutives (inondation).

Guide PPI

Les Plans Particuliers d'Intervention (PPI) constituent la principale catégorie des dispositions spécifiques intégrées à ORSEC : ces plans ont pour objectif la gestion d'un événement accidentel à caractère industriel. Dans le guide PPI [DDSC 2007], un certain nombre de paragraphes permettent de mieux appréhender les caractéristiques d'une situation d'urgence à caractère technologique.

En début de partie A (ÉLABORATION D'UN PPI, UN PROJET POUR UNE CULTURE PARTAGÉE), il est indiqué que l'un des objectifs du PPI est de « développer une culture commune entre les services et organismes concernés pour leur permettre d'avoir une réponse adaptée face à une situation rare et déstabilisante : un accident industriel majeur ». De fait, un lien entre situation d'urgence et **accident industriel majeur** est établi.

Il est rappelé qu'une situation d'urgence est soumise à **une forte pression temporelle**. Toutefois, contrairement à la gestion opérationnelle, la démarche d'élaboration du PPI a l'avantage de permettre de s'affranchir de la contrainte chronologique liée à l'urgence et à la nécessité de prise immédiate de décision (partie A, p12).

Dans la partie B du guide, « DE L'ANALYSE DES RISQUES À LA STRATÉGIE DE PROTECTION DES POPULATIONS », il est retranscrit une lettre de réponse à une préfecture faite par le Ministère de l'Intérieur et de l'Aménagement du Territoire en août 2002. Cette lettre confirme qu'une situation d'urgence regroupe un ensemble **très divers** de situations (« *Les scénarios accidentels envisagés pour ces installations industrielles peuvent être très divers* ») et que dans le cas spécifique du champ d'application des PPI (risque technologique), un lien fort existe entre situation d'urgence et situation **accidentelle** (« *...la mise en relation précoce de l'industriel, soumis à une situation **accidentelle** sur son site...* »).

D'un point de vue plus global, cette lettre distingue deux types de situation d'urgence qui peuvent être assimilées aux phases pré- et post-accidentelle. Cette distinction confirme bien le fait qu'une situation d'urgence peut être initiée avant l'occurrence réelle de l'évènement dommageable et notamment dans le cas de danger immédiat (et donc non nécessairement avéré) « *...Mesures incombant à l'exploitant en cas de danger immédiat...p62* ».

Enfin, dans diverses parties du guide, il est indiqué que les situations (entrant dans le champ d'application du guide PPI) sont des **situations anormales**.

III. Questionnaire : les attentes du gestionnaire d'une situation d'urgence

Date :

Interlocuteur :

Contexte : modélisation dispersion (atmosphérique)

Q1 : Pour quelle raison, le gestionnaire de la situation d'urgence (COS, DOS,...) demande-t-il une modélisation ?

Q2 : Pour le récipiendaire des résultats (COS, conseiller technique risque technologique, responsable cellule anticipation,...), qu'est-ce qu'une bonne réponse suite à une demande de modélisation ?

Q3 : Existe-t-il, pour un seuil d'effet donné, une réponse opérationnelle type ?

Q4 : Quelles sont les actions possibles en cas de dispersion :

- D'un nuage explosible ?
- D'un nuage toxique ?

Q5 : Quelles sont les actions possibles en cas :

- De fuite de type brèche ?
- De formation d'une nappe ?

Q6 : Existe-t-il des critères objectifs de choix d'action ?

Q7 : Le COS a-t-il conscience du caractère incertain des distances fournies par une modélisation ? Cette incertitude est-elle retranscrite ? Si oui, comment ?

Q8 : Si oui, quel coefficient, intuitivement, pourrait-il attribuer à la distance fournie (UVCE / nuage toxique) ?

Q9 : Une fois les résultats de la modélisation obtenus, ceux-ci sont-ils soumis à une analyse critique ?

Q10 : En urgence qui peut être amené à faire ou faire faire des modélisations ?

Q11 : Pour un acteur de la sécurité civile, qu'est-ce qu'un bon modèle de dispersion ?

Q12 : Sous quelle forme, les incertitudes sur les distances d'effets pourraient-elles être opérationnellement restituées ?

IV. Méthodes d'évaluation des distances d'effets utilisables en situation d'urgence

Problématique de la modélisation en situation d'urgence

Le contexte de l'urgence rend obligatoire l'utilisation de modèles « adaptés » pour modéliser les phénomènes dangereux de référence. On entend par modèles « adaptés » des modèles ayant des temps de calcul réduits et nécessitant peu de variables d'entrée.

La littérature abordant le thème de la modélisation des principaux phénomènes dangereux est abondante. Elle est globalement de deux types : des ouvrages présentant un ensemble de modèles ou d'équations permettant la modélisation de l'ensemble des principaux phénomènes dangereux [RIVM 2005], et des articles traitant spécifiquement d'une partie ou de la totalité d'un unique phénomène dangereux : BLEVE [Birk 1996], boilover et boilover couche mince [GTDLI 2007], explosion condensé [ME 1980], feu de nappe [GTDLI 2006a], explosion de ciel gazeux [GTDLI 2007].

Dans un premier temps, il est listé les principaux phénomènes dangereux pouvant être générés par une installation à risque (type SEVESO) ou par le transport de matière dangereuse (TMD). Sur la base de cette typologie de phénomènes dangereux, il est ensuite recensé des méthodes simples mais scientifiquement robustes pouvant être utilisées en situation d'urgence.

Identification des principaux phénomènes dangereux à l'origine d'un zonage opérationnel en situation d'urgence

Les phénomènes dangereux peuvent être classés par grandes familles (dispersion atmosphérique, BLEVE, boilover,...). Le nombre de phénomènes dangereux possibles peut, si l'on s'y attarde, paraître quasiment illimité. En effet, aux phénomènes dangereux les plus connus, viennent s'ajouter des phénomènes dangereux qui sont des cas particuliers des phénomènes dangereux de référence (exemple : une sous-catégorie de l'incendie est l'incendie en tunnel, une sous-catégorie du phénomène d'évaporation de nappe est l'évaporation de nappe d'un produit réagissant avec l'humidité du sol et de l'air).

De plus, au fur et à mesure du développement de nos connaissances (basées pour l'essentiel sur le retour d'expérience accidentel), de nouveaux phénomènes dangereux de

référence deviennent incontournables (exemple : UVCE suite à une fuite d'hydrocarbure liquide [GTDLI 2007a], boule de feu suite à pressurisation de bac [GTDLI 2007]). Cette diversité impose une première réflexion sur la sélection des phénomènes dangereux majeurs devant être évalués en priorité en situation d'urgence.

Une première typologie de phénomènes peut être établie sur la base du Guide de Maîtrise de l'Urbanisation [SERETE 1990], qui met en avant les phénomènes dangereux suivants :

- Risques liés aux installations de gaz combustibles liquéfiés. Scénario A : explosion de type BLEVE ; Scénario B : explosion de type UVCE,
- Risques liés aux capacités contenant des gaz toxique liquéfiés et risquant d'éclater lors de manipulations, lors d'explosions internes ou lors d'agressions externes. Scénario C : perte totale et instantanée de confinement,
- Risques liés aux installations de gaz toxiques. Scénario D : rupture instantanée de la plus grosse canalisation entraînant le plus fort débit massique,
- Risques liés au stockage de liquides inflammables de grande capacité. Scénario E : feu sur la plus grande cuvette, explosion de la phase gazeuse des bacs à toit fixe, boule de feu et projection de produit enflammé par phénomène de boilover,
- Risques liés à l'utilisation et au stockage d'explosifs ou produits explosibles. Scénario F : explosion de la plus grande masse de produits présente ou pouvant se produire par réaction.

Ces phénomènes dangereux de référence peuvent s'appliquer de la même manière aux Installations Fixes et au Transport de Matière Dangereuse.

Des projets de recherche de grande ampleur ont eux aussi pour objectifs de rationaliser le choix des phénomènes dangereux à retenir dans le cadre d'étude de sureté ou de sécurité. A titre d'exemple, il est peut être cité le projet ARAMIS. L'objectif principal de ce projet européen a été de développer une nouvelle méthode pour permettre d'évaluer le niveau de risque d'une installation industrielle en associant les approches déterministe et probabiliste.

Le principal résultat du projet est la méthode ARAMIS qui est divisée en six phases principales dont la quatrième phase a consisté à identifier les scénarios d'accidents de référence. Cette phase du projet [Delvosalle 2006] a permis la mise en place : d'une méthodologie permettant l'identification des dangers liés aux accidents majeurs (MIMAH), et d'une méthodologie permettant l'identification de scénarios d'accidents de référence (MIRAS) tenant compte de l'influence des systèmes de sécurité, des fréquences et des

conséquences possibles. Cette méthodologie a conduit à identifier les accidents les plus réalistes.

Un exemple d'arbre des événements obtenus avec MIMAH pour l'événement critique "Large brèche sur stockage d'oxyde d'éthylène en phase liquide" est donné en Figure 120 :

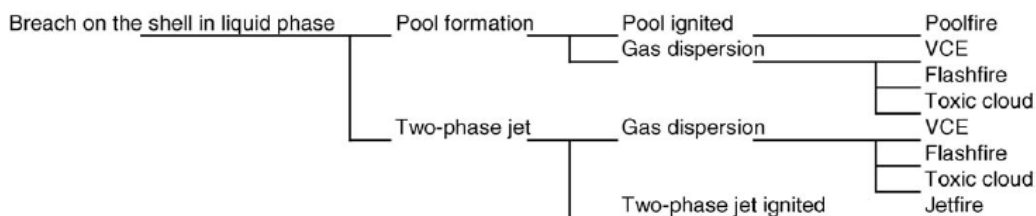


Figure 120 : Arbre d'évènement ARAMIS - MIRAS

Une typologie de phénomènes dangereux majeurs en est déduite. Elle est présentée en Figure 121. Cette typologie confirme globalement la typologie des phénomènes dangereux déjà établie dans le Guide de Maîtrise de l'Urbanisation :

<i>Dangerous phenomena</i>	<i>Consequence class</i>
Poolfire	C2
Tankfire	C1
Jetfire	C2
VCE	C3 or C4 (according to the released quantity)
Flashfire	C3
Toxic cloud	C3 or C4 (according to the risk phrases – C4 for very toxic substances)
Fire	C2
Missile ejection	C3
Overpressure generation	C3
Fireball	C4
Environmental damage	To judge on site
Dust explosion	C2 or C3 (according to the substance and the quantity)
Boilover and resulting poolfire	C3

Figure 121 : Classes de conséquences pour chaque phénomène dangereux

Présentation synthétique des méthodes d'évaluation utilisables en situation d'urgence

Sur la base des typologies de phénomènes dangereux présentés précédemment, il est recensé, pour chaque phénomène dangereux sélectionné, une méthode d'évaluation des distances d'effets pouvant être utilisée en situation d'urgence. Les phénomènes dangereux sélectionnés sont le feu de nappe, le boilover, l'explosion ciel gazeux bac de stockage

d'hydrocarbure liquide, le jet enflammé, le BLEVE, l'explosion confinée de poussière, et l'éclatement de capacité sous pression.

Cette liste n'est pas exhaustive mais elle regroupe toutefois les principaux phénomènes dangereux. Sont volontairement exclus de cette liste les phénomènes liés à la génération d'un nuage de gaz ou vapeurs toxiques ou inflammables (avec inflammation différée).

La méthode sélectionnée doit faire l'objet d'un relatif consensus scientifique, nécessiter un minimum de données d'entrée et pouvoir être implémentée avec des moyens informatiques limités. Les méthodes d'évaluation sélectionnées sont présentées en Table 44 :

Phénomène dangereux	Effet redouté	Ouvrage de référence	Variables à renseigner
Feu de nappe	Thermique	[GTDLI 2006a]	Géométrie de la nappe et dimension
Boilover	Thermique	[GTDLI 2007]	Produit concerné et masse contenue dans le bac
Explosion ciel gazeux bac stockage d'hydrocarbure liquide	Surpression, missile	[GTDLI 2006]	Volume du réservoir
Jet enflammé	Thermique	[API 1997]	Débit massique de gaz
BLEVE	Thermique, surpression, missile	[MEDAD 2007]	Nature du produit et masse de gaz contenu dans le réservoir
Explosion confinée de poussière	Thermique, surpression, missile	[MEEDDAT 2008]	Volume du local et pression de rupture du local (qui peut être déduite de la nature des parois)
Eclatement de capacité sous pression	Surpression, missile	[GTDLI 2006]	Volume du réservoir et sa pression d'épreuve (si le bac n'est pas un bac à pression atmosphérique)

Table 44 : Synthèse des méthodes d'évaluation utilisables en situation d'urgence

V. Principales familles de modèles de simulation de la dispersion atmosphérique

Préambule

Un « bon » modèle de dispersion atmosphérique est instinctivement un modèle qui, pour une configuration donnée (gaz, rejet, environnement, condition météorologique), retranscrit numériquement, de la manière la plus réaliste possible, le champ de concentration du nuage.

Pour ce faire, différentes approches de modélisation de la dispersion atmosphérique ont été mises au point et sont présentées dans les paragraphes qui suivent. [UIC 1995] [Lacome 2007] : les courbes CTA, les modèles gaussiens, les modèles de type intégral, les modèles CFD.

Les familles de méthodes sont présentées par ordre croissant de complexité et d'adéquation avec les mécanismes physiques propres à la dispersion atmosphérique mais aussi par ordre croissant de complexité de mise en œuvre.

Les courbes CTA (courbe de transfert atmosphérique)

Sur la base d'un terme source connu et de quel que soit le produit étudié, il est possible au moyen de courbes pré-renseignées de déduire, dans l'axe du panache, la concentration en fonction de la distance au point d'émission.

Les modèles gaussiens

Les modèles gaussiens ont été les premiers modèles de dispersion implémentés informatiquement. Les premiers modèles développés l'ont été grâce aux travaux de Sutton [Sutton 1931], de Pasquill [Pasquill 1961], [Pasquill 1974], de Gifford [Gifford 1961] et en France de Doury [Doury 1977]. L'objectif commun de ces modèles était d'estimer la dispersion des gaz neutres ou passifs.

Dans le cas d'un gaz passif, ce dernier se disperse uniquement grâce à l'action de l'air (fluide porteur). Les mécanismes de transport et de dilution dépendent du vent et de la turbulence atmosphérique (d'origine mécanique et thermique).

Sur la base d'un certain nombre d'hypothèses (diffusion moléculaire négligeable, diffusion turbulente homogène et isotrope, champ de vent uniforme dans l'espace). Il est alors supposé que la concentration de gaz suit une distribution gaussienne le long des plans perpendiculaires à la direction du rejet comme présenté en Figure 129 :

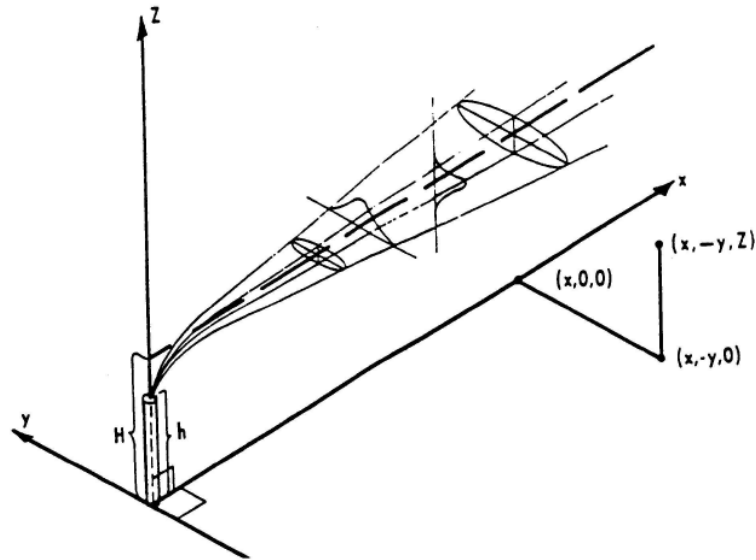


Figure 122 : Répartition gaussienne de la concentration [Turner 1970]

En théorie, les modèles gaussiens ne peuvent être appliqués qu'au rejet de gaz passifs ayant donc les caractéristiques suivantes : une masse volumique proche de celle de l'air ou suffisamment diluée pour que le mélange (gaz + air) ait une masse volumique globale proche de celle de l'air, une température proche de celle de l'atmosphère, une vitesse initiale de rejet nulle.

La source du rejet est ponctuelle. Il existe toutefois certaines méthodes permettant la prise en compte d'une source surfacique (au moyen d'une source virtuelle ponctuelle placée en amont de la source surfacique réelle). Le champ de concentration récréé au moyen d'un modèle gaussien est tridimensionnel. Comme écrit précédemment, la diffusion moléculaire est considérée comme négligeable, la vitesse de vent doit donc être au moins égale à 1 à 2 m/s. Le champ de vitesse de vent est généralement constant dans l'espace de calcul (même valeur quelle que soit la position considérée dans l'espace de calcul). Certains modèles plus complexes, mais se basant toujours sur une formulation gaussienne de la concentration, permettent la prise en compte de la variation de la vitesse de vent, de la température et de la densité de l'atmosphère en fonction de l'altitude. Certains modèles dits « à bouffées » permettent aussi l'intégration dans les calculs de la variation directionnelle du vent dans le plan de calcul horizontal. Il est aussi possible de tenir compte de la présence éventuelle d'une couche d'inversion de température.

La turbulence atmosphérique intervient dans le calcul au moyen des classes de stabilité. Compte tenu des précédentes restrictions (champs de vent uniforme), le terrain doit être plat. Il est aussi généralement considéré que les résultats obtenus au moyen d'un code de calcul gaussien ne sont valables qu'au-delà de 100 m depuis la source de rejet. A l'inverse, il est admis qu'au-delà de la dizaine de kilomètres, les résultats obtenus au moyen d'un modèle gaussien ne sont plus valides (champs de vent non homogènes).

Les modèles de type intégral

Si le rejet perturbe localement l'écoulement atmosphérique de l'air, l'utilisation de modèles gaussiens n'est plus satisfaisante. En effet, des mécanismes physiques non pris en compte par les modèles gaussiens ne peuvent plus être considérés comme négligeables : les effets de turbulence dynamique pour les jets à grande vitesse d'émission ; les effets gravitaires pour les rejets de gaz lourds ; les effets de flottabilité pour les rejets de gaz légers.

L'utilisation des modèles de type intégral permet la prise en compte de ces mécanismes. Ces modèles se basent sur le système d'équation des mécaniques des fluides mais certaines simplifications permettent une résolution numérique rapide de ce système. Cette simplification se fait au moyen de calage de paramètres qui viennent en compensation des mécanismes non modélisés.

Dans le cas d'un rejet de gaz passif (soit dès le rejet, soit après dilution du nuage de gaz avec l'air environnant), le modèle intégral transite vers un modèle gaussien. Dans certains cas, ces modèles intègrent un module de calcul qui détermine la nature du terme source en fonction des conditions de stockage du produit et du type de rejet (rupture guillotine, ruine du réservoir, évaporation de flaque...) [Mavrothalassitis 1995] ; [Mouilleau 1991] ; [Witlox 2000].

Dans un modèle de type intégral, la turbulence atmosphérique est prise en compte au moyen de la classe de stabilité ou au moyen de la longueur de Monin – Oboukov ce qui permet une simplification de son intégration dans les calculs. La présence de reliefs, d'obstacles (murs, bâtiments...) pouvant générer des perturbations de l'écoulement de l'air n'est pas prise en compte dans les modèles de type intégral. Le terrain d'application théorique de ces modèles est donc homogène et idéalement plat. La topographie est prise en compte au moyen d'un unique paramètre : la hauteur de rugosité théoriquement représentative de l'ensemble de la région du rejet.

Comme pour les modèles gaussiens, le champ de vitesse de vent est généralement constant dans l'espace de calcul. Certains modèles plus complexes, mais se basant toujours sur une formulation gaussienne de la concentration, permettent la prise en compte de la variation

de la vitesse de vent, de la température et de la densité de l'atmosphère en fonction de l'altitude.

Comme pour les modèles gaussiens, il est admis qu'au-delà de la dizaine de kilomètres, les résultats obtenus au moyen d'un modèle intégral ne sont plus valides car d'autres phénomènes de turbulence et de diffusion doivent être considérés. Par contre, les résultats obtenus à proximité immédiate de la source peuvent être considérés comme valables : il n'est pas nécessaire d'atteindre un éloignement de 100 m à la source.

L'implémentation informatique des modèles de type intégral nécessite d'une part, la simplification de certaines équations de la mécanique des fluides par l'introduction paramètres « fixes » dans le système d'équations ; et d'autre part, la sélection de méthodes numériques de résolution.

Tous les modèles se basent sur une mise en équation spécifique avec des valeurs de paramètres permettant la simplification du système d'équations des mécaniques des fluides et des critères de transition qui leur sont propres (exemple : transition gaz lourd / gaz neutre, forme du nuage,...).

Comme indiqué dans les travaux de [Britter 1992], les résultats instationnaires sont d'abord déduits des calculs stationnaires auxquels sont appliqués des hypothèses de stationnarité forfaitaires. Ce faisant, les résultats instationnaires obtenus aux moyens des modèles de type intégral doivent être utilisés avec un regard qui doit rester critique.

Les modèles CFD

Les modèles CFD sont à même de pouvoir simuler les rejets de fluide en tenant compte de l'ensemble des mécanismes physiques, mécaniques et thermiques mis en jeu depuis son rejet jusqu'à sa dispersion (exemple : présence d'obstacles, topographie marquée). Les modèles CFD ont donc comme principe de base de chercher à résoudre le système d'équations physiques décrivant la dispersion sans passer par une simplification lourde des équations (comme pour les modèles de type intégral.)

Les équations de mécanique des fluide décrivant le modèle physique sont : la conservation de la quantité de mouvement ; la conservation de l'énergie ; la conservation de la masse d'air ; la conservation de la quantité de produit ; l'équation d'état du mélange gazeux ; l'équation donnant la masse molaire du mélange.

D'autres équations plus spécifiques (exemple : équations de cinétique chimique décrivant la transformation de certains composants comme l'ozone) peuvent compléter le précédent système d'équations.

Pour résoudre ce système d'équations, diverses méthodes (ou schémas) de résolution numérique existent et peuvent être caractérisées selon les critères suivants : le type de modèle (eulérien / lagrangien / eulérien + lagrangien) ; le schéma numérique de résolution du système d'équation (éléments, différences ou volumes finis) ; les méthodes de résolution locales (gradient conjugué, Gauss Seidel).

Modèles eulériens

Les modèles eulériens se basent sur les équations de la mécanique des fluides et du transport des produits. Ces modèles intègrent les composantes de la vitesse comme étant la somme d'une vitesse moyenne et de ses fluctuations. Ce faisant, ces modèles tiennent compte de la turbulence mais génèrent de nouvelles inconnues. Pour estimer l'ensemble de ces inconnues, il est nécessaire d'intégrer au système de nouvelles équations. Celles-ci sont le résultat d'hypothèses semi-empiriques de complexité variable.

Le modèle effectue une discrétisation numériquement des équations à résoudre afin de résoudre le système. Cette discrétisation est réalisée au moyen d'un maillage spatial qui peut être plus ou moins complexe. En fonction du schéma de résolution numérique utilisé, la typologie de maillage des modèles eulériens est différente :

- éléments finis : le maillage, défini par des lignes de nœuds, épouse la forme du relief.
- différences finies : méthodologie la plus fréquemment utilisée car aisée à mettre en œuvre.
- volumes finis : méthode plus élaborée qui permet d'améliorer la convergence des calculs.

En chaque nœud du maillage, les valeurs des paramètres physiques caractérisant le fluide sont évaluées. Le maillage (forme des éléments, densité de nœuds) peut influencer considérablement les résultats mais aussi la convergence globale du calcul. De même les conditions limites fixées en frontière du maillage vont fortement conditionner la pertinence des résultats

En dernier lieu, les méthodes de résolution locale (résolution des systèmes linéaires, interpolations...) jouent elles aussi un rôle très important dans la précision des résultats obtenus mais aussi sur la durée globale du calcul.

Modèles lagrangiens

Les modèles lagrangiens se basent sur une approche particulière pour modéliser le mouvement du fluide. La dispersion d'un fluide est obtenue au moyen du calcul d'un nombre très important de trajectoires de différentes particules issues de la même source.

Les concentrations en gaz sont obtenues par la somme du nombre de particules présentes dans un volume donné. Le modèle néglige les interactions entre les trajectoires des particules (chaque particule est supposée indépendante). Ce faisant une partie du champ de turbulence n'est pas prise en compte. L'avantage de ce type de modèle est que les calculs ne sont effectués qu'aux endroits nécessaires, aux contraires des modèles eulériens où un nombre important de mailles peuvent n'apporter aucune contribution substantielle à la qualité du calcul.

Couplage Eulérien-Lagrangien

Des modèles utilisent ces deux approches (lagrangien et eulérien). Dans un premier temps, le modèle lagrangien est appliqué à proximité de la source de rejet. Dans un deuxième temps, le modèle eulérien prend la suite quand la distance à la source se fait plus importante. Dans la plupart des cas, le calcul météo est effectué par le modèle eulérien et le calcul de dispersion par le modèle lagrangien.

Les modèles tridimensionnels ont l'avantage de pouvoir résoudre certaines limitations intrinsèques à d'autres types de modèles (gaussiens et intégraux). Le modèle tridimensionnel peut prendre en compte la topographie réelle avec ses obstacles même à proximité de la source. De plus, il est aussi possible d'obtenir des résultats, au moins dans leur forme, très précis (concentration en temps réel, en n'importe quel point de l'espace).

Cependant, certains inconvénients demeurent inhérents à ce genre de modèles : leurs mises en œuvre sont complexes, les temps de calculs sont longs, la convergence des calculs n'est pas assurée, le matériel informatique nécessaire peut être important.

Synthèse

Les principales approches de modélisation de la dispersion atmosphérique mises au point ont été présentées ci-avant : les courbes CTA, les modèles Gaussien, les modèles de type intégral, les modèles CFD.

Il ressort en première analyse qu'une amélioration de la retranscription physique des phénomènes dans le modèle s'accompagne d'une complexification de sa mise en œuvre. Ainsi, la complexité des modèles CFD et le fait de devoir renseigner un très grand nombre de paramètres d'entrée impliquent de nombreux calages du modèle. Toutefois, la montée en puissance des outils informatiques permet désormais l'emploi de manière plus courante

des outils CFD, même pour des rejets gazeux en l'absence d'obstacles (qui jusqu'à récemment été modélisés aux moyens de modèles de type intégral par exemple).

D'une manière commune à l'ensemble des modèles, la retranscription de la stabilité atmosphérique et la prise en compte du terme source (exemple : rejet diphasique) dans une modélisation de la dispersion atmosphérique demeurent complexes et sources d'écart entre la modélisation et la réalité.

VI. Description des valeurs de toxicité par inhalation disponibles dans la littérature

Valeurs de toxicité disponibles :

AEGL(US-EPA) :

Définitions

AEGL-1 : concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m^3) au-dessus de laquelle la population générale, individus sensibles inclus, pourrait présenter des signes d'inconfort notable, d'irritation ou tout autre signe non-sensoriel et asymptomatique. Ces effets sont transitoires, non-invalidants et réversibles après cessation de l'exposition.

AEGL-2 : concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m^3) au-dessus de laquelle des effets irréversibles, des effets nocifs sévères ou des effets adverses à long terme pourraient être observés au sein de la population générale, individus sensibles inclus.

AEGL-3 : concentration d'une substance chimique dans l'air (exprimée en ppm ou mg/m^3) au-dessus de laquelle des effets potentiellement mortels ou des décès pourraient survenir au sein de la population générale, individus sensibles inclus.

Temps d'exposition : 10, 30 min, 1, 4 et 8 h

Population cible : population générale incluant les individus sensibles

Nombre de produits renseignés : environ 200 (fin 2011)

Origine : NAC (National Advisory Committee) US

ERPG (AIHA) :

Définitions

ERPG-1 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir davantage que des légers effets transitoires ou détecter d'une odeur.

ERPG-2 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effets irréversibles ou incapacitants.

ERPG-3 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effet menaçant sa vie.

Temps d'exposition : 1 h

Population cible : non clairement définie, travailleurs en priorité

Nombre de produits renseignés : environ 150 produits (fin 2011)

Origine : Association américaine d'hygiène industrielle (AIHA)

TEEL (US-DOE) :

Définitions

TEEL-0 : concentration limite en dessous de laquelle la plupart des individus ne ressentira aucun risque appréciable d'effets sur la santé.

TEEL-1 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés sans ressentir davantage que des effets transitoires légers ou détecter une odeur.

TEEL-2 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés sans ressentir ou développer d'effets irréversibles ou incapacitants.

TEEL-3 : concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés sans ressentir ou développer d'effet menaçant sa vie.

Temps d'exposition : 1 h

Population cible : individus présents sur les sites du département de l'énergie, extension au transport de matières

Nombre de produits renseignés : environ 3300 produits (fin 2011)

Origine : département américain de l'énergie, développés quand les ERPGs ne sont pas disponibles pour des situations d'urgence

IDLH (NIOSH) :

Définitions

IDLH (1987) : concentration maximale dans l'air jusqu'à laquelle une personne exposée pendant au plus 30 minutes peut fuir sans risquer d'effets irréversibles pour la santé.

IDLH (1994) : concentration maximale dans l'air jusqu'à laquelle un travailleur peut s'échapper sans risquer de mourir ou de ressentir des effets irréversibles sur la santé à la suite d'irritation respiratoire ou oculaire sévère et d'autres effets délétères (désorientation ou incoordination).

Temps d'exposition : 30 min

Population cible : travailleurs

Nombre de produits renseignés : environ 400 produits (fin 2011)

Origine : National Institute for Occupational Safety and Health

VSTAF (MEEDDM) :

Définitions

SELS : concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets létaux significatifs au sein de la population exposée.

SPEL : concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer les premiers effets létaux au sein de la population exposée.

SEI : concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets irréversibles au sein de la population exposée.

SER : concentration, pour une durée d'exposition donnée, au-dessus de laquelle on peut observer des effets réversibles au sein de la population exposée.

SP : concentration entraînant la détection sensorielle de la substance chimique par la population exposée.

Temps d'exposition : 1, 10, 20, 30, 60, 120, 240 et 480 min

Population cible : population générale excluant les individus hypersensibles

Nombre de produits renseignés : une trentaine (fin 2011)

Origine : Groupe d'experts toxicologues du MEEDDM, valeurs à statut réglementaire

Comparaison entre seuils français (VSTAF) et autres seuils de référence

La Table 45 établit une correspondance entre les seuils français et les autres seuils de référence.

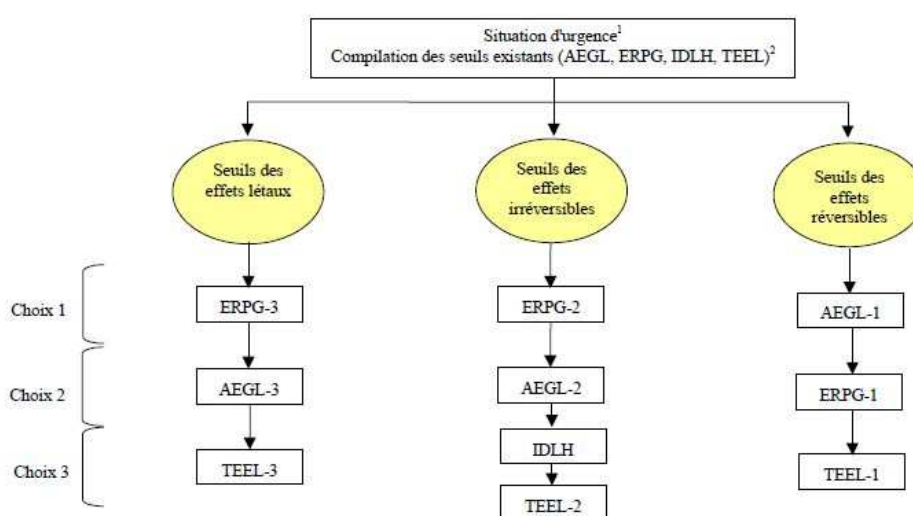
Dénomination du seuil	Valeurs disponibles	Durée exposition	VSTAF correspondant
AEGL (US-EPA)	AEGL-1 AEGL-2 AEGL-3	10, 30 minutes, 1, 4 et 8 heures	effets réversibles (SER) effets irréversibles (SEI) effets létaux (SPEL)
ERPG (AIHA)	ERPG-1 ERPG -2 ERPG -3	1 heure	effets réversibles (SER) effets irréversibles (SEI) effets létaux (SPEL)
TEEL (US-DOE)	TEEL-0 TEEL -1 TEEL -2 TEEL -3	1 heure	seuil de perception (SP) effets réversibles (SER) effets irréversibles (SEI) effets létaux (SPEL)
IDLH (NIOSH)	IDLH	30 minutes	effets irréversibles (SEI)
VSTAF (MEEDDM)	SP SER SEI SPEL SELS	1, 10, 20, 30 minutes, 1, 2, 4 et 6 heures	seuil de perception effets réversibles effets irréversibles premiers effets létaux effets létaux significatifs

Table 45 : Grandes familles de valeurs seuil de toxicité aigüe par inhalation

Choix des valeurs seuils en absence de valeurs françaises pour les situations d'urgence :

En situation d'urgence, en cas d'absence de valeurs seuils françaises, les experts en cellule de crise, compte tenu de la pression temporelle, n'ont pas la possibilité d'analyser de manière détaillée la littérature disponible. Il est donc proposé dans l'étude [Tissot 2008] d'effectuer une collecte (sur la base des sites internet) de l'ensemble des valeurs seuils disponibles (soit les valeurs seuils présentées ci-avant).

Pour chaque niveau d'effet critique, il est fait un certain nombre de recommandations qui sont synthétisées en Figure 122 :



¹: il s'agit d'un choix rapide en première intention. Si la situation d'urgence se prolonge, il convient de se baser sur une expertise toxicologique pour déterminer le seuil le plus pertinent au vu de sa définition, des données ayant servi à son élaboration (étude source...) et de la situation sur le terrain.

²: les VSTAF ne sont pas élaborées pour des situations d'urgence ainsi ces valeurs sont à prendre avec précaution lors de ces situations.

Figure 123 : Logigramme de synthèse de choix de valeurs seuils en situation d'urgence

VII. Exemples de stratégie opérationnelle se basant sur le niveau de concentration en gaz toxique pour estimer des zones d'urgence

Trois exemples de stratégie opérationnelle se basant sur le niveau de concentration en gaz toxique pour estimer des zones d'urgence sont présentées ci-après : le logiciel RMP*Comp distribué par l'US EPA, une approche décrite dans l'article [O'Mahony 2008] et enfin une méthode générique proposée par le Programme des Urgences Environnementales Canadien.

RMP*Comp

L'US EPA, avec le logiciel RMP*Comp [USEPA 2009], n'utilise qu'une seule valeur seuil pour définir une « Distance to ToxicEndpoint ». Il s'agit de la valeur ERPG-2 (concentration atmosphérique maximale en dessous de laquelle il est probable que presque tous les individus pourraient être exposés pendant plus d'une heure sans ressentir ou développer d'effets irréversibles ou incapacitants). Quand, pour un produit donné, cette valeur n'est pas renseignée, celle-ci est remplacée :

- soit par une valeur basée sur l'IDLH ou 10% de cette valeur,
- soit par une valeur basée sur le TLV, terminologie américaine qui définit des valeurs maximales (proposées par la société ACGIH) pour la concentration de certains polluants dans l'air en milieu professionnel. Les TLV, comme leurs équivalents français VME et VLE, concernent des unités de temps d'exposition dits longs (typiquement, une journée de 8 heures) ou courts (5 à 10 minutes).

Pour élaborer ce logiciel, l'US EPA a recensé les méthodes existantes d'évaluation des distances d'effets sur le territoire américain (Delaware method, New Jersey method, OSHA methodology for toxic substances, ORC methodology for toxic substances, EHS TPQ) [N.J.A.C. 2000]. Un tableau récapitulant les principales hypothèses à la base de ces cinq méthodes d'évaluation est donné dans l'article suivant [Batterman 2003] (article d'ailleurs assez critique sur les résultats obtenus au moyen du logiciel RMP*Comp). Comme pour RMP*Comp, ces méthodes se basent sur une valeur fixe de concentration seuil. Cette valeur a pour origine soit les ERPG (ERPG 3 pour la Delaware method et l'ORC methodology), soit l'IDLH (New Jersey method, EHS TPQ). Les résultats fournis par RMP*Comp ont été comparés à ceux fournis par deux autres logiciels : ALOHA et

DEGADIS [Guarnaccia 2008]. Il ressort de ces travaux que RMP*Comp est jugé utile pour vérifier les ordres de grandeur de distances d'effets obtenues au moyen de méthodes plus fines.

O'Mahony2008

D'autres valeurs de concentrations seuils sont proposées dans l'article [O'Mahony 2008]. Il s'agit des valeurs AEGL1, 2, 3 - 10 min. A chacune de ces valeurs, il est fait correspondre une zone opérationnelle (cold zone, warm zone, hot zone).

L'avantage de cette méthode est, qu'à l'inverse de la méthode RMP, trois zones sont définies. A chacune d'entre elles, en fonction de sa signification, de son étendue et de la sensibilité des cibles présentes, une réponse opérationnelle plus fine peut être développée par le gestionnaire de la situation d'urgence.

A contrario, fixer une durée d'exposition à 10 minutes, peut paraître faible même dans le cas de rupture franche sur capacité (à titre d'exemple, il faut tout de même environ 15 minutes pour obtenir une vidange complète d'un wagon d'ammoniac liquéfié sous pression suite à la rupture du plus gros piquage).

Programme des Urgences Environnementales Canadien

La mission du Programme des Urgences Environnementales Canadien est de réduire la fréquence, la gravité et les conséquences des urgences environnementales impliquant le rejet effectif ou probable d'une substance dans l'environnement.

Une méthode générique ayant pour but de protéger les populations en cas de nuage toxique a été présentée au congrès Interspill 2009 [Grenon 2009]. Les seuils de toxicité aiguë utilisés pour estimer des zones de protection des populations sont les ERPG-2 et les AEGL-2, ces derniers étant préférés quand ils existent. Dans les exemples présentés durant cette conférence, la durée de référence prise est d'une heure, sans doute pour optimiser la cohérence avec les sources de seuil d'effet toxique (rappel : ERPG calés sur 1 heure).

VIII. Trois exemples de méthodes de calcul des effets de pression générés par un UVCE

Trois méthodes d'évaluation des effets de pression générés par un UVCE sont présentées ci-après : l'équivalent TNT, la modélisation analytique des déflagrations sphériques à vitesse de flamme constante ou variable, la méthode multi-énergie.

Méthodes basées sur l'équivalence TNT

Ces méthodes sont les premières utilisées de par le monde pour prévoir les conséquences de tout type d'explosion accidentelle. Elles reposent sur l'hypothèse selon laquelle, il doit être possible de reproduire le champ de surpression qui est engendré par une explosion donnée (de gaz, d'un explosif condensé, ...) en faisant exploser du TNT. Ainsi, l'équivalent TNT d'un mélange gazeux explosible correspond à la masse de TNT qui en explosant engendrerait le même champ de surpressions que celui engendré par l'explosion d'un kilogramme du mélange explosible considéré [Lannoy 1984] [HSE 1986] [CCPS 1994].

Modélisation analytique des déflagrations sphériques à vitesse de flamme constante ou variable

Le retour d'expérience montre que les explosions accidentelles correspondent quasiment toujours à des déflagrations. Parallèlement à cela, l'expérience ([Deshaies 1981], [Lind 1977]) montre que les champs de surpressions aériennes engendrés par les déflagrations gazeuses sont très différents de ceux engendrés par des flammes se propageant selon le régime de la détonation.

A titre d'exemple, l'amplitude des surpressions associées aux déflagrations est généralement bien inférieure à celles des ondes de choc observées après les détonations. Il apparaît donc que le principe d'équivalence TNT ne constitue pas la modélisation la plus adaptée des effets de pression associés aux déflagrations.

Une approche possible consiste à résoudre les équations dites d'Euler qui traduisent les lois de conservation de la physique (conservations de la masse, de la quantité de mouvement et de l'énergie) appliquées en supposant que :

- les fluides sont parfaits,

- et en négligeant les phénomènes à l'origine de processus irréversibles comme les frottements.

Sous certaines hypothèses simplificatrices supplémentaires, des solutions analytiques de ces équations ont été proposées d'abord par Taylor [Taylor 1946] puis par divers chercheurs.

Par ailleurs, parmi ces méthodes, il convient de distinguer celles applicables :

- aux cas des déflagrations à vitesses de flamme constante [Deshaies 1979]. Des expressions analytiques « simples » permettant de déterminer les champs de pression dus aux déflagrations sphériques à vitesse constante ont pu être établies. D'autres expressions analytiques, applicables à des vitesses de flammes constantes mais plus élevées ont été proposées. Ces expressions, plus complexes, ont notamment conduit aux résultats présentés dans [Lannoy 1984] ou [Leyer 1982] sous forme d'abaques.
- et celles dédiées aux cas des déflagrations à vitesse de flamme variable. De nombreuses expériences sur les déflagrations gazeuses montrent qu'en pratique, la vitesse de propagation des flammes est souvent variable. De nouvelles expressions analytiques ont donc été élaborées [Deshaies 1981] et [Cleaver 1996].

Méthodes multi-énergie

La méthode multi-énergie a été développée par le TNO Prins Maurits Laboratory [VandenBerg 1984] et [VanWingerden 1990]. Les principes de base sur lesquels reposent cette méthode sont directement inspirés des mécanismes qui gouvernent le déroulement des explosions de gaz.

L'idée centrale de cette méthode est qu'une explosion de gaz produit des effets d'autant plus importants qu'elle se développe dans un environnement encombré ou turbulent dans lequel la flamme peut se propager rapidement, et qu'en dehors de ces zones, les effets de pression associés à la propagation de la flamme sont minimales. Pour une situation réelle où la dimension maximale du nuage explosif a été préalablement estimée, on repère les endroits où la densité d'obstacles ou le degré de turbulence du nuage sont susceptibles d'être importants et on modélise l'explosion globale par une succession d'impulsions de pression engendrées par la propagation de la flamme à travers ces zones. En fait, tout se passe comme s'il n'y avait pas une, mais plusieurs explosions. On associe à chaque explosion « élémentaire » un indice de violence (sur une échelle de 1 à 10 pour la méthode multi-énergie) qui représente la surpression maximale qui peut être obtenue dans la zone associée. Outre ces considérations géométriques la réactivité propre du gaz inflammable

doit être prise en considération. Le champ de surpression peut être obtenu au moyen de dix courbes (présentées en Figure 130) qui relient surpression et distance réduite.

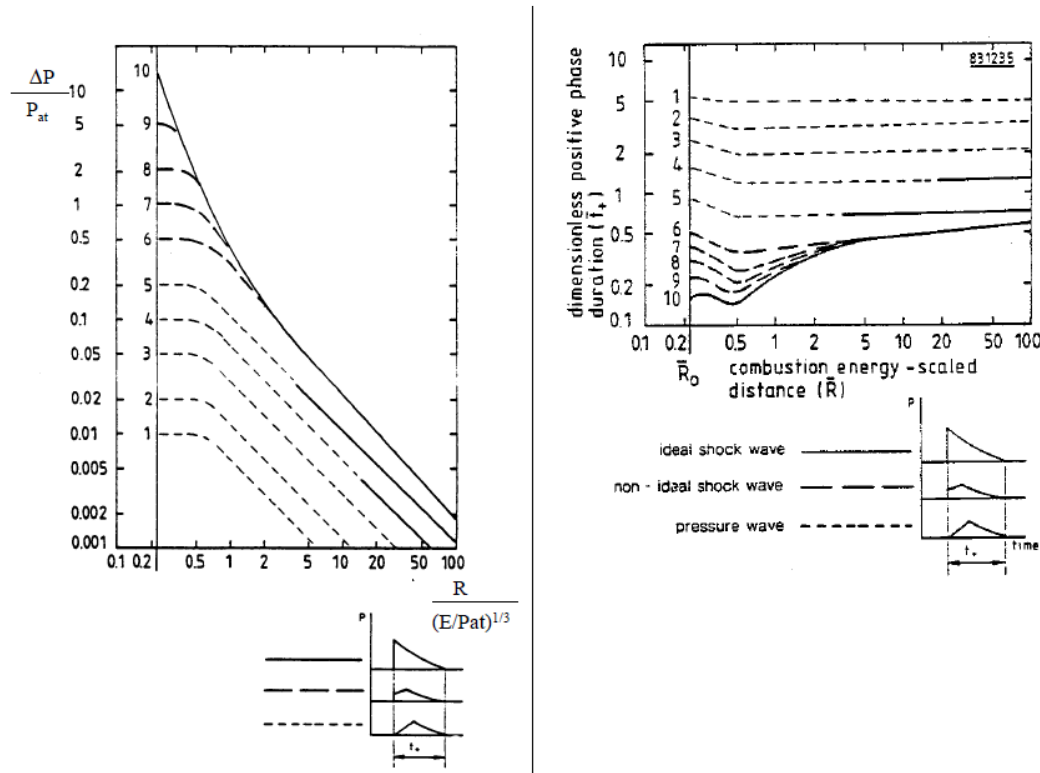


Figure 124 : Abaques de surpression et de durée de la phase positive [Van den Berg 1984]

D'autres méthodes très semblables développées à la même époque (méthode de Baker-Strehlow [Baker 1994] [Baker 1998], méthode CAM [Cates 1991] [Puttock 1995]) reposent globalement sur les mêmes principes.

Des développements ont été apportés à la méthode de base afin de tenir compte de la présence d'obstacles de taille variée et répartis de manière non homogène (typique d'un site industriel). Ainsi, lors des programmes européens GAME et GAMES [Eggen 1998] ; [Mercx 1998], il a été retenu comme valide une corrélation permettant d'estimer la surpression initiale de la déflagration faisant intervenir pour caractériser les obstacles le VBR (Volume Blockage Ratio). Le VBR est défini comme le rapport entre le volume occupé par les obstacles et le volume de la zone encombrée.

IX. Description des quelques typologies d'incertitude

Typologies basés sur le niveau de connaissance

Un premier ensemble de typologies d'incertitude a été proposé dans les années 90 sur la base d'une distinction faite en fonction des niveaux de connaissance existants. Un présupposé de ces typologies réside dans le fait que la source d'incertitude demeure le manque de connaissances scientifiques.

Deux typologies appartenant à cette famille sont présentées : celle de Funtowics et Ravetz, et celle de Win

Typologie de Funtowicz et Ravetz

Cette typologie [Funtowicz 1990] distingue trois niveaux de connaissances :

- Inexactness : incertitudes relatives aux données d'entrée et mesures effectuées (exemple : précision de la mesure de température),
- Unreliability : niveau de confiance pouvant être accordé aux évaluations finales. Il s'agit donc d'une appréciation globale de l'ensemble de la démarche d'évaluation (exemple : évaluation des distances d'effets),
- Ignorance : désigne une situation où il existe peu ou pas de connaissances disponibles pour effectuer une démarche d'évaluation (exemple : phénomènes physiques constatés mais dont on ne connaît pas l'ensemble des mécanismes mis en jeux).

Typologie de Win

WYNN [Wynn 1992] propose de distinguer quatre configurations de connaissances :

- Risk : bonnes connaissances de la variété de conséquences et de la distribution de probabilité accompagnant cet ensemble de conséquences.

- Uncertainty : bonnes connaissances des conséquences potentielles connues mais leur distribution de probabilité est inconnue (exemple : dans le cas d'une modélisation de la dispersion, pour une situation donnée, seules les distances minimale et maximale d'effets seraient connues).
- Ignorance : des points d'ignorance plus ou moins importants, caractérisant le comportement du système étudié, demeurent.
- Indeterminacy : le système étudié est complexe et son comportement est difficilement prévisible.

Typologies basés sur le niveau de connaissance et la variabilité

Typologie de Rowe

ROWE [Rowe 1994] définit 3 sources distinctes d'incertitudes :

- Underlying variants : phénomènes intrinsèquement aléatoires (exemple : sur de courte durée, la variabilité directionnelle du vent),
- Membership assignment : extrapolation d'un comportement individuel à un comportement collectif (exemple : en un point géographique donné, la vitesse et la direction du vent (vecteur) peuvent être parfaitement caractérisées (via une mesure précise) mais à proximité de ce point, le champ des vecteurs vents est lui inconnu),
- Value diversity : variété des systèmes de valeurs (exemple : observation qualitative de la couverture nuageuse qui sera transcrite en une donnée quantitative, l'indice de nébulosité, permettant *in fine* l'estimation de la classe de stabilité atmosphérique).

A ces différentes sources, ROWE adjoint quatre formes d'incertitudes (représentées en Figure 123) qui peuvent émerger de chacune de ces sources. Ces formes sont :

- Temporal : incertitudes relatives à l'interprétation du passé ou à la prévision du futur (exemple : prévision des conditions météorologiques).
- Metrical : imprécision lors des mesures (exemple : mesure de température).
- Structural : incertitudes dues à la complexité structurelle des systèmes étudiés. Elle est le résultat du nombre de paramètres utilisés pour décrire une situation et les interactions entre paramètres.
- Translational : incertitudes relatives à l'interprétation des résultats des évaluations.

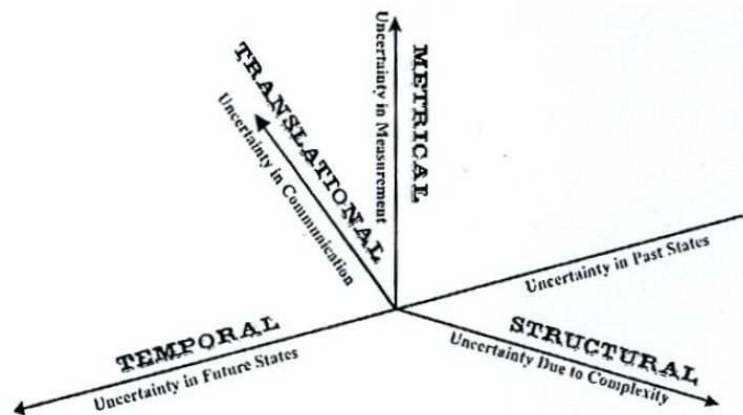


Figure 125 : Dimensions de l'incertitude [Rowe 1994]

ROWE définit donc des sources d'incertitude et des types d'incertitudes que ces sources sont amenées à générer.

Typologie proposé par le NRC

Les travaux conduits par le NRC [Hoffman 1989] ont conduit à élaborer une synthèse, partielle mais pertinente, du foisonnement de typologies d'incertitudes dans la littérature scientifique. Sont distinguées deux sources principales d'incertitudes :

- Variabilité : (ontologique, objective, stochastique) caractère intrinsèquement variable du fonctionnement d'un système.
- Manque de connaissances : (subjective, épistémique) défaillance partielle ou complète des connaissances.

Le NRC reprend plus clairement les relations entre les sources d'incertitudes et les types d'incertitudes qui en résultent et définit quatre types d'incertitude :

- La variabilité : à la fois source et forme d'incertitude, désigne le caractère intrinsèquement variable d'un système (il peut être fait le parallèle avec la « structural variability » de ROWE).
- L'incertitude sur les paramètres d'entrée du modèle. La variabilité et l'incertitude sur les paramètres sont toutes deux vues comme des sous-classes d'un type commun qu'est l'incertitude sur les paramètres. Le NRC a néanmoins insisté sur la distinction de ces deux sous types en raison de la différence de leurs sources, et donc, de leurs moyens de traitement.

- Incertitude sur les modèles : incertitudes sur les relations que définit le modèle entre les paramètres d'entrée et de sortie.
- Incertitude décisionnelle : elle traite de la modélisation des préférences et des jugements des décideurs. Le ou les décideurs sont invités à s'exprimer sur leur appréciation des conséquences sociétales de leurs décisions et de la manière dont elles seront considérées par les autres acteurs de la décision. C'est la qualité de cette appréciation sociétale qui est désignée ici par ce type d'incertitudes.

Sources et types d'incertitude sont présentés en Figure 124 :

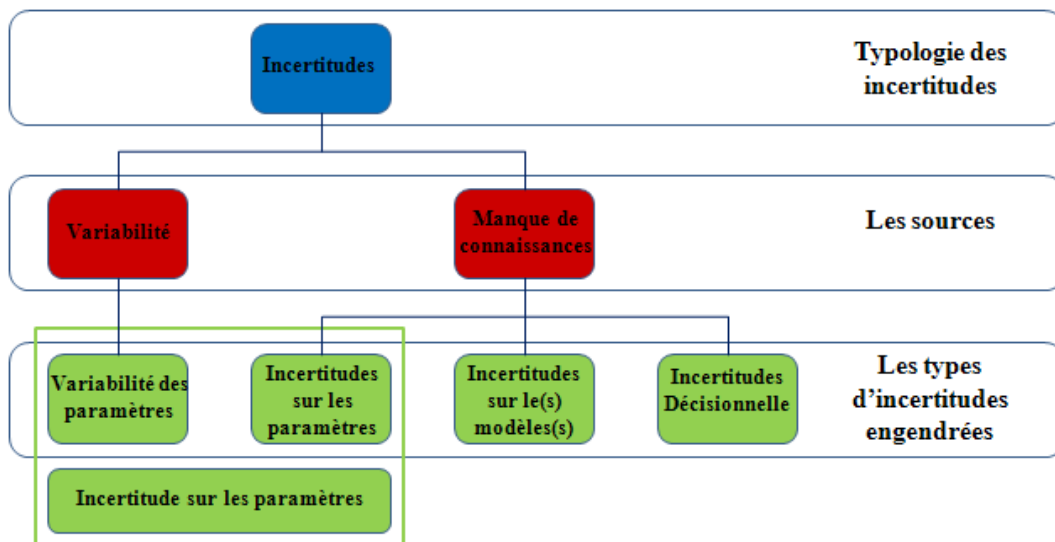


Figure 126 : Typologie proposée par le NRC

X. Etudes de sensibilité globale : les principaux estimateurs statistiques de la sensibilité

Liste des principaux estimateurs statistiques utilisés dans les études de sensibilité globales

Indice SRC

L'indice SRC exprime la part de variance de la réponse Y due à la variance de la variable X_i . Les indices de sensibilité SRC et PCC supposent la linéarité du modèle :

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i X_i$$

Il est possible de quantifier la sensibilité de Y à X_i par le rapport de la part de variance due à X_i sur la variance totale. L'indicateur ainsi construit est l'indice de sensibilité SRC (Standardized Regression Coefficient), défini par :

$$SRC_i = \frac{\beta_i^2 V(X_i)}{V(Y)}$$

En pratique, le modèle n'est généralement pas exactement linéaire, les β_i ne sont pas connus et il est nécessaire de les estimer. Une régression linéaire multiple permet alors d'estimer le modèle :

$$\hat{Y} = \hat{\beta}_0 + \sum_{i=1}^p \hat{\beta}_i X_i$$

à partir d'un N-échantillon de simulations du modèle $(y_k, x_{k1}, \dots, x_{kp})_{k=1..N}$. Nous définissons par simulation du modèle le vecteur $(y, x_1, \dots, x_p)$, formé par le résultat d'une réalisation aléatoire des p variables d'entrée : $x_1, \dots, x_p$ et du calcul de la valeur correspondante de la variable de sortie : y . Rappelons que la forme analytique du modèle étudié n'est pas nécessairement connue, mais que nous avons supposé savoir simuler ce modèle par un code informatique. L'indice SRC est toujours positif ($SRC \in [0, 1]$).

Indice PCC

Néanmoins, il est parfois difficile d'apprécier la sensibilité de Y à une variable d'entrée X_i , si les simulations successives du modèle sont faites pour des valeurs différentes de toutes les variables d'entrée. En effet, la corrélation entre Y et X_i peut être due à une tierce variable. On rencontre parfois en pratique des cas où une corrélation entre deux variables est observée, alors qu'elle n'est en fait due qu'à une corrélation avec une troisième variable.

Pour contrer cet effet, l'indice de corrélation partielle PCC a été proposé. Il permet d'évaluer la sensibilité de Y à X_i en éliminant l'effet des autres variables, toujours donc sous l'hypothèse de linéarité du modèle.

L'indice de corrélation partielle de Y et de X_i , exprimant la sensibilité de Y à X_i , est donné par :

$$PCC_i = \rho_{Y, X_i | X_{\sim i}} = \frac{Cov(Y, X_i | X_{\sim i})}{\sqrt{V(Y | X_{\sim i}) V(X_i | X_{\sim i})}}$$

Le classement pour l'indice PCC se réalisant à partir de la valeur absolue de ce dernier, puisqu'il peut être négatif. Une méthode de calcul de cet indice PCC est présentée dans [Saltelli 2000]. Elle est composée de deux étapes.

Etape 1 : Pour estimer l'indice PCC_i relatif à la variable X_i , on construit dans un premier temps les deux régressions linéaires multiples suivantes :

$$\hat{Y}^{(\sim i)} = \hat{b}_0 + \sum_{j \neq i} \hat{b}_j X_j$$

$$\hat{X}^{(\sim i)} = \hat{c}_0 + \sum_{j \neq i} \hat{c}_j X_j$$

Etape 2 : L'indice PCC_i n'est alors rien d'autre que la valeur absolue du coefficient de corrélation entre $X_i - \hat{X}^{(\sim i)}$ et $Y - \hat{Y}^{(\sim i)}$:

$$PCC_i = \frac{Cov(X_i - \hat{X}^{(\sim i)}, Y - \hat{Y}^{(\sim i)})}{\sqrt{\hat{V}(X_i - \hat{X}^{(\sim i)}) \hat{V}(Y - \hat{Y}^{(\sim i)})}}$$

Indice de sensibilité du premier ordre

L'indice de sensibilité exprimant la sensibilité de Y à X_i est défini par :

$$S_i = \frac{V[E(Y|X_i)]}{V(Y)}$$

Il quantifie la sensibilité de la sortie Y à la variable d'entrée X_i , ou encore la part de variance de Y due à la variable X_i .

Sur la base d'une méthode basée sur la répétition d'expériences, l'évaluation cet indice peut être effectuée de la manière suivante :

Considérons un N -échantillon de réalisations des variables d'entrée $(X_1, \dots, X_p)$:

$$\hat{X}_{(N)} = (X_{k1}, \dots, X_{kp})_{k=1, \dots, n}$$

L'espérance de Y , $E[Y] = f_0$, et sa variance, $V(Y) = V$, sont estimés par :

$$\hat{f}_0 = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N f(X_{k1}, \dots, X_{kp}) \text{ et } \hat{V} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N f^2(X_{k1}, \dots, X_{kp}) - \hat{f}_0^2$$

L'estimation des indices de sensibilité nécessite l'estimation de variance d'espérance conditionnelle. La technique due à Sobol [Sobol 1993] peut être utilisée :

$$V_i = V(E[Y/X_i]) = E[E[Y/X_i]^2] - E[E[Y/X_i]]^2 = U_i - E[Y^2]$$

La quantité $U_i (=E[E[Y/X_i]^2])$ est estimée comme une espérance classique mais en tenant compte du conditionnement à X_i en faisant varier dans les deux appels à la fonction f toutes les variables sauf la variable X_i . Ceci nécessite deux échantillons de réalisations des variables d'entrée :

$$\begin{aligned} \hat{U}_i = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N & f(X_{k1}^{(1)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(1)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(1)}, \dots, X_{kp}^{(1)}) \\ & \times f(X_{k1}^{(2)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(2)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(2)}, \dots, X_{kp}^{(2)}) \end{aligned}$$

Les indices de sensibilité de premier ordre sont alors estimés par :

$$\hat{S}_i = \frac{\hat{V}_i}{\hat{V}} = \frac{\hat{U}_i - \hat{f}_0^2}{\hat{V}}$$

Indice de sensibilité du $i^{\text{ème}}$ ordre

Pour les indices de sensibilité de second ordre $S_{ij} = V_{ij}/V$, où :

$$V_{ij} = V(E[Y/(X_i, X_j)]) - V_i - V_j = U_{ij} - E[Y]^2 - V_i - V_j$$

Les quantités $U_{ij} = E[E[Y/(X_i, X_j)]^2]$ sont estimées dans la même manière que pour les indices de sensibilité de 1^{er} ordre, en faisant varier toutes les variables sauf X_i et X_j :

$$\hat{U}_{ij} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N f(X_{k1}^{(1)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(1)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(1)}, \dots, X_{k(j-1)}^{(1)}, X_{kj}^{(1)}, X_{k(j+1)}^{(1)}, \dots, X_{kp}^{(1)}) \\ \times f(X_{k1}^{(2)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(2)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(2)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(2)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(2)}, \dots, X_{kp}^{(2)})$$

L'indice de sensibilité est alors estimé comme suit :

$$\hat{S}_{ij} = \frac{\hat{V}_i}{\hat{V}} = \frac{\hat{U}_{ij} - \hat{f}_0^2 - \hat{V}_i - \hat{V}_j}{\hat{V}}$$

La même démarche est appliquée pour estimer les indices de sensibilité d'ordre supérieur. L'estimation des indices de sensibilité d'ordre i , ($1 < i \leq p$), nécessite l'estimation des indices de sensibilité d'ordre 1 à $i - 1$.

Indice de sensibilité totale

Les indices de sensibilité totaux peuvent être estimés directement :

$$S_{Ti} = 1 - \frac{V[E(Y|X_{\sim i})]}{V(Y)} = 1 - \frac{V_{\sim i}}{V}$$

Où $V_{\sim i}$ est la variance de l'espérance de Y conditionnellement à toutes les variables sauf X_i . $V_{\sim i}$ est alors estimée comme V_i , sauf qu'au lieu de faire varier toutes les variables sauf X_i , nous ne faisons varier que X_i . Ainsi, pour estimer $V_{\sim i} = E(E[Y/X_{\sim i}]^2) - E(E[Y/X_{\sim i}])^2 = U_{\sim i} - E[Y]^2$

$U_{\sim i}$ est estimé par :

$$\hat{U}_{\sim i} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N f(X_{k1}^{(1)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(1)}, X_{ki}^{(1)}, X_{k(i+1)}^{(1)}, \dots, X_{kp}^{(1)}) \\ \times f(X_{k1}^{(1)}, \dots, X_{k(i-1)}^{(1)}, X_{ki}^{(2)}, X_{k(i+1)}^{(1)}, \dots, X_{kp}^{(1)})$$

et

$$S_{Ti} = 1 - \frac{\hat{U}_{\sim i} - \hat{f}_0^2}{\hat{V}}$$

Méthode d'évaluation des indices

Les indices de sensibilité qui viennent d'être présentés peuvent parfois être calculés formellement, lorsque la forme analytique de la fonction f du modèle est connue et relativement simple. Dans le cas de fonctions complexes, ce calcul formel n'est plus possible. Les indices de sensibilité sont alors estimés au moyen de techniques probabilistes.

La méthode de Monte Carlo avec échantillonnage aléatoire est la méthode la plus connue pour résoudre ce genre de problématique.

Bon nombre de méthodes alternatives ont été proposées pour améliorer la convergence, parmi lesquelles les méthodes de simulation pseudo-probabilistes, comme l'échantillonnage stratifié ou par hyper cube latin (LHS) [McKay 1979], les méthodes de Quasi-Monte Carlo [Niederreiter 1992], ou encore les méthodes de Quasi-Monte Carlo Randomisé [Owen 1988].

L'échantillonnage stratifié consiste à découper l'espace des variables d'entrée en petits espaces disjoints, puis à échantillonner au sein de chacun de ces sous espaces. L'échantillonnage LHS est basé sur le même principe, en s'assurant que le découpage a défini des espaces équiprobables, et que chaque espace est bien échantillonné ; le quadrillage se fait dans le cube unité, pour un tirage aléatoire d'échantillon uniforme, puis ces échantillons sont transformés via la fonction de répartition inverse.

Les méthodes de Quasi-Monte Carlo sont des versions déterministes des méthodes de Monte Carlo. Ces méthodes définissent des séquences d'échantillons déterministes qui ont une discrétion plus faible que les séquences aléatoires, c'est-à-dire qu'elles ont une meilleure répartition uniforme dans l'espace des variables d'entrée. Ces méthodes de quasi-Monte Carlo permettent d'obtenir une convergence plus rapide (sous des conditions relativement faibles de régularité de f). Parmi les séquences utilisées, celles de Halton [Halton 1960], LP_T -séquences de Sobol [Sobol 1967] ou encore de Faure [Faure 1982] peuvent être citées.

Homma et Saltelli [Homma 1995] ont comparé la méthode d'échantillonnage par hypercube latin et la méthode de quasi- Monte Carlo basée sur les séquences LP_T de Sobol aux méthodes classiques de Monte-Carlo (échantillonnage aléatoire), pour l'estimation d'indices de sensibilité. La Figure 125 illustre ces trois méthodes d'échantillonnage.

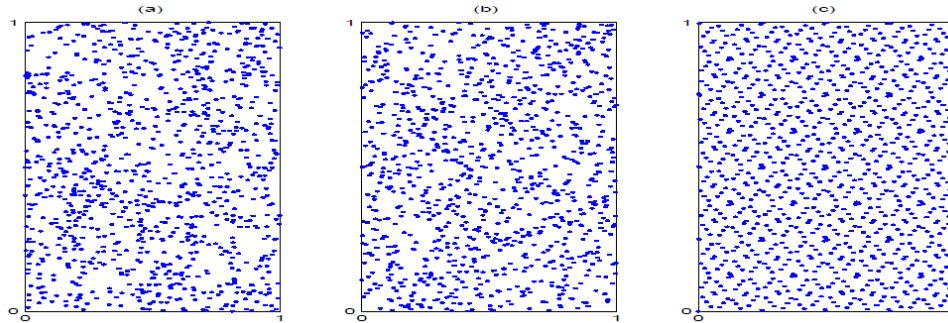


Figure 127 : Echantillonnage aléatoire (a), hypercube latin (b), quasi-Monte Carlo (c)

XI. Principes des plans d'expérience

Modèle de comportement

Le but des essais est d'identifier le modèle de comportement du système testé, le *modèle de comportement* du système étant la relation mathématique donnant la réponse en fonction, entre autres, des facteurs.

Il est supposé que la réponse s'exprime à l'aide d'une fonction des facteurs, et uniquement des facteurs :

$$y = f(x_1, \dots, x_n)$$

où y est la réponse et $x_1, \dots, x_n$ sont les facteurs. Ce modèle est *déterministe* (la réponse dépend uniquement des facteurs) et *invariant* (le comportement n'évolue pas au cours du temps).

L'écriture du modèle consiste à postuler une forme pour f , faisant intervenir des coefficients qui seront identifiés au cours des essais. Des exemples courants de modèles de comportement sont donnés ci-dessous :

Modèle affine sans interactions

Le modèle affine est le plus simple :

$$y = c + \sum_{i=1}^n a_i x_i$$

Il s'agit d'un modèle affine par rapport à chacun des facteurs (en fixant tous les facteurs autres que x_i , on a une relation du type $f(x_i) = A.x_i + B$).

Modèle affine avec interactions doubles

La forme affine est souvent insuffisante car les facteurs agissent rarement de manière indépendante les uns des autres. L'influence de x_1 sur la réponse peut dépendre du niveau de x_2 . Pour introduire cette dépendance, il faut ajouter des termes croisés au modèle précédent :

$$y = c + \sum_{i=1}^n a_i x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n b_{ij} x_i x_j$$

Ce modèle est lui aussi affine par rapport à chacun des facteurs mais les produits permettent de prendre en compte les interactions d'ordre 2 entre les facteurs.

Certains couples de facteurs peuvent interagir fortement entre eux, et d'autres faiblement ou pas du tout. Si ces non-interactions sont connues *a priori*, le modèle doit être adapté en conséquence, en excluant ces interactions. En effet, plus un modèle possède de coefficients, plus il faudra d'essais pour les identifier.

Modèle affine avec interactions d'ordre supérieur

Des interactions d'ordre plus élevé sont possibles. Un modèle avec interactions d'ordre 3 est donné en exemple ci-dessous :

$$y = c + \sum_{i=1}^n a_i x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n b_{ij} x_i x_j + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \sum_{k=j+1}^n c_{ijk} x_i x_j x_k$$

Dans un modèle à n facteurs, il peut exister des interactions jusqu'à l'ordre n . En pratique, les interactions d'ordre élevé ont souvent une très faible influence sur la réponse. Il est donc possible de ne pas les inclure dans le modèle, ce qui conduit à faire moins d'essais. Ce principe est utilisé dans la construction de nombreux plans d'expériences.

Autres modèles

Il est possible d'utiliser des fonctions non affines pour un ou plusieurs des facteurs : des fonctions quadratiques (ou d'ordre plus élevé), ou tout autre fonction particulière. Dans ce cas, il faut attribuer suffisamment de niveaux aux facteurs concernés pour que l'identification soit possible. Dans le cas, par exemple, d'une dépendance quadratique sur un facteur (polynôme de degré 2), il faut faire varier ce dernier sur au moins trois niveaux. En effet, il faut m points pour identifier un polynôme de degré $m-1$.

Catégories de plans

Il y a 2 catégories de plans : les plans factoriels ou plans complets et les plans factoriels fractionnaires ou plans réduits.

Les plans factoriels complets

Ces plans d'expériences sont destinés à fournir une information la plus complète possible sur des systèmes présentant relativement peu de facteurs. Ils consistent à tester toutes les

combinaisons possibles, en faisant varier tous les facteurs à tous leurs niveaux de manière exhaustive. En général, les plans complets sont utilisés sur des systèmes ayant très peu de facteurs, ou pour des essais relativement courts. Des plans réduits, consistant à sélectionner certaines combinaisons, ont donc été proposés.

Les plans factoriels fractionnaires

Ces plans d'expériences permettent de réduire les coûts mais diminuent également l'information disponible sur le comportement du système ; il faut donc s'assurer de la pertinence de la sélection par rapport au modèle à identifier.

Pour cela, on part du constat qu'un plan factoriel complet permet d'identifier les coefficients de toutes les interactions, jusqu'à l'ordre le plus élevé. Or, il est rare de prendre en compte toutes les interactions possibles dans le modèle. L'idée est donc d'éliminer des essais de sorte à ne mettre en évidence que les interactions retenues ; les plans obtenus étant des sous-ensembles du plan factoriel complet, on les appelle plans factoriels fractionnaires.

Concrètement, l'usage de ces plans demande tout d'abord d'écrire le modèle (c'est-à-dire de lister les facteurs et les interactions à prendre en compte) et de choisir le nombre de niveaux des facteurs.

Identification des coefficients

Le plan d'expériences donne directement la séquence d'essais à réaliser. Une fois ceux-ci effectués, il reste à en exploiter les résultats afin d'identifier les coefficients du modèle. Pour cela, on utilise des techniques statistiques, fondées sur une propriété importante des plans d'expériences utilisés : l'orthogonalité. Un plan d'expériences est orthogonal lorsque pour tout couple de facteurs (x_i, x_j), chaque niveau de l'un est associé à chaque niveau de l'autre un même nombre de fois.

Représentation des effets des facteurs

Comme donné en exemple dans la Figure 126, on peut représenter graphiquement les effets des facteurs :

- Sur l'axe des abscisses : les niveaux du facteur
- Sur l'axe des ordonnées : les moyennes des réponses à ces niveaux, ainsi que la moyenne μ

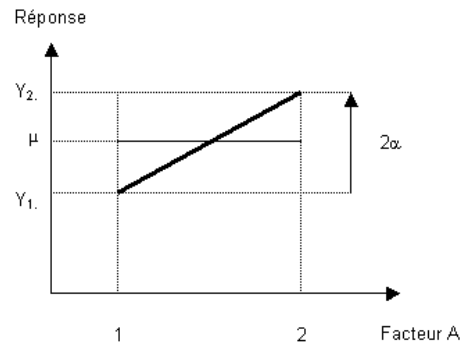


Figure 128 : Représentation graphique de l'effet d'un facteur

La pente du segment est d'autant plus forte que l'effet du facteur est important. On a donc là un moyen d'appréciation visuel rapide de l'influence respective des facteurs en les représentant sur le même graphique. En Figure 127, le facteur B est plus influent que le facteur A :

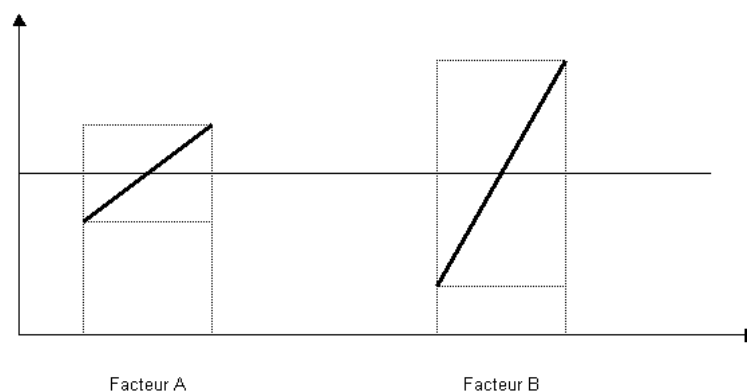


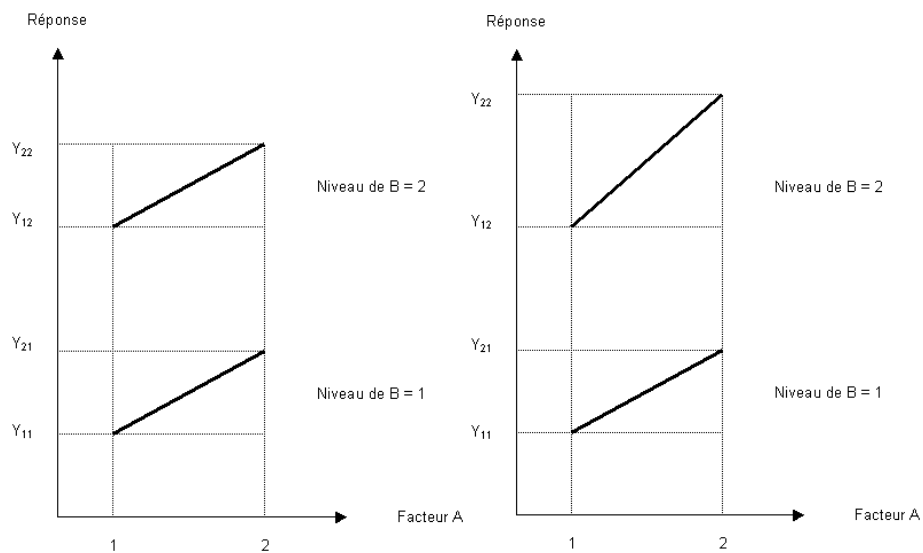
Figure 129 : Représentation graphique de l'effet de deux facteurs

Avec ce type de graphique, on peut aisément identifier :

- quel facteur semble le plus influent,
- la linéarité (ou non : rupture de pente) des facteurs.

Graphes des effets des interactions

Il est construit sur le même principe que le graphe des effets des facteurs, à ceci près que l'on trace plusieurs courbes par facteur, correspondant aux effets moyens calculés selon le niveau d'un autre facteur. En Figure 28, des courbes parallèles traduisent une interaction nulle ; des courbes très différentes traduisent une interaction forte.



*Figure 130 : Graphique de gauche : pas d'interaction
 Graphique de droite : interaction*

XII. Mode opératoire d'attribution des niveaux d'aléa

Selon la méthodologie adoptée pour l'élaboration des PPRT, après avoir sélectionné les phénomènes dangereux pertinents pour le PPRT et écarté les phénomènes à cinétique lente, la carte d'aléa est obtenue selon une méthodologie décrite séquentiellement ci-après.

Étape 1

L'ensemble des phénomènes dangereux est trié en trois groupes en fonction des effets qu'ils peuvent générer : effets thermiques, toxiques et de surpression. Si un accident peut générer plusieurs effets (exemple : thermique et surpression), chacun de ses effets est renseigné et pris en compte dans un tableau de synthèse dont la forme est donnée en Table 46 :

N°	Commentaire	Proba indice	Type d'effet	Effet très grave	Effet grave	Effet significatif	Bris de vitre	Cinétique
1	Fuite cuve A	E	Toxique	350 m	500 m	750 m	0 m	Rapide
2	Fuite cuve B	D	Toxique	800 m	1200 m	1600 m	0 m	Rapide
3	Fuite cuve C	E	Toxique	650 m	900 m	1150 m	0 m	Rapide
4	Incendie Bac 1	D	Thermique	40 m	55 m	80 m	0 m	Rapide
5	Eclatement Bac 1	E	Surpression	25 m	60 m	180 m	360 m	Rapide
6	Incendie Atelier 1	D	Thermique	40 m	55 m	80 m	0 m	Rapide

Table 46 : Exemple de tableau de synthèse des phénomènes dangereux

Étape 2

Pour chaque type d'effet, géolocalisation (comme présenté en Figure 131) des phénomènes dangereux avec renseignement de leur intensité et de leur classe de probabilité.

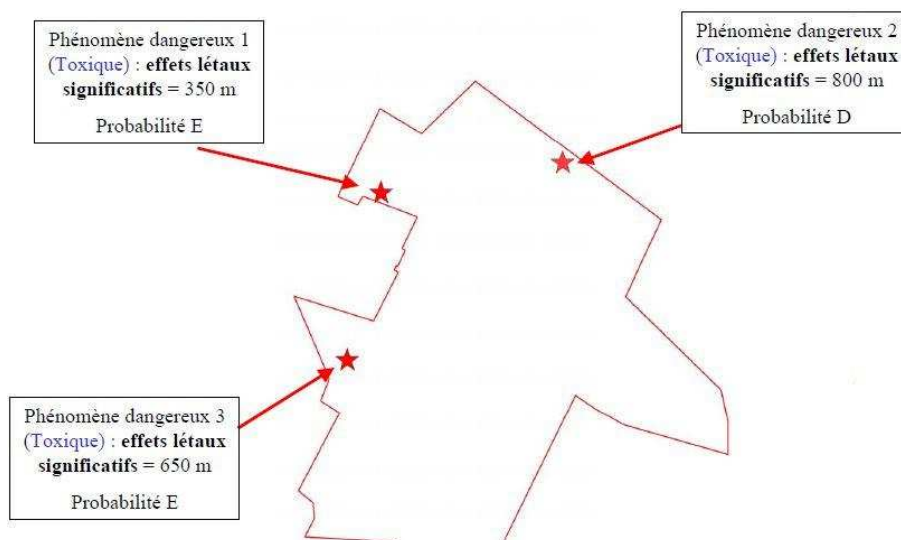


Figure 131 : Géolocalisation des phénomènes dangereux pour un type d'effet donné

Pour un type d'effet donné et pour une intensité donnée, l'ensemble des surfaces d'effets calculées sont tracées (exemple en Figure 132) :

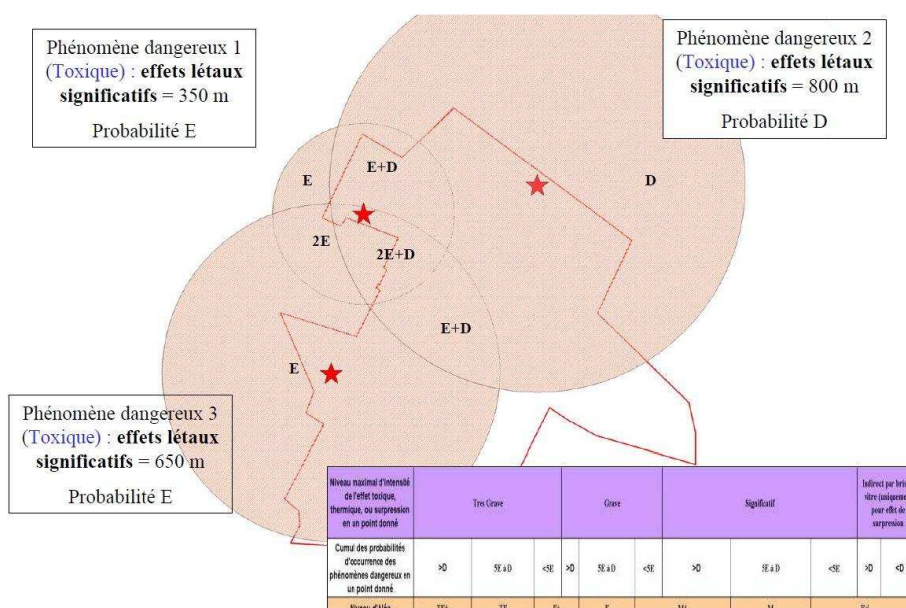


Figure 132 : Superposition des zones d'effet ayant la même intensité

Étape 3

A chaque intersection de surface, des secteurs homogènes en terme d'intensité maximale sont distinguées.

Étape 4

En tout point impacté par une zone d'effet, sont cumulées les probabilités d'occurrence par type d'effet et pour le niveau maximal d'intensité. Le cumul s'obtient en pondérant le nombre de phénomènes dangereux par leur niveau de probabilité. Un exemple d'estimation du cumul est donné en Figure 133 :

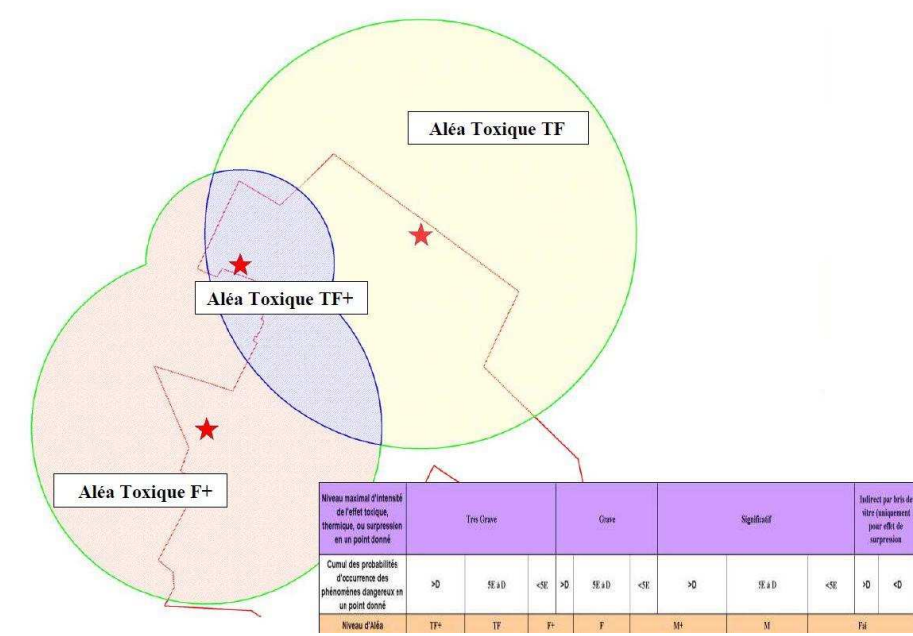


Figure 133 : Distinction des zones par cumul de niveaux de probabilité

Étape 5

La carte d'aléa restitue graphiquement les sept niveaux d'aléas (par type d'effet) au moyen des règles d'attribution rappelées en Figure 134 :

Niveau maximal d'intensité de l'effet toxique, thermique, ou de surpression sur les personnes, en un point donné		Très grave		Grave		Significatif		Indirect par bris de vitre (uniquement effet de surpression)	
Cumul des classes de probabilités d'occurrence des phénomènes dangereux en un point donné		>D	5E à D	<5E	>D	5E à D	<5E	>D	<D
Niveaux d'aléas		TF +	TF	F +	F	M +	M	Fai	
Réglementation future	Effets toxique et thermique								
	Effet de surpression								

Figure 134 : Règles d'attribution des niveaux d'aléa