

Conséquences sanitaires de l'explosion survenue à l'usine "AZF" de Toulouse le 21 Septembre 2001

Conséquences des
expositions environnementales



DRASS Midi-Pyrénées
Cellule d'intervention régionale en épidémiologie



Conséquences sanitaires de l'explosion survenue à l'usine "AZF" de Toulouse le 21 Septembre 2001



Conséquences des expositions environnementales



DRASS Midi-Pyrénées
Cellule d'intervention régionale en épidémiologie





Rédacteurs

Sylvie Cassadou¹, Christine Ricoux², Claire Gourier-Fréry¹, Valérie Schwœbel², Anne Guinard².

Comité Scientifique

T. LANG (Service d'Epidémiologie du CHU Toulouse et InVS – Président du Comité Scientifique)
S. CASSADOU (Département Santé-Environnement, InVS – Vice-Présidente du Comité Scientifique)

F. CAYLA (ORSMIP)
G. CHOISNARD (DRASS Midi-Pyrénées)
M. COMBIER (URML)
B. FRAYSSE et O. DEGUINE (Service d'ORL, CHU de Toulouse)
JL. DUCASSE (ORUMIP, Toulouse)
M. FABRE (Centre Antipoison, Toulouse)
M. GOLDBERG (Département Santé-Travail, InVS, Saint-Maurice)
C. GOURIER-FRERY (Département Santé-Environnement, InVS, Saint-Maurice)
P. MALFAIT et B. HELYNCK (Département Appui aux Missions, InVS, Saint-Maurice)
E. IMBERNON (Département Santé-Travail, InVS, Saint-Maurice)
JP. RAYNAUD (Service de Pédo-psychiatrie, Toulouse)
L. SCHMITT (Service de Psychiatrie, Toulouse)
JM. SOULAT (Laboratoire de Médecine du Travail, Toulouse)
B. THELOT (Département Maladies Chroniques et Traumatismes, InVS, Saint-Maurice)

Comité Opérationnel

V. SCHWÆBEL (CIRE Midi-Pyrénées – Coordinatrice du Comité Opérationnel)

E. DIENE (Département Santé-Travail, InVS, Toulouse)
A. GUINARD (CIRE Midi-Pyrénées)
C. HEMERY (CIRE Midi-Pyrénées)
K. LAPIERRE (InVS, Toulouse)
C. RICOUX (CIRE Midi-Pyrénées)
S. DASTE (InVS, Toulouse)
E. BAUVIN (InVS, Toulouse)
E. GARRIGUE (InVS, Toulouse)

¹ InVS, Département Santé Environnement

² CIRE Midi-Pyrénées

Groupe de travail environnement

C. RICOUX (CIRE Midi-Pyrénées – pilote du groupe)

C. CABOT (CAP – CHU, Toulouse)

S. CASSADOU (InVS – Département Santé Environnement, Toulouse)

JP. DELLAMASSA (ORAMIP)

C. GOURIER-FRERY (InVS – Département Santé Environnement, Saint-Maurice)

A. GUINARD (CIRE Midi-Pyrénées)

C. LAC (Météo-France, Toulouse)

B. LOPEZ (DDASS 31)

L. MIDRIER (DRIRE)

Mr. PULICANI (CRAM)

V. SCHWOEBEL (CIRE Midi-Pyrénées)

Correspondants pour les systèmes d'information sanitaire

Réseau des médecins sentinelles du SCHS de Toulouse

MC. REMESY

V. LASCAUX

CAP

M. FABRE

C. CABOT

Service Médical de l'Assurance Maladie de Midi-Pyrénées

V. SCIORTINO

R. BOURREL

H. ROUSSEL

C. CAPDEVIELLE

A. FRANCHOMME

Service de Promotion de la Santé en faveur des Elèves de Haute-Garonne

AC. VERCHERE

Département d'Information Médicale du CHU de Toulouse

P. FERNET

D. FABRE

I. APTEL

Département d'Information Médicale du Centre Hospitalier Spécialisé en psychiatrie de Toulouse G. Marchant

C. BATAILLE

Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales Midi-Pyrénées

M. CLEMENT

Comité pluridisciplinaire des fœtopathies de la Haute Garonne

MF. SARRAMON

Observatoire Régional des Urgences Midi-Pyrénées

JL. DUCASSE

Glossaire

Liste des acronymes utilisés

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CAP	Centre Anti Poison
CETAF	Centre Technique d'Appui et de Formation des centres d'examen de santé
CHU	Centre Hospitalier Universitaire
CHS	Centre Hospitalier Spécialisé
CIM	Classification Internationale des Maladies
CIRC	Centre International de Recherche contre le Cancer
CIRE	Cellule d'Intervention Régionale en Epidémiologie
CMIR	Cellule Mobile d'Intervention Radiologique
CMIT	Cellule Mobile d'Intervention Technologique
CPAM	Caisse Primaire d'Assurance Maladie
CRAM	Caisse Régionale d'Assurance Maladie
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDTEFP	Direction Départementale du Travail, de l'Enseignement et de la Formation Professionnelle
DIM	Département d'Information Médicale
DMCT	Département des Maladies Chroniques et Traumatismes (InVS)
DRASS	Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
DRIRE	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
DSE	Département Santé Environnement (InVS)
EPA	Environmental Protection Agency
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
IGE	Inspection Générale de l'Environnement
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
INSERM	Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
InVS	Institut de Veille Sanitaire
ITG	Interruption Thérapeutique de Grossesse
MATE	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OPPBTP	Organisme Professionnel de Prévention du Bâtiment et des Travaux Publics
OPRI	Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants
ORAMIP	Observatoire Régional de l'Air de Midi-Pyrénées
ORMIP	Observatoire Régional de Santé de Midi-Pyrénées
ORUMIP	Observatoire Régional des Urgences Midi-Pyrénées
PMSI	Programme de Médicalisation des Systèmes d'Information
PSAS-9	Programme de Surveillance Air & Santé dans neuf villes françaises
SCHS	Service Communal d'Hygiène et de Santé
SDIS	Service d'Incendie et de Secours
SNPE	Société Nationale des Poudres et Explosifs
URCAM	Union Régionale des Caisses d'Assurance Maladie
URML	Union Régionale des Médecins Libéraux

Liste des sigles utilisés

As	Arsenic
Cl ₂	Chlore
CO	Monoxyde de carbone
COT	Carbone Organique Total
COVNM	Composés Organiques Volatils non Méthaniques
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
HNO ₃	Acide nitrique
NH ₃	Ammoniac
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO ₃ ⁻	Nitrates
NO ₂ ⁻	Nitrites
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NOx	Oxydes d'azote
O ₃	Ozone
Pb	Plomb
PM10	Particules de diamètre < 10 µm
PM2.5	Particules de diamètre < 2,5 µm
SO ₂	Dioxyde de soufre

Sommaire

Carte générale	10
Introduction	11
I. Contexte et objectifs	13
I.1. Contexte	13
I.1.1. Description du pôle chimique sud de Toulouse	13
I.1.2. Description de l'explosion	14
I.1.3. Description des produits industriels présents sur le site	16
I.2. Objectifs	18
II. Méthodes	19
II.1. Évaluation des risques sanitaires	19
II.1.1. Sélection des polluants et identification de leurs dangers pour la santé humaine	19
II.1.2. Sélection des valeurs toxicologiques de référence	19
II.1.3. Estimation quantitative de l'exposition selon différents scénarios	20
II.1.4. Caractérisation des risques sanitaires grâce aux relations exposition-risque retenues	20
II. 2. Détection des effets sanitaires dans la population	21
II.2.1. Alerte et surveillance des effets sanitaires à court terme	21
II.2.1.1. Le réseau des médecins sentinelles	21
II.2.1.2. Le Centre Anti-Poison	22
II.2.1.3. Le système d'information du régime général de l'Assurance Maladie	23
II.2.1.4. Le service de promotion de la santé en faveur des élèves de Haute-Garonne	23
II.2.1.5. Les départements d'information médicale	24
II.2.1.6. La Caisse primaire d'assurance maladie de Haute-Garonne	24
II.2.1.7. Le comité pluridisciplinaire des foetopathies de Haute-Garonne	25
II.2.2. Surveillance des effets sanitaires à long terme	25
III. Résultats	27
III.1. Identification des dangers et des valeurs de référence	27
III.1.1. Ammoniac	27
III.1.2. Acide nitrique	29
III.1.3. Dioxyde d'azote	29
III.1.4. Protoxyde d'azote	31
III.1.5. Chlore	32
III.1.6. Amiante	33
III.1.7. Particules	35
III.1.8. Azote ammoniacal	37
III.1.9. Nitrates et nitrites	38

III.1.10. Chrome	39
III.1.11. Cuivre	39
III.1.12. Arsenic	40
III.1.13. Plomb	41
III.1.14. Données recueillies auprès des systèmes d'alerte	42
III.2. Expositions par voie aérienne	44
III.2.1. Exposition au dioxyde d'azote	46
III.2.1.1. Données disponibles	46
III.2.1.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque	52
III.2.2. Exposition à l'ammoniac	54
III.2.2.1. Données disponibles	54
III.2.2.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque	59
III.2.3. Exposition aux particules	61
III.2.3.1. Données disponibles	61
III.2.3.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque	64
III.2.4. Exposition aux autres polluants chimiques	65
III.2.4.1. Exposition au chlore	65
III.2.4.2. Exposition aux vapeurs d'acide nitrique	65
III.2.4.3. Exposition au protoxyde d'azote	66
III.2.5. Exposition à l'amiante	66
III.2.6. Surveillance des effets sanitaires	70
III.2.6.1. Données des médecins sentinelles	70
III.2.6.2. Données du CAP	73
III.2.6.3. Données du régime général de l'Assurance Maladie	75
III.2.6.4. Autres systèmes d'information	76
III.3. Expositions par ingestion	77
III.3.1. Expositions liées à la consommation d'eau potable	77
III.3.1.1. Contexte	77
III.3.1.2. Données disponibles sur l'eau brute	77
III.3.1.3. Exposition liée à la consommation d'eau potable	79
III.3.2. Expositions liées à l'ingestion de polluants contenus dans le sol	80
III.3.2.1. Sources potentielles de pollution des sols liée à l'explosion et modalités d'exposition	80
III.3.2.2. Données disponibles	81
III.3.2.3. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion directe à proximité de l'explosion	83
III.3.2.4. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion indirecte à proximité de l'explosion	88
III.3.2.5. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion indirecte à distance de l'explosion	90
IV. Discussion, conclusions, recommandations	91
IV.1. Synthèse des principaux résultats	91
IV.1.1. Expositions par voie aérienne	91
IV.1.2. Expositions par voie orale	92
IV.1.2.1. Risques liés à la consommation d'eau potable	92
IV.1.2.2. Risques liés à la contamination du sol (consommation directe ou indirecte via la chaîne alimentaire)	92
IV.1.3. Radioactivité	92

IV.2. Discussion	92
IV.2.1. Qualité des données disponibles	92
IV.2.2. Relations exposition-risque	93
IV.2.3. Outils de modélisation	94
IV.2.4. Choix des scénarios d'exposition	94
IV.3. Conclusions	95
IV.3.1. Des conditions particulières à la mise en œuvre d'une démarche d'évaluation des risques... ..	95
IV.3.2. ... mais un objectif atteint pour l'aide à la décision	95
IV.4. Recommandations	96
IV.4.1. Prévoir un dispositif épidémiologique local d'intervention visant à l'évaluation en urgence des risques sanitaires liés à un accident industriel	96
IV.4.2. Organiser la disponibilité des éléments d'information existants	96
IV.4.3. Améliorer les connaissances scientifiques	97
Synthèse des conclusions	99
Références bibliographiques	103
Annexes	105



CARTE GÉNÉRALE DE
L'AGGLOMÉRATION TOULOUSAINE

Introduction

Vendredi 21 septembre 2001 à 10h17, une explosion s'est produite à Toulouse dans l'usine dite « AZF », appartenant à la société Grande Paroisse, filiale du groupe Total Fina Elf. L'usine fabriquait des engrais de type ammonitrate (nitrate d'ammonium).

L'explosion a produit une secousse équivalente à un séisme de 3,4 degrés sur l'échelle de Richter. Le site industriel a été immédiatement ravagé sur des centaines de mètres, l'onde de choc s'est propagée dans la ville, soufflant et endommageant de nombreuses maisons et bâtiments publics, faisant exploser des vitres à des kilomètres du site. Un nuage toxique s'est élevé au-dessus de l'usine et s'est déplacé vers le Nord-Ouest de l'agglomération.

Dans les premiers jours qui ont suivi, un dispositif de suivi épidémiologique des conséquences sanitaires de l'explosion a été mis en place par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) en collaboration avec la Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Midi-Pyrénées (Annexe 1).

Le dispositif est articulé autour de trois instances :

- **Un comité scientifique** présidé par Thierry Lang, Professeur de santé publique à Toulouse, avec l'aide du Dr Sylvie Cassadou, médecin épidémiologiste à l'InVS et regroupant des épidémiologistes et des cliniciens. Ce comité scientifique est chargé de la définition du programme d'études, de la supervision des travaux, de la validation des résultats, et de la formulation de recommandations aux autorités sanitaires.
- **Un comité institutionnel de suivi**, présidé par le Préfet de Région et regroupant les principales institutions (administrations et collectivités), les employeurs, les représentants des salariés et de la population. Cette instance a pour mission d'appuyer le programme d'études, d'en faciliter le déroulement, d'arbitrer les aspects administratifs et de participer aux actions de communication.
- **Un comité opérationnel**, sous la responsabilité du Dr Valérie Schwœbel, médecin épidémiologiste chargée de la mise en œuvre du programme. Ce comité est constitué de deux médecins épidémiologistes, d'une démographe et d'une secrétaire-assistante de l'InVS, d'un médecin épidémiologiste et d'un ingénieur sanitaire de la Cellule d'Intervention Régionale en Epidémiologie (CIRE) Midi-Pyrénées.

Les objectifs du dispositif sont :

- D'apporter des éléments d'information permettant d'adapter les prises en charge de la population touchée par cette catastrophe, et de formuler des recommandations pour la prise en charge de populations qui seraient soumises à des événements comparables dans le futur.
- D'évaluer les conséquences sanitaires à moyen et à long terme (au delà du bilan initial comptabilisant les décès et les blessés des premiers jours), afin de mesurer l'ampleur des séquelles que peut laisser un tel événement sur la santé des populations.

Trois axes de travail ont été poursuivis pour l'évaluation de l'impact sanitaire dans son ensemble sur la population :

1. La caractérisation des risques pour la population liés aux rejets dans l'environnement libérés lors de l'explosion ou ultérieurement.
2. La confrontation, l'analyse et la mise en perspective des informations disponibles dans les différents systèmes d'information sanitaire à visée d'alerte ou de surveillance.
3. Un ensemble d'enquêtes auprès de populations exposées à des degrés divers aux conséquences de l'explosion : travailleurs de l'agglomération toulousaine, sauveteurs intervenus sur les lieux, élèves des établissements scolaires, résidents des quartiers situés à proximité du site de l'explosion.

Un premier rapport intermédiaire a été présenté en comité institutionnel le 9 juillet 2002 [1]. Il est toujours disponible sur le site de l'InVS (<http://www.invs.sante.fr>).

Le présent rapport expose les résultats finalisés des deux premiers axes de travail et comprend les chapitres suivants :

- Un rappel du contexte et des objectifs de l'analyse des risques (**Chapitre I**).
- Les méthodes utilisées pour la caractérisation des risques et l'analyse des données recueillies auprès des systèmes d'information sanitaire et systèmes d'alerte mis en place (**Chapitre II**).
- Les résultats de l'analyse de risque et leur confrontation aux données recueillies auprès des systèmes d'alerte ou d'information sanitaire (**Chapitre III**).
- L'interprétation et la discussion des différents résultats, les conclusions de ce travail et les recommandations qui peuvent être formulées pour la prévention secondaire des risques sanitaires dans un contexte d'accident industriel (**Chapitre IV**).

Une **synthèse des conclusions** est présentée en fin de document.

Chapitre I : contexte et objectifs

Dans le cadre de l'évaluation des conséquences toxicologiques des rejets liés à l'explosion, un groupe de travail environnement a été constitué au cours de la première semaine après l'accident. Il comprend des représentants de la Cellule d'Intervention Régionale en Epidémiologie de Midi-Pyrénées (Christine RICOUX) qui en assure l'animation, de l'InVS (Sylvie CASSADOU à Toulouse et Claire GOURIER-FRERY à Saint Maurice), de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (Bruno LOPEZ) et de la Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (Laurent MIDRIER). A ceux-ci s'ajoutent les compétences de l'Observatoire Régional de l'Air de Midi-Pyrénées (M. DELLAMASSA), de la Caisse Régionale d'Assurance Maladie (M. PULICANI), du Centre Anti-Poison (Mme CABOT) et de Météo France (Mme LAC).

I.1. Contexte

I.1.1. Description du pôle chimique sud de Toulouse

Le pôle chimique sud de la ville de Toulouse, classé en zone Sévésco en 1982, comprend trois usines principales. Le rapport de l'Inspection Générale de l'Environnement (IGE) du 24 Octobre 2001 [2] et les éléments recueillis auprès de Grande Paroisse permettent d'en faire la description suivante :

➤ le site dit « AZF », usine de Grande Paroisse :

Construite en 1924 au sud de Toulouse, l'usine Onia est successivement devenue APC puis AZF. En 1987, elle devient Grande Paroisse, et, en 1990, filiale engrais d'Elf Atochem. Depuis février 2000, Grande paroisse est la filiale engrais d'Atofina, au sein du groupe Total Elf Fina mais AZF reste la marque des engrais.

Située sur une zone de 70 hectares, cette usine produisait de l'ammoniac (1 150 t/j) à partir de gaz naturel, de l'acide nitrique par oxydation catalytique d'un mélange d'air et d'ammoniac (820 t/j), du nitrate d'ammonium par neutralisation de l'acide nitrique par de l'ammoniac gazeux (1 100 t/j) et de l'urée à partir d'ammoniac et de dioxyde de carbone (1 200 t/j). Le nitrate d'ammonium était produit soit sous forme d'engrais granulé à usage agricole, soit sous forme de granulé à usage industriel, soit sous forme de solution azotée. Le nitrate d'ammonium à usage industriel contient 34,6 % d'azote alors que le nitrate d'ammonium à usage agricole en contient 33,5 %.

Enfin, l'usine produisait de la mélamine, du formol, de l'acide cyanhydrique et des dérivés chlorés, des colles, des résines et des durcisseurs.

➤ la SNPE et Isochem :

La SNPE, située à 500 m à l'est du point de l'explosion, s'étend sur 38 ha. Cette installation est séparée de Grande Paroisse par un bras de la Garonne. Ses principales productions concernent l'espace, la défense, la chimie fine et la pharmacie.

Isochem, installée sur le même site, produit des intermédiaires et des matières actives pharmaceutiques.

➤ Tolochimie :

Cette usine est située au sud du site, sur 10 ha, et produit des intermédiaires de chimie fine à usage agricole.

Au sud de l'usine de Grande Paroisse se trouvent les terrains de l'ancienne poudrerie nationale de Braqueville sur 70 ha et des ballastières sur 37 ha dans lesquelles il reste plusieurs dizaines de milliers de tonnes de résidus de poudre.

Deux autres installations, non visées par la directive SEVESO II, sont situées à 800 m à l'est de l'usine :

- **Raisio** : cette usine fabrique un adjuvant de collage pour l'imperméabilisation de papiers et cartons (AKD) utilisant du toluène, de la triéthylamine, du chlorure de stéaroyle, de l'acide chlorhydrique, de la lessive de soude, de l'acide sulfurique, du monoéthylène glycol.
- **Air Liquide** : installation de stockage de gaz liquéfiés.

I.1.2. Description de l'explosion

Le rapport de l'IGE [2] décrit également l'explosion et son impact immédiat sur les infrastructures. L'explosion a eu lieu à 10h17 le 21 septembre, dans un bâtiment de stockage (le hangar 221) qui contenait 300 à 400 tonnes de nitrates d'ammonium « déclassés » en raison d'anomalies de granulométrie, mais également de composition chimique. Ce lieu est situé à 3 km environ du centre de Toulouse (cf carte page 10 et photo aérienne page 15).

Les dégâts observés sur les constructions ont conduit à estimer que la puissance de l'explosion était équivalente à celle de 20 à 40 tonnes de TNT (explosif de référence), ce qui correspondrait à la détonation de 40 à 80 tonnes de nitrate d'ammonium [3]. Néanmoins, la « traduction » TNT-produit d'origine est toujours difficile et d'autres estimations, communiquées à la DRIRE, ont fait état de 50 à 150 tonnes de nitrate d'ammonium ayant détonné.

L'explosion a entraîné la destruction de certains réservoirs de solution de nitrate d'ammonium et des fuites d'acide nitrique. En revanche, il n'y a pas eu de fuite sur le réservoir de solution chaude de nitrate d'ammonium à 95 % (33,5 % d'azote), même si celui-ci a été endommagé. De même, les autres stockages de nitrate d'ammonium de la zone, les stockages d'ammoniac sous pression, (à 300 m de l'explosion), le stockage d'ammoniac liquide (cryogénique), le stockage de chlore (à 500 m de l'explosion) et les wagons de chlore et d'ammoniac (à 400 m de l'explosion) n'ont pas été directement touchés et n'ont pas été à l'origine de fuite. En revanche, le bilan des émissions finalisé en avril 2002 par Grande Paroisse et envoyé à la DRIRE [4], fait état d'émissions atmosphériques de chlore, de l'ordre de 12 kg, liées à l'arrêt brutal des ateliers de productions de dérivés chlorés.

Sur le site de la SNPE, aucune structure technique n'a été endommagée et aucune fuite n'a été constatée. Les réservoirs de phosgène, fractionnés, enterrés et confinés, ont résisté à l'explosion de même que la canalisation à double paroi traversant le bras mort de la Garonne sur une passerelle para-sismique. De même, les installations techniques d'ISOICHEM n'ont pas été endommagées et le site de TOLOCHIMIE, du fait de son éloignement n'a pas subi de dégâts.



PHOTOGRAPHIE AÉRIENNE DE LA ZONE SINISTRÉE
PAR L'EXPLOSION DE L'USINE « AZF », TOULOUSE

I.1.3. Description des produits industriels présents sur le site et susceptibles d'avoir été émis

Le 25/09/01, l'industriel a transmis, via la Drire, au Centre Anti Poison (CAP) de Toulouse une liste de 12 produits stockés sur le site : ammoniac, acide nitrique, chlore, hydrogène, méthanol, acide sulfurique, acide chlorhydrique, phénol, nitrate d'ammonium, formol, lessive de soude, gaz naturel.

A partir du 9 octobre, la DRIRE a rendu publics les états des stocks de matières dangereuses encore présentes sur les trois usines [5] et ce jusqu'au 7 décembre. Le document précisait que « ce point n'était pas exhaustif, seules les matières en grande quantité ou présentant des risques étaient mentionnées ». Le tableau 1 présente l'état des stocks, à la date du 25 octobre : les substances recensées sont cohérentes avec celles signalées sur la première liste de 12 produits.

Le 26/02/02, la DRIRE a pu transmettre au groupe une copie du rapport d'évaluation du risque sanitaire (1^{er} niveau d'approche) lié au site de Grande Paroisse [6]. Les substances recensées dans ce document comme étant rejetées par l'installation en fonctionnement normal ne faisaient pas apparaître de substance supplémentaire à la première liste.

Tableau 1 : Etat des stocks de produits encore présents sur les sites de la zone chimique sud – 25/10/2001

Site et produit	Etat	Quantité initiale (le 21/09 à 11h)	Quantité évacuée, détruite ou traitée	Quantité restante
Grande Paroisse (AZF)				
Ac. Nitrique (HNO ₂)		1 778 m ³	1 778 m ³	0 m ³
Nitrate d'ammonium (NH ₄ NO ₃)				
<i>en solution chaude</i>	Neutralisé le 30/09/01	834 m ³	760 m ³	74 m ³
<i>agricoles</i>		3 851 tonnes	0	3 851 tonnes
<i>industriels</i>	110 t récupérées	860 tonnes	0	860 tonnes
<i>en wagons</i>		18 wagons	18 wagons	0
Chlore (Cl) stockage en wagons		7 wagons	7 wagons	0
Produits chlorés		690 tonnes	690 tonnes	0
Ammoniac (NH ₃)				
<i>stock. en wagon</i>		26 wagons	20 wagons évacués le 24/10	4 wagons (1)
<i>sous pression</i>		120 tonnes	114 tonnes	6 tonnes
<i>cryogénique</i>		1 650 tonnes	1 550	100 tonnes
Formol (COH ₂)		220 m ³	220 m ³	0
Méthanol (CH ₃ OH)		1 580 m ³	1 580 m ³	0
Urée		27 470 tonnes	1 380 tonnes	26 090 tonnes
Sources radioactives scellées	Localisées et expertisées	15	15	0
Acide cyanurique		605 tonnes	365 tonnes	240 t tonnes
Solutions azotées		825 tonnes	400 tonnes	425 tonnes
Précondensats (urée et formol)		610 tonnes	494 tonnes	116 tonnes
SNPE				
Phosgène (COCl ₂)				
<i>en conteneurs</i>		46,5 tonnes	28,5 tonnes	21,4 tonnes
<i>stockage fixe</i>		16,6 tonnes	0	16,6 tonnes
Perchlorate d'ammonium		–	–	0
Chlore		775 tonnes	775 tonnes	0
Ammoniac		76 tonnes	71 tonnes	5 tonnes
Méthanol		350 tonnes	350 tonnes	0
TOLOCHIMIE				
Phosgène	En cours	9,8 tonnes	9,8 tonnes	0
Produits finis très toxiques		116 tonnes	0	116 tonnes

(1) chargement en cours de wagons d'ammoniac à partir du stock d'ammoniac cryogénique

Sur ce premier bilan dressé par l'IGE et la DRIRE fin octobre 2001, **les rejets atmosphériques de produits chimiques spécifiques**, au moment de l'explosion et dans les heures qui ont suivi, concernaient donc le nitrate d'ammonium, conduisant à la formation d'acide nitrique, d'ammoniac, de dioxyde d'azote et de protoxyde d'azote. Les informations complémentaires d'avril 2002 ont permis d'objectiver en plus des émissions de chlore.

Concernant les sources radioactives à usage industriel, outre les 15 sources scellées figurant dans le tableau 1, étaient présents trois sels de radio éléments naturels et du sable uranifère. Les pompiers de la cellule mobile d'intervention radiologique (CMIR) de Haute Garonne et du Lot et Garonne ont été sollicités le jour de l'explosion pour des mesures de radioactivité sur l'ensemble du site : toutes les sources étaient intactes. L'intégrité de ces sources a été vérifiée secondairement lors d'une visite conjointe de la DRIRE et de l'Office de protection contre les rayonnements ionisants (OPRI) le 5 octobre sur le site AZF. Les 11 sources scellées encore présentes dans la zone à cette date ont été rassemblées dans un local fermé à clé et un contrôle radiologique a été réalisé par le bureau d'études Apave. Il a pu être confirmé que l'ensemble des sources radioactives, scellées ou non scellées, n'avait pas été touché par l'explosion.

Par ailleurs, en raison de la destruction de certains réservoirs évoquée plus haut, **des rejets de solutions azotées se sont produits dans la Garonne** [4]. Le Service d'incendie et de secours notait ainsi, le jour de l'explosion, un rejet d'acide nitrique dans la Garonne. Une pollution de l'eau potable était donc concevable via l'alimentation des stations de production de l'agglomération. Les contrôles de qualité de l'eau brute ont donc été intensifiés dès le 21 septembre et sur les 120 paramètres analysés, **une augmentation des concentrations de NH_4 , de NO_3 et des COT a été observée.**

En marge des produits industriels présents sur le site, **l'explosion a entraîné la désagrégation des matériaux de nombreuses constructions** sur l'installation elle-même et sur les quartiers environnants, ces matériaux pouvant comporter des **fibres d'amiante**. Si l'on considère le périmètre principal d'intervention de la protection civile défini à partir des appels pour atteinte des bâtiments, la zone d'impact s'étend jusqu'à 2,7 km du lieu de l'explosion. Cette distance à l'épicentre correspond, d'après le rapport de l'INERIS [3] fourni à l'IGE, à une surpression de 10 mbar environ, soit des dommages de type bris de vitre simple. Au maximum, la diffusion des fibres d'amiante potentiellement présentes dans les matériaux de construction concerne donc l'ensemble de cette zone. Concernant l'installation de Grande Paroisse, la Caisse Régionale d'Assurance Maladie (CRAM) a pu faire état d'un programme de remplacement des calorifugeages à base d'amiante. Au moment de l'explosion ces matériaux avaient déjà été remplacés par des coquilles en fibres de verre. Sur le site, seules des plaques en fibro-ciment étaient donc susceptibles d'avoir libéré des fibres d'amiante dans l'atmosphère.

Enfin, le souffle de l'explosion a été à l'origine d'une **projection de fragments de sol et de particules** en grande quantité autour de l'installation. Les particules fines en suspension sont considérées comme polluants atmosphériques. Les fragments plus gros se sont déposés jusqu'à 700 m du lieu de l'explosion. Ces projections provenaient en grande partie du sol du site industriel puisqu'un cratère de 7 mètres de profondeur et de 40 mètres de diamètre environ se trouvait à l'endroit de l'explosion. Or, le site de Grande Paroisse a une vocation industrielle très ancienne et le sol y est historiquement pollué par de nombreuses substances. Les analyses de ces sols ont mesuré les nitrates, l'ammonium, les sulfates, les nitrites ainsi que neuf éléments traces métalliques. **Des dépassements des valeurs réglementaires ont été mis en évidence pour les éléments trace métalliques suivants : chrome, cuivre, plomb et arsenic.** Ces éléments pouvaient donc être à l'origine d'une exposition des populations résidant à proximité du site via une pollution des sols de ces quartiers.

Au total, les produits clairement identifiés comme ayant été émis et susceptibles d'être à l'origine de risques pour la population étaient :

- dans l'air : l'acide nitrique, le dioxyde d'azote, le protoxyde d'azote, l'ammoniac, le chlore, l'amiante et les particules,
- dans l'eau : l'azote ammoniacal, les nitrates et les nitrites,
- dans le sol : le chrome, le cuivre, le plomb et l'arsenic.

Néanmoins, compte tenu du contexte accidentel sur un site industriel ancien, aujourd'hui destiné à la chimie fine et utilisant de nombreuses substances, il ne pouvait être certain, même après bilan et analyses complémentaires, que cette liste soit parfaitement exhaustive.

I.2. Objectifs

L'objectif général de ce travail était de guider la mise en place de mesures de prévention et/ou de prise en charge de pathologies liées aux rejets potentiellement toxiques survenus au cours ou au décours de l'accident. Compte tenu de la connaissance éventuellement incomplète des agents émis dans l'environnement au cours et au décours de l'explosion, deux objectifs spécifiques étaient visés simultanément dans ce travail :

1. **Caractériser les risques** (démarche d'Evaluation des Risques Sanitaires : ERS) liés à une exposition aiguë et sub-chronique aux polluants mesurés émis lors de l'explosion et dans la période qui a suivi celle-ci afin d'adapter la surveillance des effets sanitaires ;
2. **Détecter, en population générale et dans des groupes plus particulièrement exposés, les effets sanitaires**, prévisibles ou non, liés aux expositions avérées, potentielles ou hypothétiques. Cette démarche concernait donc les effets des polluants clairement identifiés comme ayant été émis mais également ceux des polluants connus pour être présents sur le site ou même ceux de polluants non identifiés.

Au-delà des résultats de l'analyse de risque et de la surveillance en tant que tels, ce travail visait à formuler des recommandations plus générales quant aux mesures à mettre en œuvre dans ce type d'accident pour une meilleure connaissance des expositions environnementales de la population et des risques sanitaires qui leur sont liés.

Chapitre II : méthodes

II.1. Evaluation des risques sanitaires : principes méthodologiques et application au contexte de l'accident industriel AZF

Afin de formuler, le cas échéant, des recommandations quant aux mesures de prévention ou de surveillance à adopter, l'objectif est ici de caractériser les risques liés à une exposition des populations aux produits toxiques dégagés au cours et au décours de l'accident selon la démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS).

Pour cela, le groupe de travail a dû rechercher dans un premier temps l'ensemble des sources de données et d'informations disponibles pour l'identification des polluants émis. Ces éléments figurent dans le Chapitre I, paragraphe 1 (Contexte). Ce n'est qu'une fois ces polluants identifiés, que la démarche d'ERS a pu être entreprise.

L'évaluation quantitative des risques se déroule classiquement en quatre étapes [7] :

II.1.1. Sélection des polluants et identification de leurs dangers pour la santé humaine

Lors de cette première étape, tout ou partie des polluants identifiés peuvent être sélectionnés pour l'évaluation des risques. Les dangers sont tous les effets sanitaires indésirables dont la survenue est liée à l'interaction entre l'agent chimique, physique ou biologique étudié et l'organisme vivant exposé.

Le recensement de ces dangers fait appel aux données de la littérature [8]. Ces données proviennent d'études humaines (épidémiologiques, observations cliniques de cas) et d'études expérimentales chez l'animal ou *in vitro*. Divers organismes tels que le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), l'Environmental Protection Agency (US-EPA), Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) aux Etats-Unis et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) rassemblent les résultats des études épidémiologiques et expérimentales étudiant ces effets sanitaires. Les bases de données ou les publications d'organismes nationaux agissant dans le champ de la sécurité et de l'hygiène en milieu de travail recensent également les effets sanitaires de nombreux produits : Institut National de Recherche et de Sécurité en France (INRS), le National Institute for Occupational Safety (NIOSH) aux Etats Unis.

Dans le contexte accidentel du 21 septembre, une première recherche a recensé, à partir de la première liste fournie le 25/09, les effets des 12 produits présents sur le site [9].

II.1.2. Sélection des valeurs toxicologiques de référence

Les sources bibliographiques évoquées précédemment fournissent également des valeurs toxicologiques de référence (VTR) des substances étudiées. La VTR est une appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettent d'établir une relation entre une exposition et un effet. La survenue de l'effet peut obéir à une relation exposition-risque à seuil ou à une relation sans seuil.

- **Relation à seuil** : pour de nombreux effets toxiques (neuro-comportementaux, immunologiques...), on estime qu'il existe une dose ou une concentration au dessous de laquelle aucun effet indésirable ne se produit. Au delà du seuil, l'intensité de l'effet croît avec l'augmentation de la dose reçue. La VTR est alors construite sur la base de l'effet critique (effet survenant à la dose la plus basse) qui peut être différent selon la voie d'exposition.

Pour une exposition par voie orale, les VTR sont exprimées en masse de substance par kilogramme de poids corporel et par jour ($\text{mg/kg}_{\text{pc}} \cdot \text{j}$). Ces valeurs sont définies comme étant l'estimation de la quantité de produit à laquelle un individu peut être exposé par ingestion sans constat d'effet nuisible, sur une durée déterminée. Pour une exposition par voie respiratoire, la VTR s'exprime en masse de substance par m^3 d'air ambiant et correspond à la teneur du produit dans l'air à laquelle un individu peut être exposé sans constat d'effet nuisible. Ces valeurs sont construites avec l'objectif de protéger toute la population y compris les individus les plus sensibles.

- **Relations sans seuil** : la probabilité de survenue de l'effet n'est jamais nulle quelle que soit la dose reçue. Cette probabilité croît avec la dose, l'intensité de l'effet n'étant pas modifiée par la dose. Les effets cancérogènes sont l'exemple le plus répandu d'effet toxique obéissant à une relation sans seuil.

La VTR est ici un excès de risque par unité de dose unitaire (ERU). Il s'agit de la probabilité de survenue de l'effet toxique au cours de la vie d'un individu qui serait exposé sa vie entière à une unité de dose de l'agent dangereux.

Dans un certain nombre de cas, il n'existe pas de VTR établie. Ce cas de figure a été fréquemment rencontré dans le contexte de l'accident d'AZF.

II.1.3. Estimation quantitative de l'exposition selon différents scénarios

Pour une voie donnée (inhalation, ingestion) l'exposition résulte du produit de l'intensité du contact et de sa durée. Elle est estimée pour des groupes de population homogènes quant à leurs modalités d'exposition en termes d'activité (professionnel de secours intervenu pendant 24 h sur le site pollué par exemple), d'âge (enfant jouant 2 heures par jour à l'extérieur), de durée et de fréquence d'exposition (premier quart d'heure après l'explosion), ce qui conduit à l'élaboration de scénarios d'exposition. L'intensité du contact est appréciée par les concentrations mesurées ou modélisées dans les différents milieux (eau, air, sol) et les quantités absorbées (eau, aliments, sols).

Dans le contexte accidentel d'AZF, le groupe de travail a ainsi recherché, de la manière la plus exhaustive possible, les mesures environnementales ou les estimations des concentrations dans les milieux déjà réalisées ou en cours de réalisation en tenant compte des différents vecteurs d'exposition que représentent : l'air, l'eau, le sol. Les durées d'exposition ont également été estimées à partir de l'évolution de la contamination du milieu (passage du nuage toxique ou variation des concentrations dans l'eau potable), et à partir d'hypothèses sur le mode de vie (durée quotidienne passée à l'extérieur par un enfant de deux ans par exemple).

II.1.4. Caractérisation des risques sanitaires grâce aux relations exposition-risque retenues

Pour les effets obéissant à des VTR à seuil, le résultat de la caractérisation des risques est, pour un individu, égal au rapport de la dose d'exposition sur la VTR. Ce rapport est appelé Quotient de Danger (QD). Lorsque le quotient de danger est inférieur à 1, l'individu exposé est théoriquement hors de danger. Dans le cas contraire, cela signifie que l'effet indésirable peut se produire sans qu'il soit possible d'en déterminer la probabilité de survenue.

Pour les effets obéissant à des VTR sans seuil (effets cancérogènes généralement), le résultat est exprimé en excès de risque individuel (ERI). L'excès de risque individuel est la probabilité (sans unité) de survenue d'un danger au cours de la vie entière d'un individu, compte tenu de sa dose d'exposition et de l'ERU de l'agent étudié.

En l'absence de VTR adaptée au contexte étudié, comme cela était souvent le cas pour ce travail, l'ERS ne peut être menée jusqu'à son terme et se limite à une évaluation de l'exposition. Cette exposition est alors comparée à des valeurs normatives lorsqu'elles existent ou à d'autres repères environnementaux (valeurs rencontrées habituellement en zone non polluée par exemple). L'estimation d'une « surexposition » éventuelle permet alors d'envisager un excès de risque, qui reste non quantifiable.

Pour chaque vecteur d'exposition (air, eau, sol), ce rapport fait donc le bilan, actualisé depuis le rapport intermédiaire, de l'identification des dangers liés aux polluants émis, des valeurs de référence disponibles que ce soit des VTR ou des données de référence environnementales ou normatives et des données recueillies permettant de quantifier ou de qualifier l'exposition en fonction des valeurs de référence disponibles. A partir de cette synthèse, le groupe de travail a caractérisé ou qualifié les risques pour les différents types identifiés de population exposée et, lorsque c'était pertinent, pour les différentes périodes d'exposition après l'explosion.

II.2. Détection des effets sanitaires dans la population

Une surveillance des effets sanitaires a également été mise en place dès le lendemain de l'explosion. Cette approche était tout à fait nécessaire et complémentaire de la précédente en raison du contexte accidentel des rejets de polluants. Dans ce contexte en effet, les données existantes pour l'estimation des expositions étaient rares, non immédiatement disponibles pour une caractérisation des risques en urgence, et ne pouvaient pas être, au moins pour l'air et l'eau, mesurées *a posteriori*.

La surveillance a eu pour but de détecter, quantifier et décrire les effets sanitaires potentiellement liés à des émissions environnementales. Deux objectifs ont été poursuivis :

- surveiller les pathologies liées aux polluants identifiés mais pour lesquels les expositions n'ont pu être quantifiées ;
- alerter sur la survenue de pathologies pouvant relever de toxiques non encore identifiés. Cet objectif, prioritaire immédiatement après l'explosion, est resté d'actualité durant toute la période où ont subsisté des incertitudes sur la nature des polluants émis.

La démarche s'est appuyée sur deux méthodes :

- la mobilisation de systèmes d'information sanitaire, pour l'alerte et la surveillance à court terme ;
- la mise en œuvre d'enquêtes spécifiques, pour la surveillance à moyen et long terme.

II.2.1. Alerte et surveillance des effets sanitaires à court terme

La surveillance sanitaire s'est orientée dès les premiers jours suivant l'explosion vers les effets à court terme des produits dont l'émission atmosphérique était probable ou possible (cf chapitre I paragraphe 1.3). Les effets sanitaires de ces produits ont été recensés à partir de la revue de la littérature (cf chapitre II paragraphe 1.1). Cependant, la présence éventuelle d'autre(s) produit(s) ne pouvant être exclue *a priori*, une vigilance particulière sur la survenue de pathologies inhabituelles ou attirant l'attention sur un toxique non inclus dans la liste initiale a été également organisée.

Outre la direction départementale des affaires sanitaires et sociales de Haute Garonne (DDASS 31) chargée de recevoir et de traiter toute alerte sanitaire, ont été mobilisés les réseaux suivants :

- le réseau de médecins sentinelles du Service Communal d'Hygiène et de Santé (SCHS) de la ville de Toulouse ;
- le Centre Anti-Poison (CAP) et les services hospitaliers du Centre Hospitalier Universitaire (CHU) de Toulouse ;
- le système d'information du régime général de l'Assurance Maladie des travailleurs salariés ;
- le service de promotion de la santé en faveur des élèves (SPSE) de Haute-Garonne ;
- les Départements d'Information Médicale (DIM) hospitaliers ;
- la Caisse Primaire d'Assurance Maladie (CPAM) de Haute-Garonne ;
- le comité pluridisciplinaire des fœtopathies de la Haute Garonne ;
- l'Observatoire Régional des Urgences de Midi-Pyrénées (ORUMIP).

L'analyse des données issues de ces réseaux a porté principalement sur la description des effets rapportés, sur l'examen des tendances temporelles, notamment en fonction de la date de l'explosion, et sur la confrontation des résultats issus de différentes sources.

Les systèmes d'information étant indépendants les uns des autres, les définitions de cas étant différentes et les bases de données, lorsqu'elles existent, n'étant pas reliées entre elles, aucune estimation quantitative globale et fiable du nombre de cas de l'une ou l'autre des pathologies observées ne peut être dérivée de ces données pour une population définie. Les quelques estimations qui ont été effectuées (données des médecins sentinelle) l'ont été dans le but d'approcher et de discuter l'ordre de grandeur possible des phénomènes rapportés.

II.2.1.1. Le réseau des médecins sentinelles

• Description du système

Ce réseau de médecins animé par le SCHS de la ville de Toulouse fonctionne depuis février 1986 et comprend 40 médecins généralistes et 17 pédiatres volontaires de toute l'agglomération toulousaine. Le réseau est représentatif de l'ensemble des médecins généralistes de l'agglomération toulousaine pour le sexe et l'âge des médecins. Vis-à-vis de la représentativité géographique, les médecins généralistes exerçant dans la commune de Toulouse sont surreprésentés dans le réseau (89 % contre 66 % pour

l'ensemble des généralistes de l'agglomération) et les médecins exerçant dans les quartiers sud de la ville les plus touchés par l'explosion (codes postaux 31100, 31300, 31400) sont également surreprésentés (46 % contre 31 % de l'ensemble des médecins).

Les médecins enregistrent en routine et de façon hebdomadaire la fréquence de différentes pathologies : les syndromes grippaux, les gastro-entérites, les oreillons, la rougeole, la coqueluche, la varicelle, les bronchiolites du nourrisson et les crises d'asthme. Le nombre de consultations est recueilli chaque semaine par les infirmières du SCHS.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Dans la semaine qui a suivi l'explosion, une surveillance spécifique a été mise en place pour la période du 1^{er} octobre au 23 novembre 2001. La surveillance portait sur les conséquences traumatiques de l'explosion, le retentissement sur la santé mentale et les éventuels effets d'origine toxique. Pour ce dernier volet, il a été décidé de surveiller les pathologies suivantes :

- toute « pathologie inhabituelle » ;
- deux pathologies parmi celles déjà surveillées en routine :
 - ♦ les crises d'asthme ;
 - ♦ les bronchiolites du nourrisson ;
- trois pathologies pour lesquelles une définition de cas a été établie pour la circonstance :
 - ♦ les trachéobronchites, définies par une toux sèche, quinteuse, sans fièvre ni catarrhe des voies aériennes supérieures ;
 - ♦ les conjonctivites, définies par un oeil rouge avec prurit oculaire, sensation de sable dans les yeux, larmolement et photophobie ;
 - ♦ les troubles de la vision, définis par une vision floue, un rétrécissement du champ visuel ou des modifications de la perception des couleurs d'apparition récente.

Les définitions de cas ont été diffusées à l'ensemble des médecins. Chaque semaine, le nombre de consultations pour les pathologies précédemment citées a été noté par les médecins déclarants.

Une année après l'explosion, un nouveau recueil portant sur les mêmes pathologies et utilisant les mêmes définitions de cas a été conduit du 16 septembre au 27 octobre 2002.

L'évolution du nombre de consultations a été observée sur les 8 semaines de recueil en 2001 afin de détecter un pic éventuel compatible avec les effets de l'explosion. Pour les 3 pathologies surveillées spécifiquement en lien avec l'explosion, des estimations du nombre hebdomadaire de consultations pour l'ensemble de l'agglomération toulousaine ont été effectuées en multipliant le nombre de consultations déclarées par un facteur correcteur indiquant la proportion de médecins déclarants parmi l'ensemble des médecins de l'agglomération. Les fourchettes hautes et basses de ces estimations ont été déterminées à partir des intervalles de confiance à 95 % autour du nombre de consultations déclarées, calculés selon la loi de Poisson.

Les tendances temporelles ont été comparées aux tendances des années antérieures sur les mêmes périodes pour les bronchiolites et aux déclarations depuis mai 2001 pour les crises d'asthme (surveillées uniquement depuis cette date). Pour toutes les pathologies indiquées, les résultats ont été également comparés à ceux du recueil conduit en 2002 à la même période de l'année.

II.2.1.2. Le Centre Anti-Poison

• Description du système

Le CAP de Toulouse répond aux appels téléphoniques du public, des professionnels de santé libéraux ou des services hospitaliers pour tout problème d'ordre toxicologique confirmé ou suspecté dans les régions Midi-Pyrénées et Limousin. Les gardes de nuit en semaine et de week-end sont assurées en alternance avec le CAP de Bordeaux.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Le contact avec le CAP, ainsi qu'avec les services hospitaliers (médecine, urgences, réanimation) du CHU de Toulouse a été établi dès le lendemain de l'explosion. Ils devaient signaler tout tableau d'intoxication grave et tout appel faisant état de symptômes inhabituels ou attirant l'attention sur un toxique particulier non inclus dans la liste initiale des polluants suspectés. Ce rôle d'alerte s'est poursuivi dans les mois qui ont suivi l'explosion. Une vigilance particulière vis-à-vis des effets sanitaires des polluants de la liste initiale s'est également maintenue pendant les mois qui ont suivi, en raison du manque d'exhaustivité des données sur les expositions et leurs effets à moyen et long terme.

De plus, les informations sur les appels téléphoniques au CAP trois mois avant et trois mois après l'explosion ont été analysées *a posteriori* afin de confirmer les résultats de l'évaluation des risques et les effets sanitaires immédiats observés par les autres systèmes.

Les appels provenant de Haute-Garonne ou des départements limitrophes (Ariège, Tarn, Tarn-et-Garonne, Gers et Aude) ont été sélectionnés. Les appels pour simple demande d'information ou erreur thérapeutique ont été exclus. Les données sur la date de l'appel, les circonstances de l'appel, la voie d'exposition probable, l'existence d'un agent toxique connu et les signes cliniques déclarés ont été codés à partir du thésaurus disponible au CAP et saisies.

Les tendances des appels ont été observées globalement sur la période de 6 mois, et après avoir sélectionné les appels pouvant être en lien avec l'explosion de l'usine AZF sur les critères suivants :

- le produit toxique en cause était inconnu lors de l'appel ;
- les circonstances de l'intoxication déclarées lors de l'appel étaient compatibles avec une explosion industrielle : à cet effet on a inclus les circonstances « accident », « pollution/environnement », « accident professionnel » et « indéterminées », à l'exclusion des autres circonstances d'appels : « suicide/intoxication volontaire », « toxicomanie », « intoxication alimentaire », « acte de malveillance » ;
- les signes cliniques déclarés lors des appels post-explosion ont été décrits, et on a étudié la compatibilité de ces signes avec les effets connus des produits dont l'émission atmosphérique a été ultérieurement confirmée.

II.2.1.3. Le système d'information du régime général de l'Assurance Maladie des travailleurs salariés

• Description du système

Le système d'information du régime général de l'Assurance Maladie des travailleurs salariés gère une base de données rassemblant sur une période mobile de deux ans l'ensemble des actes et prescriptions (consultations, actes médicaux, séjours hospitaliers, médicaments, actes de biologie, ...) remboursés aux assurés et ayant droits de la région Midi-Pyrénées. Les données concernant les « sections locales mutualistes » (régimes des fonctionnaires) et les séjours en hospitalisation publique sont partiellement disponibles. La base de données couvre 67 % de la population de Haute Garonne.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Un protocole d'analyse des données de consommation médicale a été élaboré en collaboration avec la Direction Régionale du Service Médical, concernant différentes conséquences sanitaires potentielles de l'explosion, y compris les effets sanitaires d'origine toxique.

Pour les effets respiratoires, une liste de classes de médicaments antiasthmatiques a été établie à partir de la codification utilisée par le service d'information du régime général de l'Assurance Maladie. On a défini un cas incident de « traitement antiasthmatique » par un patient affilié au régime général pour lequel un médicament de la liste d'antiasthmatiques avait été délivré (et remboursé) alors qu'il n'avait pas eu de remboursement pour un tel médicament dans les 12 mois précédents. L'incidence de traitement antiasthmatique ainsi définie a été observée pendant les 6 semaines suivant l'explosion, et comparée à deux périodes de référence : 3 semaines précédant immédiatement la catastrophe (31 août-20 septembre 2001) et les 3 semaines précédant les vacances d'été (1-21 juin 2001).

La même analyse a été menée à partir de la même définition de cas incident et pour les mêmes périodes d'observation et de référence pour les effets irritatifs ophtalmologiques. A cet effet, une liste de médicaments utilisés par voie locale ou générale dans les conjonctivites et signes irritatifs oculaires a été établie avec la collaboration du réseau de médecins sentinelles et d'ophtalmologistes hospitaliers et libéraux.

II.2.1.4. Le service de promotion de la santé en faveur des élèves de Haute-Garonne

• Description du système

Ce service de l'inspection académique de Haute-Garonne est un service préventif chargé de la promotion de la santé pour tous les élèves de maternelle (grande section), primaire et secondaire du département.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Le SPSE a conduit au cours de l'automne 2001 un dépistage auditif et visuel auprès de l'ensemble des élèves des trois lycées professionnels et techniques, des cinq collèges et des 40 écoles élémentaires et maternelles des quartiers sud de Toulouse, dans un rayon d'environ 2 km autour du site de l'explosion.

Le dépistage avait pour but de détecter les troubles d'origine traumatique mais aussi, éventuellement, toxique.

Les signes suivants étaient notés pour chaque enfant :

- signes fonctionnels auditifs (otalgies, acouphènes) ;
- résultats de l'audiométrie tonale (effectués à l'aide des appareils Derbesse ou SCR 55 et explorant les fréquences de 500 Hz à 6 000 Hz) ;
- acuité visuelle de loin (avec verres correcteurs) ;
- acuité visuelle de près (non systématique) ;
- résultats antérieurs d'acuité visuelle, et d'acuité auditive (non systématiques).

Un trouble auditif a été défini par un déficit d'au moins 25dB sur au moins une des fréquences explorées. Un déficit visuel a été défini par une somme des acuités visuelles corrigées de chaque œil inférieure à 17, ou par une chute d'acuité visuelle de 2/10^{ème} ou plus à au moins un œil par rapport à un bilan antérieur. Les résultats ont été compilés par classe, puis par établissement, et transmis sous forme agrégée.

II.2.1.5. Les départements d'information médicale

• Description du système

Des informations médicales sur chaque séjour hospitalier sont recueillies par les DIM des établissements de soins publics et privés (pour les courts séjours, hors secteur psychiatrique), à travers le programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI). Les pathologies y sont codées selon la classification internationale des maladies 10^{ème} révision (CIM10). Les données anonymisées sont ensuite transmises au niveau régional à la DRASS (pour le secteur public) et à la CRAM (pour le secteur privé) puis réunies en une base unique après un délai de quelques mois.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Dans la semaine qui a suivi l'explosion, l'instruction d'utiliser le code W40.6. (explosion de matériaux dans un local industriel) de la CIM10 pour tous les séjours directement liés à l'explosion a été diffusée aux DIM de la région Midi-Pyrénées ainsi qu'au DIM du CHU de Montpellier, vers lequel certaines victimes de l'explosion avaient été adressées.

Le DIM du CHU de Toulouse a effectué un recensement de toutes les consultations en urgence au CHU directement liées à l'explosion pour les journées des 21 et 22 septembre 2001, avec codage des pathologies selon la CIM10. Une description de ces consultations, ainsi que des séjours hospitaliers codés W40.6. pour la semaine suivant l'explosion a été conduite par les praticiens du DIM.

En juillet 2002, une demande d'informations sur les hospitalisations et décès pour lesquels le codage spécifique W40.6. avait été utilisé, a été adressée aux DIM concernés, afin de rechercher d'éventuels décès non précédemment recensés. Cette demande a été adressée en parallèle à la DRASS à des fins de comparaison. Le taux de réponse à cette enquête a été de 93 % (au 31 décembre 2002). Pour le secteur psychiatrique (ne participant pas au PMSI), une demande du nombre de décès recensés dans la file active a été adressée au DIM du Centre Hospitalier Spécialisé G. Marchant de Toulouse ainsi qu'à tous les chefs de service des secteurs de psychiatrie de Haute-Garonne.

II.2.1.6. La caisse primaire d'assurance maladie de Haute-Garonne

• Description du système

La CPAM reçoit les déclarations d'accident du travail et les certificats médicaux initiaux des assurés sociaux du régime général (hors sections locales mutualistes). Les accidents du travail liés à l'explosion ont été identifiés en rapprochant le certificat médical initial et la déclaration de l'employeur. Les pathologies déclarées ont été codées selon la CIM10 par la DRSM. Les accidents du travail consécutifs à l'explosion de l'usine AZF ont pu être déclarés selon des modalités particulières qui faisaient partie d'un ensemble de mesures exceptionnelles dérogatoires mises en place par la Caisse Nationale d'Assurance Maladie (circulaire 24 octobre 2001).

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Les accidents du travail déclarés en relation avec l'explosion de l'usine AZF ont fait l'objet, par le service médical du régime général d'une codification selon la CIM10, des lésions déclarées. Les accidents de travail liés à l'explosion ont été identifiés en rapprochant le certificat transmis par l'assuré et le certificat médical initial de la déclaration de l'employeur. Les pathologies déclarées ont été codées selon la CIM10

et saisies par la CPAM. La description des lésions initiales a été effectuée par la Direction Régionale du Service Médical.

II.2.1.7. Le comité pluridisciplinaire des fœtopathies de la Haute Garonne

• Description du système

L'hôpital de La Grave, du CHU de Toulouse, coordonne un comité pluridisciplinaire qui examine l'ensemble des demandes d'interruptions thérapeutiques de grossesse (ITG) pour fœtopathies de la région Midi-Pyrénées.

• Recueil et analyse des données en relation avec l'explosion

Les fœtopathies ne faisaient pas partie des effets sanitaires des 12 produits initialement suspectés, mais étaient indiquées comme effet possible du protoxyde d'azote (N_2O) qui est l'un des produits de dégradation du nitrate d'ammonium. Par ailleurs, les fœtopathies auraient pu être le témoin d'intoxications par un produit non identifié. Elles ont donc fait l'objet d'une recherche à travers les demandes d'ITG pour la période d'octobre à décembre 2001. Les échographies de morphologie pour indication d'ITG entre 12 et 18 semaines d'aménorrhée ont été répertoriées, en sélectionnant uniquement les femmes habitant Toulouse et l'agglomération. Ces données ont été comparées à celle de la période de référence d'octobre à décembre 2000.

II.2.2. Surveillance des effets sanitaires à long terme

L'émission d'un polluant non actuellement identifié et/ou la survenue d'une pathologie imprévue ne pouvant être exclues à 100 %, une surveillance à long terme de la population exposée a été envisagée à partir de l'enquête auprès des travailleurs et sauveteurs de l'agglomération toulousaine.

Cette enquête est l'une des 3 enquêtes auprès de populations spécifiques incluses dans le dispositif de suivi des conséquences sanitaires de l'explosion (les 2 autres étant l'enquête auprès des élèves et l'enquête auprès des habitants de la ville de Toulouse). La phase transversale de l'enquête porte sur un échantillon de 50 000 personnes :

- tous les salariés et travailleurs indépendants des entreprises situées dans la zone proche du site de l'explosion, ainsi qu'un échantillon représentatif de cette même population travaillant dans le reste de l'agglomération toulousaine ;
- tous les sauveteurs (police, gendarmerie, SAMU, Croix-Rouge,...) ayant participé à des opérations de sauvetage ou de sécurité sur les lieux ou à proximité du lieu de l'explosion les 21, 22 et 23 septembre 2001.

Un questionnaire postal a été adressé à cette population entre septembre 2002 et janvier 2003. Le questionnaire porte sur la santé physique (y compris les effets irritatifs immédiats d'origine toxique), la santé mentale et l'utilisation des soins dans la première année. Les mécanismes étudiés portent aussi bien sur les effets éventuels d'expositions environnementales que sur les effets de l'explosion elle-même ou les effets indirects produits par les perturbations sociales, familiales, les difficultés de logement, les périodes de chômage transitoire ou définitif observés dans les suites de l'explosion.

Une cohorte de 5 000 volontaires parmi les répondants à cette enquête sera constituée dans le cadre d'une collaboration avec le centre d'examen de santé de la CPAM de Haute-Garonne, le département santé travail de l'InVS et le CETAF. Les objectifs généraux de cette étude de cohorte sont d'évaluer les conséquences de l'explosion sur le plan de la santé (physique et mentale), ainsi que sur le plan professionnel. Ce suivi permettra de détecter d'éventuelles pathologies inhabituelles qui pourraient être en lien avec une intoxication.

Par ailleurs, cette étude aura pour but d'évaluer la méthodologie de suivi d'une cohorte professionnelle. Les volontaires se verront ainsi proposer un suivi sur une période de 5 ans comportant questionnaires, bilans cliniques et para-cliniques réguliers.

Enfin, une surveillance de la mortalité et des causes de décès sera effectuée à travers les données des statistiques nationales de mortalité INSEE-INSERM pour ceux des répondants à l'enquête transversale qui auront accepté de communiquer leur identification personnelle.

Chapitre III : résultats

III.1. Identification des dangers et des valeurs de référence (valeurs toxicologiques de référence ou valeurs normatives ou valeurs environnementales)

Les sources bibliographiques consultées sont celles évoquées dans le paragraphe II.1.1 [8]. Pour rappel, le résultat des recherches bibliographiques figurant dans ce paragraphe concerne les polluants identifiés comme ayant été émis au cours de l'explosion ou retrouvés en quantités élevées aux abords du site. Il s'agit donc de :

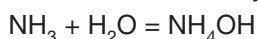
- **dans l'air** : l'acide nitrique, le dioxyde d'azote, le protoxyde d'azote, l'ammoniac, le chlore, l'amiante et les particules,
- **dans l'eau** : l'azote ammoniacal, les nitrates et les nitrites,
- **dans le sol** : le chrome, le cuivre, le plomb et l'arsenic (polluants ayant montré des valeurs élevées parmi les huit recherchés).

III.1.1. Ammoniac

Formule chimique : NH_3

Unités : $1\text{mg/m}^3 = 1,43\text{ ppm}$ ou $1\text{ppm} = 0,7\text{mg/m}^3$.

L'ammoniac est un gaz incolore qui dégage une odeur âcre, pénétrante et extrêmement irritante. Il peut se décomposer à haute température (lors d'incendies par exemple) en produisant de l'hydrogène et du dioxyde d'azote. Les vapeurs d'ammoniac sont alcalines et très solubles dans l'eau. Souvent utilisé sous forme de gaz comprimé, il présente un risque d'explosion et de toxicité en espace clos. En présence d'eau, il forme de l'hydroxyde d'ammonium très caustique :



a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Une exposition aux vapeurs d'ammoniac entraîne des brûlures au niveau des muqueuses de la peau, des yeux, du nez, du pharynx et du larynx et de tout l'arbre respiratoire (plus ou moins profond en fonction de la concentration). Le risque d'intoxication est majoré en espace clos.

- **Effets oculaires** : conjonctivites, larmoiement important, irritation de la cornée, cécité temporaire ou permanente.
- **Effets respiratoires** : bronchospasme, laryngite, trachéite, dyspnée, brûlures de l'arbre respiratoire qui peuvent entraîner plus ou moins rapidement un œdème pulmonaire (immédiat).
- **Effets neurologiques** : un coma non caractéristique peut survenir si l'intoxication est massive. Par ailleurs, des concentrations élevées d'ammoniac sont observées dans le sang des patients atteints d'encéphalopathie hépatique. On s'interroge donc sur les effets neurologiques potentiels de fortes intoxications à l'ammoniac.
- **Effets urologiques** : une rétention urinaire peut se produire.
- **Effets cutanés** : irritations.

La bibliographie ne fait pas référence à des effets retardés d'une exposition aiguë. En revanche, si l'intoxication est importante, il peut y avoir des séquelles (cécité, bronchites...).

Exposition chronique

- **Effets respiratoires** : des toux chroniques, des maladies asthmatiques et des fibroses pulmonaires ont été rapportées.
- **Effets neurologiques** : céphalées, somnolence.
- **Appareil urinaire** : congestion des reins.
- **Effets cutanés** : dermatites chroniques.

b – Populations à risque

Les individus dont la fonction hépatique est diminuée par une maladie chronique du foie, les patients atteints de maladies respiratoires chroniques, les patients glaucomateux et les patients atteints de maladies de la cornée constituent la population à risque.

c – Relation exposition-effets

La sévérité des troubles dépend de la concentration et de la durée d'exposition :

- 0,6 – 50 ppm (moyenne géométrique = 17) : seuil olfactif (très variable selon les sujets et selon la source bibliographique)
- 400 ppm : irritation de la gorge
- 700 ppm : irritation des yeux
- 1 700 ppm : toux
- $\geq 5\,000$ ppm ($7\,000\text{ mg/m}^3$ pdt 3h) : décès

Les symptômes pulmonaires sont immédiats ou dans les 24-48h après l'exposition. Dans de très rares cas, ils peuvent être retardés.

Le seuil des effets irréversibles non létaux, inflammations chroniques des bronches, hyper-réactivité bronchique, etc... a été établi par l'INERIS et le Ministère chargé de l'environnement à 500 ppm (350 mg/m^3) pour 30 minutes.

Néanmoins, il n'existe pas de véritable valeur toxicologique de référence établie par la littérature pour une exposition aiguë.

Pour une exposition chronique (études en milieu professionnel), l'US-EPA propose la concentration de référence de $0,1\text{ mg/m}^3$.

d – Valeurs normatives

Ce sont les valeurs recommandées en milieu de travail.

Aux Etats Unis :

- National Institute for Occupational Safety and Health (<http://www.cdc.gov/niosh>) : 25 ppm (10h), 35 ppm (15 min).

En France :

- Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS – <http://www.inrs.fr>) :
 - Valeur Moyenne limite d'Exposition¹ (VME) = 25 ppm.
 - Valeur Limite d'Exposition¹ (VLE) = 50 ppm.

Il n'y a pas de réglementation pour la qualité de l'air extérieur.

e – Concentrations dans l'environnement

- Concentration habituelle en ville : $5\text{ }\mu\text{g/m}^3$ (OMS, 1986)
- Concentrations relevées par l'ORAMIP en 1999-2000 à Toulouse :

Percentile 50 des valeurs horaires sur la station AFPA en 1999 (01/01/99-12/02/99 puis 13/10/99-31/12/99) = $4\text{ }\mu\text{g/m}^3$; moyenne annuelle = $14\text{ }\mu\text{g/m}^3$.

Percentile 50 des valeurs horaires sur la station AFPA en 2000 = $1\text{ }\mu\text{g/m}^3$; moyenne annuelle = $10\text{ }\mu\text{g/m}^3$.

Valeurs maximales (1/4 horaires) : la plus haute concentration a été reportée le 16/09/2000 à $1\,712\text{ }\mu\text{g/m}^3$.

La pollution ammoniacale toulousaine survenait donc par bouffées (les moyennes annuelles étaient faibles).

¹ Les valeurs limites de moyenne d'exposition (VME) sont destinées à protéger les travailleurs des effets à terme, mesurées ou estimées sur la durée d'un poste de travail de 8 heures par jour, 5 jours sur 7. La VME peut être dépassée sur de courtes périodes, sous réserve de ne pas dépasser la Valeur Limite d'Exposition à court terme (VLE), lorsqu'elle existe. La VLE est une valeur plafond mesurée sur un quart d'heure au maximum.

III.1.2. Acide nitrique

Formule chimique : HNO_3 .

Unités : $1 \text{ mg/m}^3 = 0,4 \text{ ppm}$ ou $1 \text{ ppm} = 2,5 \text{ mg/m}^3$.

L'acide nitrique se décompose plus ou moins rapidement en dioxyde d'azote (NO_2) qui colore les solutions en jaune. HNO_3 est un acide fort et un oxydant puissant.

a- Effets rapportés dans la littérature après exposition aux vapeurs d'acides :

Exposition aiguë

Peu de cas d'intoxication à l'acide nitrique sont rapportés dans la littérature et peu de données sont donc disponibles spécifiquement pour ce produit. D'une manière générale, les acides forts ($> 10 \%$) sont des substances très corrosives (les acides faibles sont seulement irritants). Ils agissent par action locale et généralement immédiate (quelques minutes à quelques jours) au niveau de la peau ou des yeux par contact direct, du tractus digestif par ingestion ou du tractus respiratoire par inhalation.

– **Effets respiratoires** : L'effet corrosif est important pour les acides ayant une forte pression de vapeur. L'exposition par inhalation aux acides engendre une irritation des voies respiratoires supérieures (bouche, gorge, larynx, pharynx, cavités nasales...) avec, à forte concentration, un oedème (pouvant être fatal) et des ulcérations. Pour ces concentrations fortes, l'arbre bronchique inférieur est atteint, ce qui peut entraîner une toux, une dyspnée, une hypoxie, un bronchospasme réflexe.

A l'extrême, une dépression respiratoire avec emphysème et œdème pulmonaire peuvent conduire au décès lors d'intoxications aiguës sévères. Une dépression respiratoire a été observée après une exposition à l'acide nitrique pour une concentration de 50 mg/m^3 pendant 4 heures. De manière retardée, un œdème pulmonaire lésionnel peut apparaître avec des séquelles respiratoires (sténoses, fibroses).

– **Effets oculaires** : La projection d'acides dans l'œil peut entraîner des irritations graves, des hémorragies intra conjonctivales, une augmentation de la pression intra-oculaire (glaucome), une opacification du cristallin (cataracte) et des opacifications permanentes de la cornée (seulement pour des doses très fortes).

Les vapeurs d'acides peu concentrées engendrent des irritations des yeux, qui restent légères et temporaires (larmoiements, conjonctivites).

A plus long terme, des baisses de l'acuité visuelle séquellaires sont possibles.

– **Effets cutanés** : Des projections d'acides sur la peau sont à l'origine de brûlures (érythèmes, phlyctènes...), voire de dermatites ou d'ulcérations pour les doses les plus fortes.

b – Relation exposition-effets :

La sévérité des troubles dépend de la concentration et de la durée d'exposition :

- 25 ppm pendant 8 h : symptômes pulmonaires.
- 100-150 ppm pendant $\frac{1}{2}$ heure : œdème pulmonaire.

Néanmoins, il n'existe pas de véritable valeur toxicologique de référence établie par la littérature.

c – Valeurs normatives

Ce sont les valeurs recommandées en milieu de travail.

- VME = 2 ppm (5 mg/m^3).
- VLE = 4 ppm (10 mg/m^3).

On ne dispose pas de valeurs atmosphériques « habituelles ».

III.1.3. Dioxyde d'azote

Formule chimique : NO_2 .

Unités : $1 \text{ mg/m}^3 = 0,53 \text{ ppm}$ ou $1 \text{ ppm} = 1,88 \text{ mg/m}^3$.

La présence d'azote atmosphérique dans toute combustion aboutit à la production d'oxydes d'azote constitués essentiellement de monoxyde (NO) et de dioxyde ou peroxyde (NO_2) d'azote. C'est le NO_2 qui est principalement retrouvé en milieu industriel ou urbain (trafic routier). Le monoxyde d'azote, rapidement oxydé en NO_2 , est environ 5 fois moins toxique que ce dernier.

La formation d'oxyde d'azote dépend de la température : plus cette dernière est élevée plus la quantité de NO générée est importante. Le monoxyde d'azote est ensuite oxydé en NO_2 par les agents oxydants

de l'air (ozone, radicaux hydroperoxydes). Cette réaction est rapide (quelques dizaines de secondes à la minute, en fonction des conditions du milieu).

Le dioxyde d'azote présente deux types de toxicité : une toxicité locale par irritation et une toxicité systémique par formation de méthémoglobine.

a – Effets rapportés dans la littérature

Remarque

En raison d'éventuelles réactions de nitrosation, on peut envisager, en présence d'amines et dans certaines conditions, la possibilité de la formation de nitrosamines. Certaines nitrosamines sont inactives mais la majorité d'entre elles peut donner, après transformation, des métabolites alkylants susceptibles d'effets génotoxiques, tératogènes ou cancérogènes.

Exposition aiguë

Les oxydes d'azote sont des irritants des muqueuses, leur principale cible étant l'appareil respiratoire et en particulier le parenchyme pulmonaire. L'intoxication suraiguë est généralement mortelle en quelques instants par arrêt cardio-respiratoire.

La toxicité locale et immédiate des oxydes d'azote est moins marquée que celle de l'ammoniac (irritation légère des muqueuses des voies respiratoires et de la conjonctive) mais pour des concentrations importantes, l'arbre bronchique profond peut être gravement atteint. Le dioxyde d'azote étant assez soluble dans l'eau, sa toxicité cible d'avantage les petites voies aériennes (bronchioles membraneuses, et bronchioles respiratoires) que les alvéoles. Néanmoins le mode de respiration intervient dans cette pénétration des NOx, la respiration nasale entraînant une absorption plus importante du gaz dans les voies aériennes supérieures alors que la respiration buccale permet une pénétration plus distale du gaz.

On a également montré que les effets pouvaient être retardés. Après un tableau clinique léger, un effet retardé peut être observé après une phase de rémission, sous forme d'une bronchiolite, trois semaines après l'exposition (Hazardous Substance Data Bank, USA). Plus l'exposition est répétée (et devient chronique), plus l'effet peut être retardé. L'intoxication aiguë évolue alors le plus souvent en trois phases :

- Une irritation plus ou moins marquée des voies aériennes supérieures avec bronchospasme, accompagnée de toux, de dyspnée et de nausées, souvent associée à une irritation oculaire avec larmoiement. Cette irritation disparaît rapidement dès la fin de l'exposition et passe même parfois inaperçue.
- Une phase de récupération, plus ou moins asymptomatique qui dure de quelques heures (6 à 24 h) à quelques jours.
- Une détresse respiratoire avec toux, dyspnée, fièvre en rapport avec un œdème aigu du poumon. Si l'évolution n'est pas fatale, l'épisode peut évoluer vers la guérison totale ou une bronchopneumonie de pronostic le plus souvent favorable. Il peut parfois être suivi par une bronchiolite oblitérante fibrosante qui, elle, peut entraîner le décès en quelques semaines, si les lésions sont importantes, ou engendrer des séquelles fonctionnelles importantes (fibrose ou emphysème). La période la plus critique reste de 5 à 72 heures suivant l'exposition.

Les effets observés dépendent plus de la concentration d'exposition que de la durée d'exposition (HSDB).

En milieu urbain, les études de séries temporelles mettent en évidence une association significative à court terme entre une augmentation des niveaux ambiants de NO₂ et la mortalité d'une part, les admissions hospitalières pour exacerbation de pathologies respiratoires chroniques (dont l'asthme et la bronchite chronique) d'autre part. Néanmoins, dans ces études, le NO₂ doit être considéré comme un indicateur du mélange atmosphérique en présence. Les effets observés sont donc ceux du mélange atmosphérique urbain et pas les effets du NO₂ en tant que composé chimique spécifique.

L'effet méthémoglobinisant du NO₂ n'est observé que pour de fortes doses. D'après le docteur Alain Baert (Centre anti-poison Rennes), la méthémoglobinémie n'est pas un bon indicateur d'exposition car elle ne peut être mesurée que pour de très fortes expositions au NO₂ (l'exemple de travailleurs intoxiqués au NO₂, restés plus d'1/2 heure après un accident dans l'entrepôt montre un taux de MéthHb de 7 % pour trois d'entre eux, ce qui est sub-normal et ne représente pas un danger).

Exposition chronique

L'intoxication chronique, avec des troubles irritatifs oculaires et respiratoires, est discutée. Cependant, il semble que l'exposition prolongée à une concentration insuffisante pour induire un œdème pulmonaire puisse favoriser le développement d'emphysème. L'exposition prolongée à de faibles concentrations (0,5 à 3,5 ppm) semble également favoriser le développement d'infections pulmonaires. Cette diminution de la résistance aux infections pourrait s'expliquer par une réduction des anticorps IgG (observée chez des travailleurs exposés au NO₂).

b – Populations à risque

- Les enfants, asthmatiques et sujets souffrant de maladies respiratoires chroniques sont plus sensibles aux effets inflammatoires du NO₂.

c – Relation exposition-effet :

Les relations dont on dispose n'ont été établies qu'à l'échelle des populations dans le cadre des études de séries temporelles sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain où NO₂ est un indicateur du mélange atmosphérique ambiant. Les effets sanitaires étudiés dans ces études sont également des indicateurs de l'état de santé de la population : mortalité, admissions hospitalières. Ces relations ne s'appliquent donc pas, a priori, à une situation accidentelle ou de très fortes valeurs sont observées sur une durée limitée et où l'on recherche des effets spécifiques au NO₂.

d – Valeurs normatives

Valeurs recommandées en milieu de travail :

- VLE : 3 ppm (6 mg/m³).

Valeurs normatives dans l'environnement (OMS) :

- Seuil d'alerte : 400 µg /m³ en moyenne sur une heure,
- Seuil de recommandation et d'information : 200 µg/m³ en moyenne sur une heure,
- Objectif de qualité : 40 µg/m³ en moyenne annuelle.

e – Concentrations dans l'environnement

Le tableau 2 présente la distribution des concentrations en NO₂ dans 9 villes françaises. Il s'agit des concentrations moyennes en site urbain (stations de fond).

Tableau 2 : Concentrations urbaines françaises en NO₂ (µg/m³) – période 1990-1997

Zones	NO ₂ (moy-24h)		
	P25*	P50*	P75*
Bordeaux	–	–	–
Le Havre	23,3	32,5	44,5
Lille	25,4	33,8	43,7
Lyon	35,8	47,1	59,8
Marseille	23,0	32,0	44,0
Paris	45,6	54,4	65,2
Rouen	22,6	30,7	40,2
Strasbourg	38,0	47,0	58,0
Toulouse	21,5	28,3	37,4

*P25 = 25^{ème} percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau non dépassé au cours des 91 jours les moins «pollués» de la période ; P50 = médiane ; P75 = 75^{ème} percentile de la distribution des valeurs de l'indicateur de pollution, correspondant au niveau atteint ou dépassé au cours des 91 jours les plus «pollués» de la période. Source : programme PSAS-9 (InVS)

III.1.4. Protoxyde d'azote

Formule chimique : N₂O.

Unités : 1mg/m³ = 0,54 ppm ou 1 ppm = 1,84 mg/m³.

Le protoxyde d'azote est un gaz incolore, inodore, plus lourd que l'air, également appelé gaz hilarant. Il est utilisé chez l'homme en anesthésie générale pour ses propriétés antalgiques, à la concentration (en volume) de 20 à 30 % dans l'oxygène en induction et jusqu'à 50 % dans l'oxygène en entretien. Il peut être utilisé par les toxicomanes pour ses effets psychotropes (gaz hilarant).

N₂O est un gaz à effet de serre. Le N₂O utilisé en thérapeutique correspond environ à 2 % de tout le N₂O anthropique.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Les effets observés concernent les patients anesthésiés avec ce gaz ou les personnels médicaux.

N₂O est rapidement absorbé par inhalation, transporté sous forme dissoute dans le sang et éliminé rapidement sous forme inchangée dans l'air expiré si le cycle d'exposition est inférieur à 3 jours. (aucune biotransformation montrée dans l'organisme). L'inhalation d'un mélange à 40 % de N₂O peut provoquer un état confusional et l'inhalation d'un mélange à 80 % provoque pratiquement toujours l'inconscience (c'est l'effet recherché en anesthésie).

Aux concentrations utilisées en anesthésie, le protoxyde d'azote peut induire une anémie mégaloblastique (par inactivation de la vit B12) chez les patients exposés pendant 24 h, une leucopénie voire une agranulocytose si l'exposition se prolonge au-delà de 4 j.

Exposition chronique

En exposition chronique professionnelle, plusieurs cas de neuropathies périphériques et d'altérations de la moelle osseuse ont été décrits (personnels de bloc opératoire, sages-femmes, dentistes) ainsi qu'une augmentation de l'incidence des avortements spontanés et une diminution de la fertilité chez les femmes exposées (Cohen et al., 1980 ; Brodsky, 1993).

b – Relation exposition-effets :

Il n'existe pas de valeur toxicologique de référence en population générale.

La dose la plus faible toxique pour l'homme par inhalation serait de 24 mg/kg en 2 heures : pour un adulte, ceci correspondrait à environ 720 mg/m³ soit 392 ppm en considérant une quantité d'air inhalé de 1m³/h pour un adulte de 60 kg.

On ne trouve pratiquement que des études animales sur le développement embryo-foetal. Le protoxyde d'azote est tératogène chez l'animal (rat, lapin, chat). Les études considèrent des expositions aux doses thérapeutiques (ex : 50 % de N₂O, 70 %...). On peut penser qu'une exposition de la femme enceinte, pendant les deux premiers trimestres de la grossesse, à des doses thérapeutiques, peut entraîner des effets néfastes sur le fœtus. Il n'est donc pas utilisé comme anesthésique chez la femme enceinte sauf à l'accouchement.

c – Valeurs normatives

Il n'existe pas de valeur réglementaire en France.

Aux Etats Unis, les valeurs recommandées en milieu professionnel sont :

- sur 8 heures: 50 ppm (92 mg/m³) en moyenne,
- sur 30 minutes : 150 ppm et jamais plus de 250 ppm dans aucune circonstance.

On ne dispose pas de valeurs observées dans l'environnement.

III.1.5. Chlore

Formule chimique : Cl₂.

Unités : 1 mg/m³ = 0,345 ppm ou 1 ppm = 2,9 mg/m³.

Le chlore est un gaz jaune verdâtre, d'odeur suffocante. Il est stable jusqu'à 1 000°C et attaque la plupart des métaux. Il est peu soluble dans l'eau.

Le chlore est un oxydant très actif qui se combine directement avec presque tous les éléments. Au contact de l'humidité, le chlore donne de l'acide chlorhydrique (HCl). La réaction à chaud est rapide, voire explosive, et totale. Excepté les gaz rares de l'air, l'oxygène, l'azote et le carbone, tous les éléments sont attaqués (formation des chlorures correspondants).

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Le chlore est un toxique par action locale (pas de signes toxicologiques majeurs). A des doses très élevées, un œdème pulmonaire lésionnel peut survenir par lyse des membranes alvéolo-capillaires après transformation en HCl.

La principale voie d'exposition est l'inhalation (pour le chlore gazeux). Les symptômes sont généralement immédiats ou retardés de quelques heures après l'exposition.

Dès les premières inspirations, on observe des irritations des yeux, du nez, du pharynx avec sensation de brûlure entraînant des larmolements, rhinorrhée, toux. Puis apparaît une sensation de suffocation s'il y a irritation des alvéoles pulmonaires. Les troubles pulmonaires vont en s'améliorant en fonction de la durée

d'exposition et de la concentration inhalée. L'œdème aigu du poumon est possible, le plus souvent de manière retardée avec une phase de rémission de 6 à 24 heures.

Si la dose est inférieure à 15 ppm, les symptômes sont généralement transitoires, sans conséquences cliniques à long terme.

Exposition chronique

L'exposition prolongée au chlore induit essentiellement des effets liés à ses propriétés irritantes. Il s'agit d'acné chlorée, de conjonctivite, kératite et blépharite, d'érosion de l'émail et de la dentine, d'anorexie, pyrosis, nausée et vomissement. On peut également observer des signes généraux (amaigrissement, anémie, céphalées, vertiges) mais les effets les plus importants sont des signes respiratoires à type de bronchite chronique.

b – Populations à risque

Les personnes âgées, asthmatiques, bronchitiques chroniques et les enfants sont particulièrement sensibles ainsi que les personnes ayant des antécédents de maladies respiratoires.

c – Relation exposition-effets :

0,2-3,5 ppm : seuil olfactif (tolérance)

1-3 ppm : légères irritations tolérées jusqu'à 1 heure

3 ppm : irritant pour les yeux et l'arbre respiratoire supérieur

5 ppm : irritant + nez et toux, intolérable après quelques minutes

14-21 ppm : irritation immédiate de la gorge, dommages pulmonaires sévères après 30-60 minutes

30 ppm : irritation modérée de l'arbre respiratoire profond, vomissements, dyspnée, toux

35-50 ppm : mortel si l'exposition dure entre 60-90 minutes

40-60 ppm : œdème pulmonaire sur une courte durée d'exposition

430 ppm : mortel en 30 minutes

1 000 ppm : mortel en quelques minutes

On ne dispose pas de véritable valeur toxicologique de référence.

d – Valeurs normatives

En France, le ministère du travail a fixé à 1 ppm soit 3 mg/m³ la VLE mais n'a pas proposé de VME.

Le chlore n'est pas réglementé dans l'air extérieur.

e – Concentrations dans l'environnement

Les niveaux moyens dans l'air extérieur sont compris entre 0,344 et 1,27 ppm (soit 1 à 3,7 mg/m³).

III.1.6. Amiante

Le terme amiante recouvre plusieurs espèces de fibres minérales naturelles appartenant à deux variétés minéralogiques : les serpentines et les amphiboles. Le chrysotile est la variété la plus courante, la seule du groupe serpentine. Le groupe des amphiboles comprend cinq espèces de fibres : l'amosite, l'actinolite, la trémolite, la crocidolite, l'anthrophyllite. La structure cristalline qui détermine la forme et la taille des fibres, est un élément de différenciation important entre le chrysotile et les amphiboles, la morphologie de ces fibres déterminant notamment le pouvoir cancérogène vis à vis du poumon.

L'amiante-ciment que l'on retrouve dans les matériaux de construction contient du chrysotile. Ses fibres élémentaires sont très fines, d'un diamètre compris entre 0,02 et 0,03 µm, qui s'agglomèrent en fibrilles d'un diamètre total compris entre 0,1 et 1 µm.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Par inhalation, des lésions inflammatoires pulmonaires ont été observées chez l'animal avec toutes les variétés d'amiante.

Chez l'homme, aucun effet rapporté à une exposition de courte durée n'a été décrit.

Exposition chronique

L'inhalation prolongée de fibres d'amiante provoque deux processus pathologiques, qui ont essentiellement été décrits chez des sujets exposés professionnellement :

- la fibrose qui se manifeste par une affection pulmonaire : l'asbestose et par des atteintes de la plèvre le plus souvent asymptomatiques : les plaques pleurales et autres réactions pleurales ;
- les cancers : cancer broncho-pulmonaire et mésothéliome. D'autres localisations de cancer sont évoquées dans la littérature, en particulier cancers du larynx et du colon, mais l'association reste à ce jour non confirmée.

Toutes les fibres d'amiante peuvent être responsables de ces effets, survenant généralement plus de 15 ans après la première exposition pour les fibroses, et avec un délai encore plus long pour les cancers (20 à 40 ans). Cependant, le pouvoir cancérogène du chrysotile, du même ordre de grandeur que celui des amphiboles vis à vis du poumon, est nettement moins élevé vis à vis du mésothéliome.

b – Relations exposition-effets

Les effets pathogènes de l'exposition à l'amiante sont liés à l'exposition cumulée, c'est à dire au produit de l'intensité par la durée d'exposition. Les relations exposition-effet mises en évidence dans des cohortes professionnelles sont compatibles avec des modèles linéaires, ce qui a permis d'établir sous l'hypothèse de relation linéaire sans seuil vers les basses doses des relations permettant de calculer l'excès de risque de cancer du poumon et de mésothéliome attribuable à une exposition de plus faible intensité que celles observées dans ces cohortes.

Il convient cependant de signaler que les effets observés jusqu'à présent correspondent à des expositions cumulées d'au moins 0,5 f/ml x année, c'est à dire à une exposition continue 40 heures par semaine pendant une année de travail (1 920 heures) à une concentration de 500 fibres par litre d'air. Il n'existe pas de méthode permettant de quantifier directement et de façon certaine les risques dans des populations exposées à 1 f/ml ou moins mesurée en microscopie optique.

Par ailleurs, les relations exposition-effet proposées considèrent des expositions chroniques : les effets observés dans les cohortes ayant servi à l'établissement de ces relations étaient en rapport avec des expositions cumulées continues sur plusieurs années. Les relations sont donc classiquement utilisées pour évaluer les risques liés à des expositions continues d'une durée minimale de 1 an. La validité de telles relations lorsque la durée d'exposition cumulée est plus courte ou que l'exposition présente une distribution temporelle irrégulière (expositions discontinues ou sporadiques) reste douteuse.

– risque de cancer du poumon :

Selon l'expertise collective INSERM publiée en 1997 [10] le risque de cancer du poumon est :

- linéaire en fonction de l'exposition cumulée, sans seuil,
- identique pour les différentes fibres (chrysotile ou amphibole),
- multiplicatif par rapport à la mortalité par cancer du poumon dans la population considérée,
- le coefficient d'accroissement du risque relatif de mortalité par cancer du poumon pour une exposition à 1f/ml x année supplémentaire est de +1,0 %.

Les niveaux d'exposition rencontrés dans les cohortes ayant permis d'estimer ces relations exposition-risque vont de 1 f/ml à plus de 200 f/ml et l'exposition cumulée de 0 à 400 f/ml x années. Ceci permet d'établir en supposant une relation linéaire sans seuil vers les faibles doses, la relation suivante pour le calcul du nombre de décès par cancer du poumon attribuable à une exposition à l'amiante :

Nattribuables = (Kp) × (Expo cumulée en f/mlxannée) × (cas attendus indépendamment de l'amiante)

Où Kp = coefficient de risque, soit 0,01

La relation ci-dessus ayant été établie à partir de cohortes professionnelles, une exposition cumulée de 1 f/ml x année correspond à une exposition à une concentration de 1 fibre/ml d'air 8 heures par jour 5 jours/7, soit 40 heures par semaine sur une durée de 1 an.

– risque de mésothéliome :

Selon l'expertise collective INSERM publiée en 1997 le risque de mésothéliome est :

- linéaire en fonction du niveau d'exposition (f/ml),
- cubique en fonction du temps (en années), réduit d'un décalage temporel de 10 ans,

- plus marqué pour les amphiboles. Le coefficient multiplicatif K_m prenant les valeurs :
 - $1,0 \cdot 10^{-8}$, pour les expositions « exclusivement ou principalement » aux fibres de chrysotile
 - $1,5 \cdot 10^{-8}$, pour les expositions mixtes
 - $3,0 \cdot 10^{-8}$, pour les expositions à l'amosite exclusivement

Dans les cohortes considérées pour établir la relation exposition-risque, le niveau d'exposition variait de 15 à 35 f/ml et l'exposition cumulée de 50 à 500 f/ml x année.

La relation suivante pour le calcul du nombre de décès par mésothéliome attribuable à une exposition à l'amiante a été proposée :

$$N_{\text{attribuables}} = K_m \times C \text{ (f/ml)} \times [(t-10)^\beta] \times P$$

Où t = nombre d'années écoulées depuis le début de l'exposition,

β = coefficient d'accroissement avec le temps = 3,0

P = nombre de sujets « à risque » dans la population considérée au moment où l'on se place

– Risque de fibrose :

Il n'existe pas de VTR ou autre relation exposition - effet établie pour la fibrose. Un seuil minimal de 25 fibres/mlxannée a cependant été avancé pour l'asbestose.

c – Valeurs normatives

En milieu professionnel, les valeurs limites d'exposition sont fixées en France à (*décret du 7 février 1996 modifié*) :

- Pour les activités de fabrication et de transformation de matériaux contenant de l'amiante :
Lorsque le chrysotile est la seule variété de fibres présente, la concentration ne doit pas dépasser 0,1 fibres/cm³ en moyenne sur 8 heures (100 fibres/l). Lorsque d'autres variétés sont présentes, sous forme isolée ou en mélange, cette valeur est applicable pour une heure.
- Lors des travaux de confinement et de retrait de l'amiante et pour des interventions sur des matériaux ou appareils susceptibles d'émettre des fibres d'amiante, la concentration moyenne ne doit pas dépasser 0,1 fibres/cm³ sur une heure (100 fibres/l).

Dans l'habitat (*décret n° 2001-840, modifiant le décret n° 96-97*), le seuil d'empoussièrement en fibres d'amiante rendant obligatoire la réalisation de travaux dans l'habitat (retrait ou confinement des matériaux amiantés) est fixé à 5 fibres par litre. (Il était fixé à 25 fibres/l auparavant).

Il n'y a pas de réglementation pour l'air extérieur mais l'amiante demeure présente partout dans l'atmosphère. Ainsi, différentes études ont montré que les concentrations en fibres d'amiante dans l'air des villes n'étaient jamais nulles. Ceci à cause des opérations de flocage pour l'isolation des bâtiments très fréquentes jusque dans les années 70, qui ont engendré également des pollutions de l'air extérieur. Aujourd'hui, ce sont les opérations de déflocage et de destruction de bâtiments qui peuvent être des sources de contamination. Parallèlement, l'usage d'amiante dans les freins d'automobile fut longtemps suspecté dans les immissions. En 1994, le Laboratoire d'Etude des Particules Inhalées (LEPI) a déterminé suite à une étude de 20 ans, que les concentrations maximales d'amiante enregistrées dans l'atmosphère urbaine de Paris étaient de 0,5 fibres/litre pour les fibres de plus de 5 microns de longueur et 2,5 fibres par litre pour les fibres plus courtes [11].

III.1.7. Particules

Les poussières atmosphériques ne représentent pas une substance spécifique mais sont constituées d'un mélange de nombreux sous-groupes comprenant chacun des composés différents. On distingue d'abord les particules selon leur taille :

- Les grosses particules sont formées par broyage et abrasion des surfaces et entrent en suspension dans l'atmosphère sous l'effet du vent mais aussi des activités anthropiques : activités minières, agriculture. D'une manière générale, ces particules ont un diamètre compris entre 2,5 et 10 μm et pénètrent mal dans les bronchioles les plus fines du système respiratoire.
- Les fines particules dérivent soit de la combustion de matériaux qui ont été vaporisés puis condensés à nouveau, ce sont des particules primaires, soit de gaz précurseurs réagissant avec l'atmosphère, ce sont les particules secondaires. Leur diamètre est inférieur à 2,5 μm et elles pénètrent facilement dans les voies respiratoires inférieures.

Remarque : lorsque l'on parle de PM₁₀, il s'agit de particules de diamètre inférieur à 10 μm et donc d'un mélange des deux catégories précédentes.

a – Effets rapportés dans la littérature

On ne dispose pas d'études sur les effets d'une exposition aiguë. En revanche, les études sur les effets d'une exposition chronique aux PM10 sont nombreuses.

Les particules fines ont un effet oxydant et inflammatoire : elles induisent une production, par les cellules épithéliales bronchiques, de radicaux libres et de médiateurs de l'inflammation. Chez l'homme, un accroissement de la synthèse des cytokines pro-inflammatoires après exposition aux particules diesel a été observé. La taille des particules semble jouer un rôle dans l'intensité de cette réponse inflammatoire. Par ailleurs, le rôle du stress oxydatif dans les pathologies cardio-vasculaires a été observé dans des études expérimentales et cliniques (viscosité plasmatique, troubles du rythme, pression artérielle).

b – Relation exposition-effets

Comme c'est le cas pour le dioxyde d'azote, ces relations ont été estimées pour des populations urbaines globales où les particules (PM10 le plus souvent) sont un indicateur du mélange atmosphérique ambiant et les effets sanitaires étudiés (mortalité, admissions hospitalières) des indicateurs de l'état de santé de la population. Ces relations ne s'appliquent donc pas, *a priori*, à une situation accidentelle où de très fortes valeurs sont observées sur une durée limitée et où l'on recherche les effets spécifiques aux particules.

Par rapport à l'état des connaissances vis à vis du NO₂, on dispose en plus pour les PM10, de relations exposition-effet à long terme.

c – Valeurs normatives

– En milieu professionnel :

Les seules valeurs réglementaires disponibles en milieu du travail sont, pour les particules sans effet lié à un polluant particulier, des VME applicables sur une durée quotidienne de huit heures : 5 mg/m³ pour la fraction alvéolaire de ces particules, 10 mg/m³ pour la totalité des particules inhalables. Il n'y a pas de relation directe entre les fractions de l'aérosol telle que définies par l'INRS en France et les PM10 telles que définies plus haut. Il n'existe pas de réglementation quant à la VLE applicable sur un quart d'heure d'exposition.

– Dans l'environnement :

Sur la base des études épidémiologiques de la dernière décennie, une directive européenne a été promulguée en 1999 pour différents polluants urbains dont les particules (PM10) officialisant des valeurs limites à l'horizon 2005 et 2010 (tableau 3). Ces valeurs ont été transcrites en droit français par le décret 2002-213 du 15 février 2002.

Tableau 3 : Directive CEE 1999 des valeurs limites en PM10

Période	Valeur limite	Date d'obligation
Phase I		
Sur 24 heures	50 µg/m ³ ne doit pas être dépassé plus de 35 jours par an	01/01/2005
Sur l'année	40 µg/m ³	01/01/2005
Phase II		
Sur 24 heures	50 µg/m ³ ne doit pas être dépassé plus de 7 jours par an	01/01/2010
Sur l'année	20 µg/m ³	01/01/2010

d – Concentrations dans l'environnement

Le tableau 4 présente la distribution des concentrations en PM10 dans 9 villes françaises. Il s'agit des concentrations moyennes en site urbain (stations de fond).

Tableau 4 : Concentrations urbaines françaises en PM10 (µg/m³)

Ville	Moyenne annuelle (µg/m ³)	Pc10* (µg/m ³)	Pc90** (µg/m ³)
Bordeaux	20.1	10.3	32.4
Lille	19.5	11.0	30.0
Lyon	23.0	11.8	37.3
Marseille	24.4	13.5	33.5
Paris	24.0	12.0	38.9
Strasbourg	22.3	10.4	36.0
Toulouse	17.9	9.0	29.0

Source : programme APHEIS (DG SANCO – Europe)

* percentile 10 de la distribution ; ** percentile 90 de la distribution

Pour les polluants qui suivent, compte tenu du milieu où ils ont été retrouvés, l'eau ou le sol, la recherche des dangers et des relations exposition-effets s'est concentrée sur la voie d'ingestion.

III.1.8. Azote ammoniacal

Formule chimique : L'azote ammoniacal peut se trouver sous forme non ionisée : NH_3 , ou sous forme ionisée (ion ammonium) : NH_4^+ .

Dans l'eau, la réaction de NH_3 (très soluble) avec les molécules d'eau entraîne la formation d'azote ammoniacal : $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ \text{OH}^-$. Le degré d'ionisation va dépendre de la température, du pH et de la concentration de sels dissous.

Unités : mg/l.

S'il est présent dans l'eau destinée à la consommation, l'ammoniac peut, lors de la désinfection par le chlore, entraîner la formation de chloramines. La désinfection par le chlore n'est alors plus optimale si l'eau contient plus de 0,2 mg/l d'ammoniac, car le chlore va réagir avec l'ammoniac plutôt que d'exercer son pouvoir désinfectant. Par ailleurs, la présence d'oxygène avec l'ammoniac dans l'eau va entraîner la formation de nitrites (oxydation).

a – Effets rapportés dans la littérature

L'azote ammoniacal a un caractère irritant marqué. Le seuil d'odeur pour l'ammoniac(que) est d'environ 1,5 mg/l. Le seuil de goût pour les ions ammonium a été estimé à 35 mg/l.

Exposition aiguë

Chez l'animal, la Dose Létale (DL) 50 pour les sels d'ammonium est de 350 à 750 mg/kg. Une dose unique de 200 à 500 mg/kg entraîne des effets multiples : œdème du poumon, dysfonctionnement du système nerveux, acidose, altération du rein. En exposition subchronique, 75 à 360 mg/kg/j d'ammonium fait apparaître une adaptation physiologique à l'acidose induite (élévation de la pression sanguine, effets légers sur différents organes).

Chez l'homme, peu de données sont disponibles pour une exposition par l'eau de boisson. Une ingestion de lait contaminé par 530 à 1 524 ppm de NH_3 (pH 9-10) chez des enfants a entraîné des nausées, des brûlures sévères de la bouche et de la gorge. Une ingestion de NH_3 concentré peut provoquer des ulcères oesophagiens avec un rétrécissement séquellaire du conduit oesophagien.

Exposition chronique

Chez l'animal, le rat mâle exposé à de l'eau de boisson contenant 1,5 % de chlorure d'ammonium (soit une dose de 478 mg/kg.j d'ions ammonium) pendant 330 jours a une masse osseuse, un poids, une calcémie et un pH sanguin (effet acide de l'ion chlore) diminués.

Chez l'homme, le chlorure d'ammonium influence le métabolisme acidobasique par inversement de l'équilibre acide-base, avec perturbation de la tolérance au glucose, entraîne une diminution de la sensibilité des tissus à l'insuline, pour des doses supérieures à 100 mg/kg.j soit 33,7 mg/kg.j d'ion ammonium (mais ces effets peuvent être autant dus au chlorure qu'à l'ammonium).

b – Relation exposition-effets

Il n'y a pas de véritable valeur toxicologique de référence pour l'ingestion d'eau et pas de valeurs limites en milieu professionnel car celles-ci ne tiennent pas compte de l'ingestion. La dose journalière moyenne ingérée par l'homme (nourriture + eau) est de 18 mg.

c – Valeurs normatives

La concentration maximale admissible pour les ions ammonium dans les eaux destinées à la consommation humaine (eaux distribuées) est fixée à 0,5 mg/l.

d – Concentrations dans l'environnement

Dans les eaux profondes, on retrouve l'azote ammoniacal de façon naturelle à des concentrations inférieures à 0,2 mg/l, et jusqu'à 3 mg/l (voire plus) dans les strates riches en substances humiques et en fer ou dans les forêts. Les eaux de surface peuvent en contenir jusqu'à 12 mg/l.

III.1.9. Nitrates et nitrites

Formule chimique : NO_3^- (nitrates) et NO_2^- (nitrites).

Unités : mg/l.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Chez l'animal, la DL50 chez le rat est comprise entre 1600 et 9000 mg de NaNO_3 /kg. Chez la vache, cette dose létale est égale à 450 mg de NaNO_3 /kg. Les nitrites sont plus toxiques puisque la DL50 chez le rat et la souris est estimée à 85-220 mg de NaNO_2 /kg.

Chez l'homme, les effets des nitrates sont dus à leur réduction en nitrites. Les effets d'une forte dose peuvent être une hypotension orthostatique avec tachycardie réflexe, des nausées, et vomissements, une fatigue et une dyspnée mais les effets les plus connus de l'ingestion de nitrites – ou de nitrates transformés en nitrites dans l'organisme humain – sont essentiellement la transformation de l'hémoglobine sanguine en méthémoglobine impropre au transport de l'oxygène (surtout chez les enfants).

Exposition chronique

Chez le rat, on a observé une inhibition de la croissance pour des doses égales à 2 500 mg/kg .j de NaNO_3 pendant deux ans. Les autres effets rapportés sont un déficit en vitamine A et une augmentation de la concentration en méthémoglobine. Par ailleurs, une méthémoglobinémie chez la rate gestante peut entraîner une foetotoxicité pour des doses de 200 à 300 mg/kg .j. En revanche, on n'a pas observé d'effet tératogène.

Théoriquement, les nitrites, transformés en nitrosamines dans l'estomac pourraient être responsables de cancers gastriques mais les données existantes n'ont pas permis de confirmer cette hypothèse.

La méthémoglobinémie reste l'effet critique (effet survenant aux doses les plus faibles) surtout chez les enfants.

b – Populations à risque

Le risque de méthémoglobinémie concerne de façon privilégiée les nourrissons.

c – Relation exposition-effet :

L'US-EPA propose une dose de référence par voie orale (RfD) de 0,1 mg/kg.jour de nitrites calculée pour un enfant de 10 kg consommant 1 litre d'eau par jour, soit une consommation d'un litre d'eau à 1 mg/l. Cette dose correspond à une valeur quotidienne à ne pas dépasser dans le contexte d'une contamination chronique.

d – Valeurs normatives

Pour les nitrates, la concentration maximale admissible dans l'eau destinée à la consommation est de 50 mg/l. Cette valeur, revue en 1995 par l'OMS, a été confirmée en prenant en compte le risque d'effet aigu chez le nourrisson (méthémoglobinémie après transformation des nitrates en nitrites). La concentration maximale admissible en nitrites pour l'eau distribuée est de 0,1 mg/l. Pour un enfant nourri au biberon, la dose journalière ingérée est de 8,3 à 8,5 mg/kg.j si l'eau contient 50 mg/l de nitrates.

e – Concentrations dans l'environnement

La concentration de nitrates dans les eaux de surface varie de 0 à 18 mg/l, mais peut être bien plus élevée lors de contaminations accidentelles ou chroniques liées à l'agriculture. La concentration de nitrates dans l'eau superficielle augmente depuis quelques décennies dans les pays européens.

Dans les eaux profondes, la concentration en nitrates est faible : 4 à 9 mg/l aux USA. Dans les régions agricoles, elle peut être très élevée (en Inde, des concentrations de plus de 1500 mg/l ont été trouvées dans une région agricole).

Dans la plupart des pays, la majorité des concentrations de nitrates dans l'eau de consommation n'excède pas 10 mg/l. En Europe, le pourcentage de la population exposée à des concentrations supérieures à 50 mg/l est de 0,5 à 10 % (environ 10 millions de personnes). Lorsque les concentrations de nitrates excèdent 50 mg/l (concentration maximale admissible) dans l'eau de boisson, celle-ci devient la principale source d'exposition (notamment chez les enfants), dans les autres cas ce sont les légumes.

III.1.10. Chrome

Formule chimique : Cr.

Unité : mg/kg (de sol).

Le chrome peut être observé sous trois formes :

- le chrome III existe naturellement dans l'environnement : roche, sol, plantes et poussières volcaniques. Il est alors, en faible quantité, un nutriment essentiel dans le métabolisme glycémique et du cholestérol. On le trouve essentiellement dans les aliments frais,
- le chrome 0 et le chrome VI : ces deux formes sont essentiellement produites par l'industrie. Le chrome 0 ou chrome métallique est rare et mal caractérisé quant à ses effets sanitaires.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë :

L'ingestion accidentelle de grandes quantités de chrome VI peut provoquer des ulcères gastriques, des convulsions, des lésions hépatiques et rénales. Certaines hypothèses ont été avancées quant à l'ubiquité de ces lésions : les sels de chrome hexavalent ont la même structure que les phosphates ou les sulfates. Ils seraient ainsi absorbés par les muqueuses digestives et diffusés à l'ensemble des tissus.

Par ailleurs, le chrome et plus particulièrement le chrome VI est susceptible de provoquer par contact des réactions allergiques cutanées chez les personnes sensibilisées ainsi que des dermatoses par irritation. Une meta-analyse a estimé à 350 mg/kg la concentration dans le sol susceptible de n'entraîner aucune réaction allergique dans la population générale.

Par inhalation et à très fortes doses, le chrome est un irritant des voies respiratoires supérieures et inférieures.

Exposition chronique :

Les effets sur la santé d'une exposition chronique au chrome concernent le chrome trivalent et le chrome hexavalent. Les effets décrits le sont essentiellement par inhalation ou contact cutané, néanmoins, des effets ont également été rapportés par ingestion : le chrome VI pourrait être responsable de cancers des os, de la prostate, de l'estomac, des reins, de la vessie, génitaux, de lymphomes, de leucémies mais les données sont insuffisantes pour établir un classement quant à sa cancérogénicité.

b – Relation exposition-effets

Il n'y a pas de valeur de référence établie pour la toxicité aiguë chez l'homme. IPCS (1988) considère cependant une dose létale par ingestion comprise entre 50 et 70 mg/kg de masse corporelle.

Concernant l'exposition chronique par ingestion, l'US EPA propose une dose de référence (RfD) de 3 µg/kg/j pour le chrome VI par voie orale. Cependant l'étude ayant servi à la construction de cette valeur toxicologique de référence (VTR) est une étude animale ancienne (1958) réalisée avec une exposition hydrique. Il s'agit donc de l'utiliser avec prudence.

La RfD proposée pour le chrome III est bien plus élevée : 1,5 mg/kg.j.

c – Valeurs normatives

Elles ne concernent que les concentrations atmosphériques dans les locaux de travail (VME = 0,05 mg/m³). La concentration maximale admissible dans l'eau potable est fixée à 50 µg/l (chrome total).

III.1.11. Cuivre

Formule chimique : Cu.

Unité : mg/kg (de sol).

Le cuivre est un élément naturellement présent dans l'environnement, dans les roches, l'air, l'eau, le sol et les sédiments. Il est présent sous forme de sels minéraux, composés organiques ou sous forme métallique. Il s'agit d'un minéral essentiel pour les organismes vivants, végétaux ou animaux. Le cuivre est largement utilisé dans l'industrie pour la fabrication d'alliages, de canalisations d'eau, de fils électriques. Il est également utilisé sous forme de sels, le plus souvent du sulfate de cuivre, en agriculture pour le traitement des maladies des plantes, pour le traitement des eaux et comme conservateur du bois et du cuir.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Des effets gastro-intestinaux, hépatiques et rénaux ainsi qu'une neurotoxicité ont pu être observés à des doses élevées : plusieurs milligrammes ou grammes de cuivre. En dehors de cas d'intoxication aiguë, on n'observe que peu d'effets en population générale.

Exposition chronique

Les dangers d'une carence en cuivre semblent plus importants que ceux d'un excès de cet élément.

b – Relation exposition-effets

Il n'existe pas de relation exposition-risque pour les effets d'une exposition aiguë et pour la raison précédente, aucune relation n'est actuellement disponible pour les expositions chroniques.

c – Valeurs normatives

L'OMS fixe la limite inférieure de l'intervalle de la dose acceptable par ingestion à 50 µg/kg.j pour les enfants en bas âge et à 20 µg/kg.j pour un adulte. Dans l'eau destinée à la consommation humaine, la concentration maximale admissible du cuivre est égale actuellement à 1 mg/l.

d – Concentrations dans l'environnement

Les sols non contaminés contiennent généralement entre 2 et 250 mg/kg de cuivre mais ces concentrations peuvent s'élever jusqu'à 7 000 mg/kg au voisinage des installations de production : les particules de cuivre se déposent sur le sol et se fixent le plus souvent solidement dans les premiers centimètres de la couche supérieure, constituant alors une source d'exposition par voie cutanée ou par ingestion chez les jeunes enfants. Néanmoins, d'une manière générale, les rejets de cuivre dans le sol proviennent essentiellement soit des résidus et terres de recouvrement des exploitations minières, soit des boues d'égouts, soit des produits phytosanitaires dans les zones agricoles.

III.1.12. Arsenic

L'arsenic est généralement lié à de l'oxygène, du chlore ou du soufre : il s'agit de formes inorganiques (arsenic III et arsenic V). On trouve également de l'arsenic dans les végétaux et les animaux où il est combiné au carbone et à l'hydrogène : sous cette forme organique, il est moins toxique que sous forme inorganique.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

Les premiers symptômes cliniques de l'intoxication aiguë sont des douleurs abdominales, des vomissements, de la diarrhée, des douleurs musculaires, une sensation de faiblesse et un érythème. Ces symptômes sont souvent suivis d'engourdissements, de paresthésies des extrémités et d'une éruption érythémateuse papulaire.

Dans le mois suivant, on peut également constater une paresthésie des extrémités avec sensation de brûlure, une hyper kératose palmo-plantaire, l'apparition de stries de Mee sur les ongles et la détérioration progressive des fonctions motrices et sensorielles.

Exposition chronique

En population générale, l'exposition par ingestion provoque des atteintes cardio-vasculaires : cardiopathies ischémiques et gangrène aseptique vasculaire des extrémités des membres inférieurs ou « maladie des pieds noirs », atteintes cutanées avec hyperkératose aux mains et aux pieds et hyperpigmentation. Des travaux publiés en 1996 ont proposé des relations dose – réponse vis à vis de ces effets.

Par ailleurs, l'arsenic est classé dans le groupe 1 « agent cancérigène pour l'homme » par le CIRC.

En effet, dès 1980, sur la base d'enquêtes épidémiologiques concernant l'exposition par l'eau de boisson, le CIRC a conclu que l'ingestion d'arsenic inorganique entraîne la survenue de cancers cutanés.

L'exposition chronique a également été étudiée en milieu professionnel chez les ouvriers et mineurs manipulant des quantités importantes d'arsenic. Elle se manifeste, outre les symptômes décrit plus haut, par un état de fatigue générale, des troubles gastro-intestinaux, une anémie hypochrome, des neuropathies périphériques. Des atteintes de l'appareil respiratoire (emphysème, bronchites, lésions des voies aériennes supérieures), ainsi que des atteintes hépatiques (cirrhose) ont également été observées.

b – Relation exposition-effets

En ingestion aiguë, la dose létale pour l'homme varie de 1,5 mg/kg à 500 mg/kg de poids corporel selon le composé arsenical. Pour un enfant de 2 ans, ces valeurs correspondraient à l'ingestion de 18 à 6 000 mg d'arsenic.

En ingestion chronique, pour les effets non cancérogènes, la dose de référence proposée par l'US-EPA est égale à 0,3 µg/kg.j, valeur établie à partir d'études épidémiologiques prenant en compte la « maladie des pieds noirs » ainsi qu'une hyper pigmentation ou une kératose.

L'effet cancérogène critique (effet survenant aux doses les plus faibles) est le cancer cutané pour lequel l'US-EPA propose un excès de risque unitaire égal à $1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g/kg.j})^{-1}$. Cela signifie que l'exposition à 1 µg/kg.j d'arsenic pendant une vie entière (60 ans) entraîne un excès de risque de cancer de $1,5 \cdot 10^{-3}$.

c – Valeurs normatives

En France, le décret n°89-3 du 3 janvier 1989 fixe actuellement la concentration maximale admissible en arsenic dans les eaux destinées à la consommation humaine à 50 µg/l.

d – Concentrations dans l'environnement

L'arsenic est un élément ubiquitaire naturellement présent dans le sol : 0,2 à 40 mg/kg (rarement plus de 10 mg/kg), dans l'air des villes (environ 20 µg/m³) et dans les eaux naturelles à des teneurs en général faibles (inférieures à 5 µg/l) même si occasionnellement ces valeurs peuvent être élevées.

III.1.13. Plomb

Formule chimique : Pb.

Le plomb est un métal qui se trouve en faibles quantités dans l'environnement à l'état naturel et les sources d'exposition sont essentiellement anthropiques.

a – Effets rapportés dans la littérature

Exposition aiguë

L'intoxication aiguë se manifeste notamment par de l'hébétéude, de l'agitation, de l'irritabilité, des difficultés de concentration, des céphalées, des tremblements musculaires, des crampes abdominales, des lésions rénales, des hallucinations et des pertes de mémoire. Des concentrations sanguines de 1 000-2 000 µg/l chez l'adulte et de 600-1000 µg/l chez l'enfant peuvent provoquer une encéphalopathie.

Exposition chronique

Les symptômes de toxicité chronique (après une exposition de plusieurs mois ou plusieurs années) sont fatigue, insomnie, irritabilité, céphalées, douleurs articulaires ou symptômes gastro-intestinaux. Ils peuvent apparaître chez l'adulte lorsque la concentration dans le sang atteint 500-800 µg/l. On a également observé une faiblesse musculaire, des symptômes gastro-intestinaux, une baisse des performances dans les tests psychométriques, des troubles de l'humeur et des symptômes de neuropathie périphérique après un à deux ans d'exposition professionnelle se traduisant par une plombémie de 400 à 600 µg/l.

Cancérogénicité : le centre de recherche sur le cancer considère qu'il n'existe pas de preuves suffisantes de cancérogénicité du plomb chez l'Homme.

Effets neurologiques chez les nourrissons et les enfants : un certain nombre d'études épidémiologiques transversales et longitudinales ont étudié les effets délétères que l'exposition au plomb de jeunes enfants pourrait avoir sur leurs capacités intellectuelles et leur comportement. Ces études ont mis en évidence des effets résultant de l'exposition chronique à de « faibles » concentrations de plomb, qui ne provoquent pas de symptômes cliniques apparents. La réglementation française fixe à 100 µg/l de plombémie le seuil d'intervention pour une soustraction de l'enfant au risque.

b – Populations à risque

Ce sont les enfants et les nourrissons.

c – Relation exposition-effets

L'OMS (JECFA) recommande la dose journalière admissible égale à 3,5 µg/kg basée sur des études de variation de la plombémie. En effet, en deçà d'une dose de 4 µg/kg.j, les études disponibles ne montrent

pas d'augmentation de la plombémie. Il n'existe par ailleurs pas de véritable valeur toxicologique de référence entre l'exposition au plomb et la survenue des effets sanitaires indésirables décrits plus haut. Les effets sont en revanche prévisibles à partir de la plombémie et la caractérisation du risque se fait habituellement à partir des plombémies attendues dans la population la plus sensible que constituent les enfants.

d – Valeurs normatives

La réglementation française fixe à une plombémie de 100 µg/l le seuil d'intervention pour une soustraction de l'enfant au risque. Dans l'eau destinée à la consommation humaine, la concentration maximale admissible pour le plomb est égale actuellement à 50 µg/l.

e – Concentrations dans l'environnement

Les concentrations en plomb dans les sols et la poussière de maison sont extrêmement variables allant de valeurs inférieures à 5 µg/kg à quelques dizaines de milligrammes par gramme dans les zones contaminées. Le plomb étant peu mobile, sa concentration dans les sols contaminés reste pratiquement constante. Les concentrations les plus élevées se rencontrent généralement dans les couches les plus superficielles (entre 1 et 5 cm). Une étude anglaise a mesuré la concentration en plomb de la poussière de la rue recueillie à proximité de deux écoles : la moyenne géométrique des concentrations était comprise entre 1 552 et 1 881 µg/g.

III.1.14. Données recueillies auprès des systèmes d'alerte : mise en perspective avec les effets des polluants identifiés

Au cours des 3 mois suivant l'explosion, les différents systèmes d'alerte mobilisés n'ont signalé aucune pathologie pouvant relever de toxiques non encore identifiés.

- Aucun tableau clinique inhabituel n'a été signalé par le **CAP de Toulouse** (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.2) ;
- Aucun tableau d'intoxication grave et inexpliqué tel que néphropathie ou hépatopathie n'a été signalé par les **services de médecine et réanimation du CHU de Toulouse** ;
- Au cours du recueil de données mis en place du 1 octobre au 23 novembre 2001, aucune pathologie inhabituelle n'a été déclarée par le **réseau des médecins sentinelles de la ville de Toulouse** (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.1) ;
- Aucun cas de foetopathie suspecte n'a été répertorié auprès du **comité pluridisciplinaire des fœtopathies de la Haute Garonne au CHU de Toulouse** (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.7). Une seule demande d'interruption thérapeutique de grossesse (ITG) a eu lieu en octobre 2001 pour l'agglomération de Toulouse (zéro en novembre et zéro en décembre), les chiffres étant identiques à ceux de l'année 2000 ;
- Les autres sources d'information, **DIM** pour les données hospitalières (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.5.), **CPAM** pour les données sur les accidents de travail (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.6.) n'ont pas fourni d'éléments pouvant faire suspecter des pathologies inexpliquées.

Au cours du dépistage effectué auprès des élèves scolarisés à proximité du site de l'explosion par le **service de promotion pour la santé en faveur des élèves** (cf. Chapitre II, paragraphe 2.1.4) en automne 2001, la proportion relativement élevée d'enfants ayant une diminution de l'acuité visuelle de loin corrigée (10,4 % en maternelle/primaire, 4,8 % en secondaire) a initialement inquiété les responsables de santé scolaire. Cependant, après recherche dans la littérature scientifique et consultation des experts ophtalmologistes, il n'a été retrouvé aucune cause plausible en rapport avec l'explosion. Ce phénomène attire en fait l'attention sur un problème plus général de prise en charge des déficits visuels de l'enfant d'âge scolaire.

Une alerte concernant une lésion dermatologique inexpliquée a été reçue par la **DRASS** en mars 2002. Après investigations, il s'est avéré qu'il s'agissait d'une pathologie sans lien avec une éventuelle origine toxique.

Au total, les systèmes d'alerte n'ont signalé aucun cas évoquant d'autres toxiques et/ou d'autres voies d'exposition que celles qui avaient été envisagées. Les résultats confirment donc la sélection des dangers effectuée pour l'évaluation des risques sanitaires.

Les tableaux 5a et 5b synthétisent, par voie d'exposition, les valeurs de référence pour les polluants identifiés comme émis lors de l'explosion.

Tableau 5a : Synthèse des valeurs toxicologiques de référence et valeurs normatives par polluant identifié : risque lié à l'inhalation

polluant identifié	formule chimique	équivalence unités	valeurs toxicologiques de référence			valeurs normatives		concentrations environnement
			risque aigu	risque chronique	risque cancérigène	milieu du travail	environnement	
acide nitrique	HNO ₃	1 ppm = 2,5 mg/m ³	>25-100 ppm	non disponible	non disponible	VME ⁽¹⁾ = 2 ppm VLE ⁽²⁾ = 4 ppm	non disponible	non disponible
amiante	–	fibres/litre	voir texte	voir texte	voir texte	– mélange, sur 1 h : 0,1 fibres/cm ³ – chrysotile seul, sur 8h : 0,1 f/cm ³	habitat : 5 fibres/litre	air Paris : 0,5 à 2,5 fibres/litre
ammoniac	NH ₃	1 ppm = 0,7 mg/m ³	400 ppm	US-EPA : 0,1 mg/m ³	non disponible	VME ⁽¹⁾ = 25 ppm VLE ⁽²⁾ = 50 ppm	non disponible	air urbain : 5 µg/m ³
chlore	Cl ₂	1 ppm = 2,9 mg/m ³	3 ppm	non disponible	non disponible	VLE = 1 ppm	non disponible	air extérieur : 1 à 3,7 mg/m ³
dioxyde d'azote	NO ₂	1 ppm = 1,88 mg/m ³	non disponible	non disponible	non disponible	VLE ⁽¹⁾ = 3 ppm	OMS alerte : 400 µg/m ³ information : 200 µg/m ³ objectif : 40 µg/m ³	médiane air Toulouse : 28,3µg/m ³
particules	« PM »	µg/m ³	non disponible	non disponible	non disponible	– totalité particules, VME ⁽¹⁾ = 10 mg/m ³ – fraction alvéolaire VME = 5 mg/m ³	CEE 1999 24 h : 50 µg/m ³ 35 jours annuel : 40 µg/m ³	moyenne air Toulouse : 17,9 µg/m ³
protoxyde d'azote	N ₂ O	1ppm = 1,84mg/m ³	>392 ppm	non disponible	non disponible	Etats-Unis : 8 h : 50 ppm 30 min. : 150 ppm	non disponible	non disponible

⁽¹⁾ VME : valeur limite de moyenne d'exposition mesurée ou estimée sur la durée d'un poste de travail de 8 heures ; destinée à protéger les travailleurs des effets à moyen ou long terme

⁽²⁾ VLE : valeur limite d'exposition, valeur plafond mesurée sur une durée maximale de 15 min. ; permet d'éviter le risque d'effets toxiques immédiats ou à court terme

Tableau 5b : Synthèse des valeurs toxicologiques de référence et valeurs normatives par polluant identifié : risque lié à l'ingestion

polluant identifié	formule chimique	équivalence unités	valeurs toxicologiques de référence			environnement	
			risque aigu	risque chronique	risque cancérigène	valeurs normatives	concentrations
arsenic	As	eau : µg/l sol : mg/kg MS ⁽⁴⁾	non disponible	RfD ⁽¹⁾ = 0,3 µg/kg/jour	ERU ⁽²⁾ = 1,5.10 ⁻³ (µg/kg/jour) ⁻¹	cma ⁽³⁾ = 50 µg/l	sols : 0,2 à 40 mg/kg MS ⁽⁴⁾ eau : <5 µg/l
azote ammoniacal	NH ₄ ⁺	mg/l		non disponible	non disponible	cma ⁽³⁾ = 0,5 mg/l	eau : 0,2 à 12 mg/l
chrome	Cr	eau : µg/l sol : mg/kg MS ⁽⁴⁾	non disponible	RfD ⁽¹⁾ Cr VI = 3 µg/kg/jour RfD ⁽¹⁾ Cr III = 1,5 mg/kgPC/jour	non disponible	cma ⁽³⁾ Cr total = 50 µg/l	non disponible
cuivre	Cu	eau : µg/l sol : mg/kg MS ⁽⁴⁾	non disponible	OMS enfants : 50 µg/kg/jour adulte : 20 µg/kg/jour	non disponible	cma ⁽³⁾ = 1 mg/l	sols : 2 à 250 mg/kg MS ⁽⁴⁾
nitrate	NO ₃ ⁻	mg/l	non disponible	non disponible	non disponible	cma ⁽³⁾ = 50 mg/l	eau : 0 à 18 mg/l
nitrite	NO ₂ ⁻	mg/l	non disponible	RfD ⁽¹⁾ = 0,1 mg/kg/jour	non disponible	cma ⁽³⁾ = 0,1 mg/l	non disponible
plomb	Pb	eau : µg/l sols : mg/kg MS ⁽⁴⁾	non disponible	OMS DJA = 3,5 µg/kg/jour	non concerné	cma ⁽³⁾ = 50 µg/l	sols : 5 µg/kg MS à 50 mg/g MS

⁽¹⁾ RfD : dose de référence (reference dose), US-EPA

⁽³⁾ cma : concentration maximale admissible dans l'eau potable

⁽²⁾ ERU : excès de risque unitaire, US-EPA

⁽⁴⁾ MS : matière sèche (sols)

III.2. Expositions par voie aérienne

Les polluants identifiés comme ayant été émis et susceptibles d'être à l'origine de risques pour la population, étaient dans l'air : l'acide nitrique, le dioxyde d'azote, le protoxyde d'azote, l'ammoniac, le chlore, l'amiante et les particules.

En fonction de la distance par rapport au site de l'explosion et du type d'activité des individus, les quantités de produits inhalées ont pu être différentes. Trois situations d'exposition des populations ont été envisagées :

- Exposition des travailleurs sur le site (salariés ou sauveteurs),
- Exposition des habitants des quartiers les plus proches,
- Exposition des habitants de l'agglomération ou plus à distance.

Par ailleurs deux périodes ont été considérées : le jour de l'explosion et les deux mois qui ont suivi.

L'ensemble des concentrations atmosphériques des différents polluants recueillies pour ces périodes et pour ces zones figurent dans ce paragraphe avec les données, recueillies à titre de référence, pendant la période précédant l'explosion.

Selon le polluant étudié, l'estimation de l'exposition a fait appel à une ou plusieurs des sources de données suivantes :

- L'intervention de la Cellule Mobile d'Intervention Technologique (CMIT) de Haute Garonne le jour de l'explosion. Les pompiers étaient équipés de tubes réactifs colorimétriques mesurant des familles de produits et de détecteurs électrochimiques individuels mesurant des produits particuliers. Il s'agit, pour ces derniers, d'appareils de mesure portatifs de marque Dräger et Oldham. Ils sont conçus pour émettre des signaux – visuels et sonores – lorsqu'un certain seuil de mesure est dépassé. Ce seuil a été fixé par le Service d'Incendie et de Secours (SDIS) à la VME pour chacune des substances analysées. Les toxiques suivants, dont les VME et VLE figurent dans le tableau 6, ont été recherchés : ammoniac, chlore, phosgène, dioxyde d'azote, hydrogène sulfuré, monoxyde de carbone, dioxyde de soufre, acide cyanhydrique.

Tableau 6 : VME et VLE des substances recherchées dans l'air sur le site le 21/09/01

Produit	Valeur limite de Moyenne d'Exposition*	Valeur Limite d'Exposition à court terme*
Ammoniac	25 ppm (18 mg/m ³)	50 ppm (36 mg/m ³)
Chlore	–	1 ppm (3 mg/m ³)
Phosgène	–	0,1 ppm (0,4 mg/m ³)
Dioxyde d'azote	–	3 ppm (6mg/m ³)
Hydrogène sulfuré	5 ppm (7 mg/m ³)	10 ppm (14 mg/m ³)
Monoxyde de carbone	50 ppm (55 mg/m ³)	–
Dioxyde de soufre	2 ppm (5 mg/m ³)	5 ppm (10 mg/m ³)
Acide cyanhydrique	2 ppm (2 mg/m ³)	10 ppm (10 mg/m ³)

* Les valeurs limites de moyenne d'exposition (VME) sont destinées à protéger les travailleurs des effets à court terme, mesurées ou estimées sur la durée d'un poste de travail de 8 heures par jour, 5 jours sur 7. La VME peut être dépassée sur de courtes périodes, sous réserve de ne pas dépasser la Valeur limite d'Exposition à court terme (VLE), lorsqu'elle existe. La VLE est une valeur plafond mesurée sur un quart d'heure au maximum.

Les résultats des mesures qui se sont échelonnées entre 10h45 et 15h50, n'ont pas fait l'objet d'un enregistrement automatique mais étaient communiqués ponctuellement au centre opérationnel du SDIS. Ces messages figurent dans le tableau 7.

Tableau 7 : Résultats des mesures du 21/09/01 transmis par le CMIT

Heure	Distance au lieu de l'explosion	Produits	Résultats des mesures	observations
10h45	800 m au nord-est (rue Charpentier)	tous	quelques traces*	
11h	500 m à l'ouest (SNPE)	tous	insignifiant*	
11 h	périmètre de sécurité à 500 m du cratère	Ammoniac (sous le vent) Chlore (sous le vent)	25 ppm 5-6 ppm	
11h25	Secteur AZF (sans précision)	tous	pas de déclenchement	
11h40	Secteur AZF (sans précision)	tous	pas de déclenchement	
11h50	à 500 m du cratère	tous	insignifiant*	Fuite d'acide nitrique : mise en place de rideaux d'eau
12h 50				Déversement d'acide nitrique en Garonne
15h50	500 à 800 m	Cl, NO ₂ , NH ₃	pas de déclenchement	Levée de la consigne de confinement de la population

* déclenchement incertain de l'appareil

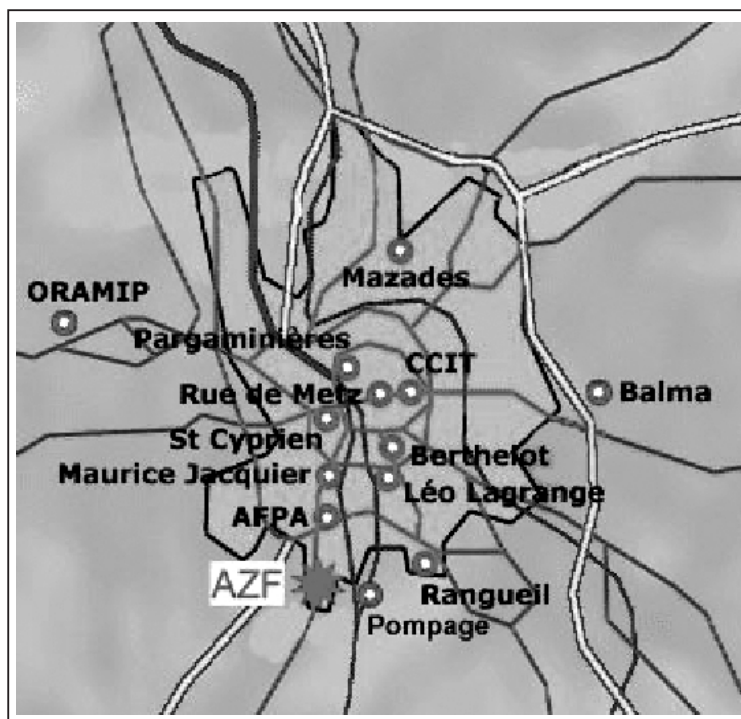
Ces résultats montrent que les analyseurs portatifs utilisés ont leurs limites dans la précision des mesures.

Par ailleurs, la présence de 5 à 6 ppm de chlore semblait difficile à expliquer pendant les premiers mois de ce travail dans la mesure où, à la connaissance de la Drire, aucune fuite de chlore ne s'était produite au niveau du confinement des wagons de stockage. Par ailleurs, les installations des sociétés voisines, Tolochimie et Snpe, fabriquant du chlore pour la désinfection des piscines, se sont mises en sécurité au moment de l'explosion. L'hypothèse d'une mauvaise identification de la molécule par le détecteur restait possible. En effet, un entretien avec le Cdt Fleury du SDIS nous précisait que ces détecteurs ne sont pas très spécifiques et peuvent confondre des produits situés dans la même gamme de mesure, en particulier les oxydants. La fiche toxicologique de l'INRS [5] confirmait cette information. Selon la fiche technique des détecteurs, la présence de NH₃ pouvait faire sous-estimer la concentration de Cl₂ (de 0,5 ppm au maximum) et la présence de NO₂ pouvait sur-estimer la concentration de Cl₂ (de 0,2 ppm au maximum).

Néanmoins les recherches sur une éventuelle émission de chlore se sont poursuivies et, au mois d'avril 2002, le bilan des émissions finalisé par Grande Paroisse et transmis à la DRIRE, faisait état d'émissions de chlore, de l'ordre de 12 kg, liées à l'arrêt brutal des systèmes de refroidissement des ateliers de productions de dérivés chlorés.

Au total, parmi les produits recherchés, le chlore et l'ammoniac ont été détectés, dans les heures qui ont suivi l'explosion, à des valeurs égales ou supérieures à la VME dans un rayon de 800 mètres autour du lieu de l'explosion.

- Les 13 analyseurs privés de Grande Paroisse mesurant l'ammoniac (pas d'autre polluant).
- Le réseau de stations de mesures de l'Observatoire Régional de l'Air de Midi-Pyrénées (ORAMIP) : ce réseau est constitué, sur l'agglomération toulousaine, de 18 stations fixes mesurant l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote (SO₂), les particules (PM10 et PM2,5), les oxydes d'azote (NO et NO₂), le plomb (Pb) et le monoxyde de carbone (CO). La figure 1 indique l'emplacement de l'ensemble des 18 stations toulousaines (hors stations Pb).

Figure 1 : Réseau de stations de mesures de l'ORAMIP sur l'agglomération toulousaine (source : ORAMIP)

III.2.1. Exposition au dioxyde d'azote (NO₂)

III.2.1.1. Données disponibles

Avant le 21 septembre, il n'y avait pas de mesure systématique des concentrations en dioxyde d'azote sur le site de Grande Paroisse. Sur l'agglomération, l'ORAMIP mesurait NO₂ en continu grâce à 11 stations. Après le 21 septembre, l'ORAMIP a installé deux stations provisoires supplémentaires sur le site et dans sa proximité immédiate.

Le tableau 8 présente les caractéristiques des stations mesurant NO₂ avant et après le 21 septembre, période où l'ORAMIP a installé des stations provisoires au nord et sur le site de Grande Paroisse.

Tableau 8 : Stations ORAMIP mesurant NO₂ sur l'agglomération avant et après le 21/09/01

Polluant	Station	Type de station	Date d'installation	Date ou période d'arrêt
NO ₂	Colomiers	Périurbain	13/01/93	
	Ranguell	Observation (alt)	26/03/92	
	M.Jacquier (à 1 km au nord ouest de l'explosion)	Urbain	13/01/92	21/09/01
	Léo Lagrange	Urbain	28/07/93	24/09/01
	Berthelot	Urbain	01/01/99	
	Mazades	Urbain	07/01/97	
	Pompage	Prox. industrielle	13/01/92	
	AFPA	Prox. industrielle	08/04/93	21/09/01
	Saint Cyprien	Prox. trafic	07/06/93	Du 22/09/01 au 23/09/01
	Rue de Metz	Prox. trafic	13/01/92	
	Pargaminières	Prox. trafic	13/01/92	
	St. prov. AZF		25/09/01	23/10/01
	St. prov. Françoise		27/09/01	29/11/01
	St. prov. Seysse		23/10/01	30/11/01

Afin d'estimer l'exposition des populations au NO₂, une étude de la représentativité de ces stations dans l'espace et dans le temps a été réalisée à l'aide, dans un premier temps, d'une analyse descriptive des concentrations mesurées avant et après l'explosion.

a – Avant l'explosion

Les distributions des concentrations de NO₂, établies à partir respectivement des données horaires et quart horaires figurent dans le tableau 9 pour la période de janvier à août 2001.

Tableau 9 : Distribution des concentrations (µg/m³) en NO₂ sur l'ensemble des stations de l'agglomération. Période de janvier à août 2001

Horaires	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompagne	Jacquier	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Léo Lagrange	AFFA
Moyenne	18	26	27	27	27	56	48	52	34	34
écart type	16	19	19	18	20	27	19	22	21	22
Cv*	0,9	0,7	0,7	0,7	0,7	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6
Médiane	12	20	20	21	21	52	47	50	29	29
Pc25**	7	12	12	13	12	37	35	36	19	16
Pc75**	24	36	36	36	38	71	59	66	45	48
Min	0	2	4	3	3	4	8	4	5	0
Max	107	116	119	115	136	188	165	171	143	164
¼ horaires	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompagne	Jacquier	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Léo Lagrange	AFFA
Moyenne	18	26	27	26	27	56	48	52	34	34
écart type	16,05	19,70	19,71	18,90	20,16	27,91	20,11	23,48	21,54	22,65
Cv*	0,90	0,76	0,74	0,72	0,74	0,50	0,42	0,45	0,63	0,67
Médiane	12	20	20	20	21	52	46	50	28	28
Pc25**	6	11	12	13	12	36	34	35	18	15
Pc75**	24	35	36	35	38	72	59	66	45	48
Min	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Max	127	127	179	141	249	268	170	319	183	259

*coefficient de variation ; **percentile

On observe sur ces données quatre groupes de stations :

- la station périurbaine de Colomiers mesure en moyenne les niveaux les plus bas ;
- les stations urbaines (fond) des Mazades, Berthelot, Jacquier et la station de proximité industrielle Pompagne, mesurent des niveaux très proches en moyenne ;
- la station urbaine Léo Lagrange et de proximité industrielle AFFA mesurent des niveaux très proches, légèrement supérieurs aux précédents ;
- les stations de proximité « trafic » Rue de Metz, St Cyprien et Pargaminières mesurent les niveaux les plus élevés.

Sur la même période, les coefficients de corrélation inter-stations sont présentés en annexe 2. Si l'on considère comme bien corrélées les séries ayant un coefficient de corrélation supérieur à 0,6, on observe globalement sur ces résultats trois groupes de stations :

- les stations de Colomiers, Léo Lagrange, Mazades, Berthelot et AFFA, bien corrélées entre elles ;
- les stations de Rue de Metz, St Cyprien et Pargaminières ;
- la station Pompagne, dont les coefficients de corrélation sont plus faibles avec l'ensemble des autres stations.

Au total, sur ces données mesurées sur huit mois, il semble que l'exposition mesurée par les stations Colomiers, Jacquier, Léo Lagrange, Mazades, Berthelot et AFPA soit relativement homogène dans l'espace et dans le temps. Il en est de même pour les trois stations de proximité trafic dont les valeurs sont en moyenne supérieures aux précédentes. En revanche, la station Pompage mesure en moyenne des valeurs proches de celles mesurées par les stations de fond, mais qui sont peu homogènes dans le temps.

b – Le jour de l'explosion

L'exposition à la pollution accidentelle survenue à 10h15 (8h15 TU) a été caractérisée d'une part grâce aux mesures de chacune des stations fonctionnelles ce jour-là, d'autre part grâce aux résultats de la modélisation réalisée par Météo France courant mars 2002. La confrontation de ces deux types de données a permis de définir la zone d'impact du nuage et l'évolution des concentrations au cours de la journée.

La modélisation de la dispersion du nuage de polluants émis au moment de l'explosion a été réalisée grâce au modèle Mésos-NH. Ce dernier simule toute la troposphère (de 0 à 18 km d'altitude) et permet une résolution horizontale fine (500 m) sur un domaine d'étude de 30 km de côté [12].

En l'absence d'information sur les caractéristiques précises de l'émission, les hypothèses suivantes ont été faites :

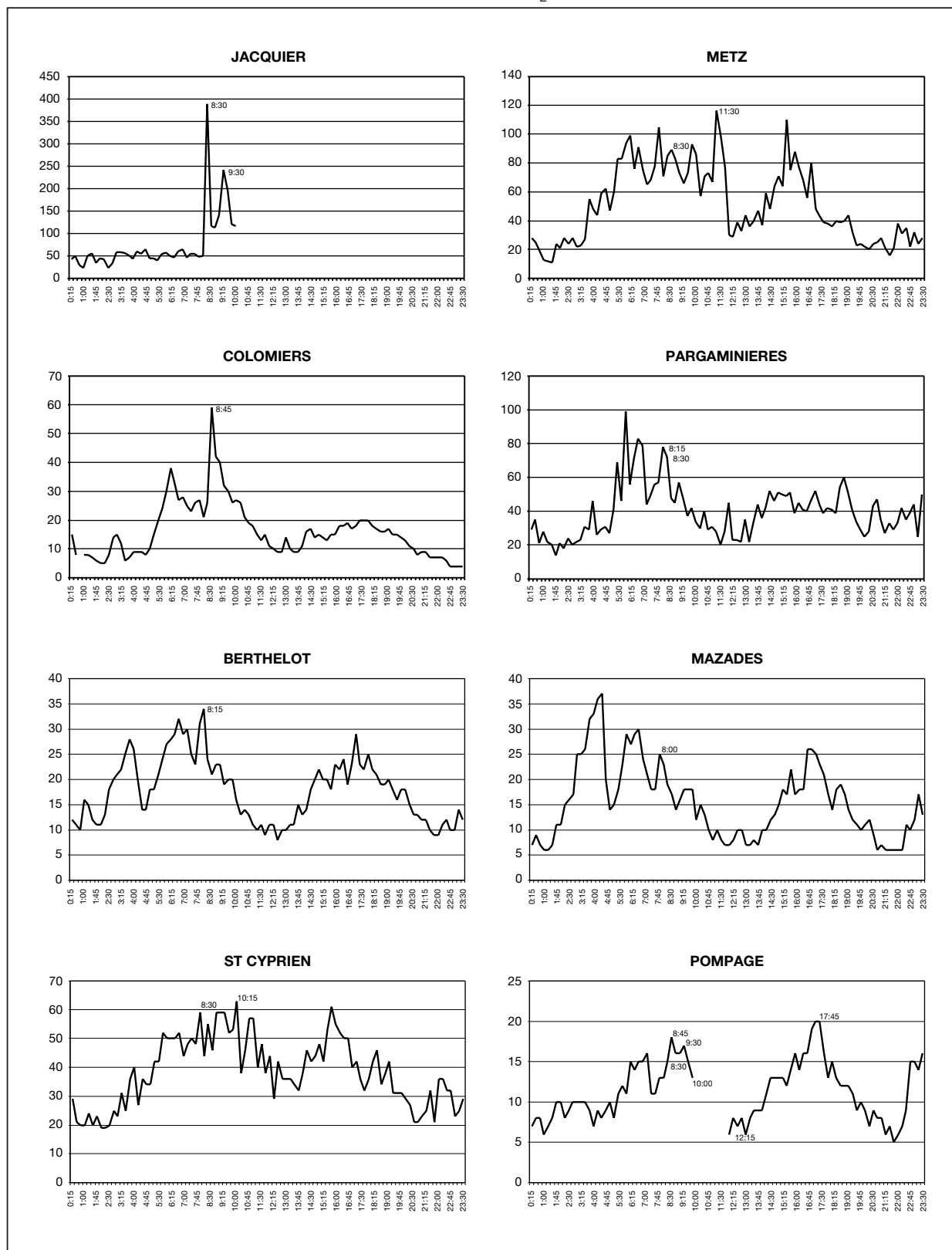
- juste après l'explosion, le nuage initial avait la forme d'un champignon, de 100 sur 100 m et sur une hauteur de 500 m (ce qui correspond à l'impression visuelle), avec une répartition homogène du polluant au sein de ce nuage ;
- la masse initiale de polluant émise est supposée conservée sur la durée de la modélisation ce qui sous-tend l'hypothèse d'un polluant passif (pas de transformation chimique) et l'absence de dépôt.

Par ailleurs, compte-tenu des paramètres météorologiques du 21 septembre 2001 et de l'heure de l'explosion, la simulation Mésos-NH met en évidence une couche de mélange en cours de développement sur une hauteur de 200 m. Cette couche est une zone de turbulence où le vent, de 3 à 4 m/s à 5 m au dessus du sol, est orienté sud-est (vent d'Autan).

Du fait des mouvements turbulents de la couche de mélange, les concentrations diminuent rapidement près du sol (zone d'exposition de la population). Cinq minutes après l'explosion (10h20), le nuage simulé est au dessus du quartier du Mirail et sa concentration maximale est d'environ 40 % de la concentration initiale pour chuter à 25 % dix minutes après l'explosion (10h25). A 10h30, le nuage simulé est sur l'ouest du centre ville. Sa concentration maximale est de 18 % de la concentration initiale et située sur l'île du Ramier. La zone où les concentrations sont supérieures ou égales à 10 % de la concentration initiale s'étend sur 13 km² entre le quartier des Récollets et celui de la Patte d'Oie d'une part, entre l'université du Mirail et la Prairie des Filtres d'autre part. A 10h45, soit 30 mn après l'explosion, le nuage simulé est centré entre les communes de Colomiers, Blagnac et Pibrac avec un maximum de 10 % de la concentration initiale. A 11h, le centre du nuage se situe à Mondonville, au nord ouest de Pibrac, où la concentration maximale est de 7 % de la concentration initiale. Au delà, le nuage se dirige vers le Tarn et Garonne avec des concentrations inférieures à 5 % de la concentration initiale.

Les résultats de cette modélisation sont en partie confirmés par les mesures des stations de l'ORAMIP. Les graphes ci-après (Fig. 2) présentent les variations de concentrations enregistrées ce jour-là par chaque station fonctionnelle dans les heures suivant l'explosion et mesurant le NO₂. Les heures figurant sur l'axe des abscisses sont en temps universel, soit décalées de deux heures avant l'heure locale au mois de septembre (heure de l'explosion = 8h15 TU).

Figure 2 : Variations des concentrations ambiantes en NO₂ mesurées par les stations de l'ORAMIP



Sur la station M.Jacquier en bordure sud-est du quartier du Mirail (à environ 1,2 km au nord ouest du site), on observe l'élévation brutale de NO₂ sur le quart d'heure 10h15-10h30 (heure locale), suivie de valeurs moins élevées mais toujours importantes jusqu'au quart d'heure 12h00-12h15 où la station s'est arrêtée. A cette heure là, les valeurs mesurées étaient encore supérieures à 100 µg/m³. A Colomiers, on observe une élévation proportionnellement moins importante et décalée sur le quart d'heure 10h30-10h45, ce qui est cohérent avec la simulation Météo France. Sur un plan quantitatif, si l'on considère, d'après la modélisation, que les valeurs relevées à 10h30 à M.Jacquier – 388 µg/m³ – représentent 40 % des valeurs initiales, la valeur à Colomiers représentant 10 % de la concentration initiale doit être inférieure à 97 µg/m³ (le nuage n'est pas centré sur Colomiers), ce qui est cohérent avec la valeur de 59 µg/m³ effectivement observée.

Sur les stations Berthelot (quartier des Récollets) et Saint Cyprien (entre Prairie des Filtres et Patte d'Oie), en bordure de la zone de passage intermédiaire du nuage simulé, les choses sont moins nettes : sur la station Berthelot, un pic est observé sur le quart d'heure 10h00-10h15, soit juste avant l'explosion et pas du tout après celle-ci ; sur la station Saint Cyprien, l'élévation des valeurs est plus tardive qu'à Colomiers, à 11h-11h30 puis 14h00-14h15. Il est ici difficile de savoir quelle est la part de NO₂ liée au nuage et celle liée à l'engorgement du trafic automobile qui a suivi l'explosion. Il n'existe pas de station sur l'île du Ramier.

Sur les stations Metz et Pargaminières situées dans l'hyper-centre, au nord est de la zone précédente, les variations observées sont cohérentes avec la simulation : sur Metz, on n'observe pas de pic avant 14h15-14h30 et sur Pargaminières, les concentrations sont décroissantes à partir de 10h15. Il semble donc que le NO₂ mesuré ici ne soit pas lié au passage du nuage de pollution.

Enfin, sur la station Mazades située au nord de la ville et la station Pompage proche du site mais située à l'est de celui-ci et derrière les côteaux de Pech David, les mesures sont également cohérentes avec la simulation : sur Mazades les valeurs sont décroissantes à partir de 10h00 et sur Pompage, on observe une élévation modérée des valeurs de 10h30 à 11h30. Cette dernière station s'est interrompue à 12h00 pour reprendre à 14h15 et a vu ses mesures s'élever à nouveau dans la soirée à 19h45.

Les valeurs (quart horaires) des concentrations mesurées de 10h00 à 15h00 figurent dans le tableau 10 et la distribution des valeurs quart horaires sur l'ensemble de la journée figurent dans le tableau 11.

Tableau 10 : Concentrations quart-horaires mesurées par l'ensemble des 10 stations de 10h00 à 15h00

¼ horaires	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompage	Jacquier	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Léo Lagrange	AFPA
10:00	27	25	31	13	48	105	59	57	30	86
10:15	21	23	34	13	50	71	44	78	28	87
10:30	26	19	24	15	388	85	55	72	VM	VM
10:45	59	17	21	18	117	89	46	48	VM	VM
11:00	42	14	23	16	113	83	59	45	VM	VM
11:15	40	16	23	16	141	73	59	57	VM	VM
11:30	32	18	19	17	241	66	59	47	VM	VM
11:45	30	18	20	15	197	73	52	37	VM	VM
12:00	26	18	20	13	120	93	53	42	VM	VM
12:15	27	12	16	VM*	117	86	63	34	VM	VM
12:30	26	15	13	VM	VM	57	38	30	VM	VM
12:45	21	13	14	VM	VM	71	46	40	VM	VM
13:00	19	10	13	VM	VM	73	57	29	VM	VM
13:15	18	8	11	VM	VM	67	57	31	VM	VM
13:30	15	10	10	VM	VM	116	40	28	VM	VM
13:45	13	8	11	VM	VM	98	48	20	VM	VM
14:00	15	7	9	VM	VM	77	38	28	VM	VM
14:15	11	7	11	6	VM	30	44	45	VM	VM
14:30	10	8	11	8	VM	29	29	23	VM	VM
14:45	9	10	8	7	VM	39	42	23	7	VM
15:00	9	10	10	8	VM	33	36	22	9	VM

*VM : valeur manquante

Tableau 11 : Distribution des valeurs quart horaires de NO₂ sur l'ensemble de la journée du 21/09/01

¼ horaires	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompage	Jacquier	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Léo Lagrange	AFPA
Moyenne	16	16	18	11	74	51	38	40	21	66
écart type	9,46	7,53	6,29	3,59	66,13	26,11	11,74	15,40	8,34	19,56
Cv*	0,59	0,49	0,35	0,32	0,90	0,51	0,31	0,39	0,39	0,30
Médiane	15	14,5	18	11	53	44	38	39	18	65
Pc25**	9	10	12	8	44	28	29	28,75	16	53
Pc75**	20	19	22	14	61	73	48	47	25	85
Min	4	6	8	5	23	11	19	14	7	23
Max	59	37	34	20	388	116	63	99	49	95

*coefficient de variation ; **percentile

Les résultats de la simulation de Météo France correspondent globalement à la réalité des mesures mais trois questions persistent :

- la durée réelle de l'émission et donc de l'exposition liée au passage du nuage : même si l'explosion a été un phénomène instantané, de fortes concentrations en NO_2 ont été mesurées à M. Jacquier au moins jusqu'à 12h15, heure de l'arrêt de son fonctionnement. Néanmoins, la station de Colomiers, dont les variations de concentrations suivent le plus fidèlement celle de M. Jacquier au moment de l'explosion, a enregistré des valeurs décroissantes sur le reste de la journée. Il est donc possible que le deuxième pic observé sur Maurice Jacquier soit dû au trafic automobile **En tout état de cause, la durée d'exposition n'a pas dépassé quatre heures**, période au terme de laquelle l'ensemble des stations enregistrerait des valeurs inférieures à la médiane des mesures sur les huit premiers mois de l'année (tableau 7). Les augmentations postérieures semblent devoir être attribuées au trafic automobile ayant repris en fin de journée ;
- la zone précise concernée par cette exposition : si il est clair que le sud ouest et la banlieue ouest de Toulouse ont été concernés par l'exposition au nuage de pollution, il reste difficile à partir de la simulation de Météo France et des valeurs enregistrées par les stations de l'ORAMIP de définir précisément quels quartiers ont été exposés et donc quelle population ;
- les niveaux précis de cette exposition sur le trajet du nuage : néanmoins, les résultats de la modélisation et les mesures sur Colomiers sont cohérentes pour considérer que ces niveaux ont été rapidement décroissants.

c – Les deux mois qui ont suivi l'explosion

L'installation de stations provisoires par l'ORAMIP a permis de surveiller l'exposition au NO_2 sur la zone sinistrée pendant la période d'évacuation des polluants de Grande Paroisse. Les données de cette surveillance doivent être analysées sur deux périodes distinctes en raison du déplacement des stations à la fin du mois d'octobre. Le tableau 12 présente la distribution des valeurs pour la période du 25 septembre au 23 octobre et le tableau 13 présente cette distribution pour la période du 23 octobre au 30 novembre. Sur la première période, les stations mobiles ont été installées respectivement sur le site de Grande Paroisse et au lycée Françoise situé à environ 800 m au nord-nord-ouest de l'usine. Sur la deuxième période, des cabines provisoires ont été installées respectivement au Lycée Françoise et Route de Seysses à environ 900 m au nord ouest du site.

Tableau 12 : Distributions des concentrations de NO_2 mesurées du 25/09/01 au 23/10/01 (données horaires)

	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompagne	Metz	St Cyprien	Pargaminières	AZF	Françoise
moyenne	21	25	26	21	53	41	46	22	24
écart type	16	19	19	18	26	19	24	14	15
Cv*	0,8	0,8	0,7	0,9	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6
médiane	17	17	20	13	51	38	42	17	20
pc25**	9	11	13	8	33	27	29	12	13
pc75**	26	36	33	28	70	53	61	29	31
min	1	3	4	3	5	8	4	0	5
max	90	100	108	106	141	114	122	75	89
VM***	1	9	11	14	79	99	0	6	61

*coefficient de variation ; **percentile ; ***VM : données manquantes

Sur les valeurs enregistrées pendant la première période, on peut distinguer les trois groupes de stations suivants :

- Colomiers, Mazades, Berthelot, Pompagne, AZF et Françoise enregistrant en moyenne des niveaux proches et inférieurs à ceux des autres stations, les niveaux les plus bas étant observés à Colomiers ;
- Metz, Pargaminières et St Cyprien enregistrant des niveaux proches et supérieurs à ceux des autres stations.

Les valeurs enregistrées sur la période par l'ensemble des stations sont comparables ou inférieures à celles enregistrées par les mêmes stations (pour celles qui étaient présentes avant et après l'explosion) dans les huit premiers mois de l'année. Les « nouvelles » stations (AZF et Françoise) enregistrent des valeurs comparables aux stations de fond.

Tableau 13 : Distributions des concentrations de NO₂ mesurées du 23/10/01 au 30/11/01 (données horaires)

	Colomiers	Mazades	Berthelot	Pompagne	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Françoise	Seysses
moyenne	23	33	32	27	54	45	55	32	40
écart type	18	19	19	16	25	17	25	18	25
Cv*	0,8	0,6	0,6	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6
médiane	18	30	29	23	50	44	52	30	35
pc25**	10	19	18	14	36	33	37	19	22
pc75**	30	43	41	36	69	57	70	42	50
min	0	3	6	3	9	11	7	0	6
max	125	96	120	97	170	131	175	96	185
VM***	9	17	17	14	2	5	22	18	2

*coefficient de variation ; **percentile ; ***VM : données manquantes

Pour la période qui a suivi, on peut distinguer trois groupes de stations :

- Colomiers, Mazades, Berthelot, Pompagne et Françoise : en moyenne, les niveaux sont proches et inférieurs à ceux des autres stations, les niveaux les plus faibles étant observés à Colomiers ;
- Rue de Metz, St Cyprien et Pargaminières : en moyenne, les niveaux sont proches et supérieurs à ceux des autres stations ;
- Seysses : le niveau des concentrations est en moyenne intermédiaire entre celui des stations de fond et celui des stations de proximité automobile.

Comparativement à la période précédente et aux huit premiers mois de l'année, les concentrations sont, en moyenne, supérieures de 5 à 7 µg/m³ sur l'ensemble des stations de fond présentes avant et après l'explosion.

Les coefficients de corrélation inter-stations figurent en annexe 2. Sur la première période, les mesures sont bien corrélées entre les stations de fond d'une part et entre les stations de proximité trafic d'autre part. La station Pompagne est bien corrélée (mieux qu'avant l'explosion) aux stations de fond Mazades et Berthelot. Concernant les stations provisoires, les mesures enregistrées sur le site AZF sont bien corrélées avec celles de la station pompagne et, dans une moindre mesure, à celles de Mazades et Berthelot. En revanche, les mesures enregistrées par la station Françoise sont bien corrélées avec celles de l'ensemble des autres stations. Sur la deuxième période, les mesures sont globalement bien corrélées sur l'ensemble des stations, y compris les stations provisoires Françoise et Route de Seysses, et les coefficients de corrélation sont souvent plus élevés que sur les huit premiers mois de l'année. Les groupes de stations fond et proximité trafic sont moins distincts.

III.2.1.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque

Les estimations des expositions ont été réalisées avec des hypothèses de durée maximale de présence sous le nuage pour chaque groupe de population.

a – le jour de l'explosion

Au total, plusieurs estimations de l'exposition peuvent être faites à partir des informations recueillies pour le 21 septembre.

- **travailleurs intervenant sur le site** : pour un professionnel, la modélisation et les mesures permettent d'estimer une durée maximale d'exposition de quatre heures. Sur le premier quart d'heure, la valeur enregistrée à 10h30 sur la station M. Jacquier – 388 µg/m³ – (tableau 8) représente 40 % de la concentration initiale. L'exposition maximale sur le site peut alors être extrapolée à 970 µg/m³. Cette exposition reste très inférieure à la VLE admise en milieu de travail qui est de 6 000 µg/m³.

Pour les trois heures trois quart suivantes, compte tenu du déplacement rapide du nuage mais aussi de la proximité à l'émission initiale, on peut faire l'hypothèse d'une exposition aux valeurs mesurées par la station M. Jacquier de 10h30 à 12h15 (tableau 8). Les deux valeurs horaires enregistrées étaient de 167 et 175 µg/m³. Il n'y a pas eu de mesure dans les heures suivantes, mais la modélisation permet d'affirmer que ces concentrations ont ensuite diminué. La concentration moyenne d'exposition sur les quatre

heures peut donc être estimée au maximum à $252 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il n'existe pas de VME pour le dioxyde d'azote, néanmoins cette valeur est très inférieure au seuil d'alerte sur une heure recommandé par l'OMS pour la population générale ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

- **résident du quartier du Mirail** : il s'agit du quartier survolé en premier par le nuage et donc soumis aux concentrations les plus élevées. Une personne résidant dans ce quartier a pu être soumise au maximum pendant quatre heures aux concentrations en NO_2 mesurées à Maurice Jacquier entre 10h30 et 12h15 : 167 et $175 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les valeurs guides des dernières directives européennes, applicables en 2010, reprennent les recommandations OMS fondées sur les dernières revues de la littérature scientifique et destinées à la population générale y compris les populations sensibles [14] : les concentrations mesurées sur une heure ne doivent pas dépasser $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus de 18 heures par an et la valeur d'alerte est de $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une heure. Les valeurs horaires enregistrées par la station Maurice Jacquier restent en deçà de ces valeurs. Concernant les personnes sensibles, en particulier les asthmatiques, des précisions sont apportées par le document OMS [14] : deux laboratoires ont observé au cours d'études expérimentales, que les premiers effets sur la fonction respiratoire de personnes asthmatiques survenaient après une exposition à $565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant trente à 110 minutes. L'exposition mesurée par la station M.Jacquier n'a pas atteint cette valeur dans les deux heures qui ont suivi l'explosion.
- **quartiers et banlieue ouest** : il n'y a pas de station de l'ORAMIP sur ce trajet avant Colomiers où l'élévation des concentrations a été brutale mais très modérée, la valeur maximale, observée sur un quart d'heure, étant comparable à celles mesurées en moyenne dans le centre ville. Les stations St Cyprien et Berthelot, en limite de zone n'enregistrent pas d'élévation attribuable au passage du nuage. En tout état de cause, les concentrations n'ont pu être qu'inférieures à celles estimées sur le quartier du Mirail.

b – Les deux mois qui ont suivi l'explosion

Pendant les premières semaines qui ont suivi l'explosion, l'exposition de la population sur l'agglomération reproduit ses caractéristiques habituelles : des niveaux proches et bien corrélés entre les stations urbaines (de fond), des niveaux plus élevés pour les stations de proximité automobile bien corrélées entre elles. La station provisoire Françoise, et dans une moindre mesure, la station AZF, présentent statistiquement un profil de station urbaine (de fond).

Sur la période suivante et jusqu'à fin novembre, les concentrations sont plus homogènes sur l'ensemble de l'agglomération. La station Françoise se comporte comme les stations de fond tant par ses niveaux que par ses variations temporelles. Les mesures de la station Rte de Seysses varient également comme celles des stations de fond mais avec un niveau moyen légèrement supérieur. D'une manière générale, les niveaux atteints sont supérieurs à ceux observés en moyenne pendant les huit mois précédant l'explosion (variation saisonnière ?) sur les stations ayant résisté à l'explosion.

Synthèse

Pour le dioxyde d'azote, les expositions estimées le jour de l'explosion sur le site et les quartiers proches survolés par le nuage, restent en deçà des valeurs de référence : valeurs admises en milieu du travail et valeurs guides sur une heure recommandées par l'OMS. A distance de l'agglomération, les concentrations ne peuvent être qu'inférieures à celles mesurées sur l'agglomération. En conséquence, il n'y a pas eu de mesures de prévention collective supplémentaire à la prise en charge individuelle des troubles respiratoires transitoires évoqués dans la première partie de ce chapitre.

Dans les semaines qui ont suivi l'explosion, sur la première période, les niveaux observés sont comparables aux niveaux habituels mesurés sur les huit mois premiers mois de l'année. Sur la deuxième période, quelle que soit la station (hormis les stations de proximité trafic du centre ville), les percentiles 75 des concentrations (niveau atteint ou dépassé les 10 jours les plus « pollués » de la période) n'atteignent pas la médiane des niveaux de fond observés à Paris, Strasbourg et Lyon sur la période 1990-1997 (programme de surveillance PSAS-9).

Sur ces deux périodes, il n'apparaît donc pas d'exposition spécifique au NO_2 que ce soit sur le site de grande Paroisse, dans les quartiers proches ou sur l'ensemble de l'agglomération. En conséquence, il n'y a pas eu de risque sanitaire significatif lié au NO_2 .

III.2.2. Exposition à l'ammoniac (NH₃)

III.2.2.1. Données disponibles

a – Avant l'explosion

Les valeurs mesurées par les analyseurs de Grande Paroisse ne sont pas très précises, mais leur objectif est de déterminer si la mesure se situe en deçà ou au-delà d'un seuil d'alerte. En limite de site, le niveau d'alerte est réglé sur 20 ppm, tandis que dans l'enceinte de l'usine, il correspond à 35 ppm. Pour mémoire, la limite de valeur moyenne d'exposition (VME) pour l'ammoniac est égale à 25 ppm, la valeur limite d'exposition (VLE) étant égale à 50 ppm.

Seuls quelques résultats de mesures d'ammoniac avant l'explosion sont disponibles. En effet, tous les enregistrements ont été détruits lors de l'explosion. Un seul tableau récapitulatif (tableau 14) a pu être fourni par Grande Paroisse permettant de disposer de l'ordre de grandeur des concentrations observées sur le site en fonctionnement normal.

Tableau 14 : Moyenne et maximum des concentrations journalières de NH₃ mesurées sur le site de Grande Paroisse entre le 05/06/00 et le 05/06/01. Valeurs du 05/06/01

Capteur	05/06/01		Du 05/06/00 au 05/06/01			
			moyenne		maximum	
	ppm	µg/m ³	ppm	µg/m ³	ppm	µg/m ³
701	12,1	8 470	4,6	3 220	97,9	68 530
702	16,4	11 480	4,2	2 940	78	54 600
703	8,2	5 740	5,1	3 570	87,9	61 530
704	12,1	8 470	5,3	3 710	88,8	62 160
705	0	0	7	4 900	101,8	71 260
706	10,3	7 210	7,8	5 460	72,8	50 960
707	10,9	7 630	3,9	2 730	74,2	51 940
708	1,1	770	0,2	140	95,8	67 060
709	7,8	5 460	4,8	3 360	82,3	57 610
710	1,9	1 330	0,2	140	101,2	70 840
711	1,9	1 330	0,5	350	102,7	71 890
712	3,7	2 590	2,3	1 610	101,3	70 910
713	9,7	6 790	5,5	3 850	55,7	38 990

Les valeurs enregistrées sont très différentes en moyenne d'une station à l'autre : les stations 708, 710 et 711 en particulier enregistrent des valeurs sensiblement inférieures à celles des autres stations. Par ailleurs, les valeurs sur l'année 2000-2001 sous-estiment probablement les moyennes annuelles habituelles. En effet l'usine était en arrêt d'activité de fin août à mi-novembre 2000, pour des travaux d'extension de capacité. Une période de réglage des ateliers s'en est suivie de mi-novembre 2000 à février 2001, au cours de laquelle les rejets atmosphériques d'ammoniac étaient sans doute inférieurs à leurs niveaux habituels. La comparaison des concentrations mesurées après le 21 septembre devra donc se faire par rapport aux moyennes annuelles mais également aux valeurs ponctuelles relevées le 5 juin 2001 (pas d'événement ce jour là).

Parmi les stations du réseau de l'Oramip, trois mesuraient l'ammoniac avant le 21 septembre (tableau 15). Les trois stations provisoires installées après l'explosion ont également mesuré ce polluant.

Tableau 15 : Stations ORAMIP mesurant NH_3 sur l'agglomération avant et après le 21/09/01

Polluant	Station	Type de station	Date d'installation	Date ou période d'arrêt
NH_3	Pompage	Prox. industrielle	13/01/92	28/11/01
	AFPA	Prox. industrielle	08/04/93	21/09/01
	Saint Cyprien	Prox. trafic	07/06/93	Du 21/09/01 au 23/09/01 Définitivement le 28/11
	St. prov. AZF		25/09/01	23/10/01
	St. prov. Française		27/09/01	29/11/01
	St. prov. Seysse		23/10/01	30/11/01

Les distributions des concentrations de NH_3 , établies à partir des données horaires figurent dans le tableau 16 et la figure 3 pour la période de janvier à août 2001.

Tableau 16 : Distribution des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en NH_3 sur l'ensemble des stations ORAMIP de l'agglomération. Période de janvier à août 2001 (données horaires)

Données Horaires	Pompage	Saint Cyprien	AFPA
m	7	0	5
et	17	2	14
coef var*	2,41	16,65	2,63
min	0	0	0
pc 5**	0	0	0
pc25**	0	0	0
pc50**	1	0	0
pc75**	6	0	2
pc 95**	33	0	33
max	324	142	241
DM***	529	61	25

* coefficient de variation

** percentile

*** données manquantes

D'une manière générale, on observe sur ces données une grande variabilité des valeurs horaires, les concentrations s'élevant par « bouffées » de quelques heures à quelques jours et passant de zéro à parfois plus de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela témoigne d'une émission industrielle discontinue. Elles sont de plus très inférieures aux mesures, mêmes approximatives, réalisées sur le site lui-même par Grande Paroisse.

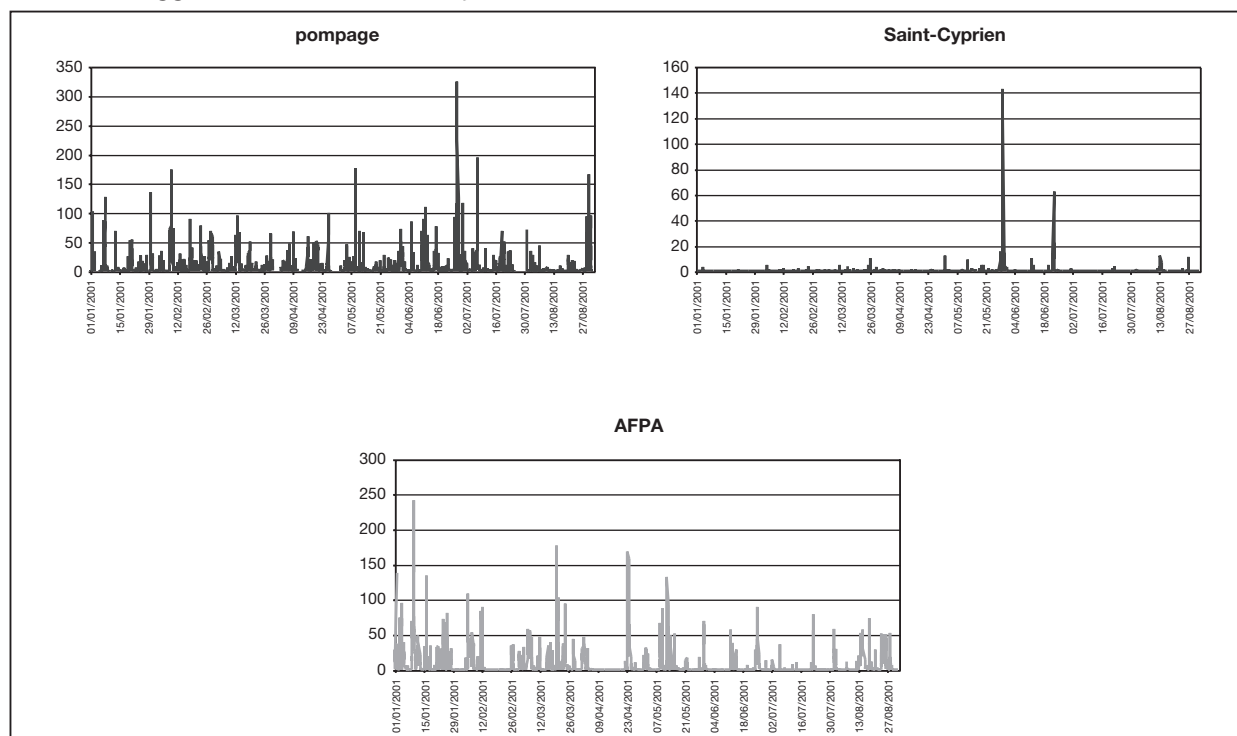
Par ailleurs, les concentrations présentent des profils différents selon la station.

A St Cyprien, station la plus éloignée du site (3 km au nord), les valeurs sont pour la plupart extrêmement faibles (de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$) excepté au cours de deux épisodes ponctuels d'émissions plus élevées :

- dans la nuit du 29 au 30 mai 2001 où le niveau a atteint $142 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une heure,
- dans la nuit du 22 au 23 juin 2001 où le niveau a atteint $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sur les deux autres stations, plus proches du site mais l'une au nord (AFPA) et l'autre à l'est (Pompage) les valeurs moyennes sont plus proches mais sans corrélation temporelle (coefficient de corrélation entre les séries AFPA et Pompage = - 0,11) témoignant de l'influence directe de la direction du vent.

Figure 3 : Concentrations horaires ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en NH_3 sur l'ensemble des stations ORAMIP de l'agglomération. Période de janvier à août 2001



Au total, les valeurs mesurées par ces stations ne représentent que l'exposition de la population située à proximité de celles-ci. De façon prévisible, elles apparaissent par ailleurs directement liées aux émissions de Grande Paroisse et à la direction du vent. Enfin, les niveaux horaires maximum mesurés sur cette période de janvier à août 2001 n'ont pas dépassé la valeur d'un ppm.

b – Le jour de l'explosion

Le jour de l'explosion, l'ammoniac a été détecté par les pompiers de la CMIT de Haute Garonne (tableau 5) à 11 heures (heure locale), les concentrations ont atteint la VME soit $18\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 500 mètres du cratère. La durée pendant laquelle ce niveau de concentration a été mesuré n'est pas disponible mais les dernières mesures négatives réalisées pour la levée du confinement, à 500 et 800 m du site, permettent de limiter la durée de l'exposition à un maximum de 5 heures. Il faut noter que les premières mesures ont été réalisées à 10h45.

Aucune mesure n'a pu être récupérée des stations privées de Grande Paroisse.

Sur les trois stations de l'ORAMIP, seule la station Pompage a fonctionné toute la journée et les valeurs varient entre 0 et $1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. La station AFPA s'est arrêtée au moment même de l'explosion (dernier quart d'heure enregistré : 10h00 – 10h15) et les mesures de la station St Cyprien n'ont pu être récupérées que jusqu'à 4h30. Le tableau 17 présente les valeurs quart horaire enregistrées par ces trois stations le 21 septembre.

Tableau 17 : Concentrations quart-horaires en NH_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mesurées par les trois stations de l'ORAMIP le 21/09/01 entre 0h00 et 10h15 (heure locale)

¼ horaire	Pompage	St Cyprien	AFPA
2:15	0	0	35
2:30	0	0	34
2:45	0	0	35
3:00	0	0	52
3:15	0	0	52
3:30	0	0	36
3:45	0	0	28
4:00	0	0	22
4:15	0	0	18
4:30	0	0	24
4:45	0	VM	47
5:00	0	VM	38
5:15	0	VM	27
5:30	0	VM	21
5:45	0	VM	19
6:00	0	VM	26
6:15	0	VM	31
6:30	0	VM	38
6:45	0	VM	28
7:00	0	VM	33
7:15	0	VM	42
7:30	0	VM	42
7:45	0	VM	49
8:00	0	VM	40
8:15	0	VM	24
8:30	0	VM	23
8:45	0	VM	29
9:00	0	VM	23
9:15	0	VM	30
9:30	0	VM	32
9:45	0	VM	21
10:00	0	VM	10
10:15	0	VM	16

VM : valeur manquante

On peut observer sur ces données, que seule la station AFPA a enregistré des concentrations non nulles avant l'explosion. Cela est cohérent avec le vent d'Autan de Sud Est soufflant ce jour là. Par ailleurs, les mesures enregistrées par la station Pompage sont restées quasi nulle toute la journée ce qui est également cohérent avec l'orientation du vent et les résultats de la modélisation réalisée par Météo-France.

Au total, le jour de l'explosion, seule la mesure enregistrée par le SDIS peut être mise en perspective avec les résultats de la modélisation de Météo-France.

c – Les deux mois qui ont suivi l'explosion

Les concentrations en ammoniac ont été à nouveau mesurées par les analyseurs de Grande Paroisse du 30 septembre au 26 novembre 2001¹, date à laquelle les stocks ont été entièrement retirés du site. Huit capteurs sur 13 ont été pris en compte : les cinq autres n'ont pas donné lieu à des relevés ou ont été détruits. Ces huit capteurs sont répartis soit en limite de site côté est ou côté ouest (A701, A702, A706,

¹ avec deux interruptions du 20 au 23 octobre et les 10 et 11 novembre.

A709), soit près des ateliers d'acide cyanhydrique ou d'ammoniac (A708, A710). Le tableau 18 présente les mesures pour la période du 30/09/01 au 19/10/01 sur laquelle elles peuvent être comparées aux mesures enregistrées par la station mobile installée sur le site par l'ORAMIP (tableau 19). Cette comparaison doit malgré tout rester prudente en raison des incertitudes attachées aux mesures réalisées par Grande Paroisse.

Tableau 18 : Distribution des concentrations mesurées par huit analyseurs de NH_3 sur le site de Grande Paroisse entre le 30/09/01 et le 19/10/01 (valeurs journalières)

	A 701		A 702		A 703		A 706		A 708		A 709		A 710		A 711	
	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
moy	0,4	261	3,2	2 268	1,3	886	10,5	7 347	0,4	252	5,2	3 616	0,4	277	1,2	833
et	0,4	250	2,7	1 857	1,3	931	1,2	846	0,4	266	0,5	338	0,4	259	2,0	1 433
cv	0,96	1,0	0,82	0,8	1,05	1,1	0,12	0,1	1,06	1,1	0,09	0,1	0,94	0,9	1,72	1,7
p5	0,0	0	0,0	0	0,0	0	9,2	6 440	0,0	0	4,6	3 199	0,0	0	0,0	0
p25	0,1	70	0,0	0	0,0	0	10,0	7 000	0,0	0	4,8	3 343	0,1	70	0,0	0
p50	0,2	140	4,9	3 430	1,2	840	10,1	7 070	0,4	245	5,3	3 710	0,3	175	0,5	315
p75	0,7	455	5,5	3 850	1,9	1 313	10,6	7 385	0,5	350	5,4	3 780	0,6	438	1,4	980
p95	1,0	665	6,0	4 211	3,1	2 177	12,1	8 495	0,9	651	5,6	3 945	1,2	840	3,9	2 713
min	0,0	0	0,0	0	0,0	0	9,2	6 440	0,0	0	4,0	2 800	0,0	0	0,0	0
max	1,1	770	6,3	4 410	5,2	3 640	14,7	10 290	1,5	1 050	6,3	4 410	1,2	840	9,1	6 370

Les moyennes et valeurs maximales observées sur cette période sont inférieures à celles mesurées par les mêmes analyseurs en période de fonctionnement normal de l'installation (tableau 12) sur la journée du 05/06/2001. En revanche, par rapport à la période annuelle du 05/06/00 au 05/06/01, les stations 706, 708, 709, 710 et 711 mesurent des concentrations journalières moyennes plus élevées. Néanmoins, il faut rappeler que les valeurs de cette année 2000-2001 étaient sous-estimées par rapport aux valeurs habituelles. Les stations 708 et 710, comme avant l'explosion, mesurent en moyenne des valeurs inférieures à celles des autres stations.

Il apparaît par ailleurs que ces valeurs sont supérieures à celles mesurées par l'ORAMIP (tableau 19), en particulier pour les stations 702 et 703 situées de part et d'autre de la porte C (ouest du site) où était installée la station de l'ORAMIP.

Tableau 19 : Distribution des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) mesurées sur le site de Grande Paroisse par la station mobile de l'ORAMIP entre le 30/09/01 et le 19/10/01 (valeurs journalières)

moyenne	172
Ecart-type	145
Coefficient de variation	0,84
Percentile 5	24
Percentile 25	50
Percentile 50	101
Percentile 75	321
Percentile 95	364
Minimum	8
Maximum	484

Si l'on veut considérer les mesures enregistrées par l'ensemble des stations de l'ORAMIP, deux autres périodes doivent être prises en compte en raison du déplacement des stations provisoires. La première période s'étend du 28/09 au 22/10 (tableau 20) et la deuxième période va du 24/10 au 26/11 (tableau 21).

Tableau 20 : Distribution des valeurs horaires de NH_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) enregistrées par les stations de l'ORAMIP sur la période du 28/09 au 22/10

	Pompage	Saint Cyprien	AZF	Françoise
Moyenne	6	2	148	24
Ecart type	33	13	274	15
Coef de variation	5,31	6,18	1,85	0,62
Minimum	0	0	2	5
Percentile 5	0	0	7	8
Percentile 25	0	0	21	13
Percentile 50	0	0	42	20
Percentile 75	2	0	135	31
Percentile 95	23	3	675	55
Maximum	510	170	2 295	89
DM*	4	102	5	4

* Données Manquantes

Tableau 21 : Distribution des valeurs horaires de NH_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) enregistrées par les stations de l'ORAMIP sur la période du 24/10 au 26/11

	Pompage	Saint Cyprien	Françoise	Rte de Seysses
Moyenne	1	1	3	2
Ecart type	4	3	10	11
Coef de variation	3,15	4,46	3,88	6,52
Minimum	0	0	0	0
Percentile 5	0	0	0	0
Percentile 25	0	0	0	0
Percentile 50	0	0	0	0
Percentile 75	0	0	0	0
Percentile 95	6	4	14	10
Maximum	34	55	137	233
DM*	2	3	3	2

* Données Manquantes

Sur la première période, la station Françoise, située à 800 m au nord-nord-ouest du site, enregistre encore des valeurs non nulles mais inférieures à celles enregistrées sur le site lui-même. Sur la deuxième période, cette même station enregistre des valeurs proches de zéro et il en est de même sur la station Rte de Seysses située à 900 m au nord du site. Sur les deux périodes, les stations Pompage et Saint Cyprien enregistrent des valeurs très faibles : Saint Cyprien étant la station la plus éloignée du site (3 km) et Pompage étant séparée du site par les coteaux de Pech David.

III.2.2.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque

Les données disponibles pour estimer l'exposition et donc caractériser le risque lié à une exposition au NH_3 sont plus rares que celles disponibles pour le NO_2 , en particulier le jour de l'explosion. Par ailleurs, l'analyse descriptive de ces données montre une grande variabilité spatiale et temporelle des concentrations atmosphériques, ce qui rend difficile l'appréciation de la représentativité, en terme d'exposition de la population, de ces données. Enfin, une partie des mesures a été enregistrée avec un simple objectif d'alerte par rapport à une valeur seuil (Grande Paroisse, SDIS) et pas avec un objectif de quantification précise des concentrations. Pour toutes ces raisons, l'estimation des expositions de la population et la qualification du risque reste imprécise et entachée d'incertitudes.

a – Le jour de l'explosion

Si l'on reprend les scénarios élaborés dans le paragraphe consacré au NO_2 :

- **Travailleurs intervenant sur le site** : la seule mesure disponible correspond à l'atteinte de la VME soit 18 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ou 25 ppm) enregistrée par le SDIS à 11h. La durée d'exposition n'est pas connue mais la première mesure négative, donc inférieure à la VME, enregistrée au même endroit (à 500 mètres du

cratère) a été relevée à 11h50, ce qui est cohérent avec la dispersion rapide du nuage telle qu'elle a été observée pour le NO_2 et modélisée par Météo-France. Si l'on fait l'hypothèse que cette valeur ou des valeurs légèrement inférieures aient persisté jusqu'à 15h50, heure de la dernière mesure par le SDIS et ayant déclenché la levée du confinement de la population par la préfecture, la durée d'exposition des intervenants sur le site est de près de cinq heures. Cette exposition reste donc en deçà des expositions admises en milieu du travail (la VME s'applique à une durée de huit heures) et, *a fortiori*, des valeurs provoquant des pathologies irritatives sévères (cf paragraphe 1.1) même si des réactions transitoires ont pu se manifester, notamment une gêne liée aux odeurs puisque le seuil olfactif a été atteint.

- **Résident du quartier du Mirail** : il s'agit du quartier survolé en premier par le nuage de pollution et, selon la modélisation de Météo-France, la concentration maximale dans cette zone était d'environ 40 % de la concentration maximale initiale au centre nuage. Si l'on considère la valeur de 18 mg/m^3 comme étant la concentration initiale, la concentration maximale sur le quartier du Mirail serait donc de $0,7 \text{ mg}$ (ou 1 ppm). Enfin, à partir de l'analyse des données de NO_2 , la durée d'exposition peut être estimée à quatre heures. Cette exposition, de l'ordre de grandeur du seuil olfactif, n'apparaît donc pas de nature à engendrer un effet toxique pour la santé.
- **Quartiers et banlieue ouest** : là encore, on ne dispose pas de mesures et seule la modélisation permet d'appréhender le niveau d'exposition. La concentration maximale dans cette zone a été estimée à 18 % de la concentration maximale initiale au centre du nuage. L'exposition est donc inférieure à celle estimée dans le scénario précédent.

b – Les deux mois qui ont suivi :

- **Intervenant sur le site** : les concentrations journalières moyennes relevées entre le 30/09 et le 19/10 par les stations de Grande Paroisse et la station mobile de l'ORAMIP sont inférieures à celle du 05/06/01 et largement inférieures à la VME.
- **Quartiers proches** : concernant les deux stations présentes avant et après l'explosion, Pompage et Saint Cyprien, les distributions des valeurs horaires mesurées après l'explosion sont quasiment identiques à celles mesurées avant l'explosion que ce soit sur la période d'octobre ou sur la période de novembre. Les valeurs enregistrées sont très faibles, inférieures à la concentration de référence proposée par l'EPA de $0,1 \text{ mg/m}^3$ (voir paragraphe 1.1). L'exposition de la population en centre-ville n'a donc pas pu entraîner d'effet sanitaire lié à la période post-explosion. Concernant les quartiers situés à proximité, au nord du site : les valeurs enregistrées par la station Françoise sur la première période sont plus élevées de quelques $\mu\text{g/m}^3$ à celles mesurées par la station AFPA avant l'explosion. Pendant la deuxième période, les valeurs enregistrées par les stations Françoise et Rte de Seysses sont identiques à celles enregistrées par la station AFPA avant l'explosion. Leurs percentiles 95 sont inférieurs à la concentration de référence de l'EPA. Les expositions au NH_3 des quartiers proches de Grande Paroisse pendant les deux mois suivant l'explosion sont donc comparables à celles que l'on pouvait observer avant l'accident et n'ont pas été de nature à engendrer des effets sanitaires spécifiques.

Synthèse

Concernant le jour de l'explosion, malgré les imprécisions et les incertitudes liées à la rareté des données disponibles, celles-ci ne sont pas en faveur d'un niveau et d'une durée d'exposition ayant pu engendrer des effets toxiques pour la population même si des réactions irritatives oculaires ou respiratoires transitoires ont pu être observées.

Dans la période post-explosion, contrairement au NO_2 , on ne dispose pas couramment de mesures urbaines de NH_3 . Néanmoins, on peut observer que les expositions de la population proche du site, pendant les deux mois d'évacuation des polluants du site de Grande Paroisse, n'étaient pas réellement différentes des expositions des mois précédant l'explosion et des deux années précédentes (cf paragraphe 1.1.1- concentrations dans l'environnement). Les valeurs mesurées sur le site et dans l'agglomération sont par ailleurs inférieures à leurs valeurs toxicologiques de référence respectives. Les expositions n'étaient donc pas de nature à engendrer des effets sanitaires spécifiques à cette exposition post accidentelle.

III.2.3. Exposition aux particules (PM10)

III.2.3.1. Données disponibles

Les seules données disponibles sont les mesures enregistrées par l'ORAMIP que ce soit avant ou après l'explosion. Parmi les stations du réseau, trois mesuraient les PM10 (particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres) pendant les mois précédant l'explosion (tableau 22). Les stations Berthelot et CCIT mesurent en parallèle les particules fines PM2,5.

Tableau 22 : Stations ORAMIP mesurant PM 10 sur l'agglomération avant et après le 21/09/01

Polluant	Station	Type de station	Date d'installation	Date ou période d'arrêt
PM10	M.Jacquier	Urbain	13/01/92	21/09/01
	Berthelot	Urbain	01/01/99	
	CCIT	Prox. trafic	07/08/99	
	St. prov. AZF		25/09/01	23/10/01
	Station ASF (Aucamville)	Prox. trafic	10/12/01	

a – Avant l'explosion

La distribution des valeurs horaires de janvier à août 2001 sont présentés dans le tableau 23.

Tableau 23 : Distribution des valeurs horaires de PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) enregistrées par les stations de l'ORAMIP sur la période de janvier à août 2001

	Jacquier	Berthelot	CCIT
Moyenne	21	21	23
Ecart type	11	11	12
Coef de variation	0,54	0,51	0,53
Minimum	3	1	1
Percentile 5	7	8	7
Percentile 25	13	14	14
Percentile 50	19	19	21
Percentile 75	26	26	29
Percentile 95	41	41	44
Maximum	129	166	101
DM*	37	32	211

*Données manquantes

On observe des distributions très proches entre les trois stations pour ce polluant avec des niveaux moyens, sur cette période de 8 mois, d'ores et déjà inférieurs à la valeur limite européenne prévue pour les moyennes annuelles en 2005 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et proches de la valeur limite prévue pour 2010 ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Par ailleurs, sur un plan temporel, les mesures des trois stations sont bien corrélées entre elles avec des coefficients de corrélation supérieurs à 0,8 ce qui est élevé pour des valeurs horaires.

Au total, avant l'explosion, l'exposition de la population aux PM10 apparaît d'une part homogène sur l'agglomération, même en considérant l'exposition de proximité trafic reflétée par la station CCIT, et d'autre part modérée vis à vis des objectifs européens de qualité de l'air. Ces observations confirment sur les premiers mois de 2001, celles qui ont été faites sur les mesures de l'année 2000 dans le cadre du programme européen APHEIS auquel Toulouse participe : le niveau moyen de l'indicateur journalier construit à partir des mesures de Jacquier et Berthelot atteignait $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec un percentile 50 égal à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

b – Le jour de l'explosion

Les valeurs (quart-horaires) des concentrations en PM10 mesurées de 10h00 à 15h00 figurent dans le tableau 24.

Tableau 24 : Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) quart-horaires mesurées par les trois stations de 10h00 à 15h00 (heure locale) le 21 septembre

¼ horaires	Jacquier	Berthelot	CCIT
10:00	16	24	21
10:15	21	32	24
10:30	2 587	200	102
10:45	360	101	65
11:00	82	53	41
11:15	64	38	33
11:30	44	37	31
11:45	32	31	26
12:00	20	27	26
12:15	VM*	23	24
12:30	VM	20	16
12:45	VM	21	20
13:00	VM	25	20
13:15	VM	24	18
13:30	VM	25	22
13:45	VM	18	20
14:00	VM	22	22
14:15	VM	14	20
14:30	VM	23	17
14:45	VM	24	27
15:00	VM	21	28

*Valeur Manquante

Ces valeurs sont très cohérentes avec les résultats de la modélisation.

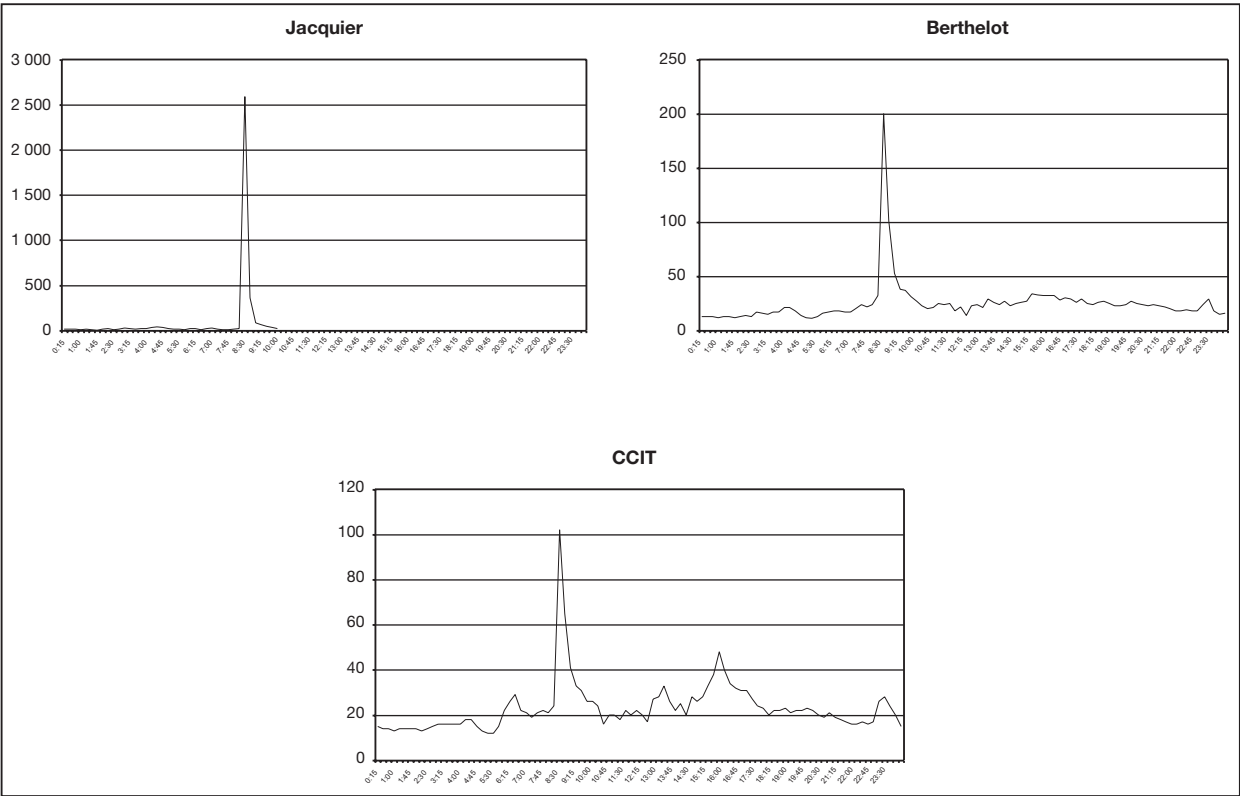
Comme pour le NO_2 , sur la station Maurice Jacquier située à environ 1,2 km au nord ouest du site, on observe l'élévation brutale des PM10 sur le quart d'heure 10h15 – 10h30 puis une décroissance progressive jusqu'à des valeurs habituelles (proche du percentile 50 des huit premiers mois de l'année) à 12h00.

Concernant la station Berthelot (quartier des Récollets) située en bordure de la zone de passage du nuage simulé, on observe également une élévation brutale mais à un niveau moindre que précédemment.

Enfin, concernant la station CCIT situé dans l'hypercentre, au nord du site, les mêmes variations sont observées mais à un niveau encore inférieur. Les pics sont donc contemporains sur les trois stations, ce qui est cohérent avec la diffusion rapide du nuage, et atteignent des concentrations respectives compatibles avec le trajet modélisé.

La figure 4 illustre ces observations. On remarque une nouvelle augmentation des concentrations sur la station CCIT autour de 18h00, probablement liée à la reprise du trafic automobile.

Figure 4 : Variations des concentrations ambiantes en PM10 mesurées par les stations de l'ORAMIP



c – Les deux mois qui ont suivi l’explosion

Après l’explosion, la station Maurice Jacquier était devenue définitivement inutilisable. L’installation d’une station provisoire mesurant les PM10 sur le site de Grande Paroisse a permis de compléter les données des deux stations restantes du 26 septembre au 23 octobre. A partir du 10 décembre, une station fixe de proximité automobile a été installée dans le nord de l’agglomération (tableau 22). Le tableau 25 présente les distributions des valeurs journalières des trois stations pour la période du 26/09 au 23/10 et le tableau 26 présente les distributions des deux stations restantes pour la période du 23/10 au 30/11 afin de considérer la totalité de la période d’évacuation des polluants de Grande Paroisse.

Tableau 25 : Distribution des valeurs horaires de PM10 (µg/m³) enregistrées par les stations de l'ORAMIP sur la période du 26/09 au 22/10

	Berthelot	CCIT	AZF
Moyenne	21	23	21
Ecart type	11	11	12
Coef de variation	0,53	0,48	0,58
Minimum	1	2	0
Percentile 5	5	8	6
Percentile 25	12	15	13
Percentile 50	20	22	19
Percentile 75	27	28	28
Percentile 95	39	42	41
Maximum	75	81	98
DM*	9	3	23

*Données manquantes

Sur cette première période post-explosion, on observe des distributions très proches sur les trois stations avec des niveaux légèrement supérieurs sur la station CCIT de proximité automobile et une étendue légèrement plus importante pour la station AZF. Sur le plan temporel, les niveaux enregistrés sont bien corrélés puisque les coefficients de corrélation entre les trois stations sont compris entre 0,7 et 0,9.

Par ailleurs, ces distributions sont parfaitement comparables à celles des huit premiers mois de l’année pour les deux stations communes aux deux périodes : Berthelot et CCIT. Seules les valeurs maximales de la distribution diffèrent, celles de la période post explosion étant inférieures aux précédentes.

Tableau 26 : Distribution des valeurs horaires de PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) enregistrées par les stations de l'ORAMIP sur la période du 23/10 au 30/11

	Berthelot	CCIT
Moyenne	24	27
Ecart type	16	13
Coef de variation	0,65	0,50
Minimum	0	2
Percentile 5	8	11
Percentile 25	15	18
Percentile 50	21	24
Percentile 75	29	32
Percentile 95	51	53
Maximum	273	118
DM*	9	4

*Données manquantes

Sur cette deuxième période, on observe des distributions légèrement décalées vers les niveaux supérieurs. Des valeurs plus élevées sont en effet observées pendant la semaine du 29/10 au 5/11 sur les deux stations avec un pic à $273 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 30 octobre sur la station Berthelot. Sur le reste de la période, les valeurs sont comparables aux périodes précédentes. Les séries enregistrées restent bien corrélées dans le temps ($r=0,8$).

III.2.3.2. Estimation des expositions et caractérisation du risque

a – Le jour de l'explosion

- **Travailleurs intervenant sur le site** : d'une manière générale sur l'ensemble des trois stations, les concentrations ont plus rapidement retrouvé leurs valeurs habituelles que dans le cas du NO_2 et sont très cohérentes avec les résultats de la modélisation. En effet, à 12h15, ces concentrations étaient égales à la moyenne observée sur les huit premiers mois de l'année. La durée d'exposition à considérer sur le site peut donc être estimée à deux heures.

Si on fait l'hypothèse que la valeur enregistrée à 10h30 sur la station M. Jacquier – $2587 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – (tableau 22) représente 40 % de la concentration initiale au centre du nuage (modélisation), l'exposition maximale sur le site peut être extrapolée à $6470 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une durée d'un quart de heure. Or, comme indiqué dans le paragraphe 1.7, il n'existe pas de valeur toxicologique de référence en population générale pour des expositions aiguës ni de VLE (applicable à 15 mn d'exposition) disponible pour les particules. En revanche, deux VME (applicables à huit heures d'exposition quotidiennes) sont disponibles : $5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction alvéolaire (i.e pénétrant l'arbre respiratoire jusqu'aux alvéoles pulmonaires) et $10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction totale inhalable. Les PM10 sont des particules dont la taille est intermédiaire entre celles de ces deux fractions. On est alors conduit à extrapoler sur 8 heures, les valeurs horaires observées pendant les deux heures d'exposition, soit $1\,010 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration est donc inférieure à la VME pour la fraction alvéolaire.

- **Résident du quartier du Mirail** : Il s'agit du quartier survolé en premier par le nuage. Un résident du quartier (donc pouvant être une personne sensible atteinte d'une pathologie respiratoire chronique) a subi le pic enregistré à la station Jacquier de $2\,587 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puis la concentration de $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant une heure, les concentrations suivantes étant beaucoup plus faibles et comparables à celles observées habituellement sur l'agglomération.

Les valeurs admises en milieu du travail ne sont pas applicables ici et la qualification du risque est difficile. Bien que la durée d'exposition ait été très courte, il est probable que des effets respiratoires irritatifs soient survenus au décours immédiat de cette exposition.

- **Quartiers et banlieue ouest** : Il n'y a aucune station de mesure des PM10 sur le trajet du nuage et on doit faire appel aux résultats de la modélisation pour l'estimation de l'exposition. Si on fait l'hypothèse que des concentrations comprises entre 10 et 18 % de la concentration maximale initiale au centre du nuage ont été observées sur ces zones, cela conduit à une exposition comprise entre 647 et $1\,164 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant un quart d'heure. La concentration de l'heure suivante n'a pu être qu'inférieure à $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurée sur la station Jacquier.

Les mêmes remarques que pour le quartier du Mirail peuvent être formulées ici concernant la qualification du risque.

b – Les deux mois qui ont suivi l'explosion

Pendant les premières semaines qui ont suivi l'explosion, l'exposition aux PM10 reproduit ses caractéristiques habituelles par rapport aux valeurs observées sur les huit premiers mois de l'année (tableau 21). Il n'y a donc pas eu d'effet sanitaire liés à l'activité présente sur le site pendant cette période.

Sur la période suivante, on observe des valeurs légèrement plus élevées pendant une semaine, mais cette période respecte d'ores et déjà les valeurs limites applicables en 2005 : une moyenne sur la période inférieure à 40 µg/m³ et un percentile 90,4 (soit les valeurs des 35 jours les plus pollués sur un an, ici 4 jours sur la période) inférieur à 50 µg/m³.

Synthèse

Le jour de l'explosion, l'exposition aux particules a été de très courte durée mais à des niveaux élevés. Par ailleurs, on dispose de moins de mesures que dans le cas du NO₂ et il n'y a pas de valeurs de référence réellement utilisables pour ces courtes durées d'exposition. Dans ces conditions, la caractérisation du risque ne peut être que très approximative. En tout état de cause, des effets respiratoires aigus de type irritatif et inflammatoire ont pu se produire à la suite de cette exposition, en particulier chez les personnes déjà sensibilisées par une pathologie respiratoire chronique.

Sur la période des deux mois qui a suivi, l'explosion n'a pas été à l'origine d'une exposition aux particules susceptible d'engendrer des effets sanitaires spécifiques.

III.2.4. Expositions aux autres polluants chimiques

Les autres polluants chimiques émis lors de l'explosion étaient le chlore, l'acide nitrique (vaporisé) et le protoxyde d'azote. Ils n'ont pas été émis pendant la période post-explosion.

Les données disponibles sur les concentrations atmosphériques de ces trois polluants le 21 septembre sont inexistantes ou très parcellaires en terme de mesures.

III.2.4.1. Exposition au chlore (Cl₂)

Comme indiqué dans le tableau 5 (paragraphe 2.1), du chlore a été détecté à 500 mètres du cratère, le jour de l'explosion à 11h (heure locale) par les pompiers de la CMIT. La concentration estimée était de 5-6 ppm soit entre 14,5 et 17,4 mg/m³.

Cette émission de chlore a pu être confirmée quelques mois plus tard, expliquée par l'arrêt brutal des systèmes de refroidissement des ateliers de production de dérivés chlorés : l'industriel a alors estimé la quantité émise à 12 kg de chlore. Ce polluant n'était donc pas un composant du nuage initial, mais a été émis parallèlement. On ne dispose pas d'autre mesure ou estimation des concentrations.

Comme indiqué dans le paragraphe 1.5, au-dessous d'une concentration de 15 ppm, les effets irritants du chlore inhalé sont généralement transitoires, sans conséquences cliniques à long terme mais la concentration de 5-6 ppm est supérieure à la VLE (1 ppm) admise en milieu de travail.

Au total, compte-tenu de la quantité émise et de la concentration estimée, des effets transitoires, respiratoires et oculaires à type d'irritations ont été à même de se produire chez les personnes intervenant sur le site. On ne peut pas exclure la survenue de ce même type d'effet en dehors du site, mais avec une intensité plus modérée, sans qu'il soit possible d'en préciser le risque.

III.2.4.2. Exposition aux vapeurs d'acide nitrique (HNO₃)

Une fuite d'acide nitrique a été notée par les pompiers à 11h50 à 500 mètres du cratère bien que ce rejet n'ait pas été notifié par l'industriel dans son bilan du mois d'avril. On ne dispose d'aucune mesure pour ce polluant.

Comme indiqué dans le paragraphe 1.2, l'acide nitrique, comme tous les acides forts, a un effet corrosif sur les voies respiratoires par inhalation avec une sévérité dépendant de la concentration et de la durée d'exposition.

Toute évaluation quantitative ou qualitative des risques est ici impossible mais les effets possibles sont la survenue de pathologies irritatives avec toux, dyspnée, bronchospasme et, à l'extrême, œdème pulmonaire lésionnel.

III.2.4.3. Exposition au protoxyde d'azote (N_2O)

Aucune mesure n'est disponible pour ce polluant. Le seul élément quantitatif disponible figure dans le bilan des rejets fourni par l'industriel en avril 2002 : des essais ont montré que la détonation a entraîné l'émission d'un mélange gazeux comprenant 15 % en volume de N_2O .

Comme indiqué dans le paragraphe 1.4, la part de protoxyde d'azote utilisé en anesthésie est de 20 à 30 % en induction et jusqu'à 50 % dans l'oxygène en entretien. Les premiers effets observés sont un état confusionnel et des troubles de la conscience à partir de 40 % de N_2O (effet recherché en anesthésie).

Les effets secondaires qui ont pu être observés chez les patients (anémie mégalo-blastique) sont survenus après une exposition de 24 heures. Chez l'animal, c'est également après 24 heures d'exposition qu'ont été observés des effets tératogènes ou des avortements spontanés.

Les autres effets secondaires concernent l'exposition chronique à de faibles concentrations des personnels médicaux et ne s'appliquent donc pas ici.

Au total, si la concentration en volume de N_2O était de 15 % dans le nuage initial, compte tenu de la durée courte d'exposition (4 heures au maximum dans les différentes évaluations de risques des différents polluants précédents) et de la dilution rapide des polluants, des effets secondaires à type de perte de connaissance ou de confusion ou des effets abortifs apparaissent peu probables.

Synthèse

Concernant ces trois polluants émis le jour de l'explosion, le défaut de mesures dans l'environnement permettant d'estimer de façon fiable les expositions de la population est particulièrement important. Par ailleurs, il existe peu de valeurs toxicologiques de référence concernant des expositions de courte durée à ces polluants. Les données existantes, confrontées aux valeurs repères utilisées essentiellement en milieu du travail pour ces polluants ne suggèrent pas d'effet sanitaire majeur. Les effets attendus étaient de type irritatif transitoires pour les muqueuses respiratoires. Compte tenu de ces incertitudes, la mise en place immédiate de systèmes d'alerte sanitaire et le recueil des données à partir des systèmes d'information existants a donc pris ici tout son sens.

III.2.5. Exposition à l'amiante

L'explosion a entraîné la désagrégation des matériaux de nombreuses constructions, ces matériaux comportant pour certains des produits à base d'amiante. Compte tenu du périmètre d'intervention de la protection civile à partir des appels pour atteinte des bâtiments, la zone d'impact de l'explosion et donc de diffusion potentielle des fibres d'amiante contenues dans les matériaux de construction a été définie *a priori* comme s'étendant jusqu'à 2,7 km du lieu de l'explosion. Des chantiers de déblaiement, travaux de réhabilitation et de retrait d'amiante ont progressivement été confiés à des entreprises agréées. La Direction Départementale de l'Équipement chargée de coordonner l'enlèvement des gravats et matériaux a pris en compte le risque amiante en recommandant des mesures de précaution aux personnels en place et en procédant au recensement des décharges autorisées à recevoir les divers types de déchets dont ceux amiantés. Par la suite, le service prévention de la CRAM a adressé aux entreprises intervenantes sur les sites sinistrés une information technique concernant les procédures à suivre afin d'assurer la protection des travailleurs, en leur rappelant les dispositions prévues par le décret n°96-98 du 7 février 1996. Tous les chantiers de retrait d'amiante sont terminés depuis octobre 2002.

Les circonstances d'exposition occasionnées par l'explosion ont été de trois types :

- exposition aiguë de la population au moment de l'explosion,
- exposition en continu dans les semaines qui ont suivi liée à la remise en suspension des fibres d'amiante après l'explosion,
- exposition au cours des chantiers de déblaiement.

a – Exposition aiguë de la population au moment de l'explosion

Cette exposition brutale concerne toutes les personnes qui se trouvaient dans et à proximité des bâtiments détruits ou endommagés qui comportaient des matériaux en amiante.

Sur le site dit « AZF », le plan de désamiantage concernant les flocages et calorifugeages était terminé depuis plusieurs années au moment de l'explosion et il est confirmé que seul du fibrociment était susceptible d'être présent sur le site. Tous les bâtiments du site comportaient une toiture en amiante-ciment.

La présence d'amiante (sous forme de calorifugeage, flocage ou amiante-ciment) dans les bâtiments, publics ou privés, soufflés autour du site était moins bien connue. Un recensement des chantiers susceptibles de mettre en suspension des fibres d'amiante (travaux de réhabilitation / plans de retrait d'amiante) a été effectué auprès de la DRIRE pour la zone industrielle et de la DDTEFP pour les autres chantiers, ce qui pourrait permettre de préciser l'étendue de la zone d'impact.

Cependant, en l'absence de données sur les concentrations de fibres émises dans l'atmosphère au moment de l'explosion, l'intensité de l'exposition subie par la population ne peut être appréciée.

La revue de la bibliographie sur des situations accidentelles de ce type n'a pas permis d'apporter d'information complémentaire. A la suite de l'attentat du 11 septembre 2001 à New York ayant occasionné l'effondrement du World Trade Center, le National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) a mis en place sur le site une surveillance atmosphérique de divers toxiques, dont l'amiante. Cependant, les prélèvements n'ont débuté qu'une semaine après la catastrophe. Sur les 804 prélèvements analysés entre le 18 septembre et le 4 octobre par microscopie optique en contraste de phase (MOCP), 25 dépassaient la valeur limite de 0,10 fibres / cm³ établie en hygiène industrielle pour la protection des travailleurs (maximum : 0,89 fibres / cm³). Les 114 prélèvements analysés durant la même période en microscopie électronique à transmission (META) n'ont quant à eux révélés aucune concentration dépassant la valeur réglementaire (maximum : 0,024 fibres / cm³) [13].

La catastrophe survenue quelques jours avant celle de Toulouse n'apporte donc pas d'éléments permettant d'évoquer l'existence pour la population d'une exposition significativement plus importante que celle acceptée en milieu de travail.

En tout état de cause, l'exposition subie lors de l'explosion, a été aiguë, de quelques minutes à quelques heures et en plein air. Les connaissances toxicologiques et épidémiologiques actuelles ne décrivent pas d'effets sanitaires chez l'homme attribués à une exposition à l'amiante de si brève durée. Compte tenu des connaissances élaborées en milieu professionnel, il semble peu vraisemblable que l'exposition liée à l'explosion ait entraîné un excès de risque significatif.

b – Exposition en continu dans les semaines qui ont suivi, liée à la remise en suspension des fibres d'amiante après l'explosion

Dans les suites de l'explosion, et avant le retrait des déchets et la remise en état des bâtiments, la population avoisinant les sites détruits et les travailleurs sur site ont pu être exposés aux fibres d'amiante contenues dans les milieux ambiants.

L'intensité de l'exposition dépend des épisodes d'émission de fibres dans l'air respiré. En milieu extérieur, une fois mises en suspension dans l'air, les poussières sont rapidement dispersées par la turbulence de l'atmosphère. Les concentrations les plus fortes étaient donc attendues dans les zones les plus touchées, lorsque les conditions météorologiques (période sèche et venteuse) et l'existence de mécanismes physiques (travaux de déblaiement) étaient les plus propices à l'envol des poussières à partir des sols et du bâti détérioré.

Différents prélèvements d'air ont été réalisés avant que ne débutent les chantiers de déblaiement et de dépose d'amiante :

- La CRAM a fait procéder par son laboratoire de Bordeaux à des prélèvements réalisés sur un pas de temps de 24 heures du 01/10/01 au 05/10/01 (soit 10 jours après l'explosion) en présence d'un fort vent d'Autan (situation favorisant la remise en suspension dans l'air des fibres déposées) sur les sites de Grande Paroisse (trois points de prélèvement), AFPA (quatre points de prélèvement), Institut de Génie Chimique (quatre points de prélèvement). Ces deux derniers sites ont été particulièrement soufflé par l'explosion. La détermination des concentrations en fibres d'amiante (identification par microscopie électronique à transmission META) a été réalisée par l'INRS. Les moyennes sur cinq jours de ces mesures figurent dans le tableau 27, seules des fibres de chrysotile ont été retrouvées.
- Certaines entreprises privées, touchées par l'explosion, ont également fait réaliser par des laboratoires agréés par le ministère de l'Environnement des mesures d'empoussièrement avant travaux dans des

bâtiments contenant de l'amiante (prélèvements du 5 au 7 octobre 2001). Les résultats transmis au groupe de travail (comptage par META) sont inférieurs au seuil de détection (< 0,84 fibres/L).

Tableau 27 : Concentrations en fibres de chrysotile autour du site de Grande Paroisse du 01/10/01 au 05/10/01 (fibres/litre). Identification en microscopie électronique à transmission META

	Grande Paroisse [marge d'erreur]	AFPA	Inst. Génie Chimique
Point 1	12,0 [8,0 - 17,0]	< 0,96	< 0,92
Point 2	3,2 [1,6 - 6,0]	2,9 [1,3 - 5,5]	< 0,90
Point 3	3,2 [1,6 - 6,0]	< 2,2	< 0,95
Point 4		< 0,95	< 0,92

Ces mesures, réalisées dans des sites contenant des matériaux en amiante, particulièrement atteints par l'explosion, ont permis de caractériser les niveaux d'exposition potentiels des populations restées dans ou à proximité immédiate des bâtiments atteints, dans les jours qui ont suivi la catastrophe et avant que n'aient lieu les chantiers de déblaiement, travaux de réhabilitation et de retrait d'amiante.

Les concentrations, au maximum de quelques fibres par litre, toujours inférieures à 5 fibres /litre sauf sur un prélèvement réalisé sur le site dit « AZF » dans une zone non habitée, n'étaient pas de nature à engendrer à terme une exposition cumulée conduisant à un excès de risque significatif.

Ainsi, on rappellera que le risque d'asbestose s'exprime pour des expositions cumulées correspondant à une exposition en continue pendant un an à 25 000 fibres/litre et que les effets cancérogènes observés jusqu'à présent correspondent à des expositions cumulées d'au moins 0,5 f/ml x année, c'est à dire à une exposition continue 40 heures par semaine pendant une année de travail (1 920 heures) à une concentration de 500 fibres par litre d'air. Les relations exposition-effet produites pour les effets cancérogènes et extrapolées aux expositions de faible intensité (relations exposées chapitre 1.6), font calculer un nombre supplémentaire de décès par cancer du poumon et mésothéliome respectivement inférieur à 0,05 et 0,3 (donc moins d'1 cas) pour 10 000 personnes qui auraient été exposées en permanence pendant un an complet à des concentrations en amiante de 12 fibres/litre d'air [11].

c – Exposition au cours des chantiers de déblaiement.

– **Exposition des travailleurs** : les personnes les plus susceptibles d'avoir été exposées aux émissions d'amiante dans les suites de la catastrophe sont les travailleurs exécutant les tâches de déblaiement de déchets amiantés. La durée des différents chantiers a été de 3 jours à 3 semaines et ils se sont succédés jusqu'en octobre 2002, date à laquelle ont eu lieu les derniers retraits d'amiante. Pour chaque travailleur intervenant, l'exposition a probablement été de courte durée, mais elle s'ajoute à d'autres expositions acquises durant la vie professionnelle et contribue donc à son exposition cumulée vie entière. Pour ces travailleurs, il est particulièrement important que les mesures de protection prévues par la réglementation en hygiène et sécurité du travail soient appliquées et respectées.

La Direction Départementale de L'Équipement et le service prévention de la CRAM ont diffusé des recommandations et rappelé les dispositions réglementaires visant la protection des travailleurs aux différentes entreprises intervenantes sur l'ensemble de la zone, ainsi qu'aux personnels en place sur le site « AZF ». Pour de nombreux chantiers de dépose des matériaux d'un bâtiment contenant de l'amiante, un plan de retrait a été établi décrivant les moyens mis en œuvre pour assurer la sécurité des personnels et limiter l'envol des particules. Ces plans de retrait ont été adressés aux différents services de prévention : Inspection du Travail, CRAM, OPPBTP, accompagnés pour certains de « fiches d'exposition » des intervenants précisant le poste et la durée de travail sur les différents chantiers.

Les concentrations en amiante à différents postes de travail ont pu être appréciées de deux manières différentes :

- Sur le site de l'AFPA, la DDTEFP a fait procéder à des chantiers « tests » afin de mesurer la concentration en fibres d'amiante dans l'air auquel est exposé du personnel, lors d'interventions sur des produits contenant de l'amiante (dénombrement des fibres en MOPC). Quatre séries de prélèvements ont été effectuées sur une durée de quelques heures chacun en recréant des conditions défavorables de travail (engin retournant le sol en surface, appareil de prélèvement placé sous le vent de la zone de travail) (tableau 28) :
 - 3/12/01 (travaux confortatifs, pôle mécanique) : 1 fibre/litre le matin et 8 fibres/litre l'après-midi ;
 - 5/12/01 (travaux de déblaiement, pôle mécanique) : 1 fibre/litre ;

- 10/12/01 (pôle mécanique et bâtiment de bureaux) : respectivement < 1,3 fibres /litre et 1,1 fibres /litre ;
 - 14/12/01 (zone de manœuvres) : < 1 fibre/litre.
- Sur le site de Grande Paroisse, entre le 26 octobre 2001 et le 21 février 2002, 1 300 tonnes de fibrociment (contenant de l'amiante) ont été évacuées du site et dirigées vers un centre d'enfouissement technique de classe 3. Tout au long des travaux (du 8 novembre au 25 janvier 2002), Grande Paroisse a fait pratiquer par un organisme agréé (APAVE) une série de mesures d'amiante à différents postes de travail à l'aide de capteurs individuels sur des durées de 1 à 3 heures (dénombrement des fibres en MOCP). Sur 17 mesures réalisées, 13 étaient inférieures au seuil de détection (0,01 f/cm³) et deux dépassaient la valeur limite d'exposition, considérée comme seuil réglementaire en hygiène du travail (0,11 et 0,17 f/cm³ pour un seuil réglementaire à 0,1 f/cm³) (tableau 28).

Par ailleurs, l'APAVE a également réalisé un suivi des concentrations d'amiante en 27 points répartis sur le site de Grande Paroisse et pour la plupart à l'extérieur des bâtiments (dénombrement des fibres en META). Entre le 12/10/01 et le 11/02/02, 48 mesures ont ainsi été effectuées dont 43 étaient inférieures au seuil de détection, quatre étaient inférieures à 2 f/l et une était égale à 10,64 f/l. Cette dernière valeur a été mesurée à l'intérieur d'un magasin lors du retrait des matériaux amiantés (tableau 28).

Tableau 28 : Concentrations en fibres d'amiante (chrysotile) sur le site de Grande Paroisse et sur le chantier « test » AFPA durant les chantiers de déblaiement

	Extérieur Fibres/litre* [marge d'erreur]	Postes de travail (appareil sur opérateur) Fibres/ litre**
Chantier AFPA		
Pôle mécanique		
3 décembre 2001		1 et 8
5 décembre 2001		1
10 décembre 2001		< 1,3
Bureaux côté entrée		
10 décembre 2001		1,1
Zone de manœuvres		
14 décembre 2001		< 1
Grande Paroisse :		
Du 12 octobre au 11 février 2002		
47 prélèvements de 48 à 72 heures	< 0,61 à 3,49	
1 prélèvement	10,64	
Du 8 novembre au 25 janvier 2002		
		14 concentrations < 13
17 prélèvements d'une durée de 1 à 3 heures		2 concentrations > 100 (110 et 170)

* microscopie électronique à transmission (META) ; ** microscopie optique en contraste de phase (MOCP)

Rappel des seuils réglementaires :

- décret santé des salariés (n°96-98) = 100 f/litre sur une heure de travail
- décret santé des populations (n°96-97) = 5 f/l

Au total, les concentrations mesurées aux postes de travail sont le plus souvent rassurantes. Certaines valeurs dépassent cependant les valeurs réglementaires en milieu de travail et montrent que sur de courtes durées, l'exposition des travailleurs peut devenir intense et nécessite que les équipements de protection soient bien respectés et l'accès des chantiers réglementé. Le suivi des travailleurs participants à des travaux de déblaiement de matériaux contenant de l'amiante doit être prévu dans le cadre de la médecine du travail.

- **Population riveraine des chantiers** : Il n'existe pas d'habitation sur le site même de Grande Paroisse, mais différents chantiers un peu plus éloignés se trouvaient en zone urbaine. Il n'est donc pas exclu que malgré les précautions prises sur le chantier pour limiter l'envol des particules, certains quartiers situés directement sous le vent aient pu recevoir des fibres d'amiante au cours des travaux. Cependant, il faut rappeler qu'en milieu extérieur, une fois mises en suspension dans l'air, les poussières sont rapidement dispersées. En tout état de cause, les quantités reçues par les riverains ne peuvent être qu'inférieures à celles mesurées sur les chantiers et compte tenu de l'étendue des travaux (de 3 jours à 3 semaines par chantier ; retraits d'amiante terminés avant octobre 2002), la durée d'exposition n'a pu excéder quelques mois dans la situation la plus défavorable de quartiers soumis à l'influence de chantiers successifs.

Les résultats des chantiers « tests » AFPA ainsi que les mesures réalisées en milieu extérieur à Grande Paroisse durant les travaux (voir ci-dessus) montrent que les concentrations dépassent rarement la valeur de 5 fibres /litre, niveau seuil d'empoussièrement en fibres d'amiante rendant obligatoire la réalisation de travaux dans l'habitat.

Comme nous l'avons vu précédemment, ces concentrations ne peuvent constituer, en quelques semaines ni même en quelques mois, des expositions cumulées conduisant à un excès de risque significatif pour la population résidant à proximité.

Il convient en revanche de s'assurer que dans les bâtiments réhabilités, la restitution des locaux et la réintégration des personnes (scolaires dans les écoles...) ont bien été réalisées après vérification que les concentrations ambiantes ne dépassaient pas le seuil prévu dans le décret habitat, à savoir 5 fibres/litre.

Synthèse

Au total, les données recueillies pour les différentes situations décrites permettent de conclure que la catastrophe AZF n'a pas entraîné de conséquence préoccupante en matière de risque pour la santé liée aux émissions d'amiante. Pour la population générale, résidant à proximité des chantiers, l'intensité couplée à la durée de l'exposition, au maximum de quelques mois, ne conduit pas à un niveau d'exposition cumulée qui soit compatible avec l'observation d'un excès de risque de fibrose ou de cancer. Pour les travailleurs exécutants les tâches de déblaiement de déchets amiantés, les concentrations mesurées à certains postes se sont révélées ponctuellement dépasser les valeurs limites de référence. Même si les durées d'exposition étaient courtes, l'exposition vient s'ajouter aux autres expositions subies durant la vie professionnelle. Cela justifie une vigilance particulière pour que soient respectées les consignes de protection et que ces travailleurs soient correctement suivis dans le cadre de la médecine du travail.

III.2.6. Surveillance des effets sanitaires liés aux émissions atmosphériques

Les effets sanitaires liés aux émissions atmosphériques de produits toxiques ont pu être décrits à partir de plusieurs sources, dont les principales sont le réseau de médecins sentinelles, le CAP de Toulouse et le régime général de l'Assurance maladie.

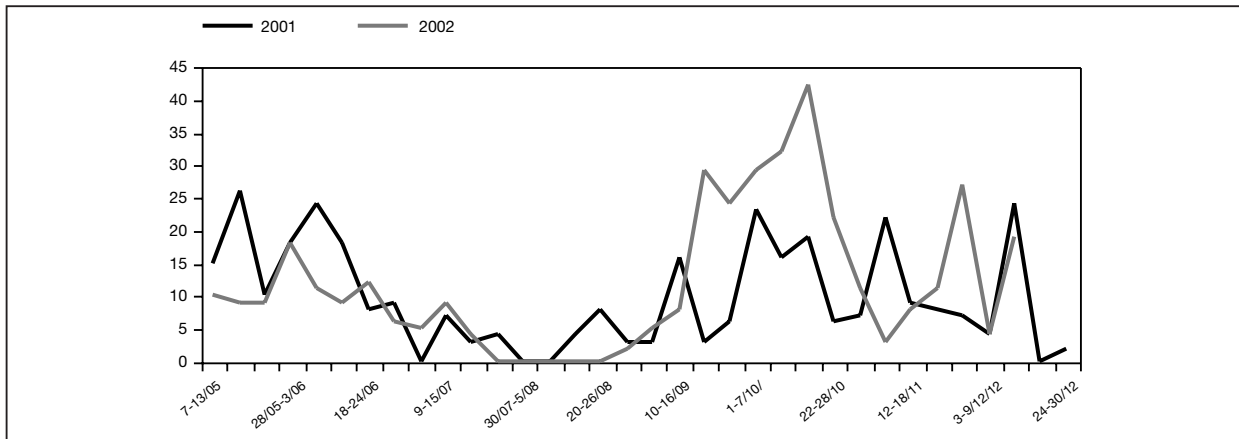
III.2.6.1. Données des médecins sentinelles

La méthode du recueil d'information a été définie dans la partie méthode (Chapitre II paragraphe 2.1.1.)

a – Signes irritatifs respiratoires

En ce qui concerne les **crises d'asthme**, pathologie respiratoire surveillée en routine, on observe un premier pic la semaine précédant l'explosion puis une recrudescence dans les semaines qui suivent l'explosion (Figure 5). Lors du recueil de 2002, on note également une recrudescence des crises d'asthme à partir de mi septembre et pendant la durée du recueil. De plus, le nombre de cas déclarés entre le 10 septembre et le 25 novembre est significativement plus élevé en 2002 qu'en 2001 ($p < 0,05$).

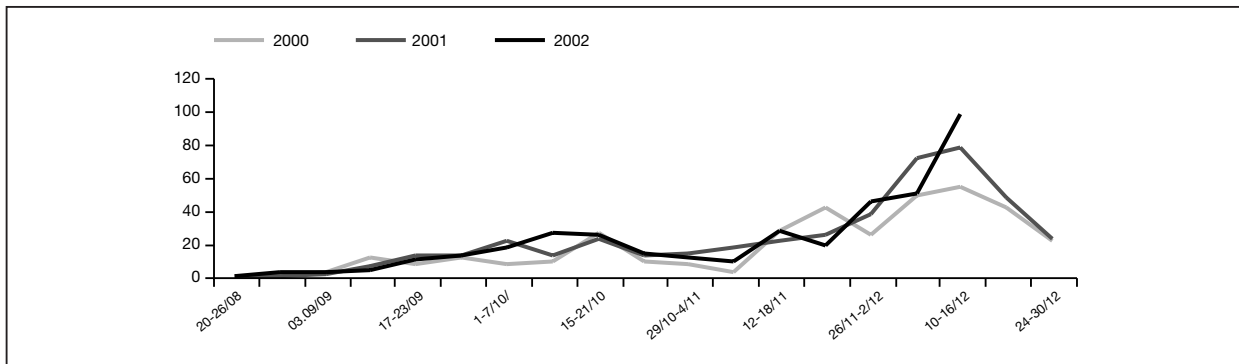
Figure 5 : Crises d'asthme déclarées par les médecins sentinelles mai-décembre 2001-2002



L'asthme est une maladie polyfactorielle pouvant être liée à des facteurs allergiques, infectieux ou environnementaux. L'augmentation du nombre de cas sur la période post explosion correspond à la recrudescence saisonnière habituelle de cette pathologie (printemps et automne) comme le confirme l'augmentation observée sur la même période en 2002.

Pour les **bronchiolites** du nourrisson (Figure 6), les tendances observées ne se distinguent pas nettement de celles de l'année précédente pendant la période des 10 semaines suivant l'explosion. Le recueil effectué en 2002 suit les mêmes tendances que les deux années précédentes.

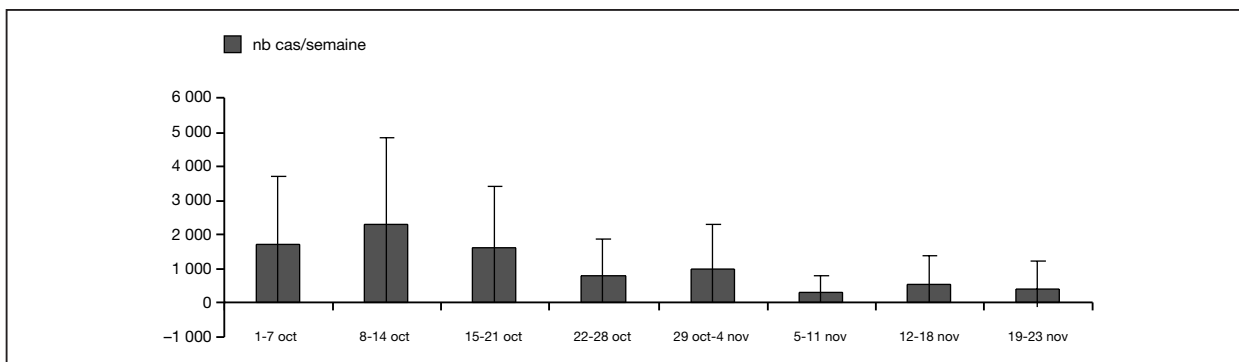
Figure 6 : Bronchiolites déclarées par les médecins sentinelles, août-décembre 2000-2001-2002



La bronchiolite est une pathologie d'origine virale, qui se propage de façon épidémique en hiver (décembre - janvier). L'augmentation observée à partir de la première quinzaine de décembre ne peut être raisonnablement attribuée aux effets irritants de toxiques émis à la suite de l'explosion.

La **trachéobronchite**, pathologie surveillée spécifiquement dans le cadre du dispositif épidémiologique a été déclarée pendant les 2 mois d'observation en 2001. La Figure 7 représente la tendance des consultations pour trachéobronchite estimée pour l'agglomération toulousaine (cf Chapitre II paragraphe 2.1.1.). On observe à la troisième semaine suivant l'explosion un pic du nombre de cas, avec une diminution nette de la fréquence de la trachéo-bronchite après la cinquième semaine.

Figure 7 : Estimation des trachéobronchites pour l'ensemble de l'agglomération toulousaine d'après les médecins sentinelles 1/10 au 23/11/01



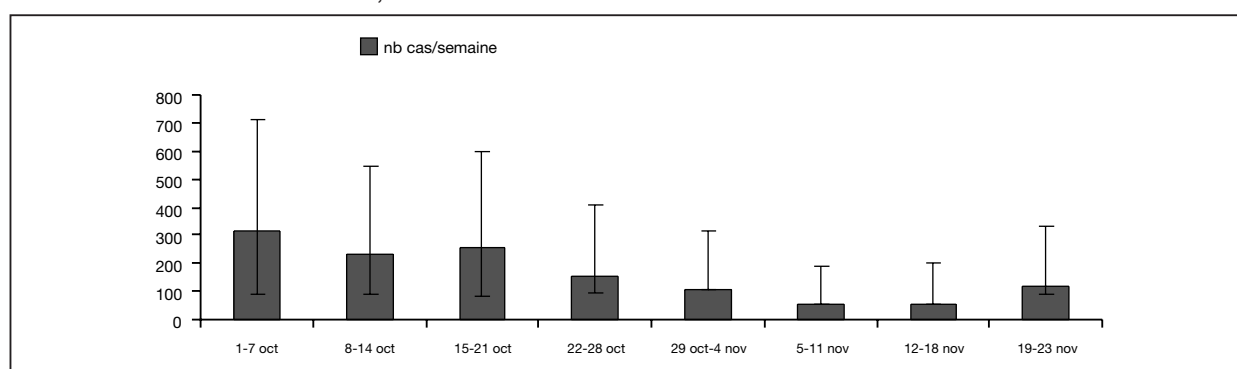
La surveillance des trachéobronchites en septembre et octobre 2002 montre que cette pathologie est un motif de consultation fréquent : le nombre de consultations est deux fois plus important que l'année précédente. Il n'existe pas de pic observé sur la période.

La trachéobronchite est une pathologie banale dont la symptomatologie est peu spécifique. Son origine est principalement d'ordre infectieux mais des facteurs irritatifs toxiques peuvent également être déclenchants. Le pic et la décroissance des consultations pour trachéobronchite en 2001 sont en faveur d'un effet irritatif des toxiques libérés lors de l'explosion de l'usine AZF. L'hypothèse maximaliste selon laquelle toutes ces consultations pour trachéobronchite (nombre estimé variant entre 6 800 à 10 600 environ pour les 8 semaines d'observation) seraient liées à l'explosion n'apparaît pas recevable.

b – Les signes irritatifs ophtalmiques

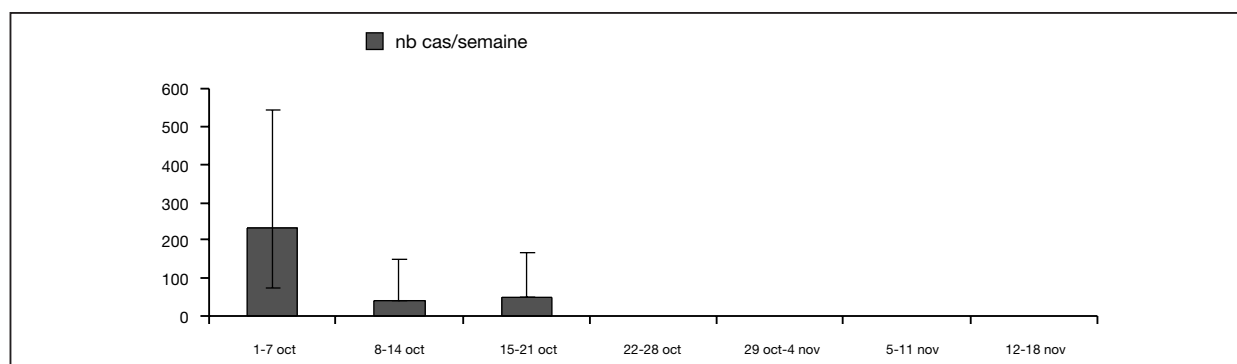
La Figure 8 représente la tendance des consultations pour conjonctivites dans l'agglomération toulousaine (cf Chapitre II paragraphe 2.1.1.). Les **conjonctivites** ont été signalées principalement jusqu'au 28 octobre 2001 (5 semaines après l'explosion). Le nombre est maximal lors de la deuxième semaine après l'explosion et dans les trois semaines qui suivent. Lors de la surveillance de septembre-octobre 2002, le nombre de cas estimé de consultations pour conjonctivite varie peu selon les semaines et le nombre de consultations est deux fois plus important que l'année précédente.

Figure 8 : Estimation des conjonctivites pour l'ensemble de l'agglomération toulousaine d'après les médecins sentinelles, 1/10 au 23/11/01



Par ailleurs, des **troubles de la vision** (cf Chapitre II paragraphe 2.1.1.) ont été signalés jusqu'au 21 octobre 2001, soit 4 semaines après l'explosion (Figure 9). Le nombre est maximal lors de la deuxième semaine suivant l'explosion puis diminue rapidement dans les deux semaines suivantes. En 2002, le nombre de consultations pour troubles de la vision est stable pour chaque semaine du recueil et sans pic.

Figure 9 : Estimation des troubles de la vision pour l'ensemble de l'agglomération toulousaine, d'après les médecins sentinelles, 1/10 au 23/11/01



Les conjonctivites sont des pathologies d'origine variée, tant allergiques que virales ou irritatives. Pour ce qui concerne les troubles de la vision, il faut noter que cette catégorie recouvre probablement partiellement les conjonctivites ayant entraîné des difficultés visuelles. Les tendances observées montrant un pic puis une décroissance rapide, sont en faveur d'un lien avec l'effet irritatif des toxiques libérés lors de l'explosion. Cependant, comme pour les trachéobronchites, l'hypothèse maximaliste selon laquelle toutes ces consultations pour conjonctivite (nombre estimé variant entre 600 et 2 000 environ pour les 8 semaines d'observation) seraient liées à l'explosion n'apparaît pas recevable.

Les données recueillies par les médecins sentinelles doivent être interprétées avec prudence. Le réseau est incomplètement représentatif des médecins de l'agglomération toulousaine, et sa représentativité vis-à-vis de la population effectivement exposée aux émissions atmosphériques ne peut être évaluée. Du fait de la sur-représentation des médecins des quartiers les plus proches de l'explosion, les estimations faites à partir de ces données sont probablement des surestimations. Par ailleurs, les pathologies surveillées dans le cadre de ce recueil sont fréquentes et peu spécifiques, ce qui rend difficile l'affirmation de l'existence d'un lien de causalité forte.

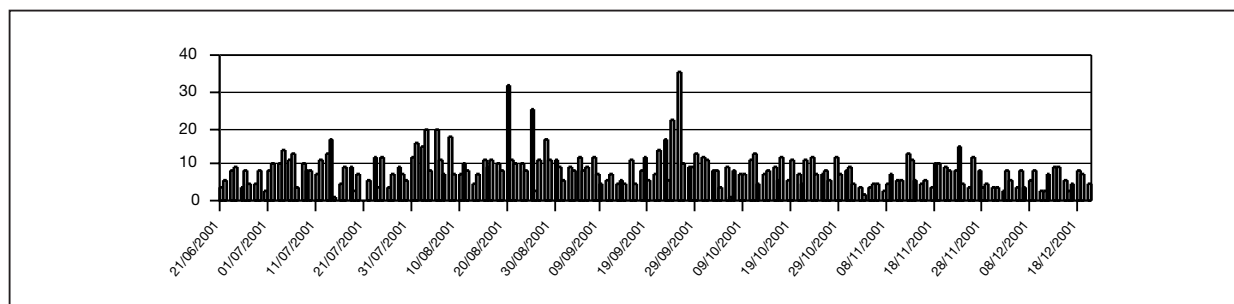
Cependant, on observe des tendances cohérentes pour l'asthme et la bronchiolite, en faveur d'une absence de lien avec l'explosion. Pour les trachéobronchites, les conjonctivites et les troubles de la vision, les tendances sont en revanche cohérentes et en faveur d'un lien avec l'explosion. L'aspect des courbes (pic puis diminution rapide des consultations) est compatible avec les émissions de toxiques émis le jour de l'explosion de l'usine (ammoniac et chlore). L'analyse des tendances du recueil 2002 est également en faveur de ce lien bien que la comparaison entre les deux recueils doive être très prudente, en particulier parce que ces pathologies n'ont été surveillées que pour des durées très courtes.

III.2.6.2. Données du CAP

Durant la période couvrant les 3 mois avant et après l'explosion (du 21 juin 2001 au 20 décembre 2001), des appels correspondant à 1549 cas potentiels d'intoxication (hors demandes d'informations et erreurs thérapeutiques) ont été reçus par le CAP de Toulouse en provenance des départements de Haute-Garonne ou de l'un de ses départements limitrophes : Ariège, Aude Tarn, Tarn-et-Garonne et Gers. La provenance des appels était un particulier dans 57 % des cas, un professionnel de santé (libéral ou hospitalier) dans 43 % des cas.

Pendant les 3 mois précédant l'explosion (Figure 10), le nombre quotidien d'appels a dépassé 20 à plusieurs reprises, avec 2 pics à 25 et 32 appels fin août. La semaine suivant l'explosion, on a observé un pic d'appels culminant à 35 appels le 25 septembre. Pendant le reste des 3 mois suivants, le nombre d'appels se situe en moyenne à 5-10 par jour, ce qui est cohérent avec les variations saisonnières habituelles d'activité du CAP (activité plus forte pendant les vacances scolaires).

Figure 10 : Appels toutes causes au CAP du 21/06/01 au 20/12/01 (N=1549)



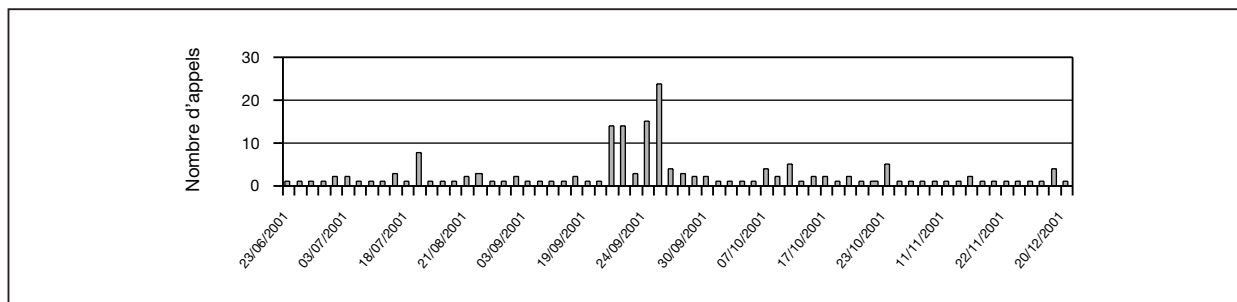
Parmi ces 1549 appels, on a sélectionné les appels dont les circonstances pouvaient correspondre à une situation telle que l'explosion de l'usine AZF :

- le produit toxique en cause était inconnu lors de l'appel ;
- les circonstances de l'intoxication déclarées lors de l'appel étaient compatibles avec une explosion industrielle (cf Chapitre II, Chapitre 2.1.2.).

Un total de 169 appels correspondait à cette sélection.

Si l'on observe la répartition par date de ces 169 appels (Figure 11), la semaine qui suit l'explosion se détache nettement de l'ensemble de la période, avec un pic d'appels les 21 et 22 septembre, suivi d'une chute le dimanche 23 septembre puis d'une nouvelle augmentation des appels les 24 et 25 septembre.

Figure 11 : Appels pour toxique inconnu et circonstances compatibles avec une explosion industrielle, 21/06/01 au 20/12/01 (N=169)



Les voies d'intoxication signalées lors de ces 169 appels sont « respiratoire/inhalation » pour 115 appels, « orale/ingestion » pour 32, « cutanée » pour 7, « piqûre/morsure » pour 1, et « indéterminée » pour 14. Pour les voies d'intoxication autres que « respiratoire », on n'observe aucun pic sur les 6 mois étudiés, mais le nombre d'appels est en tout état de cause trop faible pour pouvoir analyser le nombre d'appels hebdomadaire.

En revanche, on observe un pic d'appels pour suspicion d'intoxication par voie respiratoire dans la semaine suivant l'explosion : 66 appels enregistrés, contre une moyenne hebdomadaire de 2 appels par semaine pour le reste de la période.

Les signes cliniques rapportés le plus fréquemment lors de ces appels sont des signes d'irritation des voies aériennes supérieures (53 appels, 83 %) : toux, bronchite, irritation oro-pharyngée, laryngite, trachéite, rhinorrhée. Viennent ensuite les signes suivants, par ordre de fréquence (la somme des pourcentages excède 100 %, car plusieurs signes cliniques peuvent être signalés pour une même personne) :

- auditifs (10 appels) : hypoacousie, acouphène, ulcération nasale ;
- ophtalmologiques (9 appels) : conjonctivite, irritation cornéenne, diminution champ visuel ;
- digestifs (8 appels) : irritation, douleurs épigastriques, nausées, vomissements, diarrhée ;
- voies respiratoires profondes (8 appels) : dyspnée, asthme, douleur respiratoire ;
- neurologiques (4 appels) : céphalées, somnolence, vertiges, tremblements, myalgies ;
- dermatologiques (4 appels) : brûlures, érythème, urticaire, éruption non précisée, œdème ;
- généraux (1 appel) : malaise.

Aucun signe de gravité n'a été rapporté, en particulier dans les domaines respiratoire (pas de détresse respiratoire ni d'œdème aigu du poumon), ophtalmologique (hormis un cas de diminution du champ visuel) ou neurologique (pas de coma ni de convulsion).

La proportion d'appels pour lesquels les signes cliniques déclarés sont compatibles avec les effets sanitaires connus d'une exposition par inhalation à l'acide nitrique, au dioxyde d'azote, à l'ammoniac et au chlore (produits dont l'émission atmosphérique a été ultérieurement confirmée) est présentée dans le tableau 29. Elle est supérieure à 50 % pour les 4 produits identifiés.

Tableau 29 : Compatibilité des signes cliniques déclarés avec une exposition aux polluants identifiés

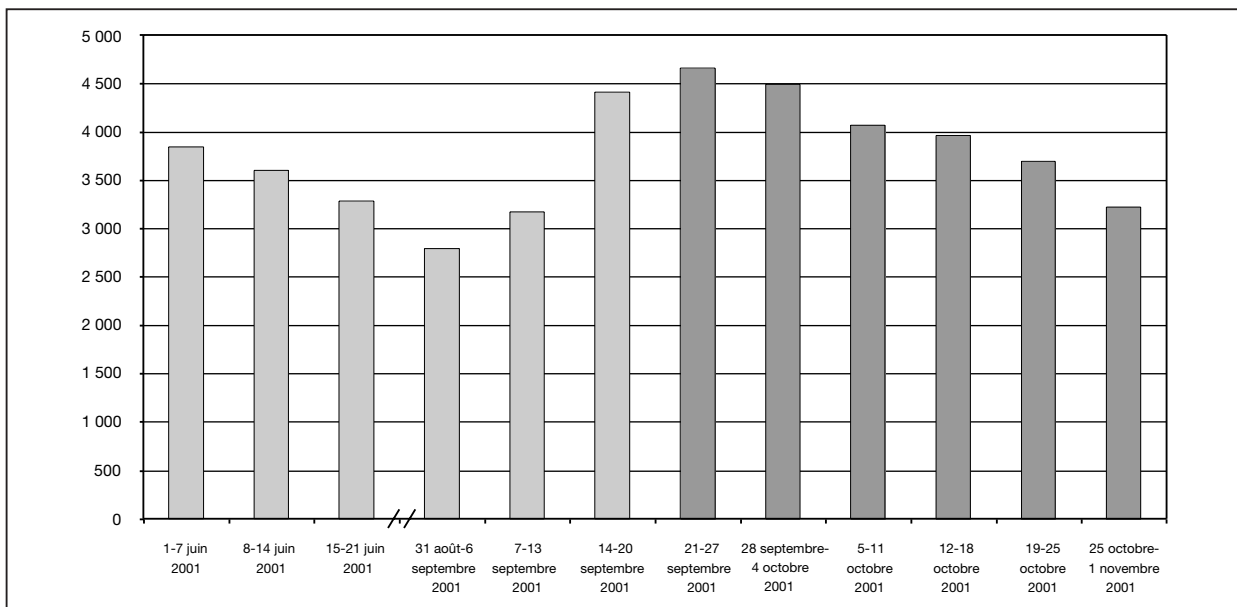
Produits identifiés	Appels avec signes compatibles (parmi 66 appels du 21 au 27/09/01)
Dioxyde d'azote	58 (88 %)
Chlore	56 (85 %)
Ammoniac	51 (78 %)
Acide nitrique	37 (56 %)

L'analyse des appels au CAP de Toulouse montre une recrudescence d'appels compatibles avec une intoxication par voie aérienne consécutive à l'explosion dans les quelques jours suivant le 21 septembre. Cette recrudescence reste toutefois de faible ampleur. Les signes cliniques déclarés sont principalement des signes irritatifs des voies aériennes supérieures avec une petite proportion d'autres signes (oculaires, digestifs, généraux) sans gravité. Très peu de signes respiratoires de type asthme ont été déclarés, confirmant ainsi les données des médecins sentinelles. La cohérence de ces signes avec les effets des émissions atmosphériques identifiées est très bonne pour l'ammoniac, le dioxyde d'azote et le chlore. Il faut cependant noter que la faible spécificité de ces signes les rend compatibles avec de nombreux produits ayant des effets irritatifs. De plus, il est également difficile de faire la part entre signes irritatifs et symptômes éventuellement liés à l'inquiétude et au stress de la population et surtout à la recrudescence de demandes liées à l'inquiétude devant des symptomatologies qui, en temps normal, n'auraient pas donné lieu à un appel au CAP.

III.2.6.3. Données du régime général de l'Assurance Maladie

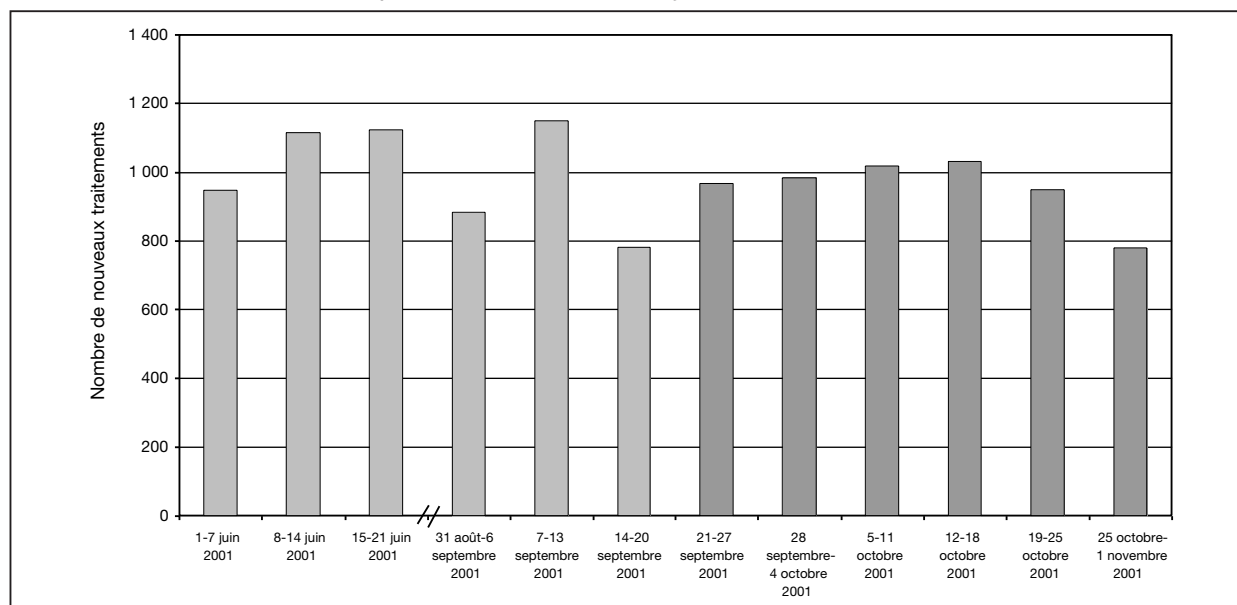
Le nombre de **nouveaux traitements par antiasthmatiques** (patients mis sous traitement pour la première fois depuis 12 mois) parmi les assurés et ayants-droits du régime général des travailleurs salariés de la Haute-Garonne (cf Chapitre II paragraphe 2.1.3.) est globalement supérieur dans les 3 semaines suivant l'explosion (semaine AZF et 2 suivantes) à celui recensé pendant les 3 semaines précédant l'explosion et pendant les 3 premières semaines de juin 2001 (périodes de référence). Cependant, lorsqu'on observe l'évolution de ces cas par semaine (Figure 12), on note que le nombre était déjà en augmentation dans les 3 semaines précédant l'explosion, avec une augmentation plus nette la semaine juste avant l'explosion. L'augmentation se poursuit légèrement la semaine du 21 septembre 2001 pour décroître ensuite. Cette tendance n'est pas en faveur d'un rôle déclenchant de crises d'asthme joué par l'explosion.

Figure 12 : Nouveaux traitements antiasthmatiques chez les assurés du régime général de Haute-Garonne, par semaine, du 1 au 21 juin 2001 et du 31 août au 1 novembre 2001



En ce qui concerne les **nouveaux traitements pour conjonctivite ou signes irritatifs ophtalmiques** (patients mis sous traitement pour la première fois depuis 12 mois), leur nombre est légèrement supérieur dans les 3 semaines suivant l'explosion (+ 150 environ) à celui des cas recensés pendant les 3 semaines précédant l'explosion et inférieur d'environ 200 à celui des 3 premières semaines de juin. La tendance évolutive par semaine (Figure 13) montre que l'augmentation se fait dans la semaine suivant l'explosion, le nombre de cas variant peu ensuite pour décroître à partir de la 5^{ème} semaine après l'explosion.

Figure 13 : Nouveaux traitements pour signes irritatifs ophtalmiques chez les assurés du régime général de Haute-Garonne, par semaine, du 1 au 21 juin 2001 et du 31 août au 1 novembre 2001



Les données issues de ce système d'information sont représentatives de la consommation médicamenteuse des assurés du régime général qui constituent 67 % de la population de Haute Garonne. L'analyse des données de consommation de médicaments antiasthmatiques, montrant une augmentation de consommation perceptible déjà plus d'une semaine avant la date de l'explosion, n'est pas en faveur d'un lien avec l'explosion, confirmant ainsi les données des médecins sentinelles. En revanche, bien qu'elles doivent être interprétées avec précaution vu leur faible ampleur, les tendances observées sur la consommation de médicaments ophtalmologiques (augmentation observée dans la semaine suivant l'explosion) est en faveur d'un lien avec l'explosion, en cohérence également avec les données des médecins sentinelles.

III.2.6.2. Autres systèmes d'information

Les données du dépistage visuel et auditif effectué par le **service de promotion de la santé en faveur des élèves** (cf chapitre II paragraphe 2.1.4.) n'ont pas montré d'atteintes oculaires graves pouvant faire évoquer une origine toxique.

Parmi les 226 patients hospitalisés au moins une nuit au CHU de Toulouse et les 588 patients reçus moins de 24h aux urgences suite à l'explosion, aucune pathologie en rapport avec un tableau d'intoxication grave n'a été recensée par le **DIM** (cf Chapitre II paragraphe 2.1.5.).

Lors de l'enquête effectuée de juillet à décembre 2002 auprès de tous les **DIM** hospitaliers de la région et pour laquelle le taux de réponse est de 93 %, aucun décès survenu à l'hôpital et en rapport avec l'explosion (code W40.6) n'a laissé suspecter une d'origine toxique.

Le nombre de décès déclarés mois par mois en 2001 dans la file active du CHS de psychiatrie G. Marchant de Toulouse n'était pas en augmentation par rapport aux données des années précédentes, et aucune augmentation de décès consécutif à l'explosion n'a été rapporté par les secteurs de psychiatrie de Haute Garonne. Aucune investigation complémentaire n'a été poursuivie.

Parmi les certificats initiaux d'accidents du travail reçus par la **CPAM** de Haute-Garonne (cf Chapitre II paragraphe 2.1.6.), les signes respiratoires en lien avec des émissions toxiques représentaient 5 % des lésions décrites, les conjonctivites et brûlures oculaires 1 % (parmi environ 3365 déclarations d'accidents du travail).

Les données des médecins sentinelles, du CAP et du régime général de l'assurance maladie convergent sur l'existence d'une recrudescence de symptômes de type irritatif, respiratoire et oculaire, dans les suites immédiates de l'explosion. Par ailleurs, ni le réseau de médecins sentinelles ni le CAP ne rapportent de signes cliniques graves pouvant être en lien avec des émissions atmosphériques. L'absence de caractère de gravité des phénomènes observés est confirmé par les autres systèmes (données hospitalières, données de dépistage dans les écoles, données sur les accidents de travail). Les tendances observées sont en faveur d'un impact de relativement courte durée, ne dépassant pas six semaines.

Les pathologies rapportées sont banales et fréquemment vues en pratique médicale de routine et leur traitement est peu spécifique, ce qui rend difficile l'affirmation d'un lien de causalité. Par ailleurs, en particulier pour ce qui concerne les appels au CAP, il est possible que ces symptômes aient déclenché un appel ou un recours aux soins dans la période post-explosion alors qu'ils n'auraient pas inquiété dans d'autres circonstances. Malgré ces difficultés, la similitude des tendances entre plusieurs systèmes d'information, dont certains (comme celui du régime général de l'Assurance Maladie) ont une bonne représentativité de la population, est en faveur d'un lien avec l'explosion.

Au total, les données fournies par ces différents systèmes d'information sont cohérentes sur la nature, la durée et la gravité des effets sanitaires pouvant être rattachés aux émissions atmosphériques et confirment les résultats de l'évaluation de risques sanitaires.

III.3. Expositions par ingestion

III.3.1. Expositions liées à la consommation d'eau potable

III.3.1.1. Contexte

L'exposition liée à la consommation d'eau potable a été considérée à partir de la description géographique des captages et du réseau d'alimentation. La DDASS de Haute Garonne a réalisé un synoptique à cet effet (Figure 14) et produit une note de synthèse sur les conséquences de l'accident sur l'eau potable pour l'agglomération toulousaine dont les éléments sont présentés ci-dessous [15]. L'analyse concerne uniquement l'eau de distribution publique, à l'exclusion des ressources privées qui ne font pas l'objet d'un contrôle réglementaire de la DDASS.

Toutes les stations alimentant Toulouse en eau potable sont situées en amont des rejets de l'usine de Grande Paroisse. En conséquence, la qualité de l'eau distribuée sur Toulouse n'a à aucun moment été affectée par l'accident. Sur les cinq stations de traitement d'eau potable (desservant environ 155 000 habitants) situées en aval et pouvant donc être concernées par l'accident, quatre ont pu être connectées immédiatement sur une ressource de substitution : St Caprais, Save et Cadours, St Jory et Blagnac. Seule l'usine du syndicat des eaux des cantons Centre et Nord (75 000 habitants) a été directement confrontée à la pollution de la Garonne ou du canal latéral. Les communes concernées sont donc les suivantes : Aucamville, Castelginest, Castelmaurou, Fenouillet, Fonbeauzard, Gagnac-sur-Garonne, Gratentour, Labastide-Saint-Sernin, Lapeyrouse-Fossat, Launaguet, Lespinasse, L'Union, Montberon, Pechbonnieu, Roufiac-Tolosan, Saint-Alban, Saint-Genies-Bellevue, Saint-Jean, Saint-Loup-Cammas.

III.3.1.2. Données disponibles sur l'eau brute

Les contrôles de qualité de l'eau brute – provenant de la Garonne – ont été intensifiés à partir du 21 septembre. Outre les contrôles habituels à la station du Bazacle – carbone organique total (COT), pH, turbidité, oxygène dissous, azote ammoniacal, hydrocarbures et métaux lourds – des contrôles supplémentaires, ponctuels et en continu, ont été effectués en quatre points sur le bras mort de la Garonne et en cinq points sur la Garonne, en aval des rejets. Les paramètres suivis portaient sur le pH, la conductivité, l'azote ammoniacal, les nitrates et le COT. Enfin, des analyses ponctuelles de type « ressources superficielles »³ (au sens du décret n°98-3 du 3 janvier 1989) ont été mises en œuvre sur 120 paramètres (dont métaux, hydrocarbures, pesticides, composés organiques volatils, benzène, toluène, xylène) les 21 et 22 septembre.

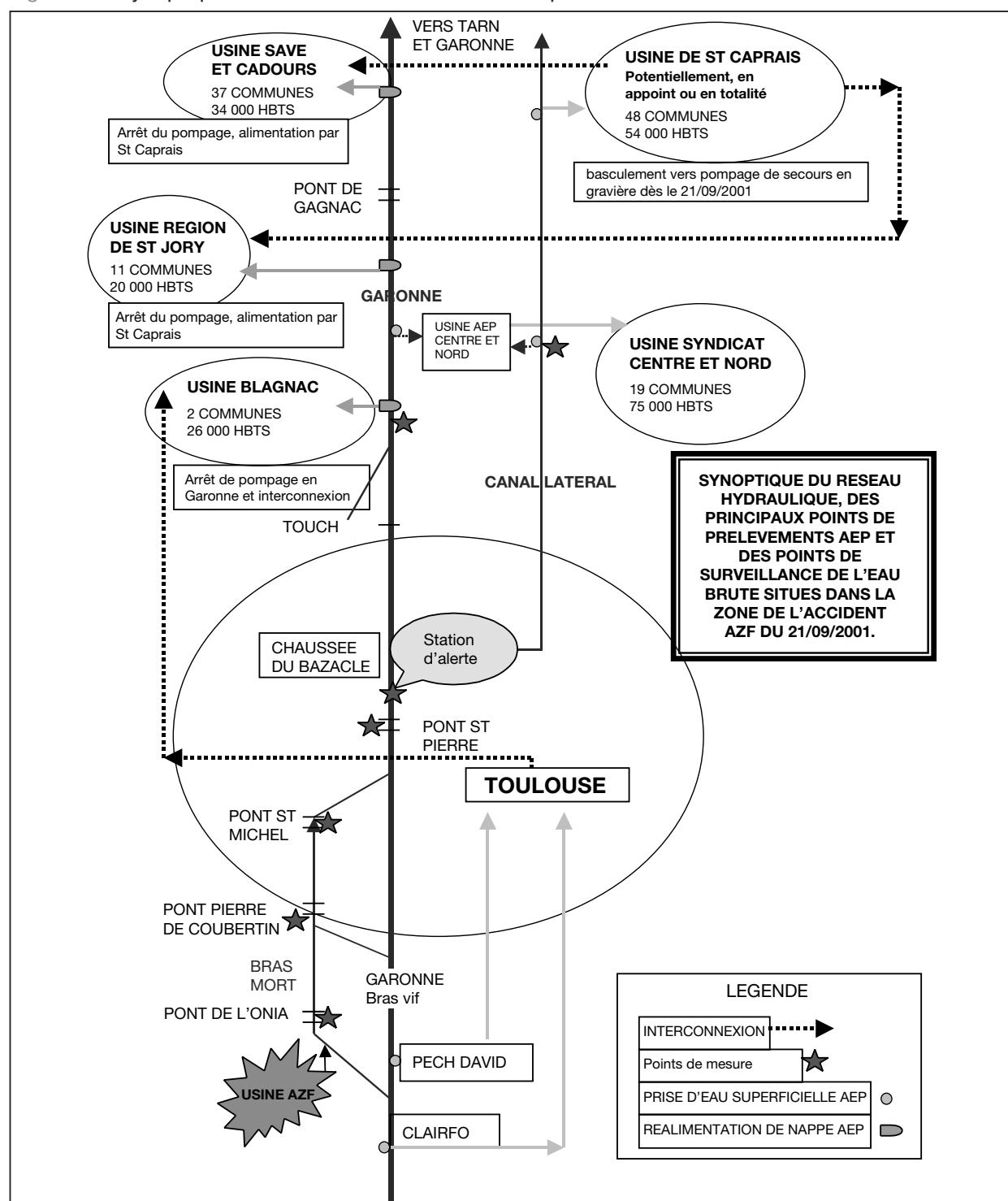
³ Les analyses de type RS ont pour objectif de déterminer si une ressource en eau superficielle est susceptible d'être utilisée pour l'alimentation en eau potable.

Sur les 120 paramètres mesurés au total, seule une augmentation des concentrations d'azote ammoniacal, de nitrates et de COT a été observée. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées dans le bras mort de la Garonne, soit directement en aval des rejets. Le passage de la pollution a pu être identifié du 22/09 en fin d'après midi au 27/09 avec des concentrations maximales entre le 22 et le 24 septembre.

- NH_4 : 331 mg/l dans le bras mort et 16 mg/l dans la Garonne,
- NO_3 : 1 277 mg/l dans le bras mort et 63 mg/l dans la Garonne,
- COT : 23 mg/l dans le bras mort et 8,7 mg/l dans la Garonne.

Au vu de ces valeurs, un renforcement du traitement et des contrôles de l'eau distribuée a été opéré par le syndicat des eaux des cantons Centre et Nord en lien avec la DDASS : sur-chloration de l'eau en distribution, contrôles des indicateurs bactériologiques et des concentrations en azote ammoniacal. Les analyses renforcées ont débuté à l'usine des cantons Centre et Nord le 23 septembre, un jour avant la date prévue d'arrivée de la pollution au niveau de la prise d'eau.

Figure 14 : Synoptique du réseau d'alimentation en eau potable dans la zone de l'accident



III.3.1.3. Exposition liée à la consommation d'eau potable

Le carbone organique total, l'azote ammoniacal et les nitrates ont été les seuls éléments en dépassement observés dans l'eau brute. Cette situation a induit une surveillance spécifique de ces trois composés dans l'eau potable.

➤ Exposition à l'azote ammoniacal (NH_4OH) :

a – données disponibles

Des dépassements de la concentration maximale admissible pour l'azote ammoniacal fixée à 0,5 mg/l ont été observés du 24 au 25 septembre en sortie d'usine et du 24 au 28 septembre sur le réseau de distribution. Sur ces deux périodes, les concentrations moyennes étaient respectivement de 2,3 mg/l en sortie d'usine et de 0,6 mg/l sur le réseau. Les valeurs maximales observées étaient respectivement de 4,9 mg/l en sortie d'usine (25 septembre à 14h) et de 2,6 mg/l sur le réseau.

b – Estimation de l'exposition et caractérisation du risque

Une évaluation de la situation a été réalisée immédiatement après l'explosion à partir des données précédentes et des considérations suivantes :

- sous l'hypothèse d'une consommation totale de 2 litres d'eau par jour et par personne, la dose d'ammoniaque liée à l'ingestion de l'eau potable était de 5 à 10 mg par jour selon que l'on considère la valeur moyenne ou la valeur maximale mesurée en sortie d'usine ;
- la dose moyenne d'ammoniaque liée à l'alimentation et à l'eau de boisson est habituellement estimée à 18 mg/j selon l'OMS [16] ;
- la production d'ammoniaque endogène par le tube digestif est de 4000 mg/j ;
- aucune valeur guide fondée sur les résultats d'études expérimentales ou épidémiologiques n'est proposée par l'OMS.

Au total, la part de la dose interne quotidienne liée à la consommation de l'eau contaminée est apparue faible au regard de la dose interne totale quotidienne et la durée de la contamination brève (deux jours). En conséquence, la population a été avertie des teneurs anormales en azote ammoniacal, mais aucune suspension d'usage n'a été promulguée pour la consommation d'eau du réseau, à l'exception de son utilisation pour la dialyse rénale.

Par ailleurs, la filière de traitement de l'eau brute comprend une étape d'ozonation. La post-chloration finale est destinée à garantir un effet bactériostatique dans le réseau. L'augmentation des concentrations en azote ammoniacal pouvant surconsommer le chlore destiné à garantir la qualité bactériologique de l'eau potable, des analyses microbiologiques ont été mises en œuvre en vue de contrôler ce paramètre. Il n'a pas été observé d'anomalie.

➤ Exposition aux nitrates (NO_3) :

a – données disponibles

En sortie usine, il n'a pas été observé de dépassement de la concentration maximale admissible, égale pour les nitrates à 50 mg/l.

b – Estimation de l'exposition et caractérisation du risque

En conséquence, il n'y a pas eu d'exposition aux nitrates spécifique à l'explosion pouvant engendrer un risque sanitaire.

➤ Exposition aux nitrites (NO_2) :

a – données disponibles

La concentration maximale admissible en nitrites pour l'eau distribuée est de 0,1 mg/l. Cette concentration a été dépassée ponctuellement le 24 septembre à 14h en sortie usine, avec une valeur relevée de 0,25 mg/l.

b – Estimation de l'exposition et caractérisation du risque

La valeur toxicologique de référence proposée par l'US-EPA correspond à une consommation quotidienne de 1 litre d'eau à la concentration de 1 mg/l (voir chapitre III, paragraphe 1.9). La consommation de 0,25 mg/l pendant un à deux jours ne correspond donc pas à une exposition pouvant conduire à un risque significatif pour la santé.

Les dépassements de valeur limite de qualité en azote ammoniacal, nitrates et nitrites observés ponctuellement dans l'eau distribuée au décours de l'explosion n'ont pas été de nature à engendrer un excès de risque sanitaire pour les consommateurs compte tenu des connaissances scientifiques actuelles. Il n'y a donc pas eu lieu de prendre des mesures conservatoires supplémentaires à celles mises en oeuvre immédiatement après l'accident.

III.3.2. Expositions liées à l'ingestion de polluants contenus dans le sol

III.3.2.1. Sources potentielles de pollution des sols liée à l'explosion et modalités d'exposition

A proximité du site, les projections de terres et de poussières issues du cratère provoquées par l'explosion proviennent d'un sol à usage industriel ancien. Elles contiennent potentiellement de ce fait un certain nombre de polluants en quantité non négligeable.

Les sols alentours sont alors susceptibles de constituer une exposition pour la population soit par ingestion directe (portage mains-bouche essentiellement pour les enfants) soit indirectement par transfert dans les productions agricoles, particulièrement familiales destinées à l'autoconsommation.

A distance du site, comme décrit en détail dans le paragraphe 2 de ce chapitre consacré à l'exposition par voie aérienne, le nuage de pollution sous la couche limite s'est dispersé en direction du nord-ouest en raison du vent d'Autan soufflant le 21 septembre. Ce nuage était susceptible *a priori* d'être à l'origine de dépôts sur le sol, ces dépôts pouvant contaminer les sols (et secondairement les cultures).

La modélisation de la trajectoire du nuage par Météo France – en supposant la concentration unitaire d'un polluant passif – et les mesures enregistrées par la station de l'ORAMIP à Colomiers montrent que la vitesse de déplacement du nuage était élevée. Il a traversé le nord-ouest du département dans les trois heures qui ont suivi l'explosion, pour s'évacuer ensuite vers le Gers. Les concentrations maximales de polluant sont de l'ordre de 40 % de l'intensité initiale à 10h20 (quartier du Mirail), 18 % à 10h30 (ouest du centre-ville), 10 % à 10h45 (Colomiers et Blagnac), 7 % à 11h (Mondonville). Le nuage s'est ensuite dirigé vers le Tarn-et-garonne avec des concentrations inférieures à 5 % des valeurs initiales.

Compte tenu de la concentration de polluant estimée à la sortie de l'agglomération et de la durée courte de survol de chaque zone par le nuage, des dépôts conséquents de polluants au sol sur la trajectoire du nuage sont donc peu probables.

Du fait de la nature des polluants identifiés comme émis au moment de l'explosion – ammoniac, acide nitrique, dioxydes d'azote, protoxyde d'azote, particules et chlore – de leur quantité et des cinétiques de dispersion, d'éventuels dépôts ne sont pas de nature à engendrer une contamination des sols qui pourrait conduire secondairement à une contamination significative des cultures et, indirectement, à un excès de risque pour les consommateurs de ces cultures. Il n'est en conséquence pas paru pertinent de réaliser des prélèvements de sol ou de végétaux sur le trajet du nuage à distance de l'agglomération.

A proximité et à distance du site, une contamination des sols puis des cultures agricoles a pu éventuellement se produire par le biais d'une pollution potentielle des eaux souterraines et superficielles, via leur irrigation. Aussi, les données disponibles concernant les eaux superficielles et les eaux souterraines ont été analysées dans une perspective d'estimation de l'exposition de la population. Néanmoins, du fait de l'absence de contrôle, hors contexte accidentel, des puits privés et des eaux d'irrigation utilisées notamment par les particuliers, ainsi que du défaut de cadre réglementaire sur ce plan, il est très difficile de juger d'un excès d'exposition lié à ces eaux d'irrigation.

Au total, sont donc considérées dans ce paragraphe :

- les expositions par ingestion directe de sol à proximité du lieu de l'explosion,
- les expositions par ingestion indirecte (cultures) à proximité et à distance de l'explosion.

Concernant les expositions par ingestion directe à proximité de l'explosion, deux catégories d'effets sanitaires ont été envisagés :

- effets liés à l'ingestion ponctuelle mais en grande quantité de terre contaminée (toxicité aiguë),
- effets liés à l'ingestion sur plusieurs mois voire années de terre en plus faible quantité (toxicité chronique), ce scénario n'étant pertinent que pour les polluants susceptibles de persister longtemps en superficie des sols.

Concernant les ingestions indirectes de fruits et légumes cultivés sur ces sols, seule l'étude de la toxicité chronique était la plus pertinente.

III.3.2.2. Données disponibles

• Première campagne de mesures de sol

De la terre a été projetée au nord-ouest du site depuis le cratère, dans un rayon de 300 mètres environ. Sept prélèvements de terre superficielle ont été effectués à la demande de la Drire, aux alentours du site d'AZF, le soir du 21 septembre. Ils avaient pour objectif d'estimer le risque de contamination de la Garonne par lessivage du sol en provenance du cratère en cas d'orage. Par ailleurs, des amas de particules solides retombés sur le site de l'école Maurice Jacquier (à 700 mètres du site de l'explosion) et prélevés le 22 septembre après-midi ont été analysés. Les résultats de toutes ces mesures sont présentés en annexe 3.

Le tableau 30 présente les médianes et valeurs maximales observées sur les prélèvements du site de Grande Paroisse, les valeurs relevées sur le prélèvement réalisé à l'école Maurice Jacquier.

Les différents prélèvements ayant pour origine le même sol projeté par l'explosion, les résultats des mesures réalisées sur le site de Grande Paroisse et à l'école Maurice Jacquier ont été regroupés. L'exposition potentielle a été estimée par la valeur médiane et la valeur maximale des huit prélèvements. Ces valeurs ont été au préalable comparées à des concentrations de référence afin de sélectionner les polluants sur lesquels porterait l'évaluation de risque :

- observées, profil de Poucharramet, dans la vallée alluviale de la Garonne à 35 km au sud-ouest de Toulouse [17], et sols ordinaires en France, hors anomalies naturelles [18],
- « réglementaires », VDSS et VCI pour les usages sensibles⁴ [19].

Tableau 30 : Synthèse des concentrations mesurées dans les différents prélèvements et comparaison aux concentrations de référence

	médiane 7 éch. (max.)	M. Jacquier	médiane globale (max.)	sols Poucharramet (Haute- Garonne) *	sols «ordinaires» en France **	VDSS	VCI
pH	7,9 (9,4)	7,3	7,9 (9,4)				
caractérisation (g/kg MS)							
N ammoniacal	1,1 (2,4)	6,8	1,11 (6,8)				
N nitrites	<0,01	<0,01	<0,01				
N nitrates	5,7 (12,1)	7,7	5,85 (12,1)				
sulfates	0,48 (1,24)		0,48 (1,24)				
manganèse	0,313 (0,428)	0,296	0,309 (0,428)				
éléments traces métalliques (mg/kg MS)							
arsenic	19 (43)	31	23 (43)	10,6 à 49,7	1,0 à 25,0	19	37
cadmium		<1		0,12 à 0,89	0,05 à 0,45	10	20
chrome	25 (232)	58	25,5 (232)	49,0 à 76,8	10 à 90	65	130
cuivre	61 (182)	85	65,5 (182)	11,3 à 26,6	2 à 20	95	190***
mercure		<0,5			0,02 à 0,10	3,5	7
nickel		18		11,8 à 46,8	2 à 60	70	140
plomb	175 (839)	416	198 (839)	18,3 à 39,9	9 à 50	200	400
zinc		712		43,6 à 114	10 à 100	4 500	9 000
paramètres traces organiques (% MB)							
matières sèches	94,7 (95,5)	94,1	94,6 (95,5)				

* Gavalda D. Gamme de teneurs en éléments trace observées dans le profil de Poucharramet, 35 km sud-ouest de Toulouse (0-140 cm). Ensa Toulouse 2001

** Baize D. Gamme de valeurs «ordinaires» dans les sols hors anomalies naturelles. Inra 2002

*** Valeur guide Pays-Bas

⁴ Les valeurs de définition de source sol (VDSS) et les valeurs de constat d'impact (VCI) proposées sont issues du guide de gestion des sites (potentiellement) pollués élaboré par le ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire [19] :

- VCI : permet d'objectiver l'impact d'une pollution sur le sol considéré en fonction de son usage. Ainsi sont déterminées des VCI « sensibles » vis à vis de l'usage domestique du sol par les particuliers (ingestion directe ou indirecte) et des VCI « non sensibles » pour un usage industriel ou commercial de ce sol.
- VDSS : valeur établie à partir de la VCI sensible, de la limite technique de détection et du bruit de fond local permettant d'établir l'existence d'une source de pollution

Des dépassements des valeurs de référence sont mis en évidence pour les éléments trace métalliques suivants : chrome, cuivre, plomb et arsenic. Les données disponibles pour le cadmium, le mercure et le nickel ne présentent aucun dépassement des valeurs de référence considérées. Le zinc présente des teneurs environ sept fois plus élevées dans les échantillons prélevés que ce qui est habituellement observé, mais ces valeurs restent très inférieures aux valeurs de référence « réglementaires ».

L'évaluation des risques sanitaires a donc considéré les quatre polluants suivants : chrome, cuivre, plomb et arsenic.

Les premières mesures, réalisées immédiatement après l'explosion, étaient essentiellement pertinentes pour l'estimation d'une exposition aiguë mais ont permis également d'identifier les toxiques susceptibles de conduire à des risques sanitaires significatifs si leur concentration restait inchangée dans le temps.

• Deuxième campagne de mesures de sols

Des prélèvements dans les lieux susceptibles d'être fréquentés par les enfants (jardins publics ou privés, bacs à sable) ont donc été demandés à proximité de l'explosion en vue de suivre l'évolution des concentrations dans le temps et d'affiner la caractérisation du risque chronique pour les polluants ayant montré un risque sanitaire non négligeable sur les premières évaluations. Les résultats d'analyses des nouveaux prélèvements – réalisés le 7 mai 2002 – permettent d'avoir une meilleure connaissance des concentrations réelles de contaminant dans les sols après homogénéisation de ceux-ci.

Le tableau 31 présente les résultats de la seconde série d'analyses de sol qui s'est déroulée au début du mois de mai 2002, soit sept mois après l'explosion, à l'école des Oustalous (située environ 600 mètres au nord du site et détruite par l'explosion). Deux prélèvements de sol ont été effectués, l'un sur l'emplacement initial de l'école, avant sa destruction, le second sur son nouveau site, à proximité immédiate de l'ancien. Les résultats sont comparés à la médiane des huit premières analyses, ainsi qu'aux valeurs de référence retenues.

Tableau 31 : Concentrations de polluants (mg/kg MS) mesurés à l'école des Oustalous (prélèvements du 7 mai 2002) – comparaison avec des valeurs cibles

composé	nouveau site Oustalous (préfabriqués)	ancien site Oustalous	médiane (max) 8 premiers prélèvements	sols Poucharramet (H. Garonne)	VDSS	VCI
arsenic	18	20	23 (43)	10,6 à 49,7	19	37
cadmium	<1	<1	<1	0,12 à 0,89	10	20
chrome	36	29	25,5 (232)	49,0 à 76,8	65	130
cuivre	35	26	65,5 (182)	11,3 à 26,6	95	190
mercure	0,2	0,2	<0,5		3,5	7
nickel	26	19	18	11,8 à 46,8	70	140
plomb	68	89	198 (839)	18,3 à 39,9	200	400
zinc	148	165	712	43,6 à 114	4 500	9 000

Les nouvelles mesures, comparées aux valeurs médianes des premiers prélèvements, montrent que les teneurs en éléments traces métalliques ont sensiblement diminué pour le cuivre, le plomb et le zinc. Elles sont du même ordre de grandeur pour l'arsenic, le chrome, et le nickel. Les concentrations en cadmium et en mercure sont restées négligeables.

L'ensemble de ces nouvelles mesures est en revanche très inférieur aux valeurs maximales observées sur les premiers prélèvements, quel que soit le polluant.

• Données de qualité des eaux superficielles (potentiellement utilisées pour l'irrigation)

La qualité des eaux de la Garonne a été évoquée dans le paragraphe 3.1.2 concernant l'eau potable.

Hormis pour l'azote ammoniacal, les nitrates et le carbone organique total, aucune dérive n'a été notée sur les 120 paramètres mesurés dans les eaux superficielles et, en particulier, sur les paramètres toxiques au moment du pic de la vague polluante. Malgré des valeurs très élevées en azote ammoniacal et en nitrates dans le bras mort, aucune mortalité piscicole n'a été constatée à cette époque en raison du pH relativement peu élevé (entre 7 et 8).

Les 17 et 18 octobre les rejets d'ammoniac dans la Garonne ont dépassé à nouveau les valeurs autorisées par arrêté préfectoral (tableau de mesures en annexe).

En effet, le réseau d'ammoniac n'étant plus en pression après l'explosion, des rejets du gaz dans l'atmosphère ont occasionné des plaintes de la part des riverains, d'autant plus que la situation

météorologique à cette période ne favorisait pas la dispersion atmosphérique des polluants. Un dispositif de capture de l'ammoniac par voie aqueuse puis de rejet dans la Garonne a alors été mis en place mais une mauvaise estimation des rejets d'eau ammoniacale – associé sans doute à un défaut de surveillance – a entraîné des dépassements des valeurs fixées par arrêté préfectoral. La pollution de la Garonne et la mort concomitante de plusieurs dizaines de kilos de poissons s'est produite avant mise en place effective de stockages palliatifs de l'eau ammoniacale.

Toutefois, les concentrations mesurées dans les eaux superficielles par la DDASS ont été beaucoup plus faibles que lors de l'explosion du 21 septembre (maximum d'azote ammoniacal mesuré dans le bras mort : 7 mg/l) et la mortalité de poissons constatée a été essentiellement liée aux teneurs en azote ammoniacal associées à un pH élevé (jusqu'à 8,6) favorisant le déplacement de l'équilibre vers une forme de l'azote ammoniacal toxique pour les poissons (azote ammoniacal non ionisé) malgré des concentrations plus faibles.

• Données de qualité des eaux souterraines (potentiellement utilisées pour l'irrigation)

Onze piézomètres sont implantés sur le site afin de surveiller la qualité des eaux de la nappe vis à vis des composés azotés, seuls composés faisant l'objet d'un contrôle réglementaire. Deux puits situés respectivement en amont et en aval du cratère de l'explosion (dans le sens de l'écoulement de la nappe) ont été plus particulièrement suivis après l'explosion, à la demande de la DRIRE. Les données de cette surveillance figurent en annexe 3.

III.3.2.3. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion directe à proximité de l'explosion

a – Scénarios d'exposition

L'exposition directe par voie orale concerne essentiellement les enfants et plus particulièrement ceux âgés de moins de 6 ans jouant à l'extérieur. Une estimation des expositions a donc été conduite pour cette population cible, dans l'hypothèse où elle fréquenterait quotidiennement des lieux ayant reçu des projections de sol provenant du cratère.

Les estimations concernent les quatre polluants dont les premières concentrations mesurées sont supérieures aux VDSS et VCI (tableau 32) : arsenic, chrome, cuivre et plomb. Ces éléments sont en effet susceptibles d'être à l'origine d'un excès de risques sanitaires.

Huit scénarios d'exposition ont été construits au total à partir des hypothèses suivantes :

- population : enfants de 2 ans et de 6 ans,
- poids corporel : enfant de 2 ans = 12 kg, enfant de 6 ans = 20 kg,
- vecteur d'exposition : sol,
- voie d'exposition : ingestion,
- temps quotidien passé à l'extérieur = 2 heures,
- concentrations dans le sol retenues : initialement, en l'absence de données sur le devenir des polluants dans les sols, et notamment leur persistance et leur diffusion dans les milieux, l'hypothèse a été faite que les teneurs mesurées dans les premiers prélèvements sur les retombées de terre se retrouvaient de façon homogène et constante dans l'ensemble des sols en contact avec l'enfant. Dans les premiers jours qui ont suivi l'explosion, en particulier avant que les pluies aient lessivé les sols et que les poussières se soient dégradées, il est envisageable qu'un enfant jouant au contact des projections ait pu ingérer des fragments de terre présentant les concentrations effectivement mesurées dans ces échantillons (tableau 33). L'hypothèse d'une ingestion chronique de la même terre (aux mêmes concentrations en polluants) devient en revanche peu crédible en l'absence de contamination préalable des sols. Les valeurs mesurées dans les prélèvements des Oustaloux sept mois après l'explosion paraissent les plus pertinentes à prendre en compte dans ce type d'exposition.

Au total, les concentrations utilisées pour le calcul des doses ont été les concentrations mesurées dans les prélèvements initiaux afin de caractériser les risques d'intoxication aiguë d'une part, de sélectionner les toxiques qui, en exposition chronique, seraient susceptibles de représenter un danger s'ils persistaient dans l'environnement aux mêmes concentrations. Dans un deuxième temps, les concentrations mesurées sept mois plus tard pour les toxiques sélectionnés précédemment ont été considérées afin de contrôler leur diminution et celle des risques correspondants dans le cadre d'une exposition chronique.

Tableau 32 : Synthèse des concentrations de polluants (mg/kg MS) mesurés dans les sols (1^{ère} campagne de mesures)

	Prélèvements initiaux	
	valeurs maximales	valeurs médianes
chrome (mg/kg MS)	232	25,5
cuivre (mg/kg MS)	182	65,5
plomb (mg/kg MS)	839	198
arsenic (mg/kg MS)	43	23

– Quantité de sols ingérés

Tableau 33 : Quantité de sols ingérés par les enfants (selon Sheppard (mg/kg MS) mesurés dans les sols (1^{ère} campagne de mesures)

enfant de 2 ans		enfant de 6 ans	
par heure	par jour (2 heures)	par heure	par jour (2 heures)
20 mg/h	40 mg/jour	10 mg/h	20 mg/jour
80 mg/h	160 mg/jour	40mg/h	80 mg/jour

Les doses d'exposition estimées pour les différents scénarios figurent dans le tableau 34. Pour chacun des huit scénarios ainsi construits, la dose journalière d'exposition (DJE) a été calculée de la manière suivante :

$$DJE = \frac{C_{sol} \times Qté \text{ sol} \times 10^{-3} \times T_j}{PC} \quad (1)$$

Avec, C_{sol} : concentration du polluant dans le sol (mg/kg ou $\mu\text{g/g}$ de sol)

$Qté \text{ sol}$: quantité de sol ingéré par l'enfant (mg/h)

T_j : temps passé à l'extérieur par jour (en heures)

P : poids de l'enfant (kg)

Tableau 34 : Doses journalières d'exposition selon les différents scénarios ($\mu\text{g/kg/jour}$)

	enfant de 2 ans				enfant de 6 ans			
	maximale		médiane		maximale		médiane	
Qtité de sol ingéré (mg/h)	20	80	20	80	10	40	10	40
	Sc1	Sc2	Sc3	Sc4	Sc5	Sc6	Sc7	Sc8
chrome	0,77	3,1	0,09	0,34	0,23	0,93	0,03	0,10
cuivre	0,61	2,43	0,22	0,87	0,18	0,73	0,07	0,26
plomb	2,80	11,19	0,66	2,64	0,84	3,36	0,20	0,79
arsenic	0,14	0,57	0,08	0,31	0,04	0,17	0,02	0,09

b – Caractérisation des risques

La caractérisation des risques liés à l'ingestion des terres provenant du cratère a été conduite polluant par polluant. Le scénario conduisant aux doses ingérées les plus élevées – enfant de deux ans passant quotidiennement deux heures par jour à l'extérieur et ingérant 80 mg par heure de la terre du cratère contenant les concentrations maximales observées du polluant considéré – a été maintenu en vue de borner le risque dans sa limite supérieure. Néanmoins, ce scénario d'exposition est très peu plausible sur la durée et notamment en période hivernale.

• Exposition au chrome

– Toxicité aiguë :

L'IPCS (1988) considère une dose létale par ingestion comprise entre 50 et 70 mg/kg de masse corporelle (voir Chapitre III, paragraphe 1.10). Ceci correspondrait à une ingestion de 600 à 840 mg de chrome pour un enfant de 2 ans, soit une ingestion de 2,5 à 3,5 kg de terres contenant les concentrations maximales en chrome retrouvées dans les prélèvements. L'hypothèse d'une ingestion de telles quantités de terres n'est pas recevable. La dose maximale parmi celles estimées pour les différents scénarios conduit à un quotient de danger (pour rappel, le quotient de danger est le rapport de la dose d'exposition sur la valeur

toxicologique de référence) de 0,06. La contamination des sols par le chrome aux teneurs relevées dans les retombées du cratère ne peut donc présenter un risque de contamination aiguë.

– *Toxicité chronique* :

Si l'on considère comme valide la valeur toxicologique de référence pour la voie orale proposée par l'US EPA et fixée à 3 µg/kg.j pour le chrome VI (cf paragraphe 1.10), le quotient de danger associé à une ingestion chronique de sol serait compris, selon les scénarios, entre 0,01 (DJE = 0,03 µg/kg.j, valeur médiane, enfant de 6 ans ingérant 10 mg/h de terre) et 1,03 (DJE = 3,1 µg/kg.j, valeur maximale, enfant de 2 ans ingérant 80 mg/h de terre). La fréquentation des aires contaminées par les retombées de chrome VI du cratère ne serait donc susceptible d'engendrer à terme un risque pour la santé que dans le scénario le plus défavorable prenant en compte la valeur maximale des concentrations mesurées dans la terre du cratère.

La valeur, plus pertinente en terme d'exposition chronique, mesurée dans les prélèvements réalisés aux Oustalous sept mois après l'explosion est au maximum de 36 mg/kg MS (tableau 31). D'après la formule (1), la dose d'exposition maximale parmi les différents scénarios construits est alors de 0,48 µg/kg.j ce qui conduit à un quotient de danger de 0,16.

La RfD proposée pour le chrome III est bien plus élevée - 1,5 mg/kg.j – et ne conduit donc pas à considérer l'existence d'un excès de risque sanitaire. Ceci signifie que la population concernée n'a pas été soumise à un excès de risque sanitaire lié à la présence de chrome dans les sols.

• **Exposition au cuivre**

– *Toxicité aiguë* :

Comme précisé au paragraphe 1.11, des effets ne sont observés qu'à partir de doses de l'ordre de plusieurs milligrammes à plusieurs grammes de cuivre. Pour atteindre la dose d'un milligramme, un enfant devrait ingérer au moins 5,5 grammes de terre, quantité largement supérieure à la quantité maximale considérée dans l'ensemble des scénarios (160 mg/jour). La dose estimée pour le scénario d'exposition maximale (scénario 2) conduirait à un quotient de danger égal à 0,03 pour une dose de référence de 1 milligramme.

– *Toxicité chronique* :

Les doses maximales acceptables proposées par l'OMS ont été considérées, soit 50 µg/kg.j pour les enfants en bas âge et 20 µg/kg/jour pour un adulte. L'ATSDR propose la même valeur de 20 µg/kg.j pour une exposition sub-chronique (ATSDR 1998). Ces doses sont largement supérieures à celles estimées dans les différents scénarios prenant en compte les concentrations initiales dans la terre du cratère et le quotient de danger le plus élevé est de 0,04.

A fortiori, la contamination des sols par le cuivre, à des teneurs correspondant aux concentrations mesurées aux Oustalous sept mois après l'explosion (tableau 31), ne représente donc pas de risque pour la population.

• **Exposition à l'arsenic**

– *Toxicité aiguë* :

Comme indiqué au paragraphe 1.12, la dose létale pour l'homme varie de 1,5 mg/kg à 500 mg/kg de poids corporel selon le composé arsenical (OMS). Pour un enfant de 2 ans, ces valeurs correspondraient à l'ingestion de 18 à 6000 mg d'arsenic, soit une ingestion de 420 g à 139 kg de terre comportant les concentrations d'arsenic maximales mesurées sur les prélèvements initiaux. L'hypothèse d'une telle ingestion n'est pas recevable. Le quotient de danger pour le scénario 4 (valeurs maximales de l'ensemble des paramètres d'exposition) est inférieur à 0,01. Il n'apparaît donc pas d'excès de risque sanitaire lié à une exposition aiguë à l'arsenic contenu dans les terres.

– *Toxicité chronique* :

En considérant la valeur toxicologique de référence proposée par l'US-EPA (voir paragraphe 1.12), soit 0,3 µg/kg.j, le quotient de danger est compris, selon les scénarios d'exposition, entre 0,1 (DJE = 0,02 µg/kg.j, valeur médiane, enfant de 6 ans ingérant 10 mg/h de terre) et 1,9 (DJE = 0,57 µg/kg.j, valeur maximale, enfant de 2 ans ingérant 80 mg/h de terre).

La fréquentation des aires contaminées par les retombées d'arsenic du cratère ne serait susceptible d'engendrer, à terme, un risque pour la santé que dans le scénario le plus défavorable prenant en compte les concentrations maximales **des prélèvements initiaux**. La valeur, plus pertinente en terme d'exposition chronique, mesurée dans les prélèvements réalisés aux Oustalous sept mois après

l'explosion est au maximum de 20 mg/kg MS (tableau 31). D'après la formule (1), la dose d'exposition maximale parmi les différents scénarios construits est alors de 0,26 µg/kg.j ce qui conduit à un quotient de danger de 0,8.

– Cancérogénicité :

Si l'on considère la valeur toxicologique de référence proposée par l'US-EPA, un excès de risque unitaire égal à $1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g/kg.j})^{-1}$ (voir paragraphe 1.12), l'exposition à 1 µg/kg.j d'arsenic pendant une vie entière (60 ans) entraîne un excès de risque de cancer de $1,5 \cdot 10^{-3}$. En supposant une relation linéaire avec la durée d'exposition, l'excès de risque associé à une exposition de 60 µg/kg.j pendant 1 an, entraînerait un excès de risque de $1,5 \cdot 10^{-3}$. L'excès de risque associé à une ingestion quotidienne pendant 1 an d'arsenic contenu dans les terres prélevées initialement, serait donc compris entre $5 \cdot 10^{-7}$ et $1,4 \cdot 10^{-5}$, selon les scénarios quotidiens d'ingestion considérés. Au total, avec des scénarios qui considèrent une ingestion – quotidienne et pendant un an – très importante de sol par des enfants en bas âge, la borne supérieure de l'estimation du risque ne dépasse pas le repère d'acceptabilité classique des organismes internationaux (OMS, US-EPA, etc.) égal à 10^{-5} .

• Exposition au plomb

Comme indiqué dans le paragraphe 1.13, il n'existe pas pour le plomb de valeur toxicologique de référence concernant les doses d'exposition élaborée sur des effets sur la santé mais une dose journalière admissible de 3,5 µg/kg pour le plomb a été recommandée par le JECFA (OMS). Cette dose correspond à une absence d'augmentation de la plombémie. Les effets sur la santé étant liés à des valeurs de plombémie élevée (exprimée en microgrammes de plomb par litre de sang), la caractérisation du risque se fait habituellement à partir des plombémies attendues, dans la population la plus sensible : les enfants.

La caractérisation des risques a donc été menée ci-dessous en estimant la plombémie attendue chez des enfants ayant ingéré du plomb contenu dans la terre projetée depuis le cratère. Ce calcul ne peut se faire sans prendre en compte les autres de sources d'apport habituelles en plomb (alimentaire, hydriques...), ce qui rend l'approche un peu différente de celle des autres polluants.

L'estimation de l'exposition prend en compte le temps passé au contact des sols pollués, les apports alimentaires en plomb (tableau 35) et les quantités ingérées ou inhalées des différents milieux de vie rencontrés (tableau 36).

Tableau 35 : Apports hebdomadaires en plomb par l'alimentation selon l'âge (selon Inserm, 1999)

Age (années)	Apport alimentaire hebdomadaire (µg/semaine)
2	210
6	280

Tableau 36 : Quantités moyennes (et extrêmes) absorbées des différents milieux rencontrés en fonction de l'âge (selon US-EPA, 1996)

	enfant de 2 ans	enfant de 6 ans
eau (l/semaine)	4,30	5,20
air (m³/semaine)	47,60	70,00
sol extérieur (mg/h)	20,00 (80) *	10,00 (40) *
poussières (mg/h)	3,00 (12) *	0,15 (0,6) *

* exprimé en h d'activité (hors sommeil)

On fait l'hypothèse que l'eau de distribution publique consommée contient 10 µg/l de plomb (concentration maximale admissible fixée par le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001). La dose de plomb ingérée par semaine est alors calculée pour les différents milieux (tableau 37) à partir de l'équation (1). Le plomb absorbé par inhalation est intégré ultérieurement dans le calcul final de la plombémie. Finalement, la dose hebdomadaire totale ingérée correspond au cumul des doses d'exposition calculées pour les différents milieux (hormis l'air). Elle est calculée à partir de la formule (2) :

$$DH_{\text{tot.ing.}} = DH_{\text{alim}} + DH_{\text{eau}} + DH_{\text{sol}} \quad (2)$$

Avec, $DH_{\text{tot.ing.}}$ = dose hebdomadaire totale en µg

DH_{alim} = apport alimentaire hebdomadaire «classique» en µg

DH_{eau} = apport par l'eau en µg pour une teneur en plomb de 10 µg/l

$DH_{\text{sol}} = C_{\text{sol}} \times Q_{\text{sol}} \times TH_{\text{ext}}$

Tableau 37 : Dose hebdomadaire de plomb ingéré selon les différents média et les différents scénarios (µg/semaine)

concentration sols	enfant de 2 ans (12 kg)				enfant de 6 ans (20 kg)			
	maximale		médiane		maximale		médiane	
quantité sol ingérée	20 mg/h	80 mg/h	20 mg/h	80 mg/h	10mg/h	40 mg/h	10mg/h	40 mg/h
Alimentation	210	210	210	210	280	280	280	280
Eau	43	43	43	43	52	52	52	52
Sol	235	940	55	222	118	470	28	111
dose totale ingérée	488	1 193	308	475	450	802	360	443

Rapportées à une dose journalière par kilogramme de poids corporel, les doses totales calculées sont supérieures à la dose journalière admissible recommandée par le JECFA (OMS), qui est de 3,5 µg/kg. Cette situation nécessite qu'un calcul des plombémies attendues soit effectué.

Ce calcul peut se faire à partir, d'une part de la dose de plomb ingérée via les aliments, le sol et les poussières et d'autre part, de la relation entre le plomb ingéré et la plombémie proposée par l'OMS pour les aliments. Nous avons fait l'hypothèse que la concentration atmosphérique en plomb était inférieure à 0,2 µg/m³. Dans ce cas, l'absorption de plomb par voie aérienne est négligeable. Les résultats du calcul de la plombémie attendue sont donnés à partir de l'équation (3) :

$$P_{bie} \text{ attendue } (\mu\text{g/l}) = \text{dose hebdomadaire ingérée } (\mu\text{g}) \times 1,6 / 7 \times F \quad (3)$$

Avec F : facteur de biodisponibilité du plomb dans l'organisme

Certains auteurs considèrent que le facteur F est différent selon son support d'ingestion. La biodisponibilité est maximale avec F = 1, lorsque le support est l'alimentation, alors qu'elle est réduite avec un support correspondant au sol et devient F = 3/5. Cette option est encore discutée par les scientifiques et les résultats de plombémie attendue figurent dans les tableaux 29 et 30 pour les deux approches : sans tenir compte de la correction pour la dose ingérée via les sols (F=1 pour la dose totale) et en tenant compte de ce facteur correcteur (F=3/5).

Le tableau 38 présente les résultats de plombémies attendues en prenant en compte la première campagne de mesure des sols.

Tableau 38 : Plombémie attendue (µg/l) selon les différents scénarios et facteurs de biodisponibilité

concentration sols	enfant de 2 ans (12 kg)				enfant de 6 ans (20 kg)			
	maximale		médiane		maximale		médiane	
quantité sol ingérée	20 mg/h	80 mg/h	20 mg/h	80 mg/h	10mg/h	40 mg/h	10mg/h	40 mg/h
dose totale ingérée	488	1 193	308	475	450	802	360	443
Pbs (F=1)	112	273	70	109	103	183	82	101
Pbs (F=3/5)	67	164	42	65	62	110	49	61

– Toxicité aiguë :

Les effets sanitaires d'une intoxication aiguë par le plomb apparaissent chez l'enfant pour des plombémies de l'ordre de 600 à 1 000 µg/l. Les plombémies attendues présentées dans le tableau ci-dessus sont largement inférieures à ces valeurs. Atteindre une plombémie de 600 µg/l revient à envisager l'ingestion de 2,4 kg de terre pour un enfant de deux ans, et de 3,9 kg de terres pour un enfant de 6 ans, ce qui ne paraît pas concevable, même sur une durée d'une semaine.

– Toxicité chronique :

En revanche, dans le cadre d'une exposition chronique, les plombémies attendues sont supérieures à 100 µg/l dans le cas de plusieurs scénarios. Cette situation nécessitait donc de calculer les doses d'exposition à partir des concentrations, plus pertinentes en terme d'exposition chronique, mesurées dans les prélèvements réalisés aux Oustaloux sept mois après l'explosion. Les plombémies attendues sont celles présentées dans le tableau 39.

Tableau 39 : Plombémie attendue ($\mu\text{g/l}$) selon les différents scénarios et facteurs de biodisponibilité – seconde série de mesures

	enfant de 2 ans (12 kg)						enfant de 6 ans (20 kg)					
concentration sols	valeur 1		valeur 2		moyenne		valeur 1		valeur 2		moyenne	
quantité sol ingérée	20	80	20	80	20	80	10	40	10	40	10	40
dose totale ingérée	272	329	278	353	275	341	342	370	345	382	343	377
Pbs (F=1)	62	75	64	81	63	78	78	85	79	87	78	86
Pbs (F=3/5)	37	45	38	48	38	47	47	51	47	52	47	52

Les plombémies attendues sont inférieures à 100 $\mu\text{g/l}$ dans tous les cas de figure, que la correction liée au facteur de biodisponibilité soit prise en compte ou non. Alors que la contribution de l'ingestion directe du sol contaminé était prépondérante dans l'exposition au plomb estimée des enfants pour la première caractérisation des risques, laquelle correspondait plus particulièrement à une intoxication aiguë dans les jours suivant l'explosion, l'alimentation devient le facteur le plus contributif à l'exposition chronique des enfants lorsqu'on prend en compte les concentrations mesurées sept mois plus tard.

Ces analyses ne laissent donc pas attendre d'excès de risque lié à l'ingestion du plomb des terres situées dans la zone concernée.

Synthèse

Concernant les quatre polluants ayant dépassé les valeurs admises pour un sol non pollué – arsenic, chrome, cuivre, plomb – des risques sanitaires liés à une exposition aiguë par ingestion directe des polluants issus des terres contaminées ont pu être rapidement écartés. La deuxième série de mesures, après homogénéisation naturelle du sol ne permet pas d'envisager qu'il puisse y avoir de conséquences sanitaires à plus long terme de la fréquentation de terrains contaminés par les mêmes projections.

III.3.2.4. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion indirecte à proximité de l'explosion

a – Exposition liée aux projections de terre du cratère

Dans la mesure où les concentrations en certains éléments trace métalliques observées dans les mottes de terre provenant du cratère étaient élevées, il convenait de s'interroger sur un éventuel excès de risques lié à la consommation des fruits et légumes cultivés sur les terres exposées aux retombées du cratère.

L'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles, pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées a été choisi comme référentiel en vue d'apprécier ce risque. En effet, les retombées du cratère peuvent être assimilables à des boues issues de station d'épuration épandues sur des terres agricoles. Dans cette perspective, les concentrations en polluant mesurées lors de la première série de prélèvements – concernant les projections du cratère – ont été comparées aux teneurs limites en éléments-traces dans les boues, tandis que les concentrations mesurées aux Oustalous sept mois plus tard sont comparées aux valeurs limites de concentration en éléments-traces admises dans les sols agricoles. Les résultats sont présentés dans le tableau 40.

Tableau 40 : Synthèse des concentrations en toxiques mesurées dans les différents prélèvements et comparaison aux valeurs limites de concentration de l'arrêté du 8 janvier 1998

élément-trace (mg/kg MS)	médiane (max) mottes de terre (1 ^{ère} série)	teneurs limites réglementaires dans les boues	moyenne (max) sols Oustalous (2 ^{ème} série)	teneurs limites réglementaires dans les sols	sols Poucharramet (H. Garonne)
arsenic	23 (43)		19 (20)		10,6 à 49,7
cadmium	<1	15	<1	2	0,12 à 0,89
chrome	25,5 (232)	1 000	33 (36)	150	49,0 à 76,8
cuivre	65,5 (182)	1 000	31 (35)	100	11,3 à 26,6
mercure	<0,5	10	0,2	1	
nickel	18	200	23 (26)	50	11,8 à 46,8
plomb	198 (839)	800	79 (89)	100	18,3 à 39,9
zinc	712	3 000	157 (165)	300	43,6 à 114;

Les teneurs en éléments traces métalliques observées dans la vallée alluviale de la Garonne (Poucharramet) ont été rappelées pour mémoire en dernière colonne du tableau. Les résultats mettent en évidence un dépassement des concentrations limites réglementaires pour la valeur maximale relevée en plomb. Celui-ci reste toutefois limité (839 mg/kg MS contre 800 mg/kg MS en valeur réglementaire) et ne concerne que la concentration maximale notée pour un échantillon, la teneur médiane étant quatre fois inférieure à la concentration limite pour les boues. Toutes les autres valeurs sont très inférieures aux valeurs limites réglementaires dans les boues, ainsi d'ailleurs que dans les sols agricoles.

Pour ce qui concerne l'arsenic, aucune valeur réglementaire n'est disponible. Un contact a donc été pris avec l'Institut national de la recherche agronomique (Inra). Il apparaît que les teneurs en arsenic relevées aux Oustalous (19-20 mg/kg), les plus pertinentes en terme de contamination chronique des sols et d'exposition indirecte de la population, ne sont pas alarmantes : elles se situent entre les valeurs observées en surface sur le site de Poucharramet, proche de Toulouse et en zone alluviale de la Garonne (10,6 mg/kg), et les concentrations les plus faibles observées dans les sols agricoles où sont utilisés engrais et pesticides (25 mg/kg). L'Inra note toutefois que les pH des sols sont très basiques, ce qui rend l'arsenic biodisponible pour les plantes (à partir de pH 8).

b – Exposition liée à l'irrigation par des eaux superficielles potentiellement contaminées

L'irrigation des jardins et des productions agricoles ou maraîchères est susceptible, si cette eau a été contaminée du fait de l'explosion, d'exposer à ces contaminants potentiels la population consommatrice des produits cultivés localement. Il convenait donc d'examiner les niveaux de contamination des eaux potentiellement polluées à la suite de l'explosion. Il ne s'agit donc pas, dans ce chapitre, de mesurer l'impact de l'activité polluante passée de l'usine AZF, mais bien d'estimer l'exposition de la population résultant des effets de l'explosion.

Les données disponibles sur les eaux superficielles (voir paragraphes 3.1.2 et 3.2.2) font apparaître un excès d'azote ammoniacal, nitrates et nitrites du 22 au 27 septembre avec des concentrations maximales dans le bras mort de la Garonne observées entre le 22 et le 24 septembre. Des dépassements en azote ammoniacal, à des niveaux beaucoup plus faibles, ont été à nouveau observés les 18 et 19 octobre.

Compte tenu de la nature ponctuelle dans le temps de la pollution (quelques jours), de la nature des polluants retrouvés en excès (composants habituels des traitements phytosanitaires en agriculture) et de la localisation des plus fortes concentrations mesurées (dans le bras mort de la Garonne à partir duquel on ne procède à aucun prélèvement à des fins d'irrigation), aucun excès de risque sanitaire ne peut raisonnablement être attribué à l'irrigation de terrains agricoles par des eaux superficielles susceptibles d'avoir été polluées par l'explosion de l'usine AZF.

Dans ce contexte, l'étude de la contamination des sols et de l'ingestion directe de ceux-ci suivant les différentes modalités examinées au chapitre précédent contaminant par contaminant a semblé peu pertinente pour ce qui concerne l'apport de contaminant par les eaux d'irrigation des cultures ou d'arrosage des sols. En effet, la contamination des sols par irrigation paraît négligeable au regard de celle qui a pu avoir lieu par projection de terres depuis le cratère.

c – Exposition liée à l'irrigation par des eaux souterraines potentiellement contaminées

Les mesures relevées sur les piézomètres après le 21 septembre ont été comparées à celles enregistrées avant l'explosion. Parmi les trois composés azotés, les concentrations en azote ammoniacal (médianes et maximales) ont augmenté sur cinq piézomètres sur onze : deux puits situés au sud du site de Grande Paroisse, deux puits situés en amont et en aval du cratère et un puits situé à l'extrémité nord du site. Les taux d'azote nitrique et uréique sont restés stables ou ont diminué sur l'ensemble des puits.

Compte tenu de la nature du polluant retrouvé en augmentation, par ailleurs composant habituel des apports en engrais des cultures, et du faible différentiel de pollution avant et après l'accident (voir en annexe 3), on peut écarter une contamination et donc une exposition à l'ammoniaque spécifiquement liée à l'explosion.

Comme indiqué dans les paragraphes 3.2.1 et 3.2.2, on ne dispose pas de données sur la qualité des eaux souterraines en dehors des seuls composés azotés et seulement au droit du site de Grande Paroisse, que ce soit avant ou après l'explosion. Il n'existe par ailleurs pas de valeurs guides ou de référence concernant les eaux souterraines qui ne sont pas utilisées pour la production d'eau potable ni de contrôle des puits privés des particuliers. Il n'est donc pas possible d'estimer l'excès d'exposition à d'autres substances et donc l'excès de risque qui pourrait être lié à l'utilisation privée de ces eaux souterraines à des fins d'irrigation.

Synthèse

Sur l'ensemble des données concernant une exposition potentielle à proximité du site par ingestion indirecte via des sols contaminés, les conclusions suivantes peuvent être émises :

Dans la mesure où la qualité des sols, sols projetés le jour de l'explosion comme sols observés sept mois après, répond aux critères réglementaires prescrits pour les sols agricoles, aucun excès de risque spécifique à l'explosion ne peut être imputable à la consommation de fruits ou de légumes cultivés à proximité immédiate du site par transfert de contaminants dans la chaîne alimentaire.

L'utilisation des eaux superficielles de la Garonne pour l'arrosage des cultures familiales ou commerciales à proximité du site (il n'y a pas d'arrosage à partir du bras mort de la Garonne) n'a pu être à l'origine d'expositions spécifiques compte tenu de la nature des composés en excès dans ces eaux (urée, ammoniacale), de la durée des dépassements des limites de qualités (six jours au maximum). On ne retrouve pas, en particulier, les éléments trace métalliques présents dans les projections de terre du cratère.

L'utilisation pour les mêmes usages des eaux souterraines (puits) issues de la nappe en aval de l'explosion n'a pu être à l'origine d'une exposition spécifique en ce qui concerne les composés azotés, compte tenu de la nature de ces polluants et du faible différentiel de pollution avant et après l'explosion. Pour ce qui concerne la présence éventuelle d'autres substances polluantes, en particulier des éléments traces métalliques, aucune donnée n'est disponible.

III.3.2.5. Estimation des expositions et caractérisation du risque par ingestion indirecte à distance de l'explosion

Une exposition liée aux projections de terre issues du cratère lors de l'explosion est ici sans objet. Par ailleurs, comme détaillé dans le paragraphe 3.2.1, les dépôts de particules fines liés au passage du nuage n'ont pu être à l'origine d'une pollution des sols identifiable.

La seule source potentielle de contamination des cultures, et donc d'exposition de la population, est donc l'irrigation par les eaux superficielles ou les eaux souterraines. Sur ce point, les mêmes conclusions que précédemment peuvent être émises en considérant par ailleurs que plus on s'éloigne du site et plus l'exposition sera faible compte tenu des phénomènes de dilution, à la fois dans les eaux superficielles et les eaux souterraines.

Chapitre IV : discussion, conclusions, recommandations

IV.1. Synthèse des principaux résultats

Le volet « santé-environnement » du dispositif de suivi épidémiologique des conséquences sanitaires de l'explosion de l'usine AZF a utilisé de façon concomitante deux approches méthodologiques : l'évaluation des risques sanitaires à partir de données environnementales et populationnelles et la surveillance spécifique de pathologies ciblées à des fins d'alerte par les systèmes d'information sanitaires. Dans le contexte accidentel majeur du 21 septembre, cette double approche a permis de caractériser les risques liés aux expositions à des polluants émis dans les différents milieux (air, eau, sol) lors de l'explosion et dans les semaines qui ont suivi.

IV.1.1. Expositions par voie aérienne

L'évaluation des risques, **concernant les polluants pour lesquels on disposait de mesures le jour de l'explosion** (NO_2 , NH_3 , particules), montre que des effets respiratoires ou oculaires de type irritatif transitoires ont pu être observés dans la population résidant à proximité du site. Néanmoins, l'intensité modérée potentielle de ces effets et la taille de la population pouvant être concernée n'a pas conduit à la recommandation de mesures collectives de prévention ou de prise en charge. Concernant les émissions de ces mêmes polluants **dans les semaines qui ont suivi l'explosion**, les expositions n'ont pas été sensiblement différentes de celles que l'on pouvait estimer avant l'explosion. Il n'existait donc pas d'excès de risque spécifiquement lié à l'explosion.

Concernant **les autres polluants chimiques uniquement émis le jour de l'explosion et pour lesquels on ne disposait pas de mesures** (Cl_2 , N_2O , HNO_3), la démarche d'évaluation des risques a été limitée par ses conditions d'utilisation : sans moyen d'estimer l'exposition, il n'est pas possible de quantifier ou seulement de qualifier le risque, ni même d'estimer une sur-exposition liée à l'explosion. En revanche, le type d'effet sanitaire attendu après une exposition à ces polluants était connu et cela a permis de les rechercher dans les données issues des systèmes d'alerte et d'information. Ainsi, le recours à ces systèmes a permis d'objectiver l'absence d'effet sanitaire notable potentiellement lié à ces substances.

Concernant l'amiante, compte-tenu des caractéristiques connues des relations exposition-risque, les données recueillies pour les différentes situations d'exposition décrites permettent de conclure que la catastrophe AZF n'a pas entraîné de conséquence préoccupante en matière de risque pour la santé liée aux émissions d'amiante. En effet, pour la population générale résidant autour des chantiers de déblaiement, l'intensité couplée à la durée d'exposition (au maximum de quelques mois) ne conduit pas à un niveau d'exposition cumulée compatible avec l'observation d'un excès de risque de fibrose ou de cancer. Par ailleurs, pour les personnes travaillant sur les chantiers, les consignes réglementaires de protection des travailleurs doivent simplement être appliquées avec vigilance.

Concernant la détection des effets sanitaires, le premier résultat majeur est l'absence de signalement de pathologie pouvant faire évoquer la présence d'un polluant non identifié.

En deuxième lieu, les systèmes d'information concordent pour indiquer la survenue de signes irritatifs pulmonaires et ophtalmologiques dans la population de l'agglomération toulousaine dans les jours suivant l'explosion, avec, comme caractéristiques communes :

- une faible spécificité,
- une courte durée des symptômes, ne dépassant pas les 5 semaines post-explosion,
- l'absence de caractère de gravité.

Ces résultats sont tous concordants entre les différents systèmes d'information en ce qui concerne la séquence temporelle des troubles lorsqu'elle a pu être observée : coïncidence des pics des données du CAP, des médecins sentinelles pour les signes irritatifs en général, et du régime général de l'assurance maladie pour les conjonctivites. Cette cohérence est un élément majeur en faveur du lien entre les troubles

ressentis et l'explosion. La cohérence des résultats est également forte en ce qui concerne l'absence à court terme de signes de gravité. Ici, les données provenant de systèmes non représentatifs sont confirmées par celles de systèmes représentatifs (données du régime général d'assurance maladie sur l'asthme, données des DIM de la région sur la mortalité).

Ces résultats sont donc cohérents avec ceux de l'évaluation des risques tant sur le plan de la nature des effets observés que sur le plan de leur sévérité et de leur durée.

IV.1.2. Expositions par voie orale

IV.1.2.1. Risques liés à la consommation d'eau potable

Le dispositif de surveillance de l'eau, géré en routine par la DDASS, a permis de détecter toute altération de la qualité de l'eau brute et de l'eau distribuée dès les heures suivant l'explosion. Les dépassements de valeur limite de qualité en ammonium, nitrates et nitrites observés ponctuellement dans l'eau distribuée au décours de l'explosion n'ont pas été de nature à engendrer un excès de risque sanitaire pour les consommateurs compte tenu des connaissances scientifiques actuelles. Il n'y a donc pas eu lieu de prendre des mesures conservatoires supplémentaires à celles mises en oeuvre immédiatement après l'accident.

IV.1.2.2. Risques liés à la contamination du sol (consommation directe ou indirecte via la chaîne alimentaire)

Concernant les **projections de terre issue du cratère**, parmi les dérivés azotés et les métaux mesurés, quatre substances (As, Cr, Cu, Pb) ont dépassé les valeurs admises pour un sol non pollué. L'évaluation des risques a considéré plusieurs scénarios d'exposition pour les populations les plus sensibles et les plus concernées par l'ingestion directe de sol (enfants) pour ces quatre métaux. Le niveau estimé des expositions par **ingestion directe**, qu'elles soient de caractère **aigu ou chronique**, a permis de conclure à l'absence d'effets sanitaires attendus.

Concernant les **expositions indirectes**, via la consommation de produits cultivés localement, l'évaluation des risques a pris en compte les projections de terre mais également une contamination potentielle des eaux utilisées pour l'arrosage. Compte tenu de la qualité des fragments de sol projetés et des eaux brutes superficielles à proximité du site dans les suites immédiates de l'explosion, un excès de risque sanitaire a pu être écarté. L'utilisation pour l'arrosage d'eau issue de la nappe (puits), a pu être prise en compte pour les substances azotées et celle-ci n'est pas de nature à conduire à une sur-exposition à ces polluants.

IV.1.3. Radioactivité

Les sources radioactives scellées présentes sur le site ont pu être identifiées et caractérisées par la CMIR dans les heures qui ont suivi l'explosion et leur intégrité a pu être vérifiée. Il n'y a donc pas eu, d'après les résultats de ce contrôle, d'exposition particulière (ou de sur-exposition) à des rayonnements ionisants.

IV.2. Discussion

IV.2.1. Qualité des données disponibles

Concernant les concentrations atmosphériques, deux types de données ont été recueillis. Tout d'abord, les mesures enregistrées par l'ORAMIP sont réalisées par des stations fonctionnant en routine et bénéficient de procédures de contrôle qualité standardisées. Aussi, même si des réserves ont été émises ponctuellement par l'ORAMIP sur certaines d'entre elles en raison du contexte accidentel du 21 septembre, ces données présentent une bonne fiabilité en terme de sensibilité et de spécificité. En revanche, les données enregistrées par les dispositifs individuels des pompiers et les analyseurs de Grande Paroisse n'ont pour objectif que de signaler le dépassement de valeurs seuils établies. Elles ne présentent donc pas la même qualité que les précédentes et leurs valeurs quantitatives ne peuvent pas être prises en compte pour la quantification d'une exposition. Elles étaient néanmoins très utiles dans ce travail dans la première phase « d'identification » des substances émises pour compléter la liste fournie de polluants sur site (elles ont notamment permis de suspecter la présence de chlore dans l'air ambiant). Par ailleurs, la répétition des mesures effectuées avec les mêmes analyseurs a permis de caractériser

l'exposition des personnes sur le site de l'explosion, en terme de durée maximum au niveau seuil détecté par les capteurs.

Au moins autant que la qualité intrinsèque des mesures, c'est leur faible nombre et donc leur représentativité des expositions qui a limité la précision des résultats. Sur un plan qualitatif, aucune mesure de chlore, de protoxyde d'azote, d'acide nitrique ou d'amiante n'était disponible pour estimer les expositions le jour de l'explosion. Sur un plan quantitatif, les mesures de dioxyde d'azote étaient géographiquement et temporellement abondantes et permettaient, confrontées aux résultats de la modélisation, de réaliser une estimation relativement précise de l'exposition. En revanche, concernant l'ammoniac et les particules, les stations de mesures étaient peu nombreuses sur l'agglomération ce qui limitait leur représentativité et augmentait l'incertitude de l'estimation des expositions. Celles-ci ont donc été fondées en grande partie sur les résultats de la modélisation. Enfin, concernant l'amiante, les mesures ont été recueillies spécifiquement pour estimer l'exposition dans plusieurs situations (exposition liée à la remise en suspension des fibres d'amiante après l'explosion et exposition liée aux chantiers de déblaiement) et selon des procédures validées : elles présentent donc une bonne fiabilité. Néanmoins, aucune mesure et donc aucune estimation de l'exposition n'a pu être réalisée pour le jour de l'explosion.

Concernant l'eau potable, les mesures ont été réalisées par la DDASS selon des techniques éprouvées. Les mesures réalisées en routine ont pu être enrichies de mesures plus larges prenant en compte un grand nombre de polluants en particulier les composés azotés et les métaux. De plus, ces mesures ont pu être réalisées sur des sites nombreux et pertinents vis à vis de la distribution géographique de l'eau potable et de la répartition des populations alimentées. Ces données ont ainsi permis la réalisation de l'évaluation des risques en urgence et de préciser les recommandations vis à vis des mesures conservatoires éventuellement nécessaires.

Concernant les sols, les données disponibles ne permettaient pas de faire référence de manière fiable à un état antérieur à l'accident. Il n'a donc pas été possible d'objectiver une dégradation de la qualité des sols à proximité du site, ni d'estimer l'éventuel excès d'exposition lié à l'explosion. L'évaluation des risques a donc pris en compte la qualité des sols « en l'état » sans pouvoir caractériser l'excès de risque par rapport à la situation antérieure. Par ailleurs, en l'absence de dispositif spécifique existant ou envisagé à l'avance, les prélèvements *a posteriori* ont été peu nombreux, limitant ainsi la représentativité des valeurs mesurées.

Enfin, **les données issues des systèmes d'information sanitaire**, appellent un certain nombre de commentaires. En effet, certaines structures de soins ayant fourni des données (CHU de Toulouse, réseau des médecins sentinelles) ne sont pas nécessairement représentatives de l'ensemble des structures médicales publiques et privées amenées à prendre en charge la population exposée aux effets de l'explosion. Par ailleurs, pour certaines structures n'ayant pas à proprement parler de système d'information sanitaire pérenne ou dont le système a dû être adapté à la situation particulière de l'explosion, les données proviennent de recueils de courte durée mis en place spécifiquement et dont la qualité et la validité n'ont pas été évaluées (service de promotion de la santé en faveur des élèves, médecins sentinelles, CPAM).

De plus, les résultats ne permettent pas de fournir des estimations quantitatives précises sur le nombre global des différents troubles observés dans la population exposée. En effet, tous les systèmes d'information sont indépendants les uns des autres et les bases de données, lorsqu'elles existent, ne peuvent être reliées entre elles. Une même personne peut donc avoir été enregistrée dans plusieurs de ces systèmes sans qu'il soit possible de le détecter et les résultats issus des différentes sources doivent être considérés indépendamment.

Enfin, concernant plus particulièrement les données du CAP, leurs modalités d'enregistrement ne permettent pas leur extraction ni leur analyse. Aussi, une nouvelle saisie des données à partir des formulaires d'appel a dû être réalisée ce qui a limité, pour des raisons de faisabilité, la valorisation de ces données dans le cadre de ce travail.

IV.2.2. Relations exposition-risque

D'une manière générale, il est apparu des lacunes dans les connaissances scientifiques sur les relations exposition-risque pour un certain nombre de polluants (acide nitrique, protoxyde d'azote, ammonium, cuivre).

Plus particulièrement, les effets survenant à long terme après une exposition aiguë sont moins bien connus que les effets immédiats après ce type d'exposition (souvent pris en compte dans les valeurs admises en milieu du travail) ou les effets liés à une exposition chronique. Or, des expositions de courte durée à des doses plutôt élevées d'un agent toxique sont inhérentes à une situation accidentelle. Ce type de lacune a été observé pour la plupart des substances considérées dans ce travail.

Concernant les résultats issus des systèmes d'information, l'absence de spécificité des symptômes attribuables aux polluants identifiés ne permet pas d'éliminer avec certitude d'autres produits toxiques que ceux étudiés (autres acides par exemple).

Cette absence de spécificité est assez caractéristique des relations exposition-risque en santé environnementale. Ce domaine en effet est plutôt caractérisé par des pathologies multifactorielles et des agents multi-effets comparativement au domaine des maladies infectieuses où il est plus fréquent d'observer la relation : un agent infectieux = une maladie. Par ailleurs, il est également difficile de faire la part entre des signes irritatifs et symptômes éventuellement liés à l'inquiétude et au stress de la population et ceux réellement liés à l'exposition à un agent toxique.

Pour ces différentes raisons, il sera pertinent de compléter les résultats de ce travail par ceux obtenus dans le suivi de la cohorte de travailleurs prévue par ailleurs dans le dispositif de suivi épidémiologique.

IV.2.3. Outils de modélisation

La modélisation du trajet du nuage réalisée par Météo-France a permis de préciser de façon notable les expositions par voie aérienne complétant ainsi les mesures disponibles parcellaires. Météo-France a réalisé deux modélisations dans le cadre de l'accident AZF [12].

La première a été mise en œuvre par la cellule météorologique de crise immédiatement après l'explosion et les résultats ont été fournis 45 minutes après celle-ci aux autorités locales. Son objectif était d'estimer la zone balayée par le nuage pendant les trois heures suivant l'accident afin de pouvoir mettre en place d'éventuelles mesures d'évacuation. Le modèle utilisé (Minerve-Trames) dans cette situation présente l'avantage de calculs rapides mais son degré de résolution est grossier (10 kilomètres) et sa représentativité est mauvaise dans certaines situations météorologiques ou de relief.

La deuxième modélisation a été réalisée dans le cadre d'une étude post-accidentelle à l'aide du modèle Mésio-NH qui permet d'atteindre un niveau fin de résolution (500 mètres). Ce modèle est plus long à mettre en œuvre mais fournit des résultats particulièrement utiles pour compléter les mesures dans le cadre d'une évaluation de risque : délai du survol d'une zone donnée et donc estimation de la durée d'exposition, concentrations en pourcentage de la concentration initiale au centre du nuage pouvant compléter des mesures parcellaires, niveau de résolution compatible avec l'estimation des expositions à l'échelle d'un quartier. Par ailleurs, les simulations ont pu être validées dans le cas d'AZF par des radiosondages effectués trois heures après l'explosion. Ce sont les résultats de cette modélisation qui ont été utilisés dans l'ERS et ils ont largement pallié au manque de mesures. La limite de ce modèle est son temps de calcul trop long pour une situation d'urgence. Aussi Météo-France développe un nouveau système multi-modèles inspiré de celui-ci mais qui sera plus performant en temps de calcul.

Ces éléments montrent tout l'intérêt de la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants dans le contexte d'un accident industriel.

IV.2.4. Choix des scénarios d'exposition

La construction de scénarios d'exposition fait partie intégrante de la démarche d'ERS. Ils sont nécessairement réducteurs en comparaison de la diversité potentielle des situations individuelles d'exposition et leurs paramètres sont toujours discutables. La difficulté de cette étape de l'ERS est de définir des situations, plutôt majorantes de l'exposition ou des effets attendus afin d'encadrer l'estimation du risque dans ses valeurs supérieures, mais qui restent observables dans la réalité. Dans le cadre de ce travail, les scénarios ont été construits dans le but d'estimer les expositions des groupes de population soit les plus sensibles aux effets connus des polluants (enfants), soit les plus exposés (travailleurs intervenant sur le site, enfants jouant à l'extérieur).

L'alternative à l'approche déterministe de la construction de scénarios est de recourir à des modèles probabilistes, prenant en compte la probabilité de survenue de chaque situation d'exposition dans les résultats de l'évaluation. Le résultat n'est plus alors une estimation ponctuelle du risque mais sa distribution prévisible compte tenu de la diversité des situations d'exposition. Néanmoins, ces modèles sont encore peu développés en France, du moins en situation accidentelle.

IV.3. Conclusions

IV.3.1. Des conditions particulières à la mise en œuvre d'une démarche d'évaluation des risques...

Ce travail a été réalisé dans des conditions particulières liées au contexte accidentel majeur et quasi expérimental en France de l'explosion AZF. Celle-ci pouvait en effet entraîner des pollutions de nature diverse, dans différents milieux simultanément. Leurs effets devaient être considérés sur des échelles de temps différentes (exposition aiguë et chronique, effet immédiat et à long terme), pour des groupes divers de population (intervenant sur le site, population générale, enfants), et sur plusieurs zones géographiques (à proximité et à distance du site). Par ailleurs, dans ce contexte de crise aiguë et de mobilisation maximale de l'ensemble des acteurs pour sa gestion, la sollicitation de ces derniers pour l'accès aux données nécessaires à ce travail était obligatoirement difficile. Enfin, la nature même de l'accident, une explosion de grande ampleur, détruisait un certain nombre de sources de données comme les stations de mesure de l'ORAMIP.

Pour toutes ces raisons, certaines données ont pu faire défaut soit temporairement dans les suites immédiates de l'explosion, soit de manière définitive à différentes étapes de l'évaluation des risques induisant des délais dans l'obtention des résultats et des incertitudes dans la démarche. Ces données concernent l'air et le sol.

Ainsi, même si l'agent ayant détonné – le nitrate d'ammonium – a été immédiatement identifié, les substances présentes sur le site dans le cadre normal de son activité et pouvant donc avoir été émises lors de l'explosion en raison de son intensité, n'ont été connues que le lundi 24 septembre soit trois jours après l'accident et le bilan définitif des émissions n'a été fourni par l'industriel qu'au mois d'avril 2002. Par ailleurs, les concentrations atmosphériques des polluants identifiés n'ont pu être mesurées que pour certains d'entre eux dans les heures suivant l'accident grâce au réseau de stations fixes de surveillance de la qualité de l'air. Enfin, les données de qualité du sol sur le site et dans les quartiers avoisinants avant l'explosion n'étant pas disponibles, l'estimation de l'excès de risque spécifiquement lié à l'explosion n'a pu être réalisée.

Sur un autre plan, il est apparu des lacunes dans les connaissances scientifiques concernant certaines relations exposition-risque et conduisant de ce fait, dans un certain nombre de cas, à une qualification du risque ou de l'exposition plutôt qu'à une réelle quantification de ceux-ci.

IV.3.2. ... mais un objectif atteint pour l'aide à la décision

Néanmoins, sur la base de ses résultats, le dispositif épidémiologique a pu établir que les risques sanitaires liés à l'environnement ne donnaient pas lieu à la prise de mesures conservatoires autres que celles prises dans les suites immédiates de l'explosion et en cela, l'objectif d'aide à la décision a été atteint.

En effet, la démarche d'évaluation des risques a permis d'identifier et de décrire différentes expositions potentielles de la population à des agents toxiques pouvant être présents dans différents milieux et ainsi de quantifier ou de qualifier les risques sanitaires liés à ces substances. Par ailleurs, les limites de cette approche liées au contexte accidentel décrit plus haut, ont été envisagées dès le début du travail et ont alors conduit à la mise en place immédiate d'un recueil de données sanitaires spécifiques permettant de compléter les résultats de l'ERS. La mobilisation des systèmes d'information sanitaire a ainsi permis de compléter et de confirmer les résultats obtenus par la démarche d'évaluation des risques.

Bien que l'ensemble des résultats obtenus à ce jour soit totalement rassurant, compte tenu de l'ampleur exceptionnelle de cet accident, le dispositif de surveillance n'est pas totalement interrompu pour autant. La vigilance sera ainsi complétée, sur le moyen et le long terme, par deux éléments du dispositif épidémiologique de suivi. Tout d'abord, l'examen de santé des 5000 salariés de la cohorte AZF-COSET, qui subiront des examens biologiques, constituera une surveillance permettant de repérer des effets biologiques a minima éventuels. Ensuite, une analyse à plus long terme des causes de décès des salariés ayant donné leur accord lors de l'enquête transversale sera également réalisée.

Au delà de ses résultats directement destinés à l'aide à la décision, ce travail a également permis d'objectiver les différentes ressources locales en terme de systèmes d'information tant environnementale que sanitaire, de tester les collaborations entre les différents acteurs dans un contexte d'urgence et de développer l'expertise locale dans ce domaine particulier.

IV.4. Recommandations

Cette expérience pourra être évaluée et mise à profit par ailleurs, mais d'ores et déjà des recommandations peuvent être formulées sur la base de ce travail, afin d'améliorer l'efficacité de l'évaluation en urgence des risques sanitaires liés aux expositions environnementales.

IV.4.1. Prévoir un dispositif épidémiologique local d'intervention visant à l'évaluation en urgence des risques sanitaires liés à un accident industriel

Dans le contexte d'une installation classée SEVESO II et située en zone urbaine ou péri-urbaine, il apparaît tout d'abord pertinent de prévoir localement un certain nombre de dispositions en amont de la situation accidentelle permettant de mettre en œuvre une évaluation des risques sanitaires en urgence.

Dans ce type de contexte industriel à risque, l'organisation *a priori* de l'intervention épidémiologique, permettrait tout d'abord de recenser localement les structures et professionnels ressources en matières d'information sanitaire et environnementale. Des métrologistes, chimistes, épidémiologistes, modélisateurs, professionnels de santé publique et d'environnement industriel pourraient ainsi être identifiés, de même que les médecins du travail œuvrant dans la zone d'activité considérée. De plus, il apparaît pertinent d'organiser en amont la coordination et la mise en contact des services et structures de ces professionnels, afin d'optimiser leurs interventions dans le cadre de l'urgence. Les Cellules d'Intervention Régionales en Epidémiologie, maintenant présentes dans la plupart des régions, apparaissent être la structure de lien pertinente entre ces professionnels. L'articulation de ces professionnels avec les instances chargées de la décision et de la gestion des risques, au sein de la cellule de crise par exemple, pourrait également être ainsi définie.

Le cadre de l'organisation de ces dispositions reste à préciser et n'est pas l'objet ici, mais le plan particulier d'intervention (PPI) relatif à ce type d'installations classées pourrait être le lieu de construction de ce dispositif. En tout état de cause, celui-ci devrait être d'ordre réglementaire afin de garantir sa réelle existence pour des situations d'urgence telles que celle observée lors de l'accident de Grande Paroisse.

IV.4.2. Organiser la disponibilité des éléments d'information existants

Il apparaît également pertinent d'élaborer des documents regroupant les informations essentielles à la mise en œuvre de l'évaluation des risques mais qui sont aujourd'hui localisées dans des structures différentes. Il n'est pas l'objet ici de faire la liste exhaustive des éléments nécessaires et la réflexion sur ce sujet doit être menée. Néanmoins, un certain nombre d'informations utiles peut être évoqué.

En première approche, ces documents pourraient regrouper la liste des substances présentes sur le site industriel et donc susceptibles d'être émises dans un contexte accidentel quel qu'il soit. Des éléments démographiques de la zone géographique concernée pourraient également y figurer. Le recensement des dispositifs pérennes, privés ou publics, de mesures environnementales et des systèmes d'information sanitaire existants sur l'agglomération y auraient également leur place. En matière de mesures environnementales, les moyens non pérennes, mais mobilisables en urgence, pourraient y être identifiés. Enfin, ces documents pourraient comprendre un état environnemental initial de l'agglomération, concernant les sols en particulier, et mis en perspective avec l'activité industrielle en terme de substances pertinentes à considérer dans l'évaluation des risques. Ces documents devraient être, par ailleurs, régulièrement actualisés.

Par ailleurs, la disponibilité de ce document devrait être organisée afin que les différents professionnels intervenants puissent y avoir un accès facile dans le cadre de l'urgence.

IV.4.3. Améliorer les connaissances scientifiques

D'une façon générale, le contexte d'une catastrophe, qu'elle soit naturelle ou industrielle, renvoie à des expositions relativement spécifiques des populations. Les doses d'exposition peuvent en effet être élevées et leurs durées courtes.

Or, si l'épidémiologie en milieu du travail prend en compte ce type d'exposition, il apparaît des lacunes dans les connaissances concernant les risques de ces expositions en population générale où des groupes plus sensibles peuvent être identifiés. Par ailleurs, si les risques liés à des expositions chroniques sont bien caractérisés pour certains polluants en population générale, ceux liés à une exposition de courte durée sont moins bien connus. Enfin, les connaissances sur les effets à long terme de ce type d'exposition ne sont encore que parcellaires.

Il apparaît donc ici un champ de recherche à investir afin de fournir les outils scientifiques pertinents pour l'évaluation des risques sanitaires dans le contexte d'un accident industriel.

Synthèse des conclusions

Principaux résultats

Le volet « santé-environnement » du dispositif de suivi épidémiologique des conséquences sanitaires de l'explosion de l'usine AZF a utilisé de façon concomitante deux approches méthodologiques : l'évaluation des risques sanitaires à partir de données environnementales et populationnelles et la surveillance spécifique de pathologies ciblées à des fins d'alerte par les systèmes d'information sanitaires. Dans le contexte accidentel majeur du 21 septembre, cette double approche a permis de caractériser les risques liés aux expositions à des polluants émis dans les différents milieux (air, eau, sol) lors de l'explosion et dans les semaines qui ont suivi.

Expositions par voie aérienne

L'évaluation des risques, **concernant les polluants pour lesquels on disposait de mesures le jour de l'explosion** (NO_2 , NH_3 , particules), montre que des effets respiratoires ou oculaires de type irritatif transitoires ont pu être observés dans la population résidant à proximité du site. Néanmoins, l'intensité modérée potentielle de ces effets et la taille de la population pouvant être concernée n'a pas conduit à la recommandation de mesures collectives de prévention ou de prise en charge. Concernant les émissions de ces mêmes polluants **dans les semaines qui ont suivi l'explosion**, les expositions n'ont pas été sensiblement différentes de celles que l'on pouvait estimer avant l'explosion. Il n'existait donc pas d'excès de risque spécifiquement lié à l'explosion.

Concernant **les autres polluants chimiques uniquement émis le jour de l'explosion et pour lesquels on ne disposait pas de mesures** (Cl_2 , N_2O , HNO_3), les données issues des systèmes d'alerte et d'information ont permis d'objectiver l'absence d'effet sanitaire notable potentiellement lié à ces substances.

Concernant l'amiante, compte-tenu des caractéristiques connues des relations exposition-risque, les données recueillies pour les différentes situations d'exposition décrites permettent de conclure que la catastrophe AZF n'a pas entraîné de conséquence préoccupante en matière de risque pour la santé.

Concernant la détection des effets sanitaires, le premier résultat majeur est l'absence de signalement de pathologie pouvant faire évoquer la présence d'un polluant non identifié.

En deuxième lieu, les systèmes d'information concordent pour indiquer la survenue de signes irritatifs pulmonaires et ophtalmologiques dans la population de l'agglomération toulousaine dans les jours suivant l'explosion.

La chronologie des troubles est concordante entre les différents systèmes d'information. Cette cohérence est un élément majeur en faveur du lien entre les troubles ressentis et l'explosion. La cohérence des résultats est également forte en ce qui concerne l'absence à court terme de signes de gravité.

Ces résultats sont donc cohérents avec ceux de l'évaluation des risques tant sur le plan de la nature des effets observés que sur le plan de leur sévérité et de leur durée.

Expositions par voie orale

Risques liés à la consommation d'eau potable

Le dispositif de surveillance de l'eau, géré en routine par la DDASS, a permis de détecter toute altération de la qualité de l'eau brute et de l'eau distribuée dès les heures suivant l'explosion. Les dépassements de valeur limite de qualité en ammonium, nitrates et nitrites observés ponctuellement dans l'eau distribuée au décours de l'explosion n'ont pas été de nature à engendrer un excès de risque sanitaire pour les consommateurs.

Risques liés à la contamination du sol, directs ou indirects (via la chaîne alimentaire)

Concernant les **projections de terre issue du cratère**, parmi les dérivés azotés et les métaux mesurés, quatre substances (Arsenic, Chrome, Cuivre, Plomb) ont dépassé les valeurs admises pour un sol non pollué. Le niveau des expositions estimées, qu'elles soient de caractère **aigu ou chronique**, par **ingestion directe**, a permis de conclure à l'absence d'effets sanitaires attendus.

Concernant les **expositions indirectes**, via la consommation de produits cultivés localement, l'évaluation des risques a pris en compte les projections de terre mais également une contamination potentielle des eaux utilisées pour l'arrosage. Compte tenu de la qualité des fragments de sol projetés et des eaux brutes, superficielles ou issues de la nappe à proximité du site, un excès de risque sanitaire a pu être écarté.

Radioactivité

Les sources radioactives scellées présentes sur le site ont pu être identifiées et caractérisées par la Cellule Mobile d'Intervention Radiologique dans les heures qui ont suivi l'explosion et leur intégrité a pu être vérifiée. Il n'y a donc pas eu, d'après les résultats de ce contrôle, d'exposition particulière à des rayonnements ionisants.

Conclusion

Des conditions particulières à la mise en œuvre d'une démarche d'évaluation des risques...

Ce travail a été réalisé dans des conditions particulières liées au contexte accidentel majeur et quasi expérimental en France de l'explosion AZF. Celle-ci pouvait en effet entraîner des pollutions de nature diverse, dans différents milieux simultanément. Leurs effets devaient être considérés sur des échelles de temps différentes (exposition aiguë et chronique, effet immédiat et à long terme), pour des groupes divers de population (intervenant sur le site, population générale, enfants), et sur plusieurs zones géographiques (à proximité et à distance du site). Par ailleurs, dans ce contexte de crise aiguë et de mobilisation maximale de l'ensemble des acteurs pour sa gestion, la sollicitation de ces derniers pour l'accès aux données nécessaires à ce travail était obligatoirement difficile. Enfin, la nature même de l'accident, une explosion de grande ampleur, détruisait un certain nombre de sources de données comme les stations de mesure de l'ORAMIP.

Pour toutes ces raisons, certaines données environnementales ont pu faire défaut soit temporairement dans les suites immédiates de l'explosion, soit de manière définitive à différentes étapes de l'évaluation des risques induisant des délais dans l'obtention des résultats et des incertitudes dans la démarche. Ces données concernent l'air et le sol.

Sur un autre plan, il est apparu des lacunes dans les connaissances scientifiques concernant certaines relations exposition-risque et conduisant de ce fait, dans un certain nombre de cas, à une qualification du risque ou de l'exposition plutôt qu'à une réelle quantification de ceux-ci.

... mais un objectif atteint pour l'aide à la décision.

Néanmoins, sur la base de ces résultats, le dispositif épidémiologique a pu établir que les risques sanitaires liés à l'environnement ne donnaient pas lieu à la prise de mesures conservatoires autres que celles prises dans les suites immédiates de l'explosion et en cela, l'objectif d'aide à la décision a été atteint.

En effet, la démarche d'évaluation des risques a permis d'identifier et de décrire différentes expositions potentielles de la population à des agents toxiques pouvant être présents dans différents milieux et ainsi de quantifier ou de qualifier les risques sanitaires liés à ces substances. Par ailleurs, les limites de cette approche, liées au contexte accidentel décrit plus haut, ont été envisagées dès le début du travail et ont alors conduit à la mise en place immédiate d'un recueil de données sanitaires spécifiques permettant de compléter les résultats de l'Evaluation des Risques Sanitaires. La mobilisation des systèmes d'information sanitaire a ainsi permis de compléter et de confirmer les résultats obtenus par la démarche d'évaluation des risques.

Bien que l'ensemble des résultats obtenus à ce jour soit totalement rassurant, compte tenu de l'ampleur exceptionnelle de cet accident, le dispositif de surveillance n'est pas totalement interrompu pour autant. La vigilance sera ainsi complétée, sur le moyen et le long terme, par deux éléments du dispositif épidémiologique : le suivi des 5000 salariés de la cohorte AZF-COSET, qui subiront des examens

biologiques, et l'analyse à long terme des causes de décès des salariés ayant donné leur accord lors de l'enquête transversale.

Recommandations

Cette expérience pourra être évaluée et mise à profit par ailleurs, mais d'ores et déjà des recommandations peuvent être formulées sur la base de ce travail, afin d'améliorer l'efficacité de l'évaluation en urgence des risques sanitaires liés aux expositions environnementales.

Prévoir un dispositif épidémiologique local d'intervention visant à l'évaluation en urgence des risques sanitaires liés à un accident industriel

Dans le contexte d'une installation classée SEVESO II et située en zone urbaine ou péri-urbaine, il apparaît tout d'abord pertinent de prévoir localement un certain nombre de dispositions en amont de la situation accidentelle permettant de mettre en œuvre une évaluation des risques sanitaires en urgence.

Dans ce type de contexte industriel à risque, l'organisation *a priori* de l'intervention épidémiologique, permettrait tout d'abord de recenser localement les structures et professionnels ressources en matières d'information sanitaire et environnementale. De plus, il apparaît pertinent d'organiser en amont la coordination et la mise en contact des services et structures de ces professionnels, afin d'optimiser leurs interventions dans le cadre de l'urgence. Les Cellules d'Intervention Régionales en Epidémiologie, maintenant présentes dans la plupart des régions, apparaissent être la structure de lien pertinente de ces professionnels. L'articulation de ces professionnels avec les instances chargées de la décision et de la gestion des risques, au sein de la cellule de crise par exemple, pourrait également être ainsi définie.

Organiser la disponibilité des éléments d'information existants

Il apparaît également pertinent d'élaborer des documents regroupant les informations essentielles à la mise en œuvre de l'évaluation des risques mais qui sont aujourd'hui localisées dans des structures différentes. Un certain nombre d'informations utiles peut ainsi être évoqué :

- la liste des substances présentes sur le site industriel et donc susceptibles d'être émises dans un contexte accidentel quel qu'il soit,
- des éléments démographiques de la zone géographique concernée,
- les dispositifs pérennes, privés ou publics, de mesures environnementales,
- les moyens non pérennes, mais mobilisables en urgence, de mesures environnementales,
- les systèmes d'information sanitaire existants sur l'agglomération,
- un état environnemental initial de l'agglomération, concernant les sols en particulier.

Ces documents devraient être régulièrement actualisés et leur disponibilité devrait être organisée afin que les différents professionnels intervenants puissent y avoir un accès facile dans le cadre de l'urgence.

Améliorer les connaissances scientifiques

D'une façon générale, le contexte d'une catastrophe, qu'elle soit naturelle ou industrielle, renvoie à des expositions relativement spécifiques des populations, de niveau élevé et de durée courte.

Si l'épidémiologie en milieu du travail prend en compte ce type d'exposition, il apparaît des lacunes dans les connaissances concernant les risques de ces expositions en population générale où des groupes plus sensibles peuvent être identifiés.

Il apparaît donc ici un champ de recherche à investir afin de fournir les outils scientifiques pertinents pour l'évaluation des risques sanitaires dans le contexte d'un accident industriel.

Références bibliographiques

1. Institut de Veille Sanitaire, Cellule d'Intervention Régionale en Epidémiologie Midi-Pyrénées. Suivi Epidémiologique des conséquences sanitaires de l'explosion de l'usine AZF : rapport intermédiaire. Toulouse, juillet 2002 ; 88 pages et annexes.
2. BARTHÉLÉMY F., HORNUS H., ROUSSOT J., et al. Usine de la société Grande Paroisse à Toulouse – Accident du 21 septembre 2001. Rapport de l'Inspection Générale de l'Environnement. 24 octobre 2001, 43 pages.
3. MOUILLEAU Y., DECHY N. Premières analyses des dommages observés à Toulouse après le sinistre du 21 septembre survenu sur le site AZF de la Société Grande Paroisse. Rapport intermédiaire. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. 24 Octobre 2001, 47 pages et annexes.
4. BIECHLIN S. Evaluation des quantités de produits chimiques émis dans l'air ou dans l'eau dans les heures qui suivirent l'explosion du 21/09/01. Note du 11/04/02.
5. Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement. Etat des stocks encore présents sur les sites de la zone chimique sud. www.midi-pyrenees.Drire.gouv.fr
6. ALLARD C. Evaluation du risque sanitaire (1^{er} niveau d'approche) lié au site de Grande Paroisse à Toulouse. Rapport final. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Octobre 2001, 69 pages et annexes.
7. Institut de Veille Sanitaire. Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. InVS Février 2000, 49 pages et annexes.
8. LE BIS I, LE GOASTER C. Systèmes d'information en santé environnementale. *Environnement, Risques et Santé* 2002 ;1(1) :50-59.
9. GOURIER-FRERY C. – Département Santé Environnement, InVS. Note du 28/09/01.
10. Effets sur la santé des principaux types d'exposition à l'amiante. Expertise collective INSERM 1997 : 434 pages
11. MARTINON L, BILLON-GALLAND MA, VALENTIN F et BROCHARD P. Etude qualitative et quantitative de la pollution de fond urbaine par les fibres d'amiante et par les fibres minérales synthétiques. Contrat Ministère de l'Environnement N° 93131, 1996, 27p
12. LAC C. Evaluation de la dispersion des polluants lors de l'accident de l'AZF Toulouse. Météo-France. 3 Avril 2002, 17 pages.
13. CDC NIOSH, February 2002, Summary report to the New York City Department of Health : NIOSH Air Sample Results for the World Trade Center Disaster Response. <http://www.cdc.gov/niosh/wtcsampres.html>
14. OMS. Guidelines for Air Quality. World Health Organisation, Geneva, 2000, 185 pages. http://www.who.int/environmental_information/Air/Guidelines/AQGUIDEpref.pdf
15. DDASS Haute Garonne. Note de synthèse sur les conséquences de l'accident d'AZF sur la qualité de l'eau potable dans l'agglomération toulousaine. 9 janvier 2002.
16. OMS. Directives pour la qualité de l'eau de boisson – deuxième édition, Recommandations.
17. GAVALDA DAVID. Devenir des éléments traces métalliques dans les boulbènes (luvi-redoxisol) après épandage de boues granulées. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse. Thèse soutenue le 30 mai 2001 (N°1785) pour le titre de Docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse (spécialité Sciences des Agroressources).
18. BAIZE D. Gamme de valeurs « ordinaires » dans les sols hors anomalies naturelles. INRA 2002
19. MATE – BRGM. Gestion des sites (potentiellement) pollués. Version 2. Mars 2000.



Annexe 1 – Personnel de la CIRE et de l'InVS mobilisé sur le terrain

– Personnel présent à Toulouse au jour de l'explosion le 21 septembre 2001 et mobilisé tout au long du programme :

- InVS : une épidémiologiste plein temps (DSE), un épidémiologiste temps partiel (DMCT)
 - CIRE Midi-Pyrénées : un médecin inspecteur de santé publique, un ingénieur du génie sanitaire
- 22 septembre 2001 : mission exploratoire du Directeur Général de l'InVS et d'une épidémiologiste du DSE,
- Octobre 2001 : deux épidémiologistes contractuels recrutés par l'InVS pour une durée d'un mois,
- 15 octobre 2001 : une secrétaire-assistante recrutée par l'InVS pour une durée de 10 mois,
- 17 décembre 2001 : une épidémiologiste recrutée par l'InVS pour une durée de 10 mois,
- 7 janvier 2002 : une épidémiologiste démographe recrutée par l'InVS pour une durée de 10 mois,
- 9 février 2002 : une épidémiologiste recrutée par l'InVS pour une durée de 10 mois,
- 11 février 2002 : 4^{ème} épidémiologiste recruté par l'InVS pour une durée de 10 mois.

Cette équipe a travaillé avec le soutien en temps réel et les compétences des départements scientifiques de l'InVS à Saint-Maurice (94).

Annexe 2 – données concernant l'air



NO₂ : Matrice des corrélations inter-station sur la période de janvier à août 2001 (données horaires)

	Colomiers	Jacquier	Léo Lagrange	Mazades	Berthelot	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Pompage	AFPA
Colomiers	1,00	0,72	0,62	0,71	0,71	0,57	0,36	0,48	0,38	0,69
Jacquier		1,00	0,75	0,81	0,85	0,54	0,41	0,52	0,48	0,84
Léo Lagrange			1,00	0,81	0,88	0,64	0,53	0,66	0,56	0,69
Mazades				1,00	0,89	0,62	0,48	0,64	0,60	0,68
Berthelot					1,00	0,60	0,49	0,60	0,55	0,73
Metz						1,00	0,67	0,82	0,54	0,41
St Cyprien							1,00	0,77	0,41	0,31
Pargaminières								1,00	0,54	0,46
Pompage									1,00	0,41
AFPA										1,00

NO₂ : Coefficients de corrélation inter-station pour la période du 25/09 au 23/10 (données horaires)

	Colomiers	Mazades	Berthelot	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Pompage	AZF	Françoise
Colomiers	1,00	0,71	0,76	0,57	0,62	0,60	0,59	0,49	0,71
Mazades		1,00	0,88	0,50	0,67	0,69	0,81	0,64	0,79
Berthelot			1,00	0,57	0,73	0,73	0,86	0,68	0,80
Metz				1,00	0,80	0,80	0,53	0,49	0,52
St Cyprien					1,00	0,89	0,72	0,66	0,76
Pargaminières						1,00	0,73	0,65	0,71
Pompage							1,00	0,80	0,77
AZF								1,00	0,67
Françoise									1,00

NO₂ : Coefficients de corrélation inter-station pour la période du 23/10 au 30/11 (données horaires)

	Colomiers	Mazades	Berthelot	Metz	St Cyprien	Pargaminières	Pompage	Françoise	Rte Seysses
Colomiers	1,00	0,75	0,75	0,71	0,54	0,57	0,61	0,60	0,72
Mazades		1,00	0,89	0,72	0,66	0,68	0,80	0,80	0,84
Berthelot			1,00	0,76	0,71	0,72	0,86	0,82	0,90
Metz				1,00	0,78	0,86	0,69	0,69	0,76
St Cyprien					1,00	0,84	0,74	0,70	0,68
Pargaminières						1,00	0,73	0,68	0,72
Pompage							1,00	0,83	0,80
Françoise								1,00	0,82
Rte Seysses									1,00

Annexe 3 – données concernant les sols et les eaux souterraines

Concentrations des différents composés mesurés dans les 7 échantillons de sols prélevés autour de Grande Paroisse les 21/09/01 et dans l'échantillon du 22/09/01

	éch. 1	éch. 2	éch. 3	éch. 4	éch. 5	éch. 6	éch. 7	M. Jacquier
pH	7,9	7,9	7,7	8,0	8,0	7,9	9,4	7,3
caractérisation (g/kg MS)								
N ammoniacal	10,3	11,0	24	11,1	14,2	9,1	0,1	6,8
N nitrites	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
N nitrates	53,3	56,6	121	60,4	67,5	46,2	0,24	7,7
sulfates	0,46	0,89	1,24	0,48	0,54	0,36	0,024	
manganèse	0,313	0,335	0,428	0,304	0,294	0,237	0,418	0,296
éléments traces métalliques (mg/kg MS)								
arsenic	18	18	28	43	27	19	19	31
cadmium								<1
chrome	25	26	82	232	23	17	14	58
cuivre	61	41	74	182	70	57	36	85
mercure								<0,5
nickel								18
plomb	175	147	839	794	221	167	90	416
zinc								712
paramètres traces organiques (%MB)								
matières sèches	95,5	94,5	79,7	95,0	95,4	94,7	84,2	

Teneurs en composés azotés dans la nappe (mg/l)

	N ammoniacal	N nitrique	N uréique	N total	pH
puits n°6					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	0,5	5,7	<0,2	6,1	7,5
maximum	1	9,6	0	10	8,3
après le 21 septembre 2001					
médiane	1,25	3,5	0,3	4,9	7,2
maximum	1,8	4,6	0,3	5,3	7,4
puits n°7					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	1 300	1 110	1,4	2 410	8,1
maximum	1 730	2 340	2,3	4 070	8,6
après le 21 septembre 2001					
médiane	840	1 150	0,8	2 130	7,8
maximum	1 300	1 290	1	2 450	8,1

suit

continu

	N ammoniacal	N nitrique	N uréique	N total	pH
puits n°8					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	45	41	0,5	84	7,2
maximum	55	58	0,8	114	8,1
après le 21 septembre 2001					
médiane	70	7,6	0,65	78	7,4
maximum	70	19	0,7	89	7,5
puits n°9					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	19	60	0,55	80	7,4
maximum	48	580	0,9	609	7,4
après le 21 septembre 2001					
médiane	15	27	0,55	45	7,5
maximum	18	39	0,7	55	7,7
puits n°10					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	30	58	0,25	82	7,5
maximum	35	60	0,4	93	8,1
après le 21 septembre 2001					
médiane	29	50	0,5	78	7,5
maximum	54	55	0,8	109	7,6
puits n°11					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	35	83	0,2	118	7,6
maximum	35	83	0,2	118	7,8
après le 21 septembre 2001					
médiane	25	80	0,3	105	7,6
maximum	31	105	7,6	144	7,8
puits n°12					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	240	610	0,7	850	3
maximum	380	660	1,1	990	3,3
après le 21 septembre 2001					
médiane	435	655	0,3	1 085	3
maximum	1 000	1 500	3,2	2 500	4,2
puits n°13					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	630	840	0,75	1 390	7,2
maximum	730	940	1	1 660	7,7
après le 21 septembre 2001					
médiane	760	1 040	0,3	1 810	6,8
maximum	1 550	1 540	23	2 650	7,3
puits n°17					
avant le 21 septembre 2001					
médiane	850	430	1	1 290	8,6
maximum	1 150	570	1,5	1 580	9,2
après le 21 septembre 2001					
médiane	1 000	460	2,4	1 460	8,4
maximum	1 150	480	4,4	1 630	8,8

suit

continu

	N ammoniacal	N nitrique	N uréique	N total	pH
puits n°20					
<i>après le 21 septembre 2001</i>					
médiane	166	37	1,9	206	7,3
maximum	185	68	2	220	7,6
puits n°21					
<i>après le 21 septembre 2001</i>					
médiane	2 025	2 700	695	5 815	7,1
maximum	2 350	3 200	4 000	9 250	7,7
piézomètres hôpital Marchant et SCPA					
<i>après le 21 septembre 2001</i>					
médiane	1,2	6,25	1,1	8,55	7,1
maximum	5,3	8,4	2,3	16	7,1

Notes

L'explosion qui s'est produite à Toulouse le 21 septembre 2001 sur le site "AZF" est l'un des accidents industriels les plus importants de ces dernières décennies de par la puissance du souffle et ses conséquences humaines et matérielles sur l'agglomération.

Dans les premiers jours qui ont suivi, un dispositif de suivi épidémiologique des conséquences sanitaires de l'explosion a été mis en place par l'Institut de Veille Sanitaire en collaboration avec la Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales de Midi-Pyrénées. Ce suivi épidémiologique a pour objectifs :

- d'apporter des éléments d'information permettant d'adapter les prises en charge de la population touchée par cette catastrophe et de formuler des recommandations pour la prise en charge de populations qui seraient soumises à des événements comparables dans le futur.
- d'évaluer les conséquences sanitaires à moyen et à long terme (au delà du bilan initial comptabilisant les décès et les blessés des premiers jours), afin de mesurer l'ampleur des séquelles que peut laisser un tel événement sur la santé des populations.

La caractérisation des risques sanitaires liés aux rejets de substances polluantes émises lors de l'accident et au décours de celui-ci était l'un des trois axes de travail du dispositif. En effet, l'explosion a libéré un nuage de pollution atmosphérique essentiellement constitué de composés azotés qui a survolé le sud-ouest de l'agglomération. Par ailleurs, l'accident a été la source de rejets de dérivés nitrés dans le bras de la Garonne qui borde l'installation. Enfin, le souffle a projeté sur les quartiers proches des particules et fragments de sol issus de ce site industriel ancien. L'analyse des risques sanitaires liés à ces rejets a donc tenu compte de pollutions de nature diverse, dans différents milieux simultanément, sur des durées d'exposition plus ou moins longues en fonction des milieux contaminés. Les effets ont été considérés sur des échelles de temps différentes (effets immédiats et à long terme), pour des groupes divers de population (intervenant sur le site, population générale, enfants), et sur plusieurs zones géographiques (à proximité et à distance du site).

Afin de fournir les résultats les plus exhaustifs possibles et de réduire les incertitudes, le volet "santé-environnement" du dispositif de suivi épidémiologique a utilisé de façon concomitante deux approches méthodologiques : la démarche d'évaluation des risques sanitaires à partir de données environnementales, populationnelles et bibliographiques d'une part, et la surveillance spécifique de pathologies ciblées à des fins d'alerte par les systèmes d'information sanitaires locaux d'autre part. Dans le contexte accidentel majeur du 21 septembre, cette double approche a permis de caractériser les risques liés aux expositions à des polluants émis lors de l'explosion et dans les semaines qui ont suivi.

Ce rapport présente dans le détail les méthodes utilisées dans ces deux approches complémentaires, les résultats obtenus par chacune d'elles et leur interprétation en terme de risque sanitaire. De manière synthétique, l'analyse ne laisse pas entrevoir d'impact majeur des expositions aux polluants émis du fait de l'accident. Les expositions estimées dans les différents groupes de population touchée et les données sanitaires obtenues auprès des systèmes d'alerte n'ont pas conduit à recommander de surveillance spécifique ni de mesures conservatoires autres que celles qui avaient été prises dans les suites immédiates de la catastrophe. Ce travail a permis par ailleurs de montrer l'intérêt de l'intervention épidémiologique dans un contexte d'urgence et la nécessité d'organiser "à froid" la disponibilité des informations essentielles pour répondre aux questions de santé publique posées lors de telles catastrophes.

The explosion which blew up the "AZF" factory in Toulouse on 21 September 2001 is one of the most severe industrial accidents of the last decades, as far as the power of the blast and its material and human consequences in the town are concerned.

Within a few days of this accident, an epidemiological evaluation of the health effects caused by this explosion was set up by the Institut de Veille Sanitaire in collaboration with the Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales of the Midi-Pyrénées region. The objectives of this programme were :

- to provide elements of information to adapt the management of the population exposed to this disaster, and to advise on how to manage the population exposed to similar events in the future;*
- to evaluate medium and long-term health effects (beyond the initial assessment of the first days which provided the number of deaths and injuries) in order to measure the consequences of such an accident on the population's health.*

The characterisation of health risks caused by the emission of pollutant substances during or just after the accident was one of the three directions of our work. Indeed, the explosion released a cloud of atmospheric pollution essentially made up of nitrogenous compounds which then spread over the South-Western part of the urban centre. The accident also caused the release of nitrogenous compounds in the arm of the Garonne river lining the plant. Finally, the blast sprayed fragments of soil and particles from this old industrial site to the neighbouring districts. The analysis of the health risks related to these releases took into account different types of pollution that took place simultaneously in different sites and with variable lengths of exposure depending on the contaminated site. Health effects were assessed for different delays of onset (immediate, long-term), for different groups of population (relief workers, general population, children) and for different geographical zones (close to or far from the site).

In order to provide the best comprehensive results and to reduce uncertainties as much as possible, two methodological approaches were used in parallel for this "environmental health" work: the risk assessment methodology based on environmental measures, population data and bibliographic references, and the surveillance of specific pathologies defined as sentinel events and collected through local health information systems. These two approaches enabled the risks related to the exposure to pollutants released during and after the explosion to be characterised.

This report presents in detail the methods used and the results obtained with these two complementary approaches, together with their interpretation in terms of health risks. In brief, the analysis does not indicate a major impact of the exposure to pollutants released by the explosion. Exposures estimated for the various types of population concerned and the data collected through health information systems did not result in recommending any specific surveillance nor measures of conservation other than those which were taken immediately after the disaster. This work also showed the use of an epidemiological intervention in an emergency context, and the need to organise beforehand the available information which is essential to answer public health questions when such disasters occur.



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE



ISBN : 2-11-093906-0
Tirage : 1 500 exemplaires
Prix : 7 €
Imprimé par Maulde & Renou – Paris
Dépôt légal : Août 2003

12, rue du Val d'Osne - 94415 Saint-Maurice cedex
Tél. : 33 (0) 1 41 79 67 00 - Fax : 33 (0) 1 41 79 67 67
<http://www.invs.sante.fr>