

LISTE DES FIGURES	106
LISTE DES SCHEMAS	106
LISTE DES TABLEAUX	106
3.1. DEMARCHE GENERALE DE L'EVALUATION DES RISQUES.	107
3.2. SCHEMA CONCEPTUEL.	108
3.2.1. INVENTAIRE DES SOURCES D'ÉMISSION	108
3.2.1.1. Activités de production et stockage.	108
3.2.1.2. Eaux météorites.	109
3.2.2. QUANTIFICATION DES ÉMISSIONS AQUEUSES, ATMOSPHÉRIQUES, SOL OU BIOLOGIQUES.	110
3.2.2.1. Résumé et synthèse des investigations.	110
3.2.2.2. Quantification des émissions atmosphériques.	110
3.2.3. IDENTIFICATION DES DANGERS DES AGENTS CHIMIQUES.	111
3.2.4. CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL	124
3.2.5. RELATIONS DOSE-RÉPONSE.	124
3.2.5.1. Valeur toxique de référence (VTR)	124
3.2.5.2. Choix des traceurs.	126
3.2.6. CONCEPTUALISATION DE L'EXPOSITION	126
3.2.6.1. Délimitation de la zone d'étude	126
3.2.6.2. Caractérisation de la population présente dans le domaine d'étude	127
3.2.7. SCHÉMA CONCEPTUEL	127
3.2.7.1. Exposition directe par inhalation	127
3.2.7.2. Exposition indirecte par ingestion	127
3.2.7.3. Résumé	127
3.3. CARACTERISATION DES EFFETS SANITAIRES.	128
3.3.1. MODÉLISATIONS DES TRANSFERTS.	128
3.3.2. MÉTHODOLOGIE DE CALCUL DES DOSES D'EXPOSITION	129
3.3.2.1. Conceptualisation de l'exposition	129
3.3.2.2. Effets cumulatifs	130
3.3.2.3. Critères d'acceptation de l'évaluation des risques sanitaires	130
3.3.2.4. Quantification des scénarios d'impact	131
3.3.2.5. Analyses des résultats	136
3.3.3. EVALUATION DE L'INCERTITUDE	136
3.3.3.1. Estimation du terme source	136
3.3.3.1.1. Campagnes de mesure	136
3.3.3.1.2. Termes source non prises en compte	137
3.3.3.2. Choix des traceurs de pollution	137
3.3.3.3. Valeurs toxiques de référence	137
3.3.3.4. Représentativité des données météorologiques	137
3.3.3.5. Utilisation de modèles mathématiques (modèle de dispersion)	137
3.3.3.5.1. Modélisation de la dispersion atmosphérique	137
3.3.3.5.2. Paramètres d'exposition et de modélisation des transferts	138
3.3.3.5.3. Calculs de risques sanitaires	139
3.3.3.6. Bruit de fond	139
3.3.3.7. Emissaires provenant des autres sites industriels	139
3.4. CONCLUSIONS.	139

LISTE DES FIGURES

Figure 5. Schéma conceptuel de l'exposition	128
---	-----

LISTE DES SCHEMAS

Schéma 6. Synopsis de la démarche « impact sanitaire ».	107
Schéma 7. Logigramme du choix de la VTR (source : note MEDDE/MASDF, 2014)	125

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Tableau résumant les origines des sources d'impact issues des activités de production et de stockage.	109
Tableau 2. Tableau résumant les origines des sources d'impact issues des eaux météorites.	110
Tableau 3. Tableau récapitulatif des émissions atmosphériques	111
Tableau 4. Résumé des agents chimiques étudiés entre l'année de référence et l'état projeté	111
Tableau 5. Devenir des agents chimiques dans l'écosystème et leurs effets	123
Tableau 6. Liste des agents chimiques disposant de VTR par inhalation	126
Tableau 7. Liste des agents chimiques à modéliser	126
Tableau 8. Critères d'acceptabilité de l'évaluation des risques sanitaires.	131
Tableau 9. Tableau récapitulatif des organes cibles par inhalation	136
Tableau 10. Complexité du site et de son environnement	138
Tableau 11. Qualité des données d'entrée du modèle	138

4.1. DEMARCHE GENERALE DE L'EVALUATION DES RISQUES.

Classiquement pour les différentes populations de l'écosystème ou humaines, la méthodologie proposée par le CIPEI permettant de prendre en compte l'impact sur l'écosystème et l'impact sanitaire de nos rejets, en fonctionnement normal, suit les méthodologies préconisées par l'US-EPA, l'INERIS ou par l'InVS. Elle est décrite suivant le schéma ci-après :

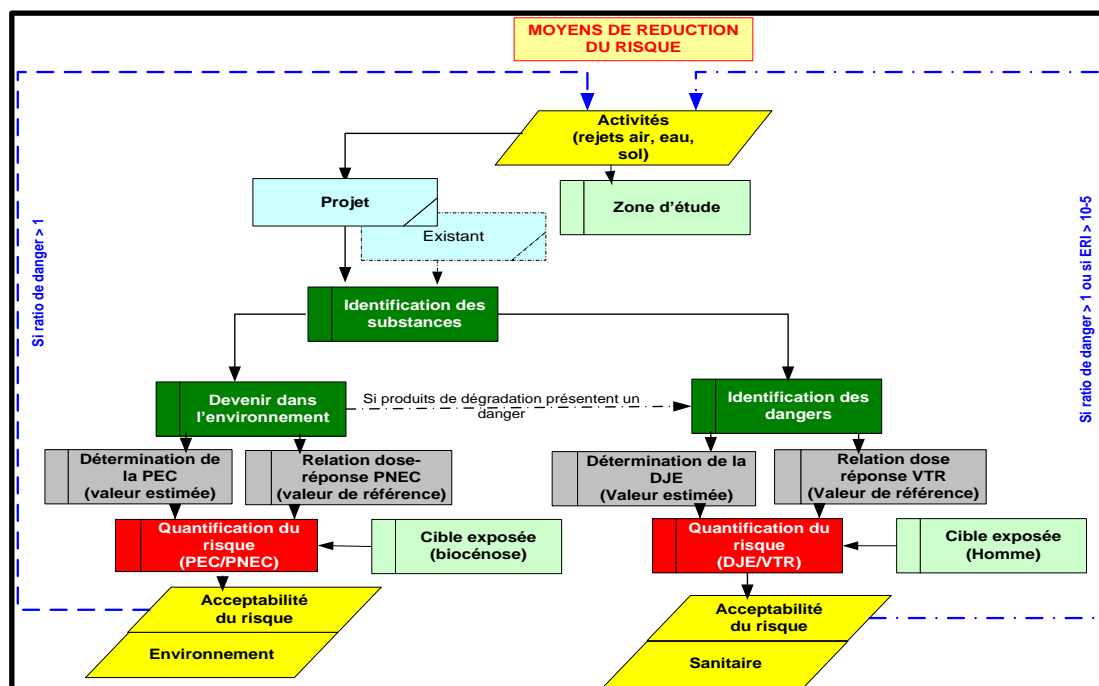


Schéma 1. Synopsis de la démarche « impact sanitaire ».

Les différentes étapes consistent à :

- Collecter et analyser les données nécessaires à l'évaluation des risques. Cette étape permet de collecter l'ensemble des informations qui définit les voies de transfert et d'exposition des polluants sur les cibles potentielles et d'obtenir les valeurs spécifiques à la réalisation de l'étude sanitaire. Cette collecte est réalisée comme suit :
 - Identification des substances dangereuses pour l'homme susceptibles d'être émises sur le site
 - Identification des populations cibles caractérisées par leur activité sur ou près du site, leur âge, leur sensibilité
 - Identification des aménagements sur ou près du site induisant des usages ou des activités sensibles
 - Sélection des substances à prendre en compte dans le calcul de risque en fonction des informations collectées.
- Evaluer l'écotoxicité ou la toxicité comprenant plusieurs phases :
 - Identification du potentiel dangereux des substances. Cette étape permet de connaître les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer
 - Evaluation de la relation dose-réponse permet d'estimer la relation entre la dose ou le niveau d'exposition à une substance et l'incidence et la gravité de cet effet
 - Evaluation des voies d'exposition, notamment la détermination des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation afin d'évaluer les concentrations/doses auxquelles les populations sont exposées ou susceptibles de l'être

- Caractérisation des risques en estimant l'incidence et la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population en raison de l'exposition à une substance.

4.2. SCHEMA CONCEPTUEL.

Un risque est défini par :

- une source de contamination,
- un vecteur de transfert de la contamination,
- un milieu d'exposition (une cible)

Si l'un de ces éléments n'existe pas, alors aucun risque n'est caractérisable.

4.2.1. Inventaire des sources d'émission

4.2.1.1. Activités de production et stockage.

Les activités de production et de stockage constituant la source d'impact sur les composantes de l'environnement ont été identifiées au chapitre 2 du présent document. Une fois identifiés, les effets résiduels attendus issus des sources d'impact et prenant en compte les mesures d'atténuation sont synthétisés dans le tableau suivant :

Impact	Etat au dépôt du dossier de demande d'autorisation d'exploiter en 2001		Etat projeté	
	Identification	Mesures de prévention	Identification	Mesures de prévention
Procédé Injection				
Eau superficielle	Rejets accidentels issus des égouttures des presses	bac de rétention	Pas de modification	
	Rejets accidentels issus des égouttures des groupes hydrauliques	bac de rétention		
Air	Emissions des produits de décomposition thermique	/		
Déchets	Déchets d'huiles usagées	Déchets dans bennes ou contenants fermés et zone déchets sur rétention		
	Eaux hydrocarburés			
	Rebuts de plastiques			
Procédé « laquage ou vernissage »				
Eau superficielle	Effluents provenant des broiries	broirie sur rétention	Effluents provenant des broiries	broirie sur rétention
Air	Effluents gazeux provenant des broiries	/	Effluents gazeux provenant des broiries	/
	Effluents gazeux provenant du dégraissage	/	/	/
	Effluents gazeux pro-	/	Effluents gazeux	/

Impact	Etat au dépôt du dossier de demande d'autorisation d'exploiter en 2001		Etat projeté	
	Identification	Mesures de prévention	Identification	Mesures de prévention
	venant de l'application vernis		provenant de l'application peinture et vernis	
	Effluents gazeux provenant du sas de des-solvatation application vernis	/	Effluents gazeux provenant de la 2 ^{ème} moitié application vernis	/
	Effluents gazeux provenant de l'étuve de séchage	/	Effluents gazeux provenant de l'étuve de séchage	/
Déchets	Diluants de rinçage	Déchets dans bennes ou contenants fermés et zone déchets sur rétention	idem que l'actuel	
	Pots de peinture et de diluant			
	Eaux de cabine			
	Boues de peintures Rebuts plastiques			
Procédé « sérigraphie ou tamponisation »				
Air	Effluents gazeux diffus provenant des applications encres	/	Pas de modification	
	Effluents gazeux diffus provenant des applications dans le local tamponisation		Pas de modification	
	Pots de peinture et de diluant	Déchets dans bennes ou contenants fermés et zone déchets sur rétention	Pas de modification	
Déchets	DND (poussières)	Déchets dans bennes ou contenants fermés et zone déchets sur rétention	Pas de modification	
Procédé de stockage des consommables, des matières premières conditionnées et des produits finis conditionnés				
Déchets	Palettes non souillées	/	Pas de modification	

Tableau 1. Tableau résumant les origines des sources d'impact issues des activités de production et de stockage.

Compte tenu de l'ajout des lignes de vernissage supplémentaires, nous considérons que l'évaluation des risques sanitaires sera modifiée par rapport à la ligne déjà existante.

4.2.1.2. Eaux météorites.

Les eaux de ruissellement et/ou de toiture constituant la source d'impact sur les composantes de l'environnement ont été identifiées au chapitre 2 du présent document. Une fois identifiés, les effets résiduels attendus issus des sources d'impact et prenant en compte les mesures d'atténuation sont synthétisés dans le tableau suivant :

Impact	Etat au dépôt du dossier de demande d'autorisation d'exploiter en 2001		Etat projeté	
	Identification	Mesures de prévention	Identification	Mesures de prévention
Eau superficielle	Eaux de ruissellement et de toiture Eaux usées	séparateur hydrocarbures	Pas de modification	

Tableau 2. Tableau résumant les origines des sources d'impact issues des eaux météorites.

Compte tenu des non modifications des rejets dues à notre projet, nous considérons que l'évaluation des risques sanitaires reste identique à l'existant.

4.2.2. Quantification des émissions aqueuses, atmosphériques, sol ou biologiques.

4.2.2.1. Résumé et synthèse des investigations.

Compte tenu de l'identification des sources d'impact émises dans l'écosystème, nous avons résumé les analyses qui seront étudiées dans le cadre de ce chapitre :

- Dans le cadre de nos rejets météoriques. Ils sont dirigés vers le réseau public des eaux pluviales. Aussi, nous ne les avons pas traités dans l'évaluation des risques sanitaires dans la mesure où le réseau des eaux pluviales communal collecte toute la zone.
- Dans le cadre de nos rejets aqueux résiduels. Ils sont en circuit fermé ou mis en déchets.
- Dans le cadre de la pollution du sol, nous n'avons pas quantifié les teneurs des substances dans le sol.
- Dans le cadre de nos rejets à l'atmosphère, les analyses ont été détaillées à partir de celles mentionnées dans le §2.5. du présent fascicule.

Nota : les nuisances olfactives ne sont pas retenues dans ce cadre dans la mesure où les experts n'ont pas identifiés de relation dose-effet. En effet, des études réalisées par l'INRS ont démontré qu'aucune corrélation n'a pu être déterminée entre les seuils olfactifs, les VLEP ou les VMEP.

4.2.2.2. Quantification des émissions atmosphériques.

Pour une meilleure représentativité, nous avons moyenné sur l'année les flux horaires (

$F_{\text{horaire}}(\text{kg/h}) = \frac{F_{\text{annuel}}(\text{kg/an})}{365 \times 24}$). Les fiches de calcul sont mises en annexe de la présente étude. Nous n'en ré-

sumerons que les conclusions :

activités ou équipements	Substances	C (mg/m ³)	Fmoy (kg/s)
Laquage et vernissage (actuel et projeté)	xylène	1,09	2,48E-05
	éthylbenzène	0,35	7,97E-06
	toluène	4,51	1,03E-04
	méthacrylates	2,93	6,66E-05
	2-propanol	1,93	4,39E-05
	méthyléthylcétone	5,78	1,32E-04
	méthylisobutylcétone	2,30	5,24E-05

activités ou équipements	Substances	C (mg/m ³)	Fmoy (kg/s)
	acétone	1,67	3,79E-05
	cyclohexane	2,42	5,51E-05
	chlorobenzène	0,55	1,25E-05
	acetate de n-butyle	0,52	1,19E-05
	acétate d'éthyle	0,60	1,37E-05

Tableau 3. Tableau récapitulatif des émissions atmosphériques

4.2.3. Identification des dangers des agents chimiques.

Dans la mesure où les analyses n'ont permis d'estimer que la quantité de COV totaux, nous avons dû intégrer d'autres facteurs afin de quantifier les COV spécifiques lors de l'application « vernis ». Pour ce faire, nous nous sommes fondés sur les fiches de données de sécurité indiquant la composition des mélanges.

	Substances étudiées		
	Etat au dépôt du dossier de demande d'autorisation d'exploiter en 2001	Etat actuel (ligne de laquage + ligne de vernissage 1)	Projet (nouvelle ligne de laquage automatique)
compartiment air	Formaldéhyde	Formaldéhyde	xylène
	Acroléine	Acroléine	éthylbenzène
	acétaldéhyde	acétaldéhyde	toluène
	Crotonaldéhyde	Crotonaldéhyde	méthacrylates
	Acétone	xylène	2-propanol
	Dichlorométhane	éthylbenzène	méthyléthylcétone
	2-butanone	toluène	méthylisobutylcétone
	Xylène	méthacrylates	acétone
	Exo-méthylbutylcétone	2-propanol	cyclohexane
	Acide cyanhydrique	méthyléthylcétone	chlorobenzène
		méthylisobutylcétone	acetate de n-butyle
		acétone	acétate d'éthyle
		cyclohexane	
		chlorobenzène	
	acetate de n-butyle		
	acétate d'éthyle		

Tableau 4. Résumé des agents chimiques étudiés entre l'année de référence et l'état projeté

L'identification des dangers est l'identification des effets néfastes et/ou propriétés préoccupantes et inhérentes à une substance. Elle implique également la caractérisation du devenir d'une substance chimique dans le corps et ses interactions avec les organes, les cellules ou le matériel génétique.

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
<p>Xylène (n°CAS : 1330-20-7)</p> <p>H226, H312, H315, H332</p>	<p>Persistance. Les isomères du xylène sont facilement dégradés dans l'atmosphère, la photooxydation étant le processus le plus important. Les xylènes ne sont pas détruits directement par photolyse (absence de fonction absorbant les radiations supérieures à 290 nm). L'oxydation atmosphérique des xylènes est rapide, elle a lieu par réaction avec les radicaux libres et principalement les radicaux hydroxyles. En se basant sur des données de concentration de radicaux hydroxyles dans l'air, Brice et Derwent, (1978) ont calculé des demi-vies atmosphériques de 2,6 h, 1,5 h et 2,4 h respectivement pour le o, m et p-xylène.</p> <p>Au niveau de l'air. À cause de la pression de vapeur relativement élevée des xylènes et de leur solubilité modérée dans l'eau, l'atmosphère joue un rôle important dans leur dispersion et leur devenir (Mackay et coll., 1992). D'après les modèles, la plus grande partie des xylènes libérés dans l'environnement se trouveraient dans l'atmosphère (Mackay et coll., 1992). Une fois libérés dans l'atmosphère, soit directement, soit par volatilisation à partir d'autres milieux, les xylènes subissent assez rapidement une photo-oxydation par réaction avec les radicaux OH en présence de dioxyde d'azote, pour donner des tolylaldéhydes, l'aldéhyde pyruvique, des méthylbenzyl nitrates, des diméthylphénols et des nitroxyènes, eux-mêmes dégradés en d'autres composés (Finlayson-Pitts et Pitts, 1986; Atkinson, 1990). Les autres produits de réaction n'ont pas été repérés individuellement (Atkinson et coll., 1991). Selon divers calculs, la durée de vie des xylènes dans la troposphère varie de 0,5 à 1,5 jour (Finlayson-Pitts et Pitts, 1986; Güsten et coll., 1984; Jori et coll., 1986).</p> <p>Au niveau de l'eau. Si les xylènes sont relâchés dans l'eau, ils s'absorbent sur des sédiments ou des particules sédimentaires fondées sur des mesures de Koc. Ce composé se volatilise à partir des eaux de surface. Les demi-vies estimées sont de 3 (rivière) et 99 heures (lac). Le potentiel de bioconcentration dans les organismes aquatiques est très</p>	<p>Absorption. Les xylènes sont bien absorbés par voie respiratoire (50 à 73%) ou digestive (87 à 92%). Ils se distribuent principalement dans les tissus riches en lipides (graisses, système nerveux central).</p> <p>Métabolisme et élimination. La principale voie métabolique conduit à des alcools méthylbenzyliques, des méthylbenzaldéhydes et des acides méthylbenzoïques qui sont finalement conjugués à la glycine pour être éliminés dans les urines sous forme d'acides méthylhippuriques. Les xylènes sont aussi partiellement oxydés sur le cycle en xylénols. La demi-vie d'élimination des xylènes est de 20 à 30 heures.</p> <p>Toxicité chronique. De nombreux cas de dermatite d'irritation sont publiés. Des troubles mentaux organiques ont été également observés chez des travailleurs exposés à des concentrations excessives de xylènes. De même, plusieurs études épidémiologiques ont rapporté une fréquence élevée de néphropathies tubulaires et glomérulaires chez des travailleurs exposés aux xylènes (et à d'autres solvants organiques). L'exposition répétée à des xylènes est fréquemment responsable de troubles digestifs mineurs (anorexie, nausées, vomissements, diarrhée).</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, les xylènes ne sont pas considérés comme cancérogènes.</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, les xylènes ne sont pas considérés comme mutagènes.</p> <p>Effets tératogènes. Expérimentalement, l'administration à de fortes doses de xylènes pendant la gestation a produit des effets foetotoxiques dans plusieurs espèces animales et, dans une étude chez la souris, elle a augmenté la fréquence de fentes palatines.</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
	<p>faible (BCF de l'ordre de 20). Dans les eaux de surface, les xylènes se volatilisent rapidement. Dans l'eau stagnante, à 1 m de profondeur, leur demi-vie a été estimée à 5,6 heures; elle serait plus courte dans les eaux agitées (Mackay et Leinonen, 1975). Les taux de volatilisation ont été calculées pour les lacs (8 jours) et les rivières (1 à 2 jours) [SRI, 1979] ainsi que pour les petits cours d'eau et les rivières (36 minutes à 47 jours) [EPA des É.-U., 1987]; la variation des données s'expliquant par les différences dans les conditions telles que la profondeur et le débit. Aucune donnée n'est disponible sur le devenir des xylènes sous la glace.</p> <p>Au niveau du sol. Si les xylènes sont relâchés dans le sol, ils sont modérément à hautement mobiles en fonction du pH du sol. Les xylènes se volatilisent à partir des surfaces humides (constante de Henry : $7 * 10^{-03}$ atmm³/mol). En règle générale, il a été montré que les xylènes sont biodégradés dans le sol et les eaux souterraines et peuvent être dégradés dans des conditions de dénitrification anaérobie. On a estimé que les demi-vies pour la volatilisation des trois isomères, depuis la surface du sol, étaient de moins de 1 minute à 2,2 jours (EPA des É.-U., 1987; Anderson et coll., 1991). Le taux de volatilisation devrait être beaucoup plus petit quand les xylènes sont incorporés au sol et il devrait diminuer rapidement en fonction de la profondeur. Malgré leur solubilité modérée dans l'eau, les xylènes peuvent filtrer au travers des sols jusqu'aux eaux souterraines. Leur déplacement devrait être ralenti par les matières organiques (Seip et coll., 1986), l'argile (Johnson et coll., 1989) et l'humidité, si cette dernière est élevée (Aurelius et Brown, 1987). Toutefois, il semblerait que les xylènes traversent les sols argileux (Green et coll., 1983; Anderson et coll., 1985). D'après la théorie et des données limitées, les isomères ne subiraient pas d'hydrolyse, de photolyse ou d'oxydation marquées dans le sol (EPA des É.-U., 1987).</p>	
<p>Ethylbenzène (n°CAS : 100-41-4) H225, H332, H315,</p>	<p>Au niveau du sol. Fondé sur le koc, l'éthylbenzène présente une mobilité dans le sol modérée. LA volatilisation de l'éthylbenzène à partir de sol humide peut être importante suite à la constante de Henry. L'éthylbenzène sera complètement dégradé par les nitrobactéries.</p>	<p>Toxicocinétique Chez l'homme, l'éthylbenzène liquide est principalement absorbé par voie pulmonaire et cutanée.</p> <p>Absorption. Le taux d'absorption de l'éthylbenzène chez des volon-</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
H351, H304	<p>Au niveau de l'eau. Fondé sur le koc, l'éthylbenzène peut être absorbée à des matières en suspension ou des sédiments. La volatilisation à partir des eaux de surface est importante suite à la constante de Henry (demi-vie estimée entre 1,1 et 99 heures). Le BCF indique que la bioconcentration dans les organismes aquatiques est très faible. L'éthylbenzène composant l'essence est très rapidement dégradée dans des conditions aérobies (en 10-16 jours). De plus, dans les eaux souterraines, cette substance est dégradée en 8 jours.</p> <p>Au niveau de l'air. Selon les modèles mathématiques, l'éthylbenzène est vaporisé dans l'atmosphère. Cette substance est dégradée dans l'atmosphère photochimique produisant des radicaux hydroxyles. LA demi-vie dans l'air est de 55 heures.</p> <p>Bioaccumulation chez les organismes aquatiques. Plusieurs résultats d'essais sont disponibles : Poissons : <i>Oncorhynchus mykiss</i> (42 jours) BCF : 1 (Roubalet <i>al.</i>, 1978) <i>Platichthys stellatus</i> (42 jours) BCF : 4 (Roubalet <i>al.</i>, 1978) Mollusques : <i>Tapes semidecussa</i> (2-8 jours) BCF : 4-5 (Nunes et Benville, 1979) Les essais sur poissons et mollusques ont montré que les facteurs de bioaccumulation étaient très faibles. L'éthylbenzène n'est donc pas considéré comme une substance bioaccumulable pour ces espèces. Le BCF calculé à partir du Kow et d'une relation (Q)SAR telle que proposée par la Commission Européenne (CE, 1996) est de 94.</p> <p>Bioaccumulation chez les organismes terrestres y compris les végétaux. Aucun résultat d'essai valide n'a pu être trouvé dans la littérature.</p>	<p>taires sains exposés par voie pulmonaire pendant 8 heures à des concentrations d'éthylbenzène comprises entre 23 et 85 ppm est de 64 %. Seules quelques traces d'éthylbenzène sont présentes dans l'air expiré (Bardodej et Cirek, 1988). Une autre étude réalisée sur des volontaires sains exposés par voie pulmonaire aux mêmes concentrations d'éthylbenzène a montré que le taux d'absorption moyen de l'éthylbenzène était de 49 % (Gromiec et Piotrowski, 1984). La différence entre ces deux résultats suggère que le taux d'absorption de l'éthylbenzène par voie pulmonaire varie en fonction des individus. Aucune donnée concernant l'absorption de l'éthylbenzène par voie orale n'est disponible.</p> <p>Toxicité chronique. Dans la littérature, il est indiqué que les effets toxiques par inhalation sont similaires à ceux du mésitylène. Toutefois, il n'existe pas encore suffisamment de données pour proposer des limites biologiques.</p> <p>Effets cancérigènes. L'éthylbenzène a été examiné par l'UE mais n'a pas été classé. Le CIRC a classé l'éthylbenzène en 2B « pourrait être cancérigène pour l'Homme ».</p> <p>Effets mutagènes. L'éthylbenzène n'a pas été classé comme substances mutagènes</p> <p>Effets tératogènes. L'éthylbenzène n'a pas été classé comme substances tératogènes</p>
Toluène (n°CAS : 108-88-3) H225, H315, H361,	<p>Au niveau de l'air. Comme le toluène présente une pression de vapeur relativement élevée et une solubilité modérée dans l'eau, l'atmosphère influe beaucoup sur sa répartition et sur son devenir ultime (SRI, 1980; Mackay et coll., 1992). En se basant sur diverses modélisations, on a</p>	<p>Absorption. L'absorption du toluène résulte principalement de l'exposition aux vapeurs dont environ 50% de la quantité inhalée est absorbée (Carlsson). Chez l'homme, le toluène est connu pour être un irritant respiratoire du système nerveux central. De nombreuses études</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
H336, H373, H4304	<p>prévu qu'environ 99 % du toluène rejeté dans l'environnement devraient être présents dans l'atmosphère (Slooff et Blokzijl, 1988; Nielsen et Howe, 1991; Mackay et coll., 1992). Une fois libéré dans l'atmosphère, que ce soit directement ou par volatilisation à partir d'un autre milieu, le toluène est soumis assez rapidement à une réaction de photooxydation. Il réagit avec des radicaux hydroxy pour donner des crésols, du benzaldéhyde et un certain nombre d'autres produits qui sont eux-mêmes dégradés de manière plus poussée (NCR, 1980; Finlayson- Pitts et Pitts, 1986; Atkinson, 1990). On a calculé que la durée de vie troposphérique minimale du toluène était de 4,5 heures (Finlayson-Pitts et Pitts, 1986), mais des demi-vies allant jusqu'à 10 jours ont été calculées sous des latitudes septentrionales en hiver (Syracuse Research Corporation, 1983). Le toluène n'intervient pas dans l'amincissement de la couche d'ozone ni dans le réchauffement planétaire à cause de sa durée de vie relativement courte dans l'atmosphère et parce qu'il n'absorbe pas le rayonnement ultraviolet (NCR, 1980).</p> <p>Au niveau de l'eau. Si le toluène est relâché dans l'eau, il ne s'absorbera pas sur des sédiments (Koc : 166). Toutefois, le toluène est biodégradable dans l'eau (demi-vie allant de 4 à 56 jours respectivement dans un milieu aérobie et dans un milieu anaérobie). Les BCF mesurées sont de l'ordre de 13 à 90 chez les poissons suggèrent que la bioconcentration du toluène chez les organismes aquatiques est faible voire modérée. Comme le toluène est soluble dans l'eau, il peut atteindre les eaux souterraines. De 2 à 13 % du toluène déposé sur un sol sableux étaient élués à travers une colonne de 140 cm de hauteur (Wilson et coll., 1981). La présence de matières organiques (Seip et coll., 1986) et d'argile (Johnson et coll., 1989) peut faire obstacle au mouvement du toluène à travers le sol.</p> <p>Au niveau du sol. Si le toluène est relâché dans le sol, il peut être, en fonction du sol, fortement mobile à faiblement mobile (Koc : 37 à 178). Le toluène présent au niveau des sols humides sera volatilisé (constante</p>	<p>ont permis de mettre en évidence des seuils. En effet, pour des expositions supérieures à 30 000 mg/m³, il a été démontré un déficit du système nerveux central accompagné d'une morphologie anormale des cellules cérébrales du cerveau. Pour de plus basses expositions (entre 800 – 400 ppm), les chercheurs ont permis de mettre en évidence des effets tels que l'ataxie, les maux de tête, les problèmes visuels.</p> <p>Métabolisme. La principale voie métabolique conduit à l'alcool benzylique, au benzaldéhyde et à l'acide benzoïque qui est finalement conjugué à la glycine pour être éliminé dans les urines sous forme d'acide hippurique. L'acide benzoïque est aussi partiellement glucocorconjugué. Une faible partie du toluène est oxydé en ortho- et paracrésols. L'acide hippurique et l'ortho-crésol ont une demi-vie de 7 à 8 heures.</p> <p>Toxicité chronique. Dans le cas d'inhalation abusive de toluène, Rosenberg et al. ont démontré l'atrophie du cerveau qui a conduit à des désordres neurologiques. Des études complémentaires ont montré également les corrélations entre les dommages sévères du système nerveux central et l'inhalation abusive de toluène. En outre, l'inhalation répétée du toluène induit une tubulopathie distale, responsable d'une acidose métabolique hyperchlorémie et hypokaliémique. Une tubulopathie proximale avec une fuite phospho-calcique et de protéines de faibles poids moléculaires lui est parfois associée. Cette atteinte rénale est habituellement régressive à l'arrêt de l'exposition. Par ailleurs, plusieurs études épidémiologiques ont rapporté une fréquence élevée de néphropathies tubulaires et glomérulaires chez des travailleurs exposés au toluène</p> <p>Effets cancérigènes. Le toluène n'a pas de toxicité hématologique. Expérimentalement, l'exposition répétée n'a pas induit de tumeur chez le rat et chez la souris.</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
	<p>de Henry : $6,64 \cdot 10^{-3}$ atmm³/mol). Gilbert et coll. (1983) ont calculé une demi-vie de 9 secondes pour la volatilisation du toluène à partir de la surface du sol. On a calculé que pour le premier centimètre de la surface du sol, la demi-vie serait de moins d'une heure dans le cas de la volatilisation à partir d'un sol sec et de moins d'un jour à partir d'un sol humide; pour la couche des 10 premiers cm de sol, les demi-vies étaient de moins de 3 jours dans le cas d'un sol sec et de moins d'un mois dans le cas d'un sol humide (SRI, 1980). À des profondeurs supérieures à 10 cm, la biodégradation remplaçait la volatilisation en tant que principale cause de l'élimination du toluène (SRI, 1980). Le toluène se biodégrade assez rapidement dans la plupart des sols. Des demi-vies variant de moins de deux jours à 92 jours ont été signalées pour la biodégradation du toluène dans divers systèmes de sol dans différentes conditions expérimentales (Slooff et Blokzijl, 1988; Mackay et coll., 1992).</p>	<p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, le toluène n'est pas référencé comme mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. L'exposition répétée à de fortes doses de toluène produit des effets foetotoxiques chez le lapin, le rat et la souris. Chez le rat, dans ces conditions, une augmentation significative de la fréquence des fentes palatines a été observée dans les portées. En revanche, si l'on extrapole les données expérimentales aux niveaux d'exposition habituels en milieu de travail, il n'est pas attendu d'effet foetotoxique ou tératogène de l'exposition professionnelle au toluène pendant la grossesse.</p>
<p>Méthacrylate de 2-hydroxyéthyle (n°CAS : 868-77-9)</p> <p>H320, HH317</p>	<p>Au niveau de l'air. Selon un modèle de séparation gaz/particules de composés organiques semi-volatils dans l'atmosphère, le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle, qui a une pression de vapeur de 0,126 mmHg à 25°C, devrait exister uniquement sous forme de vapeur dans l'atmosphère ambiante. Le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle en phase vapeur est dégradé dans l'atmosphère par réaction avec des radicaux hydroxyles produits par photochimie; La demi-vie de cette réaction dans l'air est estimée à 16 heures à partir de sa constante de vitesse estimée de $2,4 \cdot 10^{-11}$ cm³/molécule-seconde à 25°C. Parce que le méthacrylate d'éthyle structurellement similaire n'absorbe pas la lumière dans le spectre environnemental au-dessus de 290 nm, la photolyse directe du méthacrylate de 2-hydroxyéthyle ne devrait pas se produire.</p> <p>Au niveau de l'eau. Sur la base d'un schéma de classification, une valeur estimée de Koc de 43, déterminée à partir d'un log Kow de 0,47 et d'une équation dérivée de la régression indique que le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle ne devrait pas adsorber Aux solides en suspension et aux sédiments dans l'eau. On ne s'attend pas à une volatilisation à partir des surfaces d'eau (3) compte tenu de la constante de la loi d'Henry estimée</p>	<p>Voie d'exposition. Le NIOSH (NOES Survey 1981-1983) a estimé statistiquement que 16 032 travailleurs (dont 5 271 d'entre eux sont des femmes) sont potentiellement exposés au méthacrylate de 2-hydroxyéthyle aux États-Unis. L'exposition professionnelle au méthacrylate de 2-hydroxyéthyle peut se produire par inhalation et contact cutané avec ce composé dans les lieux de travail où le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle est produit ou utilisé. La population générale peut être exposée au méthacrylate de 2-hydroxyéthyle par inhalation ou par contact cutané avec des résines acryliques ou des émaux contenant ce composé.</p> <p>Effets cancérigènes. Au vu de la littérature, le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle n'est pas cancérigène.</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle n'est pas mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. Au vu de la littérature, le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle n'est pas tératogène.</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
	<p>à $4,6 \times 10^{-9}$ atm-m³/mole. Selon un schéma de classification, un BCF estimé de 1,3, du log K_{ow}, suggère que le potentiel de bioconcentration chez les organismes aquatiques est faible.</p> <p>Au niveau du sol. Sur la base d'un schéma de classification, une valeur estimée de K_{oc} de 43, déterminée à partir d'un log K_{ow} de 0,47 et d'une équation dérivée de la régression, indique que le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle a une mobilité élevée dans le sol. Compte tenu d'une constante de loi d'Henry estimée de $4,6 \times 10^{-9}$ atm-m³/mole, on ne s'attend pas à ce que le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle à partir des surfaces humides du sol se volatilise. On ne s'attend pas à ce que le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle ne se volatilise à partir des surfaces sèches du sol sur la base d'une pression de vapeur de 0,126 mmHg.</p>	
<p>2-propanol (n°CAS : 67-63-0)</p> <p>H225, H319</p>	<p>Nous n'avons pas trouvé de données dans la littérature.</p>	<p>Absorption. La principale voie d'introduction dans l'organisme est la voie digestive : après ingestion en dose unique sa concentration sanguine atteint son maximum en 30 à 60 mn. Il peut aussi pénétrer par voie pulmonaire (58%) et par voie transcutanée.</p> <p>Métabolisme. Après sa pénétration dans l'organisme, l'isopropanol se distribue rapidement dans les tissus. Une partie est cependant éliminée, inchangée dans l'air expiré et dans les urines. On estime que la quantité éliminée inchangée par voie urinaire s'élève à 3-10% de la dose administrée. La majeure partie est métabolisée (oxydation en formaldéhyde et acide formique). Ces deux corps sont responsables de la toxicité de l'isopropanol. Le site principal d'oxydation du méthanol est le foie.</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, l'isopropanol n'est pas cancérogène.</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, l'isopropanol n'est pas mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. Au vu de la littérature, l'isopropanol n'est pas téra-</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
<p>2-butanone (n°CAS : 78-93-3)</p> <p>H225, H319, H361, H335</p>	<p>Au niveau de l'air. Le MEC se vaporise et est dégradé dans l'atmosphère par réaction photochimique produisant les radicaux hydroxyles. Le MEC peut également se décomposer par photodécomposition en présence de la lumière.</p> <p>Au niveau de l'eau. Fondé sur les Koc, le MEC n'est pas absorbé dans les matières en suspension ou les sédiments. Par contre, le MEC se volatilise à partir des eaux de surfaces, ceci étant fondé sur la constante de Henry. La demi-vie estimée à partir d'une rivière est de 19 heures.</p> <p>Au niveau du sol. Les Koc estimés indiquent que le MEC est très mobile dans le sol. La volatilisation du MEC à partir des sols humides est probable du fait de la pression de vapeur et de la constante de Henry. LA demi-vie du MEC à partir des silts et du sable a été mesurée à 5 jours.</p>	<p>togène.</p> <p>Toxicité chronique. Dans le cas d'effets chroniques, seules les conséquences étudiées sur l'homme sont celles concernant les expositions par inhalation des cétones. Toutefois, elle ne semble guère affecter le système nerveux périphérique. Elle peut cependant exacerber la neurotoxicité de l'hexane.</p> <p>Effets cancérogènes. Aucune étude n'a pu montrer que le MEC est cancérogène.</p> <p>Effets mutagènes. Aucune étude n'a pu montrer que le MEC est mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. Aucune étude n'a pu montrer que le MEC est tératogène.</p>
<p>Méthylisobutylcétone (n°CAS : 108-10-1)</p> <p>H225, H351, H336</p>	<p>Au niveau de l'air. Selon un modèle de séparation gaz/particules de composés organiques semi-volatils dans l'atmosphère, la méthylisobutylcétone, qui a une pression de vapeur de 19,9 mmHg à 25°C, devrait exister uniquement sous la forme d'une vapeur L'atmosphère ambiante. La méthylisobutylcétone en phase vapeur est dégradée dans l'atmosphère par réaction avec des radicaux hydroxyle photochimiquement produits; La demi-vie pour cette réaction dans l'air est estimée à 27 heures, calculée à partir de sa constante de vitesse de $1,41 \times 10^{-11}$ cm³/molécule à 25°C. Les produits de dégradation photochimique de la méthylisobutylcétone avec des radicaux hydroxyle sont l'acétone et le 2-méthylpropanal. La méthylisobutylcétone dans le cyclohexane présente une forte absorption de la lumière UV > 290nm, ce qui suggère que la méthylisobutylcétone a le potentiel de subir une photolyse directe dans l'environnement.</p> <p>Au niveau de l'eau. Sur la base d'un schéma de classification, une valeur estimée de Koc de 120, déterminée à partir d'un log Koe de 1,31 et d'une équation dérivée de la régression, indique que la méthylisobutylcétone</p>	<p>Absorption En milieu de travail, la méthyl isobutyl cétone (MIBC) est absorbée principalement par les voies respiratoires. Elle peut également être absorbée par la peau et les voies digestives.</p> <p>Métabolisme. Le métabolisme de la méthyl isobutyl cétone n'a pas été étudié chez l'humain. Chez des volontaires exposés à de la MIBC, seulement le méthyl-4 pentanol-2 a été trouvé en faible quantité dans l'urine. Chez le cobaye, après une exposition à la MIBC (injection ip, 450 mg/kg), deux métabolites, l'hydroxy-4 méthyl-4 pentanone-2 et le méthyl-4 pentanol-2, ont été mesurés dans le sérum.</p> <p>La voie d'administration peut influencer le métabolisme de la MIBC. Chez le rat, la MIBC est métabolisée en méthyl-4 pentanol-2 et en hydroxy-4 méthyl-4 pentanone-2. Lorsque la MIBC est administrée par gavage, le méthyl-4 pentanol-2 n'est pas détectée dans le plasma, le foie ou les poumons. Si elle est administrée par inhalation, ce métabolite est détecté dans ces tissus. Chez le cobaye, la MIBC subit une oxydation et une réduction dans le foie. Suite à une injection par voie intrapéritonéale, l'hydroxy-4 méthyl-4 pentanone-2 est formé par oxydation de la</p>

ei_chp3_effets_qualipac(chateauT)(v9.2-17-client)

Ce dossier a été établi avec les connaissances du CIPEI à la date de rédaction et avec son savoir-faire. Les éléments contenus dans ce dossier sont de la propriété du client qui s'oblige en cas de communication à en citer la source.

EI
118/144

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
	<p>ne s'adsorbe pas sur les solides en suspension et les sédiments. La volatilisation à partir des surfaces d'eau est prévue sur la base d'une constante de la loi d'Henry estimée à $1,4 \times 10^{-4}$ atm-m³/mole, dérivée de sa pression de vapeur, 19,9 mmHg et solubilité dans l'eau, 19 000 mg/L. En utilisant cette constante de la loi d'Henry et une méthode d'estimation, les demi-vies de volatilisation d'une rivière modèle et d'un lac modèle sont respectivement de 9 heures et 6 jours. Selon un schéma de classification, un BCF estimé de 2, à partir de son log K_{ow} et une équation dérivée de la régression, suggère que le potentiel de bioconcentration chez les organismes aquatiques est faible. La biodégradation de la méthylisobutylcétone se produit aussi bien dans l'eau douce que dans l'eau de mer.</p> <p>Au niveau du sol. Sur la base d'un schéma de classification, une valeur estimée de K_{oc} de 120, déterminée à partir d'un log K_{ow} de 1,31 et d'une équation dérivée de régression, indique que la méthylisobutylcétone devrait avoir une mobilité élevée dans le sol. On s'attend à ce que la volatilisation de la méthylisobutylcétone des surfaces humides du sol soit un processus important du devenir dans l'environnement étant donné une constante de la loi d'Henry estimée de $1,4 \times 10^{-4}$ atm-m³/mole. On peut s'attendre à ce que la méthylisobutylcétone se volatilise à partir des surfaces sèches du sol en fonction de sa pression de vapeur.</p>	<p>MIBC tandis que le méthyl-4 pentanol-2 est formé par la réduction de la MIBC. Le méthyl-4 pentanol-2 est alors conjugué avec le sulfate ou l'acide glucuronique et est éliminé dans l'urine ou, il entre dans le cycle métabolique général pour s'incorporer aux tissus ou pour être éliminé sous forme de dioxyde de carbone.</p> <p>Toxicité chronique. Une étude italienne, citée par l'ACGIH, mentionne le cas de 19 travailleurs exposés par inhalation (80 à 500 ppm pendant 20 à 30 min/8 h) et par contact cutané à de la MIBC. Des effets sur le système nerveux central (faiblesse, maux de tête, insomnie), sur le système gastro-intestinal (nausée, vomissement, colite) ainsi que sur le foie (hépatomégalie) ont été rapportés. Cependant, les travailleurs ont été exposés à d'autres contaminants.</p> <p>Une autre étude rapporte le cas d'un travailleur, superviseur dans le secteur d'extraction aux solvants, exposé pendant six ans (8 h/j avec des épisodes de temps supplémentaire) à des concentrations ambiantes dépassant les 100 ppm en plus de son exposition cutanée. L'homme souffrait de maux de tête, d'anxiété, d'irritabilité, de pertes de concentration et de mémoire ainsi que d'une détérioration olfactive. Des tests neuropsychologiques effectués pendant les dix années suivant son exposition ont révélé une légère atrophie cérébrale diffuse ainsi qu'une diminution de la vascularisation des lobes frontaux. Durant cette période, il ne semble pas avoir été exposé à d'autres produits chimiques. Cependant, il a travaillé pendant 16 ans comme opérateur dans la récupération de solvants où il a été exposé de façon intermittente à plusieurs solvants tels que l'acétone, l'alcool isopropylique, la MIBC et l'éther isopropylique.</p> <p>Ces études sont difficilement interprétables puisque les travailleurs ont été exposés à des mélanges de solvants donc, les effets rapportés ne peuvent pas être reliés spécifiquement à la MIBC.</p> <p>Les effets hépatiques et les effets sur le système nerveux central semblent être corroborés par des études chez l'animal.</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
		<p>Effets cancérigènes. L'agent est peut-être cancérogène pour l'homme (groupe 2B)</p> <p>Effets mutagènes. Les données ne permettent pas de faire une évaluation adéquate de l'effet mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. Plusieurs études chez plusieurs espèces animales suggèrent l'absence d'effet sur la reproduction.</p>
<p>Acétone (n°CAS : 67-64-1)</p> <p>H225, H319, H336, EUH066</p>	<p>Au niveau du sol. Fondé sur un schéma de classification, le Koc indique que l'acétone est très mobile dans le sol. Sa volatilisation à partir des surfaces humides et sèches est attendue comme étant un processus important.</p> <p>Au niveau de l'eau. Fondé sur un schéma de classification, le Koc indique que l'acétone n'est pas adsorbé sur des matières en suspension. Sa volatilisation à partir des eaux de surface peut être rapide.</p> <p>Au niveau de l'air. Selon le modèle de partition « gaz/particules », les vapeurs sont dégradées par réaction photochimique en produisant des radicaux hydroxyles.</p>	<p>Absorption. Les cétones sont bien absorbées par toutes les voies. L'inhalation de vapeurs est la voie dominante en milieu professionnel. Leur caractère lipophile rend compte d'une distribution préférentielle au niveau du système nerveux central et du tissu adipeux.</p> <p>Métabolisme et élimination. La biotransformation par les monoxygénases hépatiques à cytP450 conduit à des métabolites oxydés (alcools, aldéhydes, etc.) qui sont sulfo conjugués et éliminés dans les urines.</p> <p>Toxicité chronique. Dans le cas d'effets chroniques, seules les conséquences étudiées sur l'homme sont celles concernant les expositions par inhalation des cétones. Toutefois, elle ne semble guère affecter le système nerveux périphérique. Elle peut cependant exacerber la neurotoxicité de l'hexane.</p> <p>Effets cancérigènes Aucune étude n'a pu montrer que l'acétone est cancérigène.</p> <p>Effets mutagènes. Aucune étude n'a pu montrer que l'acétone est mutagène.</p> <p>Effets tératogènes. Aucune étude n'a pu montrer que l'acétone est tératogène.</p>
Cyclohexane	Nous n'avons pas trouvé de données dans la littérature.	Toxicocinétique. Le cyclohexane est absorbé par voie respiratoire et sa

ei_chp3_effets_qualipac(chateauT)(v9.2-17-client)

Ce dossier a été établi avec les connaissances du CIPEI à la date de rédaction et avec son savoir-faire. Les éléments contenus dans ce dossier sont de la propriété du client qui s'oblige en cas de communication à en citer la source.

EI
120/144

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
(n°CAS : 203-806-2) H225, H304, H315, H336, H410,		<p>rétenion pulmonaire est de 23% ; ses absorptions digestive et percutanée ne sont pas quantifiées. Il est extensivement métabolisé par des monooxygénases à cytochrome P450 en cyclohexanol et, à un moindre degré, en 1,2-cyclohexanediol. Ces alcools sont excrétés dans les urines après avoir été partiellement glucoroconjugués. Environ 10% du cyclohexane absorbé sont éliminés dans l'air expiré sous forme inchangée.</p> <p>Toxicité chronique. Elle est similaire à celle des hydrocarbures pétroliers liquides.</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, cette substance n'engendre pas d'effets cancérogènes</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, cette substance n'engendre pas d'effets mutagènes</p> <p>Effets tératogènes. Au vu de la littérature, cette substance n'engendre pas d'effets tératogènes</p>
Chlorobenzène (n°CAS :108-90-7) H226, H332, H411,	<p>Au niveau de l'air. Dans l'atmosphère, le chlorobenzène est présent sous forme de vapeur.</p> <p>Au niveau de l'eau. Dans l'eau, la demi-vie mesurée a été établie à 17,5 heures dans l'eau distillée, et à 3,80 heures dans une eau de rivière (Mansour 1996). Lorsqu'il est relargué dans l'eau, le chlorobenzène est adsorbé sur les matières en suspension et les sédiments. Les demi-vies du chlorobenzène dans l'eau de surface (150 jours) et dans les sédiments de rivière (75 jours) ont été rapportées par Lee et Ryan (1979). Une demi-vie de 46,2 jours a été mesurée dans des sédiments estuariens. Après autoclavage des sédiments, la demi-vie s'établissait à 490 jours, ce qui suggère une influence déterminante des processus biologiques dans la dégradation du chlorobenzène. La volatilisation du chlorobenzène à partir des eaux de surface est considérée comme un processus important de transfert intercompartiments. Des calculs de modéli-</p>	<p>Absorption. La principale voie d'absorption est l'inhalation. Une étude réalisée chez deux salariés montre que 38 % et 45 % de la dose administrée par inhalation sont absorbés lors d'une exposition au chlorobenzène à 0,84 et 0,5 ppm respectivement (Ogata et Shimada, 1983). Lors de l'exposition par la voie orale, au moins 31 % de la dose administrée sont absorbés chez l'homme (Ogata et Shimada, 1983).</p> <p>Métabolisme. Les deux principaux métabolites du chlorobenzène sont l'acide p-chlorophénylmercapturique et le 4-chlorocatéchol. Ceux-ci sont éliminés dans les urines lors d'une exposition par inhalation ou par voie orale chez l'homme. Les 2-, 3- ou 4-chlorophénol et le 3-chloro-catéchol sont des métabolites mineurs (ATSDR, 1990 ; OMS IPCS, 1991). L'élimination lors de l'exposition par inhalation se fait aussi par voie respiratoire sous forme de chlorobenzène inchangé.</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
	<p>sationsur eau de rivière ont permis de calculer des temps de demi-vie de l'ordre de 3 heures, lorsque des calculs similaires effectués sur des eaux de lac fixent les temps de demi-vie aux alentours de 4 jours.</p> <p>Au niveau du sol. Dans le sol, la mobilité du chlorobenzène est modérée à élevée, les K_{oc} ayant été établis entre 4,8 à 313,1 (HSDB, 2003; Walton et al., 1992). Compte tenu de sa constante de Henry, sa volatilisation à partir de sols humides est probablement une voie de transfert privilégiée vers d'autres compartiments environnementaux.</p>	<p>Toxicité chronique. Le chlorobenzène induit des troubles du système nerveux central. Ces effets sont observés lors d'expositions intermittentes par inhalation pour des niveaux supérieurs à ceux des STEL et pour des durées d'exposition pouvant aller jusqu'à 2 ans. Il s'agit de maux de tête, de vertiges, d'une somnolence, d'une torpeur, d'une dépression du système respiratoire central, d'hyperesthésie et de spasmes musculaires (Rozenbaum et al., 1947). Dans ce travail, il n'y a pas de données histologiques.</p> <p>Selon les travaux réalisés par le Shanghai Institute For Occupational Disease Prevention in the Chemical Industry entre 1970 et 1982, le chlorobenzène serait à l'origine de 26 des 1 951 cas de dermatoses survenues lors d'expositions professionnelles. Les effets observés sont essentiellement des dermatites eczématiformes, une pigmentation et des neuro-dermatites (Zong et Ma, 1985).</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, le chlorobenzène n'est pas considéré comme ayant des effets cancérogènes</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, le chlorobenzène n'est pas considéré comme ayant des effets mutagènes</p> <p>Effets tératogènes. Le chlorobenzène est dépourvu d'effets génotoxiques.</p>
<p>Acétate de n-butyle (n°CAS : 123-86-4)</p> <p>H225, H330</p>	<p>Au vu de la littérature, peu d'informations précises sur la dégradation de cet agent chimique.</p>	<p>Toxicité chronique. Les concentrations supérieures à 300 ppm sont considérées comme irritantes pour les muqueuses respiratoires et oculaires. A des niveaux plus élevés, elles peuvent provoquer des nausées, des vomissements, une ébriété voire des pertes de connaissance.</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, l'acétate de butyle n'est pas considéré comme ayant des effets cancérogènes</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, l'acétate de butyle n'est pas considéré comme ayant des effets mutagènes</p>

Agents chimiques	Devenir dans l'environnement	Effets sur l'Homme
<p>Acétate d'éthyle (n°CAS : 141-78-6)</p> <p>H225</p>	<p>Au niveau du sol. Fondé sur un modèle de classification un koc a été estimé à 59 (SRC) déterminé à partir du logK_{ow} de 0,73 et une régression linéaire. Ceci indique que l'acétate d'éthyle est fortement mobile dans le sol. Sa volatilisation à partir de sol humide est donc importante, ceci est confirmé par la constante de Henry. La possibilité de vaporisation de l'acétate de butyle à partir d'un sol sec peut être envisagée du fait de sa pression de vapeur.</p> <p>Au niveau de l'eau. Fondé sur un modèle de classification un koc a été estimé à 59 (SRC) déterminé à partir du logK_{ow} de 0,73 et une régression linéaire. Ceci indique que l'acétate d'éthyle ne s'adsorbera pas sur les sédiments. Cette substance peut se volatiliser à partir des eaux de surfaces si on se fonde sur la constante de Henry. Sa demi-vie pour un modèle « rivière » est estimée à 8,9 heures et pour un modèle « lac » de 5,6 jours. Il a été également estimé un BCF de 3,2 à partir du logK_{ow}, ceci suggère que le pouvoir de bioaccumulation dans les organismes aquatiques est faible.</p> <p>Au niveau atmosphérique. Selon le modèle "gaz/particules", l'acétate d'éthyle est volatile. Ses vapeurs se dégradent dans l'atmosphère par réaction photochimique, la demi-vie de cette réaction est estimée à 10 jours.</p>	<p>Effets tératogènes. L'acétate de butyle est dépourvu d'effets génotoxiques.</p> <p>Absorption. Du fait de sa bonne solubilité dans le plasma, l'acétate d'éthyle traverse facilement la barrière alvéo-capillaire. Son absorption par voie pulmonaire est donc rapide et importante. Le produit est également bien absorbé par voie digestive.</p> <p>Métabolisme. L'acétate d'éthyle est ensuite hydrolysé par l'action d'estérases en éthanol et acide acétique. Ces deux produits se transforment en acétylCoA pour être oxydé dans le cycle de Krebs.</p> <p>Toxicité chronique. Peu de données sont disponibles sur la toxicité humaine de l'acétate d'éthyle utilisé isolément. A l'exception des effets irritants sur les muqueuses, les esters aliphatiques saturés ne semblent pas exercer d'effets cumulatifs. Mais il existe peu d'études épidémiologiques sur la toxicité chronique de cette substance.</p> <p>Effets cancérogènes. Au vu de la littérature, l'acétate d'éthyle n'est pas considéré comme ayant des effets cancérogènes</p> <p>Effets mutagènes. Au vu de la littérature, l'acétate d'éthyle n'est pas considéré comme ayant des effets mutagènes</p> <p>Effets tératogènes. Au vu de la littérature, l'acétate d'éthyle n'est pas considéré comme ayant des effets tératogènes</p>

Tableau 5. Devenir des agents chimiques dans l'écosystème et leurs effets

4.2.4. Contexte environnemental

Cf. §chapitre 1.

4.2.5. Relations dose-réponse.

4.2.5.1. Valeur toxique de référence (VTR)

Les relations dose-réponse permettent de déterminer le niveau de danger d'un produit c'est à dire la concentration environnementale et les effets biologiques. Il est ainsi défini des valeurs toxiques de référence (VTR), lesquelles ont été élaborées par des organismes nationaux ou internationaux (EPA, ATSDR, OMS, HEALTH CANADA, CIRC, etc.). Elles sont de deux types :

- Le premier concernant les **effets non cancérigènes** (dit effets systémiques). Les VTR sont, par exemple, des DJA ou RfD ou MRL, c'est à dire des doses d'exposition en deçà desquelles aucune manifestation pathologique n'est attendue dans la population exposée à l'agent chimique
- Le deuxième concernant les **effets cancérigènes**. Les VTR sont des ERU (excès de Risque Unitaire), c'est à dire des probabilités de survenue d'une pathologie cancéreuse lors d'une exposition à une unité de dose de polluant pendant toute la durée de sa vie.

Les éléments permettant d'analyser les effets toxiques de chacun des produits cités ci-dessus ont été tirés du portail Furetox compilant les principales bases de données (Anses, IRIS, ATSDR, Santé Canada, Oehha, RIVM), du portail « substances » de l'Ineris, des fiches techniques (INRS, US-EPA), de monographies (IPCS, OMS, IARC, INERIS) et de publications spécialisées.

La note d'information du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologique de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués mentionne une hiérarchisation des VTR comme suit :

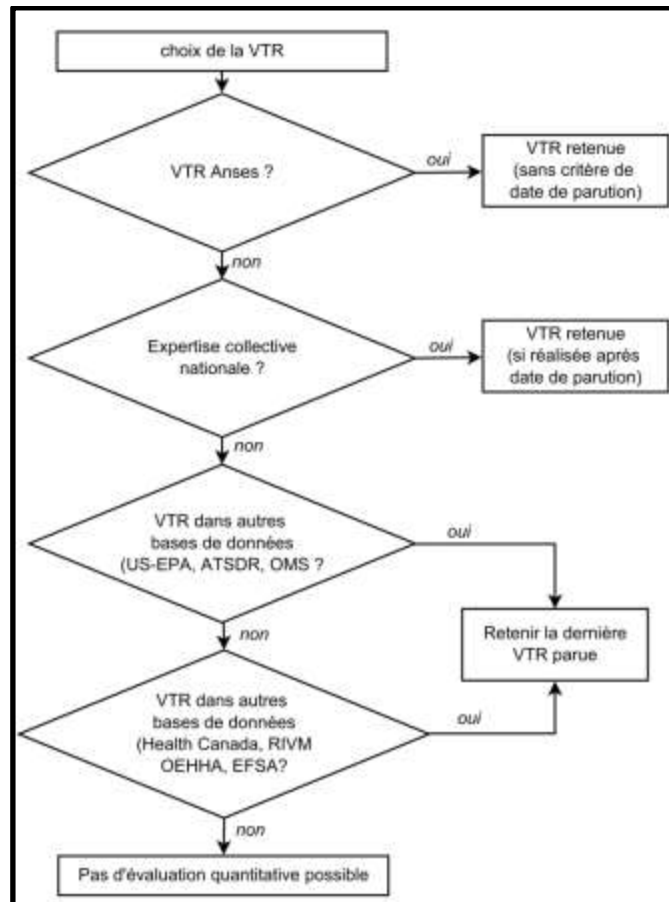


Schéma 2. Logigramme du choix de la VTR (source : note MEDDE/MASDDF, 2014)

Les VTR des agents chimiques est fournie en annexe(Ann EI7) du présent document. Nous avons extrait les substances disposant de VTR.

Agents chimiques	VTRsyst (mg/m ³)	source	ERUcanc (µg/m ³) ⁻¹	source
Xylène (n°CAS : 1330-20-7)	0,18	Health Canada, 2010		
Ethylbenzène (n°CAS : 100-41-4)	1,5	ANSES, 2016	pas de données disponibles	INERIS
Toluène (n°CAS : 108-88-3)	19	ANSES, 2017		
Méthacrylate de 2-hydroxyethyle (n°CAS : 868-77-9)	ND	-		
2-propanol (n°CAS : 67-63-0)	7	OEHHA 2000-		
2-butanone (n°CAS : 78-93-3)	5	US-EPA, 2003		
Méthylisobutylcétone (n°CAS : 108-10-1)	3	US-EPA, 2003		
acétone (n°CAS : 67-64-1)	30,84	ATSDR, 1994		
Cyclohexane (n°CAS : 203-806-2)	6	US-EPA, 2003		
Chlorobenzène (n°CAS : 108-90-7)	10	Health Canada, 2010		

Agents chimiques	VTRsyst (mg/m ³)	source	ERUcanc (µg/m ³) ⁻¹	source
Acétate de n-butyle (n°CAS : 123-86-4)	2	ANSES, 2018		
Acétate d'éthyle (n°CAS : 141-78-6)	6,4	ANSES, 2015		

Tableau 6. Liste des agents chimiques disposant de VTR par inhalation

4.2.5.2. Choix des traceurs.

Parmi les substances mises en évidence lors de l'inventaire, il est possible de faire un choix et de retenir ce que l'on appelle les polluants « traceurs » du risque. Il s'agit des seules substances pour lesquelles une évaluation quantitative du risque est déroulée. Leur nombre est variable en fonction de l'importance de l'installation, de la pollution et de ses impacts éventuels et du type d'étude réalisé.

Le choix des traceurs est décrit comme suit :

- **Si pas de VTR.** Pas de modélisation (note d'information du 31 octobre 2014)
- **Si la concentration émise (sans modélisation) est inférieure à la VTR systémique**(guide INERIS, 2013).
- **Prise en compte systématique des produits à effets cancérigènes**

Ainsi, les agents chimiques restant à modéliser sont les suivants :

Agents chimiques	C. moy (µg/m ³)	VTRsyst (µg/m ³)	ERUcanc (µg/m ³) ⁻¹
Xylène (n°CAS : 1330-20-7)	1 089	180	
2-butanone (n°CAS : 78-93-3)	5 783	5 000	

Tableau 7. Liste des agents chimiques à modéliser

4.2.6. Conceptualisation de l'exposition

4.2.6.1. Délimitation de la zone d'étude

La zone d'évaluation est définie :

- d'une part par la zone d'emprise de notre site industriel.
- d'autre part, elle s'étend au-delà de cette emprise au sol afin de tenir compte de la dispersion des émissions atmosphériques

Cette zone d'influence a été déterminée à partir du rayon d'affichage, soit 1 km autour des limites de propriété de notre site. La démarche permettant ainsi de définir la zone d'étude est la suivante :

- Elle est préalablement déterminée par défaut à 1 km dans la mesure où les rejets (à très faible débit) sont largement diffusés dans l'atmosphère. (base des codes de dispersion atmosphérique de type Gaussien).
- Dans cette zone d'étude, nous identifions la population dite sensible
- Dans les cas où les modélisations indiquent des concentrations moyennes supérieures à la VTR ou si nous obtenons un ratio de danger supérieur à 1 pour les effets systémiques ou une ERI supérieure à 10⁻⁵ pour les effets cancérigènes, nous poursuivons la démarche en augmentant la zone d'étude.

Or, dans l'élaboration de notre étude sanitaire, les courbes d'isoconcentration réalisées sur les substances émises par nos installations ont permis de conserver la zone d'étude de 1 km.

4.2.6.2. Caractérisation de la population présente dans le domaine d'étude

Selon les remarques du paragraphe précédent, nous avons identifié un milieu source de pollution (rejet atmosphérique) dont les polluants détectés peuvent être ingérés par voie directe (inhalation) par les populations avoisinant le site (Cf. §1.3.1.2. de l'étude d'impact)

4.2.7. Schéma conceptuel

L'évaluation porte sur les risques pour les populations humaines exposées aux émissions atmosphériques gazeuses et particulaires du site de QUALIPAC CHATEAU THIERRY.

Au regard des lieux et des milieux d'exposition de la population, celle-ci peut donc être exposée aux rejets de l'installation :

- Soit de **façon directe par inhalation** des agents chimiques sous forme gazeuse ou particulaire se dispersant dans l'air ambiant autour de l'installation
- Soit de **façon indirecte par ingestion** d'agents chimiques particulaires par l'intermédiaire du sol et des denrées alimentaires directement contaminées par les dépôts secs et humides.

4.2.7.1. Exposition directe par inhalation

En raison de la présence d'habitations ou de ERP autour du site, bien que les émissaires soient pour la plupart de grande hauteur (supérieure à la hauteur de l'Homme) qui, pour certaines, conduisent à une bonne diffusion, nous avons considéré que s'il y avait présence d'inversion de température ou de pluie, les vapeurs pouvaient atteindre la population.

Aussi, sur la base de ces éléments et compte tenu des objectifs de l'étude, la voie d'exposition par inhalation des agents chimiques sera un scénario étudié.

4.2.7.2. Exposition indirecte par ingestion

Pour ce qui est des gaz ou vapeurs, compte tenu de leur dégradation dans l'atmosphère (notamment par hydrolyse, les demi-vies sont comprises entre quelques minutes et 6 heures), nous n'avons pas retenus dans le cadre des retombées sur le sol.

4.2.7.3. Résumé

L'évaluation porte sur les risques pour les populations humaines, exposées de façon chronique ou cancérigènes aux émissions atmosphériques gazeuses et particulaires du site.

Au regard de la localisation du site et des caractéristiques de l'environnement dans la zone d'étude, les risques sanitaires seront liés à l'exposition :

- **par transfert direct : inhalation.**

Le schéma ci-dessous rappelle de façon synthétique, la vision conceptuelle de l'exposition adaptée à la problématique du site.

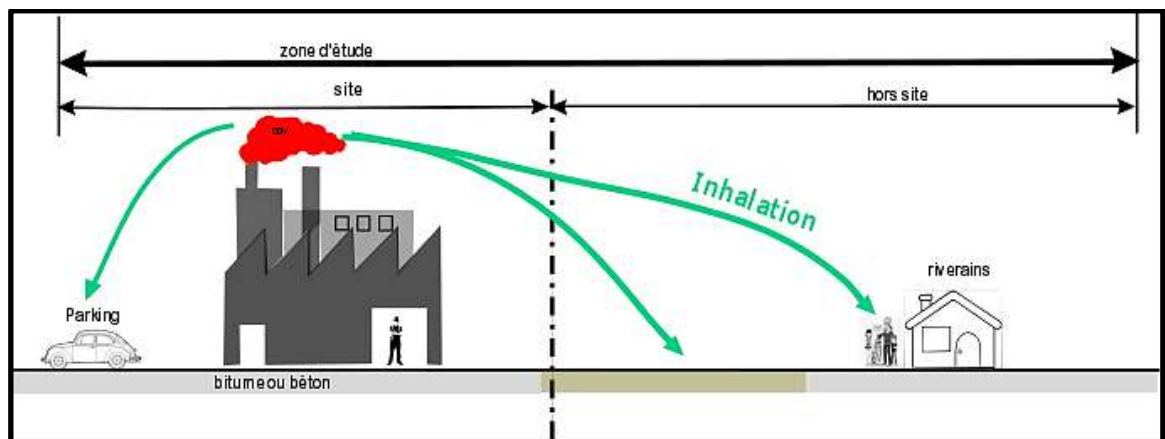


Figure 1. Schéma conceptuel de l'exposition

4.3. CARACTERISATION DES EFFETS SANITAIRES.

4.3.1. Modélisations des transferts.

Nous avons retenu :

- Un modèle de dispersion atmosphérique AERMODv5.1. intégrant les équations élaborées par EPA et dont le concepteur est LAKE ENVIRONMENTAL et en retenant la rose des vents définie au §2.3.1.1. du présent document.

Le programme AERMOD est un modèle gaussien de dispersion permettant de calculer les concentrations de composés gazeux ou de matières particulaires résultant des émissions de sources ponctuelle, surfacique ou volumique en milieu urbain ou rural. Le programme comporte les caractéristiques suivantes :

- utilisation de données météorologiques horaires
- création de profils de température, de vent et de turbulence afin de déterminer une hauteur de mélange mécanique et convective
- fonction de distribution des probabilités s'adaptant aux conditions de stabilité de l'atmosphère (gaussienne ou non)
- intégration de caractéristiques de surface du terrain telles que la hauteur de rugosité, l'albédo et le ratio de Bowen
- grille de points-calcul (récepteurs) flexible
- incorporation de termes d'ajustement permettant de tenir compte des propriétés physico-chimiques pouvant affecter le comportement de certains composés.

Il est à noter que des études relatives à l'influence de la vitesse du vent, de la hauteur de la cheminée ainsi que de la rugosité du sol sur la dispersion atmosphérique du gaz ont permis de mettre en évidence sur des émissions de CO₂ que la quantité de mouvement et l'énergie thermique du gaz éjecté prédominent et l'influence du vent n'est remarquée qu'à une certaine hauteur loin de la sortie de la cheminée. Les vecteurs « vitesses du jet » et « vitesse du vent » deviennent horizontaux dans la zone de faible concentration en particules. De plus, l'étude montre que les particules sont plus diluées quand la hauteur de la cheminée augmente. L'éjection à une hauteur plus élevée génère un panache plus large qui favorise la dilution. Le panache de polluants tombe au sol beaucoup plus loin et avec une concentration faible en particules (Benkousas Bouzid et coll., 2010)

Une fiche de synthèse est mise en annexe de la présente étude.

- Pour tenir compte des contaminations induites par les transferts de polluants du milieu atmosphérique vers les autres médias, un couplage du modèle de dispersion atmosphérique avec un modèle de transfert multi-compartiments (air-sol-végétaux-produits animaux) a été effectué. Il permet de quantifier les concentrations en composé dans les différents milieux d'exposition.

Ainsi, pour les composés particuliers, l'apport par ingestion a été évalué à partir des estimations de dépôts surfaciques et en tenant compte de la consommation de produits animaux et de légumes (après utilisation de facteurs de bioconcentration) et de l'ingestion de terre, voie d'exposition importante chez l'enfant.

- Un modèle intégré (CalTox v4.0) a été utilisé pour les calculs des transferts (risques par inhalation en extérieur). En effet, CalTox est un modèle multimédia d'exposition développé par l'université de BERKELEY pour le compte de l'agence californienne de l'EPA. Il a été conçu pour aider à évaluer l'exposition humaine liée à des sites pollués et à définir des seuils de réhabilitation des sols. Il a été testé par l'Ineris et l'École de Nationale de Santé Publique plusieurs fois dans le cadre d'évaluation des risques sanitaires liés à des Usines d'Incinérations d'Ordures Ménagères. Ainsi pour l'Ineris, CalTox apparaît comme un des modèles multimédia les plus intéressants à l'heure actuelle pour estimer les expositions à une échelle locale

Nota : il a été inclus les modifications apportées par l'INERIS.

La caractérisation des risques sanitaires présentée dans cette étude s'est principalement appuyée sur les données mesurées et la modélisation ou calculs de transfert de substance dans les milieux.

4.3.2. Méthodologie de calcul des doses d'exposition

4.3.2.1. Conceptualisation de l'exposition

Les formules retenues dans le cadre de cette étude sont celles issues des documents de l'INERIS et de l'US-EPA.

$$CI = \frac{(C_{air} * t_i) * T * F}{T_m} \text{ et si effets cancérigènes } ERI = CI * ERU$$

Avec

CI : concentration moyenne inhalée en mg/m³,

C_i : concentration du polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps **t_i**,

t_i : fraction d'exposition à la concentration **C_i** pendant une journée,

F : fréquence d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours - sans dimension). La fréquence d'exposition varie selon le type de récepteurs :

- Pour une habitation, elle est de 8760 h/an (24h/24, 365 jours par an) : F = 1,
- pour une école, elle est de 1 296 h/an (8 heures par jour, 4,5 jours par semaine et 36 semaines par an) : F = 0,15
- pour un travailleur, elle est 1 888 h/an sur son lieu de travail (236 jours * 8 heures : F = 0.21)) et 6 822 h/an sur son lieu d'habitation (236 jours * 16 heures + 129 jours * 24 heures : F = 0,79).

T : temps d'exposition (jour ou année). La durée d'exposition (T) est prise à :

- 30 ans sur une vie d'adulte, durée correspondant au 90^e percentile de la distribution des durées de résidence, en France, d'après les abonnements à EDF,
- 7 ans pour un petit enfant.

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jour ou année). Les périodes de temps sur lesquelles l'exposition est moyennée (T_m) sont prises égales à :

- T pour les effets à seuil correspondant à durée d'exposition quelle que soit la cible considérée.
- 70 ans pour les effets sans seuil correspondant à la durée de vie considérée quelle que soit la cible considérée

ERU : excès de risque unitaire**ERI : Excès de risque individuel**

Nota : Ces valeurs correspondent aux recommandations présentes dans le guide de l'INERIS. Le temps de résidence est différent en fonction des risques (cancérogènes ou non cancérogènes) car :

- les effets non cancérogènes se déclenchent à partir d'une valeur seuil, le temps de résidence est donc égale à la durée de vie ;
- les effets cancérogènes se déclenchent même pour une faible exposition, le temps de résidence est alors égal au temps moyen que la population reste à un endroit donné. Une étude menée par EDF à partir des factures de consommation d'électricité a permis de suivre les déplacements des personnes. Les résultats ont montré que le temps de résidence moyen d'un Français à la même adresse est évalué à 30 ans.

4.3.2.2. Effets cumulatifs

L'InVS mentionne dans le document « Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact » (2000) que :

(...) En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'US-EPA recommande de faire la somme des quotients de danger* (QD) des agents ayant des effets toxiques identiques (même mécanisme d'action et même organe cible) et, pour les dangers cancérogènes, d'additionner tous les excès de risque individuels (ERI) quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérogène global qui pèse sur la population exposée.(...)

4.3.2.3. Critères d'acceptation de l'évaluation des risques sanitaires

Selon la circulaire du 9 Août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations soumises à autorisation, le diagnostic du risque est effectué selon les règles suivantes :

Résultats IEM (état du milieu/usages)	Résultats ERS (substance par substance)	Position des services (DREAL, ARS)	Suites à donner pour l'installation classée
compatible	QD < 1 et/ou ERI < 10 ⁻⁵	acceptable	fixation des conditions de rejets d'après les hypothèses de l'étude
	QD > 1 et/ou ERI > 10 ⁻⁵	non acceptable	Révision du projet
vulnérable possible	QD < 1 et/ou ERI < 10 ⁻⁵	pas de préoccupation sous réserve d'un contrôle suffisant	Renforcement du contrôle des rejets dans l'arrêté préfectoral - fixation de conditions de rejets plus strictes éventuellement en fonction des substances incriminées
	QD > 1 et/ou ERI > 10 ⁻⁵	non acceptable	Révision du projet
Incompatible	QD < 1 et/ou ERI < 10 ⁻⁵	cas par cas : adaptation des conditions au contexte environnemental	Renforcement du contrôle des rejets dans l'arrêté préfectoral - fixation de conditions de rejets

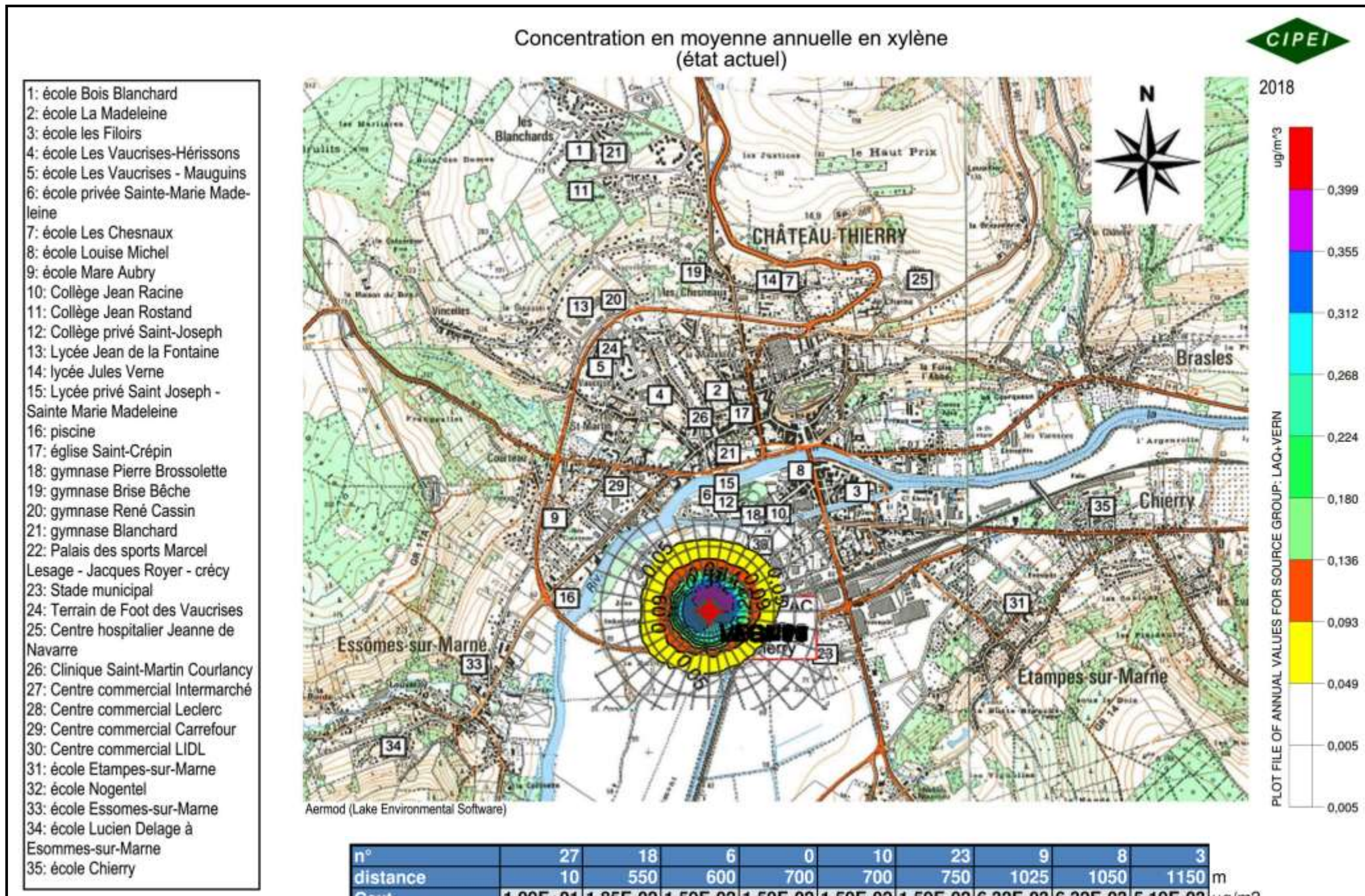
Résultats IEM (état du milieu/usages)	Résultats ERS (substance par substance)	Position des services (DREAL, ARS)	Suites à donner pour l'installation classée
		et sanitaire	plus strictes éventuellement en fonction des substances incriminées
	QD > 1 et/ou ERI > 10 ⁻⁵	non acceptable	Révision du projet
nota : QD : quotient de danger pour les VTR à seuil ERI : excès de risque individuel pour les VTR sans seuil			

Tableau 8. Critères d'acceptabilité de l'évaluation des risques sanitaires.

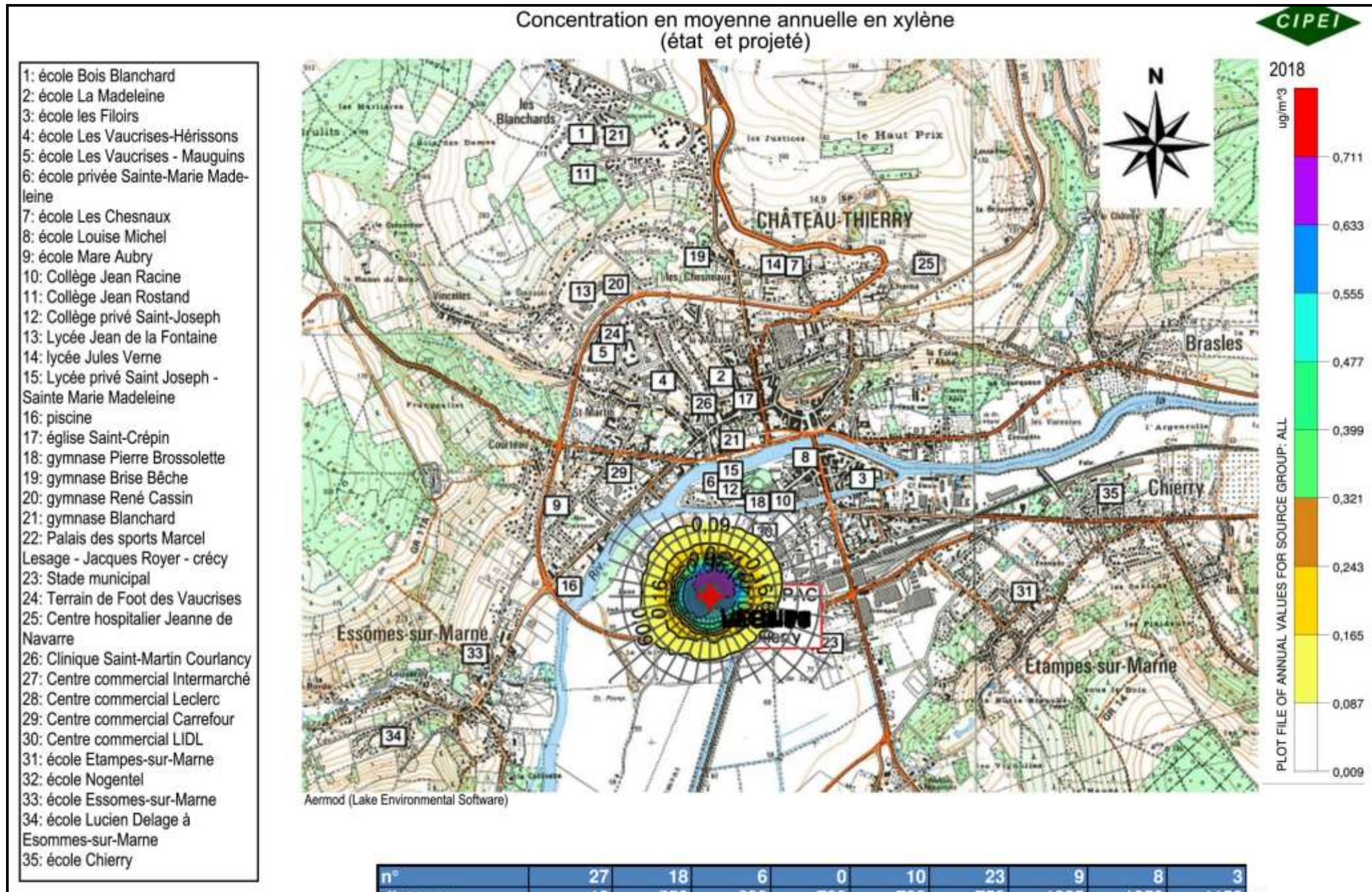
4.3.2.4. Quantification des scénarios d'impact

Dans un premier temps, nous avons considéré les pics de concentration obtenus par modélisation nous permettant ainsi de faire un deuxième screening (après celui des VTR et des ERU – Cf. §2.2.4.). Au cas où nous obtenions des impacts sanitaires au pic de concentration, nous avons poursuivi la démarche en calculant l'évaluation des risques sanitaires sur la population dite sensible pour des concentrations « réelles » reçues par la cible.

Les impacts aux récepteurs les plus impactés sont les suivants (les modélisations et les fiches de calculs étant fournies en annexe du présent document).



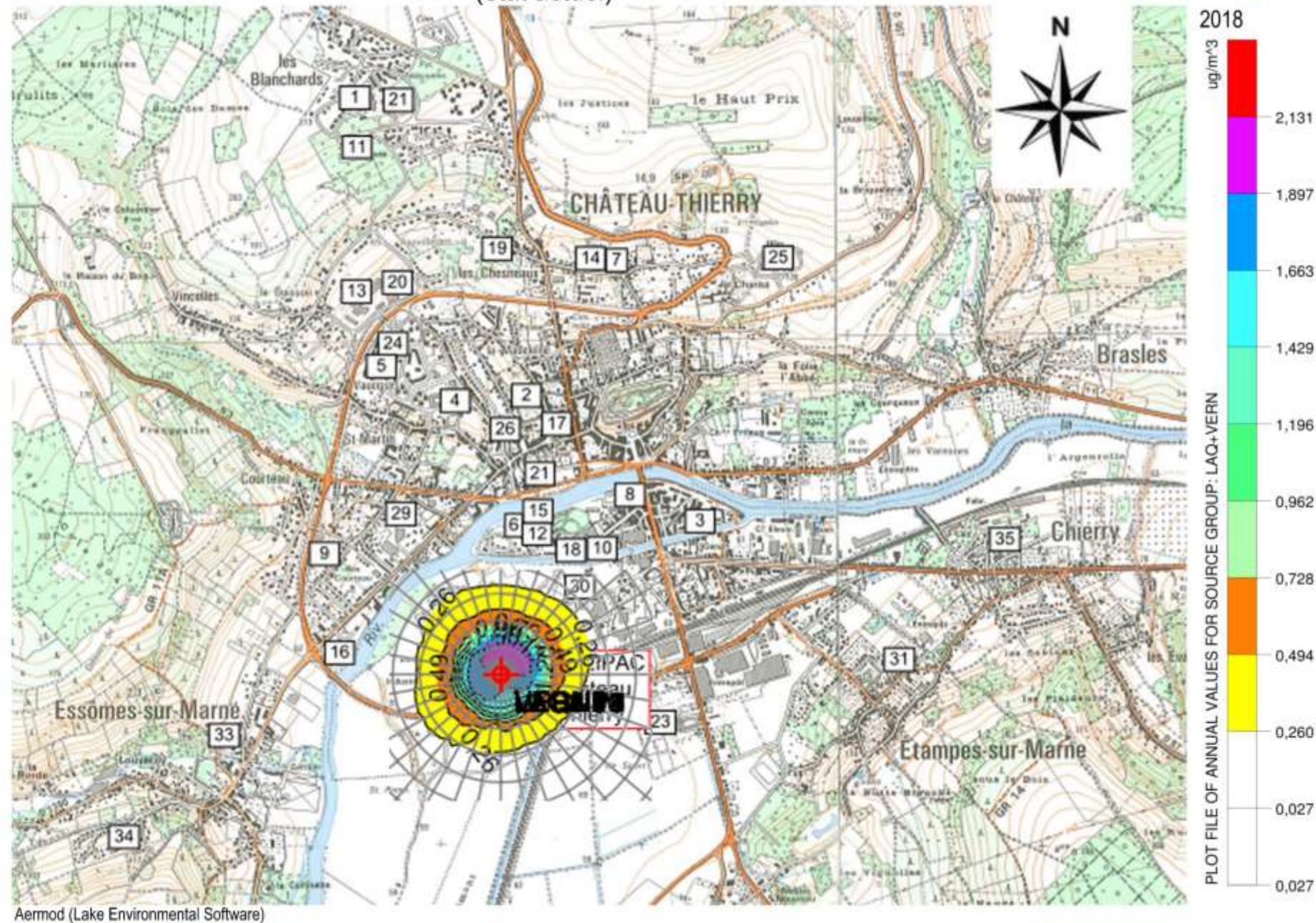
Cartographie 1. Cartographie des concentrations atmosphériques des rejets en xylène (état actuel)



Cartographie 10. Cartographie des concentrations atmosphériques des rejets en xylène (état actuel et projeté)

Concentration en moyenne annuelle en MéthylEthylCétone
(état actuel)

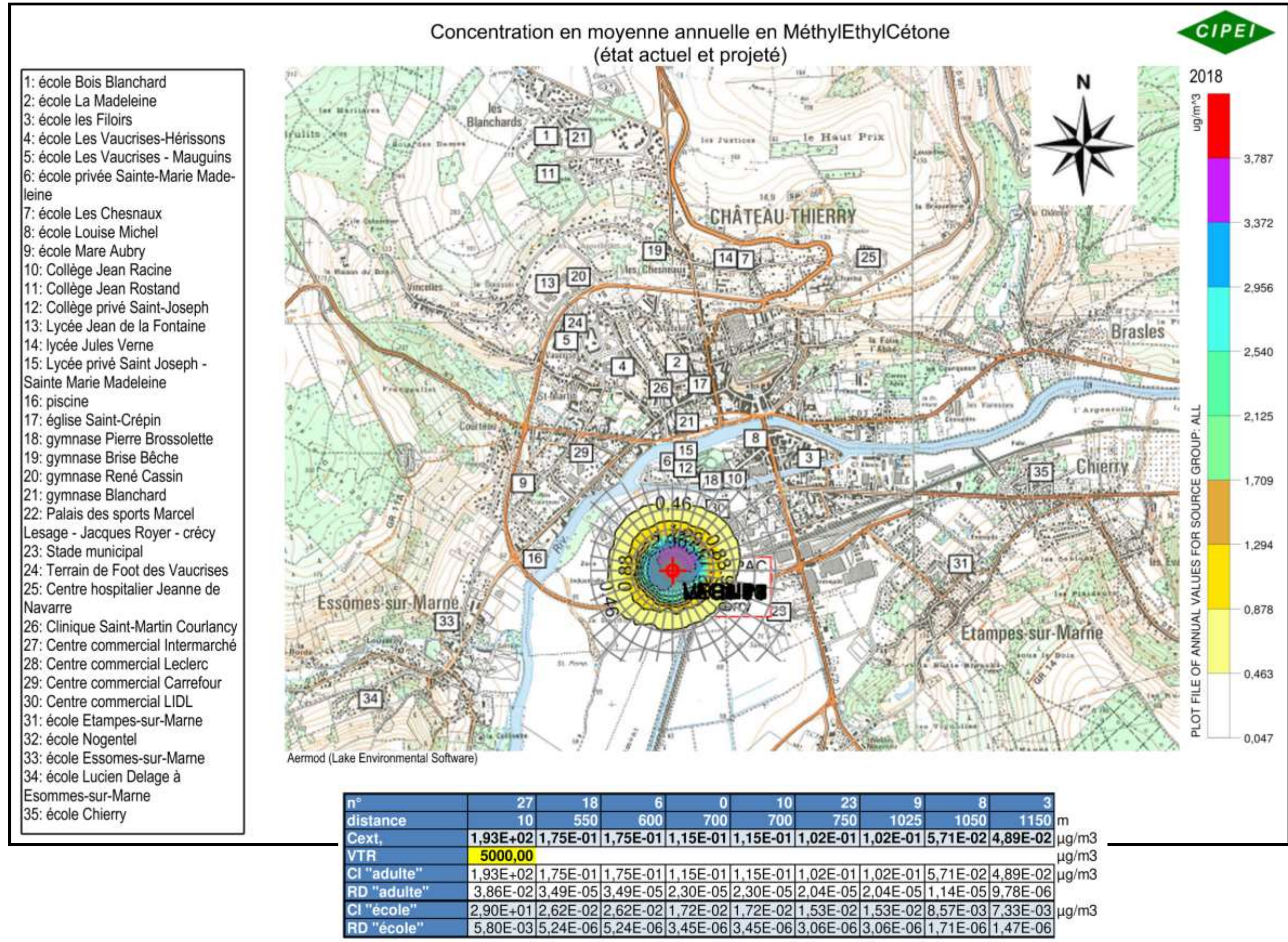
- 1: école Bois Blanchard
- 2: école La Madeleine
- 3: école les Filoirs
- 4: école Les Vaucrises-Hérissons
- 5: école Les Vaucrises - Mauguins
- 6: école privée Sainte-Marie Madeleine
- 7: école Les Chesnaux
- 8: école Louise Michel
- 9: école Mare Aubry
- 10: Collège Jean Racine
- 11: Collège Jean Rostand
- 12: Collège privé Saint-Joseph
- 13: Lycée Jean de la Fontaine
- 14: lycée Jules Verne
- 15: Lycée privé Saint Joseph - Sainte Marie Madeleine
- 16: piscine
- 17: église Saint-Crépin
- 18: gymnase Pierre Brossolette
- 19: gymnase Brise Bêche
- 20: gymnase René Cassin
- 21: gymnase Blanchard
- 22: Palais des sports Marcel Lesage - Jacques Royer - crécy
- 23: Stade municipal
- 24: Terrain de Foot des Vaucrises
- 25: Centre hospitalier Jeanne de Navarre
- 26: Clinique Saint-Martin Courlancy
- 27: Centre commercial Intermarché
- 28: Centre commercial Leclerc
- 29: Centre commercial Carrefour
- 30: Centre commercial LIDL
- 31: école Etampes-sur-Marne
- 32: école Nogentel
- 33: école Essomes-sur-Marne
- 34: école Lucien Delage à Esommes-sur-Marne
- 35: école Chierry



Aermod (Lake Environmental Software)

n°	27	18	6	0	10	23	9	8	3	
distance	10	550	600	700	700	750	1025	1050	1150	m
Cext,	1,06E+02	9,88E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	µg/m3
VTR	5000,00									µg/m3
CI "adulte"	1,06E+02	9,88E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	8,50E-02	µg/m3
RD "adulte"	2,12E-02	1,98E-05	1,70E-05	1,70E-05	1,70E-05	1,70E-05	1,70E-05	1,70E-05	1,70E-05	
CI "école"	1,59E+01	1,48E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	µg/m3
RD "école"	3,18E-03	2,96E-06	2,55E-06	2,55E-06	2,55E-06	2,55E-06	2,55E-06	2,55E-06	2,55E-06	

Cartographie 11. Cartographie des concentrations atmosphériques des rejets en méthyléthylcétone (état actuel)



Cartographie 2. Cartographie des concentrations atmosphériques des rejets en méthyléthylcétone (état actuel et projeté)

4.3.2.5. Analyses des résultats

Les récepteurs les plus impactés sont selon les polluants et les organes cibles sont les établissements industriels et le centre commercial accolé au site.

a. Effets systémiques.

Au vu des résultats présentés dans les fiches mises en annexe et représentés au travers des cartographies ci-avant, le risque le plus élevé au niveau du récepteur le plus exposé concerne le système respiratoire avec un **quotient de danger de 0,11 (Xylène) et de 0,21 (MéthyléthylCétone)** pour une distance de 10 m (centre commercial). Pour ce qui est des lieux où sont présents des enfants, quel que soit l'agent chimique, les ratios de danger sont tous très inférieurs à 1.

Comme l'indique l'InVS dans son document « Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact », nous résumons les organes cibles visés par les substances dangereuses afin de vérifier la concordance des organes cibles :

Agents chimiques	Organes cibles principaux
xylène	foie
méthyléthylcétone	mauvais développement du squelette

Tableau 9. Tableau récapitulatif des organes cibles par inhalation

Au regard de ces données, nous n'avons pas additionné les ratios de danger car les organes cibles sont différents.

Le polluant déterminant du risque global est le xylène qui participe à 84% du risque suivi par la-MEC (17%).

D'une façon générale, faisant suite aux calculs des quotients de danger, on constate que tous les agents chimiques sont tous inférieurs à 1. Ainsi les risques systémiques liés à l'inhalation des vapeurs vis-à-vis des riverains sont négligeables.

Compte tenu des niveaux de risque pour les effets systémiques par inhalation relativement éloignés de la valeur repère de 1, nous pouvons conclure, sans discussion des incertitudes de l'étude, que ces risques vis-à-vis des riverains seront négligeables.

a. Effets cancérogènes.

Non concerné.

4.3.3. Évaluation de l'incertitude

4.3.3.1. Estimation du terme source

4.3.3.1.1. Campagnes de mesure

Les données prises en compte pour le terme source proviennent des campagnes d'analyse des rejets atmosphériques. Dans le cadre de cette étude, nous avons retenu les concentrations les plus pénalisantes pour chacun des agents chimiques.

L'estimation du terme source reste toutefois source d'incertitude quant à l'incertitude des analyses mentionnées pour certaines campagnes de mesures ponctuelles dans les rapports d'analyse. En

outre, les données prises en compte ne tiennent pas compte de la variabilité des flux à l'émission lors du fonctionnement des installations (temps d'analyse limité dans le temps). L'incertitude engendrée est toutefois difficilement quantifiable.

4.3.3.1.2. Termes source non prises en compte

Dans le cadre de cette étude, nous n'avons pas retenu les rejets diffus dans les ateliers pouvant être émis à l'atmosphère. En outre, compte tenu du volume des bâtiments, les vapeurs émises dans les ateliers, si elles devaient être émises à l'atmosphère, elles devraient rester proches des sources dans la mesure où l'énergie cinétique est quasi-nulle (vitesse très faible). L'incertitude engendrée ne devrait donc pas être en mesure de modifier les conclusions de l'étude.

4.3.3.2. Choix des traceurs de pollution

La philosophie de la démarche d'évaluation des risques sanitaires implique un choix de « traceurs depollution » pour toute émission de COV totaux non spécifiés. Ce choix est premièrement réalisé parmi la liste la plus complète possible des polluants ou familles de polluant émis par le site. Les COV spécifiques sont issus des fiches de données de sécurité des vernis. Dans la mesure où les agents chimiques retenus dans le cadre de cette étude n'ont pas été mesurés, ont fait l'objet d'estimation selon leur composition à partir de la quantité de COV mesurée par émissaires dans la mesure où ils n'ont pas été mesurés. Cette démarche a un effet majorant sur le calcul du risque et, de ce fait, cela ne devrait donc pas être en mesure de modifier les conclusions de l'étude.

4.3.3.3. Valeurs toxiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence comportent structurellement des sources d'incertitudes prises en compte dans l'élaboration même des valeurs. Il est habituellement admis que les valeurs-proposées par les organismes compétents sont, dans l'état actuel des connaissances précautionneuses.

En outre, les effets de synergies inter polluants pour chaque voie d'exposition, qu'ils soient positifs ou négatifs ne peuvent être évalués faute de données suffisantes dans les bases de données toxicologiques consultées.

Nous rappelons que nous avons suivi les dispositions préconisées au travers de la circulaire du 31 octobre 2014. L'incertitude engendrée pourrait éventuellement conduire à des évolutions positives ou négatives dans les conclusions de l'étude selon les Valeurs Toxiques de Référence qui sont retenues.

4.3.3.4. Représentativité des données météorologiques

La représentativité des données MétéoFrance est considérée comme fiable. Les données ont été collectées auprès de la station Nogentel, la plus proche de la zone, sur l'année 2015.

4.3.3.5. Utilisation de modèles mathématiques (modèle de dispersion)

4.3.3.5.1. Modélisation de la dispersion atmosphérique

Les incertitudes relatives aux calculs de modélisation sont de deux types:

- celles intrinsèques au modèle numérique, compte tenu notamment de la complexité du site et de la problématique à modéliser
- celles relatives à la qualité des données d'entrée du modèle.

a. Incertitudes intrinsèques au modèle

Le modèle AERMOD est un modèle gaussien. De nombreuses études sur le modèle gaussien ont été réalisées dont les conclusions montrent que si les données d'entrée sont bien maîtrisées et en présence d'une topographie peu marquée (ce qui est le cas du site étudié), l'incertitude sur les résultats du modèle n'excède pas 50% sans obstacles majeurs. Pour les sources plus élevées de type cheminée, cette incertitude reste inférieure à 20%.

Modèle	Complexité	Commentaires
relief	faible	Le relief est peu marqué sur le domaine d'étude
Obstacles autour de l'installation	nulle	aucun obstacle ne devrait perturber les émissions provenant des cheminées supérieures à 10 m (99% des cas)
Complexité des sources	faible	les sources sont toutes issues des émissaires d'équipements bien identifiés
Echelle spatiale étudiée	faible	la zone d'étude est de 1 km, zone restant le domaine de validité du modèle

Tableau 10. Complexité du site et de son environnement

b. Qualité des données

Le tableau suivant regroupe les principaux paramètres d'entrée du modèle de dispersion et leur qualité des critères

Modèle	Qualité	Commentaires
Occupation des sols	bonne	nous avons retenu le paramètre de rugosité de 1 sur l'ensemble de la zone d'étude
Données météorologiques	bonne	Les données ont été collectées auprès de la station Nogentel
Localisation des sources	moyenne	Dans la mesure où le site n'est pas très étendu, nous avons retenu le point central du site comme source unique
Caractéristiques physiques des sources	moyenne	Faute de données précises, les obstacles (bâtiments, etc.) près des sources n'ont pas été intégrés dans le modèle
Valeurs d'émission des sources	bonnes pour les gaz/vapeurs	L'hypothèse est faite que les gaz se dispersent comme un traceur passif, hypothèse tout à fait réaliste compte tenu des concentrations faibles étudiées et des hauteurs de rejet

Tableau 11. Qualité des données d'entrée du modèle

D'une façon générale, nous pouvons conclure que les données introduites dans le modèle sont de bonne qualité.

4.3.3.5.2. Paramètres d'exposition et de modélisation des transferts

Nous avons employé les équations mentionnées au §4.3.2.. Toutefois, il est important de souligner que l'approche reste empirique. Au travers de ces études, il apparaît que certains paramètres utili-

sés dans les équations peuvent présenter une source d'incertitudes et influencer les résultats du risque.

4.3.3.5.3. Calculs de risques sanitaires

La démarche retenue pour le calcul des risques sanitaires par organe cible est majorante. En effet, pour un polluant et une VTR, plusieurs organes cibles ont été considérés. Or, les VTR sont construites pour un seul effet critique, soit un seul organe cible. Les substances peuvent également avoir d'autres effets sur d'autres organes cibles mais généralement moins sévères et ne disposant pas de VTR. La prise en compte de la VTR, construite sur l'effet critique principal, pour tous les organes cibles est donc majorante.

A noter qu'à contrario, la non prise en compte des autres organes cibles correspondrait à minorer les risques pour ces organes cibles, et à les considérer comme nul alors qu'ils peuvent exister.

4.3.3.6. Bruit de fond

Par manque de données, le bruit de fond n'a pas été intégré dans cette étude de risque et minimisé par conséquent les risques sanitaires, notamment le trafic routier et les industries présentes dans la zone industrielle.

4.3.3.7. Émissaires provenant des autres sites industriels

Les polluants issus des autres sites industriels proches du nôtre n'ont pas été pris en compte dans cette étude de risque. Par conséquent, la non prise en compte de la pollution de fond pourrait éventuellement modifier les conclusions de l'étude.

4.4. CONCLUSIONS.

Une évaluation des risques sanitaire vise à évaluer l'impact de nos rejets atmosphériques provenant de nos procédés sur la santé des populations avoisinantes. Les sources de danger potentielles pour la santé des populations environnantes retenues sont les émissions canalisées issues des produits utilisés dans le cadre des lignes de laquage et de vernissage.

Les rejets seront limités en quantité car les principales activités émettrices font l'objet d'un captage à la source. Les résultats de l'étude ont permis d'identifier plusieurs agents chimiques qui sont relativement éloignés des valeurs repères (soit 1 pour les effets systémiques ou 10^{-5} pour les effets cancérogènes).

La qualité du terme source est bonne quant à la diffusion. En tout état de cause, l'analyse des incertitudes n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions.

