

RAPPORT D'ÉTUDE

30/11/2006

INERIS-DRC-06-81683-ERSA-LMo/n°204

**Expertise en matière de santé publique du
projet d'assainissement de la décharge
industrielle de Bonfol (Suisse)**

**Office des Eaux et de la Protection de la Nature
République et Canton du Jura (SUISSE)**

Expertise en matière de santé publique du projet d'assainissement de la décharge industrielle de Bonfol (Suisse)

Verneuil-en-Halatte

Client : Département de l'Environnement et de l'Équipement, Office des eaux et de la protection de la nature (OEPN), République et Canton du Jura (SUISSE)

Liste des personnes ayant participé à l'étude : L. Mosqueron, S. Collet, B. Schnuriger, A. Floch-Barnaud.

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

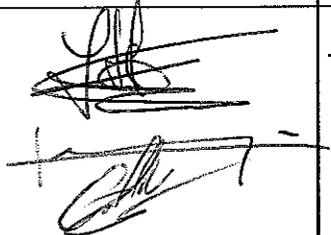
	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Luc MOSQUERON Serge COLLET Benoît SCHNURIGER	Jean POULLEAU	André CICOLELLA
Qualité	Ingénieurs à la Direction des Risques Chroniques	Ingénieur à l'Unité Qualité de l'Air	Responsable de l'Unité Evaluation des Risques Sanitaires
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

1. CONTEXTE	4
2. AVIS DE L'INERIS	6
2.1 Avis général	6
2.2 Réponses individualisées aux questions de l'annexe 1 du contrat.....	8
3. CONCLUSION.....	24
4. LISTE DES ANNEXES	25

1. CONTEXTE

L'Office des Eaux et de la Protection de la Nature (OEPN), représentant le Département de l'Environnement et de l'Équipement de la République et Canton du Jura (Suisse) a chargé l'INERIS de procéder à l'expertise en matière de santé publique du projet d'assainissement de la décharge industrielle de Bonfol (DIB), en Suisse.

Selon les termes contractuels, l'expertise demandée en matière de santé publique est :

- limitée au seul domaine de la protection de la population et du public en général, dans un périmètre couvrant les communes de Bonfol (Suisse), Pfetterhouse et Réchésy (France) ; elle ne porte pas sur les questions liées à l'eau, ni à la protection des travailleurs. Elle ne porte que sur les éléments liés aux possibles impacts dus à d'éventuelles émissions gazeuses et de poussières ;
- réalisée sur la base du dossier déposé le 28 juin 2006 et de tout élément ou rapport complémentaire disponible au moment de la signature du contrat.

L'expertise pratiquée par l'INERIS repose sur les extraits du rapport « *Assainissement définitif de la décharge industrielle de Bonfol -version du 18.09.2006* » remis par le représentant de l'OEPN (M. Jean Parrat) aux représentants de l'INERIS (Mme Adeline Floch-Barnaud, M. Serge Collet et M. Luc Mosqueron) lors de leur rencontre le 25 septembre 2006 à Verneuil-en-Halatte dans les locaux de l'INERIS. Ces extraits sont :

1. Notice d'impact sur l'environnement : chapitre 5.1, pages 53 à 85 de la NIE – « Etat initial et impacts sur l'environnement durant la phase d'assainissement »
2. NIE Annexe 5.1A
3. Contenu de la décharge : Annexe 1 du rapport
4. Concept de ventilation : Annexe 5 du rapport de synthèse, avec ses annexes
5. Locaux à construire : rapport technique 1
6. Travaux du lot A : rapport technique 4
7. Travaux du lot B : rapport technique 5
8. Rapport complémentaire de Hertig sur la dispersion des odeurs
9. Rapport OPAM (Ordonnance sur la protection contre les accidents majeurs) : pages 25 à 72
10. Liste des 2932 substances

Conformément à l'Annexe 1 du mandat d'expertise, l'expertise de l'INERIS doit principalement répondre aux questions suivantes :

1. D'un point de vue de la santé publique, des éléments doivent-ils venir compléter le dossier existant afin d'estimer si les mesures de protection prévues par le projet sont, d'une manière générale, satisfaisantes a) en matière d'assainissement de l'air, b) en matière de confinement, c) en matière de décontamination des objets sortant.
2. Dans le cadre d'une exploitation n'entraînant aucune perturbation accidentelle (feu, rupture de l'étanchéité, etc.), avec les éléments d'information aujourd'hui disponibles, quels sont les risques résiduels chroniques (sans prise en compte des nuisances liées aux odeurs) prévisibles pour la population riveraine du site (estimation quantitative du risque complétée d'un comparatif avec des risques « classiques » en population générale) ?
3. Les mesures d'assainissement de l'air proposées par le projet sont-elles suffisantes à assurer la sécurité sanitaire de la population environnante ?
4. Les auteurs du projet prévoient de ne pas traiter l'air dans certaines conditions (arrêt des travaux durant la nuit). Quels sont les impacts d'un point de vue de la protection du public ?
5. En cas de survenance d'un des scénarii OPAM retenus (ch. 6.7.1 rapport succinct OPAM, page 43 ss – Rapport technique 6 – rapport annexe 4), les mesures de prévention mises en œuvre sont-elles suffisantes d'un point de vue de la santé publique ?
6. Un suivi sanitaire et/ou épidémiologique de la population environnante doit-il être mis en œuvre dans le cadre de ce projet. Dans quelle mesure une telle investigation est-elle indispensable ? En cas d'affirmative, quelles sont les éléments à mettre en œuvre ?

Enfin, le contrat d'expertise stipule que dans le cadre de l'impact du projet sur la santé et le bien-être de la population, l'INERIS peut mentionner dans son expertise tout autre sujet digne d'intérêt qui ne serait pas traité dans les questions de l'annexe 1.

2. AVIS DE L'INERIS

2.1 AVIS GÉNÉRAL

A la lecture des documents extraits du dossier par le mandataire et remis à l'INERIS pour apprécier et renseigner la question des éventuels impacts des rejets atmosphériques sur la santé des populations riveraines, il apparaît que le dossier de projet d'assainissement de la décharge industrielle de Bonfol est riche et techniquement renseigné de manière très détaillée en ce qui concerne les procédés d'assainissement, de confinement ou de décontamination des objets sortant du site. Les mesures proposées en termes de traitement de l'air et de confinement contribuent à minimiser les rejets atmosphériques et à homogénéiser les teneurs en polluants ; elles participent à la limitation des émissions diffuses et semblent adaptées pour garantir la protection des travailleurs du site et permettre d'atteindre un haut niveau de confinement en exploitation normale de l'installation (c'est à dire en dehors de tout événement accidentel).

En revanche, il est difficile de répondre de manière directe et univoque à la principale question posée, à savoir quel est l'impact sanitaire des rejets prévisibles parmi la population riveraine du site, car le dossier ne comporte pas d'étude d'Evaluation Quantifiée des Risques Sanitaires (EQRS) tel que cela peut être pratiqué en France par exemple dans les études d'impact pour les installations classées. Seule l'approche appliquée pour caractériser les risques aigus liés à un scénario d'accident avec transformation d'un kg de NaCN en HCN en 5 minutes pendant l'exploitation se rapproche de cette méthodologie d'EQRS ; selon ces résultats, on peut écarter avec une certaine marge de sécurité l'hypothèse que les rejets gazeux de HCN puissent être à l'origine d'effets délétères parmi la population locale dans les conditions étudiées. En revanche, concernant l'estimation de l'impact sanitaire à long terme (ou chronique) des rejets dans les conditions normales de fonctionnement, aucun élément chiffré n'est apporté.

C'est pourquoi, afin d'apporter un éclairage supplémentaire sur les résultats présentés dans le dossier sous un angle de la sécurité sanitaire, les niveaux de risques associés à une exposition chronique par voie respiratoire au benzène ont été estimés par l'INERIS, selon un scénario simplifié d'exposition des populations, sur la base des résultats de la modélisation fournis dans le dossier du projet d'assainissement de la DIB (sous réserve de la justesse des calculs et d'acceptation des hypothèses de calcul retenues dans les divers scénarios construits par les auteurs). Le benzène a été retenu car il est le seul polluant inclus dans l'étude de modélisation en tant que traceur de risque. Les niveaux de risque de cancer associés aux rejets de benzène dans l'atmosphère lors de la phase d'exploitation ainsi estimés peuvent être considérés comme acceptables en terme de santé publique ($< 10^{-5}$). La portée de l'estimation des risques sanitaires effectuée par l'INERIS est toutefois fortement limitée par l'incertitude entourant les résultats des modélisations présentées dans le dossier projet. En particulier, l'estimation des émissions gazeuses lors des futurs travaux d'excavation repose sur une « image » unique de la matrice des déchets, construite par modélisation de résultats de campagnes de mesures non représentatifs de la situation, et dans

laquelle le benzène représenterait plus du quart des émissions gazeuses. Or, en raison de la forte hétérogénéité (tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif) à laquelle on peut s'attendre dans la matrice de déchets, considérer les émissions gazeuses comme constantes tout au long de l'assainissement du site induit une incertitude élevée dans l'estimation des émissions puis des immissions (teneurs dans l'air ambiant) résultantes.

Au regard des éléments soumis à notre expertise et des impacts sanitaires estimés par nos soins dans une approche simplifiée de caractérisation de l'exposition, le projet peut être initié. Toutefois, vu les incertitudes entourant les niveaux de risque estimés, l'insuffisance des connaissances et la forte hétérogénéité concernant les émissions auxquelles on peut s'attendre tout au long des travaux d'excavation, il est indispensable durant la phase pilote du projet d'assurer une caractérisation fine et en continu des substances émises dans les rejets de la cheminée située au point haut de la couverture de l'installation (par spectrométrie de masse). Les données ainsi collectées permettront de préciser les concentrations (émissions et immissions) auxquelles on peut s'attendre, et d'affiner ainsi l'estimation des risques sanitaires (élargissement de l'étude à d'autres traceurs de risque que le benzène - par exemple, des composés chlorés- et estimation plus robuste et selon divers scénarios d'émission des rejets atmosphériques). En effet, une meilleure appréciation des risques sanitaires passe par une caractérisation plus fine des polluants atmosphériques susceptibles d'être émis lors de l'exploitation. En raison de l'hétérogénéité (qualitative et quantitative) à laquelle on peut s'attendre dans la matrice de déchets tout au long des 4 années nécessaires à l'assainissement complet du site, une caractérisation périodique des émissions devra être effectuée tout au long de l'exploitation, la périodicité restant à fixer au regard des variations observées dans la caractérisation des rejets lors de la phase pilote.

Enfin, si ces mesures à l'émission permettront de mieux modéliser les immissions attendues dans la zone d'étude et *in fine* d'estimer de manière plus précise les impacts sanitaires, la mise en œuvre d'une étude épidémiologique n'est pas justifiée car au regard des niveaux de risques attendus finalement relativement faibles et de la faible densité de population autour du site (environ 4 000 habitants dans un rayon de 4 km), la puissance statistique des outils épidémiologiques serait insuffisante pour pouvoir mettre en évidence d'éventuels effets sanitaires liés aux rejets atmosphériques du site. S'il n'est donc pas pertinent de prévoir la mise en œuvre d'études épidémiologiques, nous recommandons en revanche de mettre en œuvre un suivi de l'exposition des populations riveraines (campagnes de mesures environnementales et/ou mesures biologiques) afin de pouvoir mesurer tout écart éventuel lié à un dysfonctionnement ou une dérive de l'installation, et assurer une information aux populations riveraines de manière à répondre à leurs principales interrogations.

Enfin, seules les émissions de substances chimiques (COV principalement) et les risques associés sont actuellement pris en compte dans le dossier projet. L'amélioration de la connaissance des expositions des riverains passe également par une connaissance de l'exposition potentielle à des polluants d'origine microbiologique (endotoxines, aflatoxines...); en l'absence d'informations sur le potentiel d'exposition aux agents biologiques, des campagnes de caractérisation des profils biologiques des rejets de l'installation sont également recommandées, au moins durant les phases initiales du projet.

2.2 RÉPONSES INDIVIDUALISÉES AUX QUESTIONS DE L'ANNEXE 1 DU CONTRAT

Question n°1

D'un point de vue de la santé publique, des éléments doivent-ils venir compléter le dossier existant afin d'estimer si les mesures de protection prévues par le projet sont, d'une manière générale, satisfaisantes :

- a) en matière d'assainissement de l'air
- b) en matière de confinement
- c) en matière de décontamination des objets sortant.

a) Assainissement de l'air

Contenu du dossier

Pendant la durée des travaux d'excavation des déchets, une halle sera mise en place afin de protéger le chantier des précipitations et contrôler l'atmosphère de la zone du chantier. En fonctionnement normal des installations, compte tenu d'une part des investigations menées afin d'extrapoler les émissions polluantes issues du procédé d'excavation et de préparation des déchets de la décharge, et d'autre part des hypothèses retenues par la société HIM, les émissions de surface représentent une part négligeable des émissions totales prévues lors de l'assainissement du site. Les rejets de l'installation proviennent en effet essentiellement de la zone de préparation et du bunker de réception dont émanent respectivement 51 et 29 % des émissions totales. Ce scénario est élaboré sur la base de l'expérience de la société HIM dans le domaine du traitement des déchets, cette société étant déjà intervenue sur d'autres sites industriels afin de traiter des déchets récents contenant des substances organiques (peintures notamment). Les informations obtenues lors de ces interventions ont été mises à profit dans le cadre du projet d'assainissement de la DIB. Les valeurs retenues sont donc *a priori* majorantes compte tenu que les déchets stockés dans la DIB sont anciens et ont été plus ou moins lessivés au cours du temps. Aux flux de substances estimés émis par les différentes zones de manipulation des déchets, la composition moyenne en polluants des effluents gazeux a été appliquée.

Avis de l'INERIS (en fonctionnement normal de l'installation et pour une mise en route de l'unité d'épuration des rejets en période d'activité du site)

Compte tenu de la répartition attendue très hétérogène des déchets dans la décharge, de l'absence de données historiques précises quant aux substances déversées, de la méconnaissance de certains sous produits de fabrication et des réactions chimiques ayant pu avoir lieu durant le stockage des déchets dans la décharge, un inventaire précis des substances émises par la DIB paraît difficilement accessible à ce jour, tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif.

En l'absence d'une connaissance précise des émissions issues de l'assainissement de la DIB, celles-ci ne peuvent donc être estimées que par des modèles. Ainsi, les auteurs du projet ont considéré qu'au cours de l'assainissement les émissions gazeuses seraient constantes en retenant une « image » moyenne des quantités émises. La composition moyenne en polluants des effluents gazeux a été obtenue en pondérant les résultats de diverses campagnes de mesures réalisées sur le site selon deux approches distinctes. La première consiste à mesurer les polluants gazeux en équilibre au-dessus des eaux de lixiviation issues de la DIB ; les mesures ont été réalisées, pour bon nombre, à l'arrivée des eaux sur la STEP de la décharge. Les eaux provenant de 80 drains disséminés sur l'ensemble du site, la composition des effluents gazeux déterminée lors des différentes campagnes est relativement constante. La seconde approche consiste à mesurer les effluents gazeux dans les conditions d'exploitation actuelle de la décharge ; les mesures ont été réalisées sur des piézomètres et sur des puits de drainage. Les résultats obtenus sont assez hétérogènes en concentration et en proportion relative des produits émis les uns par rapport aux autres. Cette approche permet donc *a priori* de se faire une meilleure idée de l'hétérogénéité des effluents gazeux issus de la décharge, car il est en effet probable d'observer, lors de la phase d'assainissement, une composition assez variable en fonction de la zone d'excavation compte tenu de l'hétérogénéité des déchets déversés dans la décharge.

Le scénario d'émission ainsi élaboré à partir d'une concentration en polluant globale (exprimée en équivalent carbone) issue de l'expérience de la société HIM sur le traitement de déchets récents et de la composition moyenne des effluents gazeux de la DIB estimée par la BCI apparaît pertinent et suffisant dans un objectif de définition de la charge polluante afin de dimensionner un dispositif d'épuration des rejets gazeux adapté. En revanche, il ne permet pas de cerner les émissions des polluants les plus critiques d'un point de vue sanitaire. La dispersion des résultats observée en terme de composition des effluents gazeux, associée aux effets connus en terme de toxicité pour l'homme des substances identifiées, pourrait être mise à profit afin d'élaborer différents scénarii d'émissions gazeuses afin de couvrir une large part des situations susceptibles d'être rencontrées lors de l'assainissement. De plus, connaissant les performances du dispositif d'épuration retenu (normalement garanties par son constructeur), ces scénarii permettraient d'évaluer les risques sanitaires dans des conditions critiques qui resteraient sans influence sur le choix du dispositif de traitement à mettre en place, ni même sur le type de charbon actif à employer, si ce dispositif d'épuration était retenu. L'élaboration de ces scénarii est d'autant plus intéressante qu'il n'est pas prévu de traiter les effluents gazeux émis lorsque l'installation n'est pas en activité (nuit et week-end).

b) Confinement

Contenu du dossier

Le dispositif de ventilation en cascade, allant des zones les moins contaminées vers les zones les plus contaminées, permet de minimiser le débit d'air à extraire tout en concentrant l'effluent gazeux, son traitement en étant par la suite facilité.

Les débits d'air extraits sont fixés par les conditions d'exploitation du site, en particulier la sécurité du personnel d'exploitation, la qualité de l'air intérieur et les

caractéristiques de ventilation de la halle. Dans les zones où les déchets sont manipulés, les taux de renouvellement d'air des locaux sont suffisamment élevés afin de minimiser les émissions diffuses de polluants. La zone la plus critique en matière de confinement est donc la halle d'excavation.

Afin de limiter les émissions diffuses de la halle d'excavation, deux mesures essentielles ont été prises : la halle est rendue étanche et mise en dépression. Une enveloppe étanche de faible porosité (0.03%) permet de rendre la toiture et les murs étanches à l'air. Une dépression de -20 Pa est maintenue constante au moyen d'un dispositif d'aspiration en plusieurs points et de clapets d'apports d'air frais régulés en fonction de la différence de pression intérieur/extérieur afin de prendre en compte les conditions climatiques extérieures.

Par ailleurs, des mesures ont été prises afin :

- de minimiser les émissions dans la halle en limitant les zones de déchets découvertes (réalisation de pentes des talus plus raides) et les gaz d'échappement des véhicules (utilisation d'un système pont-roulant grappin pour l'excavation et d'un shredder off-site), en extrayant à la source, les émissions les plus concentrées (point bas de la halle, wagonnet, etc.),
- d'éviter la formation de zones mortes, où les gaz s'accumulent, en certains points de la halle par la mise en place de dispositif d'aspiration en point haut et bas de la halle, en cassant les phénomènes de stratification thermique au moyen de ventilateurs mobiles positionnés dans les sens horizontaux et verticaux.

Avis de l'INERIS

Toutes les mesures proposées en terme de confinement contribuent à minimiser les rejets et à homogénéiser les teneurs en polluants. Elles participent donc également à limiter les émissions diffuses. Les mesures prises sont donc adaptées et doivent permettre d'atteindre un haut niveau de confinement en exploitation normale de l'installation.

Toutefois, compte tenu du faible renouvellement d'air de la halle (0,12 par heure) et de la difficulté à gérer les effluents gazeux de grands espaces, nous abondons la décision de simuler le système de ventilation de la halle afin de mieux cerner ses faiblesses dans des conditions extrêmes de fonctionnement (été/hiver, jour/nuit par exemple pour les conditions climatiques) et d'en tirer un maximum d'enseignements pour sa mise en œuvre.

c) Décontamination des objets sortant

Contenu du dossier

Tout au long des travaux d'assainissement, les déchets excavés seront transférés vers des wagonnets à l'aide de ponts roulants équipés de grappins. Les wagonnets assureront le transport à l'intérieur de la halle jusqu'au déchargement dans le bunker de réception. Après contrôle, les déchets seront alors pris en charge pour une préparation par ajout de réactif (sciure ou chaux éteinte) et mélange intensif, puis ils seront criblés (maille de 250 mm) afin d'assurer leur future prise en charge par le groupement d'incinérateur retenu. Les déchets criblés seront récupérés dans

des containers à fermeture étanche ; après décontamination, ces conteneurs peuvent être sortis de la halle de préparation pour être envoyés par voie ferroviaire vers un centre d'incinération. Le refus du criblage sera trié entre une fraction destinée à être broyée et une fraction de gravats de construction.

Si des fûts encore intacts venaient à être trouvés au sein des déchets, ils seront extraits à l'aide d'un engin et transférés vers un local spécifique pour vidange ou reconditionnement.

En fonctionnement normal, aucun objet ou personnel ne sort directement de la halle d'excavation, ces sorties se faisant *via* la halle de préparation et les sas de décontamination (4) ou de sortie (1 pour le personnel). En particulier, il n'apparaît pas de trafic direct d'engins entre la halle d'excavation et l'extérieur des bâtiments.

Les objets devant sortir des zones d'excavation et de traitement sont principalement les conteneurs de déchets. Il faudra aussi prévoir la sortie du matériel utilisé pour la préparation et l'excavation lors des opérations de maintenance et de réparation.

Avant le transfert dans un des sas de sortie, les conteneurs seront fermés et verrouillés. Dans le sas, ils feront l'objet d'un nettoyage par jet d'eau chaude sous pression puis ils seront équipés d'une cartouche filtrante à charbon actif.

Avis de l'INERIS

Lors d'opérations telles que celles décrites dans le projet, il peut exister différents risques de transfert de contamination en dehors des zones surveillées. En dehors de situations accidentelles, ce sont principalement :

- l'entraînement de contamination depuis les zones de chantier vers l'extérieur par le biais de la circulation d'engins ou de personnes ;
- la contamination externe des conteneurs ;
- les émissions gazeuses ou de liquides à partir des conteneurs lors de leur stockage sur site ou de leur transport ;
- par l'intermédiaire des équipements de protection du personnel contaminés.

Des mesures sont envisagées pour éviter ces risques :

- en fonctionnement normal, il n'y a pas de trafic de véhicule entre la zone noire et la zone blanche. Au cas où il serait nécessaire de faire sortir un véhicule de la zone noire, il passe par un sas de décontamination ;
- le remplissage des conteneurs est conçu de façon à limiter les salissures sur les faces externes. La sortie de la zone noire se fait *via* un sas de décontamination où les conteneurs sont nettoyés à l'aide d'un jet d'eau chaude sous pression. A ce niveau, il faudra vérifier l'efficacité du nettoyage. En effet, en l'absence de données plus précises sur les substances présentes dans les déchets, il est difficile de prévoir l'efficacité des procédures de lavage à l'eau chaude sous pression, notamment en cas de présence de substances organiques très peu solubles dans l'eau. L'efficacité devra être évaluée lors de la phase pilote initiale du chantier. Pendant la phase pilote, les contrôles par frottis des surfaces nettoyées devront

être effectués par un laboratoire disposant des moyens analytiques nécessaires pour l'identification des substances potentiellement présentes dans les déchets ;

- la préparation des déchets (ajout de sciure et de chaux) doit permettre l'absence de liquides libres dans les conteneurs. Cette absence devra être vérifiée, *a minima* lors de la phase pilote. Les conteneurs sont conçus pour assurer un confinement total des déchets. D'éventuelles émanations gazeuses peuvent s'échapper au travers d'un filtre à charbon actif mis en place lors du passage *via* le sas de décontamination, évitant ainsi une éventuelle montée en pression à l'intérieur des conteneurs. L'efficacité du dispositif de filtration devra être vérifiée d'une part, en terme de capacité à piéger les substances potentiellement présentes dans les émissions gazeuses et, d'autre part, en terme de quantité de substance pouvant être piégée pour éviter la saturation des filtres lors du stockage et du transport des conteneurs. En dehors de situation accidentelle, une fois le conteneur fermé et verrouillé, l'émission de produits solides (poussières) ne paraît pas possible ;
- le transfert de contamination par l'intermédiaire des équipements de protection du personnel est pris en compte par la mise en place d'un sas dédié. Afin d'éviter tout transfert de contamination vers l'extérieur lors de la sortie du personnel, des procédures précises de décontamination du personnel (déshabillage, lavage ...) et du petit matériel (EPI, outillage ...) devront être mises en place. De plus, afin d'assurer un strict respect des procédures de sortie de la zone noire, il est nécessaire que l'ensemble du personnel ait suivi une formation adaptée et que l'application des procédures soit régulièrement vérifiée. Les déchets générés par la mise au rebut des équipements de protection devront être gérés de la même façon que les déchets issus de l'excavation.

En conclusion, les mesures présentées en matière de décontamination des objets sortant de la zone noire permettent une bonne gestion des risques associés. La phase pilote initiale de 2 mois devra être mise à profit pour valider l'efficacité de ces mesures en particulier en ce qui concerne :

- l'efficacité du nettoyage par jet d'eau chaude sous pression des conteneurs,
- l'adéquation et l'efficacité des filtres mis en place sur les conteneurs,
- l'efficacité des procédures de décontamination du personnel ;
- la formation du personnel intervenant en zone noire.

Question n°2

Dans le cadre d'une exploitation n'entraînant aucune perturbation accidentelle (feu, rupture de l'étanchéité, etc.), avec les éléments d'information aujourd'hui disponibles, quels sont les risques résiduels chroniques (sans prise en compte des nuisances liées aux odeurs) prévisibles pour la population riveraine du site (estimation quantitative du risque complétée d'un comparatif avec des risques « classiques » en population générale) ?

Contenu du dossier

Le dossier ne propose pas d'évaluation quantifiée des risques sanitaires pour les populations riveraines tel que cela est pratiqué par exemple en France dans le cadre des études d'impact des installations classées. Le projet compare simplement les concentrations modélisées en benzène (retenu comme traceur de risque) aux concentrations de fond observées dans la région.

Avis de l'INERIS

L'approche adoptée ne permet pas de juger directement du caractère acceptable ou non des rejets atmosphériques pour les populations en terme de risque sanitaire. C'est pourquoi, sur la base des hypothèses du rapport expertisé, et sous réserve de la justesse des calculs effectués, une estimation simple du risque cancérigène lié à l'exposition chronique par inhalation des rejets de benzène a été réalisée par l'INERIS, selon la méthodologie d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires telle qu'elle est pratiquée en France¹, afin de mieux apprécier les niveaux de risques parmi la population riveraine. Les données du rapport prises en compte sont les suivantes :

- les concentrations moyennes annuelles en benzène aux abords immédiats du site (zones non habitées) en exploitation moyenne et en exploitation à l'arrêt sont respectivement de 1,35 et 1,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (résultats de la modélisation); on considère que la concentration moyenne annuelle résultant des phases alternatives d'exploitation et d'arrêt est donc d'environ 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- les concentrations moyennes annuelles dans les zones habitées sont inférieures à 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (résultats de la modélisation) ; on pose de manière majorante que les concentrations moyennes annuelles dans ces zones sont de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- le bruit de fond local en benzène est compris entre 1 et 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le scénario d'exposition par voie respiratoire des populations posé en 1^{ère} approche par l'INERIS est le suivant :

¹ La probabilité de survenue d'un cancer pour un individu est définie par l'Excès de Risque Individuel (ERI) calculé en multipliant la Concentration Journalière d'Exposition (CJE) par l'Excès de Risque Unitaire par voie respiratoire (ERU_1 , représentant l'Excès de Risque de cancer pour un individu exposé toute sa vie à 1 unité de dose d'agent dangereux).

- sujet adulte résidant et travaillant dans la zone d'étude,
- présent 340 jours par an dans la zone d'étude, 24 heures sur 24 (en raison des transferts de pollution, on considère que les concentrations en benzène à l'intérieur des bâtiments sont égales à celles retrouvées à l'extérieur²),
- exposé durant 4 ans aux rejets de l'installation (correspondant à la durée prévue d'exploitation du site).

Selon nos estimations, l'Excès de Risque Individuel (ERI) de cancer (leucémie) associé à une exposition durant 4 ans aux concentrations en benzène modélisées aux abords immédiats de l'installation est de $9,4 \cdot 10^{-6}$ sans prise en compte du bruit de fond ; le niveau de risque est de $1,9 \cdot 10^{-5}$ si l'on prend en compte le bruit de fond local. L'estimation de ces niveaux de risque présente un intérêt limité dans la mesure où l'on ne recense pas de zones d'habitations aux abords immédiats du site. En revanche, l'ERI dans les zones habitées est de $7,3 \cdot 10^{-6}$ et $1,6 \cdot 10^{-5}$ sans et avec prise en compte du bruit de fond local.

Il n'existe pas de niveau « universel » ou « absolu » d'excès de risque de cancer auquel comparer les valeurs de risque ainsi estimées ; le niveau ou seuil d'acceptabilité varie selon les situations, le contexte socio-économique, etc. (l'acceptabilité d'un risque n'est pas un concept scientifique mais un concept social³, voir annexe 1). Par exemple, un niveau de risque de 10^{-6} est considéré aux Etats-Unis comme le seuil de risque acceptable pour la population générale⁴, au delà de 10^{-4} le risque est jugé inacceptable ; entre les 2, la décision se prend au cas par cas. Pour sa part, l'Organisation Mondiale de la Santé utilise un seuil de 10^{-5} pour établir ses Valeurs Guide de concentration dans l'eau ou l'air pour les substances cancérigènes. Ce seuil de risque acceptable à 10^{-5} est aussi celui préconisé en France depuis 1999 par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable dans le cadre de la politique de gestion des sites et sols pollués.

Sur la base des résultats de la modélisation présentés dans le projet, le niveau de risque de cancer dans les zones habitées associé aux concentrations moyennes en benzène attribuables aux seuls rejets de l'exploitation ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sous une hypothèse majorante) est inférieur au niveau d'acceptabilité de 10^{-5} , ce qui peut être considéré comme acceptable en terme de santé publique. Rappelons qu'ici seule l'exposition directe par inhalation est considérée ; or, l'exposition chronique des populations riveraines de sites de stockage de déchets survient principalement par inhalation et ingestion (la voie cutanée est généralement jugée marginale), les voies d'exposition majoritaires étant l'ingestion d'eau, de végétaux contaminés par les polluants (à l'exclusion des métaux) présents dans l'eau d'arrosage ou dans l'air ambiant et, pour les dioxines uniquement, l'ingestion d'œufs et de viande de volaille contaminés, et l'inhalation d'air extérieur et intérieur.

² De plus, on considère 1) une biodisponibilité relative de 100 % pour le benzène par voie respiratoire (paramètre nécessaire aux calculs) et 2) un Excès de Risque Unitaire par inhalation de $7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour les effets leucémogènes du benzène (US-EPA).

³ Il n'appartient donc pas aux évaluateurs scientifiques du risque de se prononcer sur l'acceptabilité sociale d'un risque.

⁴ Soit un cas de cancer supplémentaire pour un million de personnes exposées durant leur vie entière.

L'estimation « simplifiée » des risques par inhalation pratiquée ici par l'INERIS est fortement dépendante des résultats de la modélisation effectuée dans le projet, ces résultats étant eux mêmes largement influencés par l'estimation de la « matrice unique des déchets de Bonfol ». L'incertitude entourant cette estimation du niveau de risque cancérigène est donc proportionnelle à l'incertitude entourant la caractérisation de cette « matrice unique ». De plus, seuls les effets liés à une exposition au benzène sont pris en compte, car aucun autre traceur du risque cancérigène n'a été inclus dans l'étude de modélisation des rejets atmosphériques. Or, de nombreux autres agents cancérigènes peuvent être présents dans la matrice puis dans les rejets de l'installation : limiter la caractérisation des risques sanitaires à un seul traceur de risque (benzène) sous-estime les niveaux de risque présentés ici.

Pour réduire l'incertitude autour de l'estimation quantitative des risques sanitaires, il convient :

- de mettre en œuvre une EQRS basée sur une caractérisation plus robuste des émissions gazeuses lors des travaux d'excavation ;
- d'élargir cette étude à d'autres traceurs du risque cancérigène que le benzène ;
- de retenir, en raison de la forte incertitude autour des émissions potentielles lors des travaux d'excavation et de la forte hétérogénéité attendue (tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif), plusieurs scénarii d'émission allant d'un scénario « réaliste » à des scénarii majorants (en terme d'émission) ;
- une autre alternative pourrait consister, en considérant que l'installation de traitement fonctionne 24h/24 et sous réserve de ne pas atteindre la rupture du système de traitement, à évaluer les risques sanitaires à partir des garanties constructeur en matière de rejets atmosphériques (la charge entrante en polluant n'étant plus alors un paramètre déterminant). Dans le contexte de la DIB, cette garantie apparaît difficile à obtenir car la nature et les quantités de substances à l'entrée du procédé de traitement sont susceptibles d'évoluer dans le temps. Il semble donc difficile de s'engager dans cette voie alternative ; néanmoins, si de telles garanties ne peuvent être assurées par le constructeur dans le présent contexte de projet, il devra tout de même être demandé lors des phases de négociations auprès des constructeurs consultés, de prendre en compte ce paramètre de garantie sur les valeurs maximales de rejets en sortie de l'unité de traitement, en particulier pour les COV.

La portée des informations rapportées dans le rapport du projet d'assainissement est fortement limitée par le manque de connaissances et de représentativité concernant les rejets atmosphériques potentiels lors des futurs travaux d'excavation. Ces manques sont d'ordre à la fois qualitatifs (nature exacte des substances dans les rejets = identification des polluants) et quantitatifs (concentrations ou parts relatives des différents composants = flux des rejets). Pour une meilleure représentation des rejets atmosphériques, il apparaît nécessaire de mettre en œuvre, au cours de la phase pilote du projet, des études de caractérisation fine des émissions afin de renforcer la validité du terme source. A noter qu'en l'absence d'un inventaire précis des substances introduites dans la DIB, il paraît difficile de s'affranchir des dioxines et furanes, leur présence en tant que sous produits de fabrications défectueuses ne pouvant être exclue.

Afin de prendre en compte la diversité des substances présentes, les fluctuations de leurs concentrations liées à l'hétérogénéité des déchets stockés et les différents

modes d'exploitation, la BCI préconise de réaliser un suivi en continu au moyen d'un détecteur à ionisation de flamme et d'effectuer des campagnes de mesures ponctuelles de quelques substances individuelles à une fréquence restant à définir. Toutefois, en raison de la forte hétérogénéité de la matrice des déchets, nous recommandons 1) que cette caractérisation et la surveillance des émissions atmosphériques soient effectuées tout au long du projet et pas seulement dans sa phase initiale et 2) de prévoir une mesure en continu des substances individuelles, car l'effluent gazeux étant en effet susceptible d'évoluer très rapidement, il paraît nécessaire de disposer d'un analyseur en ligne capable d'identifier les substances émises et d'évaluer leurs concentrations durant l'ensemble de la durée de la phase d'assainissement. Dans un premier temps, une caractérisation fine et individualisée des émissions en sortie de cheminée par screening (spectrométrie de masse) pourrait par exemple viser à rechercher individuellement l'ensemble des substances inscrites dans l'Opair. Par ailleurs, la mesure en continu du carbone organique total reste toutefois intéressante afin de réaliser un suivi en continu du comportement du dispositif d'épuration en vérifiant l'absence de claquage de ce dernier et enfin de palier les pannes éventuelles de l'analyseur en ligne des substances individuelles, le détecteur à ionisation de flamme étant une technique particulièrement robuste.

Les résultats ainsi obtenus à l'émission permettront ainsi non seulement de répondre aux exigences de l'Opair, mais aussi de définir les actions à engager à l'immission. En effet, l'acquisition de connaissances caractérisant les rejets à l'émission est d'autant plus nécessaire qu'elle est un préalable incontournable à un quelconque calage des dispositifs de surveillance des milieux et/ou des expositions. Enfin, rappelons que les données d'émission ainsi collectées permettront d'estimer de manière plus satisfaisante l'impact sanitaire lié à l'inhalation des rejets gazeux durant l'assainissement du site, grâce à la mise en œuvre d'une étude prospective d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires. Si la méthode d'EQRS est plus adaptée par exemple qu'une étude épidémiologique (cf question 6) dans le contexte de l'assainissement de la DIB, elle suppose toutefois une modélisation satisfaisante des contaminations de l'environnement à partir des données d'émission en sortie de cheminée (d'où l'importance de disposer de données d'émission robustes). Rappelons que les réponses formulées ci-dessus par l'INERIS portent sur un fonctionnement normal des installations ; elles ne sont donc valables que dans le cadre d'une exploitation normale, c'est à dire en dehors de toute situation accidentelle.

Question n°3

Les mesures d'assainissement de l'air proposées par le projet sont-elles suffisantes à assurer la sécurité sanitaire de la population environnante ?

Contenu du dossier

Les différentes techniques de traitement des rejets gazeux proposées pour assainir l'air sont brièvement décrites. Le choix d'un dispositif de traitement doit se faire en fonction des contraintes techniques (notamment la variabilité en nature et concentration des COV à traiter, la présence d'espèces parasites -particules, eau, etc.-, les teneurs en polluants à atteindre en sortie en fonction par exemple des valeurs limites réglementaires et de la marge de sécurité que l'on souhaite prendre, l'adaptabilité du système aux conditions d'exploitation réelles, la présence de sources d'énergie, la possibilité de valorisation énergétique, la production de déchets, les contraintes de sécurité etc.) et économiques qui ne sont pas complètement exposées dans l'étude.

Avis de l'INERIS

Même si la technique de l'adsorption sur charbon actif semble la mieux adaptée aux contraintes du site, ce choix n'est pas très étayé d'un point de vue technique et économique. La méthode de l'écobilan n'est pas satisfaisante car elle ne prend pas en compte l'ensemble des critères nécessaires.

Le test de la technique d'épuration sur l'effluent réel (pilote) dans des conditions *a priori* très proches des conditions réelles constitue une approche particulièrement pertinente dans le cas présent où les émissions lors de la phase d'assainissement sont mal maîtrisées. Il devrait permettre d'obtenir des résultats solides qui seront mis à profit afin d'évaluer l'efficacité du dispositif d'épuration.

Le pilotage de l'installation pourrait par ailleurs être facilité par la réalisation de mesures périodiques, en amont de celle ci, au moyen de l'analyseur en ligne prévu en aval de cette unité.

Si les mesures de traitement de l'air proposées semblent adaptées, la caractérisation des rejets proposée ne semble en revanche pas adaptée, comme cela a déjà été discuté dans la question 2, pour juger de la portée de ces mesures d'assainissement vis à vis de la protection de la santé des populations riveraines. En effet, la faible représentativité des données d'émission retenues pour modéliser les rejets du projet (« matrice unique ») induit une incertitude élevée autour des résultats de la modélisation de la dispersion des rejets autour du site. L'hypothèse d'une image unique des rejets gazeux du site limite fortement la portée des résultats ultérieurs (modélisation des rejets puis estimation des risques sanitaires par EQRS) en termes d'impacts sur la santé des riverains.

Question n°4

Les auteurs du projet prévoient de ne pas traiter l'air dans certaines conditions (arrêt des travaux durant la nuit). Quels sont les impacts d'un point de vue de la protection du public ?

Contenu du dossier

Le projet prévoit de traiter les rejets gazeux (adsorption sur charbon actif) uniquement dans la journée, lors des travaux d'excavation. Aucun traitement n'est prévu à l'arrêt des travaux d'excavation, à savoir la nuit ou durant les week-end.

Avis de l'INERIS

L'influence du non traitement de l'air dans les conditions pré-citées sur les impacts potentiels en terme de santé des populations est difficile à évaluer quantitativement. Les incertitudes entourant la « matrice unique des déchets de Bonfol » se répercutent aussi bien sur les estimations des rejets pendant et en dehors des périodes d'activités du projet. Quel que soit le sens de ces incertitudes (sous estimation ou au contraire sur estimation des rejets et par voie de conséquence des impacts), il semble raisonnable au regard du degré d'incertitude déjà évoqué, d'étendre, au moins dans un premier temps, la mise en œuvre des procédés de traitement des rejets proposés pour les phases d'activité (jour) aux périodes nocturnes et durant les week-end, l'extension des opérations de traitement conduisant obligatoirement à une réduction des émissions et des risques⁵.

Les recommandations de suivi et de caractérisation des rejets gazeux déjà proposées (question 2) devront donc s'appliquer durant les deux périodes, c'est à dire non seulement durant les phases d'activité mais aussi durant les phases de non activité, des différences pouvant être attendues (principalement en termes quantitatifs puisque l'on peut s'attendre *a priori* que les polluants rejetés pendant et après les processus d'excavation soient globalement les mêmes). En fonction des premiers éléments de suivi, la pertinence de la poursuite des traitements de l'air en phase « activité » et « arrêt » devra être discutée au fur et à mesure.

⁵ Un risque étant une probabilité d'apparition d'effets.

Question n°5

En cas de survenance d'un des scénarii OPAM retenus (ch. 6.7.1 rapport succinct OPAM, page 43 ss – Rapport technique 6 – rapport annexe 4), les mesures de prévention mises en œuvre sont-elles suffisantes d'un point de vue de la santé publique ?

Contenu du dossier

Le scénario d'incident considéré est le suivant : déversement complet d'un récipient de 1 kg de NaCN (cyanure de sodium) et transformation totale en HCN (acide cyanhydrique) en 5 minutes pendant la phase d'exploitation de l'installation (soit un échappement dans l'air de 114 ppm de HCN durant 5 minutes). Les résultats des calculs de dispersion montrent que les concentrations maximales en HCN dans le secteur d'étude sont d'environ $0,003 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à une hauteur de 2 m au dessus du sol. Ces concentrations sont ensuite comparées à une valeur guide américaine (AEGL = Acute Exposure Guideline Level).

Avis de l'INERIS

Il convient dans un premier temps de souligner qu'à nos yeux, la pertinence de la comparaison des concentrations attendues à 48 mètres au dessus du sol (hauteur de la cheminée) aux valeurs de référence est limitée et n'a pas réellement de sens en terme de santé publique, une exposition humaine à cette hauteur étant peu plausible.

En France, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable recommande, dans le cadre des phénomènes accidentels des installations classées, l'utilisation comme valeurs de référence des Seuils d'Effets Létaux (SEL) et Seuil d'Effets Irréversibles (SEI)⁶. Pour l'acide cyanhydrique, les valeurs de référence disponibles sont présentées dans le tableau ci-dessous. Elles diffèrent de la valeur de référence américaine retenue dans le dossier projet⁷.

⁶ Construits par l'INERIS.

⁷ D'une façon générale, les seuils de toxicité américains (valeurs AEGL, essentiellement utilisés pour des situations d'urgence) sont généralement plus bas que les valeurs françaises et sont donc considérées comme conservatrices. La différence entre les seuils de toxicité français et les seuils américains s'explique par le fait que les AEGL sont établis en utilisant, entre autres, des facteurs de sécurité. Cette différence de fixation des seuils aboutit à ce que les seuils américains soient plus conservatifs que les valeurs françaises.

Seuils des effets toxiques (aigus) pour l'acide cyanhydrique

Concentration	Temps (min)					
	1	10	20	30	60	
Seuil des effets létaux (SEL)	mg/m ³	431	121	82,5	66	45
	ppm	392	110	75	60	41
Seuil des effets irréversibles (SEI)	mg/m ³	ND				
	ppm	ND				

ND: non déterminé ; l'état actuel des connaissances est insuffisant pour permettre de fixer des seuils d'effets irréversibles

Par ailleurs, l'agence californienne de protection de l'environnement propose depuis 1999 une Valeur de Référence⁸ de 340 µg/m³ (= 0,30 ppm) associée à des effets sévères mais réversibles sur le système nerveux central⁹ (dérivée d'observations chez les singes) pour une exposition d'une heure.

Parmi toutes les valeurs de référence disponibles, si l'on considère la plus conservatoire pour la santé humaine, c'est à dire celle proposée par l'agence californienne, les concentrations maximales modélisées dans la zone et les conditions d'étude restent 100 000 fois plus faibles que cette valeur de référence. Ceci signifie que l'on peut écarter avec une certaine marge de sécurité la survenue d'effets sanitaires observables parmi les populations riveraines du site dans les conditions accidentelles étudiées.

Les mesures de prévention mises en œuvre pour d'autres cas de survenance de scénarii OPAM (feu, rupture d'étanchéité...) n'ont pas été expertisées par l'INERIS.

⁸ REL aiguë ou Acute Reference Exposure Level = Concentration n'induisant pas d'effets délétères chez l'Homme, y compris chez les sujets sensibles, pour des durées d'exposition courtes (< 1 heure) ; calculées en incluant des facteurs de sécurité.

⁹ Perte de coordination et de conscience liée à une hypoxie cellulaire au niveau du système nerveux central.

Question n°6

Un suivi sanitaire et/ou épidémiologique de la population environnante doit-il être mis en œuvre dans le cadre de ce projet. Dans quelle mesure une telle investigation est-elle indispensable ? En cas d'affirmative, quelles sont les éléments à mettre en œuvre ?

Contenu du dossier

Aucune recommandation n'est formulée quant à un éventuel suivi sanitaire et/ou épidémiologique des populations environnantes.

Avis de l'INERIS

Surveillance de l'état de santé des populations riveraines

Les études épidémiologiques apportent une réponse globale sur la contamination de l'environnement et ses répercussions sanitaires dans la population. Les limites de l'approche épidémiologique lors de situations locales dégradées comme cela pourrait éventuellement être le cas à Bonfol en cas de mauvaise gestion des rejets en cours d'exploitation, appellent à réfléchir sur la pertinence de conduire une étude épidémiologique parmi la population locale. En effet, les méthodes épidémiologiques analytiques (étiologiques) sont peu adaptées aux situations où les risques sont faibles, les populations exposées de taille réduite et les indicateurs de santé investigués ont des périodes de latence ou de survenue longues (exemple des cancers avec des temps de latence de plusieurs années voire plusieurs dizaines d'années entre l'exposition et la déclaration de la maladie). Dans le cas du site de Bonfol, une approche épidémiologique de type cohorte n'est pas capable, par manque de puissance statistique, de mettre en évidence un éventuel impact sanitaire des rejets atmosphériques (le risque étant finalement faible – de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-6} - et la densité de population autour du site faible -moins de 4 000 habitants dans un rayon de 4 km autour de l'installation¹⁰). Une surveillance épidémiologique localisée ne serait donc pas informative par manque de puissance statistique. Si l'on considère l'ERI de cancer de $7,3 \cdot 10^{-6}$ estimé par nos soins pour les zones habitées (sans prise en compte du bruit de fond), cela signifie que pour 100 000 personnes exposées durant 4 ans, il pourrait y avoir 0,7 cas de cancer en excès (leucémie) liés aux rejets de benzène ; ramené aux 4 000 sujets vivent autour du site, cela représenterait moins de 0,03

¹⁰ 850 habitants à Bonfol à 1 km au sud-ouest, 170 habitants à Damphreux à 3-4 km à l'ouest, 150 habitants à Beurnévésin à 2,5 km au nord-ouest, 1 000 habitants à Pfetterhouse (Fr) à 1.5-2 km au Nord, 270 habitants à Mooslargue (Fr) à 4-5 km au Nord Est, 330 habitants à Courtavon (Fr) à 4 km au Sud Est, 550 habitants à Vendlincourt à 4 km au Sud et 760 habitants à Réchesy (Fr) à 4 km au nord-ouest.

cas excédentaires dans la zone d'étude, ce qu'il serait impossible de mettre en évidence dans une étude épidémiologique¹¹.

Pour des problèmes de santé ou de mal être pouvant survenir à plus brève échéance, une attention particulière doit être apportée aux effets des nuisances olfactives. Les troubles associés s'expriment à la fois sur le plan organique (maux de tête, nausées etc) et psychosomatique (anxiété – une « mauvaise odeur » est généralement associée à quelque chose de dangereux- insomnie etc). La métrologie des expositions peut associer des techniques analytiques et des approches olfactométriques chez les riverains. Une surveillance *via* des « nez volontaires » enregistrant régulièrement le niveau des odeurs perçues peut être envisagée comme un dispositif de surveillance.

Surveillance de l'exposition des populations riveraines

L'approche épidémiologique pouvant être écartée, un suivi de la population locale pourrait consister à analyser son potentiel d'exposition, ce qui fait partie de l'identification des signaux d'alerte. Il s'agirait alors d'évaluer dans la zone d'étude, à partir de mesures environnementales, de résultats de modélisation de la dispersion des polluants émis par le site, voire de mesures de biomarqueurs ou de la localisation de plaintes sanitaires éventuelles, le potentiel d'exposition des riverains ou d'observer s'il existe des circonstances particulières dans lesquelles l'exposition de la population devient possible ou forte.

La surveillance environnementale à envisager peut reposer sur des mesures dans l'air qui permettraient de vérifier que les émissions dans les milieux demeurent, sur les plans qualitatifs et quantitatifs, dans des limites qui ne sont pas susceptibles de porter préjudice à la santé des populations riveraines ; elles permettraient également d'identifier au plus vite un problème en cas de dysfonctionnement, d'accident ou de dérive. Dans le cas de la DIB, le choix des polluants à mesurer est complexe ; dans un premier temps, les analyses pourraient être ciblées, parmi les polluants inscrits dans la réglementation OPAIR, sur un nombre restreint de polluants sélectionnés d'une part selon leur potentiel toxique pour l'homme (polluants traceurs du risque sanitaire tels que le benzène et des composés chlorés restant à définir) et d'autre part sur les niveaux de concentration observés à l'émission en sortie de cheminée lors des screenings de caractérisation des rejets. Les polluants choisis pourraient faire l'objet de mesures sur les points retenus au moyen du modèle de dispersion et des caractéristiques géographiques locales avant et après la mise en route des travaux d'assainissement (afin de déterminer le bruit de fond actuel de la zone géographique pour d'autres polluants que le benzène). Si nécessaire, un élargissement à d'autres polluants supplémentaires (ou au contraire une limitation du nombre de polluants à rechercher) pourra être envisagé dans un second temps

¹¹ Selon les taux d'incidence standardisés rapportés en France par exemple pour les leucémies (8,9 pour 100 000 chez les hommes et 5,5 pour 100 000 chez les femmes, tous types de leucémies confondus), on peut s'attendre sur 4 années à 36 leucémies sur 100 000 hommes et 22 leucémies sur 100 000 femmes, soit une trentaine de cas dans la zone d'étude non liés à une exposition spécifique. Cette trentaine de cas non spécifiques attendus est à comparer aux 0,03 cas en excès dus aux rejets en benzène de l'installation, soit une augmentation d'environ 0,1 %.

en fonction des composés identifiés à l'émission par l'analyseur en ligne durant la phase pilote. En terme de fréquence des mesures à effectuer, il peut être utile de connaître les variations temporelles des concentrations dans les milieux environnementaux, notamment lorsqu'elles peuvent être influencées par des variations météorologiques saisonnières (influence des pluies par exemple) ou journalières (hétérogénéité de la matrice). Si nécessaire, si les résultats de screening en sortie de cheminée en phase pilote venaient à montrer l'existence de trop fortes variations à l'émission, un suivi environnemental continu pourrait accompagner les campagnes de mesures à l'émission.

A noter enfin qu'une surveillance par bioindication végétale et animale peut également être proposée à côté de la mesure directe des polluants dans l'air ou les eaux ; on s'appuiera alors sur des indicateurs de nature végétale ou animale (détection indirecte de la pollution atmosphérique et de ses retombées), certaines espèces animales ou végétales étant choisies comme « sentinelles » (lichens, etc).

3. CONCLUSION

Selon l'expertise des éléments apportés à notre connaissance, le projet d'assainissement du site de Bonfol peut être initié, sous réserve que des campagnes de mesures en continu des rejets gazeux en sortie de cheminée soient mis en œuvre lors de la phase pilote du projet puis tout au long des 4 années d'exploitation du site, afin de caractériser précisément les rejets de l'installation. Au regard des incertitudes entourant les estimations actuelles des effluents gazeux (« matrice unique de Bonfol »), il est également recommandé, *a minima* durant les phases pilotes du projet, de traiter les rejets gazeux aussi bien durant les phases d'exploitation qu'à l'arrêt des travaux d'excavation (nuits et week-end). Les données d'émission ainsi acquises lors du suivi initial de l'installation permettront de mieux caractériser les émissions gazeuses du site et d'estimer plus précisément par modélisation les immissions résultantes. Les résultats de ces modélisations devront alors être utilisés pour caractériser de manière plus fine les risques chroniques pour la santé des populations riveraines selon une démarche d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS). Si la législation suisse ne prévoit pas d'EQRS pour l'instruction de dossiers tels que celui du projet d'assainissement de Bonfol, il apparaît effectivement pertinent de mettre en œuvre cette démarche dans un premier temps selon une approche majorante basée sur les estimations actuelles des effluents gazeux puis d'affiner ces estimations en fonction des résultats plus fins de caractérisation des rejets en phase d'exploitation. Pour corroborer ces estimations sanitaires, une surveillance des émissions et des expositions (voire des nuisances olfactives) est à mettre en place pour répondre aux interrogations des populations vivant à proximité du site. Des documents de vulgarisation pourront être remis aux riverains de l'installation visant à répondre à leurs principales interrogations et présenter de manière simple les résultats des campagnes de mesures (à l'émission et environnementales) autour du site en les comparant par exemple aux résultats d'études réalisées dans des situations analogues.

4. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe 1	Notions générales sur l'acceptabilité du risque	3

Notions générales sur l'acceptabilité du risque

Les personnes ne percevant pas les risques de la même manière, il est inutile de comparer de manière brute des risques qui ne sont pas de la même « famille » pour « faire comprendre l'importance d'un risque ». Comparer les risques liés au tabac et ceux liés à la pollution atmosphérique par exemple ne peut être acceptable pour la population car elle les perçoit différemment ; des dimensions telles que la confiance envers les institutions et la crédibilité de l'information par exemple sont essentielles à la perception d'un risque par un individu. Selon une enquête française sur l'acceptabilité des risques dans le domaine de l'environnement, cinq grandes familles de risques répondant à cinq types d'attente différente de la part du public peuvent être distinguées :

1. comportements individuels (tabagisme, drogue, alcoolisme...) : cette famille correspond globalement aux comportements individuels fragilisant la santé ; les risques sont perçus comme très élevés, la confiance envers les institutions est élevée et l'information donnée est considérée comme vraie ;

2. pollutions diffuses (pollution atmosphérique, pollution des lacs, pesticides, retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl, OGM) : ces situations sont perçues très négativement et la confiance dans les autorités est particulièrement détériorée ;

3. sources de pollution ponctuelle (déchets chimiques, déchets radioactifs, installations chimiques) : famille de risques considérés comme élevés ; la confiance dans les autorités est plus élevée que dans les situations précédentes mais la crédibilité accordée à l'information est faible.

4. activités économiques et industries (centrales nucléaires, transports de matières dangereuses, incinérateurs de déchets ménagers, produits alimentaires, radiographies médicales) : ces risques « collectifs » industriels sont perçus comme moyennement élevés ; la crédibilité accordée à l'information est faible alors que la confiance dans les autorités est relativement bonne ;

5. risques collectifs non industriels (bruit, inondations, accidents domestiques, canicule) : ces situations sont perçues comme comportant des risques relativement faibles, les scores relatifs à la vérité sont élevés ; par contre, la confiance dans les autorités pour prévenir ces nuisances est plus faible.

Dans ce difficile contexte de comparaison de risques, la relativisation du risque est une méthode qui permet de prendre la mesure de la valeur d'un risque sanitaire en le comparant à d'autres valeurs de risque d'effets sur la santé. Il s'agit, dans le cadre de la communication sur les risques sanitaires vers le public, de mettre en balance les différents facteurs de risques auxquels est exposée la population et lui permettre ainsi d'avoir une perception moins altérée du risque réel généré par une installation de traitement des déchets ou tout autre industrie ou nuisance. Ceci permet alors une base de réflexion dans les débats sur l'acceptabilité des risques. Dans le processus de comparaison des risques sanitaires, il est donc primordial de ne prendre en considération que des risques du même ordre et comparer des risques effectivement comparables en fonction par exemple :

- de l'exposition : il vaut mieux comparer des risques liés à une exposition chronique à d'autres risques liés à une exposition chronique. Comparer par exemple le risque d'effet sur la santé lié à l'exposition, pendant 20 ans, aux retombées d'une UIOM au risque d'effet sur la santé lié à l'exposition, pendant la même période, à des polluants présents dans l'eau du robinet, plutôt qu'à l'exposition ponctuelle à des rejets industriels accidentels.

- de l'origine du risque : il vaut mieux comparer des risques d'origine environnementale avec des risques d'origine environnementale. Dans ce cas il est plus judicieux de comparer le risque d'effet sanitaire lié à l'exposition, pendant 20 ans, aux retombées d'une UIOM au risque d'effet sur la santé lié à l'exposition, pendant la même période, à la pollution du trafic routier plutôt que l'exposition, toujours pendant la même période, à des polluants présents dans l'eau du robinet (= risque alimentaire).

- du statut du risque : il vaut mieux comparer des risques subis avec des risques subis dans la mesure où la perception d'un risque choisi est complètement différente de celle des risques subis, à effet sanitaire équivalent. Il est vain de vouloir comparer les risques de développer un cancer suite à une exposition chronique à la pollution d'une UIOM avec le risque de développer la même pathologie à cause de pratiques comportementales choisies comme le tabagisme.

- des effets sanitaires (conséquences) considérés : les « effets » constituent la composante qui a le plus fort impact dans la perception du risque pour le public. Même si il est démontré que le risque du facteur de risque A pour lequel les effets sont légèrement graves est largement plus élevé que celui du facteur de risque B pour lequel les effets sont extrêmement graves, il est certain que le facteur de risque qui sera le plus perçu par la population sera le facteur de risque B. Autrement dit, dans l'équation « risque x conséquences », le public porte plutôt son intérêt sur les conséquences. Il est donc inutile, par exemple, de comparer les risques très élevés de développer des allergies respiratoires bénignes dues à la pollution urbaine avec des risques beaucoup plus faibles de développer des cancers du poumon dus aux retombées des UIOM même si les probabilités permettent de relativiser l'impact du facteur de risque de développer un cancer du poumon au vu du facteur de risque de développer des allergies respiratoires.

- de la méthode d'obtention des résultats : des excès de cas d'effets sanitaires peuvent être calculés selon différentes méthodes cependant ces résultats ne sont pas comparables car non basés sur les mêmes hypothèses initiales. Par exemple l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) permet de calculer un Excès de Risque Individuel ou ERI (augmentation de probabilité de développer un effet sanitaire) qui, multiplié par l'effectif de population exposée au facteur de risque va donner un nombre de cas en excès. De même, les études épidémiologiques analytiques permettent de calculer des Risques Relatifs (RR) qui sont des rapports d'incidence de pathologies entre des groupes exposés et non exposés à un facteur de risque particulier, on a bien aussi une évaluation de l'augmentation du nombre de cas en fonction de l'exposition à un facteur de risque. Cependant, ces deux valeurs d'augmentation du nombre de cas ne sont absolument pas comparables car non basées sur les mêmes logiques : pour les études épidémiologiques, le nombre de cas supplémentaires qui permet de calculer le RR se mesure à partir de décomptes de cas réels dans la population

auxquels il est parfois difficile de rapporter une exposition précise alors que le nombre de cas supplémentaires qui découlent de l'ERI pour l'EQRS est basé sur une valeur toxicologique évaluée expérimentalement souvent sur des populations animales, extrapolée aux faibles doses et transposée à l'homme. Dans ce dernier cas, l'évaluation de l'exposition par modélisation est précise mais c'est l'apparition de potentiels effets dus à cette exposition qui est moins certaine car fondée sur des extrapolations et non sur des apparitions réelles de pathologie. Les méthodes d'obtention de ces indicateurs, mesurant a priori les mêmes grandeurs, sont donc littéralement différentes et soulignent que la comparaison des résultats issus de ces deux méthodes serait un non sens.

Malgré son attente de chiffres pour une meilleure représentation du risque, le public peut demeurer non satisfait voire déstabilisé par les comparaisons avancées parce que 1) ces comparaisons ne lui parlent pas, notamment si les risques mis en parallèle ne s'appliquent pas à lui, de par ses habitudes alimentaires, comportementales, etc. et 2) les chiffres comparés ne lui paraissent pas cohérents : questionnement sur les méthodes d'obtention des différentes valeurs de risque, suspicion quant à la validité des chiffres avancés et quant à l'objectivité de la comparaison.

Selon les évaluateurs de risques, différents arguments diminuent les potentialités de la relativisation comme outil d'appropriation des résultats par le public :

- Le fait de comparer des risques entre eux peut donner l'illusion que les experts connaissent précisément les niveaux risques correspondant à chaque activité humaine et sont capables, après les avoir évalués, de les hiérarchiser ; ce raisonnement occulte toutes les hypothèses à l'origine des résultats d'évaluation de risque qui sont de ce fait toujours à nuancer.

- Les facteurs de risque ne peuvent pas être classés tout simplement en fonction du nombre de morts qu'ils sont susceptibles de générer car les méthodes d'évaluation des décès attribuables à différentes causes sont complexes et les valeurs de décès attribuables ne peuvent s'additionner.

- L'idée précédente risque d'entraîner un trop fort attachement aux chiffres mêmes qui ne doivent pourtant, en toute logique, être appréhendés que comme des ordres de grandeur.

Pour les décideurs et les gestionnaires de risque, la relativisation par comparaison des risques n'est pas satisfaisante : la comparaison de la probabilité des effets seule n'est pas suffisante, il est nécessaire de mettre en perspective aussi les coûts engagés pour maîtriser les risques et les bénéfices attendus de cette prise de risque et de sa maîtrise. Finalement si le besoin de comparer des risques malgré toutes les limites évoquées apparaît toujours aussi utile, alors le meilleur compromis résiderait peut-être dans le calcul de la part d'effet sanitaire attribuable au facteur de risque considéré en regard des mêmes effets sanitaires toutes causes confondues pour la même zone d'étude : exemple, comparaison de la part de cancers attribuable à une unité de traitement des déchets sur une zone exposée à la pollution de cette unité en regard de l'incidence globale de cancer toutes causes confondues sur la même zone. On s'affranchit de cette manière de la comparaison deux à deux des facteurs de risque et de toutes les contraintes, évoquées précédemment, qui autorisent la comparaison des risques entre eux.