



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

Evaluation des risques sanitaires et environnementaux résultant du nauffrage de l'ERIKA et des opérations de nettoyage des côtes

Dossier ERIKA

Rapport de synthèse

Ministère de l'Aménagement du Territoire
et de l'Environnement

A. CICOLELLA

*Unité d'Evaluation des Risques sanitaires
Direction des Risques Chroniques*

Mars 2000

TABLE DES MATIERES

1. LA DEMANDE ADRESSEE A L'INERIS ET AU RIVM.

2. L'APPROCHE RETENUE

- 2.1. La méthodologie générale de l'évaluation des risques
- 2.2. La méthodologie du rapport INERIS

3. ANALYSE DES PRODUITS

- 3.1 Analyse des rejets (Données complètes dans le rapport n° 1 D. JULLIEN)
- 3.2. Les produits de nettoyage des oiseaux (Données complètes dans le rapport n° 2 G. LACROIX)
- 3.3. Les produits de nettoyage des vêtements

4. DONNÉES DE LA LITTÉRATURE

- 4.1. Les HAP (d'après l'extrait du résumé en français de la monographie OMS/IPCS, n° 202 de 1998 et du rapport n° 3 D. LAFON, A. PICHARD, M. BISSON)
 - 4.1.1. Généralités
 - 4.1.2. Toxicologie
- 4.2. Thiophènes
- 4.3. Composés Organiques Volatils
- 4.4. Métaux
- 4.5. Kérosène
- 4.6. Produits de nettoyage des oiseaux
- 4.7. Analyse des effets sur la santé des précédentes marées noires

5. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

- 5.1. Analyse des populations exposées
 - 5.1.1 Lors du nettoyage des plages (Données complètes dans le rapport n° 5 O. BLANCHARD)
 - 5.1.2. Lors du nettoyage des oiseaux (Données complètes dans le rapport n°2 G. LACROIX)
 - 5.1.3. L'exposition des riverains
- 5.2. Essais en laboratoires (Données complètes dans le rapport n°4 N.GONZALEZ, E. LEOZ)
- 5.3. Evaluation des concentrations en HAP dans les aérosols :
 - 5.3.1 Mesures sur le terrain (Données complètes dans le rapport n°5 O. BLANCHARD)
 - 5.3.2 Données de la littérature

6. EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE (Données complètes dans le rapport n° 6 C. BOUDET, F. CHEMIN, F. BOIS)

6.1 Méthodologie

6.1.1 Valeurs de référence

6.1.2 Expression du risque

6.2 Scénarios

6.3 Risques liés à une exposition aux HAP

6.3.1 Effets systémiques

6.3.2 Effets sur la reproduction

6.3.3 Effets cancérigènes

6.3.4 Comparaison avec les valeurs limites professionnelles

6.4 Risques liés à une exposition aux Composés Organiques Volatils

6.4.1 Effets systémiques

6.4.2 Effets cancérigènes

6.5 Autres effets

7. EVALUATION DES RISQUES ECOLOGIQUES (Données complètes dans le rapport n° 7 R. DIDERICH)

7.1 Objectif

7.2 Méthodologie

7.3 Conclusions

8. CONCLUSIONS

8.1 Evaluation des risques sanitaires

8.2 Evaluation des risques écologiques

REFERENCES

ACRONYMES

1. LA DEMANDE ADRESSEE A L'INERIS ET AU RIVM

Par lettre du 11 février 2000, l'INERIS a été saisi par les Pouvoirs Publics pour réaliser «un premier état des lieux sur les impacts toxicologiques et écotoxicologiques de (cette) marée noire à partir des informations disponibles”. Il est précisé, par ailleurs, que cette “évaluation des risques concerne tant les impacts sur les écosystèmes que l'impact sanitaire sur les personnes exposées ” (annexe 1).

Il a été demandé à l'INERIS que ses conclusions soient validées par le RIVM (Institut National de la Santé Publique et de l'Environnement) aux Pays Bas. Le Dr Baars, du Centre d'Evaluation des Risques liés aux Substances Chimiques, a été le chef de projet pour le RIVM. Des échanges réguliers d'information et d'analyse, ainsi qu'une réunion de travail le mercredi 1er Mars ont eu lieu entre les deux chargés de projet. Cela a permis d'aboutir à une analyse commune aux 2 organismes. Il a été cependant convenu que chaque organisme publie son propre rapport.

Le rapport INERIS est composé d'un rapport de synthèse et de sept rapports sectoriels rédigés par les différentes équipes de recherche de l'INERIS impliquées dans le projet :

- 1) Analyse des rejets de fioul récupérés sur la plage de La Baule le 15/2/2000 (D. JULLIEN)
- 2) Evaluation initiale des risques lors des soins apportés aux oiseaux mazoutés (G. LACROIX)
- 3) Evaluation du danger toxicologique du fioul rejeté sur les côtes (D.LAFON, A. PICHARD, M. BISSON)
- 4) Caractérisation des émissions de COV (Composés Organiques Volatils) et de HAP (Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques) par des résidus pétroliers prélevés sur la zone de dépollution (N. GONZALEZ, E. LEOZ)
- 5) Evaluation des expositions au produit pétrolier de l'ERIKA sur la zone de dépollution (O. BLANCHARD)
- 6) Evaluation du risque sanitaire de la marée noire consécutive au naufrage de l'ERIKA (C. BOUDET, F. CHEMIN, F. BOIS)
- 7) Etude des risques des substances contenues dans le fioul transporté par l'ERIKA sur les écosystèmes aquatiques et benthiques (R. DIDERICH)

Ces rapports et le rapport de synthèse ont été validés selon les règles scientifiques et déontologiques en usage à l'INERIS.

2. L'APPROCHE RETENUE

2.1. La méthodologie générale de l'évaluation des risques

La méthodologie utilisée pour l'évaluation des risques sanitaires est celle classiquement utilisée dans le monde depuis qu'elle a été codifiée par l'Académie des Sciences des Etats-Unis en 1983. C'est cette même méthodologie qui est préconisée par l'Union Européenne pour l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux pour les substances nouvelles et existantes dans le cadre du règlement 1488/94/CE. Elle comprend quatre phases dont l'Union Européenne donne les définitions suivantes :

- Identification des dangers : « identification des effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer ».
- Evaluation de la relation dose-effet : « estimation de la relation entre la dose, ou le niveau d'exposition à une substance, et l'incidence et la gravité d'un effet ».
- Evaluation de l'exposition : « détermination des émissions, 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 humaines ou les composantes de l'environnement (le milieu aquatique, le milieu terrestre et l'air) sont exposées ou susceptibles de l'être ».
- Caractérisation du risque : « estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine ou une composante de l'environnement en raison de l'exposition, réelle ou prévisible à une substance ; la caractérisation peut comprendre l'estimation du risque, c'est-à-dire la quantification de cette probabilité ».

Les concepts de base sont développés plus spécifiquement dans les rapports n° 6 et n° 7. En résumé, cette démarche repose sur la distinction entre la notion de danger et la notion de risque. Une substance peut être dangereuse, mais elle ne représente un risque pour la santé humaine ou pour l'environnement, que s'il y a une exposition effective à cette substance. Cette phase ne prend, par principe, en considération que des données scientifiques seules. C'est au gestionnaire de risque qu'il appartient ensuite de prendre une décision en intégrant, à côté de ces paramètres d'ordre scientifique, d'autres paramètres d'ordre social, économique ou politique.

2.2. La méthodologie du rapport INERIS

Une première phase a consisté à prélever et analyser des rejets prélevés sur un site de dépollution. L'évaluation du risque sanitaire a été décomposée en plusieurs phases :

- L'identification des dangers a été faite pour les substances identifiées par l'analyse des produits.
- L'exposition des populations a été estimée à partir de scénarios raisonnablement maximisants d'exposition, en tenant compte des voies d'exposition (respiratoire, orale et cutanée). Des mesures ont été effectuées sur site pour évaluer l'exposition pendant certaines phases qui avaient été identifiées comme susceptibles d'être polluantes. Des essais en laboratoire ont été menés pour compléter ces mesures et estimer l'exposition par inhalation due aux émissions de composés volatils (COV et HAP).
- L'évaluation des risques sanitaires a été conduite sur la base de toutes ces données en prenant appui sur les indices de référence de la banque de données IRIS de l'US EPA (Integrated Risk Information System). Celle-ci est, en effet, la base de données la plus complète et la mieux validée au plan mondial. Il n'existe pas de modèle de l'US EPA en ce qui concerne l'évaluation du risque de cancer cutané. Il existe un modèle du RIVM utilisé pour les évaluations de risque liées aux sols pollués (Brinkmann et al, 1989). Ce modèle n'a pas été validé par une publication dans la littérature scientifique internationale et il n'a pas été possible, dans les délais impartis, d'examiner dans quelles conditions il pouvait être utilisé pour la situation d'exposition analysée dans ce rapport, à savoir une matrice du type « rejets de fiouls », de nature très différente de celle d'un sol.
- Le niveau de risque acceptable n'est pas une notion de type politique et non de type scientifique. Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France a retenu un risque de 10^{-5} pour fixer les valeurs limites environnementales pour le benzo(a)pyrène et le benzène (avis du 17/9/97). C'est également le risque retenu par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement pour évaluer les risques liés aux sols pollués. Ce niveau de risque a donc été retenu pour juger de l'importance du risque. Il signifie que l'on considère comme « risque acceptable » la survenue d'un cas supplémentaire de cancer dans une population de 100 000 personnes exposées au risque considéré sur une vie entière fixée arbitrairement à 70 ans.
- L'évaluation des risques écologiques a été menée à l'aide de modèles et de données du Guide Technique de l'Union Européenne (1993).

3. ANALYSE DES PRODUITS

3.1 Analyse des rejets (Données complètes dans le rapport n° 1 D. JULLIEN)

Trois échantillons de rejets ont été prélevés le 15/2 par l'INERIS sur la plage de La Baule. Les deux premiers sont des rejets de consistance visqueuse, déposés récemment sur la plage. Ils ont été, de ce fait considérés comme similaires et, pour des raisons techniques, seul 00/CS/17 a été analysé. L'échantillon 00/CS/18 est un échantillon de consistance solide prélevé sur un rocher et arrivé sur la côte, au début de la marée noire, le 25/12. Il a semblé intéressant, pour cette raison de faire une étude comparative de la composition de ces rejets. L'échantillon 1 a été ensuite utilisé pour l'évaluation des émissions de COV et l'échantillon 00/COV/3 a été utilisé pour l'évaluation des émissions de HAP volatils (voir § 5.2. et analyse détaillée dans le rapport n° 4).

Les protocoles suivants ont été appliqués :

- Pour les HAP : analyse des échantillons, après dilution dans du chlorure de méthylène, par couplage chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM) permettant de séparer et d'identifier les principaux composés organiques. La quantification des composés identifiés a été réalisée par étalonnage externe.
- Pour les composés volatils : analyse de l'espace de tête par chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme (CG/FID).
- Pour les métaux lourds : minéralisation de l'échantillon par micro-onde sous pression avec attaque acide par mélange HCl/HNO₃ puis dosage par spectrométrie d'émission atomique.

Les chromatogrammes observés par couplage Chromatographie en Phase Gazeuse/Spectrométrie de Masse montrent un profil caractéristique d'un fioul lourd avec présence typique d'un fond continu paraffinique, cycloparaffinique et oléfinique constitué de composés non identifiables chromatographiquement. L'analyse fine des spectres de masse indique la présence de paraffines linéaires possédant jusqu'à 35 atomes de carbone. La recherche de composés polyaromatiques montre la présence des 16 HAP de la liste EPA ainsi que de nombreux composés polyaromatiques possédant des chaînes alkyles (méthyl, diméthyl, triméthyl, phényle, ...). Ces derniers apparaissent majoritaires par rapport aux HAP non substitués de la liste EPA (voir liste en tableau n° 1). Par ailleurs, on note la présence de composés soufrés de type thiophène. Aucun composé organo-halogéné n'a été mis en évidence dans cette analyse au delà du seuil de détection de la méthode.

La présence des composés volatils BTX (Benzène, Toluène, Xylène) est faible (inférieure au ppm), ce qui n'est pas surprenant puisque le fioul a été soumis pendant plusieurs semaines aux effets des vagues et du vent, ce qui a favorisé la perte par évaporation de ces composés volatils.

En ce qui concerne les métaux lourds, on observe la présence d'aluminium (Al), de vanadium (V), de nickel (Ni), de manganèse (Mn), de fer (Fe) et de titane (Ti) dont les teneurs cumulées représentent de l'ordre de 1000 ppm, dont près de 900 ppm pour Al et Fe.

La comparaison avec les analyses de deux rejets prélevés à terre, l'une faite par l'Institut Français du Pétrole (IFP) concernant un échantillon prélevé le 6/1/00 au stockage de Donges, l'autre faite par la société TOTAL concernant un échantillon daté du 26/1, montre une différence, qui s'explique vraisemblablement par les dates de prélèvement différentes. Ainsi, en ce qui concerne les 16 HAP de la liste EPA, l'IFP annonce sur le produit prélevé à terre un total de 2894 ppm (2583 ppm pour TOTAL) contre 747 et 904 ppm dans les échantillons INERIS. Cet écart est dû majoritairement au naphthalène qui est le plus volatil des HAP et a donc en partie disparu des échantillons analysés dans cette étude (473 ppm pour l'IFP et 534 ppm pour TOTAL contre 96 et 21 ppm dans les échantillons INERIS). A titre de comparaison, l'Union Européenne classe comme cancérigènes les substances dérivées du pétrole et du charbon contenant plus de 50 ppm de benzo(a)pyrène (Anonyme, 1997). L'évaluation des risques réalisée au § 6 prendra en considération la variation de la composition des rejets dans le temps.

Tableau n° 1 Analyse comparée des échantillons de rejets prélevés sur terre, selon la liste des 16 HAP de l'EPA: 2 échantillons INERIS prélevés le 15/2 (référéncés 00/CS/17 et 00CS/18) un échantillon IFP prélevé à la raffinerie de Donges, le 6/1, et un échantillon TOTAL daté du 26/1 et référéncé DA 589/N°1749 dont la composition a été fournie à l'INERIS par le MATE. Concentration exprimée en ppm massique (mg/kg).

COMPOSE	INERIS 00/CS/17	INERIS 00/CS/18	IFP	TOTAL- FINA
Naphtalène	21	96	473	534
Acénaphthylène	5	5	ND	1
Anthracène	29	27	89	94
Phénanthrène	169	136	520	535
Fluoranthène	12	11	344	49
Pyrène	115	91	124	279
Benzo(a)anthracène	105	72	26	298
Chrysène	231	159	406	508
Benzo(b)fluoranthène	31	22	<2	39
Benzo(k)fluoranthène			48	19
Benzo(a)pyrène	70	36	273	153
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	18	10	379	11
Dibenzo(a,h)anthracène	18	12	<1	21
Benzo(g,h,i)pérylène	20	17	65	42
TOTAL HAP liste EPA	904	747	2894	2583
Equivalent B(a)P selon Nisbet, 1992	177	109	325	306

ND Non Déterminé.

3.2. Les produits de nettoyage des oiseaux (Données complètes dans le rapport n° 2 G. LACROIX)

Trois produits de lavage des oiseaux mazoutés ont été utilisés (par ordre décroissant de fréquence d'utilisation) :

- Nutri Clean (Nutri Metics) : utilisé pur ou dilué à 10 % dans l'eau
- Agent de lavage pour oiseaux (Sanofi/Elf/Y. Rocher) : utilisé de préférence dilué à 2 % dans l'eau de mer ou, à défaut, dans l'eau douce.
- Fairy Dreft (Procter et Gamble) : ce produit est un détergent vaisselle liquide à usage professionnel. Il a été très peu utilisé pour le nettoyage des oiseaux dans le cadre de la pollution de l'ERIKA.

3.3 . Les produits de nettoyage des vêtements

Le solvant de marque KETRUL 211 est utilisé dans les opérations de nettoyage par jet d'eau à haute pression. La fiche de données de sécurité du fabricant le présente comme du kérosène (Annexe D rapport n° 5). Ceci n'a pas été vérifié par analyse, car le risque lié à l'utilisation de ce produit n'a pas été jugé, a priori, comme étant parmi les plus préoccupants.

4. DONNEES DE LA LITTERATURE

4.1. Les HAP (d'après l'extrait du résumé en français de la monographie OMS/IPCS, n° 202 de 1998 et du rapport n° 3 D. LAFON, A. PICHARD, M. BISSON)

4.1.1. Généralités

Les HAP forment un groupe de substances chimiques composées de deux ou plusieurs noyaux aromatiques formés de carbone et d'hydrogène. A température ambiante, les HAP sont solides. Ils ont généralement des points de fusion et d'ébullition élevés, une tension de vapeur faible et une très faible solubilité dans l'eau. Les HAP sont très lipophiles et plutôt inertes chimiquement. Certains sont utilisés dans la fabrication des matières plastiques et des plastifiants, les pigments et les colorants, et les pesticides. Les émissions les plus importantes proviennent cependant de la combustion des matières organiques lors des procédés industriels et des autres activités humaines.

4.1.2. Toxicologie

• Toxicocinétique

Les HAP sont absorbés au niveau des poumons, des voies digestives et par la voie percutanée. Après absorption cutanée, ils parviennent jusqu'au poumon où ils se lient à l'ADN. Chez la souris, la vitesse d'absorption dépend du composé. Quelle que soit la voie d'administration, les HAP se répartissent dans tout l'organisme et sont retrouvés dans pratiquement tous les organes internes, mais plus particulièrement dans ceux qui sont riches en lipides. Après injection intraveineuse à des rongeurs, les HAP sont rapidement éliminés du courant sanguin, mais ils sont capables de traverser la barrière foeto-placentaire et ont été décelés dans les tissus fœtaux.

Les HAP ont un métabolisme complexe. La plupart du temps, la métabolisation d'un HAP entraîne sa détoxification, mais certains d'entre eux subissent une activation en composés susceptibles de se lier à l'ADN, principalement des époxydes et des diols, qui sont capables d'amorcer un processus de cancérisation. La peau est un lieu de métabolisation particulièrement actif des HAP. Les HAP ne s'accumulent pas dans l'organisme.

- **Données animales**

- ***Toxicité systémique***

La toxicité aiguë des HAP varie de faible à modérée. Un HAP bien caractérisé, le naphthalène, a donné des valeurs de DL50 (Dose Létale 50) par voie orale ou intraveineuse égales à 100-500 mg/kg chez la souris. Des effets respiratoires (nasaux et pulmonaires) consécutifs à une exposition de courte durée au naphthalène (1h et 4h à des concentrations de l'ordre de 400 mg/m³) ont été décrits. L'US EPA retient comme effet critique par voie orale, à des doses de l'ordre de 100 mg/kg en exposition chronique, une nécrose cellulaire pour le naphthalène, l'acénaphthène, l'anthracène, le fluoranthène et le fluorène (voir liste complète des valeurs de référence en annexe B, rapport n° 6). Une seule concentration de référence pour une exposition par voie pulmonaire a été fixée (à 3µg /m³ pour le naphthalène).

Les effets cutanés ont été largement étudiés. Les HAP faiblement ou non cancérigènes comme le pérylène, le benzo(e)pyrène, le phénanthrène, le pyrène, l'anthracène, l'acénaphthène, le fluorène et le fluoranthène étaient inactifs, alors que les HAP cancérigènes comme le benzo(a)anthracène, le dibenzo(a,h)anthracène et le benzo(a)pyrène provoquent une hyperkératose. Les vapeurs d'anthracène et de naphthalène peuvent causer une légère irritation oculaire. Le benzo(a)pyrène provoque une hypersensibilité de contact chez des cobayes et des souris. L'anthracène, le phénanthrène et le benzo(a)pyrène sont phototoxiques pour la peau des mammifères ou les cultures cellulaires in vitro lorsqu'on les applique sous rayonnement ultraviolet.

D'une façon générale, on considère que les HAP ont un effet immunodépresseur. Après administration de benzo(a)pyrène à des souris, on a observé une forte immunodépression dans la descendance de ces animaux pendant une période pouvant atteindre 18 mois. On a également constaté un accroissement de la régénération du tissu hépatique et une augmentation du poids du foie.

- ***Toxicité pour la reproduction***

Le benzo(a)anthracène, le benzo(a)pyrène, le dibenzo(a,h)anthracène et le naphthalène se sont révélés embryotoxiques chez la souris et le benzo(a)pyrène a également des effets tératogènes et sur la reproduction. Chez le lapin et la souris, il a une activité transplacentaire qui se traduit par des adénomes pulmonaires et des papillomes cutanés dans la descendance des animaux traités. On a également observé une diminution de la fécondité et la destruction des ovocytes.

- ***Génotoxicité***

De nombreuses études ont été menées pour évaluer la génotoxicité des HAP et sur leur aptitude à provoquer une transformation cellulaire. Les HAP pour lesquels les résultats sont toujours négatifs sont l'anthracène, le fluorène et le naphthalène. Dans le cas du phénanthrène et du pyrène, l'irrégularité des résultats ne permet pas de se prononcer avec certitude sur leur génotoxicité. L'IPCS classe 26 HAP sur 33 comme cancérigènes ou soupçonnés de l'être. Le mieux connu est le benzo(a)pyrène qui a été étudié par toutes les méthodes existantes sur sept espèces. De nombreux HAP sont cancérigènes pour l'animal et pourraient également l'être pour l'homme. Ces composés font apparaître des tumeurs non seulement au point de contact, mais aussi à distance de ce point. Le pouvoir cancérigène peut varier avec la voie d'administration.

- **Effets sur l'homme**

L'application cutanée d'anthracène, de fluoranthène, et de phénanthrène provoque des réactions cutanées spécifiques et le benzo(a)pyrène donne naissance à des verrues régressives et réversibles, classées comme étant de nature néoplasique. Les projections cutanées peuvent être suivies d'une légère irritation. Le contact oculaire avec la substance solide peut entraîner une conjonctivite et des lésions du type kératite superficielle.

C'est en 1775 que l'on a, pour la première fois, avancé que l'exposition professionnelle à la suie était une cause de cancer du scrotum. Par la suite, on a remarqué que l'exposition aux goudrons et aux paraffines provoquait des cancers de la peau. Le poumon est désormais la principale localisation des cancers dus aux HAP, les cancers cutanés étant devenus plus rares par suite des progrès de l'hygiène individuelle.

Les enquêtes épidémiologiques sur l'exposition aux HAP montrent un excès de cancers pulmonaires chez des ouvriers de fours à coke, chez les ouvriers d'ateliers de préparation de l'asphalte, chez les ouvriers de l'industrie de réduction électrolytique de l'alumine par le procédé Söderberg. Dans l'industrie de l'aluminium, on observe en plus des cancers de la vessie et des symptômes asthmatiformes, des anomalies de la fonction pulmonaire et des bronchites chroniques. Une étude montre chez les ouvriers exposés à la créosote un excès de cancers de la peau. Chez les ouvriers des fours à coke, on a noté une diminution des taux d'immunoglobulines sériques et une dépression des fonctions immunitaires.

Il existe, en France, deux tableaux de maladies professionnelles en relation avec les expositions aux HAP :

- 16 bis : épithéliomas primitifs de la peau, cancers broncho-pulmonaires primitifs et tumeurs malignes et bénignes de la vessie pour une liste limitative de travaux comportant une exposition aux goudrons de houille, aux brais de houille et aux suies de charbon.
- 36 bis : épithéliomas primitifs de la peau pour une liste limitative de travaux entraînant l'exposition à certains dérivés du pétrole (extraits aromatiques, huiles minérales utilisées à haute température dans les opérations d'usinage et de traitement des métaux, suie de combustion des produits pétroliers).

- **Réglementation**

L'Union Européenne classe le benzo(a)pyrène comme « Toxique pour la reproduction de classe 2 » (phrases de risque R 60 « peuvent altérer la fertilité », R 61 « risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant »). 6 HAP sont classés comme cancérogènes de catégorie 2 (phrase de risque R45 « peut causer le cancer »). Cette classification est proche de celle du CIRC (6 HAP cancérogènes probables et possibles chez l'homme), de l'EPA (7 HAP cancérogènes probables pour l'homme). L'estimation de l'OMS/IPCS est plus large : 26 sur 33 HAP analysés.

Il n'existe pas de réglementation officielle en ce sens, mais il est admis d'utiliser un Facteur d'Equivalence Toxique (FET) pour évaluer le potentiel cancérogène d'un mélange de HAP. La puissance cancérogène d'un HAP est évaluée par rapport au cancérogène de référence qu'est le benzo(a)pyrène, auquel est affecté un poids 1. D'autres sont affectés d'un poids 0,1 ou 0,01 ou 0,001. La classification utilisée est celle de Nisbet et Lagoy (1992 ; voir tableau n° 12 rapport n° 6).

• Concentrations environnementales

Les HAP sont des polluants ubiquitaires présents dans l'alimentation, les sols, l'eau et l'air extérieur et l'air intérieur.

Les ordres de grandeurs des concentrations relevées dans l'atmosphère sont les suivants :

- en milieu professionnel : plusieurs milliers de ng/m^3
- autour des installations industrielles : jusqu'à plusieurs centaines de ng/m^3 par HAP
- en ville : quelques dizaines de ng/m^3 par HAP
- dans les tunnels : 1 à 50 ng/m^3
- à la campagne : quelques ng/m^3

4.2. Thiophènes

Plusieurs composés de la famille des thiophènes sont présents de façon non négligeable dans les rejets. Les données limitées concernant la toxicité de ces substances n'ont pas permis de les prendre en considération pour une évaluation des risques (voir rapport n° 3). Le fait que certains d'entre eux présentent une mutagénicité similaire à celle du benzo(a)pyrène montre la nécessité de combler ce déficit de connaissance (Sinsheimer, 1992).

4.3. Composés organiques volatils

Certains composés organiques volatils (COV) comme le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le styrène, sont présents en faible concentration dans les rejets. Le benzène est un cancérogène de type génotoxique (il induit principalement des leucémies). Les autres COV sont principalement des neurotoxiques. Ils ont été pris en compte dans l'évaluation des risques.

L'exposition au benzène de type environnemental est de quelques dizaines de $\mu\text{g/m}^3$ en milieu urbain jusqu'à un millier de $\mu\text{g/m}^3$ en milieu professionnel.

4.4. Métaux

Le nickel est responsable de dermatites de contact (Lauwerys et al 1990) et peut contribuer à ce type d'effets. Les métaux (nickel, vanadium et aluminium) n'ont pas été pris en considération dans l'évaluation du risque systémique et cancérigène, car une exposition par voie pulmonaire ou orale a été jugée peu probable, en raison de la concentration dans les rejets et de la nature de la matrice. Cependant aucune mesure n'a pu, en raison des délais, être faite pour confirmer cette analyse.

4.5. Kérosène

Une autre source d'exposition peut provenir de l'utilisation dans les opérations de nettoyage de kérosène. Celui-ci est un mélange d'hydrocarbures aliphatiques de C9 à C16. C'est un liquide peu volatil et dont les composés sont peu toxiques (Lauwerys et al 1990). Pour ces raisons, le choix a été fait de ne pas intégrer ces composés dans l'évaluation des risques.

4.6. Produits de nettoyage d'oiseaux

L'innocuité des produits de nettoyage des oiseaux, semble établie en condition normale d'usage. Par contre, il est plausible que des problèmes d'irritation et d'allergie surviennent en cas d'utilisation de plus longue durée. Ces produits peuvent, en outre, avoir facilité la pénétration cutanée des HAP en détériorant la barrière cutanée. Aucun élément n'a permis cependant d'objectiver cette hypothèse.

4.7. Analyse des effets sur la santé des précédentes marées noires

La littérature scientifique tirant le bilan sanitaire des marées noires est limitée. Aucune étude n'a été menée sur les effets à long terme, notamment de type cancérigène (Barinaga, 1989 ; Raull, 1989). Un article retient plus particulièrement l'attention, celui publié l'an dernier par Morita et al, à la suite de la pollution engendrée par le rejet en mer de 6 000 tonnes de fioul N° 2 transportés par le Nakhodka, en 1997, au large des côtes japonaises (voir article en annexe 2). Cette étude a porté sur 127 hommes et 155 femmes ayant participé aux opérations de dépollution en moyenne 4,5 jours. La protection individuelle était surtout limitée au port de gants (et de masques chez les femmes). L'étude met en évidence des maux de tête et des symptômes irritatifs affectant les yeux, la gorge et la peau de façon non négligeable (respectivement pour les hommes et les femmes, 21 et 36 % ; 13 et 21 % ; 6 et 17 %). Des analyses urinaires d'acide hippurique (métabolite du toluène) ont montré un niveau significatif chez 3 personnes, avec un retour à la normale, lors du second contrôle.

Une autre étude récente publiée après le naufrage du Sea Empress au Pays de Galles compare des exposés et des non-exposés et met en évidence de façon significative chez les premiers les mêmes effets ainsi qu'un taux plus élevé de symptômes d'ordre psychologique comme anxiété et dépression (Lyons et al, 1999). Le même type d'effets psychologiques avait été signalé en 1993 après la catastrophe de l'Exxon Valdez en Alaska (Palinkas et al 1993). Les résumés sont mis en annexe 2.

5. EVALUATION DE L'EXPOSITION

5.1. Analyse des populations exposées

5.1.1 Lors du nettoyage des plages (Données complètes dans le rapport n°5 O. BLANCHARD)

L'étude effectuée du 15 au 17 février a montré que les postes les plus exposés sont les travaux en relation directe avec la dépollution des plages et rochers. Trois types de travaux réclament une attention particulière : le ramassage du produit pétrolier, le nettoyage à la lance impact et le poste de " décontamination ".

Sur le poste de ramassage, il a été constaté que le risque d'exposition par voie cutanée a été correctement pris en compte. Chaque opérateur suit une procédure d'habillage bien établie qui le prémunit de tout contact cutané avec le produit pétrolier. La situation actuelle n'est plus comparable à celle des premiers jours où certains bénévoles n'étaient absolument pas protégés. Cependant, au cours de la campagne de mesures, il a été constaté quelques cas de personnes se touchant, par inadvertance, le visage avec leur combinaison ou leurs gants souillés par le produit et d'autres, dont le produit pétrolier avait traversé la combinaison jetable et le ciré. Dans toutes ces situations, le contact cutané avec le produit est de quelques heures.

5.1.2. Lors du nettoyage des oiseaux (Données complètes dans le rapport n°2 G. LACROIX)

Deux types de centres sont à considérer : les centres de transit, situés principalement sur les côtes, qui assurent l'accueil et les premiers soins aux oiseaux et les centres de soins proprement dits où sont effectués le nettoyage des oiseaux et leur réhabilitation en vue du relâchement.

Certains centres ont été mis en place suite à des initiatives locales, parfois en partenariat avec des associations internationales (exemple le centre de Theix, Morbihan, qui a accueilli durant trois semaines une équipe internationale spécialisée dans le démazoutage des oiseaux).

Les soins apportés aux oiseaux mazoutés se décomposent en trois grandes étapes :

- Accueil, soins préliminaires et gavage,
- Lavage et séchage
- Réhabilitation.

Les risques encourus par les personnes apportant les soins aux oiseaux sont liés aux rejets, aux produits de lavage et de type biologique.

Il est important de noter que le port de gants a été déconseillé pour le lavage des oiseaux afin de permettre une meilleure préhension de l'oiseau et une meilleure efficacité de lavage (voir annexe 3 rapport n° 2). Ces opérations se sont déroulées en espace confiné, à température élevée (de l'ordre de 30°C).

Dans ces conditions, deux types d'expositions apparaissent vraisemblables :

- l'exposition par inhalation aux HAP les plus volatils comme le naphthalène
- l'exposition cutanée aux HAP, notamment aux cancérogènes. Les griffures consécutives au maniement des oiseaux ont pu renforcer l'exposition et assimilée celle-ci à une exposition sous-cutanée. La question est posée de savoir si les produits de nettoyage ont augmenté ou au contraire diminué cette exposition.

5.1.3. L'exposition des riverains

Les riverains peuvent avoir été et être encore exposés aux émanations des rejets. Cette exposition est, a priori, d'un ordre de grandeur inférieur à celle des personnes participant aux opérations de dépollution.

5.2. ESSAIS EN LABORATOIRES (DONNEES COMPLETES DANS LE RAPPORT N°4 N.GONZALEZ; E. LEOZ)

Des analyses ont été conduites en laboratoire en collaboration avec le laboratoire POLLEM du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) pour évaluer l'exposition lors des différentes opérations mentionnées ci-dessus. Deux types d'essais, en statique et en dynamique, ont été réalisés sur des échantillons de rejets prélevés le 15/2/00.

La concentration totale en COV est de 5,2 ppm et 5,9 ppm dans les essais en statique. La présence de benzène est mise en évidence (134 et 96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ainsi que celle de toluène, xylène, styrène et triméthylbenzène à des niveaux de quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$. L'essai en dynamique met en évidence la présence de HAP volatils, principalement le naphthalène, à une concentration de 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces données permettent une approximation majorante de l'exposition par inhalation des personnes chargées de la collecte des rejets sur les plages.

5.3. Evaluation des concentrations en HAP dans les aérosols :

5.3.1. Mesures sur le terrain (Données complètes dans le rapport n°5 O. BLANCHARD)

Une mesure de la concentration, dans les aérosols, des 16 HAP de la liste EPA, lors des opérations de décontamination utilisant un jet d'eau haute pression de type Karcher, a été réalisée sur la plage de La Baule, les 16 et 17 février. On retrouve respectivement 10 HAP dans l'échantillon n°1 (nettoyage à l'eau) et 13 HAP dans l'échantillon n°2 (nettoyage à l'eau et au kérosène de nom de marque Ketrul). Le premier échantillon contient un équivalent benzo(a)pyrène de 23,2 ng/m^3 et le second de 32,8 ng/m^3 . Les HAP légers sont les plus représentés (respectivement 621 et 680 ng/m^3 de naphthalène). Le nombre de mesures est limité, mais fournit cependant un ordre de grandeur de l'exposition. En comparaison des concentrations habituellement mesurées dans des lieux de travail exposés au risque HAP (de l'ordre de plusieurs milliers de ng/m^3 en benzo(a)pyrène et de plusieurs mg/m^3 en naphthalène)(OMS, 1998), ces concentrations apparaissent relativement faibles. Ces données ont été utilisées au § 6 pour évaluer les risques sanitaires.

5.3.2. Données de la littérature

- **Exposition aux aérosols**

La recherche, dans la base de données COLCHIC gérée par l'INRS, de mesures d'exposition lors de l'utilisation de jet d'eau à haute pression de type Karcher s'est avérée négative

(R. Vincent, communication personnelle). Le CIRC (1983) cite des niveaux d'exposition de l'ordre de 100 à 1600 mg/m³ d'hydrocarbures lors des opérations de nettoyage de cuves de pétroliers. L'ATSDR (1995) donne une autre estimation entre 13 et 2000 mg/m³ lorsque des fiouls sont utilisés comme écrans de fumée lors des opérations militaires. Cette hypothèse n'a pas été retenue dans l'évaluation des risques effectuée au § 6 car manifestement trop éloignée des résultats obtenus sur le terrain. Elle peut cependant donner une indication pour des opérations en espace confiné.

- **Exposition cutanée**

L'ATSDR (1995) estime que les fiouls légers sont absorbés via la peau, mais les données concernant les autres fiouls sont inexistantes. L'ATSDR (1995) estime que l'absorption cutanée des HAP chez l'homme est similaire à celle observée chez l'animal. Celle-ci est augmentée si la matrice est de type huile. Des données chez l'homme montrent que 10 à 20 % de la dose d'exposition se retrouve dans le corps et a donc pénétré (exposition professionnelle à 10 µg/cm² au pyrène et au benzo(a)pyrène). Il est cependant possible qu'une fraction plus importante pénètre et soit retenue au niveau de la peau où elle pourrait exercer ses effets. Chez l'animal, la pénétration est de 50 à 80 % sur 24 h après une exposition de 2 à 125 µg/cm². Des taux variant entre 20 et 100% ont été retenus pour les évaluations de risque. En outre, l'utilisation de détergents a pu modifier, dans un sens ou dans l'autre cette pénétration.

6. EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE (DONNEES COMPLETES DANS LE RAPPORT N°6 C. BOUDET, F. CHEMIN, F. BOIS)

6.1. Méthodologie

6.1.1. Valeurs de référence

L'évaluation du risque sanitaire a été conduite par rapport à l'exposition aux Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et aux Composés Organiques Volatils (COV). Ces familles de substances ont été mises en évidence par les analyses des rejets et les données toxicologiques de base sont suffisantes pour pouvoir analyser les risques. Il n'existe pas, par contre, de valeur de référence pour la famille des thiophènes.

Les niveaux de risque ont été calculés en utilisant les valeurs de référence de la base IRIS de l'US EPA (voir Annexes B et C du rapport n° 6). Celles-ci existent pour une exposition par voie pulmonaire et orale. Elles sont définies pour une vie entière. L'exposition cutanée induit une dose interne, dont l'impact en terme de risque peut être évalué comme s'il s'agissait d'une dose interne administrée par voie orale.

La base IRIS ne donne pas de valeur pour le risque de cancer cutané lié à une exposition de la peau elle-même.

6.1.2. Expression du risque

Pour les effets systémiques, le risque est exprimé à l'aide d'un Indice de Risque (IR) qui est le rapport entre une concentration (ou une dose d'exposition) et une concentration (ou une dose journalière) tolérable. Si cet IR est inférieur à 1, le risque est considéré comme négligeable. La règle est de considérer comme additifs les effets engendrés par des substances ayant le même type d'effet critique. Si deux substances induisent une irritation respiratoire par exemple, on agrégera leurs indices de risque.

La caractérisation du risque lié à une exposition à des cancérogènes génotoxiques (dont l'effet est donc sans seuil), s'exprime par un Excès de Risque Individuel (ERI). Un ERI représente la probabilité d'occurrence pour une personne exposée pendant sa vie entière. Cet ERI se calcule à partir de la concentration à laquelle une personne est estimée être exposée à une substance cancérogène, multipliée par l'Excès de Risque Unitaire (ERU). Cet ERU est fourni par la banque de donnée IRIS (ou par le RIVM pour le cancer cutané). Un Excès de Risque Collectif (ERC) est ensuite calculé en multipliant l'Excès de Risque Individuel par le nombre de personnes exposées. En présence d'une famille de cancérogènes comme les HAP, on utilise un facteur d'équivalent toxique pour évaluer le risque total lié à ces substances.

Valeurs limites professionnelles et valeurs limites environnementales

Des valeurs limites professionnelles existent pour certaines de ces substances. Elles sont définies pour une exposition pendant la vie professionnelle (40 h/semaine, 40 ans). Elles sont en général plus élevées que celles utilisées en milieu environnemental, car elles ne sont pas calculées sur la même base. La durée de référence est, par principe, différente entre vie professionnelle et vie entière. De plus, elles reflètent le niveau d'exposition auquel il n'a pas été observé d'effets nocifs sur la santé des travailleurs et non un niveau de risque considéré comme acceptable.

Les valeurs limites professionnelles pour les HAP sont généralement basées sur le benzo(a)pyrène considéré comme polluant traceur. Différentes valeurs existent au niveau international allant de 150 ng/m³ en France à 10 000 ng/m³ en Finlande (IPCS,1998). L'ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1998) retient 5 000 ng/m³ pour l'ensemble des HAP de la liste EPA dans les brouillards d'huile. Il n'existe pas de valeur limite professionnelle pour l'exposition cutanée aux HAP, tant sous l'aspect du risque de cancer consécutif à une dose interne reçue par voie cutanée, que sous l'aspect du risque de cancer cutané.

En comparaison, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a retenu une valeur limite environnementale de 0,7 ng/m³ pour une exposition vie entière de la population en général (Avis du 17/9/1997). Cette valeur correspond à un risque de 10⁻⁵.

Pour le naphthalène, la valeur ACGIH est 52 mg/m³ (effets critiques : irritation, effets oculaires et sanguins) alors que la Concentration de Référence de l'EPA pour la population générale est 3 µg/m³.

Pour les COV, la situation est la même. L'objectif de qualité retenu par le décret du 6/5/98 est de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène, ce qui correspond à un risque vie entière de 10^{-5} , alors que la valeur limite professionnelle ACGIH est fixée à $1,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ (long terme) et $8 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les expositions de courte durée (15 mn). Pour les autres COV, les ordres de grandeur sont de même nature entre valeurs professionnelles et concentrations de référence.

- **Effets sans valeurs de référence**

Il n'existe pas de valeurs de référence ou de valeurs limites professionnelles pour les effets cutanés, les odeurs ou pour les effets aigus, ainsi que, bien évidemment, pour les effets psychologiques. Les études publiées dans la littérature apportent une indication sur le type et la fréquence d'effets observés dans des situations similaires (voir § 4.7).

6.2. Scénarios

Tous les scénarios ont été construits pour des durées allant de 1 jour à 2 mois. Les scénarios d'exposition par inhalation correspondent aux activités :

- **des travailleurs :**

- 1- ensemble des travailleurs exposés 8 heures par jour aux émissions de vêtements souillés et deux fois par jour 5 minutes à l'aérosol généré par le nettoyage des vêtements par jet d'eau haute pression de type Karcher.
- 2- opérateurs même scénario sauf Karcher 1 heure par jour.
- 3- opérateurs même scénario sauf Karcher 8 heures par jour sur rocher, l'aérosol étant considéré en première approximation comme étant de même nature que lors des opérations de nettoyage. Ce dernier scénario est virtuel, car actuellement, personne ne travaille ainsi. Il a cependant semblé utile de tester ce scénario au cas où cela serait envisagé.

- **des bénévoles :**

- 4- ramasseurs de rejets exposés 8 heures par jour aux émissions de vêtements souillés.
- 5- nettoyeurs d'oiseaux avec la même exposition mais en espace confiné.

2 scénarios d'exposition cutanée ont été définis, pour une épaisseur de salissure pouvant varier de 0,1 mm à 2 mm, avec un taux de pénétration de 20 % dans la circulation générale et un taux de pénétration dans la peau variant entre 20 et 100 % :

- 1- exposition d'une surface de 1 à 20 cm² pour les travailleurs ou bénévoles avec une protection totale du corps sauf le visage et les points de jonction gant/vêtements.
- 2- exposition des 2 demi-mains. Cela correspond à l'exposition des ramasseurs de déchets ayant ramassé les rejets à main nue et aux nettoyeurs d'oiseaux qui avaient la consigne de nettoyer les oiseaux à mains nues également.

Les concentrations mesurées sur le terrain lors des opérations de nettoyage au jet d'eau haute pression (voir rapport n°5) ou en laboratoire à partir des émissions des rejets statiques (pour les COV) et dynamiques (pour les HAP) ont été intégrées dans ces scénarios pour calculer une concentration d'exposition individuelle. Une hypothèse maximale d'exposition a été construite en considérant un échantillon de rejet collecté au début de la marée noire par la société TOTAL et environ 6 fois plus chargé en naphtalène que les échantillons collectés par l'INERIS (l'analyse d'un échantillon collecté par l'IFP début janvier dont le résultat a été transmis trop tard pour pouvoir être intégré dans l'analyse du rapport n° 6 donne une concentration similaire ; voir Tableau n° 1).

6.3. Risques liés à une exposition aux HAP

6.3.1. Effets systémiques

- Effets internes

Le risque a été évalué pour les 6 HAP pour lesquels existe une dose de référence par voie orale, en considérant en première approximation, que l'exposition par inhalation est assimilable à une exposition par voie orale. **Les indices de risque sont inférieurs à 1.**

- Effets respiratoires du naphtalène.

Les indices de risque sont inférieurs à 1.

6.3.2. Effets sur la reproduction

Le risque est calculé pour le benzo(a)pyrène, HAP classé toxique pour la reproduction. Selon les facteurs de sécurité appliqués à la Dose Sans Effet Nocif Observé (ceux-ci pouvant être de 1000 ou 10 000 en l'absence de dose de référence de l'EPA et en appliquant les critères recommandés par l'OMS), l'indice de risque pour les scénarios majorants varie de **3 à 30, soit un risque non négligeable pour les femmes enceintes** en cas d'exposition élevée.

6.3.3. Effets cancérigènes

L'inhalation engendre un effet négligeable pour tous les scénarios travailleurs sauf pour le scénario utilisation régulière du jet d'eau pressurisé type Karcher, qui en l'état actuel est un scénario virtuel ($1,9 \cdot 10^{-5}$).

L'exposition interne consécutive à une exposition cutanée maximale (2 mains souillées pendant 60 jours) induit un excès de risque individuel de $2,8 \cdot 10^{-8}$, soit un risque négligeable.

Le risque de cancer cutané est difficile à quantifier en raison de la grande incertitude concernant l'extrapolation animal-homme et de la dose d'équivalent benzo(a)pyrène effectivement reçue.

Plusieurs facteurs d'incertitude sont à considérer :

- l'extrapolation de l'animal à l'homme : outre la variation d'une espèce à une autre, les conditions d'exposition expérimentale de l'animal sont différentes de celles de l'homme, car le benzo(a) pyrène est déposé sur la peau de l'animal en solution dans un solvant. Celui-ci fait pénétrer le benzo(a) pyrène entièrement, alors qu'il est peu probable que ce soit le cas chez l'homme, en raison du caractère différent de la matrice dans laquelle se trouve le benzo(a) pyrène. Le temps d'exposition journalier est également différent (24 h chez l'animal).
- la migration du benzo(a)pyrène et des HAP équivalents au sein de la matrice « rejets » déposée sur la peau
- le pourcentage de benzo(a)pyrène et des HAP équivalents effectivement retenus dans la peau et donc susceptibles de se lier à l'ADN des cellules de la peau.
- la variation de la concentration en benzo(a)pyrène et des HAP équivalents dans les rejets selon les moments où ils ont été collectés.

Dans un premier temps, il est possible de quantifier la fourchette de doses susceptibles d'être présentes dans la peau, en fonction des différentes hypothèses formulées à l'aide de simulations de type « Monte Carlo ». Celles-ci permettent de tenir compte de l'incertitude affectant les différents facteurs.

Le résultats de ces simulations indique que la dose journalière de HAP peut être estimée en moyenne à 90 µg/j (95eme percentile : 300 µg/j) pour le scénario 1 (1 à 20 cm² de peau souillée entre 1 et 60 jours d'exposition). Pour le scénario 2 (deux demi-mains souillées de 1 à 60 jours) la moyenne est de 2500 µg/j (95eme percentile : 8000 µg/j).

Une incertitude subsiste pour les nettoyeurs d'oiseaux sur la dose réelle effectivement retenue dans la peau, dans la mesure où on ne sait pas si l'exposition aux détergents a augmenté ou non la dose interne.

On ne peut pas affirmer pour autant que le risque est négligeable .

- On sait, en effet, que s'agissant d'un cancérogène de type génotoxique comme le benzo(a) pyrène, il n'existe pas de seuil d'effet.
- Les cancers cutanés en milieu professionnel sont indiscutables et font l'objet de 2 tableaux de maladies professionnelles, mais ils sont consécutifs à des périodes plus longues (plusieurs années). Le risque doit être apprécié en fonction de la dose mais aussi du temps d'exposition. Dans le cas des personnes exposées lors des opérations de ramassage, le temps d'exposition a, le plus souvent, été de quelques jours pour les bénévoles à deux semaines sur les chantiers de type pompiers, où une rotation est assurée. Le transfert de l'activité vers des entreprises spécialisées devrait induire des temps d'exposition plus longs.

6.3.4. Comparaison avec les valeurs limites professionnelles

Les expositions sont très en deçà des valeurs limites professionnelles pour les expositions par inhalation, y compris les plus basses comme la valeur française du benzo(a)pyrène à 150 ng/m³ . Rappelons qu'il n'y a pas de valeur limite pour les expositions par voie cutanée et qu'aucune comparaison n'est donc possible.

6.4. Risques liés à une exposition aux Composés Organiques Volatils

6.4.1 Effets systémiques

L'évaluation se base sur les données des essais en statique, effectués sans ventilation et donc très éloignés des conditions réelles. Même dans ces conditions, **les indices de risque par rapport aux valeurs de référence environnementales sont inférieurs à 1**. Ils sont encore plus faibles en comparaison des valeurs limites professionnelles.

6.4.2. Effets cancérigènes

Le risque cancérigène a été évalué pour le benzène. Le risque calculé sur la base d'une concentration mesurée en statique est de $5 \cdot 10^{-5}$, mais une dilution en espace ouvert d'un facteur 10, hautement vraisemblable suffit à rendre ce risque négligeable.

6.5. Autres effets

Les premières observations effectuées auprès de nettoyeurs d'oiseaux sont en cohérence avec le tableau des effets décrits dans les enquêtes précédentes citées au § 4.7. (voir rapport n° 2). L'étude par questionnaire menée actuellement par l'Institut de Veille Sanitaire et les DDASS (Finistère, Loire Atlantique, Morbihan et Vendée) devrait permettre de mieux cerner ces effets. (IVS, 2000).

7. EVALUATION DES RISQUES ECOLOGIQUES (DONNEES COMPLETES DANS LE RAPPORT N° 7 R. DIDERICH)

7.1. Objectif

L'étude consiste à évaluer les risques pour les écosystèmes aquatiques ainsi que les risques pour les prédateurs par empoisonnement secondaire (par ex. oiseaux piscivores) d'une façon indicative et préliminaire.

Deux aspects sont analysés selon la solubilité des substances :

- Lors de la dérive des nappes de fioul, un certain nombre de composantes du fioul se sont solubilisés et peuvent affecter la faune et la flore marine et indirectement les prédateurs par empoisonnement secondaire.
- Les substances insolubles peuvent former des micro-émulsions avec l'eau et s'adsorber sur des matières en suspension et se déposer dans les sédiments. Pour ces substances, il

n'est pas possible à l'heure actuelle d'estimer les concentrations dans les sédiments ou les biota (poissons et crustacés). Cependant les propriétés intrinsèques sont décrites et des propositions quant au suivi des substances dans l'environnement seront formulées.

Cette étude ne vise pas à déterminer l'impact des nappes de fioul sur la faune et la flore du littoral et notamment tous les effets physiques (engluement etc.). Les effets potentiels ont été décrits de façon adéquate dans d'autres rapports et des études concernant l'état actuel du littoral et de la récupération progressive des écosystèmes du littoral devront être amorcés pour pouvoir évaluer exactement l'impact sur la faune et la flore du littoral.

7.2.Méthodologie

Les substances susceptibles de passer dans la phase aqueuse ont été déterminées par des essais de l'IFP . Il s'agit d'une trentaine de composés aromatiques et polyaromatiques. Pour toutes ces substances, à travers une recherche bibliographique, leur toxicité envers les organismes aquatiques et benthiques ainsi que leurs propriétés d'accumulation dans les sédiments et les organismes vivants ont été recherchés. Pour chaque substance une concentration prévisible sans effets sur l'écosystème aquatique (PNEC) ainsi qu'une concentration prévisible sans effets dans les sédiments a été estimée. De même, sur la base des données disponibles concernant la toxicité envers les mammifères, des concentrations prévisibles sans effets envers les prédateurs ont été estimées.

De l'autre côté, sur la base d'une étude simplifiée de simulation en laboratoire réalisée par l'IFP, des estimations de concentrations prévisibles dans l'environnement aquatique (PEC) sont proposées. Seule l'exposition des écosystèmes via la fraction dissoute des substances contenues dans le fioul a pu être estimée. Deux situations d'exposition ont été explorées :

1. L'exposition **locale** c'est-à-dire à proximité de plaques de fioul (par exemple à proximité de rochers englués ou de plaques de fioul déposées sur le fond, ainsi qu'à proximité de fuites éventuelles de l'épave). Dans ces conditions, de fortes concentrations peuvent être atteintes par relargage prolongé de substances solubles.
2. L'exposition **régionale**, c'est-à-dire à plus grande échelle (par exemple, une baie affectée par la pollution).

Par analogie avec la méthode des « blocs » d'hydrocarbures développée pour évaluer les risques liées aux substances pétrolières, le risque est dérivé à partir des ratios PEC/PNEC de chaque composante, basé sur la contribution proportionnelle de chaque composante et en supposant que les effets sont additifs. Ainsi le rapport PEC/PNEC pour le fioul est considéré égal à la somme des rapports PEC/PNEC pour les composantes individuelles du fioul. Un rapport PEC/PNEC supérieur à 1 indique la présence d'un risque.

7.3. Conclusions

Pour l'ensemble des hydrocarbures dissous identifiés, les rapports PEC/PNEC suivants ont pu être estimés pour les situations suivantes :

Scénario	PEC/PNEC
Exposition locale	
Risque aigu	1.2
Risque chronique	5.5
Exposition régionale	0.48
Prédateurs	0.23

Il peut ainsi être affirmé que des effets adverses aigus (une mortalité accrue) et chroniques (diminution de la croissance, diminution du taux de reproduction) sont apparus et continueront d'être observés sur les organismes aquatiques exposés par la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fioul. S'y ajouteront cependant les effets physiques (engluement) ainsi que les effets dus à l'exposition de micro-émulsions, qui peuvent être beaucoup plus importants et qui ne peuvent pas être estimés.

Il peut aussi être affirmé que **les hydrocarbures dissous ne présentent pas de risques chroniques envers les organismes aquatiques au niveau régional**, ni individuellement ni par action simultanée. De même, les risques envers les prédateurs seront faibles.

Pour les substances insolubles, notamment les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ces estimations restent peu réalistes. En effet, les poissons et les mollusques ne sont pas seulement exposés via la fraction soluble de ces substances mais également via des micro-émulsions. Il est nécessaire d'effectuer des mesures dans les sédiments et les mollusques pour connaître les concentrations réelles et permettre de réaliser une évaluation des risques écologiques sur le long terme.

8. CONCLUSIONS

8.1. Evaluation des risques sanitaires

Le présent rapport apporte une première évaluation des risques sanitaires et écologiques liés au naufrage de l'ERIKA. L'effet de l'exposition des populations liée à la contamination de l'alimentation ne faisait pas partie de la demande et n'a pas donc pas été analysé. Le travail analytique a été ciblé en priorité sur la composition des rejets sur les plages, car ce sont ces produits avec lesquels la population de nettoyeurs professionnels et bénévoles, est et a été en contact.

L'évaluation des risques sanitaires et écologiques a été conduite selon le cadre méthodologique, les valeurs de référence et les modèles préconisés par l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats Unis et l'Union Européenne.

L'analyse de la composition des rejets montre la présence de la famille des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) en concentration en benzo(a)pyrène et équivalents supérieure au seuil de 50 ppm retenu par l'Union Européenne pour le classement comme cancérigène des substances dérivées du charbon et du pétrole. Le benzo(a)pyrène, notamment, est un cancérigène puissant pouvant induire des tumeurs au niveau de presque tous les organes. D'autres HAP, comme le naphthalène, sont seulement des toxiques systémiques et peuvent induire une irritation oculaire, cutanée et respiratoire.

En ce qui concerne l'évaluation de la relation dose-effet, le consensus scientifique international considère que, pour un cancérigène de type génotoxique comme le benzo(a)pyrène, il n'existe pas de seuil d'effet.

Les mesures effectuées lors des opérations de nettoyage des plages et les essais effectués en laboratoire ont permis de construire des scénarios d'exposition pour évaluer les doses auxquelles les différentes populations de bénévoles et de professionnels ont été exposées. **Il existe une incertitude sur la dose à laquelle la population des nettoyeurs d'oiseaux a pu être exposée. Celle-ci a travaillé à mains nues et a utilisé des détergents, ce qui a pu faciliter ou diminuer la pénétration cutanée.**

Pour les personnes affectées au nettoyage des plages, le risque cancérigène et systémique par voie pulmonaire est négligeable, sauf si les opérations de nettoyage au jet d'eau haute pression de type Karcher étaient effectuées sans précaution particulière (port de masque).

Cependant cette analyse ne concerne pas des effets de type maux de tête, irritation oculaire, de la gorge et de la peau ou, bien évidemment les effets de type psychologiques, qui sont signalés dans la littérature scientifique après des opérations similaires de dépollution et apparaissent être la résultante des conditions globales d'activité.

Les effets cancérogènes généraux liés au benzo(a)pyrène présent dans l'organisme après passage cutané peuvent être évalués comme étant également négligeables. Pour les nettoyeurs d'oiseaux, ce risque n'a pu être apprécié, en raison de l'incertitude sur la dose effectivement reçue.

Il existe par ailleurs un risque non négligeable pour le développement embryo-fœtal du au possible passage transcutané du benzo(a) pyrène chez la femme enceinte.

Différents scénarios d'exposition raisonnablement majorants conduisent à une gamme de doses d'exposition de la peau. Beaucoup d'incertitude subsiste sur la quantité d'équivalent benzo(a)pyrène effectivement absorbée dans la peau. L'absence d'un modèle validé pour le cancer cutané n'a pas permis de quantifier ce risque pour pouvoir le comparer au risque retenu comme acceptable. Cette évaluation peut être faite ultérieurement par l'INERIS en coopération avec le RIVM.

Pour toutes ces raisons, il n'est pas possible de quantifier le risque pour pouvoir le comparer au risque acceptable retenu de 10^{-5} . Il n'est pas possible, en conséquence, de dire si le risque lié aux expositions cutanées est négligeable ou pas.

L'évaluation des risques ne permet pas de se prononcer sur les effets de type photosensibilisation, qui, tous comme des effets du type irritation ne pourront être quantifiés que par une enquête appropriée comme celle menée par l'IVS et les DDASS.

En vertu du principe de précaution, il apparaît donc nécessaire de maintenir et de renforcer, la protection cutanée des opérateurs, notamment par une information appropriée, par des mesures de protection individuelle et des règles d'hygiène strictes, telles que celles définies, dès le début des opérations, par les autorités sanitaires locales pour le travail de dépollution sur les côtes.

Les risques liés aux Composés Organiques Volatils sont négligeables. Une incertitude subsiste sur les risques liés à la famille des thiophènes, qui n'ont pas pu être appréciés, en raison d'un insuffisance des données de base.

8.2. Evaluation des risques écologiques

L'évaluation des risques écologiques montre qu'il existe un risque en exposition locale de type aigu et chronique pour les substances solubles. Le risque à l'échelle régionale apparaît

négligeable. Pour les substances insolubles comme les HAP, susceptibles de contaminer les sédiments, les estimations restent peu réalistes et seul un dispositif de surveillance permettra d'évaluer véritablement l'impact écologique sur le long terme.

.

REFERENCES

ACGIH 1999. Threshold Limit Values.

Anonyme 1997 . Produits chimiques cancérigènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction. Classification réglementaire. Cahiers de Notes Documentaires n° 169, pp 547-573.

ATSDR (1995) : Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (update). US Dept. of Health & Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta (GA), USA.

Baars AJ & Janssen PJCM (March 1999) : Update of the human MPR for total petroleum hydrocarbons.

National Institute of Public Health and the Environment, Centre for Substances and Risk Assessment, RIVM/CSR report no. 6319AA00.

Baars AJ (Jan 2000) : Preliminary risk assessment for humans cleaning the oil spillage

National Institute of Public Health and the Environment, Centre for Substances and Risk Assessment, RIVM/CSR draft report no. 7059A00.

Barinaga M 4 (August 1989) : Alaskan oil spill : health risks uncovered. Science 463.

Brinkmann F, Knaap A, Kramers P, Aalerts T, Jekel A, Keijzer J, Kliet J, Michel F, Montizaan G, Savelkoul T, Vaessen H, Wammen J, Wilbers A. (April 1989) : Onderzoek naar de gehalten van polycyclische aromaten in hinnen het voormalige Lauraterrein te Kerkrade verzamelde monsters. Uitloogbaarheidsproeven. Risico-evaluatie met betrekking tot de Volksgezondheid. Rapport n° 746704018.

Casarett LJ , Doull J 1996. The basic science of poisons. Curtis D Claase ed Mc Graw Hill.

CIRC/IARC (1983): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 32: polycyclic aromatic compounds, part 1: chemical, environmental and experimental data.

International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Lyon, France.

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Valeurs de référence du CSHPF pour les polluants visés par la directive 96/62/CE du conseil du 17 septembre 1997 (avis sur les directives filles).

Décret 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites (annexe 1). Journal Officiel de la République Française du 13 mai 1998.

IRIS (1999): Integrated Risk Information System (IRIS): summaries for acenaphtene (dated 1994), anthracene (dated 1993), fluoranthene (dated 1993), fluorene (dated 1990), naphthalene (dated 1998), pyrene (dated 1993), and benzo[a]pyrene (dated 1994).

US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

IVS/ DDASS Janvier 2000. Enquête auprès des personnes ayant participé au nettoyage des sites pollués par la marée noire.

Lauwerys R. 1990. Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles. Masson éd.

Lyons RA, Temple JM, Evans, Fone DL, Palmer SR. 1999. Acute health effects of the Sea Empress oil spill. *J Epidemiol Community Health* 53 (5) : 306-310

MATE Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire Circulaire du 10 décembre 1999 "Sites et sols pollués: principes de fixation des objectifs de réhabilitation"

Morita A, Kusaka Y, Deguchi Y, Moriuchi A, Nakanaga Y, Iki M, Miazaki S, Kawahara K. 1999. *Environ Res* 81 (3) : 185-194.

National Research Council (National Academy of Sciences 1983. Risk assessment in the federal government : managing the process. National Academy Press, Washington DC.

OMS (1998): Environmental Health Criteria 202: selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons.

International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Palinkas LA, Petterson JS, Russell J, Downs MA 1993. Community patterns of psychiatric disorders after the Exxon Valdez oil spill. *Am J Psychiatry* 150 (10) : 1517-23.

Rall DP 3 November 1989. Oil spill health effects. *Science* 565.

Sinsheimer JE, Hooberman BH, Das SK, Savla PM, Ashe AJ 1992. Genotoxicity of chryseno(‘,5-bcd)thiophene and its sulfone derivative. *Environ Mol Mutagen* 19 (3) : 259-264.

Union Européenne (1993) Risk assessment of notified new substances. Technical Guidance Document.

Union Européenne (1994) Règlement (CE) N) 1488/94 de la commission établissant les principes d'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement présentés par les substances existantes conformément au règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil.

US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA 1991. Guidelines for developmental toxicity risk assessment.

US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA 1992 Guidelines for exposure assessment ; Notice.

US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA 1993. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons.

US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA 1996 . Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. Notice.

9. ACRONYMES

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CRf : Concentration de référence, exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, telle que définie par l'EPA : NOAEL ou LOAEL divisé par les facteurs de sécurité

CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

DMENO : Dose Minimale pour laquelle un Effet Nocif est Observé (en anglais : Lowest Observed Adverse Effect Level - LOAEL)

DRf : Dose de référence, exprimée en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, telle que définie par l'EPA : NOAEL ou LOAEL divisé par les facteurs de sécurité

DSENO : Dose sans Effet Nocif Observé (en anglais : No Observed Adversed Effect Level - NOAEL) ; dose la plus basse n'ayant pas entraîné d'effet observable chez l'espèce la plus sensible

EPA : Environmental Protection Agency – Agence nationale de protection de l'environnement, Etats-Unis

ERI : Excès de risque individuel : probabilité d'occurrence qu'une personne a de développer l'effet associé à une substance cancérigène pendant sa vie du fait de l'exposition considérée

ERC : Excès de risque collectif : appelé aussi " impact ", il représente une estimation du nombre de cancers en excès, liés à l'exposition étudiée, qui devrait survenir au cours de la vie de ce groupe d'individus

ERU : Excès de risque unitaire – Exemple : $\text{ERU}_{\text{inh benzo(a)pyrène}} = 8,7 \cdot 10^{-5} (\text{ng}/\text{m}^3)^{-1}$: ce chiffre signifie qu'une exposition de cent mille personnes pendant une vie entière (70 ans) 24 h sur 24 à la concentration de $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ de benzo(a)pyrène est susceptible d'induire un excès de décès par cancer de 8,7 cas.

IFP : Institut Français du Pétrole

IPCS : International Programme on Chemical Safety

IR : Indice de Risque, utilisé pour caractériser le risque lié aux toxiques systémiques. Il correspond à la dose (ou concentration) journalière divisée par la dose (ou concentration) de référence

IRIS : Integrated Risk Information System, base de données toxicologiques de l'EPA (<http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>)

IVS : Institut de Veille Sanitaire.

MATE : Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire

OMS : Organisation Mondiale de la Santé (en anglais : World Health Organization - WHO)

RIVM : Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement, Pays Bas

UNITES UTILISEES

Ppm : partie par million . Concentration d'une substance dans une matrice en poids ou en volume. Une concentration massique s'exprime en ppm massique : $1 \text{ ppm} = 1 \text{ mg}/\text{kg}$. Une concentration volumique s'exprime en ppm volumique : $1 \text{ ppm} = 1 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Une concentration volumique peut s'exprimer dans une unité de masse par volume :

mg/m^3 = milligramme par mètre cube

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ = microgramme par mètre cube

ng/m^3 = nanogramme par mètre cube

$$1 \text{ mg}/\text{m}^3 = 1000 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1\,000\,000 \text{ ng}/\text{m}^3.$$