

En revanche, le risque associé à une dose interne de HAP résultant d'un contact cutané et d'une absorption consécutive a pu être quantifié. Pour ce qui concerne le risque de cancer par ingestion, l'US-EPA a fourni une valeur de l'ERU égale à $7,3 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$. Après avoir déterminé la DJE pour 1 jour d'exposition pendant 8 heures (moyenne de $4 \cdot 10^{-9} \text{ mg/kg/j}$ pour S1 et $1,1 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg/j}$ pour S2), on calcule un excès de risque individuel moyen de $2,9 \cdot 10^{-8}$ pour S1 et $8 \cdot 10^{-7}$ pour S2, nettement inférieurs à la valeur 10^{-5} généralement retenue pour seuil. Ceci signifie qu'il faudrait 345 jours d'exposition (ou 100 jours pour le 95^e percentile de DJE) pour atteindre le risque 10^{-5} dans le scénario S1, ce qui correspond à un risque négligeable. Pour S2, le risque serait légèrement supérieur à l'acceptable (12 jours d'exposition ou 3,7 pour le 95^e percentile), avec cependant des bornes supérieures d'intervalles de variations des paramètres très majorantes. Globalement, le risque est considéré comme négligeable, des recommandations particulières pouvant toutefois être faites, par sécurité.

La caractérisation du risque pour la reproduction liée à la dose interne de HAP consiste à comparer la dose journalière d'exposition, déterminée en considérant un taux d'absorption de 20 %, soit $0,03 \text{ mg/kg/j}$, à une dose de référence issue d'études sur l'animal : LOAEL de 10 mg/kg/j pour le BaP. En retenant un facteur de sécurité de 1 000 (passage de LOAEL à NOAEL, variabilité inter-espèce) et un facteur supplémentaire de 10 pour les effets tératogènes, les auteurs de l'étude ont abouti à un indice de risque de 30 (soit un IR de 3 avec le seul facteur 1 000). Le risque n'est pas négligeable. La recommandation est donc que les femmes enceintes ne participent pas à la manipulation des rejets.

3.3 L'ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS AUX SOLS POLLUÉS

3.3.1 Le bien-fondé de la démarche

L'approche environnementale maximaliste concernant la réhabilitation des sols pollués, qui consiste à revenir à un état proche de la « pollution zéro », a été abandonnée depuis longtemps, si tant est qu'elle ait été réellement envisagée. En Europe, les Pays-Bas ont été parmi les premiers à se préoccuper de la pollution des sols et ont mis en place un système réglementaire qui a longtemps fait référence. Il s'agit d'un ensemble de valeurs-guides pour diverses substances dans l'eau et dans la matrice sol, comprenant dans chaque cas une valeur de seuil correspondant à une pollution considérée comme avérée et une valeur supérieure au-delà de laquelle une dépollution est nécessaire. Une approche générique de ce type a l'avantage d'être simple mais elle présente l'inconvénient majeur de ne pas être discriminante au regard des risques réels de la pollution.

Que signifie par exemple une concentration résiduelle (phase huileuse non mobile) de 5 g/kg en Hydrocarbures Totaux ?

Selon qu'il s'agit d'une essence, d'un gazole, d'un gazole vieilli, d'un fioul lourd ou d'un goudron de houille, et selon l'environnement du sol pollué ainsi que son usage par l'homme, les risques de la pollution seront notablement différents, comme le montre le tableau 3.2 qui indique le niveau possible de contamination d'une nappe phréatique sous-

jacente par des hydrocarbures aromatiques dissous ainsi que le niveau relatif d'hydrocarbures volatils dans l'atmosphère gazeuse du sol.

Tableau 3.2 Synthèse des risques relatifs à la contamination des nappes phréatiques et à la propagation des hydrocarbures volatils dans l'atmosphère, dans le cas des principaux polluants hydrocarbonés.

| Nature des hydrocarbures | Risques | |
|--------------------------|--|--------------------------|
| | Contamination de nappe (concentration max.) | Risques dus aux volatils |
| Essence | ++ (100-150 mg/l) | ++ |
| Gazole | + (3-10 mg/l) | + |
| Gazole vieilli | (+) (< 0,5 mg/l) | - |
| Fioul lourd | + (< 1 mg/l) (15 HAP < 50 µg/l) | - |
| Goudron de houille | + (16 HAP < 5 mg/l) | - |

++ indique un risque très élevé ; - indique un risque faible.

Le niveau possible de contamination d'une nappe est la concentration maximale correspondant à l'équilibre de dissolution pour la somme des mono-aromatiques et des HAP (voir 2.1), susceptible d'être mesurée dans la nappe en contact direct avec l'huile résiduelle. Du point de vue de la norme de potabilité de l'eau, tous les cas sont équivalents puisque les concentrations totales sont notablement supérieures à 10 µg/l. Dans le cas d'une nappe qui serait exploitée uniquement pour irrigation, la concentration correspondant au gazole vieilli ou au fioul lourd par exemple pourrait être acceptable. Cependant, dans tous les cas, il est légitime de prendre en compte les phénomènes de limitation des transferts, de dilution et d'atténuation naturelle (voir 2.4) qui sont de nature à abattre les concentrations, dans les situations les plus favorables, jusqu'à des valeurs inférieures à la norme de potabilité à une certaine distance de la source de pollution et suffisamment en amont d'un puits exploité. C'est précisément l'objet de l'évaluation des risques vis-à-vis de la nappe phréatique, qui intègre évidemment dans ce cas, au travers de la norme de potabilité, le risque sanitaire lié à la consommation de l'eau.

Pour ce qui concerne le risque lié aux volatils, c'est surtout l'essence et dans une moindre mesure le gazole qui sont susceptibles de constituer un danger pour autant que les vapeurs migrent vers des cibles potentielles, l'homme par inhalation directe à la surface du sol ou à l'intérieur d'un bâtiment atteint par le sous-sol (voir 3.3.2).

Pour ce qui concerne les risques sanitaires liés au contact cutané avec un sol superficiel pollué, l'ingestion d'une terre polluée et l'ingestion de légumes cultivés sur un sol pollué, ce sont en premier lieu les HAP qui constituent un danger et donc en particulier les goudrons.

Il apparaît en fin de compte tout à fait légitime de différencier les polluants hydrocarbonés selon leur nature et leur état au regard des risques qu'ils peuvent engendrer. Au-delà de cette distinction, l'évaluation des risques au cas par cas, par la modélisation des transferts de polluants, puis dans une deuxième étape celle des voies d'exposition de cibles identifiées, constitue indéniablement une approche réaliste de la problématique des sols pollués. En

France, des efforts de sensibilisation avaient été entrepris en ce sens dans les années 1980 par l'IFP pour ce qui concerne les produits pétroliers. Aux États-Unis, la méthodologie générale d'évaluation des risques fut proposée dès 1980. De fait, la politique nationale française en matière de sites et de sols pollués, élaborée sur la base de ce concept il y a une dizaine d'années, préconise une démarche générale en deux étapes :

1) **le diagnostic initial** d'un site potentiellement pollué, approche légère permettant de confirmer ou pas la présence de polluants et de situer le contexte environnemental du site, accompagné de l'évaluation simplifiée des risques (ESR) qui vise à classer le site, sur la base d'une grille de notation, dans l'une des trois classes suivantes : site nécessitant des investigations approfondies (classe 1), site à surveiller (classe 2), site ne nécessitant pas d'autres investigations dans les conditions d'usage et d'environnement pour lesquelles l'évaluation a été réalisée ;

2) **le diagnostic approfondi**, approche plus ou moins lourde entreprise lorsqu'un site a été classé en classe 1 à l'issue d'une ESR ou dans le cas d'une pollution notoire avérée, accompagné de l'évaluation détaillée des risques (EDR) qui vise à apprécier l'impact potentiel ou avéré des polluants sur les cibles identifiées pour le site et son environnement (eaux souterraines, santé humaine, bâtiments, faune et flore), en fonction de leur migration dans les milieux ; le cas échéant, l'EDR aboutit à définir les objectifs des travaux de dépollution.

Des guides méthodologiques relatifs à chacune de ces actions ont été élaborés pour le compte du MATE (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement) et publiés en 2000 aux Éditions BRGM.

3.3.2 L'utilisation des modèles de transfert-atténuation et des modèles « multimédia » : validité et incertitudes

L'évaluation des risques sanitaires consiste à quantifier, autant que faire se peut, la probabilité d'effets des polluants sur la santé humaine par différentes voies d'exposition, dont certaines sont spécifiques de la pollution des sols. On recense ainsi principalement :

- l'inhalation des volatils à la surface même du sol ou à l'intérieur d'un bâtiment dans lequel de l'air contaminé pénètre par diffusion ou convection au travers des murs en sous-sol ;
- le contact cutané avec de la terre superficielle contaminée ;
- l'ingestion directe de terre contaminée (par des enfants) ou de poussières de terre en suspension dans l'air ;
- l'ingestion indirecte de polluants par consommation d'aliments contaminés sur le site comme des légumes, des fruits, de la viande d'animaux, du lait, des œufs.

Les risques sur les ressources en eau potable (pompage direct dans les nappes phréatiques), qui ont aussi une relation évidente avec la santé humaine, sont traités différemment et plus simplement au travers d'une norme de portabilité.

Les risques écologiques concernent la flore poussant sur un site, la faune diverse y vivant en permanence ou temporairement (par exemple vers de terre, escargots, lapins...) et la faune aquatique d'étangs ou de rivières susceptibles d'être atteints par la pollution du site considéré.

Il faut enfin prendre parfois en compte les risques vis-à-vis du patrimoine immobilier qui peuvent se caractériser par des dégradations matérielles, des nuisances olfactives ou esthétiques et des risques d'explosion.

Pour ce qui concerne **l'évaluation quantitative des risques sanitaires**, un certain nombre de modèles dits multimédia ont été développés. Le terme « multimédia » signifie que ces modèles simulent tout ou partie des quatre voies d'exposition caractérisées ci-dessus en proposant des scénarios d'exposition prédéfinissant des situations résidentielles, récréatives, industrielles ou agricoles. Certains modèles prennent en considération des conditions particulières d'exposition. Comme explicité en 3.1, les risques sanitaires sont caractérisés par un quotient de danger ou un indice de danger pour les effets toxiques aigus et chroniques sans seuil, et un excès de risque individuel (ERI) ainsi qu'un excès de risque collectif (ERC) pour les effets cancérigènes. Utilisés en fonction inverse, de tels modèles permettent en principe de déterminer la concentration maximale de polluant admissible dans le sol ou dans la nappe phréatique pour ne pas dépasser un niveau de risque ou un indice de toxicité prédéfinis. Parmi les modèles multimédia les plus connus, on peut citer : HESP (Human Exposure to Soil Pollutants) et CSOIL (Contaminated Soil), tous deux d'origine néerlandaise, AERIS (Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites), d'origine canadienne, CalTOX développé par l'agence californienne de l'US-EPA, CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment), d'origine britannique. Chacun d'entre eux a ses propres spécificités.

La quantification de l'exposition par les différentes voies implique évidemment de déterminer la distribution spatiale (D) des polluants sur le site dans le volume de sol correspondant à l'extension de la pollution, c'est-à-dire à l'espace pollué (E), soit au temps t_R auquel est faite l'évaluation des risques :

$$E_{tr}(D_{tr}) = f(x, y, z)$$

$f(x, y, z)$ étant une fonction aléatoire dans le cas où la pollution ne peut pas être considérée comme issue d'une source définie, et une fonction déterministe dans le cas où la distribution au temps t_r peut être déduite de celle d'une source au temps t_0 . Dans ce cas :

$$D_{tr} = f_d(D_{t_0}, t)$$

Comme schématisé sur la figure 3.10, l'évaluation des risques vis-à-vis des différentes cibles doit évidemment prendre en compte l'évolution potentielle de la pollution, à partir de son état actuel, en termes d'extension et de transferts mais aussi d'atténuation le cas échéant, ce qui revient à évaluer E et D à un temps t_n , n se comptant en mois ou en années :

$$E_{tn}(D_{tn}) = f_d(D_{tr}, t)$$

Pour ce qui concerne les risques sanitaires, l'évaluation des différentes voies d'exposition nécessite donc de déterminer, de façon significative et représentative, la distribution en concentrations, dans le sol, des hydrocarbures en phase résiduelle considérés comme dangereux et d'en déduire les concentrations d'hydrocarbures solubles dans l'eau superficielle irriguant les racines de légumes ainsi que celles des hydrocarbures volatils dans la phase gazeuse du sol qui constituent la source des flux gazeux susceptibles de sortir de l'espace de sol pollué vers l'atmosphère ou vers l'intérieur d'un bâtiment.

Les codes de calcul des modèles multimédia intègrent cette étape mais se posent la question de connaître la validité des solutions analytiques utilisées. **Dans le cas du risque**

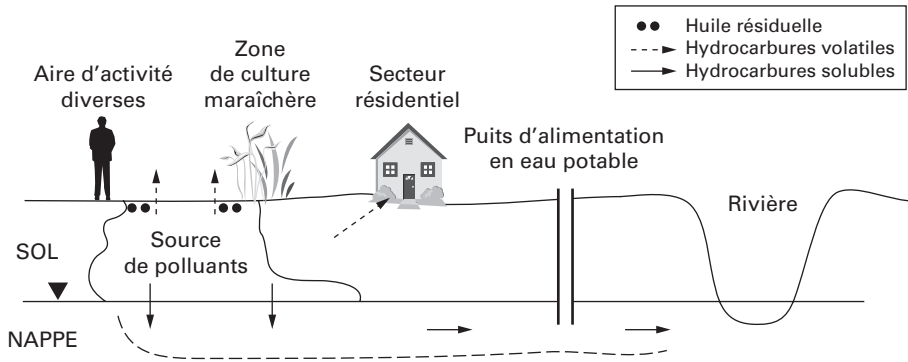


Figure 3.10

Description schématique des cibles et des voies d'exposition aux hydrocarbures dans les sols pour l'évaluation des risques au moyen de modèles de transfert et de modèles « multimédia ».

d'inhalation de volatils, une réponse partielle a été apportée par une expérimentation conduite sur le bassin expérimental SCERES de l'IFARE décrit en 2.4, qui a consisté à mesurer le flux de vapeurs de solvants chlorés à l'interface sol-atmosphère au moyen d'une chambre à flux [Côme *et al.*, 2002]. Les quatre modèles intégrés testés (CalTOX, HESP, RBCA, RISC) ont fourni des valeurs de concentrations en phase gazeuse, au droit de la zone insaturée constituant la source, s'écartant fortement, dans un sens ou dans l'autre, des mesures et des valeurs calculées par la solution analytique basée sur la loi de diffusion de Fick. Les prévisions des modèles ne sont pas non plus conformes aux mesures effectuées au-dessus de la nappe contaminée par les solubles (transfert eau-gaz), seuls RISC et RBCA ayant cette fonctionnalité. En revanche, le flux estimé par le modèle SIMUSCOPP s'est avéré en bonne adéquation avec les valeurs mesurées et calculées.

Un autre exemple d'évaluation de la validité des modèles d'exposition multimédia concerne le **transfert de HAP dans les parties consommables de légumes**. L'expérimentation a consisté à cultiver trois légumes (laitue, pomme de terre, carotte) sur des lots de terre provenant de sites d'anciennes usines à gaz et contenant des HAP à des teneurs croissantes dans une large gamme de valeurs, allant de 3 à 2 000 mg/kg pour les 16 HAP et de 0,4 à 295 mg/kg pour le benzo(a)pyrène [Empereur-Bissonnet *et al.*, 2002]. Les données, traitées statistiquement, ont été introduites dans le modèle HESP dont les prédictions ont été comparées aux analyses des légumes cultivés, rapportées au benzo(a)pyrène. Les résultats obtenus dans le cas de la pomme de terre montrent que les prédictions HESP sont surestimées de 1 à plusieurs ordres de grandeur, surtout pour les fortes concentrations et dans le cas où les tubercules sont épluchés (HESP ne fait pas de distinction). Il n'a pas été observé de croissance marquée des concentrations de HAP mesurées dans les tubercules avec l'augmentation des teneurs dans le sol, contrairement à ce qui a été observé pour les parties aériennes des laitues, contaminées via les poussières de terre polluée. Ce constat, qu'il faut peut-être relativiser du fait que les mesures ont été faites sur le seul benzo(a)pyrène, illustre la difficulté de quantifier la **biodisponibilité** des polluants dangereux, surtout quand il s'agit des HAP

lourds, très peu solubles, qui ne représentent qu'une fraction des HAP totaux d'un goudron. Il faut aussi remarquer que l'évaluation du risque doit être faite en termes d'excès par rapport à une référence. Il a par exemple été montré que des légumes cultivés sur une terre de friche d'un ancien site industriel, contaminée par des HAP à raison de 200 mg/kg, ne contenaient pas plus de HAP que ceux cultivés sur une terre agricole témoin, contaminée probablement par voie atmosphérique [Fismes *et al.*, 2002].

Si la surestimation du risque constitue une sécurité, elle peut s'avérer trop pénalisante dans certains cas du point de vue de la réhabilitation d'un site. Une première cause de surestimation peut être liée à la surévaluation de la concentration de polluants dans le sol ou dans l'eau avant transfert vers la cible. Dans l'exemple considéré ci-dessus, la modélisation des concentrations de HAP dans l'eau interstitielle du sol à l'équilibre avec un goudron résiduel peut être fortement majorante lorsque l'évolution de ce goudron, résultant en particulier d'une biodégradation partielle, limite le potentiel de transfert des solubles encore présents [Haeseler *et al.*, 1999] et donc la biodisponibilité. Une deuxième cause d'incertitude réside dans l'algorithme retenu pour modéliser le transfert de polluant vers la cible.

Les résultats des deux études expérimentales citées, qu'il faut certes éviter de généraliser, font émettre des doutes sur la validité des modèles d'exposition et conduisent à en relativiser les prédictions. Il apparaît nécessaire de multiplier les études expérimentales visant à mieux corréler les réponses de ces modèles avec des mesures effectuées dans des conditions réellement représentatives du terrain. C'est par exemple ce qu'a entrepris l'INERIS pour quantifier les flux de substances volatiles d'un sol contaminé vers l'intérieur d'un bâtiment en utilisant des chambres de mesure installées dans un atelier désaffecté d'une friche industrielle [Hulot *et al.*, 2002]. Une démarche analogue est nécessaire dans le cas du transfert de HAP dans les plantes pour valider les modèles de bioaccumulation [Fismes *et al.*, 2002]. L'INERIS, en association avec plusieurs partenaires, a entrepris une étude expérimentale en conditions contrôlées visant à comparer les résultats du transfert de polluants organiques du sol vers différents types de végétaux avec les prévisions de plusieurs modèles (Cemos-Plant, Mackay 97, Plant X) à partir d'une étude bibliographique qui a consisté à analyser cinq modèles au regard des phénomènes spécifiques que chacun prend en compte et qui peuvent être notablement différents [Denys, 2002]. Cette étude a mis en évidence la nécessité de bien choisir le modèle en fonction du type de plante en particulier et a recommandé d'effectuer les mesures adéquates de paramètres dans des conditions proches de celles rencontrées sur le site investigué.

Par ailleurs, il faut remarquer que la quantification de l'exposition nécessite encore une étape supplémentaire qui constitue la troisième cause d'incertitude et qui consiste, dans les cas cités, à évaluer les doses effectivement reçues et les durées correspondantes à partir des concentrations de HAP dans les légumes et des flux de volatils émis à la surface du sol ou à l'intérieur du bâtiment.

La caractérisation des risques sanitaires implique, comme explicité plus haut, la connaissance ou l'estimation des relations dose-effet, ce qui augmente notablement, dans la plupart des cas, l'incertitude sur le quotient de danger ou sur l'excès de risque individuel et collectif. L'absence de ces données, palliées dans certains cas par l'extrapolation de données de toxicité sur animaux, conduit à intégrer des facteurs de précaution d'un ou plusieurs ordres de grandeur, comme on l'a vu dans l'exemple de l'évaluation des risques sanitaires présentés par les résidus de marée noire sur les côtes (paragraphe 3.2.3).

L'évaluation des risques spécifiques relatifs aux nappes phréatiques peut être théoriquement mieux maîtrisée puisqu'elle n'implique que des processus de transfert et de migration dans le sol et dans l'eau dont les lois sont bien connues, l'incertitude résultant principalement de la variabilité des paramètres physiques et physico-chimiques du milieu.

Cependant, la qualité prédictive des modèles peut être assez variable et dépend en premier lieu de leurs fonctionnalités et des capacités des codes de calcul à traduire de façon significative les différents processus mis en jeu. Si des modèles purement analytiques sont capables de simuler correctement la plupart de ces processus, en associant éventuellement plusieurs modules spécifiques à chacun d'entre eux, il est préférable de faire appel à des modèles numériques pour représenter globalement l'ensemble de ces processus en tenant compte de la variabilité des divers paramètres, variabilité spatiale pour les paramètres de milieu, variabilité temporelle pour la composition des mélanges d'hydrocarbures.

Le modèle SIMUSCOPP, présenté précédemment, s'avère bien répondre à ce besoin. Ses caractéristiques de modèle polyphasique et multicomposants permettent, comme on l'a vu, de simuler tous les processus simultanés ou consécutifs de migration verticale et horizontale d'une phase huileuse, de transfert des volatils dans la phase gazeuse du sol, de transfert et de migration des hydrocarbures solubles dans la nappe, de leur dilution, adsorption et biodégradation.

L'exemple décrit ci-après illustre l'utilisation de SIMUSCOPP pour évaluer les risques de contamination de captages d'eau de la nappe et d'une rivière drainante sur un site pollué par l'infiltration d'environ 300 m³ de fioul domestique suite à un accident sur un oléoduc. La modélisation de l'extension du fioul sur la nappe et de la contamination de celle-ci par les hydrocarbures aromatiques (BTEX) a été effectuée par l'IFP dans le cadre des opérations de diagnostic et de dépollution confiées au bureau d'études BURGEAP [Côte et Le Thiez, *communication personnelle*]. Le contexte hydrogéologique est caractérisé par une nappe circulant dans la craie fracturée et alimentée par la pluie utile. La nappe est drainée par la rivière en période de hautes eaux et s'écoule vers les captages privés du village en période d'étiage. La schématisation du système aquifère a conduit à un modèle hydrogéologique monocouche avec une nappe libre de 10 m de hauteur. La mesure des perméabilités sur plusieurs piézomètres (essais de micromoulinet) a conduit à retenir, pour la simulation, une valeur moyenne de perméabilité de $2 \cdot 10^{-3}$ m/s, avec des valeurs extrêmes de $2 \cdot 10^{-4}$ et $7 \cdot 10^{-3}$ dans la zone centrale. Les mesures ont aussi conduit à considérer des zones nettement plus perméables au toit de la nappe.

Un ensemble de 39 piézomètres de surveillance a été mis en place et un système de dépollution a été mis en fonctionnement une quinzaine de jours après l'accident. Il consistait à pomper l'huile mobile au toit de la nappe dans 7 puits en réinjectant l'eau pompée dans des fosses (figure 3.11). Il a permis de récupérer environ 200 m³ de fioul en 45 jours.

Deux questions se sont alors posées :

1) l'huile résiduelle, non pompable, risque-t-elle de se remobiliser lors d'un abaissement du niveau de la nappe et de migrer jusqu'à la rivière ?

2) les BTEX dissous dans la nappe risquent-ils de contaminer la rivière d'une part et les captages d'autre part ?

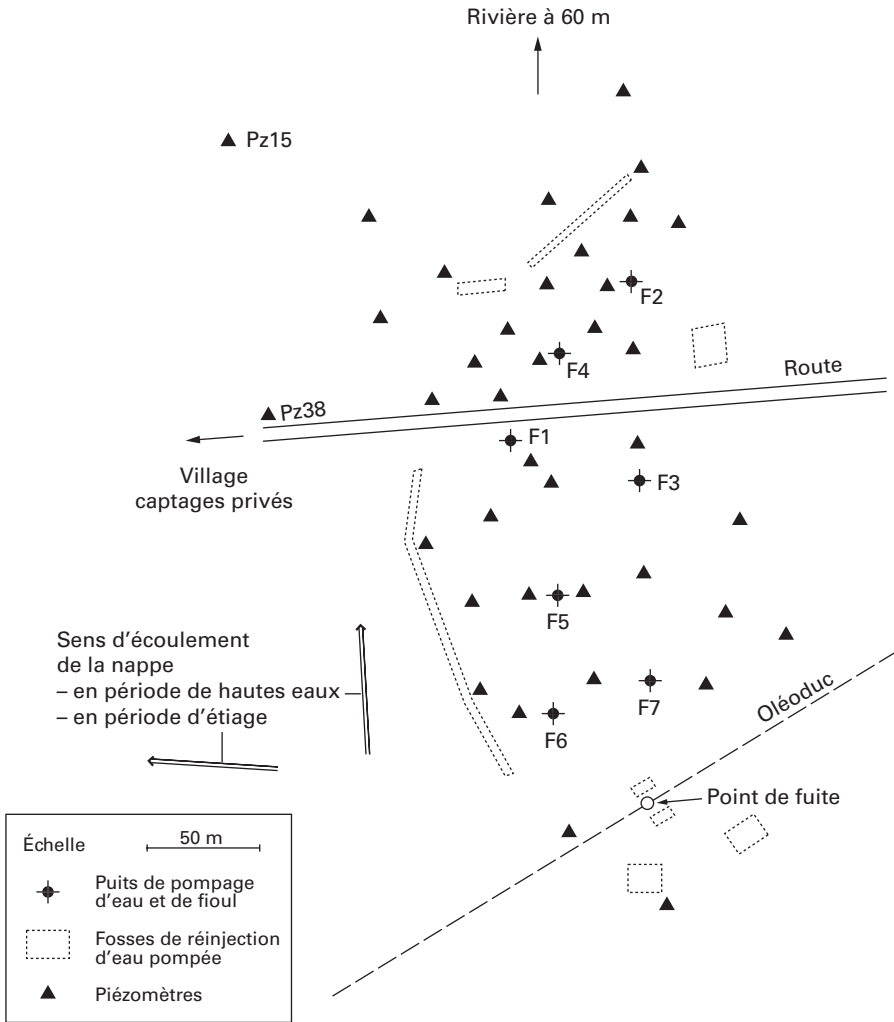


Figure 3.11

Carte d'un site pollué par du fioul domestique suite à un accident sur un oléoduc montrant l'implantation des puits de dépollution et des piézomètres de surveillance. *Source* : BURGEAP, IFP.

Pour répondre à la première question, une simulation de la mise en place du polluant et de son étalement à la surface de la nappe a été réalisée en imposant au modèle un certain nombre de conditions aux limites spécifiques au site et à son équipement et en retenant, pour les paramètres relatifs à l'huile dans le sol, les valeurs les plus plausibles : porosité cinématique de 10 % pour l'huile, saturation résiduelle égale à 4 % dans la zone insaturée et à 15 % dans la frange capillaire. La bonne restitution des débits de pompage d'huile libre a permis

de confirmer le bien-fondé de ces valeurs. La simulation correspondant à l'arrêt des pompages (figure 3.12a) indique qu'il n'y a pas d'extension notable de la pollution résiduelle. La simulation d'une baisse de 30 cm du niveau de la nappe (hauteur équivalente à la lentille d'huile) provoquant une désaturation en eau de la zone polluée par l'huile et une remobilisation de celle-ci (réduction de 15 % à 4 % de la saturation résiduelle) montre que le polluant pourrait migrer d'une quarantaine de mètres vers la rivière, mais sans jamais l'atteindre (figure 3.12b). La conclusion est que le pompage a suffisamment diminué la quantité d'hydrocarbures mobiles en phase huileuse pour écarter ce risque.

La réponse à la deuxième question a été obtenue en simulant d'abord le transfert des BTEX à l'équilibre dans l'eau de la nappe en position haute lessivant complètement le corps d'imprégnation d'huile résiduelle et l'évolution de leur concentration dans le temps (figure 3.13 et tableau 3.3). Les valeurs maximales correspondent à la concentration théorique à l'équilibre avec la composition du polluant à l'arrêt des pompages, soit 380 µg/l (cette concentration était de 1 250 µg/l avec le polluant frais). En considérant les concentrations à l'arrivée dans la rivière et en tenant compte de la dilution dans celle-ci, la simulation conduit à des concentrations inférieures à 0,8 µg/l dans l'eau de la rivière, c'est-à-dire un impact tout à fait négligeable. Les valeurs maximales dans la nappe sont en fait probablement inférieures.

Tableau 3.3 Exemple d'évaluation des risques de contamination à long terme d'un aquifère et d'une rivière drainante sur un site pollué par du fioul domestique, au moyen du modèle SIMUSCOPP.

| Temps | F7 (µg/l) | F4 (µg/l) | Aquifère à l'arrivée dans la rivière (µg/l) | Rivière à débit de 1 m ³ /s (µg/l) | Élimination des BTEX (%) |
|--------|--------------|--------------|--|--|-----------------------------------|
| 1 mois | 374 | 377 | 79 | 0,37 | 0,1 |
| 3 mois | 364 | 377 | 167 | 0,78 | 1 |
| 6 mois | 347 | 377 | 173 | 0,80 | 2,7 |
| 1 an | 308 | 376 | 168 | 0,78 | 6,2 |
| 2 ans | 231 | 372 | 163 | 0,76 | 12,9 |
| 3 ans | 165 | 366 | 159 | 0,74 | 19,3 |
| 5 ans | 77 | 345 | 149 | 0,69 | 31,7 |
| 7 ans | 34 | 311 | 139 | 0,64 | 43,3 |
| 10 ans | 9 | 244 | 119 | 0,55 | 58,8 |

On peut remarquer que si, en revanche, des captages se trouvaient dans cette zone, l'impact serait très marqué pendant de nombreuses années, les rendant inutilisables avant une dépollution complète.

Pour ce qui concerne le risque de contamination des captages du village, la simulation des concentrations de BTEX dans la nappe à l'étiage après 6 mois de propagation indique que les captages concernés pourraient recevoir des concentrations comprises entre 0,1 et 1 µg/l (figure 3.14), valeurs probablement majorées puisqu'une analyse réalisée sur un

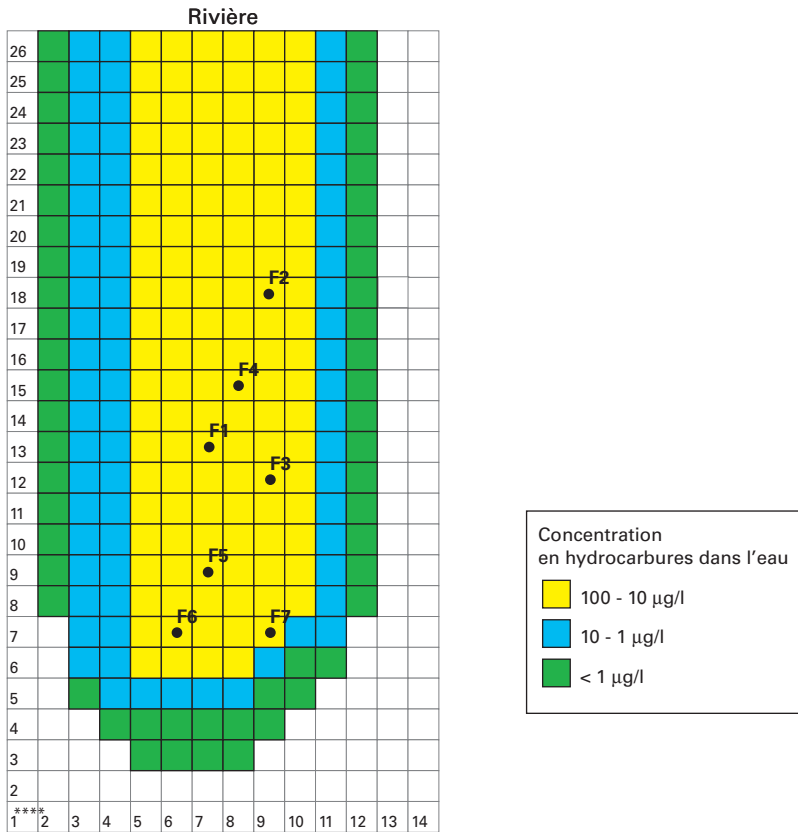


Figure 3.13

Modélisation, au moyen de SIMUSCOPP, de la contamination de la nappe phréatique sur le site décrit par la figure 3.11 : concentrations de BTEX au bout de 6 mois pour la nappe en position haute. *Source* : BURGEAP, IFP.

prélèvement effectué dans Pz 38, 1 mois après l'arrêt des pompages, a donné 0,1 µg/l. L'impact sur les captages est par conséquent considéré comme faible au regard du seuil réglementaire (10 µg/l) et même de l'odeur éventuelle (quelques µg/l). De fait, des analyses effectuées après 18 mois ont confirmé des teneurs inférieures à 1 µg/l dans les deux piézomètres Pz 15 et Pz 38 situés en aval hydraulique de la zone polluée.

Cet exemple montre bien la façon prudente d'utiliser un modèle, en particulier en simulant des concentrations dans la nappe à partir de l'équilibre des phases, ce qui a tendance à majorer les valeurs. Le fait de ne pas tenir compte d'une éventuelle atténuation naturelle par biodégradation va dans le même sens. Lorsque la biodégradation des hydrocarbures dissous est effective, l'extension de la contamination peut être notablement réduite, comme le montre un exemple de simulation réalisé dans un cas correspondant à des concentrations en BTEX nettement plus élevées [Haeseler et Le Thiez, 2002].

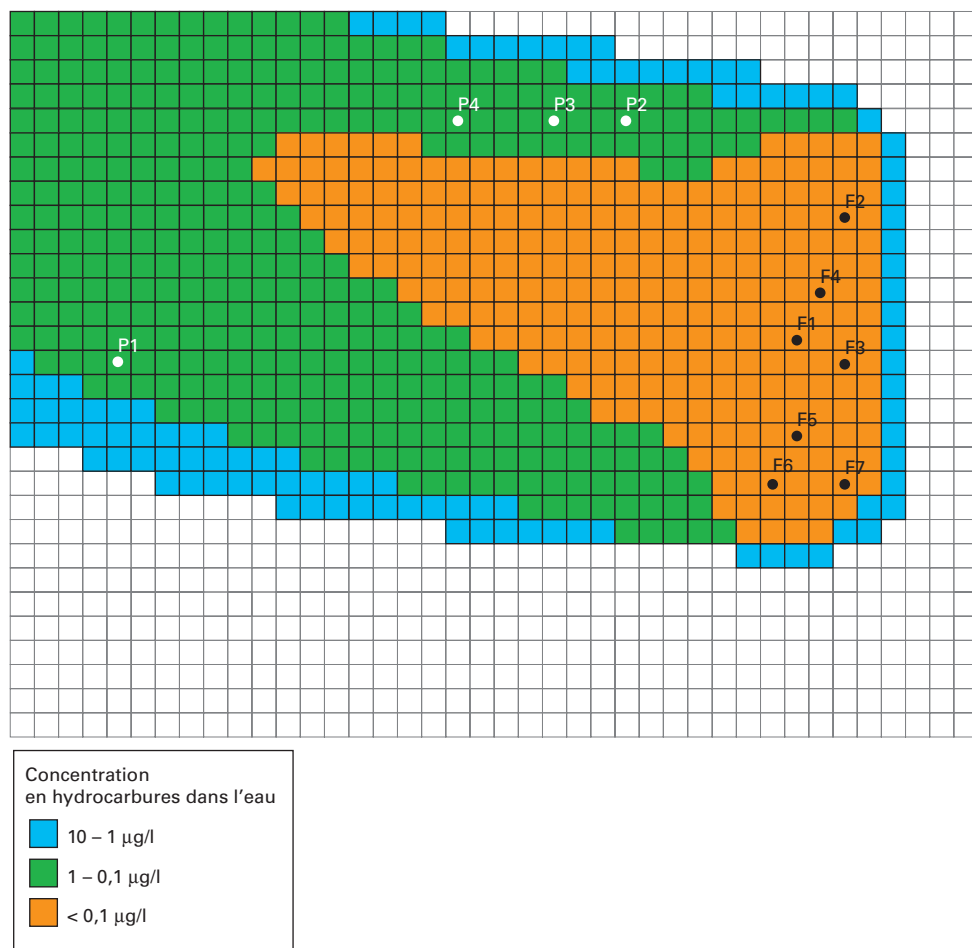


Figure 3.14

Modélisation, au moyen de SIMUSCOPP, de la contamination de la nappe phréatique sur le site décrit par la figure 3.11 : concentrations de BTEX au bout de 6 mois pour la nappe à l'été. *Source* : BURGEAP, IFP.

Dans le cas où l'étude de risque consiste à évaluer l'extension maximale d'un panache d'hydrocarbures dissous dans la nappe, stabilisée par atténuation naturelle, se pose la question de l'incidence de l'incertitude sur les paramètres hydrogéologiques, physico-chimiques et biologiques. Rappelons l'étude de sensibilité, déjà citée en 2.4, qui a été réalisée avec le modèle BIOPLUME III sur un scénario fictif [Rifai, 1997] : les résultats (voir tableau 2.12) font apparaître un facteur maximum de 3 pour la longueur du panache et de 5 pour sa largeur. De tels écarts peuvent être cruciaux ou non selon l'éloignement d'un puits de captage par exemple, l'écart maximum étant retenu pour déterminer le risque. Il faut aussi remarquer

que l'incertitude sur les perméabilités n'a principalement qu'une incidence sur les temps de parcours et non sur l'extension de la contamination.

L'incidence de la variabilité des paramètres introduits dans les modèles peut aussi être caractérisée par l'amplitude des valeurs que sont susceptibles de retenir, pour chacun d'eux, plusieurs opérateurs, comme on l'a vu en 2.4 dans le cas d'un exercice d'inter-comparaison de plusieurs modèles effectué dans le cadre du programme TRANSPOL [Bour *et al.*, 2002]. Ce type d'exercice mériterait d'être multiplié afin de mieux discerner l'incidence de la quantification des paramètres, celle de la méthodologie de mise en œuvre des modèles et enfin celle des codes eux-mêmes.

Le choix d'un modèle relève de nombreuses considérations. Indépendamment de la facilité de mise en œuvre, de la convivialité et de la nécessité évidente qu'il soit validé dans des conditions significatives, un bon modèle doit disposer de toutes les fonctionnalités utiles à l'évaluation des risques selon des scénarios divers. De ce point de vue, un modèle triphasique compositionnel tel que SIMUSCOPP s'avère parfaitement adapté pour simuler toutes les situations susceptibles d'être rencontrées, en tenant compte des écoulements physiques tant à l'échelle régionale qu'à celle de la maille de calcul et en décrivant l'évolution compositionnelle du polluant dans les différentes phases. D'autres modèles triphasiques, comme le modèle américain UTCHEM, n'ont pas la fonctionnalité compositionnelle et ne peuvent pas simuler les écoulements dans la zone insaturée du sol, ce qui peut nécessiter quelques adaptations dans certains cas. De fait, on constate parfois des écarts importants entre les résultats de simulation obtenus par différents modèles, comme par exemple lors d'un exercice de simulation d'un cas théorique d'infiltration d'une phase organique lourde, représentée par du naphthalène, qui a consisté à évaluer les concentrations de naphthalène dissous dans la nappe en fonction du temps, avec trois modèles triphasiques, SIMUSCOPP, UTCHEM V9.3 et TOUGH2/T2VOC, en utilisant les mêmes données [Bour *et al.*, 2002]. La figure 3.15 montre que des écarts de concentrations correspondant à 1 ou 2 ordres de grandeur sont observés.

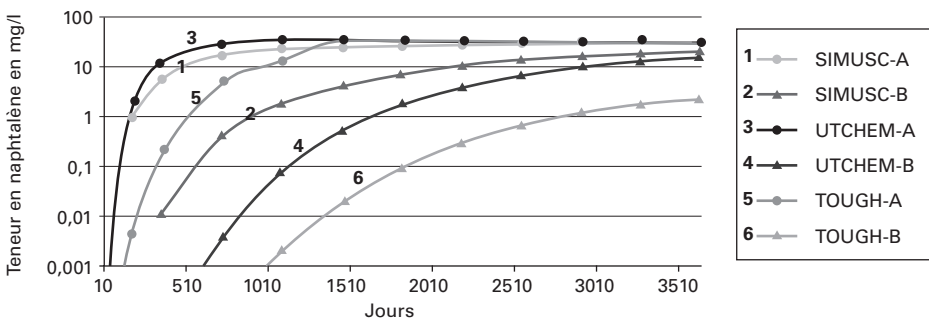


Figure 3.15

Résultats d'un exercice de simulation, au moyen de 3 modèles, de la contamination d'une nappe phréatique par du naphthalène dissous en profondeur, au cours du temps, au point A situé à 100 m de la source et au point B situé à 200 m de la source. D'après [Bour *et al.*, 2002].

Par principe, l'utilisation d'un modèle bien validé disposant de toutes les fonctionnalités, tel que SIMUSCOPP, s'avère préférable.

Finalement, **la gestion des incertitudes** doit rester une préoccupation essentielle de l'utilisateur d'un modèle visant à évaluer les risques qu'ont des cibles identifiées d'être atteintes et la durée éventuelle de leur contamination, afin de préconiser le cas échéant une opération de dépollution et d'en préciser les objectifs. D'une façon générale, l'incertitude sur la valeur des paramètres introduits dans le modèle est d'autant plus grande que le sous-sol est hétérogène et que le nombre de mesures est limité. Dans le cas où un panache d'hydrocarbures solubles est déjà observé dans la nappe phréatique, le calage du modèle permet de mieux borner le risque, en particulier si la stabilisation de ce panache, en amont d'un puits d'alimentation en eau par exemple, est due au moins en partie à la biodégradation des hydrocarbures. À partir des résultats obtenus avec des valeurs moyennes, des tests de sensibilité des simulations à la variabilité des paramètres constituent un moyen d'estimer le risque maximal, mais c'est l'expérience du diagnostiqueur qui permet en fin de compte de ne pas retenir des prévisions excessivement pénalisantes. Comme on l'a vu, la validité des prévisions dépend aussi de l'état de connaissance de la distribution et des caractéristiques de la phase huileuse résiduelle qui constitue la source des hydrocarbures solubles encore mobilisables. Dans le cas d'une pollution ancienne, l'estimation de la distribution des concentrations en hydrocarbures totaux peut dans certains cas être effectuée par modélisation géostatistique à partir de l'analyse variographique des mesures, comme cela a été montré dans le cas d'un ancien site pétrochimique [de Fouquet *et al.*, 2004]. D'autres approches sont étudiées, comme par exemple, dans le cas d'un sol pollué par des métaux, l'approche dite hybride qui consiste à combiner une approche probabiliste, portant sur l'analyse statistique de la variabilité de paramètres présentant un caractère aléatoire (en raison de la variabilité naturelle du phénomène mis en jeu) et basée sur l'échantillonnage aléatoire de fonctions de distribution de probabilité (technique « Monte Carlo »), avec une approche dite possibiliste portant sur les paramètres pour lesquels l'information est insuffisante pour un traitement statistique et qui sont représentés par des nombres flous [Guyonnet *et al.*, 2002].

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aminot A (1981) Anomalies du système hydrobiologique côtier après l'échouage de l'*Amoco Cadiz*. Considérations qualitatives et quantitatives sur la biodégradation *in situ* des hydrocarbures. In : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 223-242.
- Bertrand AR (2000) Transport maritime et pollution accidentelle par le pétrole. Faits et chiffres (1951-1999). Éditions Technip, Paris.
- Beslier A, Birrien JL, Cabioch L, Douville JL, Larsonneur C, Le Borgne L (1981). La pollution des sédiments sublittoraux au nord de la Bretagne par les hydrocarbures de l'*Amoco Cadiz* : distribution et évolution. In : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 95-106.
- Boehm PD, Fiest DL, Elskus A (1981) Comparative weathering patterns of hydrocarbons from the *Amoco Cadiz* oil spill observed at a variety of coastal environments. In : Amoco Cadiz, Conséquences

- ces d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 159-174.
- Bour O, Rollin C, Baroudi H, Garcia M, Emonet A, Bues MA, Le Thiez P, Blondel T, Schwartz J, Benslimane F, Guyonnet D (2002) Approche méthodologique de la modélisation du transport des HAP dans les sols et les eaux. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- Cadiou B (2002) Évaluation de l'impact immédiat sur l'avifaune : analyse critique de la gestion des oiseaux mazoutés, vivants ou morts, durant la marée noire de l'*Erika*. Communication présentée au colloque Les leçons techniques de l'*Erika* et autres accidents, Brest, 13-16 mars 2002. CEDRE, Brest.
- Chaty S, Lemièrre S, Cossu-Leguille C, Rodius F, Bispo A, Jourdain MJ, Lanhers MC, Burnel D, Vasseur P (2002) Approche des risques sanitaires par étude du transfert de la contamination et de la toxicité des polluants de l'*Erika* par la voie alimentaire. Communication présentée au colloque Les leçons techniques de l'*Erika* et des autres accidents maritimes, 13-16 mars 2002, Brest. CEDRE, Brest.
- Chen F, Yapa P (2000) Estimating the mortality to aquatic biota from oil releases under water. *In* : Proceedings of the Twentieth Third Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar. Environment Canada, Ottawa, Ontario, p. 637-662.
- Côme JM, Bohy M, Schäfer G (2002) Estimation des flux de vapeurs dans la zone non saturée et à l'interface sol-air. Confrontation des données mesurées sur un bassin expérimental avec différentes solutions analytiques et numériques. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- Covello VT, Merkhofer MW (1993) Risk Assessment Methods. Plenum Press, New York.
- De Fouquet C, Prectel A, Setier JC (2004) Estimation de la concentration en hydrocarbures totaux du sol d'un ancien site pétrochimique : étude méthodologique. *Oil & Gas Science and Technology, Revue de l'Institut Français du Pétrole*, 59, 3, p. 275-295.
- Denys S (2002) Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques. Tome 1 : Revue bibliographique. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Verneuil-en-Halatte, France.
- Ducreux J, Marchand M (1981) Évolution des hydrocarbures présents dans les sédiments de l'Aber Wrach, d'avril 1978 à juin 1979. *In* : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 175-216.
- Empereur-Bissonnet P, Bernillon P, Daniau C, Nedellec V, Fismes J, Perrin-Ganier C, Morel JL (2002) Évaluation de deux modèles d'exposition multimédia aux sols pollués, HESP et CalTOX, par comparaison de leurs prédictions à des mesures de concentrations de HAP dans les parties consommables de trois légumes. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- ERGOSS, Ecological Steering Group on the Oil Spill in Shetland (1994) The environmental impact of the wreck of the *Braer*. The Scottish Office, Edinburgh.
- Fismes J, Schwartz C, Bispo A, Caussanel JP, Empereur-Bissonnet P, Hulot C, Jagu C, Jourdain MJ, Marot F, Morel JL, Perrin-Ganier C (2002) Contamination des végétaux exposés à des sites pollués par des substances organiques. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- French DP, Schuttenberg H (1999) Évaluation of net environmental benefit using fate and effects modeling. *In* : Proceedings of the 1999 International Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington, D.C., paper # 321.

- French McCay DP (2001) Modelling oil, chemical spill impacts. *Sea Technology*, April 2001, p. 43-49.
- Girin M (2001) Le suivi écologique d'une pollution accidentelle des eaux-Guide opérationnel. CEDRE, Brest, France.
- Glemarec M (1998) Les méthodes d'appréciation d'un impact pétrolier sur le milieu marin. Communication présentée aux Rencontres Scientifiques Internationales « 20 ans après l'*Amoco Cadiz* », Brest, 15-17 octobre 1998. Université de Bretagne occidentale, Brest.
- Grizel H, Michel P, Abarnou A, Guegan B (1981) Incidences de l'*Amoco Cadiz* sur les exploitations ostréicoles. *In* : *Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 715-726.
- Groupe de Travail Académie des Sciences (2000) Pollution localisée des sols et sous-sols par les hydrocarbures et par les solvants chlorés. Académie des Sciences, rapport n° 44. Technique & Documentation, Paris.
- Gundlach E, Boehm P, Marchand M, Atlas R, Ward D (1983) The fate of the *Amoco Cadiz* oil. *Science*, 221, p. 122-129.
- Guyomarch J, Merlin FX, Budzinski H, Mazeas L, Haeseler F, Chaumery C, Oudot J (2001) The *Erika* oil spill : laboratory studies conducted to assist responders. *In* : *Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, D.C., p. 637-647.
- Guyonnet D, Baudrit C, Bourguine B, Dubois D, Fargier H, Côme B, Chilès JP (2002) Incertitudes en évaluation des risques : une approche hybride. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- Haeseler F, Ballerini (2002) Weathering of tanker *Erika*'s fuel oil n° 6 in marine environment. *In* : *Proceedings of the Third R&D Forum on High-density Oil Spill Response*, Brest, France, 11-13 March 2002. International Maritime Organization, London, p. 123-132.
- Haeseler F, Blanchet D, Druelle V, Werner P, Vandecasteele JP (1999) Ecotoxicological assessment of former manufactured gas plant soils : bioremediation potential and pollutant mobility. *Environmental Science and Technology*, 33, p. 4379-4384.
- Haeseler F, Le Thiez P (2002) Atténuation naturelle des produits pétroliers : utilisation des outils de modélisation physique et numérique. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- Hulot C, Gay G, Hazebrouck B, Pokryszka Z (2002) Émission de polluants gazeux dans les bâtiments à partir d'un sol pollué : modélisation et mesures sur sites. Communication présentée à la Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués, bilan et perspectives, 12-13 décembre 2002, Paris. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers.
- IPIECA (2000) Choix des modalités de lutte dans le but de réduire au maximum les dégâts. Les rapports de l'IPIECA, vol. 10, International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London.
- Jeanneret H, Chantereau S, Belliaeff B, Ratiskol G, Allenou JP, Piclet G (2002) Suivi sanitaire et environnemental des conséquences de la marée noire de l'*Erika*. Communication présentée au colloque Les leçons techniques de l'*Erika* et autres accidents, Brest, 13-16 mars 2002. CEDRE, Brest.
- Lafon D, Pichard A, Bisson M (2000) Évaluation du danger toxicologique du fioul rejeté sur les côtes. INERIS, Dossier ERIKA, Rapport 3. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Verneuil-en-Halatte, France.
- Maki AW (1991) The *Exxon Valdez* oil spill : initial environmental impact assessment. *Environmental Science and Technology*, 25, p. 24-29.
- Marchand M (1982). *In* : *Ecological study of the Amoco Cadiz oil spill*. Proceedings of the meeting NOAA-CNEXO.

- Marchand M, Caprais MP (1981) Suivi de la pollution de l'*Amoco Cadiz* dans l'eau de mer et les sédiments marins. In : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 23-54.
- Morel G, Courtot P (1981) Évolution des hydrocarbures dans l'eau et le sédiment de l'Aber Benoît. In : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 107-128.
- Norton SB, Rodier DJ, Gentile JH, Van der Schalie WH, Wood WP, Slimak MW (1992) A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environment Toxicological Chemistry*, 11, p. 1663-1672.
- O'Sullivan AJ, Jacques TG (2001) Impact Reference System. Effects of Oil in the Marine Environment : Impact of Hydrocarbons on Fauna and Flora. European Commission, Directorate General Environment, Revised Edition 1998, Internet Edition 2001.
- Ozouville L d', Berné S, Gundlach ER, Hayes MO (1981) Évolution de la pollution du littoral breton par les hydrocarbures de l'*Amoco Cadiz* entre mars 1978 et novembre 1979. In : Amoco Cadiz, Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, Actes du Colloque International, Brest, France, 19-22 novembre 1979. Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris, p. 55-78.
- Patin S (1999) Environmental Impact of the Offshore Oil and Gas Industry. EcoMonitor Publishing, East Northport, New York.
- Rivière JL (1998) Évaluation du risque écologique des sols pollués. Technique & Documentation, Paris.
- Sea Empress* Environmental Évaluation Committee (1998) The environmental impact of the *Sea Empress* oil spill. The Stationery Office, London.
- Troczyński J, Munsch C (2003) Contamination chimique des compartiments abiotiques et biotiques par les hydrocarbures. Communication présentée au colloque scientifique L'après *Erika*, le milieu marin sous surveillance, IFREMER Nantes, 20-21 novembre 2003.
- Wells PG, Butler JN, Hughes JS (1995) *Exxon Valdez* Oil Spill : Fate and effects in Alaskan Waters. ASTM STP 1219. American Society for Testing Materials, Philadelphia.
- Wolf DA, Hamed MJ, Galt JA, Watabayashi G, Short J, O'Clair C, Rice S, Michel J, Payne JR, Bradok J, Hanna S, Sall S (1993) Fate of the oil spilled from the T/V *Exxon Valdez* in Prince William Sound, Alaska. Draft Final report Subtidal Study # 4.