

Pollution des côtes par les hydrocarbures

Paul FATTAL

Géographe, Université de Nantes, Géolittomer LETG UMR 6554 CNRS
paul.fattal@univ-nantes.fr

Résumé Ce travail de recherche universitaire effectue le point sur les risques, les enjeux et la vulnérabilité des côtes aux pollutions par les hydrocarbures.

Mots-clés Pollutions, hydrocarbures, vulnérabilité, enjeux, risques, gestion, SIG.

Les pollutions des côtes par les hydrocarbures sont des événements récurrents qui marquent les mémoires car elles sont visuelles et souvent spectaculaires. Ce travail réalisé dans le cadre d'une recherche universitaire propose une lecture des marées noires à travers le prisme des risques, de l'aléa et de la vulnérabilité. L'approche s'articule autour de 4 thèmes :

1. les risques et la vulnérabilité à l'échelle globale et régionale
2. les impacts directs et indirects que provoquent les pollutions
3. la gestion des crises et le coût que représentent les marées noires
4. la représentation de la vulnérabilité à l'échelle locale : représentation conceptuelle ou outil opérationnel ?

1. Les risques globaux

Le *risque*, qualifié ici de technologique, est le produit d'un ou de plusieurs aléas par la vulnérabilité (Robin, 2002). Le risque par les hydrocarbures concerne les écosystèmes mais aussi les activités économiques comme par exemple le tourisme ou la pêche. L'aléa désigne dans son sens restreint la probabilité d'occurrence d'un phénomène. Ici, nous considérons que l'aléa est la pollution dérivant vers les côtes elle-même in-

duite par l'aléa direction des vents. Cet aléa peut aussi être d'expression anthropique comme l'ampleur des flux d'hydrocarbures transportés, la structure de la flotte et la conjoncture du marché du transport d'hydrocarbures qui peuvent influencer sur la fréquence des accidents (Thébaud et al. 2003). Le terme *vulnérabilité* peut avoir plusieurs définitions selon les orientations épistémologiques. Nous considérons que la vulnérabilité peut s'exprimer de manière analytique (endommagement potentiel des hommes, biens, milieux), mais aussi synthétique à travers la capacité qu'on les sociétés à répondre et surmonter les crises. L'estimation d'un degré de vulnérabilité (coûts des dommages potentiels) est aisée pour des biens matériels mais bien plus compliquée pour les dommages à la nature et aux espèces touchées par la pollution.

Les déversements dans le milieu marin

Les estimations d'hydrocarbures entrant dans l'environnement marin, sur une période de 30 à 40 ans, montrent que les rejets atmosphériques, les sources naturelles et les déversements continentaux sont de loin les plus importants (84 % en 2000). Ceux relatifs au transport maritime et aux accidents offshore ne représentent que 16 % des déversements. Par ailleurs, lorsqu'on étudie le nombre d'accidents par hydrocarbures en mer ainsi que les quantités déversées, on se rend

compte que le nombre de pollutions de plus de 700 tonnes est en diminution constante depuis les années 1980 (tableau 1).

Années	Nombre moyen/an
1970-1980	25,2
1980-1990	8,9
1990-2000	7,3
depuis 2000	2,3

Tableau 1 : Moyenne par décennie des pollutions par les hydrocarbures

De même, les quantités déversées diminuent aussi nettement : -30 % si l'on compare les périodes 1995-1999 et 2000-2004. Le graphique des quantités totales d'hydrocarbures déversées dans le milieu, par accidents, au cours de la période 1970-2005 (fig. 1) illustre notre propos et

montre la part que prennent quelques pollutions majeures telles que les accidents de l'Amoco Cadiz, l'Erika ou le Prestige.

Même si les pollutions de moins de 7 tonnes représentent 85 % des 10 000 accidents enregistrés, leur contribution aux quantités totales d'hydrocarbures déversés dans le milieu marin est faible. Ainsi, si l'on prend la période 1985-1994, dix accidents (2,5 % du nombre) totalisent, à eux seuls, 70 % des quantités (Huijer, 2006). Toutefois, il est intéressant de mettre en perspective ces quantités avec d'autres apports au milieu comme par exemple les déballastages¹ volontaires ou encore les dégazages illicites. Les déballastages ont été pendant longtemps la principale cause de déversements d'hydrocarbures dans les mers et les océans. Depuis 1989, ils sont en nette diminution, de l'ordre de 150 000 tonnes/an comparés au 700 000 tonnes de 1981 (Girin, 2004).

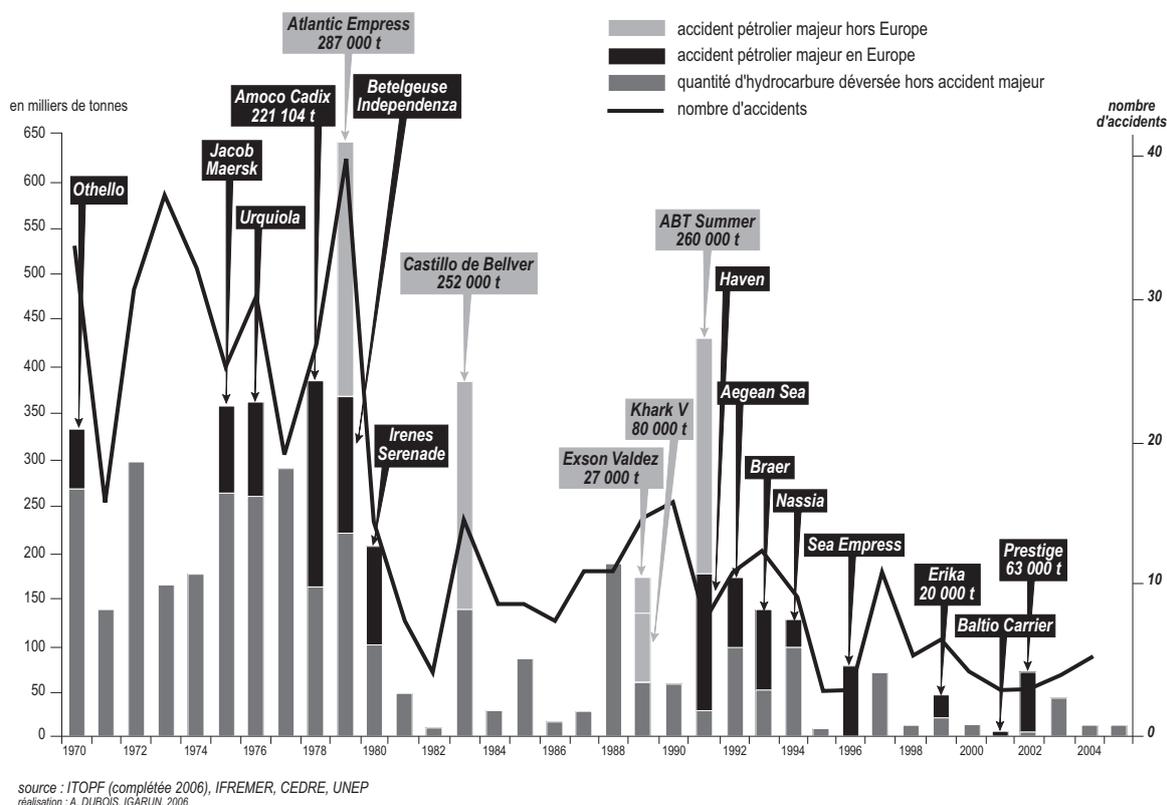


Fig. 1 : Quantités totales d'hydrocarbures déversées dans le milieu au cours de la période 1970-2005..

¹ Le dégazage est l'opération qui consiste à débarrasser des cuves de carburant, ou des cuves de pétrole brut, des gaz et traces de produits qui subsistent une fois la cuve vidée. Les déballastages font partie de ce que l'on appelle les pollutions opérationnelles des navires (en opposition avec les accidents).

Quant aux boues et eaux de cale, en dépit de leur interdiction de rejets, elles représentent quelques 280 000 tonnes annuelles. Elles sont issues des pétroliers, mais aussi des cargos, des bateaux de pêche ou d'agrément ou encore des navires de guerres.

Les facteurs de risque dans le domaine des pollutions par les hydrocarbures

À l'échelle globale et régionale, plusieurs variables participent à expliquer les facteurs risques pollution. Il s'agit :

1. de la géographie de la circulation
2. l'analyse des volumes transportés et des fréquences d'accidents
3. la nature et la sensibilité des environnements côtiers
4. le degré de préparation aux crises.

Pour autant, il ne faut pas occulter d'autres facteurs comme les conditions hydrométéorologiques, la transparence des eaux ou encore la bathymétrie.

Il existe une relation entre flux de transport et risques d'accidents. En effet, la fréquence des accidents évolue en fonction de l'importance de l'activité de transport. Ainsi, dans le cas de l'Union européenne, c'est environ 70 % des transports par pétroliers qui se font au large de nos côtes de l'Atlantique et de la mer du Nord et les 30 % restants empruntent la voie méditerranéenne (Commission Communauté, 2000). De ce fait, il semble évident que le risque encouru soit important dans le Golfe de Gascogne. Toutefois, lorsqu'on étudie la localisation des accidents majeurs dans le monde, on constate que ceux-ci sont plus importants dans les pays récepteurs du pétrole que ceux émetteurs. Cela s'explique par la conjonction de différents faits tels que l'âge et l'état du navire, l'erreur humaine ou les conditions de mer. Ainsi, un équipage embarqué sur un vieux pétrolier, en mauvais état et qui serait soumis à des conditions de mer difficile à plus de probabilité de commettre des erreurs.

Une analyse plus fine montre qu'il existe d'autres relations susceptibles d'expliquer les risques, comme le type de navire ou les taux d'affrètement pratiqués (Thébaud et al., 2003).

Parmi les facteurs intéressants à retenir, il y a le niveau de préparation des sociétés et leur capacité à répondre à une pollution. À cet effet, une étude de l'ITOPF (2003), menée sur des aires géographiques telles que la Méditerranée, la mer Noire ou l'Atlantique du nord-est, a montré que le niveau de préparation pouvait amplifier ou réduire le risque pollution. Ainsi pour l'exemple des trois aires choisies, il apparaît que le risque est le plus grand en mer Noire.

Dans cette perspective d'analyse des facteurs de risques à l'échelle globale ou régionale, nous nous sommes interrogés sur la part du droit pour réduire les risques. Le droit, qu'il soit public ou privé reflète souvent les réactions des États ou des instances internationales, qui sont souvent prises à « chaud et à minima » (Fattal, 2006). Toutefois, dans le domaine du droit public, des conventions comme celle de MARPOL 73/78 sont, à l'évidence, un des régimes les plus complets et les plus précis en droit international, contribuant à réduire les risques. De même, dans le droit communautaire, les paquets Erika 1 et 2 sont aussi destinés à poursuivre cet objectif de la réduction des risques. Il en est de même outre-Atlantique, aux États-Unis : nombreux sont les auteurs qui ont montré que l'adoption de l'OPA² a entraîné une baisse significative du nombre d'accidents.

Ainsi, dans la perspective d'une tentative d'évaluation du risque global ou régional et à la lumière des points évoqués plus hauts, on peut retenir que le risque pollution est fonction de l'aléa (A) risque accident (lui-même dépendant des facteurs (i) type et âge du navire, (ii) facteurs humains, (iii) état de la mer), et de la vulnérabilité (V) (qui est fonction de l'exposition physique et du risque lié au droit).

² Oil Pollution Act

2. Les impacts

Les impacts d'une marée noire sur les littoraux sont de deux types, directs et indirects. En effet, si une pollution englobe des oursins ou crustacés, alors l'impact est direct. Parmi les effets indirects, il y a par exemple, les effets du nettoyage forcé qui peut engendrer et amplifier l'érosion côtière.

Il n'y a pas une marée noire mais autant de marées noires qu'il y a de types d'hydrocarbures. Ces derniers n'ayant pas la même nature initiale, évoluent de manière différenciée dès lors qu'ils se déversent dans le milieu. De nombreux paramètres influent sur l'évolution d'une nappe parmi lesquels on compte des facteurs géographiques tels que la température, le vent, l'énergie des vagues ou encore la nature des hydrocarbures (fig. 2). Ainsi, certains hydrocar-

bures comme les paraffiniques ont tendance à rester en surface, alors que les naphthènes ou les asphaltènes, plus lourds, peuvent couler. La physico-chimie des hydrocarbures est complexe et l'on peut retenir que certains sont plus ou moins rémanents³ dans le milieu. Ainsi et à titre d'exemple, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui forment généralement 40 % des pétroles bruts, ont un impact sur la faune et la flore, car ils sont toxiques et persistants.

Impacts sur le vivant

L'évaluation de la vulnérabilité du vivant n'est pas toujours aisée à faire, car il est parfois difficile d'effectuer des suivis *in situ* pour quantifier les impacts. Dans ce cas, les analyses en laboratoire pallient partiellement ce manque, sans jamais réellement offrir une parfaite transposition de ce qui se passe effectivement dans la nature.

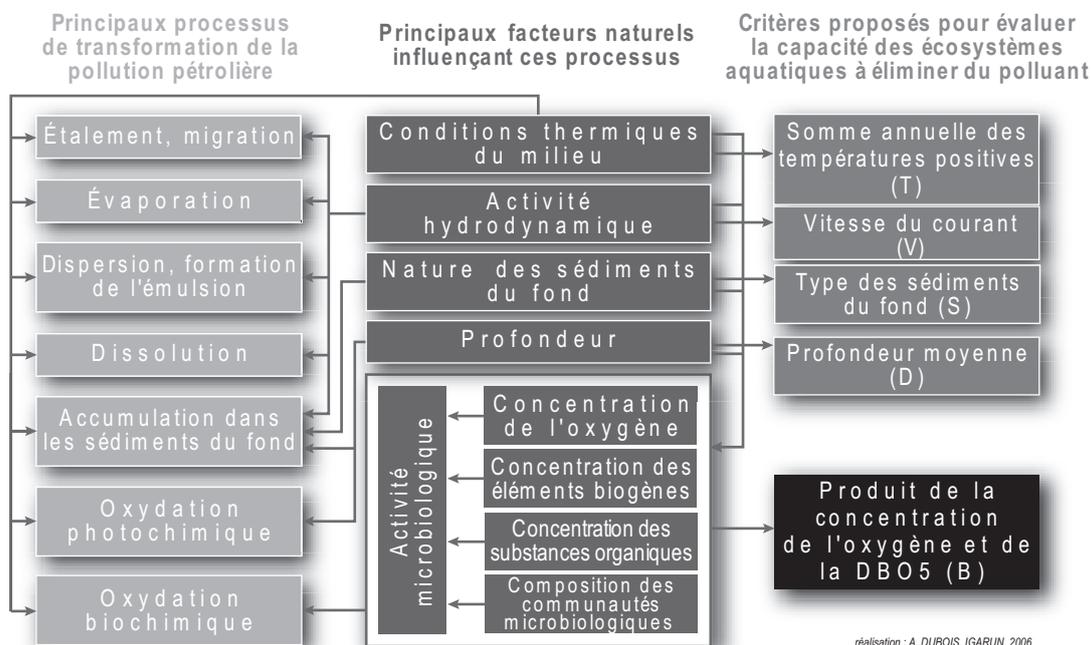


Fig. 2 : Processus, facteurs et critères retenus pour évaluer la capacité d'un écosystème à dégrader une pollution (source : d'après Fedorov et al. 2005, complété par Kouznetsov, 2005).

³ Rémanence : définit la durée de maintien ou persistance d'une substance (toxique) dans le milieu sans intervention de l'homme. Persistance d'un phénomène après disparition de la cause qui l'a provoqué.

Les conditions qui influent sur les impacts d'une pollution sont : les types d'habitats, le type et la quantité d'hydrocarbures ⁴, les espèces atteintes directement ou indirectement, la période du déversement (saison et stade d'évolution des espèces), les conditions hydrométéorologiques, le climat, la fréquence et la durée d'exposition aux hydrocarbures et enfin l'efficacité des mesures d'intervention. Les effets d'une pollution sur les peuplements ou espèces dépendent du type d'organisme étudié, de sa sensibilité, de son stade biologique, de la nature des hydrocarbures (plus ou moins toxiques) du mode de dépôt et de la durée d'exposition. En règle générale, les habitats intertidaux sont bien plus exposés aux hydrocarbures que les habitats subtidaux (Ballou et al., 1987) et les habitats benthiques (fonds marins) sont bien plus affectés par le contact avec le polluant que ne le sont les habitats pélagiques (colonne d'eau). De même, les zones côtières sont généralement plus sensibles que les eaux du large (ou la dispersion est possible), non seulement en raison de la faible profondeur des fonds mais aussi parce que les nappes sont ici en bout de course confinées dans les zones abritées.

De manière générale, on peut retenir que les larves, œufs et juvéniles de poissons sont plus sensibles que des individus adultes, en raison de leur manque de barrières de protection, de leur proximité de la surface (au plus près des nappes) ou encore pour les deux raisons à la fois. En dehors des effets létaux évoqués plus haut, juvéniles, poissons et coquillages peuvent aussi subir des effets de types morphologiques et physiologiques. Les premiers sont visuels, alors que les seconds ont des manifestations très diverses, comme des amaigrissements, une croissance ralentie, des changements du rythme cardiaque, de la respiration, des œdèmes, des lésions internes et enfin des troubles du comportement. Ainsi, avec la catastrophe de l'*Amoco Cadiz*, le polluant a provoqué des crispations et une érosion des nageoires de la plie (Desaunay, 1981), ou encore des nécroses (Miossec, 1981). À la suite du naufrage de l'*Exxon Valdez*, ce sont les larves de harengs qui étaient malformées.

Dans le domaine des impacts d'une pollution sur les oiseaux, la vulnérabilité dépend de plusieurs variables comme : le type d'espèce (c'est-à-dire son origine géographique, sa structure

Concentration de pétrole dans l'eau de mer	Impact sur la faune et la flore
100 ppm ⁵	mort de la faune marine et des mollusques gastéropodes
50 ppm	mort des poissons et des mollusques bivalves
10 ppm	à partir de ce seuil, toxicité pour la majorité des organismes
1 ppm	mort des larves et juvéniles, inhibition de croissance du phytoplancton et décroissance de l'activité des moules
100 ppb	en dessous de ce seuil : effets non mortels
10 ppb	baisse de fécondité chez les vers, anomalies génétiques chez les poissons et modification du comportement des invertébrés
1 ppb	impact sur la croissance du phytoplancton

Tableau 2 : Concentration de pétrole (10 % de fraction aromatique) et effets du pétrole sur les organismes marins (source : simplifié d'après Hyland & Schneider, 1976).

⁴ Les hydrocarbures raffinés sont plus volatils et plus toxiques que les hydrocarbures lourds

⁵ ppm : parties par millions

d'âge, les stratégies démographiques du groupe, les modes de reproduction), le type d'hydrocarbure, l'étendue de la nappe, le lieu de la pollution ainsi que la période où l'accident s'est produit. Il n'y a pas de relation directe entre la quantité déversée et l'impact sur l'avifaune (Cadiou et al., 2003). En revanche, les espèces qui passent de longues périodes à la surface de l'eau, qui plongent, qui muent et qui ne volent pas, sont plus vulnérables que les autres. Les oiseaux de pleine mer (pingouins**, guillemots**, macareux**, canards marins, plongeurs, grèbes, cormorans, fous, mouettes tridactyles, fulmar et puffins), dont, plus spécifiquement les alcidés (**) sont plus vulnérables que les oiseaux de rivage. Cette vulnérabilité est d'ailleurs d'autant plus grande que le déversement a lieu au voisinage des colonies. Enfin, l'impact sur les oiseaux diffère selon les saisons et en hiver, le froid contribue à aggraver les hypothermies. De même, au printemps et en été, la pleine période de reproduction augmente les risques. Lorsque les plumes des oiseaux sont engluées, on assiste à des réactions en chaîne. L'oiseau est alourdi, il ne peut plus voler et tente de se nettoyer les plumes. De ce fait, il ingère du polluant (intoxication) et subit un stress hypothermique qui réduit sa flottabilité et le conduit à la noyade (Sloan, 1999).

Il existe une manière schématique de définir la sensibilité des populations et elle est fournie par

l'IRS (Impact Reference System) pour l'Union européenne (tableau 3), (O'Sullivan, Jacques, 2001).

Mais qu'en est-il des temps de retour des milieux à une forme d'équilibre, après une marée noire ? Une des étapes de la résilience⁶ consiste à appréhender les temps de décontamination (rémanence). Une colonne d'eau se décontamine généralement en six mois, et l'impact négatif sur la vie pélagique est généralement compensé par la dynamique des eaux, mais aussi par celle des peuplements (Lejeune, 2005). Sur les estrans et les fonds, la décontamination est aussi fonction de l'hydrodynamisme, du type de côtes touchées ainsi que de la sensibilité des populations. Le temps de retour à l'équilibre est variable, de l'ordre de 2 à 6 ans pour les zones battues, alors qu'elle peut atteindre 25 ans dans des zones abritées (CEDRE, 1998). À titre d'exemple, une étude sur la macrofaune benthique des Abers touchés par la catastrophe de l'*Amoco Cadiz* a révélé un retour à une situation normale au bout de 6 ans (Grall, Geslin, 1998). Avec la marée noire de l'*Erika*, l'impact sur les foraminifères s'est traduit par une faible densité et une faune appauvrie pendant 21 mois (Morvan et al., 2004).

Enfin, sur les marais maritimes, là où les temps de restauration sont réputés être longs, il existe aussi des disparités. Ainsi, une étude floristique et phytocœnotique a été faite après l'*Amoco Cadiz* et elle a porté sur les prés-salés nord-armoricains,

Sensibilité	Populations
très forte sensibilité	guillemots, puffins, oiseaux plongeurs, corail
forte sensibilité	oursins, mammifères marins, larves de nombreux organismes
sensibilité moyenne	zooplancton, mollusques, polychètes
sensibilité faible	phytoplancton
sensibilité très faible	poissons adultes

Tableau 3 : Sensibilité de quelques populations (source : d'après O'Sullivan & Jacques, 2001).

⁶ Résilience : capacité à absorber un changement, à persister au-delà d'une perturbation et à retrouver une forme d'équilibre. Ce terme emprunté à la physique est employé en écologie. Il y a résilience quand une espèce voyant ses effectifs s'effondrer, ne disparaît pas complètement, reste en réserve et capable de devenir à l'occasion dominante.

de Brest à Paimpol. Les auteurs qui disposaient d'états zéro, grâce à des suivis de terrain effectués depuis 1964, ont montré que toutes les espèces, même les plus rares ont été retrouvées après un an (Géhu, Géhu-Frank, 1981). Cela n'a pas été le cas pour le marais de l'Île Grande où 20 ans plus tard, on ne retrouvait toujours pas la totalité des espèces initiales (Levasseur, Gross, 2000).

Impacts à terre

De manière générale, les impacts terrestres sont fonction des caractéristiques du milieu, du type de polluant et de la période au cours de laquelle se déroule l'évènement⁷. Très schématiquement, une marée noire, constituée d'un fuel toxique, qui se déverse dans une zone abritée engendre plus de dégâts que si elle s'était répandue sur une zone exposée. Des hydrocarbures qui s'étalent sur une plage démaigrée peuvent être piégés par les sédiments qui sont rapportés par les vagues constructives. Enfin, du polluant qui a pénétré dans les fissures d'une roche, peut en période estivale suinter à nouveau et contaminer le milieu.

Il n'y a pas de corrélation entre quantité déversée et littoral pollué pour des marées noires comme celles de l'*Exxon Valdez*, du *Nakhodka* et de l'*Erika*, car les quantités déversées sont faibles pour de vastes zones affectées (successivement : 1 600 km pour 37 000 tonnes ; 1 000 km pour 6 000 tonnes et 400 km pour 20 000 tonnes). Après la dérive des hydrocarbures jusqu'à la côte, leur pénétration dans les sédiments dépend de leur viscosité et de la nature sédimentologique de la plage. Les pétroles légers pénètrent dans le sédiment sableux, alors que ceux qui sont épais et visqueux, s'ils ne sont pas enfouis ou recouverts, ont tendance à rester en surface. Sur une plage caillouteuse, ils vont avoir tendance à percoler en profondeur.

Nombreux sont les impacts indirects dus aux

nettoyages des côtes (Fattal, 2006). Sans exhaustivité aucune, nous pouvons relever les risques d'enlèvement massif de sédiments souillés sur les plages sableuses, ou encore la destruction de marais maritimes parcourus par le va-et-vient incessant d'engins lourds qui stérilisent le milieu. Parmi les techniques douces qui peuvent être proposées, il existe une méthode qui consiste à laver les sédiments pollués dans la zone de déferlement des vagues (surfwashing). Cette technique utilisée au moment de l'*Exxon Valdez* et de l'*Erika* est une bonne alternative à l'utilisation abusive de moyens mécaniques comme l'usage des cribleuses-tamiseuses qui peuvent participer à amplifier l'érosion des côtes. Sur les marais maritimes, le nettoyage doit être effectué avec précaution, avec de faibles effectifs sur le terrain. Ainsi, au moment de la catastrophe de l'*Erika*, hydrocarbures et végétaux pollués ont été prélevés de la surface et des chenaux, uniquement par de petits groupes de piétons équipés d'outils manuels. Les végétaux souillés ont été coupés et dans la plupart des cas, les plantes n'ont pas été affectées (Poncet et al., 2005).

3. Gestion des crises et coûts des marées noires

Lorsque survient une marée noire, une multitude d'acteurs, institutionnels ou non, dont les tâches sont plus ou moins identifiées, se mobilise pour lutter contre la pollution. L'organisation qui se met alors en place, suit plusieurs étapes qui vont de la préparation des chantiers de nettoyage, jusqu'à leur clôture. Entre ces deux phases il y a un temps, plus ou moins long, qui est celui de l'action de dépollution. Les hommes, les moyens en matériels et financiers sont mobilisés pour que la crise soit gérée efficacement.

Cependant ce schéma « simpliste » est perturbé par d'autres facteurs importants comme le niveau d'exigence des sociétés vis-à-vis du nettoyage de leurs côtes. Celui-ci est le fait des

⁷ Impacts terrestres = f (type de côtes, nature substrat, caractéristiques et comportements du polluant, conditions météorologiques et climatiques).

pressions directes ou indirectes qu'exercent les politiques, le public ou les médias, pour que leur littoral recouvre rapidement sa forme initiale. Ainsi, au cours de la période de lutte contre la pollution, on assiste parfois à une débauche de moyens qui peuvent d'une part, provoquer des dégâts supplémentaires et d'autre part, faire grimper les coûts, au point que le FIPOL qualifie certains nettoyages de déraisonnables.

Suite à la marée noire de l'Amoco Cadiz, la France s'est dotée d'un plan de lutte contre la pollution qui devrait garantir une certaine efficacité. Celui-ci regroupait deux dispositifs distincts chargés de lutter en mer et à terre contre la pollution. Des améliorations ont été apportées à chacun des dispositifs, suite à quelques déficits relevés au moment de la marée noire de l'Erika. Ainsi et à titre d'exemple, le Polmar Terre révisé prévoit une périodicité pour les exercices de simulation de catastrophe. A contrario, la concertation avec les élus et la société civile présentée comme une nouveauté de la réforme constituait déjà un des principes du texte de 1978 (Bahé, 2003).

Les plans Polmar sont structurés et font appel à de nombreux services centraux et déconcentrés de l'État. En revanche, chaque département à une gestion « individualisée » de son plan de lutte. De même, nombreux sont les acteurs impliqués dans la gestion d'une crise (fig. 3) et ceux-ci sont porteurs de déficits susceptibles

d'accentuer la vulnérabilité.

Limites des plans et déficits des acteurs

Entre la catastrophe de l'Amoco Cadiz et celle de l'Erika, plus de vingt années s'étaient écoulées expliquant partiellement la relative désorganisation et des acteurs, et des plans sans véritable contenu qui n'étaient, pour certains, même pas réactualisés. À ce titre, on peut noter que dans le domaine de l'organisation et du partage des tâches, les informations demeuraient souvent erronées voire dépassées. Nombreux étaient les départements qui n'incluaient pas les services des Affaires Maritimes, de l'environnement, les experts ou encore les laboratoires agréés. Enfin, les plans d'intervention ou de protection ne prévoyaient pas, par exemple, de plans de pose de barrages, ni les endroits à éviter pour le stockage temporaire des déchets.

L'ensemble de ces déficits, ont conduit l'État à proposer des améliorations. Sans aucun doute, les rapports Balland (2000), De Richemont (2000), du Conseil Économique et Social (2000) ont joué un rôle important dans la révision des plans Polmar Terre. À présent, les plans doivent porter les composantes suivantes :

- inventaire précis et hiérarchisé des zones à protéger en priorité ;
- inventaire exhaustif et tenu à jour des matériels et produits de lutte ;

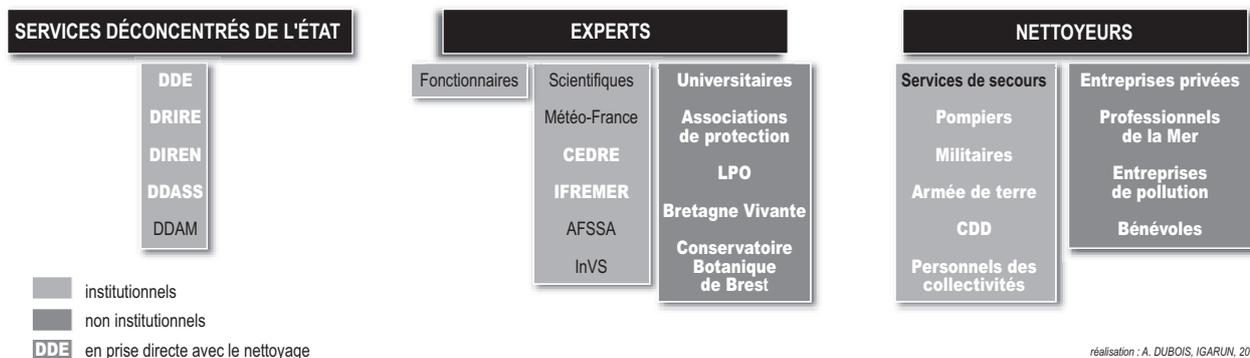


Fig. 3 : Acteurs impliqués dans la gestion de crise POLMAR Terre

- plans précis de pose et de maintenance des barrages ;
- inventaire des sites de stockage et des centres de traitement des matériaux pollués et polluants récupérés ;
- liste des entreprises privées spécialisées et des organismes locaux possédant une compétence en matière de lutte contre la pollution ;
- inventaire actualisé et exhaustif des moyens publics et privés de lutte avec les procédures de mise à disposition et les conditions d'emploi ;
- moyens d'évaluer les risques ;
- possibilités d'hébergement des personnels de lutte ;
- dans les régions conchylicoles, plans de sauvetage des cultures marines ;
- plan de nettoyage et de restauration du littoral ;
- mesures relatives à la sauvegarde de la santé publique ;
- nature et traitement des échantillons en vue du suivi sanitaire et environnemental et dans la perspective du traitement du contentieux (procédures de recueil et d'analyse) ;
- organisation d'accueil, de gestion et de formation rapide des bénévoles ;
- plan de secours à la faune ;
- liste des experts locaux pouvant compléter le réseau national ;

De plus, les nouveaux plans Polmar prévoient de mettre en place des moyens de lutte sur la frange littorale afin de réduire les impacts terrestres.

Si les tâches sont plus clairement identifiées, il demeure encore quelques lacunes parmi lesquelles l'extrême disparité des qualités de plans entre départements ou encore l'absence d'états zéro du littoral (Fattal, 2006). On note aussi les insuffisances de structures comme les Conseils Régionaux et Généraux, ou encore les Communautés de Communes qui sont certes impliqués dans la gestion de la crise mais qui ne participent pas à l'élaboration des plans. Cette lacune est partiellement résolue depuis l'instruction du 11 janvier 2006 où il est fait mention, pour la première fois, de l'aide qu'ils pourraient apporter à la préparation de la lutte. De même, la position des experts non-institutionnels est pour

le moins floue, alors que leur travail a été jugé essentiel lors du nettoyage des plages au moment de la catastrophe de l'*Erika*.

Une analyse fine des lacunes observées par types d'acteurs, montre que chacun d'entre eux est porteur de déficits culturels, organisationnels et managériaux (Bahé, 2003). Ainsi, pour reprendre l'exemple des experts, leurs déficits peuvent être culturels (sentiment d'infaillibilité ou difficulté de communication). À la lumière de ces analyses menées pour chaque acteur, il ressort notamment des interventions pas toujours efficaces voire néfastes pour les bénévoles dont l'action est réputée désordonnée surtout lorsqu'elle n'est pas encadrée.

Impacts économiques

Évaluer les impacts économiques d'une marée n'est pas simple car s'il est relativement aisé d'évaluer le prix d'un bien perdu, par exemple un bateau, il devient plus compliqué de quantifier des pertes à l'environnement. Des méthodes développées par les économistes sont proposées et certaines sont encore « très conceptuelles » puisqu'elles ne sont pas reconnues par les régimes d'indemnisations.

Le coût des marées noires est très différencié et il est fonction de la société et de son niveau d'exigence. Les dommages économiques directs (nettoyages des côtes, restauration des milieux) sont facilement quantifiables, alors que ceux indirects (ressources marines, tourisme, pertes d'aménité et d'agrément, biodiversité), sont beaucoup plus complexes à évaluer. De plus, les économistes distinguent les valeurs d'usage (présent et à venir) des valeurs de non-usage associées à la notion de développement durable et à ce qu'on laisse pour les générations futures (comme la valeur de legs ou encore d'existence).

Il existe de nombreux paramètres susceptibles d'augmenter ou de réduire les coûts des marées noires. Il s'agit du type de pétrole, des caractéristiques physiques, biologiques et économiques des zones impactées, du temps et des conditions de mer, de la quantité et du temps de déverse-

ment et enfin de la période de l'année et du nettoyage (White, Molloy, 2003 ; Etkin, 1999). À titre d'exemple, un hydrocarbure lourd, persistant dans le milieu, va entraîner des coûts de nettoyages supplémentaires par rapport à un fuel léger qui a tendance à se disperser plus facilement. De même, il existe une relation entre coût du nettoyage à la tonne et volume de pollution. Le coût de nettoyage diminue substantiellement pour de grandes marées noires, mais il augmente si le temps de résidence du polluant dans le milieu est long. Enfin, les stratégies de nettoyage peuvent réduire la facture de nettoyage. Ainsi, les nouvelles générations de dispersants (beaucoup moins nocifs que les premiers) permettent des économies consistantes.

Parmi les estimations de coûts indirects, on distingue les pertes au tourisme, à la pêche ainsi que les pertes d'aménités et les pertes aux biens et services environnementaux (non-marchand). Les méthodes d'évaluation ne sont pas toutes les mêmes et la fourchette des valeurs estimées pour une marée noire est souvent assez large. Ainsi, dans le cas de l'*Amoco Cadiz*, les pertes économiques ont été évaluées entre 123,9 MF 1978 (18,9 millions d'euros) et 249,2 MF 1978 (38 millions d'euros) (Hay, Thébaud, 2002). Les pertes économiques subies par les professionnels du tourisme au moment de l'*Amoco Cadiz* ont été de l'ordre de 85,7 millions d'euros⁸ (valeurs directes et indirectes - Bonnieux, <Rainelli, 2004). En mars 2005, au cours de la réunion « l'*Erika*, 5 ans après » qui s'est déroulée à l'hôtel de Région des Pays de la Loire, le président du Conseil Économique et Social (CES) de cette région a estimé le préjudice subi par le tourisme entre 130 et 200 millions d'euros. Selon le Conseil, la baisse de fréquentation du littoral a été de l'ordre de 14 %, ce qui signifie 5,3 millions de personnes en moins. Pour cette catastrophe, dans le domaine de la pêche, la Région des Pays de la Loire et le président du Conseil Économique et Social (CES) ont dressé,

Activités	Préjudice (en euros)
pêche en mer	178 000
conchyliculture	5 240 000
pêche à pied	274 000
aquaculture nouvelle	365 300
reconquête de l'image de la mer	3 000 000
sel	6 000 000
Total	15 057 300

Tableau 4 : Préjudice subi par les professionnels de la mer après l'*Erika* (source : CES, 2005).

le 7 mars 2005, le bilan du préjudice subi (marchand et non-marchand) par les professionnels de la mer (tableau 4).

Ces chiffres pour la seule pêche sont faibles comparés à ceux de l'*Amoco Cadiz* et ils sont négligeables par rapport à ceux du *Prestige* dont le montant des préjudices avoisine les 600 millions d'euros.

Plus compliquées sont les évaluations des pertes aux biens environnementaux. Les économistes attribuent à l'environnement une « valeur économique totale » qui comprend et distingue les valeurs d'usage et de non-usage, directes et indirectes. Les valeurs d'usage directes des milieux naturels proviennent de la production de denrées alimentaires, de bois, de matières premières destinées aux industries pharmaceutiques et agroalimentaires et offrent, de plus, un cadre à des activités de loisirs. Les valeurs d'usage indirectes dérivent des fonctions biologiques que ces milieux assurent. Les valeurs de non-usage sont des valeurs intrinsèques qui naissent de la satisfaction procurée à un ou à des individus. Dans ce cas, les considérations dépassent le seul cadre économique et font appel à des notions comme l'équité, le respect de la nature ou le legs aux gé-

⁸ L'estimation de Bonnieux et Rainelli (1980) va au-delà de l'estimation des pertes subies par le secteur du tourisme. Ils évaluent les pertes de recettes des nuitées perdues. Les autres calculs donnent : NOAA modèle composite : 123,9 MF 1978 et NOAA modèle économique : 249,2 MF.

⁹ Nous n'explicitons pas ici, ces méthodes (voir à cet effet Fattal, 2006).

nécessaires futures. À cet effet, il existe un arsenal de méthodes pour procéder aux évaluations, comme celles des coûts de transport, des prix hédonistes ou encore d'évaluations contingentes ⁹.

Ce qui ressort des évaluations et de la réalité des remboursements après une catastrophe, c'est un déphasage systématique caractérisé par des montants indemnisés très inférieurs à ceux estimés. Toutes ces estimations se heurtent à la dure réalité des procès avec leurs âpres discussions. Toutefois, à petit pas, le droit et les régimes d'indemnisation, sous la pression des sociétés sensibles aux problèmes d'environnement, font leur chemin et la notion de dommages écologiques fait de timides apparitions dans les règlements internationaux.

4. Représentation de la vulnérabilité à l'échelle locale

Il existe de nombreuses méthodes d'évaluation et de représentation de la vulnérabilité des côtes aux pollutions par hydrocarbures. Les approches sont diverses : qualitatives, quantitatives, non spatialisées ou au contraire spatialisées. La plupart des documents cartographiques qui représentent cette vulnérabilité sont avant tout à vocation opérationnelle. Ils ont pour objectif de répondre à l'attente d'une société qui souhaite mieux rationaliser la gestion préventive d'un aléa pollution en fonction d'enjeux reconnus. Ces documents destinés à des gestionnaires de crises, permettent d'identifier sur des fonds de plans, des enjeux de nature ou de société (zones d'intérêt écologique, activités, aménagements sensibles).

Le modèle établissant une vulnérabilité globale peut être représenté comme ci-dessous (fig. 4). Il intègre des variables de nature et des variables de société qu'il faut ensuite croiser ou pondérer pour obtenir la vulnérabilité globale.

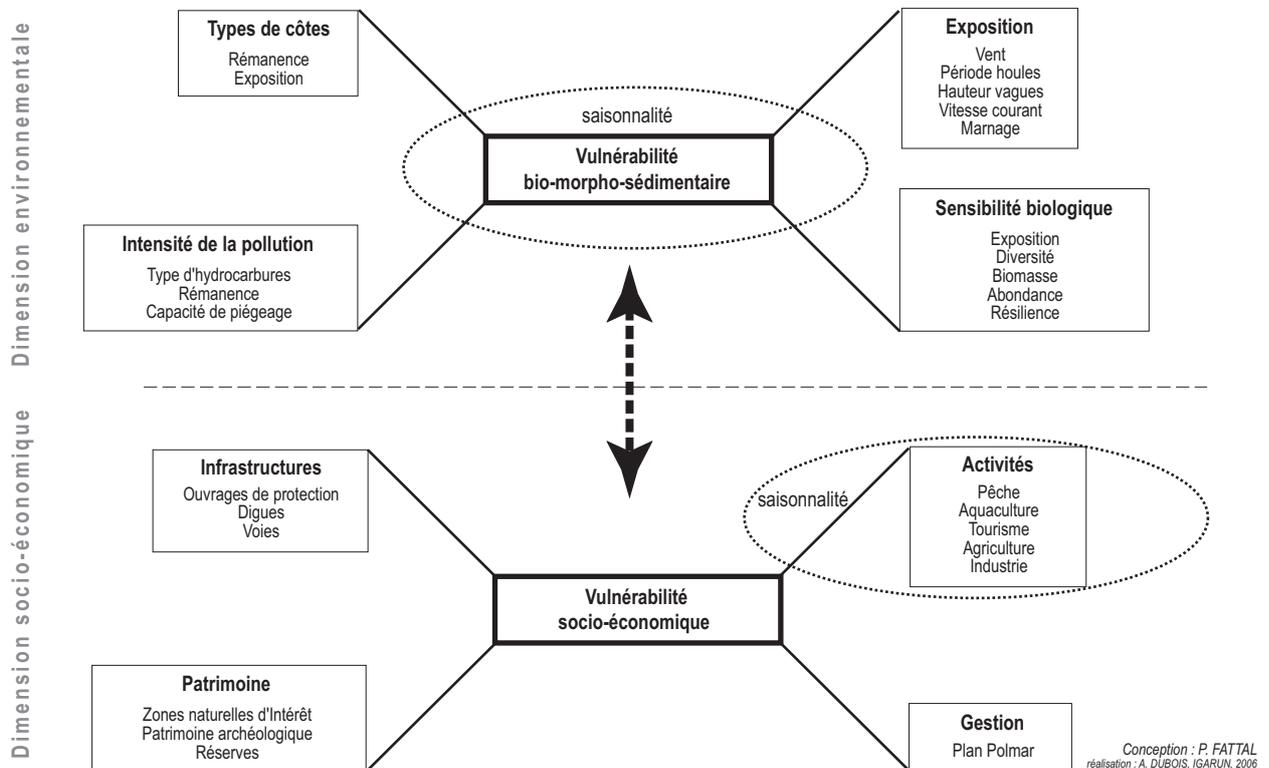


Fig. 4: Variables de la vulnérabilité bio-morpho-sédimentaire et socio-économique

Vulnérabilité du milieu

Étudiée depuis les années 1970 par les géomorphologues américains, la vulnérabilité des milieux a connu une évolution significative, pour aboutir aujourd'hui à des documents opérationnels comme les cartes ESI (Environmental Sensitivity Index). Ces documents se basent sur une typologie des côtes aux sensibilités différenciées. Ainsi, une côte rocheuse exposée a un indice faible (1), alors qu'une zone de marais est affectée de l'indice le plus fort (10) (Gundlach, Hayes, 1978). Ces indices tiennent compte de la rémanence et de l'exposition aux agents hydrodynamiques. D'abord morpho-sédimentaire, la grille d'indices s'est ensuite étoffée d'un classement pour les ouvrages maritimes, et intègre actuellement des informations croissantes sur le vivant. L'intégration des variables écologiques dans l'ESI a été effectuée par étapes et des auteurs comme O'Sullivan et Jacques (1991) évaluent la toxicité des hydrocarbures sur le vivant, en distinguant différentes classes d'hydrocarbures tenant compte de paramètres comme le degré d'évaporation, la solubilité ou encore l'adhérence. Owens (1992) considère que la viscosité des hydrocarbures est un facteur clé de l'appréciation de la vulnérabilité des littoraux. Plus récemment, une étude universitaire a associé vulnérabilité morpho-sédimentaire et écologique en tenant compte de la rémanence, de la capacité de piégeage et de la sensibilité écologique qui se base sur la résilience et sur l'impact de la pollution dans le milieu (Page-Jones, 1996). D'autres approches introduisent des méthodes quantitatives comme pour le cas d'une étude menée sur les côtes de Trinidad (Nansingh, Jurawan, 1999). Les auteurs considèrent que le degré de sensibilité dépend du contexte géomorphologique, des processus physico-côtiers et des communautés biologiques d'un habitat particulier. Ils s'appuient sur la vulnérabilité des habitats côtiers tels que définis par ESI en donnant un poids particulier à l'exposition. Les autres paramètres étudiés sont la diversité et la biomasse des espèces¹⁰. Mais ces dernières évaluations nécessitent que l'on dis-

pose de ces informations pour cartographier la vulnérabilité et en réalité, la plupart d'entre elles manquent sur nos littoraux. Pour pallier ces lacunes, il est nécessaire d'intégrer les paramètres dont on dispose.

Ainsi sur le secteur test de l'île de Noirmoutier, un découpage morpho-cardinal a été effectué. Ceci signifie qu'il a été tenu compte des caractéristiques morpho-sédimentaire mais aussi des changements d'orientation de la côte. Pour le domaine du vivant, les habitats terrestres et marins ont été étudiés en se basant sur trois étapes : le potentiel de présence d'espèce sur un habitat, une cotation par milieu, puis une somme de cotations par habitat et enfin un calcul de sensibilité



Fig. 5 : Schéma de synthèse des indices aboutissant à la sensibilité environnementale

Vulnérabilité socio-économique

Les tentatives d'évaluation de la vulnérabilité socio-économique sont souvent incomplètes car il existe de nombreux critères plus ou moins pertinents, parfois incomplets, qui varient d'un espace à l'autre (Robin, 2002).

Les cartes ESI intègrent des informations sur les enjeux comme l'usage récréatif, les prélèvements des ressources ou encore les zones à statut particulier comme les zones protégées ou celles d'intérêt communautaire... En outre, ces cartes proposent aux acteurs qui interviennent sur le terrain, une liste des infrastructures susceptibles de les aider au moment du nettoyage (rampes, aires d'atterrissage d'hélicoptères, lieux de dépôts d'équipements, bouches à incen-

¹⁰ Selon le Shannon Weiner Index

dies). Comme pour la vulnérabilité des milieux, Owens (1992) définit aussi une vulnérabilité des infrastructures par classe d'hydrocarbures (selon leur viscosité). Plus récemment encore, une étude universitaire s'est attachée à appréhender la vulnérabilité socio-économique de l'activité de pêche par la variable importance (plus une activité est importante, du point de vue socio-économique, plus elle doit être prise en compte dans un plan d'intervention).

D'autres recherches ont d'autres approches. Ainsi, dans le cadre du Programme National « Environnement Côtier » (PNEC), une équipe pluridisciplinaire de chercheurs, constituée de géographes, d'économistes, et de sociologues, propose une lecture de la vulnérabilité côtière qui intègre une dimension socio-économique (Meur-Férec et al., 2003). Cette approche multicritère s'appuie sur trois volets : l'exposition au risque, la gestion du risque et enfin la perception du risque à l'échelle de la commune. Leur construction aboutit à un diagramme de représentation de la vulnérabilité. En Espagne, le parlement régional de Catalogne propose une lecture de la vulnérabilité socio-économique en intégrant les activités économiques et une vulnérabilité démographique (Camcat, 2003). Plus récemment encore, une étude réalisée sur le littoral Corse propose d'élaborer un indice socio-économique qui tient compte de l'économie de la mer, l'économie touristique, les activités marchandes et non marchandes (Levratto, Clémenceau, 2006).

Pour la zone test de l'île de Noirmoutier, les paramètres choisis pour évaluer la vulnérabilité socio-économique sont les infrastructures, les activités, le patrimoine et la gestion des crises.

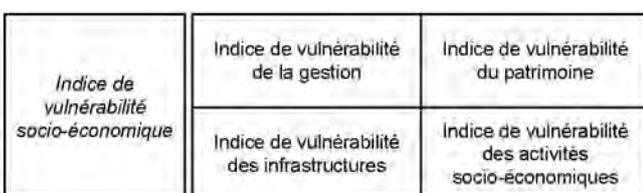


Fig. 6 : Schéma de synthèse des indices aboutissant à la vulnérabilité socioéconomique.

Les infrastructures correspondent aux ouvrages (enrochements, épis, digues...) qui nécessitent, lorsqu'ils sont souillés, un nettoyage parfois long et onéreux. Ces installations côtières sont ramenées à une unité surfacique afin d'évaluer leur vulnérabilité. En ce qui concerne les activités, elles sont évaluées les unes par rapport aux autres (poids de la pêche et du tourisme) en valeur de production. La vulnérabilité des patrimoines propose un classement qualitatif par zonage (sites classés, Znieff, Zico...) inspiré de travaux réalisés par le bureau d'études SCE (SCE, 2001). L'indice multiplié par les surfaces concernées permet d'obtenir trois classes de vulnérabilité. Enfin, la vulnérabilité de la gestion résulte d'une analyse fine du plan Polmar du département concerné. De nombreux descripteurs notés individuellement permettent d'obtenir une valeur moyennée.

Pour obtenir la carte de synthèse (fig. 7), les différents paramètres sont pondérés les uns par rapport aux autres. Ces pondérations résultent de l'analyse économique de près de 200 marées noires qui donnent la part belle à l'économique. En effet, les coûts relatifs aux activités peuvent varier et atteindre 9 à 21 fois (selon les types d'hydrocarbures et d'autres paramètres) les coûts engagés dans la restauration écologique.

Ainsi, sur la base d'un découpage morphocardinal de l'île de Noirmoutier, il est possible d'apporter une autre représentation (dont la vocation n'est pas ici opérationnelle), au niveau global. Ceci étant, il est tout à fait possible, compte tenu du SIG réalisé, de proposer des documents purement opérationnels, complexes, comme des cartes de vulnérabilité des activités, ou plus synthétiques, comme des cartes de vulnérabilité environnementale ou de la vulnérabilité socio-économique (Fattal, 2006). Le document proposé ci-dessous reprend chacun des paramètres utilisés pour représenter la vulnérabilité globale tout en laissant la possibilité d'examiner chaque sous indice.

En conclusion, ce travail exploratoire montre aussi qu'il existe, au moment d'une crise, de nombreux paramètres, parfois complexes à

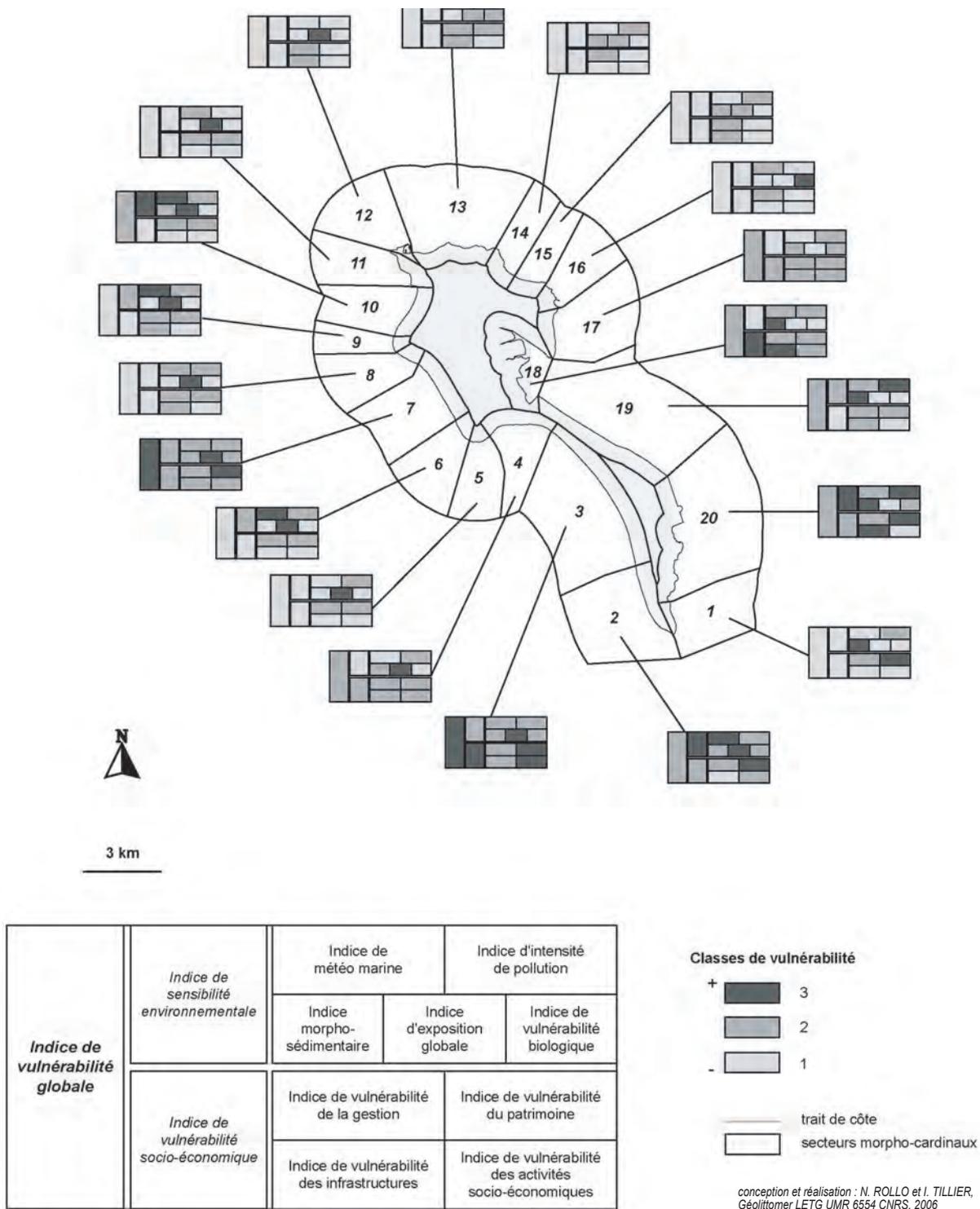


Fig. 6 : Carte de la vulnérabilité globale

appréhender qui sont susceptibles de réduire ou d'augmenter les risques. Ainsi, on peut retenir qu'un mauvais plan de lutte ou encore une ges-

tion approximative d'une pollution peuvent provoquer des dégâts importants qui peuvent être évités avec un minimum de préparation.

Bibliographie

BAHÉ S., 2003. *Le plan Polmar terre, du voulu au vécu : des dysfonctionnements à maîtriser*. Mémoire de DESS de Gestion des Risques et des Crises à l'université de Paris I, Panthéon Sorbonne, 110 p.

BALLAND P., GRIMOT M., HORNUS H., BONDADAZ M., 2000. *Le retour d'expérience du plan POLMAR*. Rapport du Service de l'Inspection Générale de l'Environnement, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 121 p.

BALLOU T.G., HESS S.C., GETTER C.D., KNAP A.H., DODGE R.E., SLEETER T.D., 1987. Final results of API tropics oil spill and dispersant use experiments in Panama, In *1987 Oil Spill Conference*, American Petroleum Institute, Washington DC, 634 p.

BONNIEUX F., RAINELLI P., 2004. Lost recreation and amenity losses : the Erika spill perspectives. *Santiago de Compostella Conference ; Economic, social and environmental effects of the Prestige spill*, pp. 139-187.

CADIOU B., CAM E., FORTIN M., MONNAT J.Y., GÉLINAUD G., CABELGUEN J., LE ROCH A., 2003. *Impacts de la marée noire de l'Erika sur les oiseaux marins migrateurs : détermination de l'origine et de la structure des populations par la biométrie*. Rapport final SEPNEB, Diren Bretagne, 56 p.

CAMCAT, 2003. *Pla especial d'emergencies per contaminació accidental de les aigües marines a cataluna*. Gouvernement de la région autonome de Catalogne, 110 p.

CHEMINEAU S., LIDOUR E., 2005. Impacts sur les oiseaux, les mammifères et autres espèces emblématiques. In *Marées noires et environnement*. BASTIEN-VENTURA, GIRIN (coord.). Édition de l'Institut Océanographique, Paris, 407 p.

Commission des Communautés Européennes, 2000). *La sécurité maritime*. Communication de la Commission au Parlement Européen et au Conseil, Éditions de la Commission, 130 p.

DE RICHEMONT H., 2000. *Erika : indemniser et prévenir*. Rapport du Sénat sur la marée noire de l'Erika, Tome 1, 219 p.

DESAUNAY Y., 1981. Évolution des stocks de poisons plats dans la zone contaminée par l'Amoco Cadiz. In « *Amoco Cadiz* », *Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, Actes du colloque international, CNEXO, pp. 727-735.

ETKIN D.S., 1999. Historical overview of oil spills from all sources (1960-1998). *International Oil Spill Conference*, (IOSC - 169), 8 p.

FATTAL P., 2006. *Sensibilité et vulnérabilité des côtes aux pollutions par hydrocarbures*. Ouvrage original de HDR, université de Nantes, 480 p.

GÉHU J.M., GÉHU-FRANK J., 1981. Évolution des prés-salés nord-armoricains sous l'impact de la marée noire. In « *Amoco Cadiz* », *Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, Actes du colloque international, CNEXO, pp. 443-453.

GIRIN M., 2004. *Poids comparés des marées noires et des rejets opérationnels*. Conférence donnée aux 10^e journées d'information du CEDRE, octobre, Powerpoint, 16 p.

GRALL J., GESLIN M., 1998. Suivi à long terme de la macrofaune benthique des Abers après la catastrophe de l'Amoco Cadiz. In *Rencontres Scientifiques Internationales « 20 ans après l'Amoco Cadiz »* UBO, CEDEM, pp. 435-439.

GUNDLACH E.R., HAYES M.O., 1978. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine Technology Society Journal*, vol. 12 n° 4, pp.18-27.

HAY J., THÉBAUD O., 2002. Évaluation économique et indemnisation des dommages causés par les marées noires : enseignements tirés du cas de l'Amoco Cadiz. À paraître in *Economie Appliquée*, 26 p.

HUIJER K., 2006. *Trends in oil spills from tankers ships 1995-2004*. Éditions ITOPE, 14 p.

LAGABRIELLE E., 2001. *Plan-Polmar-Terre des Côtes d'Armor. Annexe A de sensibilité : indices de vulnérabilité du littoral aux pollutions par le pétrole*. Mise en place d'un SIG. Mémoire de Maîtrise, université de Nantes, 220 p.

LEJEUNE V., 2005. Effets sur la colonne d'eau. In *Marées noires et environnement*. BASTIEN-VENTURA, GIRIN (coord.). Édition de l'Institut Océanographique, Paris, 407 p.

LEVASSEUR J.E., GROSS M., 2000. Reconstitution de la végétation des marais salés de l'île Grande (France) affectés par la marée noire de l'Amoco Cadiz. In *Rencontres Scientifiques Internationales « 20 ans après l'Amoco Cadiz »* UBO, CEDEM, pp. 69-91.

MEUR-FÉREC C. (dir.), 2003. *La vulnérabilité des territoires côtiers : évaluation, enjeux et politiques publiques*. Rapport final contrat IFREMER 2002/1140717, PNEC ART n° 6, Université de Dunkerque, France, 55 p.

MIOSSEC L., 1981. Effets de la pollution de l'Amoco Cadiz sur la morphologie et sur la reproduction des plies (*Pleuronectes platessa*) dans l'Aber Wrac'h et l'Aber Benoît. In « *Amoco Cadiz* », *Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures*, Actes du colloque international, CNEXO, pp. 737-747.

MORVAN J., LE CADRE V., JORISSEN F., DEBENAY J-P., 2004. Foraminifera as potential bio-indicators of the Erika oil spill in the bay of Bourgneuf and experimental studies. *Aquatic Living Resources*, vol. 17, n° 3. pp. 317-322.

NANSINGH P., JURAWAN S., 1999. Environmental sensitivity of a tropical coastline (Trinidad, West Indies) to oil spills. *Spill Science and Technology*, Bulletin, Vol. 5, n° 2, pp. 171-172.

O'SULLIVAN A.J., JACQUES T.G., 1998 et 2001. *Impact reference system. Effects of oil in the marine environment : impact of hydrocarbons on fauna and flora*. Commission Européenne, Bruxelles, Belgique, 81 p.

OWENS E.H., 1992. Coastal Oil Spills : Myth and Reality. *Shore and Beach*, 60(2), pp. 2-6.

OWENS E.H., 1994. *Milieux côtiers canadiens, processus littoraux et nettoyage à la suite de déversements d'hydrocarbures*. Rapport SPE 3/SP/5 pour la division des urgences, la direction générale du développement technologique et la direction des urgences environnementales - Environnement Canada, 352 p.

PAGE-JONES L., 1996. *Tentative d'estimation de la rémanence du pétrole sur les littoraux à la suite d'une pollution accidentelle et contribution à la mise au point d'un indice de vulnérabilité biomorphosédimentaire*. Mémoire de maîtrise, UBO Brest, 136 p.

PONCET F., TINTILIER F., RAGOT R., 2005. Impacts de la marée noire de l'Erika sur les espèces et communautés végétales terrestres. In *Les conséquences du naufrage de l'Erika. Risques, environnement, société, réhabilitation*. PUR, pp. 49-62.

ROBIN M., 2002. Étude des risques côtiers sous l'angle géomatique. *Annales de Géographie*, n° 627-628, pp. 471-502.

SLOAN N.A., 1999. *Impact du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides : une revue pertinente du mandat, en pleine évolution, de Parcs Canada en matière de vie marine*. Parcs Canada, Ottawa (publication hors série n° 11), mai 2004, sur : <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca>

THÉBAUDO, CARIOU P., HAY J., PÉREZ-AGUNDEZ J.A., 2003. *Les pollutions marines accidentelles : évaluation économique et mécanismes incitatifs de prévention*, Rapport final de l'ART n° 6 (IFREMER, CDEM, LEN CORAIL), 178 p.

WHITE I.C., MOLLOY F.C., 2003. *Factors that determine the cost of oil spills*. Publication de l'ITOPF, IOSC ID#83, 15 p.