UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

UNIVERSITÉ DE NANTES

Thèse de Doctorat

Frédéric EBNER

Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Université de Nantes
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire

École doctorale : *DEGEST*

Discipline : *Géographie*

Unité de recherche : *LETG-Nantes Géolittomer (UMR 6554-CNRS)*

Soutenue le *23 mars 2017*

Evaluation et cartographie de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures

Le cas du littoral des Pays de la Loire et de la côte Est de la mer d'Azov

JURY

Rapporteurs :	**Laurent TOUCHART**, Professeur des Universités, Université d'Orléans
	Lydie GOELDNER-GIANELLA, Professeur des Universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
Examinateurs :	**Marc GALOCHET,** Professeur des Universités, Université de Valenciennes
Directeur de Thèse :	**Paul FATTAL**, Professeur des Universités, Université de Nantes
Co-directeur de Thèse :	**Yuri FEDOROV**, Professeur des Universités, Université Fédérale du Sud de la Russie
Co-encadrant :	**Andrey KUZNETSOV**, Maître de Conférences, Université Fédérale du Sud de la Russie

Université de Nantes
LETG-Nantes Géolittomer (UMR 6554, CNRS)

Évaluation et cartographie de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures : le cas du littoral des Pays de la Loire et de la côte Est de la mer d'Azov

Frédéric Ebner

THESE DE DOCTORAT

Mention : géographie

Le 23 mars 2017

Sous la direction de P. Fattal, Y. A. Fedorov et A. N. Kuznetsov

Co-encadrants : S. Bahé et P. Pottier

UNIVERSITÉ DE NANTES

Carun
Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes

ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

Remerciements

Je souhaite tout d'abord exprimer ma reconnaissance à Paul Fattal, directeur de cette thèse, pour son aide, sa patience, pour m'avoir permis de me lancer dans cette aventure et de découvrir ce merveilleux pays qu'est la Russie. Paul m'a toujours laissé choisir l'orientation que je souhaitais donner à cette étude tout en suivant mon travail de très près. Ses compétences, sa rigueur scientifique et sa clairvoyance m'ont beaucoup appris.

Je tiens à remercier Yuri Fedorov, co-directeur, et Andrey Kuznetsov, encadrant, pour leur accueil au sein du département de géographie physique, de l'écologie et de la protection de l'environnement à Rostov-sur-le-Don. Un grand merci pour leurs conseils scientifiques et pour avoir animé ma curiosité, mais aussi de m'avoir permis de m'intégrer aussi facilement et de me sentir si bien en Russie. Je remercie Andrey de m'avoir si régulièrement accompagné sur le terrain. Je n'oublierai pas les nombreuses péripéties qui resteront gravées dans ma mémoire : manger des aloses crues à 8 heures du matin au « bazar », espérer de ne pas tomber en panne d'essence au milieu de la steppe ou encore visiter des hôtels peu fréquentables.

Je voudrais aussi adresser mes sincères remerciements aux membres du jury, Laurent Touchart, Lydie Goeldner-Gianella et Marc Galochet qui ont accepté d'évaluer ce travail.

Je remercie également les membres du Comité de Suivi de Thèse, qui ont su me guider et me rediriger lorsque cela était nécessaire. Merci à Sophie Bahé et Patrick Pottier pour leurs regards avisés.

Lorsque j'ai commencé mon cursus universitaire à Nantes, j'étais loin d'imaginer que je préparerais une thèse quelques années plus tard. Je tiens aujourd'hui à remercier certains d'entre eux qui ont vraiment compté pendant ma Licence et mon Master, notamment Laurent Barillé, Peter Beninger et Joël Fleurance.

C'est aussi l'occasion de remercier toutes les personnes avec qui j'ai échangé ou les personnes qui m'ont permis d'accéder à certaines données. Je pense particulièrement à Pascal Lacroix (CBNB), Loïc Kerambrun (CEDRE), Etienne Ouvrard (à la LPO Vendée), Patrice Guillotreau (professeur d'économie), Oscar Navarro (professeur de psychologie), Svetlana Shaleva (responsable des données sur le flux maritime en mer d'Azov), Oleg Khorochev (professeur de géographie du tourisme) et Laurent Pourinet (cartographe).

Pendant ces quatre années de thèse, j'ai été accueilli au sein du laboratoire LETG-Nantes Géolittomer et dans le département de géographie physique, de l'écologie et de la protection de

l'environnement à Rostov-sur-le-Don. J'en profite pour remercier chaleureusement tous ces membres de m'avoir permis de travailler dans d'aussi bonnes conditions.

Je remercie tous les doctorants de l'université de Nantes, et plus particulièrement Martin Juigner et Julien Coquin pour leurs indénombrables conseils en cartographie, Axel Creach pour sa bonne humeur, mais aussi Marie Eveillard et Adrien Guetté.

Merci aux doctorants et aux collègues russes qui m'ont aidé dans mon acclimatation et dans toutes mes démarches administratives. Merci à Slavik Savitsky, Roman Trubnik, Acya Ovsepyan, Konstantin Zagranitchny, Konstantin Afanasyev et Slava Andreev.

Je remercie également mes amis : Flo qui m'a régulièrement hébergé sur Nantes, mais aussi Olivier, Alex, Momo, Benoit, Godio, Bako et Joseph.

Mille mercis à Hélène qui m'a donné un coup de main décisif dans la dernière ligne droite de cette thèse, notamment pour débusquer mes nombreuses fautes d'orthographe.

Un petit clin d'œil mes amis calédoniens : Pigo, Greg, Dam et Thomas.

Enfin, je voudrais remercier mes proches qui m'ont toujours soutenu et encouragé dans mes choix. J'adresse toute mon affection à ma femme, ma mère et mon grand-père.

Résumé

Les pollutions des zones côtières par les hydrocarbures, là où elles surviennent, peuvent avoir des conséquences sur les milieux et les sociétés littorales. Cette thèse propose donc d'étudier la vulnérabilité des côtes aux pollutions selon les saisons et sur deux sites très différents : le littoral des Pays de la Loire en France et la côte Est de la mer d'Azov en Russie. L'objectif est alors d'identifier les enjeux susceptibles d'être endommagés et de choisir des variables transposables, faciles à obtenir, afin de les hiérarchiser. De nombreuses études dans le monde se sont intéressées à la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures depuis la fin des années 1970. L'approche, d'abord morphologique, a progressivement intégré des indices biologiques et économiques, avant d'élaborer une sensibilité globale. Il en ressort que ces indices sont souvent difficiles à calculer du fait de la diversité, de l'absence ou du manque de fiabilité de certaines données. Notre évaluation de la sensibilité environnementale repose sur trois variables : le type de faciès morpho-sédimentaire, le calcul de la rémanence *in situ* qui est une nouveauté et la sensibilité biologique. La vulnérabilité économique est évaluée sur deux niveaux : d'abord selon la durée d'interruption des activités entraînée par les pollutions pour différencier les activités entres elles, puis selon le nombre d'employés des entreprises impactées pour ensuite différencier les entreprises les unes par rapport aux autres. Les résultats cartographiques proposent une nouvelle approche transposable de la vulnérabilité des côtes et représente un outil potentiel d'aide à la décision.

Mots clés : vulnérabilité, pollution, hydrocarbures, littoral, système d'information géographique, évaluation transposable.

Abstract

Pollutions of coastal areas by oil spills, where they occur, can have consequences on the environment and the coastal societies. This thesis proposes to assess the coastal vulnerability to pollution according to the seasons and in two very different sites: the coast of Pays de la Loire in France and the East coast of the Azov Sea in Russia. The objective is to identify issues that could be damaged and choose transposable variables, easy to obtain, in order to prioritize them. Many studies in the world have focused on coastal vulnerability at oil pollution since the end of the 1970s. First morphological, biological and economic indexes have been gradually integrated, before the development of a global vulnerability index. It appears that these indexes are often difficult to calculate because of the diversity, the absence or reliability of some data. Our assessment of the environmental sensitivity is based on three variables: the type and nature of substrate, the calculation the remanence in situ which is an innovation and the biological sensibility. Economic vulnerability is evaluated on two levels: first according to the duration of interruption to differentiate activities among themselves, then according to the number of workers to differentiate companies from each other. The mapping results suggest a new transposable approach to coastal vulnerability and represents a potential decision support tool.

Keywords : vulnerability, pollution, oil, coast, geographic information system, transposable evaluation.

Liste des sigles et acronymes

BRGM : Bureau de Recherche Géologique et Minière

CAMCAT : Catalan Authorities Marine and Coastal Activities

CBNB : Conservatoire Botanique National de Brest

CEDRE : Centre de documentation de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux

CETMEF : Centre d'Etudes Techniques Maritimes Et Fluviales

CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer

CLC : Convention internationale de 1969 sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures

CNC : Comité National de la Conchyliculture

CNRS : Le Centre National de la Recherche Scientifique

DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

DDE : Direction Départementale de l'Equipement

DIREN : Direction régionale de l'environnement

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

ESI : Environmental Sensitivity Index

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

GPMNSN : Grand Port Maritime de Nantes-Saint-Nazaire

HAP : Hydrocarbure aromatique polycyclique

IEA : International Energy Agency

IFREMER : Institut Française de Recherche pour l'Exploitation de la mer

IGN : Institut Géographique National

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

IPIECA : International Petroleum Indusrty Environmental Conservation Association

ITOPF : International Tanker Owners Pollution Federation

IUPAC : Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée

LETG : Littoral - Environnement - Télédétection - Géomatique

LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux

MARLIN : MARine Life Information Network

MARPOL : MARine POLlution

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration

NRDA : National Ressource Damage Assesment

OMI : Organisation Maritime Mondiale

ORT : Organisation Régionale du Tourisme

OVI : Oil Vulnerabilty Index

POLMAR : POLlution MARine

SIG : Système d'Information Géographique

UMR : Unité Mixte de Recherche

URSS : Union des Républiques Socialistes Soviétiques

ZICO : Zone d'Intérêt Communautaire pour les Oiseaux

ZNIEFF : Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique

Sommaire

Introduction générale……... p.10

Première partie : Le contexte géographique des zones étudiées en France et en Russie……..……... p.15

1.1 Délimitations géographiques des deux zones d'étude……... p.16
1.2 Le contexte environnementale……... p.18
1.3 Le contexte économique…… p.21
1.4 Description de la circulation maritime…… …….. p.24
1.5 Description des marées noires dans les zones d'étude……..…… p.27
1.6 Gestion des pollutions pour la France et la Russie…...……. p.30
Conclusion de la première partie……. p.32

Deuxième partie : Réflexions autour d'une vulnérabilité des côtes avec des indicateurs transposables à différents pays……. p.33

2.1 Notion de risque, de vulnérabilité et de résilience……. p.34
2.2 Les cartographies du risque : des méthodes d'évaluation et de représentation variées…….. p.36
2.3 Nature, caractéristiques et comportement du pétrole…….…… p.48
Conclusion de la deuxième partie…… p.58

Troisième partie : Construction d'un indice de sensibilité environnementale applicable à deux régions différenciées du monde : France / Russie…… p.60

3.1 Les variables environnementales……..……...…….. p.61
3.2 Proposition d'un nouvel indice de sensibilité environnementale…….. p.91
3.3 Représentation cartographique de la sensibilité environnementale...……..….. p.97
Conclusion de la troisième partie……..……..……. p.100

Quatrième partie : Construction d'un indice de vulnérabilité économique applicable à deux régions différenciées du monde : France / Russie…… p.101

4.1 Présentation des enjeux économiques susceptibles d'être impactées par une pollution……... p.102
4.2 Les variables des activités économiques…… p.105
4.3 Elaboration d'un indice de vulnérabilité économique……..……. p.108
4.4 Représentation cartographique de la vulnérabilité économique……..…….. p.121
Conclusion de la quatrième partie…….....…… p.138

Conclusion générale……. p.139

0. Introduction générale

0.1 Les marées noires dans le monde

Le pétrole est la principale source d'énergie des pays industrialisés. C'est donc un produit stratégique qui se trouve logiquement au centre de l'économie mondiale. Il est utilisé en grande partie pour les activités liées aux moyens de transport (63,7 % en 2012 selon l'IEA), mais il est aussi utilisé par les industries pétrochimiques (fabrication de lubrifiants) ou les voiries. Cette forte demande en pétrole donne lieu à un commerce très important à travers le monde, avec un transport terrestre ou maritime.

Par voie terrestre, il est acheminé principalement par des oléoducs, des sites de productions jusqu'aux ports ou raffineries. Cependant, les mers et les océans restent les principales voies de transport du pétrole. En 2012, 1,78 milliards de tonnes de pétrole brut et 1,05 milliards de tonnes de produits raffinés et de gaz liquéfié ont été transportés par voie maritime, ce qui représente 70 % de la production mondiale (Unctad, 2013). L'acheminement par voie maritime du pétrole, avantageuse financièrement, offre aussi une plus grande souplesse en permettant aux pétroliers de changer de destination et de s'adapter à la demande.

L'exploitation intensive du pétrole et l'intensification de son transport peuvent induire des pollutions accidentelles plus ou moins massives et des pollutions opérationnelles (souvent inférieures à 700 tonnes) plus ou moins fréquentes.

En effet, dès sa production, le pétrole peut devenir une très importante source de pollution comme en témoigne la plate-forme *Deepwater Horizon* qui a explosé dans le golfe du Mexique en avril 2010. La quantité d'hydrocarbures déversée a été estimée à 779 000 m^3 (soit 680 000 tonnes) par les équipes scientifiques américaines (CEDRE).

Le transport intensif d'hydrocarbures à travers les océans peut provoquer l'avarie qui entraîne le déversement d'hydrocarbures. Par exemple, le type d'accident le plus courant est l'échouement, provoquant le déversement de très importants volumes d'hydrocarbures dans l'océan. C'est le cas du *Torrey Canyon* (121 000 tonnes déversées) qui heurte à pleine vitesse les récifs des Seven Stones en 1967 à l'ouest des côtes britanniques. Les conditions climatiques défavorables, auxquelles s'ajoute une défaillance technique (blocage du gouvernail) ont conduit à l'avarie de l'*Amoco Cadiz* (227 000 tonnes de pétrole brut à bord) dans le nord du Finistère en France en 1978.

Le second type d'avarie est la collision des pétroliers, comme ce fut le cas en juillet 1979 en mer des Caraïbes entre l'*Atlantic Express* (276 000 tonnes de pétrole brut à bord) et l'*Aegean Captain* (200 000 tonnes de pétrole brut à bord, ce dernier subit peu de dommages). Le nombre et les causes de ces avaries provoquant des marées noires à travers le monde restent nombreuses depuis plus d'un siècle (figure 1).

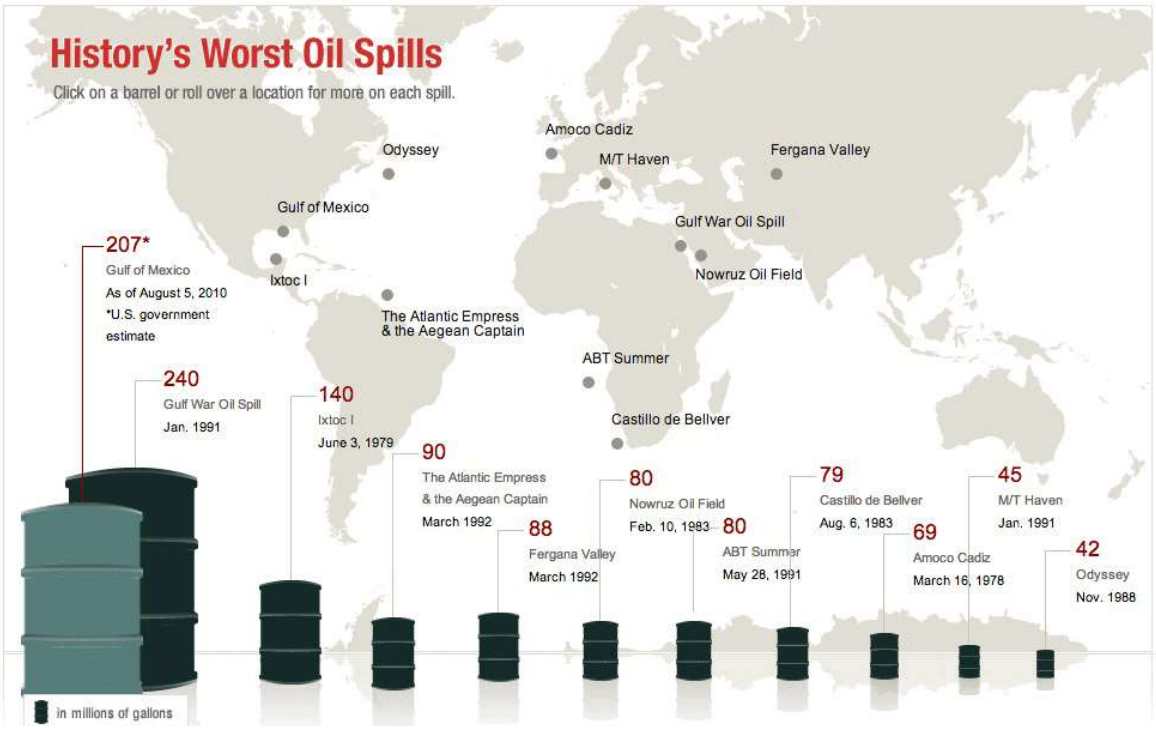


Figure 1 : les plus importantes pollutions pétrolières à l'échelle mondiale. (*oilspillsolutionsllc.com)*

Malgré l'intensification du trafic pétrolier en mer et une demande toujours plus importante de pétrole, les déversements de grande ampleur (supérieurs à 700 tonnes) tendent vers une diminution en nombre et en volume depuis les années 1970 (ITOPF, 2005). Ceci s'explique par une évolution de la réglementation au cours du XX^{e} siècle, mais aussi par le renouvellement de la flotte pétrolière, la mise en place de double coque ou encore les mesures des sanctions.

0.2 Le droit et les pollutions pétrolières

La convention OILPOL (ou convention de Londres) en 1954 a pour but de réduire les rejets opérationnels des pétroliers en interdisant de vidanger les citernes des navires à moins de 50 miles des rivages. Le succès de cette convention est mitigé car seuls 16 pays la ratifient.

Puis, après une recrudescence d'accidents au milieu des années 1970, la convention MARPOL 73/78, qui apparaît comme un tournant majeur dans la réglementation maritime, est mise en vigueur avec des mesures considérables : le durcissement de la plupart des dispositions prévues pour les rejets

opérationnels par l'OILPOL de 1954, la baisse des rejets autorisés, le signalement obligatoire des rejets accidentels entre autres.

La convention SOLAS (Safety Of Life At Sea), quant à elle, permet d'améliorer la sécurité des professionnels grâce à des équipements de navigation obligatoire, la certification des plans de sûreté ou encore une cellule d'urgence.

Dans le même temps, suite au déversement du *Torrey Canyon*, le sinistre a mis en lumière diverses carences graves, notamment l'absence d'un accord international en matière de responsabilité et d'indemnisation en cas de déversement de ce type. Il a amené la communauté internationale à établir un régime d'indemnisation des victimes de la pollution par les hydrocarbures. Il y a alors la création d'un fond monétaire international, c'est le FIPOL 1971/1992. La convention CLC 69/92 place aussi la responsabilité de ces dommages sur le propriétaire du navire, à partir duquel le polluant s'est échappé ou a été déchargé.

Enfin, la convention de 1982 à Montego Bay (La Convention des Nations Unies sur le Droit de la mer) permet d'établir les grands principes du droit public international sur la délimitation des zones maritimes (eaux intérieures, mer territoriale, zone contiguë, zone économique exclusive, haute mer). Ainsi, ces règles permettent à l'Etat côtier d'agir sur d'éventuelles pollutions dans ses eaux intérieures (art. 56).

Toutes ces mesures, mais il en existe d'autres, ont entrainé une réduction du nombre et du volume des pollutions par hydrocarbures (fig. 2).

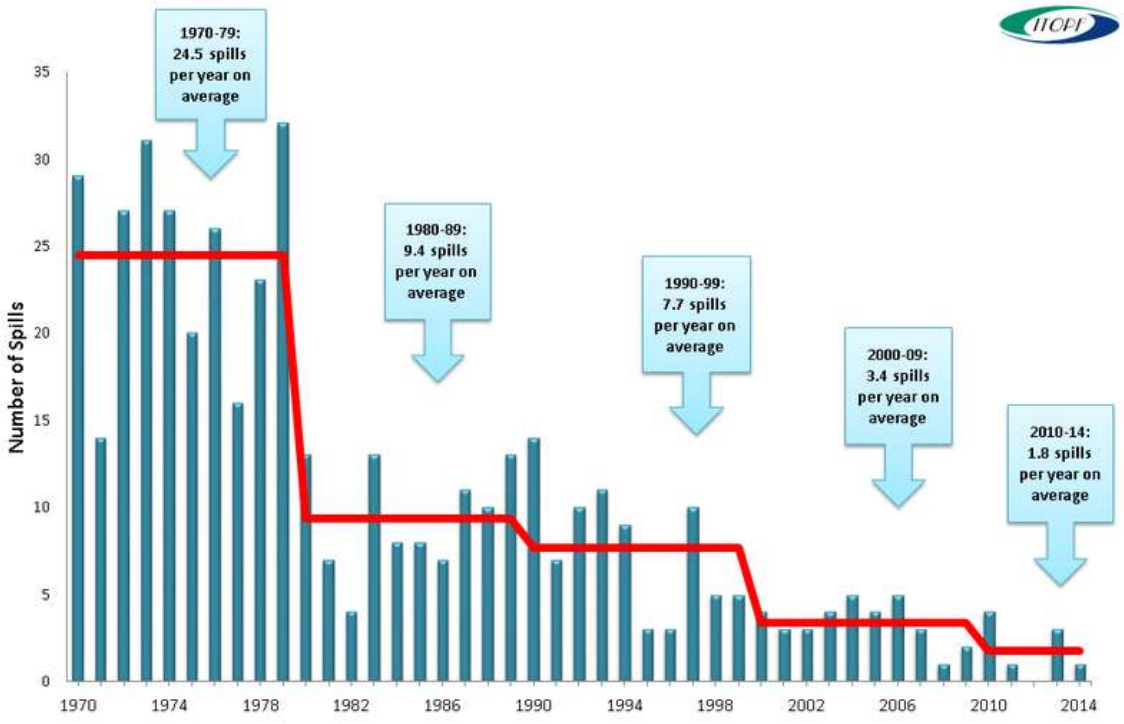


Fig. 2 : évolution du nombre de déversements importants (> 700 tonnes) entre 1970 et 2014. (*ITOPF, 2015)*

Parallèlement à l'évolution du droit maritime, il y a aussi la volonté d'améliorer la gestion de crise pétrolière. Ainsi, de nombreux plans ont été élaborés afin de préparer la lutte contre les pollutions. En France, il y a par exemple les plans POLMAR qui conçoivent des cartes descriptives des enjeux et des moyens techniques à mettre en œuvre. Ces cartes d'abord opérationnelles, réalisées à une échelle fine, permettent d'orienter techniquement les équipes de dépollution sur les sites. A une échelle plus large, la Direction des Opérations de Secours doit coordonner les moyens mis à disposition par les maires, les préfets de départements et les préfets maritimes. Si ce travail n'est pas réalisé sans une information synthétique et objective de la sensibilité des secteurs, des jeux d'influence pourraient s'avérer prépondérants pour l'attribution de moyens, parfois au détriment de l'efficacité.

0.3 Problématique et originalité de ce travail

Cette étude a pour objectif d'identifier les zones les plus vulnérables aux pollutions par les hydrocarbures, aux niveaux environnemental et économique, sur deux régions très différentes, en apportant des éléments nouveaux aux indices de vulnérabilité déjà existants. Cette démarche vise l'aide à la décision, en fournissant des documents cartographiques synthétiques pour prioriser plus objectivement les moyens alloués aux opérations de protection, de nettoyage et de restauration. Ce projet envisage donc d'évaluer la vulnérabilité à différentes échelles, sur deux sites pilotes, la région Pays de la Loire et le littoral Est de la mer d'Azov en Russie. Ce travail, qui s'inscrit dans le prolongement de travaux déjà effectués par les membres de l'équipe depuis la fin des années 1990 (Par P. Fattal, Y. Fedorov et A. Kuznetsov) dans le cadre d'un laboratoire international associé, est motivé par le fait que ces régions sont soumises à des risques de pollutions majeures (Erika, Prestige, Volgoneft-139) ou diffuses comme c'est le cas dans la mer d'Azov et dans la mer Noire (fig. 3).

Fig. 3 : présentation des zones d'étude. ***(IGN 2012)***

Cette thèse qui s'articule autour de quatre parties, propose dans un premier temps de présenter les contextes géographiques des régions étudiées, avec un focus sur la circulation maritime, les pollutions survenues ainsi que la gestion des crises pour les deux pays concernés.

La seconde partie sera consacrée à l'appréhension des risques, de la vulnérabilité, de la rémanence, de la résilience ainsi qu'aux différentes représentations de ces risques.

La troisième partie est consacrée à la réflexion et au choix autour des variables pertinentes et quantifiables, utilisées pour exprimer la sensibilité environnementale. A notre connaissance, il n'existe pas à ce jour d'étude portant sur le littoral de deux pays différents. L'objectif de ce chapitre est donc de choisir des variables transposables, faciles à obtenir, et permettant d'exprimer la sensibilité entre nos deux régions d'études. Sur le long terme, cette méthode pourrait être appliquée dans d'autres parties du monde. L'intérêt est important car il permettra une uniformité des méthodes et donc une meilleure comparaison de la sensibilité entre des différentes zones géographiques. En complément de cette approche, l'influence de la saisonnalité sur la sensibilité a été étudiée. En effet, la flore et la faune sont plus ou moins sensibles selon les saisons. Un indice de sensibilité environnementale a été élaboré et nos résultats se présentent sous forme de documents cartographiques afin de localiser les principaux enjeux environnementaux.

La quatrième partie a pour objectif d'identifier les variables économiques pertinentes et transposables pour construire un indice de vulnérabilité économique. La méthode reste la même que dans la partie précédente avec l'élaboration d'un indice et la pondération par les saisons. Les résultats se présentent sous forme de cartes qui identifient les enjeux économiques vulnérables. Ces cartes sont destinées aux gestionnaires des crises. Le choix des variables et l'élaboration des indices seront discutés avec une analyse critique.

Première partie : Le contexte géographique

L'introduction générale nous a montré que malgré une évolution du droit maritime au XX^{e} siècle, le risque de pollution pétrolière est toujours présent à cause de l'intensification du flux de pétroliers. Ce constat est illustré par les pollutions majeures qu'ont connues les côtes françaises telles que *l'Amoco Cadiz* (1978), l'*Erika* (1999) et le *Prestige* (2002) ou les nombreuses pollutions diffuses en mer d'Azov.

Dans cette partie, nous allons d'abord présenter nos deux zones d'étude afin de mieux appréhender la connaissance liée à chacune de ces régions et leurs particularités. Pour commencer, nous allons fixer leurs limites géographiques. Puis, nous nous intéresserons au contexte environnemental et économique, avec le tourisme, la pêche et le transport maritime. Nous reviendrons sur le contraste des circulations de pétroliers. Le littoral des Pays de la Loire est un axe de circulation où plus de deux cents navires passent tous les jours vers les ports du Nord de l'Europe alors que la mer d'Azov correspond à une circulation de petits pétroliers en direction du Kertch, de la mer Noire et de la mer Méditerranée. Ces trafics entrainent en outre des accidents que nous allons aussi présenter. Enfin, cette partie se terminera par un état des lieux des différentes manières d'appréhender les marées noires, et plus précisément les différentes modes de gestion de ces catastrophes par les autorités compétentes de ces deux pays.

1.1 Délimitations géographiques des deux zones d'étude

Cette étude de la vulnérabilité du littoral face aux pollutions par les hydrocarbures est financée par la région des Pays de la Loire, afin d'apporter une réponse rapide, efficace et de protéger les principaux enjeux environnementaux et économiques en cas de marée noire. Cette région située à l'ouest de la France, sur le littoral de l'océan Atlantique, comprend deux départements sur la façade Atlantique, la Loire Atlantique, avec 210 km de côte (44 % de côte sableuse, 37 % de côte rocheuse et 19 % de rivage artificiel) et de la Vendée, avec 276 km (40 % de côte sableuse, 23 % de côte rocheuse et 37 % de rivage artificiel). Le littoral de ces deux départements correspond à notre zone d'étude en France (fig. 4).

Fig. 4 : Le littoral des Pays de la Loire

Il est important de souligner que le département de Loire Atlantique est traversé par la Loire, le plus long fleuve français (1 012 km). En effet, l'estuaire est le siège d'une activité intense qui a fortement influencé, du fait des aménagements successifs, l'hydrodynamisme et la dynamique des fonds avec pour effet, entre-autres la remontée de la marée dynamique jusqu'à 20 kilomètres en amont de Nantes. Si l'estuaire est pris en compte dans cette étude, c'est en raison de l'importance des enjeux écologiques et économiques que constitue ce site : l'extraordinaire activité générée par le Grand Port Maritime de Nantes-Saint Nazaire entraîne en effet un risque majeur de pollution avec les sept terminaux pétroliers de Donges. La limite géographique en amont de la Loire s'arrête à Nantes car la pollution peut se propager en amont par l'action du courant des marées et du vent. En effet, lors de la pollution de l'Erika (1999), de fortes concentrations de HAP avaient été relevées (100 à 200 µg.kg^{-1} p.s.) dans l'estuaire durant un an et demi (Chantereau et *al*., 2002). En 2006, la pollution de Donges affecte essentiellement les berges Sud entre Frossay et Paimboeuf, puis se dirige vers la sortie de l'estuaire (CEDRE, 2007).

La délimitation géographique choisie en Russie est intimement liée au trafic maritime qui se fait essentiellement entre le fleuve du Don et le détroit de Kertch. Cependant, l'acquisition des données sur la partie ukrainienne a été rendue impossible du fait du conflit géopolitique. En dépit de cette contrainte, la limite de notre zone d'étude s'étend sur la côte russe, du Delta du Don (de Rostov-sur-le-Don en amont), et jusqu'au Détroit de Kertch, entre la mer d'Azov et la mer Noire (680 km), qui comprend une partie de l'Oblast de Rostov et toute la partie de la mer d'Azov dans le Kraï de Krasnodar (fig. 5).

Fig. 5 : la zone d'étude en Russie, à l'Est de la mer d'Azov

Il semble aussi nécessaire de délimiter jusqu'où nous allons étendre notre étude en mer et sur terre. Avant de détailler ces limites, il semble important de préciser que le littoral des Pays de la Loire est influencé par l'action des marées de l'océan Atlantique, alors que la mer d'Azov n'est pas soumise à ces actions, mais peut subir de fortes tempêtes.

Au niveau environnemental, la limite à terre correspond aux schorres de l'étage supra littoral, zone submergée lors des fortes marées ou lors des tempêtes. Nous définissons un schorre comme une zone

colonisée par une végétation dense, dans un milieu halophile, où règnent des conditions écologiques extrêmes et de l'évaporation continuelle. En conséquence, les pollutions qui surviendraient au-dessus de cet étage supra littoral ne seront pas prises en compte dans cette étude (comme par exemple le cas du *Braer* en 1993 qui a souillé de vastes zones au-dessus de cet étage par l'action du vent et des embruns). En mer, du fait d'une densité généralement comprise entre 0,8 et 1, les hydrocarbures ont tendance à flotter. Les enjeux qui peuvent être impactés par une nappe de pétrole en mer sont principalement les oiseaux. Ainsi, notre limite en mer s'étend jusqu'aux aires de présence des oiseaux marins.

Au niveau économique, la limite terrestre s'arrête aux communes littorales et estuariennes. En effet, cette zone comprend les principaux enjeux touristiques, commerciaux et les ports de commerce. La limite en mer s'étend jusqu'aux aires de la pêche côtière. En revanche, les navires de pêche pélagique peuvent naviguer au large et éviter les pollutions pétrolières et ils sont donc relativement peu vulnérables. Une description détaillée des activités économiques des deux régions est présentée dans le paragraphe 1.3.

1.2 Le contexte environnemental

1.2.1 L'environnement du littoral des Pays de la Loire

Le climat sur le littoral des Pays de la Loire est de type océanique : les hivers sont doux (température moyenne de 4 à 6 °C) et les étés sont frais (18 à 20 °C), avec des précipitations importantes de 700 à 800 mm/an. Les vents Sud-Ouest à Ouest prédominent une grande partie de l'année et les tempêtes sont fréquentes en hiver (MétéoFrance – Aurélhy).

Au niveau marin, le littoral se caractérise par l'action des marées, avec un régime macrotidal (amplitude des marées de 4 à 5 mètres) et une salinité moyenne de 35 ‰ DCI, avec un gradient décroissant dans l'estuaire de la Loire.

En ce qui concerne l'écologie, le littoral constitue un milieu d'une grande richesse :

- La flore terrestre est très diversifiée, avec plus de 800 espèces, dont 64 espèces protégées comme l'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa*), le cynoglosse des dunes (*Omphalodes littoralis*), l'oseille des rochers (*Rumex rupestris*) et le spiranthe d'été (*Spiranthes aestivalis*) (CBNB).

- Pour les algues et les phanérogames, 146 espèces sont recensées dans l'espace maritime des Pays de la Loire, dont 27 sont rares ou en danger comme les zostères marins (*Zostera marina*), placés dans l'annexe I de la convention de Berne (DREAL Pays de la Loire, avril 2014).

- On recense 1275 espèces pour la faune marine. Au niveau des espèces rares ou menacées, on dénombre 11 espèces d'annélides, 53 espèces de crustacés, 3 espèces de bryozoaires, 17 espèces de chordés, 9 espèces de cnidaires, 5 espèces d'échinodermes, 72 espèces de mollusques et 5 espèces d'éponges (DREAL Pays de la Loire – avril 2014).

- Pour l'avifaune, 277 espèces d'oiseaux sont régulièrement observés en Pays de la Loire, et 65 ont été identifiés comme prioritaires (Marchadour et Séchet, 2008) telles que la spatule blanche, la barge à queue noire ou encore le puffin des Baléares. La quasi-totalité du littoral des Pays de la Loire appartient à des zones de protection spéciale (ZPS) afin de veiller sur les oiseaux et leurs habitats. Les marais côtiers, les baies et les estuaires sont reconnus à l'échelle internationale pour leur rôle d'accueil d'oiseaux en hivernage ou migration.

Cependant, cette forte richesse écologique est perturbée par plusieurs menaces anthropiques. En effet, l'urbanisation du littoral est quasi-saturée (90 %), perturbant les écosystèmes, et isolant les habitats naturels en « chapelet » (Conservatoire du littoral, 2008). De plus, l'apport en azote et en phosphore dans les bassins versants provenant de l'élevage entraine un développement récurrent et parfois massif d'algues vertes (*Ulva rotundata*) sur les côtes. La putréfaction de ces algues génère de fortes quantités d'hydrogène sulfuré (H2S), gaz très toxique (ARS Pays de la Loire).

1.2.2 L'environnement de la mer d'Azov

Le climat de la mer d'Azov est continental avec des hivers froids et des étés chauds : En automne et en hiver, le temps est affecté par l'Anticyclone de Sibérie qui apporte de l'air froid et sec avec des vents forts (de 4 à 7 m/s, parfois jusqu'à 15 m/s). Ces vents peuvent abaisser les températures hivernales généralement entre -1 à -5 ° C, descendant parfois jusqu'à -30 ° C (fig. 6). Les températures moyennes en été sont de 23-25 ° C avec un maximum d'environ 40 ° C (Matishov et *al*., 2006 ; données disponibles sur le site http://www.nodc.noaa.gov/OC5/AZOV2006/start.html). Au niveau géomorphologique, la profondeur de la mer d'Azov est très faible (maximum : 14 m, moyenne : 8 m) (Khrustalev, 1989), avec des sédiments du fond limoneux et sableux (Khrustalev et Ivlieva, 1999). Au niveau hydrologique, les courants sont complexes et instables, formant régulièrement de grandes flèches (Référence hydrométéorologique en mer d'Azov, 1962).

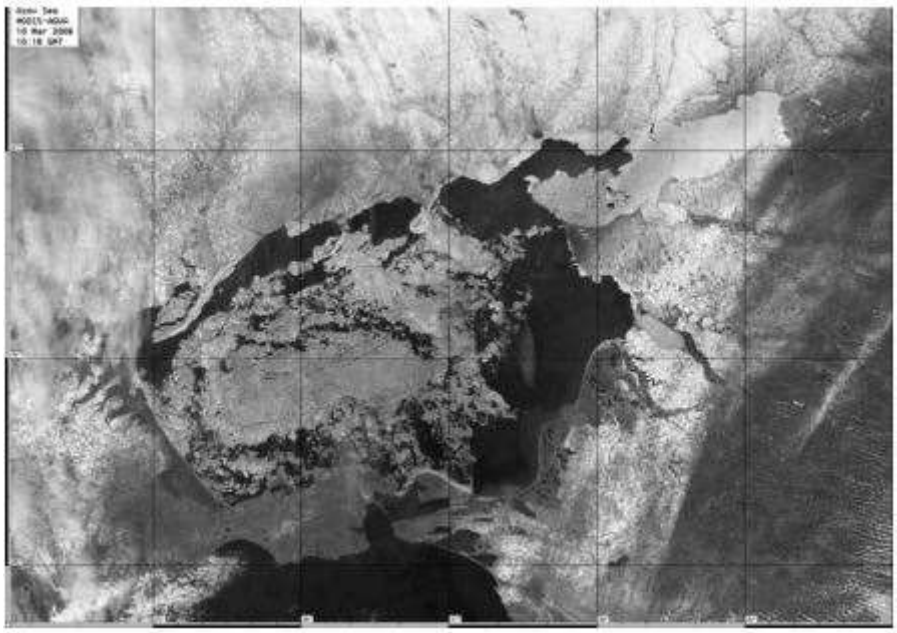


Fig 6 : Image satellite *MODIS-aqua* de la mer d'Azov glacée datée du 10 mars 2006

En ce qui concerne la faune et flore, la mer d'Azov est une mer historiquement riche, aussi bien en terme de diversité (127 espèces d'oiseaux, 183 espèces de poissons, 135 espèces d'algues) que de la biomasse avec une productivité biologique élevée, stimulée par le fort apport de nutriments provenant de nombreuses rivières (Don, Kuban…), et par la faible salinité de l'eau et la faible profondeur qui favorisent la photosynthèse.

- Pour l'ichtyofaune, 183 espèces sont régulièrement observées en mer d'Azov, dont 50 sont rares et 19 sont vulnérables ou en voie d'extinction comme l'esturgeon *Acipenser nudiventris* (Volovik et Chikharev, 1998).

- La diversité des espèces de phytoplancton est importante (135 espèces), majoritairement des diatomées et des algues vertes ce qui entraîne une forte turbidité de l'eau de la mer d'Azov au printemps et en automne (Studenikina et *al*., 1999).

- La localisation du zooplancton est intimement liée aux variations de la salinité. En baie de Taganrog (peu salé : de 0 à 10 ‰ PSU), on retrouve les cladocères, les copépodes et les rotifères. La partie occidentale de la mer (plus salée : de 10 à 18 ‰ PSU) accueille trois formes de *Acartia clausi*, ainsi que *Centropages ponticus*, le méroplancton (les larves de gastéropodes, de bivalves et de polychètes). Au total, 98 espèces de zooplancton ont été identifiées (Volovik et *al*, 1996).

- Le zoobenthos en mer d'Azov présente une importante diversité (136 espèces) et une biomasse constituée de 68 à 98 % de Mollusques (Frolenko et Studenikina, 1996 ; Studenikina et *al*., 1999).

• Pour l'avifaune, 127 espèces sont régulièrement observées sur la côte Est de la mer d'Azov (livre rouge de la région du kraï de Krasnodar et de l'oblast de Rostov) lors de leurs migrations. On recense deux sites RAMSAR sur la côte russe de la mer d'Azov, localisés dans le delta de Kuban (et huit sites RAMSAR sur la côte ukrainienne de la mer d'Azov). Une espèce est en danger critique, le courlis à bec grêle (*Numenius tenuirostris*) avec moins de 50 individus (IUCN).

• On retrouve aussi quelques mammifères marins, tels que des dauphins (*Tursiops truncatus ponticus ; Delphinus delphis* considéré « vulnérable » par l'IUCN) et des marsouins (*Phocoena phocoena relicta* considéré « en danger critique » par l'IUCN) en mer d'Azov et dans le détroit de Kertch.

Toutefois, la richesse écologique de la mer d'Azov doit faire face à plusieurs menaces. En effet, de nombreuses espèces invasives, le plus souvent transportées par les eaux de ballast, se sont développées et se sont rapidement établies en mer d'Azov. Les exemples sont multiples, mais l'une des pires invasions marines est le cténophore Nord-américain *Mnemiopsis leidyi* qui fut introduit en mer Noire et en mer d'Azov au début des années 1980. Les eaux riches de la mer d'Azov et l'absence de prédateur ont contribué à une multiplication rapide (estimation à 1 million de tonnes en 1989) de cette espèce exotique qui s'alimente des œufs de poissons, des larves et du zooplancton. Ceci a entrainé l'effondrement des stocks de poissons et une modification du réseau alimentaire à la fin des années 1980 (Purcell et *al*., 2001, Amara, 2010). D'une part, la mer d'Azov subit de nombreuses pollutions anthropiques par les métaux lourds, les pesticides, et les hydrocarbures (Kuznetsov et *al*., 2012 ; Kuznetsov et Fedorov, 2014 ; Dotsenko et *al*., 2015). D'autre part, certains aménagements du territoire ont un impact considérable sur l'environnement. C'est le cas de la construction de barrages sur le Don pour la centrale hydro-électrique de Tsimliansk, à une centaine de kilomètres en amont de Rostov.

1.3 Le contexte économique

1.3.1 Le cas du littoral des Pays de la Loire

Avec sa façade Atlantique de 450 km, la région des Pays de la Loire concentre de nombreux enjeux économiques, aussi bien traditionnels (pêche, culture marine, commerce maritime, construction navale) que plus récents (tourisme et port de plaisance).

Dans le domaine touristique, la région se caractérise par des atouts touristiques très diversifiés : les stations balnéaires, les îles (Yeu et Noirmoutier), les marais salants, les loisirs nautiques et les thalassothérapies. L'attractivité touristique du littoral constitue donc un vecteur de développement économique important. Le littoral attire ainsi de nombreux touristes pendant la saison estivale, la région étant la 6^{e} région touristique française (ORT, aout 2014), un chiffre d'affaire de 7,6 milliards d'euros,

avec 18 millions de visiteurs en 2014 (ORT), ayant accueilli 80 millions de nuitées, avec 1/4 en hébergement marchand et ¾ en résidence secondaire (source : Région Pays de la Loire). Les structures d'accueil touristiques dites « marchandes » de la région se caractérisent par le poids important des campings (615 campings en Pays de la Loire en 2010) et des hôtels (662 hôtels en Pays de la Loire ; ORES, 2010). Ces structures sont distribuées majoritairement sur les départements littoraux. La Vendée est ainsi le département français le mieux doté en emplacements de campings (338 campings en Vendée en 2010) mais elle souffre en revanche d'un déficit en chambre d'hôtels (168 hôtels en Vendée en 2010). Pour la Loire Atlantique, c'est l'inverse, l'offre hôtelière est bien développée (36 % de la région, soit 239 hôtels avec deux unités urbaines très peuplées : Nantes et Saint Nazaire ; ORES, 2010) mais l'offre pour les campings est moins importante (142 campings ; ORES, 2010).

En ce qui concerne la pêche, la région des Pays de la Loire se place aussi en 2ème position des régions françaises, derrière la Bretagne (pêche côtière et pêche au large). L'activité est néanmoins en baisse sensible actuellement car ce secteur fait face à de nombreux problèmes : vieillissement des navires et de leurs équipages, rentabilité en déclin, baisse des stocks halieutiques, production très dépendante des politiques européennes (INSEE, 2009). La région est également bien placée dans la production d'huîtres, avec 12 % de la production française en 2011/2012 (CNC).

Enfin, une des caractéristiques de la région française étudiée est la présence d'un port d'estuaire, le port autonome de Nantes Saint-Nazaire qui est un maillon économique important : 1er port autonome de la façade Atlantique et le 5ème port national. En relation avec 400 autres ports dans le monde, il s'impose comme un maillon central de la chaine de transport, bien au-delà de la limite régionale. Il répond aux besoins en énergie et aux approvisionnements agricoles et agroalimentaires (INSEE, 2009). Le trafic total en 2014 du port s'élève à 24,6 millions de tonnes (Dossier de presse, Port de Nantes Saint-Nazaire, 2015). Cette activité industrielle importante est susceptible d'engendrer des pollutions à l'instar des évènements survenus à Donges en 2006 (collision de deux navires, 60 tonnes d'hydrocarbure déversées) et 2008 (fuite d'une canalisation, 400 tonnes déversées). Il y a aussi les 2 ports de commerce départementaux des Sables-d'Olonne et de l'île d'Yeu, qui répondent aux besoins locaux.

1.3.2 Le cas de l'Est de la mer d'Azov : La région de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï

Comme nous l'avons mentionné précédemment, le littoral russe de la mer d'Azov se trouve à cheval sur deux régions administratives : la région de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï, et une partie de cette région est aussi bordée par la mer Noire (fig. 5).

Le principal enjeu économique de la mer d'Azov est le commerce maritime avec ces nombreux ports (Rostov, Taganrog, Azov, Yesk, Temriouk, Taman, Caucase) d'où sont exportées de grandes quantités de pétrole, de charbon et de métaux afin de rejoindre le port de Novorossiysk. Ce port est le port maritime

le plus important de la Russie. Il est localisé sur le littoral de la mer Noire dans la région de Krasnodar Kraï (hors de notre zone d'étude). De plus, un oléoduc exporte le pétrole du Kazakhstan de Tengiz jusqu'à Novorossiysk pour l'acheminer ensuite par voie maritime vers la Méditerranée. Au total, le trafic de ce port en 2011 s'élève à 116,1 millions de tonnes de pétrole (ministère des transports de la Fédération de Russie).

Au niveau touristique, la région du Kraï de Krasnodar et la région de l'Oblast de Rostov accueillent une clientèle essentiellement russe grâce à ses atouts diversifiés tels que le littoral, la montagne, les cures thermales, les loisirs nautiques ou encore les sites archéologiques. La fréquentation touristique de ces deux régions est fortement influencée par l'atmosphère politique avec les pays voisins et par le cours très variable du rouble. Pendant l'été 2016, de nombreux touristes russes ont choisi de se rendre sur le littoral national, d'une part à cause des tensions en Turquie, en Egypte et en Ukraine, destinations habituellement privilégiées. D'autre part, le cours du rouble est passé de 1 euro pour 37 roubles en 2012 à 1 euro pour plus de 70 roubles lors de l'été 2016, limitant le tourisme vers l'Europe. Notons que les données de l'année 2014 ne peuvent être prises en compte car elles sont influencées par la tenue des Jeux Olympiques qui se sont déroulés à Sotchi la même année. C'est la raison pour laquelle nous nous sommes basés sur les données de l'année 2012 (absence de données pour 2013) pour évaluer l'afflux dans la région. Cette année-là, la région a comptabilisé 7,1 millions de nuitées (selon l'agence fédérale du tourisme de Russie), se classant au 2ème rang fédéral en termes de fréquentation, et 3ème en termes de chiffre d'affaires (62,6 milliards de roubles soit un peu moins qu'un milliard d'euros ; Klimova et Kochieva, 2014), derrière la région de Saint Pétersbourg et de la région de Moscou (selon l'agence fédérale du tourisme de Russie). Le littoral de cette région présente une forte inégalité en terme de développement touristique : Les villes de Eysk et de Golubitskaya possèdent des infrastructures hôtelières importantes, respectivement 44 et 38 qui répondent à la demande, alors que les villes de Doljanskaya, Ilitch et Volna sont en devenir, développant de nouveaux centres de vacances. De ce fait, de nombreux touristes utilisent des logements non déclarés (camping sauvage, location privée) qui ne sont pas pris en compte dans les chiffres officiels. Une étude sur le tourisme à Doljanskaya (district de Yesk) nous enseigne que 89,3 % des touristes utilisent des logements non déclarés (Rubenova, 2016). Le tourisme dans la région de Rostov est beaucoup moins important avec 1,4 millions de nuitées comptabilisées, se classant au 10ème rang fédéral en termes de chiffre d'affaires (3,8 milliards de roubles ; Service statistique de l'Oblast de Rostov) et de fréquentation.

Enfin la dernière activité relative à la zone d'étude en Russie concerne la pêche. Celle-ci est relativement marginale (75 000 tonnes de captures en 2009 avec la partie russe de la mer Noire, FAO) comparée à l'ensemble des pêches russes (4,3 millions de tonnes de captures en 2009, FAO). En effet, le littoral russe est le 2ème plus étendu au monde (après celui de l'Indonésie), avec une longueur de plus de 32 000 kilomètres et un accès à 12 mers et 3 océans (FAO, 2007). En mer d'Azov, on note une baisse significative de 82 % des captures de pêche depuis le milieu des années 1980, qui peut s'expliquer par

une forte augmentation de l'eutrophisation et un arrêt des subventions que fournissait auparavant l'URSS (Knuden et *al*., 2008). Dans la Zone d'Economie Exclusive russe de la mer d'Azov et de la mer Noire, on est passé de 453 000 tonnes de captures en 1982 à 83 000 tonnes de captures en 2010 (FAO).

1.4 **La circulation maritime dans le golfe de Gascogne et en mer d'Azov**

1.4.1 Le cas du golfe de Gascogne et des ports sans grands enjeux

La description de la circulation maritime a été étendue à une zone plus large, en incluant la Manche occidentale car le golfe de Gascogne est sur le grand axe de circulation avec la Galice en Espagne, en direction des ports du Havre et de Rotterdam. En cas de pollution, les nappes de pétrole peuvent dériver et s'étendre jusqu' à notre zone d'étude en pays de la Loire.

Les routes maritimes entre le golfe de Gascogne et la Manche occidentale sont très fréquentées du fait des intenses échanges commerciaux, qui proviennent aussi bien de la mer du Nord que de la Mer Baltique, du golfe de Gascogne, des pays du Golfe, d'Afrique et de la Méditerranée, dans lesquels s'entrecroisent des échanges transversaux entre les pays britanniques et les ports continentaux de la Manche. Au total, près de 20 % du trafic maritime mondial utilise ce couloir maritime majeur (vigipol.com). De plus, cette fréquentation n'est pas seulement commerciale, elle est aussi due à une forte activité de pêche et de loisirs nautiques. Au regard du nombre de navires et d'activités qui se partagent un espace réduit, on comprend aisément la dangerosité que représentent ces voies de circulation maritime. Pour mieux se rendre compte de l'intensité de la circulation maritime en Manche occidentale et dans le nord du golfe de Gascogne, une carte illustrant ce flux sur l'année 2012 a été établie (vigipol.com) (fig. 7).

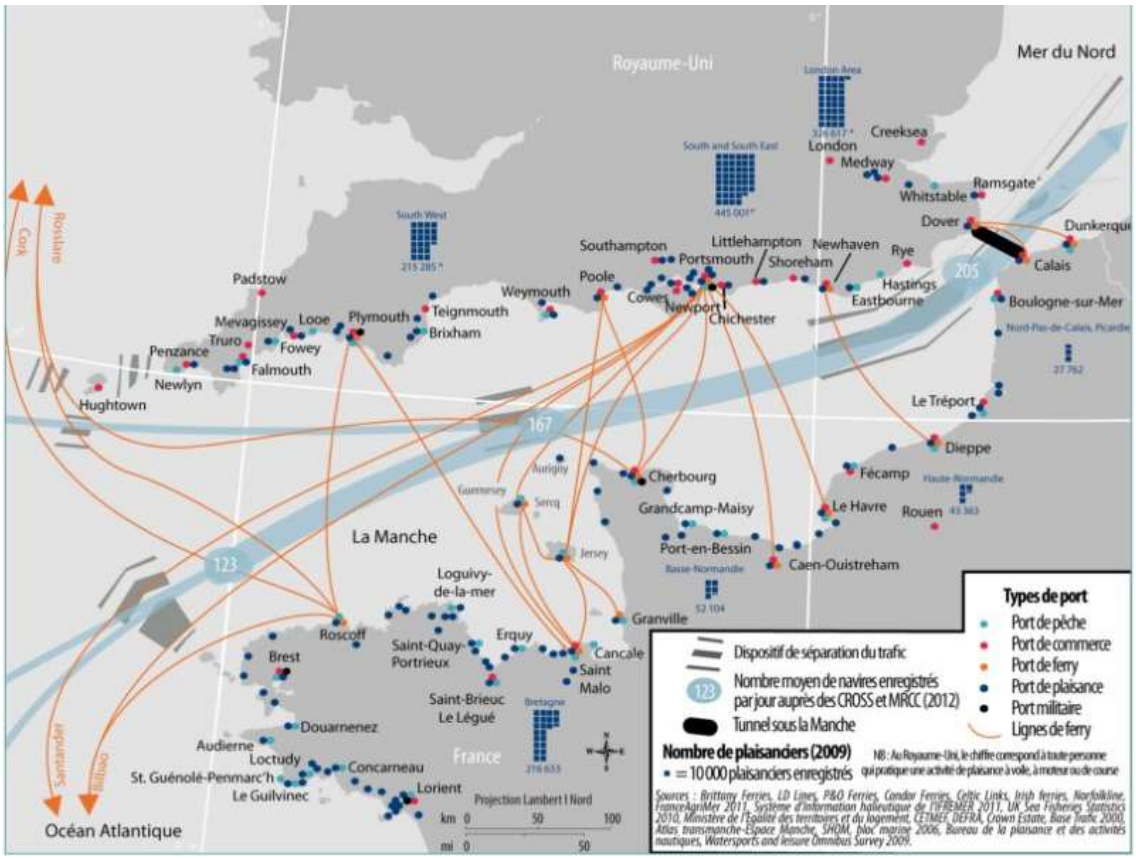


Fig. 7 : L'activité maritime dans la Manche et dans le Nord de la façade Atlantique française (*VIGIPOL, 2012*).

D'après les informations de cette carte, plus de 210 navires (navire supérieur à 100 tjb[1]) fréquentent quotidiennement le rail d'Ouessant, ce qui représente un transit de 285 000 tonnes de pétrole et de 90 000 tonnes de produits dangereux par jour. Au flux intense de navires, s'ajoutent des conditions de navigation particulièrement difficiles, par la présence de petits îlots et d'une forte houle en hiver.

Sur le littoral des Pays de la Loire, les principaux flux convergent vers le Grand Port Maritime de Nantes-Saint Nazaire, 5ème port français en tonnage et le plus important de la façade Atlantique hexagonale, avec un trafic annuel de 30,7 millions de tonnes en 2011 (DREAL, 2011). Le G.P.M.N.S.N se caractérise par la multiplicité de ses sites implantés dans l'estuaire. Saint Nazaire pour la construction navale, Montoir pour le charbon et les conteneurs, Donges pour le raffinage, Cordemais pour la production d'électricité et Nantes pour le bois et les céréales (fig. 8). A noter enfin que les deux tiers du

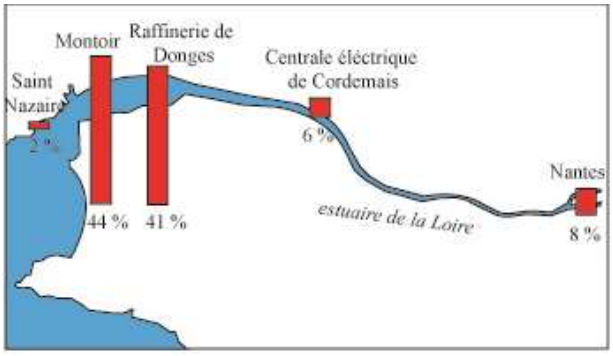


Fig. 8 : Répartition par site portuaire du G.P.M.N.S.N *(CIC, 2009)*

1 – tjb : tonneaux de jauge brute = 100 pieds cubes soit environ 2 832 m^3

trafic dans l'estuaire concernent les produits énergétiques (48 % de pétrole brut ou raffiné, 13 % de gaz naturel et 6 % de charbon) en direction de Montoir, Donges et Cordemais.

Outre le G.P.M.N.S.N, le littoral des Pays de la Loire compte deux ports de commerce départementaux situés en Vendée : le port des Sables d'Olonne et le port Joinville (l'île d'Yeu). Le trafic est relativement faible comparé aux ports métropolitains, avec un trafic annuel de 835 000 tonnes pour le port des Sables d'Olonne et de 85 000 tonnes pour le port Joinville en 2011 (DREAL, 2011).

1.4.2 Le cas de la mer d'Azov et des ports à forts enjeux

En mer d'Azov, un grand nombre de bateaux fluviaux en provenance de l'axe Volga-Don ou des ports littoraux, sont régulièrement ancrés, dans l'attente d'être autorisés à pénétrer dans les ports russes du Caucase, de Novorossiysk ou dans le port de Crimée du Kertch. Ces bateaux attendent pour transférer leurs marchandises (fioul, soufre, métaux, …) sur des plus grands navires destinés à l'Europe occidentale via la mer Noire et la mer Méditerranée. Au total, 40 millions de tonnes de marchandises ont transité sur la mer d'Azov en 2013 (fig. 9, source : Special-Project, 2014), mais depuis la guerre du Donbass entre l'Ukraine et la Russie en 2014, la circulation a sans doute été perturbée, notamment pour le port de Marioupol. Les conditions de navigation peuvent aussi s'avérer délicates dans cette mer intracontinentale qui présente une profondeur maximale de 14 mètres et des passages délicats, comme le Détroit de Kertch qui constitue sa largeur la plus étroite. De plus, ces conditions de circulation se dégradent fortement en hiver, avec de fortes tempêtes ou des eaux entièrement gelées.

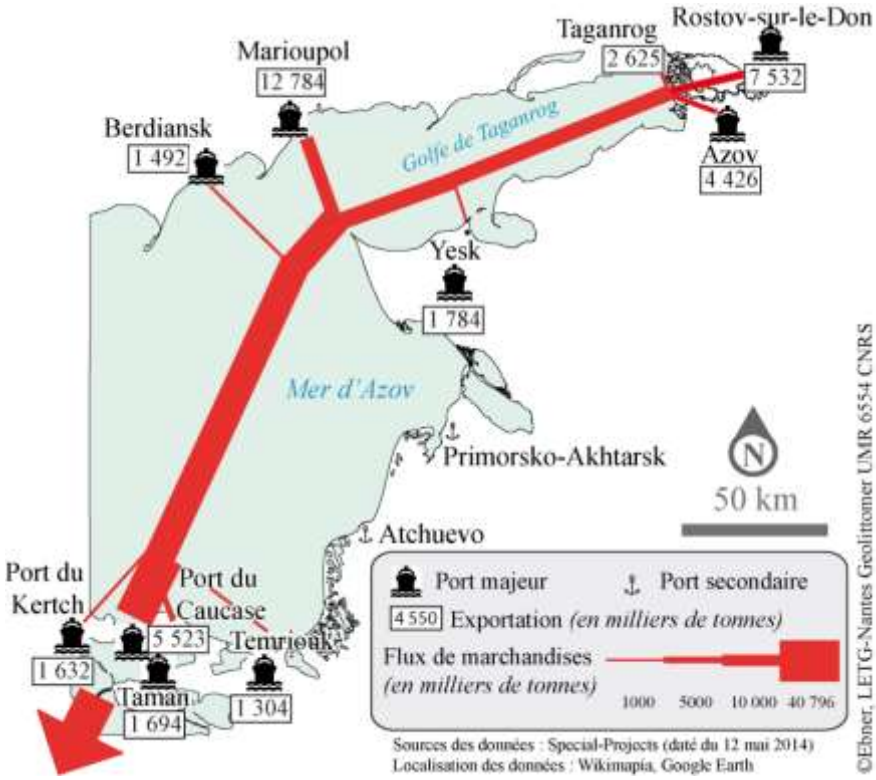


Fig. 9 : L'activité maritime en mer d'Azov (*Special-project, 2014)*

Dans la zone d'étude à l'Est de la mer d'Azov, on recense 6 ports majeurs (le port de Rostov-sur-le-Don, d'Azov, de Yesk, de Temriouk, le port du Caucase et le port de Taman). Pour l'année 2013, le plus important port en volume est le port de Rostov qui exporte majoritairement des produits alimentaires (3 millions de tonnes) et des produits pétroliers (2,3 millions de tonnes). Les ports d'Azov et de Taman sont principalement spécialisés dans l'exportation de céréales (respectivement 3,3 et 1,7 millions de tonnes), les ports de Yesk et de Temriouk dans le charbon (respectivement 0,94 et 0,93 millions de tonnes), et le port du Caucase dans les produits pétroliers (3,8 millions) (Special-Project, 2014).

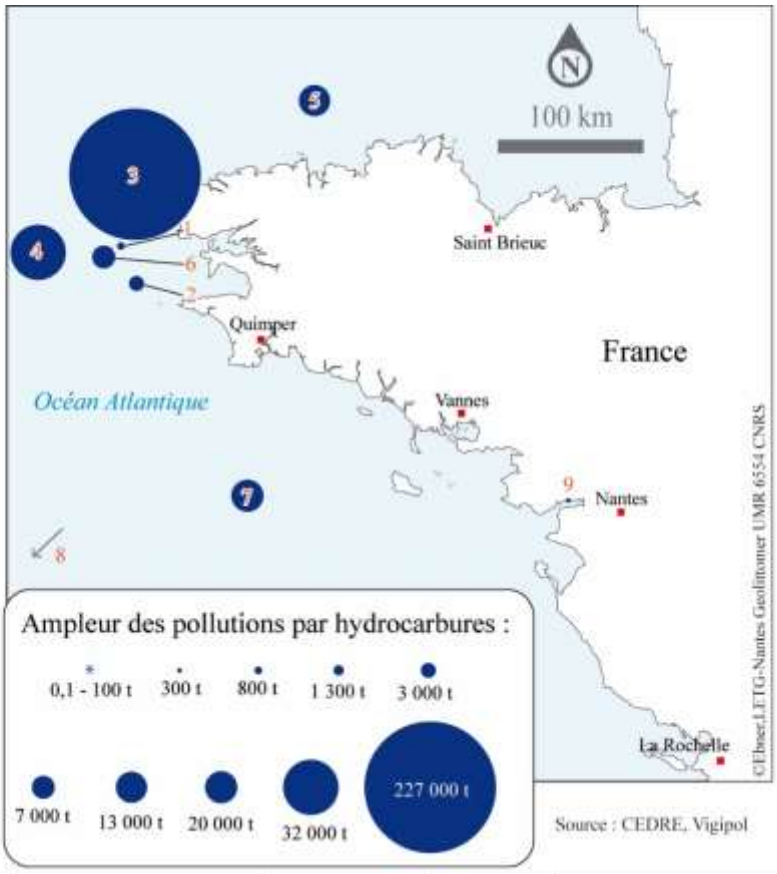
Cette première section nous a permis de cerner l'importance de l'activité maritime dans nos zones d'études. Cette situation présente de nombreux risques en termes de pollution, et plus particulièrement les hydrocarbures avec les quantités considérables transportées dans des conditions difficiles. Il paraît maintenant intéressant de présenter les différentes pollutions pétrolières qu'ont subi le littoral de la façade Atlantique française et de la mer d'Azov.

1.5 **Description des marées noires dans nos zones d'étude**

1.5.1 Une façade Atlantique soumise à de forts risques

Pour commencer, il est important de préciser que les nombreuses pollutions survenues dans la Manche ne sont pas présentées sur cette carte car elles n'ont pas eu d'impact direct sur la façade Atlantique française.

Sur la côte Atlantique française, c'est surtout la pointe Finistère qui a été particulièrement touchée avec des marées noires qui se sont succédées (fig. 10).



Numéro sur la carte	année	nom du navire	quantité transportée	volume déversé	Kilomètres souillés
1	janv-76	*Olympic Bravery*	224 000 t	1 200 t	4 km
2	oct-76	*Boehlen*	9 500 t	7 000 t	quelques dizaines de km
3	1978	*Amoco Cadiz*	227 000 t	227 000 t	380 km
4	1979	*Gino*	40 000 t	32 000 t	0 km (pollution sous marine)
5	1980	*Tanio*	26 000 t	6 000 t	200 km
6	1988	*Amazzone*	32 000 t	2 100 t	450 km
7	1999	*Erika*	31 000 t	20 000 t	400 km
8	2002	*Prestige*	77 000 t	64 000 t	2900 km
9	2008	*Rafinerie de Donges*		400 t	22 km

Fig. 10 : Les accident maritime entrainant des pollutions pétrolières dans le Nord-Ouest de la France entre 1970 à 2011 (*CEDRE, Vigipol, réalisation Ebner,2015*).

Entre 1976 et aujourd'hui c'est plus de 9 marées noires qui ont touché le littoral du Golfe de Gascogne La première pollution a eu lieu en janvier 1976 avec l'échouement de l'*Olympic Bravery* qui a déversé 1 200 tonnes de fioul. Puis, 9 mois plus tard, c'est le *Boehlen* qui déversa 7 000 tonnes de pétrole brut au large de l'île de Sein. En 1978, c'est l'*Amoco Cadiz* qui s'échoue devant le port de Portsall, transportant 227 000 tonnes de pétrole brut. Cette pollution a souillé plus de 380 kilomètres de littoral breton. Cela ne s'arrête pas après cette catastrophe historique puisque les côtes bretonnes vont de nouveau être polluées par le *Gino* en avril 1979. Ce vraquier coulera au large d'Ouessant avec 40 000 tonnes de pétrole raffiné. Puis, l'*Amazzone* en janvier 1988 perd ses couvercles de soutes dans une tempête et laisse une traînée de 2 100 tonnes de pétrole brut. Après un répit d'une décennie, l'accident

de l'*Erika* en décembre 1999. Ce pétrolier chargé de 31 000 tonnes de pétrole lourd se casse en deux au Sud de la pointe de Penmarc'h. La marée noire va impacter cinq départements, du Finistère jusqu'à la Charente-Maritime. A peine 2 ans plus tard, en novembre 2002, le pétrolier *Prestige* transportant 77 000 tonnes de pétrole lourd, se casse en deux au large du cap Finisterre, en Galice. Malgré une lutte en mer sans précédent, il n'a pas été possible d'empêcher une partie du polluant d'entrer dans le golfe de Gascogne, avec des hydrocarbures lourds et émulsionnés en Galice et des galettes et boulettes de mazout des Pyrénées Atlantique jusqu'au Finistère (CEDRE).

1.5.2 Le cas de la mer d'Azov et du Nord de la mer Noire

Ce qui différencie la mer d'Azov du Golfe de Gascogne précédemment étudié, ce sont les multiples petites pollutions diffuses et chroniques. Ce type de pollution de petite ampleur mais à répétition, rend particulièrement difficile le repérage et l'identification des pétroliers pollueurs. Ainsi, toutes les données fournies pour évaluer les rejets survenus depuis 10 ans, résultent d'informations parcellaires et d'accidents relatés dans la littérature grise (Kuznetsov et *al.*, 2013). Au total, 52 pollutions ont été répertoriées en mer d'Azov et dans le Nord de la mer Noire sur cette période, dont 20 ont libéré plus de 0,1 tonnes (fig. 11). La plus importante dans cette zone est la pollution du *Volgoneft-139*. Celui-ci s'est cassé en deux et a déversé 1 300 tonnes de pétrole lourd en novembre 2007 lors d'une tempête dont la puissance a été sous-estimée par les prévisions météorologiques. Cette tempête a aussi provoqué l'avarie de 3 vraquiers entraînant la fuite de 6 800 tonnes de soufre industriel et la mort de 8 marins.

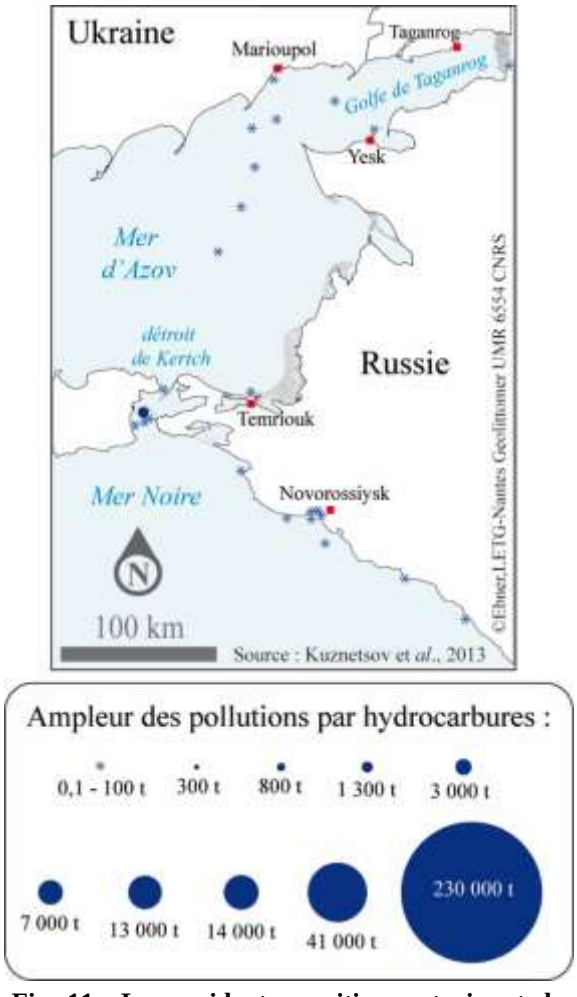


Fig. 11 : Les accidents maritime entrainant des pollutions pétrolières en mer d'Azov entre 2001 et 2010 (*Kuznetsov et al., 2013, real : Ebner, 2015*).

A la lumière de cette section, on remarque que nos zones d'étude présentent des caractéristiques différentes en terme de pollutions : le littoral des Pays de la Loire a subi deux pollutions pétrolières majeures dans les vingt dernières années, avec l'Erika et le Prestige. La mer d'Azov est quant à elle plus souvent contaminée par des pollutions diffuses et chroniques.

Après avoir présenté la circulation maritime et les pollutions pétrolières de nos 2 zones d'étude, nous allons à présent nous intéresser à la gestion des pollutions de chaque région sur le littoral des Pays de la Loire et sur la côte Est de la mer d'Azov.

1.6 **Gestion des pollutions**

1.6.1 Le cas des Pays de la Loire

Les plans de lutte contre les pollutions sur le littoral des Pays de la Loire répondent aux dispositifs mis en place par l'état français depuis 1970. Ce dispositif se divise en deux plans : le plan Polmar-Terre et le plan Polmar-Mer. L'application du plan Polmar-Mer est confiée au préfet maritime, qui organise la lutte en mer grâce à la Marine nationale. Le cas du plan Polmar Terre est géré par les préfets départementaux touchés par les pollutions. Cependant, en dépit de l'existence d'un plan Polmar qui doit recenser et hiérarchiser les intérêts écologiques et économiques de chaque département côtier (circulaire de Premier ministre du 4 mars 2002), il n'existe pas de méthodologie homogène au niveau national pour l'élaboration des Atlas Polmar. On constate donc une grande hétérogénéité dans les atlas d'un département à l'autre (Le Berre et *al*., 2008). De plus, la mise à jour de ces plans Polmar est totalement aléatoire, alors qu'il est stipulé que ceux-ci doivent-être réactualisés tous les 5 ans.

Pourtant, le plan Polmar de Loire Atlantique a été mis à jour pour la dernière fois en 2004 et celui de la Vendée en 2015. Chaque organisme a des responsabilités qui lui sont dévolues. Ainsi, la DDE s'occupe de l'évacuation des polluants, l'IFREMER du suivi du milieu, la DDASS définit la protection sanitaire ou encore la DIREN qui apporte ses conseils aux opérations de lutte. Ces plans organisent aussi les mesures opérationnelles établissant la liste des navires qui peuvent être réquisitionnés dans chaque port, les lieux où doivent être déposés les barrages anti-pollution et des fiches de nettoyage. Ces plans sont complétés par des études diverses, comme l'implantation des sites de stockage du polluant dans les départements, réalisé par le BRGM en Loire Atlantique (Urien et *al*., 2001) et en Vendée (Urien et *al*., 2004), ou encore des cartes numériques qui hiérarchisent la sensibilité de la flore du littoral, réalisées par le Conservatoire Botanique National de Brest.

Malgré les révisions du plan Polmar, on observe qu'il reste encore quelques lacunes. En effet, comme le mentionnent plusieurs auteurs (Bahé, 2008 ; Fattal, 2008 ; Le Berre et *al*., 2008), il y a de nombreux déficits cindynogènes, notamment en ce qui concerne les échanges entre les acteurs (préfectures, élus) et l'organisation à mettre en place (la main d'œuvre). De plus, certains intérêts écologiques (comme l'état de référence de la faune benthique) ou économiques sont encore inexistants dans les plans Polmar. La continuité des données entre l'océan et l'estuaire de la Loire constituerait aussi un réel avantage car cette zone représente une richesse écologique précieuse. De plus, ces deux Atlas (Atlas du littoral de

Loire-Atlantique et de Vendée) listent les principaux enjeux et les représentent sur des cartes opérationnelles. Cependant, pour agir rapidement en cas de marée noire, il est important d'avoir une information hiérarchisée des principales zones à protéger en priorité, ce qui manque en grande partie dans ces plans.

1.6.2 Le cas de la mer d'Azov en Russie

Le littoral de la mer d'Azov, comme tout le reste du littoral russe, ne possède pas de plan d'intervention pour lutter contre les pollutions pétrolières. Ce manque de préparation des autorités russes a été particulièrement visible lors de la catastrophe du Volgoneft-139. En effet, il y a eu 1 200 personnes des unités « МЧС » (les unités d'urgence, de défense civile et de l'élimination des conséquences des catastrophes naturelles) et militaires qui sont arrivées sur place et ont déployé sur le terrain d'importants moyens de lutte afin de sauver 37 marins, de remorquer les bateaux endommagés et de poser des barrages flottants (Kuznetsov et *al*., 2012) mais elles n'étaient pas formées à ce genre d'accident. De fait le processus de nettoyage était déficient en raison du manque de formation des unités et de l'absence de plans d'interventions. C'est la raison pour laquelle et après retour d'expérience, la loi russe (loi fédérale №287-ФЗ pour la protection des mers nationales face aux pollutions pétrolières, texte adopté en décembre 2012 et entré en vigueur le 1er juillet 2013) s'est adaptée pour que le nettoyage soit à la charge des entreprises qui seraient responsables de pollutions. Toutefois, si l'on se rapproche du principe pollueur-payeur, on peut s'interroger sur la pertinence de cette loi. Les deux raisons qui peuvent être mises en exergue sont :

a) la réaffirmation de l'Etat dans le secteur pétrolier (Locatelli, 2011) car il devient de fait pollueur potentiel,

b) l'intégration du ministère de l'environnement aujourd'hui disparu et rattaché au ministère des ressources naturelles dont l'objectif est d'exploiter en priorité.

A partir de ces ambiguïtés, on peut supposer aisément que l'Etat russe, qui possède les grandes compagnies énergétiques du pays, et qui favorise l'exploitation des ressources naturelles, ne soit pas préoccupé, outre mesure, par la mise en place de plan pour lutter contre les pollutions pétrolières.

Conclusion de la première partie

Dans cette première partie, nous avons identifié les différents enjeux environnementaux et économiques des deux régions d'étude. Au niveau environnemental, les climats des deux régions sont sensiblement différents : océanique sur le littoral des Pays de la Loire et continental en mer d'Azov. La façade Atlantique française se caractérise par une grande diversité d'espèces et de nombreux sites pour l'avifaune. La mer d'Azov est une mer historiquement riche au niveau écologique, mais subit de nombreuses pollutions anthropiques et est régulièrement perturbée par des espèces exotiques. Au niveau économique, le littoral des Pays de la Loire attire de nombreux touristes et génère des retombées financières importantes. Le secteur de la pêche se classe en 2ème position au niveau national, mais l'activité est néanmoins en baisse sensible actuellement et doit faire face à de nombreux problèmes. Le commerce maritime se concentre essentiellement dans le Port Autonome de Nantes Saint-Nazaire, 1er port autonome de la façade Atlantique française et 5ème port national. Quant à la mer d'Azov, le principal enjeu économique est son flux de marchandises par voie maritime. Les nombreux ports à disposition assurent l'exportation du pétrole, charbon, métaux et céréales. Le Sud de la mer d'Azov accueille aussi un grand nombre de touristes russes pendant la saison estivale, même si les installations ne sont pas toujours bien développées. L'activité de la pêche a un poids marginal dans l'économie régionale.

Nous avons ensuite étudié le trafic maritime et les différents impacts. Du côté du littoral français, le flux maritime dans le golfe de Gascogne est un flux relativement important de direction Nord-Sud entre le cap Finisterre et la Manche, mais bien moindre que le trafic en Manche, qui est l'un des plus importants au monde. Ce trafic intense a entraîné des pollutions majeures, avec d'importants volumes déversés, notamment près de la pointe bretonne (Amoco Cadiz, Erika, …). Du côté du littoral russe, en mer d'Azov, de nombreux bateaux empruntent cette voie de navigation pour transférer leur marchandise sur des plus grands navires dans les ports de la mer Noire. Cette zone est caractérisée par des pollutions diffuses et chroniques.

La gestion des marées noires est aussi radicalement différente entre ces deux régions. D'une part, les nombreuses catastrophes pétrolières sur le littoral français ont permis la création et l'amélioration d'un plan de lutte contre ces pollutions. Le plan Polmar, géré par chaque département littoral, n'est cependant que rarement remis à jour, pas toujours bien hiérarchisé et parfois incomplet. D'autre part, en mer d'Azov, il n'y a pas de plan de lutte contre les pollutions. Ce sont les entreprises qui ont causé la pollution qui sont responsables du nettoyage.

En conclusion de cette première partie, on observe que les deux zones d'études sont radicalement différentes, aussi bien au niveau environnemental et économique, qu'au niveau des pollutions et de leur gestion.

Deuxième partie : La vulnérabilité des côtes face aux pollutions pétrolières

Introduction de la partie 2

Cette partie aborde d'abord les définitions du risque, de la vulnérabilité, de la résilience et de la rémanence qui constituent les mots clés de cette étude.

Puis dans un second temps, nous visiterons les différentes approches d'évaluations et de représentation de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par hydrocarbures, souvent à vocation opérationnelle. L'analyse de ces différentes études nous montrera que l'approche environnementale de la vulnérabilité est déjà très exhaustive, alors que l'évaluation de la dimension sociale et économique ainsi que l'appréhension des conséquences des pollutions sur les sociétés peut encore être enrichie.

Enfin, nous nous intéresserons aux impacts sur le vivant et au comportement du pétrole dans le temps afin d'évaluer le plus précisément la résilience des peuplements et la rémanence des hydrocarbures sur la côte. La détermination de la durée de l'impact et de la durée d'un retour à une situation d'équilibre permettra d'aborder la vulnérabilité avec un concept nouveau.

2.1 Notion de risque, de vulnérabilité et de résilience

2.1.1 Le risque

La notion de risque est définie comme la probabilité d'apparition d'événements aux conséquences potentiellement dommageables (Dauphiné, 2001). Ces évènements se déclinent sous deux formes, ceux qui relèvent des risques naturels et ceux qui sont de l'ordre des risques anthropiques. Le risque est donc appréhendé comme le résultat d'une interaction entre aléa et vulnérabilité et généralement retranscrit sous la forme : **r = f(a,v)**

Où r est le risque pour un espace et une période définis, a (aléa), la probabilité d'occurrence d'une perturbation, et v (vulnérabilité), les conséquences potentiellement dommageables compte-tenu des enjeux écologiques et socio-économiques de l'espace environnant (Le Gentil, 2009). En d'autres termes, le risque est donc la probabilité d'occurrence de plusieurs variables naturelles (vent, état de la mer, courant) et anthropiques (densité du trafic, le type de navire, les routes maritimes) au sein d'enjeux naturels (les écosystèmes) et économiques (les activités) susceptibles d'être impactés.

2.1.2 La vulnérabilité

La vulnérabilité, du latin *vulnerabilis*, de *vulnerare* qui signifie « blesser », est étudiée en géographie dans des domaines variés comme lors des séismes, des inondations, des marées noires, des avalanches ou encore par rapport au changement climatique. Mais malgré ces diverses thématiques, les scientifiques ne s'accordent pas à donner la même définition de cette notion qu'ils établissent à partir de deux approches différentes (Cutter, 1996 ; Reghezza, 2006 ; Magnan, 2009, Becerra, 2012).

La première est l'approche *analytique*, plus physique, qui tend à identifier les enjeux, c'est-à-dire les éléments vulnérables, et à évaluer « la propension à l'endommagement ou au dysfonctionnement de différents éléments exposés (biens, personnes, activités, fonctions, systèmes) constitutifs d'un territoire et d'une société » (Leone et *al*., 2006). Ce degré de perte est aussi dû à l'exposition des enjeux, ce qui revient à insister sur la spatialisation. La vulnérabilité peut donc se traduire cartographiquement par un degré d'exposition en fonction de l'aléa. L'usage de système d'information géographique (SIG) permet d'affiner ces évaluations.

La seconde est l'approche *synthétique*, plus sociale, qui se définit comme la capacité d'une personne ou d'un groupe à anticiper, tenir le coup, résister et reconstruire après les impacts provoqués par une catastrophe (Reghezza, 2006). Cette vulnérabilité est déterminée par des facteurs économiques (les populations les plus pauvres sont souvent plus sensibles à une crise), sociétaux (sexe, âge, ethnie…) psychologiques et sociologiques (représentation et perception de la crise) et politiques.

2.1.3 Alors, pourquoi nous intéressons-nous à la vulnérabilité ?

L'évaluation de la vulnérabilité a pour but d'aboutir à des mesures de prévention et de gestion. Ainsi, les enjeux qui sont exposés à un ou plusieurs aléas, vont constituer un risque, et sont donc des éléments centraux de la vulnérabilité analytique des territoires. Il est donc essentiel de définir, d'identifier et de hiérarchiser les enjeux pour mesurer la vulnérabilité afin de réduire les impacts potentiels de l'aléa (Leone et *al*., 2006).

On distingue la vulnérabilité humaine qui sous-entend la notion de danger d'une population lorsqu'elle est soumise à un aléa susceptible de l'affecter, alors que la vulnérabilité matérielle concerne les enjeux économiques voire environnementaux. Dans le domaine des pollutions pétrolières, c'est de la seconde dont il est question car les déversements d'hydrocarbures n'engendrent heureusement pas de pertes humaines. Ici, nous nous intéressons donc aux impacts sur les enjeux écologiques et économiques.

Puis, lorsque l'ensemble des enjeux aura été identifié et hiérarchisé, notre objectif final sera de retranscrire la vulnérabilité de manière analytique sur des cartes opérationnelles, pour proposer un outil d'aide à la décision (partie 3 et 4). Cette évaluation cartographique permet de mettre en œuvre des

stratégies de prévention des risques, d'évaluation des dommages et des dédommagements. Ainsi, cette évaluation utilise une méthodologie claire et simple afin d'être appliquée à d'autres régions.

2.1.3 La résilience

Cette deuxième approche de la vulnérabilité permet de définir un terme qui semble très proche, la résilience : du latin *Resilio* qui signifie « rebondir », c'est un concept d'origine physique, qui se définit comme la capacité d'un objet à retrouver son état d'équilibre après un choc ou une pression continue. C'est un outil d'aide stratégique, en lien avec la vulnérabilité, car plus un système résilie, et moins il est vulnérable (Dauphiné, 2007). Ce concept, qui pose la question du nettoyage est très utile car il permet de raisonner en termes de compensation plutôt qu'en terme monétaire. Une approche aux Etats-Unis avec l'acronyme NRDA, qui signifie *Natural Resource Damage Assessment*, permet de représenter schématiquement cette approche (fig. 12).

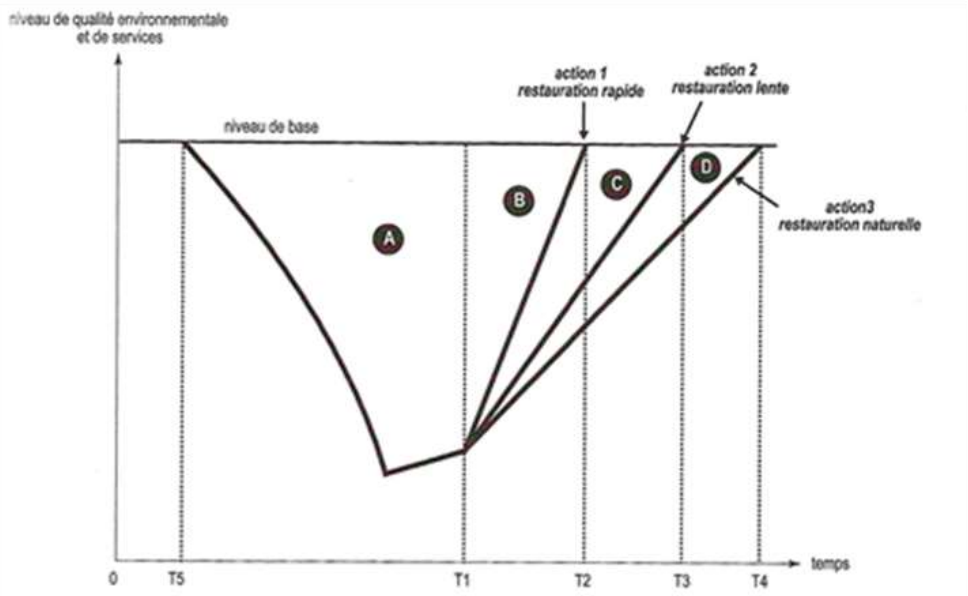


Fig. 12 : Schéma théorique de fonctionnement du Natural Ressources Damage Assessment (*NOAA*).

2.2 Les cartographies du risque : des méthodes d'évaluation et de représentation variées

Il existe de nombreuses méthodes pour représenter la vulnérabilité : certaines sont opérationnelles, d'autres conceptuelles, spatialisées ou non, certaines sont transposables et d'autres ne le sont pas. Dans tous les cas, ces méthodes ont pour but d'anticiper et de gérer le mieux possible une pollution en identifiant les enjeux afin de les protéger.

Nous allons présenter chronologiquement les principales études traitant de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures, avec une entrée autour de la transposabilité. Les premières tentatives d'évaluation de la vulnérabilité se sont concentrées sur l'exposition morphosédimentaire des côtes afin de déterminer la rémanence du polluant (Gundlach et Hayes, 1978 ; Berné et d'Ozouville,

1982). Puis, des indices biologiques (Page-Jones, 1996 ; Hiscock et *al*., 1999) et socio-économiques (Lagabrielle, 2001 ; CEDRE, 2005 ; Levratto et Clemenceau, 2005) ont progressivement été intégrés à ces études, certains auteurs pouvant combiner les indices biologiques et socio-économiques pour aboutir à un indice globale (CAMCAT, 2003 ; Fattal, 2008 ; Castenado et *al.*, 2009 ; Nogueira de Andrade et *al*., 2010). Enfin, nous nous intéresserons à l'apport des S.I.G pour améliorer ces outils d'aide à la décision (Kokkonnen et *al*., 2010 ; Altartouri et *al*., 2013).

2.2.1 L'évaluation de la vulnérabilité environnementale

L'*ESI* : un indice facile à appliquer, opérationnel et transposable

Il s'agit de l'*Environmental Sensitivity Index* (ESI), introduit par Gundlach et Hayes (1978). L'idée de cet indice repose sur l'hypothèse qu'une côte est d'autant plus sensible que le pétrole y séjourne longtemps. Cette approche est donc liée aux caractéristiques morpho-sédimentaires des côtes et à leur exposition aux agents hydrodynamiques (houle, courant). Elle établit un classement de la vulnérabilité des côtes par classe allant de 1 (vulnérabilité faible) pour une côte rocheuse exposé à 10 (vulnérabilité très forte) pour un marais maritime abrité (tableau 1). Ce tableau montre aussi que l'on peut adapter l'indice *ESI* à tous les types de côte et qu'il est facile à mettre en place. Cet indice est donc opérationnel et transposable.

Indice de l'ESI	Type de côte
1	Côte rocheuse exposée
2	Plateforme rocheuse exposée
3	Plage de sable fin
4	Plage de sable grossier
5	Estran plat, compact et exposé
6	Plage de sable et de graviers-galets
7	Plage de graviers et de galets
8	Côte rocheuse abritée
9	Estran plat et abrité
10	Marais et mangrove

Tableau 1 : Indice de sensibilité morpho-sédimentaire des côtes (*Gundlach et Hayes, 1978*).

Cet indice *ESI* présente cependant quelques limites qu'il paraît important de souligner : on remarque que les marais qui ont un indice de 10, sont donc plus vulnérables, or, ce sont aussi les zones où les microorganismes qui consomment et dégradent les hydrocarbures sont susceptibles d'être les plus nombreux (Nelson-Smith, 1977 ; Israel et Tsyban, 1989). De plus, la construction de cet indice est basée sur l'analyse de cinq accidents intervenus au début des années 1970 qui mettaient tous en jeu des hydrocarbures légers non représentatifs de toute la gamme de polluants susceptibles d'être déversés en mer (Little et *al*., 2003 dans Le Berre et *al*., 2011). Or, les trois dernières marées noires de nos zones d'étude (Erika, Prestige, Volgoneft-139) étaient composées d'hydrocarbures lourds ou résiduels très visqueux. Les rémanences indiquées par l'*ESI* ne sont pas entièrement satisfaisantes. Par exemple, les falaises très exposées (indice 1 sur l'*ESI*), ont fait l'objet d'un nettoyage long et coûteux alors que la pollution aurait eu une rémanence de plusieurs années sans aucun doute supérieure à celle des plages de sable fin à grossiers (*ESI* avec un indice de 3 et 4) (Fattal et Fichaut, 2000).

L'indice de Berné et d'Ozouville en 1982 : différentiation selon l'exposition

A la suite de la catastrophe de l'*Amoco Cadiz* (1978) et du *Tanio* (1980), Berné et d'Ozouville proposent une classification de la sensibilité environnementale, inspirée de l'*ESI*, qui distingue les niveaux de faible et forte énergie et la durée de l'impact (tableau 2).

Indice	Exposition	Littoraux	Rémanence
1	Zone à haute énergie	Côte et promontoire rocheux	Quelques semaines
2		Plateforme rocheuse d'érosion	Quelques mois
3		Plage de sable fin	1 à 2 ans
4		Plage de sable moyen à grossier	1 à 3 ans
5		Plage de graviers et galets	3 à 5 ans
6	Zone à faible énergie	Côte et plateforme d'érosion	3 à 5 ans
7		Plage de sable fin à moyen	> 5 ans
8		Plage de sable grossier et galets	> 5 ans
9		Vasière	> 10 ans
10		Marais	> 10 ans

Tableau 2 : Tableau de sensibilité des côtes, selon le niveau d'énergie (*Berné et d'Ozouville, 1982*).

Cet indice de Berné et d'Ozouville n'a été appliqué que dans le secteur des deux catastrophes (*Amoco Cadiz* et *Tanio*) car les hydrocarbures ont souillé des cordons de galets massivement et en profondeur, ce qui représente un cas particulier de rémanence. Ce tableau est donc un outil opérationnel, relativement transposable avec des durées de rémanence cohérentes malgré une application très localisée.

L'indice de Page-Jones en 1996 : première tentative d'un indice de sensibilité environnementale globale

Une étude universitaire menée au CEDRE (Page-Jones, 1996) dans le cadre de l'élaboration de l'atlas de la Manche, propose de déterminer un indice à partir de la vulnérabilité morpho-sédimentaire (fonction de la capacité de piégeage et de la rémanence) et de la sensibilité écologique (fonction de la faune et de la flore endogène). Il intègre en quelque sorte l'*ESI* à la sensibilité écologique.

Cette vulnérabilité s'exprime par V = 2R + K + 3E -5

Avec K ou capacité de piégeage qui est fonction de la granulométrie, de la porosité et de la perméabilité des sédiments, Le type d'estran est aussi pris en compte. R ou rémanence des hydrocarbures à la côte, est fonction du type d'estran, des conditions naturelles (hydrodynamisme) et de l'exposition. E ou la vulnérabilité écologique de la zone côtière aux hydrocarbures est fonction de l'impact de la pollution sur les biocénoses et le temps de résilience des biocénoses.

A partir des études bibliographiques, l'auteur pose les hypothèses suivantes : la vulnérabilité écologique a le même poids que la vulnérabilité morpho-sédimentaire. La rémanence R est deux fois plus importante que la capacité de piégeage (K). Ainsi, pour les différents types de côtes, l'auteur pose 3 colonnes (R, K et E) avec des indices qui vont de 1 (faible) à 3 (élevé). En appliquant la formule, on obtient un indice de vulnérabilité bio-morpho-sédimentaire (V) qui varie de 1 (faible) à 13 (élevé) avec une constante de -5. Cette approche conceptuelle permet de calculer et de spatialiser la vulnérabilité sur différents types de segments côtiers, et aboutit à une première intégration de la sensibilité écologique.

Cependant, l'auteur de cette étude souligne lui-même quelques limites, comme l'accès aux données précises concernant la granulométrie et la richesse biologique. De plus, cette analyse s'appuie sur des critères qualitatifs et non quantitatifs. Ces limites peuvent donc rendre cette démarche difficilement transposable à d'autres régions du monde.

L'indice MARLIN en 1999 : construction d'un indice biologique quantitatif

Une étude réalisée en Grande Bretagne (Hiscock et *al*., 1999) par le réseau d'information de la vie marine propose une évaluation des habitats et des espèces en fonction des différentes unités paysagères. L'objectif est de présenter une cartothèque de la sensibilité des espèces, des biotopes et des paysages marins, sur les côtes anglaises et irlandaises, pour 150 espèces et 117 biotopes. Les variables qui sont prises en compte sont les suivantes : la taille, la maturité, le type de reproducteur, la fréquence reproductrice, la fécondité, le temps de stabilisation larvaire, le potentiel de dispersion, l'abondance, la mobilité, la distribution, le taux de croissance et le temps. De plus, des facteurs comme la température, la turbidité, la salinité ou la nature des sédiments, sont aussi intégrés à l'étude. Celle-ci, bien qu'elle soit

très complète ne peut cependant pas être transposée car l'ensemble de ces données n'est pas accessible partout dans le monde.

Les mises à jour de l'*ESI*, la référence actuelle.

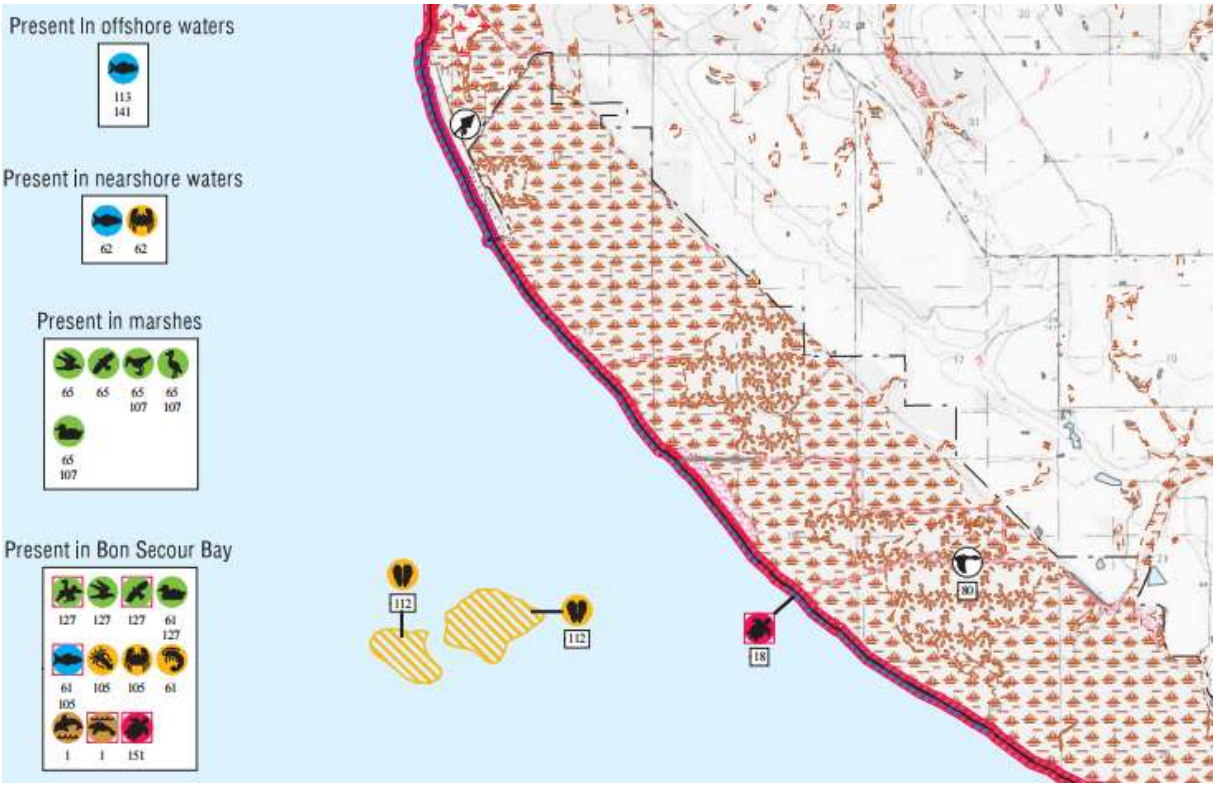
L'*ESI* fait aujourd'hui l'objet d'un large consensus dans l'analyse de la sensibilité environnementale. Malgré quelques limites mentionnées précédemment, cet indice a permis de standardiser les informations sur l'emplacement des ressources environnementales sensibles. Cet outil reste donc la principale référence dans le monde, réactualisé régulièrement et étendu aux littoraux estuariens, lacustres et aux cours d'eau (tableau 3). Aujourd'hui, il est recommandé par des organisations internationales comme l'OMI, l'IPIECA et la NOAA (Fattal, 2008).

Valeur de l'ESI	Littoraux marins et estuariens	Littoraux lacustres	Littoraux des cours d'eau
1a	Côte rocheuse exposée	Côte rocheuse exposée	Berge rocheuse exposée
1b	Structure humaine	Structure humaine solide exposée	Structure humaine solide exposée
1c	Escarpement rocheux exposé avec plateforme d'abrasion marine	Escarpement rocheux exposé avec plateforme d'abrasion marine	Escarpement rocheux exposé avec plateforme d'abrasion marine
2a	Plateforme brise-vagues exposée avec substrat rocheux	Estran étagé en substrat rocheux	Banc et rebord rocheux
2b	Escarpement à forte inclinaison et à pic argileux exposé		
3a	Plage de sable à grain fin à moyen		
3b	Escarpement sableux élevé	Escarpement de sédiments meubles en érosion	Berge exposée de sédiments meubles en érosion
4	Plage de sable grossier	Plage de sable	Barre sableuse et berges en pente douce
5	Plage de sédiments mixtes : sable et graviers	Plage de sédiments mixtes : sable et graviers	Banc et berge en pente douce de sable et de graviers
6a	Plage de graviers petits à moyens	Plage de graviers	Banc et berge en pente douce
			Graviers
6b	Plage de graviers moyens à grands	Enrochement	Enrochement
6c	Enrochement		
7	Grand estran sableux exposé	Grand estran sableux exposé	
8a	Escarpement rocheux, sableux ou argileux abrité ; estran rocheux imperméable abrité	Escarpement en substrat rocheux, sableux ou argileux abrité	

8b	Structure humaine solide abritée ; estran rocheux perméable abrité	Structure humaine solide abritée	Structure humaine solide abritée
8c	Enrochement abrité	Enrochement abrité	Enrochement abrité
8d	Estran de fragment rocheux abrité		
8e	Estran de tourbe		
8f			Falaise végétalisée avec forte inclinaison
9a	Grand estran sableux abrité		
9b	Bas talus végétalisé	Bas talus végétalisé	Bas talus végétalisé
10a	Marais d'eau salée et saumâtre		
10b	Marais d'eau douce	Marais d'eau douce	Marais d'eau douce
10c	Prairie humide et marécage	Prairie humide et marécage	Prairie humide et marécage
10d	Marécage d'arbustes broussailleux : mangrove	Marécage d'arbustes broussailleux	Marécage d'arbustes broussailleux

Tableau 3 : ESI appliqué aux milieux marins, lacustres et de cours d'eau (*NOAA, 2002*).

La représentation cartographique de l'*ESI* permet d'identifier les zones les plus vulnérables, aussi bien les ressources biologiques (en tenant compte de la saisonnalité), que les ressources humaines (infrastructures, les activités…), ainsi que le type de polluant et les aspects qui relèvent de la logistique de dépollution (fig. 13).



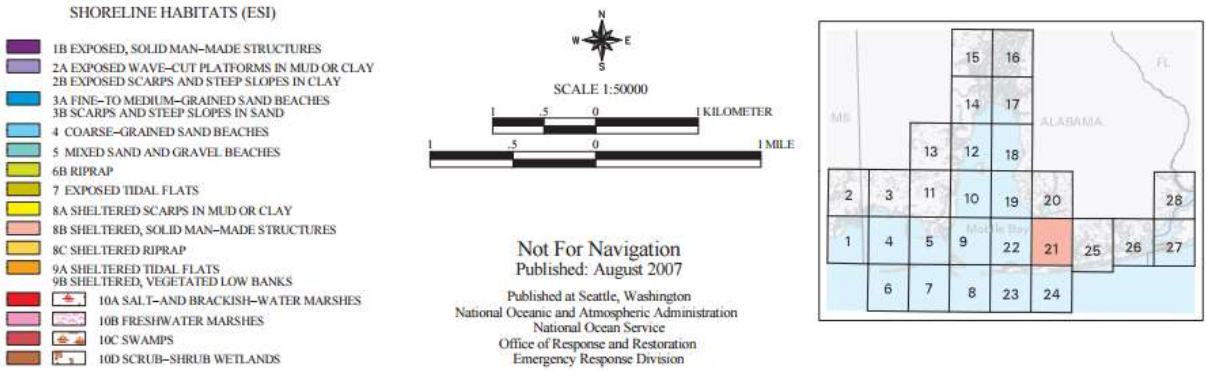


Fig. 13 : exemple de carte de vulnérabilité des côtes de l'ESI (*NOAA, 2007*)

2.2.2 L'évaluation de la vulnérabilité économique

L'autre grand volet de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures concerne les enjeux humains (activités, infrastructures, patrimoines…). Les tentatives d'évaluation sont très diverses, certaines représentent les enjeux simplement par des figurés sur les cartographies, d'autres intègrent de manière plus globale la vulnérabilité socio-économique, mais il n'existe pas actuellement une méthodologie reconnue dans le monde.

L'indice de Lagabrielle en 2001 : vulnérabilité des activités de pêche

Une étude universitaire menée en collaboration avec le CETMEF en 2001 traite de la vulnérabilité économique sur le littoral de la Côte d'Armor. Cette approche prend seulement en compte des activités marchandes de pêche telles que l'ostréiculture, la pisciculture, la pêche côtière et la pêcherie d'algues (Lagabrielle, 2001). Cette vulnérabilité est évaluée à partir de l'importance des activités (au niveau économique), de sa mobilité (capacité à éviter la pollution) et des caractéristiques des ressources exploitées (la sensibilité écologique). Cette démarche transposable permet de spatialiser la vulnérabilité économique, en revanche, d'autres activités économiques comme le tourisme et les activités industrielles n'ont pas été prises en compte.

L'indice de Levratto et Clemenceau en 2005 : prise en compte des activités marchandes et non marchandes pour un indice socio-économique global spatialisé

Dans le cadre du plan POLMAR-TERRE en Corse, une étude propose d'évaluer la vulnérabilité socio-économique des littoraux aux pollutions par les hydrocarbures. La structure d'ensemble de cet indice est proche de celui de Lagabrielle précédemment présenté, il s'en différencie essentiellement par la liste

des secteurs économiques pris en compte et par la juxtaposition d'éléments marchands et non-marchands (les activités de loisirs et la patrimonialité). Cette vulnérabilité socio-économique est exprimée par : les ports de commerces (PC), les activités professionnelles directement liées à la mer (Ad), les activités professionnelles qui bénéficient de la proximité de la mer (Ap), les activités de loisirs (L) et le patrimoine culturel (P). Il est alors possible d'écrire :

$$V = PC + 2\,Ad + 2\,Ap + L + P - 5$$

Pour les auteurs de cette étude, les ports de commerce jouent un rôle crucial dans le dispositif de lutte contre la pollution, du fait du caractère insulaire de la zone d'étude. Cette variable apparaît donc hors des activités marchandes, avec un indice de 11 en cas de présence de port de commerce et de 0 en cas d'absence. La variable des activités professionnelles directement liées à la mer (pêche, aquaculture, clubs de plongée, clubs nautiques, compagnies de promenade en mer, ports de plaisance) est construite à partir du nombre d'employés (pêcheurs) ou d'entreprises (aquaculture, clubs, compagnie de promenade en mer) par commune, en prenant en compte la saisonnalité de ces activités. Pour les activités bénéficiant de la proximité de la mer, l'indice est élaboré à partir du nombre d'entreprises (hôtels, campings, thalassothérapies, bars, restaurants, autocaristes, aquariums, piscines en eau de mer) par commune, de la durée d'ouverture et de la distance à la mer (seulement pour les hébergements). L'indice des loisirs et du patrimoine sont exprimés selon leurs nombres (site de baignade, ports de plaisance, sentiers de randonnées, centres équestres, mouillages, monuments historiques, festivals) sur chaque commune et sur leur fréquentation. Cette nouvelle approche, qui prend en compte les activités marchandes et non marchandes, de la saisonnalité et qui est spatialisée apporte un nouvel éclairage sur la vulnérabilité socio-économique. Cependant, cette étude spécifique à l'île de Corse semble difficilement transposable à d'autres régions du monde. En effet, les ports de commerce sont considérés comme des entités indépendantes aux activités marchandes, avec un rôle clé car les moyens matériels du dispositif de lutte seront acheminés par bateau du fait de l'insularité du territoire. Cette méthode est donc particulièrement bien adaptée pour évaluer la vulnérabilité des îles face aux hydrocarbures, mais le rôle des ports de commerce semble moins important sur le continent. De plus, l'analyse à l'échelle communale de la vulnérabilité semble peu adaptée à d'autres régions du monde du fait des surfaces sensiblement différentes des communes dans d'autres pays.

L'indice du CEDRE en 2006 : la vulnérabilité exprimée par la durée d'interruption des activités

L'indice élaboré par le CEDRE pour l'atlas Polmar-Terre du Finistère 2006 est basé sur la durée d'interruption des activités (de quelques heures à plusieurs années), la perte économique étant en relation avec celle-ci. Cet indice est uniquement appliqué aux filières professionnelles : cultures marines, pêche, tourisme notamment (tableau 4).

Pour chaque commune littoral	**Cultures marines**	**Infrastructures portuaires**	**Pêche professionnelle**	**Transport de passagers**	**Transport de marchandises**	**Port de plaisance**	**Hébergement touristique**	**Loisir nautique**	**Zone de baignade**
Critères et durée d'interruption des activités	Traces de polluants non visibles (années)	pollution de surface (jours)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)	pollution de surface (jours)	pollution de surface (jours)	pollution de surface (jours)	Présence de galettes et de plaques (semaines)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)
indice	5	1	3	1	1	1	2	3	3

Tableau 4 : indice du CEDRE selon la durée d'interruption (2006).

Cet indice a été combiné à la présence / absence des activités et à leur importance dans la révision de l'atlas Polmar-Terre du département de la Manche à l'échelle communale (Le Berre et *al*., 2008). Le résultat donne lieu à une cartographie opérationnelle car il suffit de déterminer et de localiser les activités afin de leur attribuer l'indice correspondant au temps potentiel des dommages subis.

Parmi les réflexions autour de la vulnérabilité socio-économique, certains travaux proposent une approche globale combinant des aspects qui relèvent de l'environnement et du socio-économique offrant tantôt la possibilité de distinguer la vulnérabilité de tel ou tel descripteurs, tantôt d'agréger l'ensemble des indices de vulnérabilités.

L'indice de Fattal en 2008 : Elaboration d'un indice global multicritères

Dans le cadre de ces recherches, P. Fattal propose une évaluation de la vulnérabilité globale couvrant les aspects morpho-sédimentaires, écologiques et socio-économiques sur le littoral de Noirmoutier. Il part du principe que la sensibilité environnementale est équivalente à la vulnérabilité économique, avec V = Senv + Veco / 2. Selon l'auteur, la vulnérabilité globale peut s'écrire :

$$V\ globale = \frac{[(Mm + Ip) * (Mc + Eg + Ib)] + [4{,}5In + 8{,}1Xa + 0{,}9Pa) + 4{,}5G]}{36}$$

Avec Mm : météo marine ; Ip : l'intensité de la pollution ; Mc : morphologie des côtes ; Eg : exposition globale ; Ib : indice de sensibilité biologique ; In : infrastructures ; Xa : les activités marchandes ; Pa : patrimoine ; G : gestion.

Cette étude prend en compte 39 paramètres qui permettent d'exprimer 9 variables. On remarque que l'auteur donne le même poids aux variables environnementales, c'est-à-dire que la sensibilité biologique à la même importance que l'exposition globale ou la morphologie des côtes. Au niveau socio-

économique, la pondération des variables est réalisée à partir d'évaluations statistiques des coûts de 200 marées noires, avec un poids important pour les activités économiques (coefficient de 8,1). La représentation cartographique de cet indice est intéressante car la vulnérabilité n'est plus représentée à l'échelle de la commune mais est découpée en vingt secteurs cardinaux en fonction de la morphologie des côtes (Fattal, 2008).

L'auteur constate cependant que le calcul d'un indice synthétique de la vulnérabilité n'est pas chose aisée en raison de deux obstacles principaux liés à la disponibilité et à la qualité des données requises ainsi qu'à l'arbitraire des choix des cotations et des pondérations. Cette approche conceptuelle met donc en lumière la complexité de toute représentation fidèle de l'ensemble des impacts lors d'une marée noire. Elle est cependant difficilement transposable à d'autres régions du fait du grand nombre de paramètres à acquérir pour construire cet indice.

L'indice de Castanedo en 2009 : un indice global qui résonne en termes de résilience

Lors de la marée noire du *Prestige* sur les côtes Cantabriques, une équipe de chercheurs espagnols s'est intéressée à l'évaluation de la vulnérabilité intégrée, exprimée à partir de l'exposition sédimentaire, d'un indice biologique et d'un indice économique en 2009.

Ils écrivent alors :

$$V \text{ intégrée} = (E + SP) * [0,7(Ic + Is + Ir)] + 0,3[(Ec + (Ej* Ks* Id * Rt)]^{4,4}$$

Avec E : exposition aux vagues ; SP : pente moyenne du rivage ; Ic : l'état de conservation écologique ; Is : la valeur de singularité en fonction de son statut de protection légale ; Ir : le facteur de résilience en déterminant le temps de retour à un état d'équilibre ; Ec : coût du nettoyage ; Ej : revenu mensuel généré pour chaque activité (la pêche, la conchyliculture, le tourisme, le commerce maritime et l'activité non marchande récréative); Ks : coefficient de saisonnalité ; Id : le degré d'impact ; Rt : le temps de récupération d'une activité.

La pondération a été effectuée à partir d'une enquête auprès des différents ministères (environnement, agriculture, pêche) et de la chambre régionale de commerce. Cette méthode d'évaluation de la vulnérabilité est intéressante car elle résonne en termes de résilience plutôt qu'en terme monétaire. En revanche, certains critères sont qualitatifs et définis de manière arbitraire.

L'indice De Andrade en 2010 : une approche simplifiée

A l'occasion de la construction d'un complexe portuaire Itaqui-Bacanga dans l'Etat de Maranhão au Brésil, une étude universitaire a été menée pour déterminer la vulnérabilité globale (naturelle et socio-économique). La vulnérabilité naturelle est déterminée à partir de la nature géomorphologique de l'estran, inspiré de l'ESI, mais avec seulement trois critères : l'estuaire (indice de 3 sur 3), la plaine côtière (indice de 2) ou le plateau côtier (indice de 1). Les variables socio-économiques retenues sont : le revenu familial (plus les revenus sont importants, plus la capacité à absorber les dommages est importante), le niveau d'éducation (plus le niveau d'éducation est important, moins les personnes sont vulnérables), et "relation à la pêche" (soit relation directe à la pêche, et donc vulnérable, soit relation indirecte, et donc moins vulnérable, ou encore pas de relation à la pêche et donc pas vulnérable). Les données socio-économiques ont été acquises à partir d'un questionnaire qui a été appliqué à 187 personnes choisies au hasard dans la zone d'étude, et différenciées par quartier. Les vulnérabilité socio-économique et naturelle n'ont pas été combinées car elles ne se chevauchent pas. En effet, la vulnérabilité environnementale est délimitée par l'estran alors que la vulnérabilité économique est localisée dans différents quartiers d'une commune.

Cette approche très simplifiée, permet la création rapide de cartes de vulnérabilité de type *synthétique*, basée sur la perception de la population locale en cas de crise. En revanche, cette démarche semble réductrice car elle se base sur des critères qualitatifs et ne prend en compte que la perception de l'impact de la pêche en omettant les autres activités.

Après avoir présenté les principales études traitant de la vulnérabilité environnementale et socio-économiques, il semble intéressant de comparer leurs niveaux de transposabilité (tableau 5).

Étude	Niveau de transposabilité (sur 5)
Gundlach et Hayes, 1978	5
Berné et d'Ozouville, 1982	3
Page-Jones, 1996	2
MARLIN, 1999	1
Lagabrielle, 2001	4
Levratto et Clemenceau, 2005	2
CEDRE, 2006	5
Fattal, 2008	3
Castanedo, 2009	3
De Andrade, 2010	4

Tableau 5 : Comparaison relative du niveau de transposabilité des différentes études présentées.

2.2.3 L'appui technologique des SIG

En termes d'outils, les SIG permettent de stocker massivement des données numériques, provenant de sources diverses, à différentes échelles et semble donc la solution la plus adaptée (Le Berre et *al*., 2005). A partir de ces bases de données, il est possible de d'éditer des cartes d'inventaires qui spatialisent les enjeux environnementaux et humains. Le développement de systèmes automatisés pour le SIG reste cependant encore assez rare.

2.2.8 L'OILECO de Kokkonnen en 2010 : l'apport des SIG

Dans le Golfe de Finlande, où l'on observe un trafic important de pétroliers vers les ports des pays scandinaves, des cartes dynamiques (des cartes qui changent d'une manière interactive ou automatique ; Antoni et *al*., 2004) ont été élaborées pour aider les décideurs en cas de catastrophe. Ces cartes, dont l'interface est présentée dans la figure 13, combinent des données sur différentes espèces d'oiseaux, de phoques, des plantes, des algues, des lichens, des mousses, et des insectes. Un indice OILECO est déterminé pour chacune des espèces en fonction de la valeur de conservation, le niveau de résilience et de leur comportement. Cet indice permet à partir des données SIG de générer à différentes échelles (maillage variable, zoom jusqu'à 200m²) des cartes synthétiques (fig. 14).

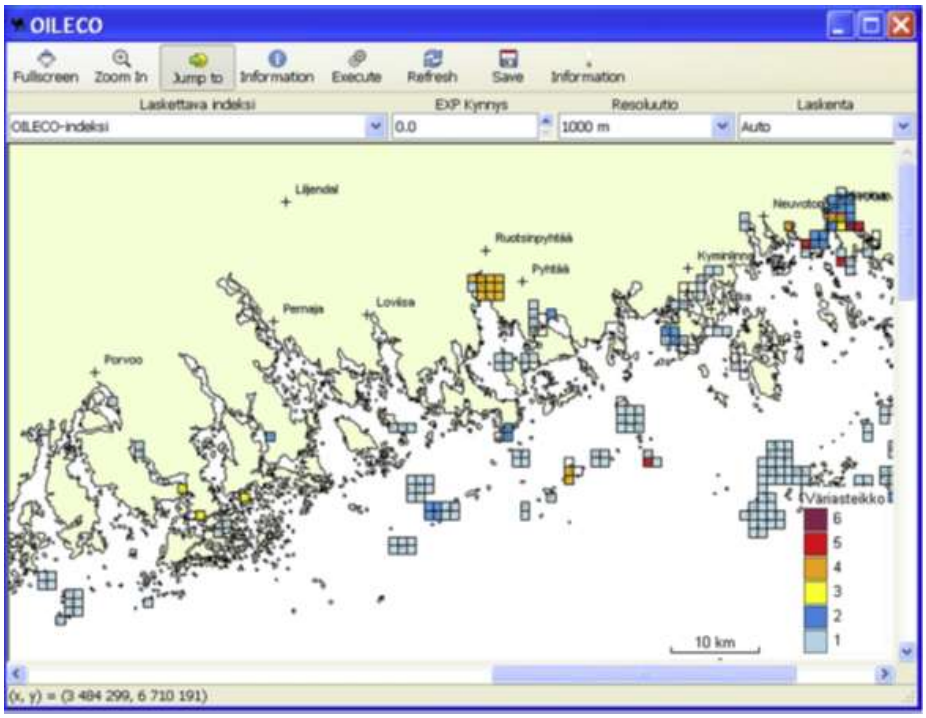


Fig. 14 : interface graphique d'OILECO, logiciel de cartographie de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions pétrolières (*Kokkonnen et al., 2010*).

Après avoir présenté les principales études concernant la vulnérabilité des côtes face aux pollutions pétrolières, nous allons maintenant étudier les différents types d'hydrocarbures car la vulnérabilité varie selon ces derniers. Cette distinction permettra de suivre leurs évolutions dans le temps, puis nous rappellerons les principales conséquences sur le milieu.

2.3 Nature, caractéristiques et comportement du pétrole

2.3.1 Forme du pétrole

La formation des hydrocarbures résulte de la sédimentation et de l'enfouissement de matières organiques végétales et animales pendant des millions d'années sous d'autres couches sédimentaires : c'est la pétrogenèse. La pression augmente car de nouvelles couches sédimentaires se déposent, tout comme la température issue du sol, ce qui permet une lente transformation chimique permettant à la vase de devenir du pétrole. Et comme l'explique Bastien Ventura, « Chaque accumulation pétrolifère possède des caractéristiques qui lui sont propres et qui sont dues à l'histoire biogéochimique et géologique de la roche mère où ils sont formés » (Bastien Ventura et *al*, 2005). En effet, l'aspect extérieur de cette roche liquide carbonée est différent : parfois fluide de couleur clair, parfois visqueux de couleur noir, avec des densités variables. Cependant, il y a malgré tout des points communs : les hydrocarbures se composent en grande majorité de carbone (83 à 87 % de sa masse), d'hydrogène (11 à 15 % de sa masse) et d'autres composants organiques tels que l'azote, le souffre et l'oxygène et des métaux à l'état de traces comme le nickel, le vanadium, etc… (0 à 6 % de sa masse). La molécule de carbone, qui présente 4 liaisons (tétravalent ou 4 valence), peut donc s'associer avec des molécules d'hydrogène (à une liaison ou 1 valence) de manière presque illimitée en formant des chaînes droites, ramifiées ou cycliques. Selon leur construction, les hydrocarbures peuvent être classés en quatre groupes (Fattal, 2006). Différencier les hydrocarbures et comprendre leurs comportements dans l'environnement nous permettra par la suite de mieux aborder la vitesse de dégradation de ces derniers.

- Les paraffines (ou alcanes selon l'IUPAC)

Les paraffines sont des hydrocarbures légers, qui présentent des chaînes droites ou ramifiées d'atomes de carbone avec seulement des liaisons simples, et donc « saturés » en hydrogène. Certains atomes peuvent aussi prendre une disposition annulaire et former des cyclo-paraffines.

- Les oléfines (ou alcènes selon l'IUPAC)

Les oléfines sont similaires aux paraffines, dans le sens où ils forment aussi des chaînes droites ou ramifiées d'atomes de carbone, à la différence qu'il y a certaines liaisons doubles entre les atomes de carbone. Lorsqu'il y a des liaisons doubles, il manque donc une liaison avec un atome d'hydrogène : ces molécules sont donc « insaturées ».

- Les aromates

Les aromates sont similaires aux cyclo-paraffines, car ils présentent une disposition annulaire avec 6 atomes de carbone, mais se différencient de ces derniers par la présence de 3 doubles liaisons.

- Les acétylènes (ou alcynes selon l'IUPAC)

Les acétylènes sont des atomes qui présentent des chaînes avec des triples liaisons entre les atomes de carbone.

2.3.2 Propriétés des hydrocarbures

- La densité du pétrole détermine sa flottabilité

La densité des hydrocarbures dépend de sa structure : les chaînes droites d'atomes de carbone (type paraffine) auront une densité faible (inférieur à 900 kg/m³) et auront tendance à flotter plus facilement sur l'eau. Au contraire, les chaînes d'atomes qui ont une disposition annulaire auront une plus forte densité et qui augmente encore avec la présence de doubles liaisons. Si la densité de l'hydrocarbure est inférieure à 1 030 kg/m³ (en eau marine), il flotte. En revanche, il semble important de souligner que les hydrocarbures ne sont pas des produits de composition homogène. Pour un même pétrole, on trouve donc des composés d'hydrocarbures en forme de chaînes et d'anneaux, saturés et non saturés. Ils sont alors appelés à « base » de paraffine, de naphtène ou aromatique selon leur pourcentage.

- La viscosité détermine son étalement et donc son taux de dispersion dans l'environnement

La viscosité, c'est-à-dire la résistance à l'étalement du produit (exprimée en centipoises, cP), est influencée par la taille des molécules qui compose le produit : plus les molécules sont grandes, plus le produit est lourd, et plus la viscosité est importante. La viscosité dépend aussi de la température : plus la température est élevée, plus le frottement entre les atomes est réduit, et plus la viscosité est faible (Ventura et *al*., 2005).

- La tension superficielle : La tension superficielle informe sur la tendance d'un hydrocarbure à s'étaler et à se disperser. Elle s'exprime en milliNewtons par mètre (mN/m).

- Le point d'écoulement fait référence à la température au-dessous de laquelle il ne s'écoule plus. Quand ce point est atteint, l'hydrocarbure commence à se solidifier, il s'exprime en Fo ou en Co.

- Le point d'éclair est la température à laquelle un hydrocarbure émet assez de vapeur pour que celle-ci s'allume quand elle est exposée à une flamme. La majorité des hydrocarbures est considérée comme inflammable, car leur point d'éclair est en dessous de 600C. Cependant, après une journée

exposée à l'environnement, peu d'entre eux sont encore inflammables car les fractions légères se sont évaporées.

- La toxicité augmente avec le poids moléculaire

La toxicité augmentant avec le poids moléculaire, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), sont particulièrement dangereux en raison de leur faible solubilité et de leur capacité à s'accumuler dans les organismes vivants, en pénétrant facilement dans la membrane cellulaire (Bastien Ventura, 2005). Les effets à long terme sont particulièrement néfastes à long terme pour les organismes.

Paradoxalement, à la suite de l'introduction d'importants volumes d'hydrocarbures dans le milieu marin, ce sont d'abord les hydrocarbures légers, d'une toxicité plus faible, qui contaminent fortement le milieu car ils se dissolvent rapidement et nécessitent un faible brassage pour que des concentrations toxiques soient atteintes dans l'eau.

2.3.3 Comportement et altération des hydrocarbures dans l'environnement

Les hydrocarbures déversés vont tout d'abord s'étaler à la surface de l'eau pour former une couche qui ne fera que quelques millimètres d'épaisseur. Les composés légers vont rapidement s'évaporer, mais cela va modifier les propriétés de l'hydrocarbure, en le rendant plus dense et plus visqueux. Les UV du soleil vont aussi photo-oxyder la couche superficielle des hydrocarbures par le phénomène de photolyse (Doumenq et *al*, 2005). Certains composés des hydrocarbures vont se dissoudre dans l'eau, la plupart avec des fractions aromatiques légères comme le benzène et le toluène. En revanche, ce processus est réduit car les hydrocarbures sont faiblement solubles (Kingston, 2002). L'émulsion est aussi un processus qui altère les hydrocarbures. Ainsi, un milieu soumis fréquemment à l'action du vent et des vagues, des micro-gouttelettes d'eau s'intègrent à la nappe de pétrole pour former une substance que l'on appelle « mousse au chocolat » (IPIECA, 2001). Puis, lorsque la densité du pétrole devient supérieure à celle de l'eau, le pétrole coule vers le fond de la colonne d'eau et peut sédimenter. La biodégradation par les micro-organismes peut aussi jouer un rôle important dans le devenir du pétrole en mer (Atlas, 1981 ; Bordenave et *al*, 2004) En effet, un certain nombre de bactéries ubiquistes puisent dans le pétrole leur alimentation tel que *Bacillus sp*, *Pseudomonas sp* et *Micrococcus sp* (Marchand et Caprais, 1981 ; Oudot, 2000 ; Rahman et *al*., 2002) (fig. 15).

Il y a souvent un délai entre le déversement en mer et l'arrivée de l'hydrocarbure sur la côte (fig. 16). Généralement, les hydrocarbures s'altèrent par différents procédés physico-chimiques, leurs toxicités diminuent, et environ 2 % y persistent très longtemps sous des formes toxiques tout en restant bio-disponibles pour les organismes (Peterson et *al*. 2003). Cependant, les dommages les plus importants pour la faune et la flore ont lieu lorsque les hydrocarbures pétroliers atteignent les côtes.

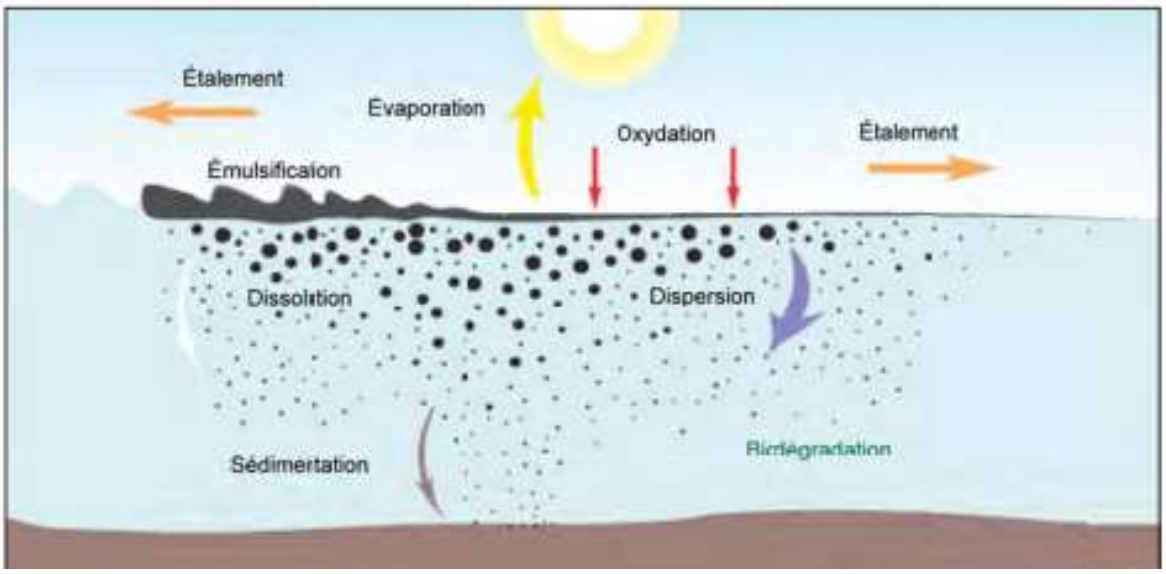


Fig. 15 : L'altération des hydrocarbures déversés en mer (*GENIVAR, 2011*)

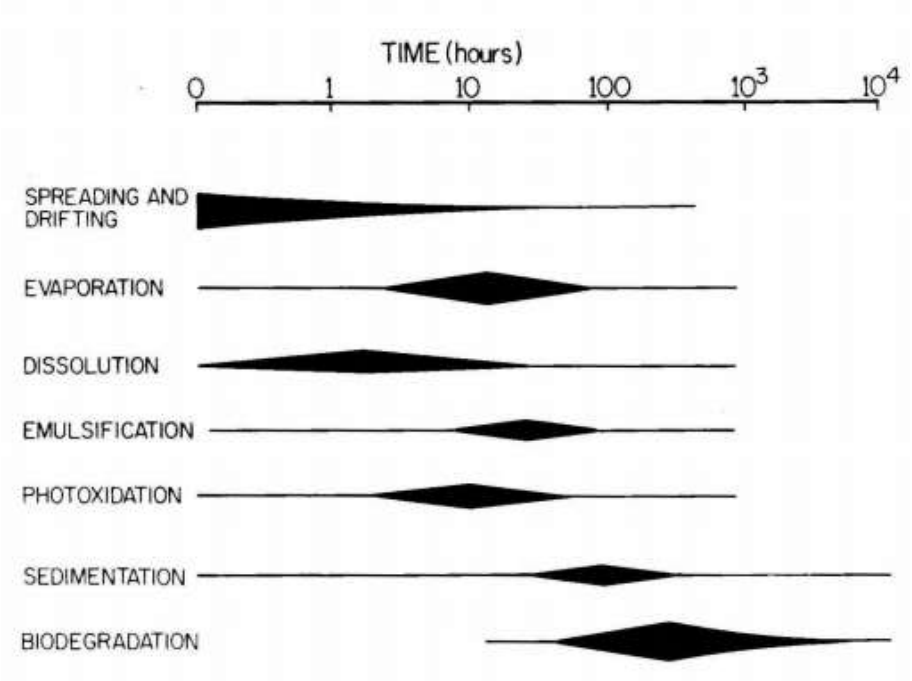


Figure 16 : Processus d'altération en fonction du temps écoulé depuis un déversement (Lee et *al.*, 1980)

2.3.4 Détermination de la vitesse de dégradation des hydrocarbures dans le milieu

Depuis quelques années, un laboratoire international associé composé de deux partenaires complémentaires, français et russe, travaille sur la vulnérabilité des côtes aux pollutions et sur la capacité qu'à un environnent naturel à dégrader un pétrole qui se serait déversé. Cette étude est centrée sur la façade Atlantique française, espagnole et sur le détroit de Kertch en Russie. Il est particulièrement intéressant de comparer la vitesse de dégradation de ces pollutions en France et en Russie, car la composition chimique initiale de ces 2 types d'hydrocarbures est assez proche : 65 % d'aliphatiques, alicycliques et de mono/di-aromatique, 21 % de résines et asphaltènes, et 14 % de HAP pour le Volgoneft-139, contre respectivement 64,5 %, 20 %, et 15,5 % pour l'Erika. Le but est donc de déterminer la rémanence des hydrocarbures dans le milieu naturel grâce à l'analyse des prélèvements récupérés sur les côtes russes et françaises sur une période allant de 9 à 15 ans. Ces analyses permettent de déterminer la vitesse de dégradation de la pollution pétrolière afin d'évaluer la capacité de l'écosystème à auto-résorber cette pollution, et les différents facteurs qui influencent cette vitesse de dégradation.

Ces échantillons ont été analysés en laboratoire (chromatographie sur couche mince puis par méthodes optiques : spectrophotométrie infrarouge, méthode de luminescence, et gravimétrie) pour identifier la concentration et les proportions relatives (en %) de la partie légère, de la partie lourde et des HAP. Le rapport de la partie légère (noté HC) sur la partie lourde (noté AC), noté α, est calculé pour chaque année de prélèvement, et dans chaque zone. Puis la moyenne est calculée par lieu et par année afin de pouvoir construire des courbes de vitesse de dégradation des hydrocarbures. L'étude du processus de transformation des hydrocarbures peut ensuite être quantifiée par le calcul de la demi-période de désintégration afin de déterminer la rémanence de chaque déversement grâce à la formule suivante :

$$\mathbf{T(1/2) = -1*LN(2)*(t1 - t2) / LN(\alpha 2/\alpha 1)}$$ (Kuznetsov, 2005)

T(1/2) : demi-période de dégradation ; t : nombre de jours après l'accident ; α : ratio HC/AC

Cette formule provient de l'équation cinétique des réactions de désintégration : $\mathbf{Ct = C0*e^{-kt}}$

Ct : concentration à un moment t, C0 concentration initiale du polluant, e : constante mathématique de 2,71 ; k : constante de réaction

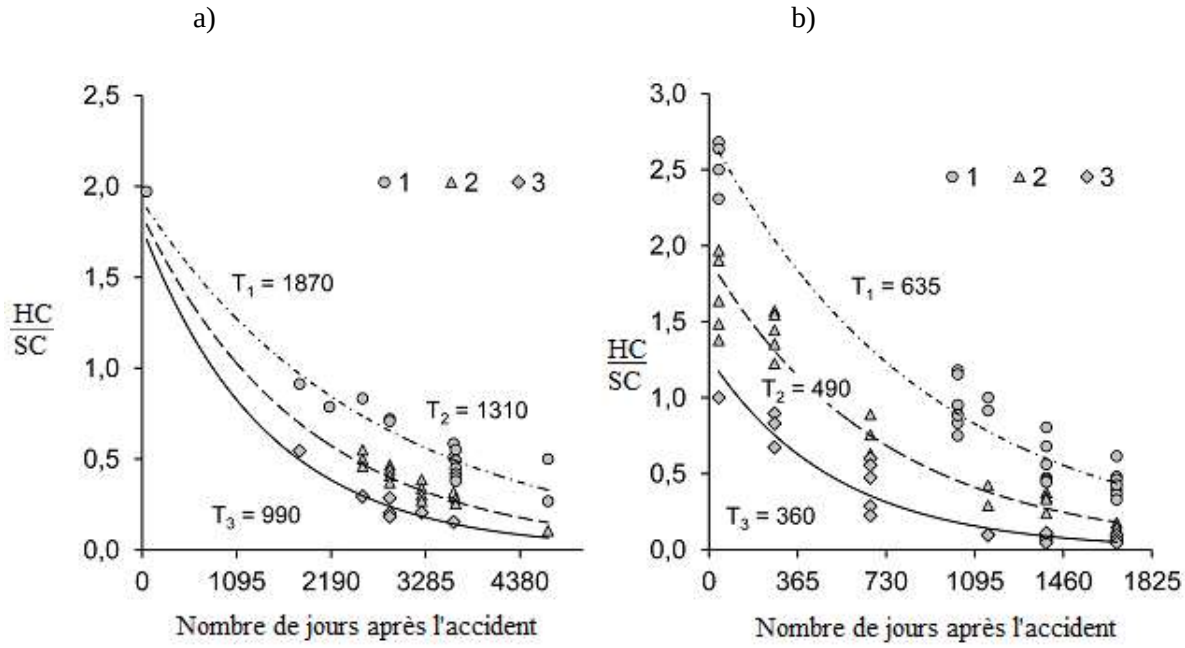


Fig. 17 : Evolution des concentrations des composants de la partie lourde (HC) sur la partie légère (SC), comprenant des unités de mazout dans la région côtière du golfe de Gascogne (a) et du détroit de Kertch (b) au fil du temps: 1 - de grandes concentrations de fioul lourd dans les fissures des roches et des structures de protection des rives, avec les effets directs de la mer et des rayons du soleil; 2 – mazout séché avec de la croûte en surface de 2-8 mm d'épaisseur sur la roche ; 3 - un mince film de mazout ; T – la demi-période de transformation en jours (*Kuznetsov et al., 2013*).

Lorsque l'on observe les deux graphiques (fig. 17), il ressort que la vitesse de dégradation des hydrocarbures est plus rapide dans le détroit de Kertch ($360 < T < 635$) que dans le golfe de Gascogne ($990 < T < 1870$). Le golfe de Gascogne paraît donc plus vulnérable aux pollutions pétrolières que le détroit de Kertch.

L'équipe russe a donc réfléchi à l'importance de chacun des facteurs qui participent au processus de dégradation, puis aux interactions entre ces facteurs. Ces données ont ensuite été exportées vers le logiciel Statistica® et analysées par régression multiple. Cette analyse permet de déterminer l'influence des différents facteurs étudiés (salinité, type de sédiment, position sur l'estran, énergie des vagues). En effet, le coefficient de pondération quantifie et indique l'impact positif ou négatif de chaque critère sur la dynamique de dégradation. Il est donc possible de déterminer un indice de dépollution SC à partir de la formule suivante :

$$\mathbf{SC = hH + eE + mM + xX}$$

SC = Ln [Ln(2) / T(1/2)]; T(1/2) : demi-période; H, E, M, X sont les paramètres d'évaluation quantitative des facteurs naturels de la destruction du fioul.

Les paramètres sont analysés deux à deux, pour sélectionner les données avec le moins d'interdépendance possible. Les quatre critères retenus sont la salinité, la nature des sédiments, la position sur l'estran des hydrocarbures et l'énergie des vagues. L'analyse statistique permet d'obtenir l'équation de régression suivante :

SC = 5,52 – 0,95 S + 0,15 ESI – 0,04 I + 0,08 W (Kuznetsov et *al*., 2013)

Avec SC = [Ln(2) / T(1/2)] ; avec T(1/2) : demi-période, la salinité (S), l'exposition morpho-sédimentaire (ESI) la position sur l'estran (I) et l'énergie des vagues (W)

Cette équation permet de mettre en évidence le rôle majeur de la salinité, déterminée par un coefficient de pondération de 0,95. En effet, la forte salinité est un paramètre qui ralentit fortement la vitesse de dégradation des hydrocarbures (le sel a des propriétés de conservation, comme en témoigne l'exemple de conservation du poisson autrefois dans la saumure). De plus, les écarts-types montrent que le paramètre S pris seul peut être considéré comme statistiquement significatif. Le deuxième paramètre est l'exposition morpho-sédimentaire (classé à partir de la graduation de l'*ESI*). Le type « schorre » abrité (*ESI* de 10) présente une forte richesse écologique qui va résorber rapidement les hydrocarbures en surface grâce à de nombreux facteurs comme la forte concentration en oxygène, l'activité microbiologique. Il faut noter cependant que le processus de dégradation ralentit dans un milieu écologiquement riche dès lors que le polluant pénètre en profondeur du sédiment à cause du manque d'oxygène. La formule ne prend pas en compte le polluant emprisonné. Au contraire, des estrans rocheux exposés (indice de 1), qui présentent des conditions difficiles, ont une faible vitesse de dégradation. Cependant, l'importance du critère « type de sédiment » influence moins la vitesse de dégradation que la salinité (son coefficient de pondération est seulement de 0,15). Les critères « position sur l'estran des hydrocarbures » et « l'énergie des vagues » présentent des coefficients assez faibles, et ont donc qu'une faible influence sur la vitesse de dégradation. Cette équation pourra par la suite encore être affinée car les campagnes de prélèvements se poursuivent (les données de 2014 et 2016 n'ont pas été prises en compte).

2.3.4 Les impacts et la résilience sur le vivant

La résilience (: le temps nécessaire pour le retour du milieu à un nouvel état d'équilibre) est l'un des paramètres utilisés par le M.N.H.M pour évaluer la sensibilité biologique (il y a aussi l'habitat et la résistance). Cette résilience est relativement difficile à évaluer car d'une part, de nombreux paramètres rentrent en ligne de compte : le type de polluant et les processus d'évolution des hydrocarbures sont des facteurs importants comme aussi les facteurs climatiques ou encore écologiques (diversité, biomasse, abondance…). D'autre part, il y a peu d'études qui prennent en compte les impacts à long terme. Les

chercheurs qui travaillent sur le vivant sont donc très prudents pour estimer la résilience des peuplements. La revue de la littérature scientifique disponible (O'Sullivan et Jacques, 1991 ; Peterson et *al*., 2003 : GENIVAR, 2011 ; Fingas, 2013 entre autres) met en lumière le niveau d'impact des pollutions pétrolières selon les peuplements, et alimentera ensuite notre réflexion consacrée à la sensibilité environnementale (tableau 6 et 7).

Type de littoral	Faune et flore associée	Résilience
Côtes rocheuses ou à blocs	Mollusques, algues, invertébrés, lichens, mousses	Quelques mois à quelques années
Colonnes d'eau (pleine mer)	Phyto et zooplancton, larves et œufs, poissons adultes et juvéniles	Quelques semaines (sauf oiseaux)
Plages sableuses	Quelques crustacés, vers fouisseurs et mollusques	Jusqu'à 3 à 4 ans
Tidal flat sableux (abrités)	Herbiers	Quelques mois
Fonds marins et mers côtières	Fonds rocheux, communautés benthiques, herbiers	respectivement : rapide, plusieurs années, jamais
Plage de gravier et galets	Faune et flore pauvre	Plusieurs années en cas de pénétration
Côte rocheuse abritée	Zonation selon le marnage	De quelques mois à + 8 ans
Tidal flat abrité	Animaux fouisseurs, filtreurs, détritiques et oiseaux de mer	2 à 4 ans (dépend du degré de pollution enfouie et de la persisance
Estuaire	Faune et Flore très diversifiée	De 1 à plusieurs années
Marais maritime	Zonation selon marnage, végétation pérenne halophile, chaînes alimentaires complexes, oiseaux	De quelques mois à 10 - 20 ans
Mangrove	En fonction du marnage. Faune et flore riche	Très long, jusqu'à 30 - 40 ans
Récif coralien	communautés diversifiées	10 ans et plus, voir jamais

Tableau 6 : Temps de résilience selon les milieux (*O'Sullivan et Jacques, 1991*)

Pour compléter ce tableau, d'autres recherches bibliographiques ont été entreprises afin d'affiner le plus précisément possible la résilience selon les différents peuplements.

Peuplement	effets	sources	source de la pollution
Bacteries	multiplication par 3 en 5 jours	Johansson et *al*, 1980	The Tsesis
	5 % du pétrole est biodégradé	Marchand, 1981	Amoco Cadiz
résultats	augmentation du nombre en réponse à l'ajout de carbone dans le milieu et diminue quand celui-ci s'épuise.		
Algues	pas d'impact sur *Laminaria saccharina, Agarum clathratum et Nereocystis luetkeana*	Dean et Jewett, 2001	Exxon Valdez
résultats	bonne résilience, récupération en moins de 3 ans		
Plantes terrestres	pas de retour à la normal 20 ans après à l'Ile Grande	Levasseur et Gross, 2000	Amoco Cadiz
	les jeunes pousses et les espèces annuelles les plus endomagées	Quianxinet *al*., 2002	Laboratoire
	diminution de la photosynthèse et de la respiration, accélère l'érosion	Silliman et *al*., 2012	Deepwater Horizon
résultats	impacts surtout pour les jeunes pousses et les plantes annuelles - récupération en moyenne en 3 ans		
Mollusques bivalves	Les moules *Mytilus edulis* ont absorbé rapidement les hydrocarbures dans les tissus (1 an pour un retour au concentrations initiales	Boehm et *al.*, 1982	The Tsesis
	reprise des populations en 1 ou 2 ans	Ortiz-Zarragoitia et al., 2011	Exxon Valdez
	baisse de succès de reproduction à 60 %	Baussant et *al*., 2011	?
	la croissance est ralentie pour les moules *Geukensia demissa* , baisse du taux de filtration.	Culbertson et *al.*, 2008	Florida
résultats	Accumulation de la pollution, Altération de la reproduction, résilience de 1 à 2 ans		
Mollusques gastéropodes	*Littorina saxatilis* extinction locale mais grâce à sa forte distribution, recolonisation rapide (1,5 ans)	Piñeira et *al*, 2008	Prestige
	Myosotella Myosotis La plupart des populations de cette espèce ont disparu depuis la catastrophe		
résultats	Résilience variable selon les espèces. Dépend de la capacité de recolonisation et de la taille de la population		
Annélides polychètes	baisse de 70 % de la biomasse de certains polychètes (*Melinna palmata*), pendant que d'autres polychètes opportunistes (*Lanice conchilega*) ont été multipliés par 10 lors des 5 premières années de pollution.	Dauvin, 2000	Amoco Cadiz
résultats	La sensibilité est spécifique pour chaque espèce. Un état d'équilibre a été retrouvé 10 ans après la catastrophe		
Echinodermes	*Paracentrotus lividus* et *Psammechinus miliaris* ont récupé en 3 ans.	Barillé A. L. et *al*, 2004	Erika
	Dermasterias imbricata et *Pycnopodia helianthoides* ont récupéré en 4 ans.	Dean et Jewett, 2001	Exxon Valdez
résultats	récupération en 3 ou 4 ans		
Crustacés	les amphipodes du genre *Ampelisca* : forte mortalité, récupération en 10 ans	Dauvin, 2000	Amoco Cadiz
	Les balanes *Balanus sp* : pas d'impact	Fry et Anderson, 2014	Deepwater Horizon
	Balanes *Fistulobalanus citerosum* : forte concentration en HAP	Soares-Gomes et al, 2010	accident (Brésil)
	les crabes *Uca pugnax* exposés depuis 40 ans : changement du comportement : terriers moins profonds, réponse de fuite plus lente	Culbertson et *al*., 2007	Florida
résultats	modifie le comportement, dépend de la concentration des hydrocarbures dans le sédiment		
Poissons	la plie *Pleuronectes platessa* : lésion des ovaires, des reins et des branchies	Lee et Page, 1997	Amoco Cadiz
	une baisse de la reproduction, de la survie des œufs et des déformations morphologiques du saumon rose et du hareng du pacifique pendant 4 ans	Peterson et *al*., 2003	Exxon Valdez
résultats	Poissons benthiques sont plus sensibles. Forte mortalité des œufs et des juvéniles. Importance de la saison		
Oiseaux	les alcidés sont les plus vulnérables	Ventura et *al*., 2005	Erika
	engluement des plumes et donc impossibilité de voler	Sloan, 1999	Exxon Valdez
	mort par ingestion d'hydrocarbures	Henkel et *al*., 2012	Deepwater Horizon
	perte de la capacité isolante des plumes et peut conduire à l'hypothermie, l'étouffement, la noyade	Peterson et *al*., 2003	Exxon Valdez
	population de guillemots insuffisante 7 ans après la marée noire	Seiser et *al*., 2000	Exxon Valdez
	Disparition d'une petite population d'eiders à duvet	Cadiou et *al*., 2003	Erika
résultats	les oiseaux marins sont plus vulnérables. Les espèces rares peuvent disparaitre. Importance de la saison		
Mammifères	mammifères à fourrure : forte perte de chaleur dans l'eau	Oritsland et *al*., 1981	production offshore
	Les pinnipèdes accumulent les hydrocarbures dans les tissus	Geraci et Smith, 1976	Torrey Canyon
résultats	mortalité rarement importante, capacité d'évitement		

Tableau 7 : sensibilité et résilience des peuplements à une pollution pétrolière (*sources divers*)

Cette revue de la littérature a permis de mettre en évidence que les effets d'un déversement d'hydrocarbures ne sont pas les mêmes selon les peuplements et les niveaux trophiques.

Les micro-organismes sont favorisés par un déversement d'hydrocarbures, car une source de carbone est ajoutée massivement, ce qui entraîne une augmentation significative de leur nombre (Johansson et *al*., 1980).

Les plantes et les algues subissent un impact par engluement avec les hydrocarbures lourds, ce qui nuit à la photosynthèse et à la respiration (Silliman et *al*., 2012). Les hydrocarbures légers vont pénétrer dans le sol et altérer le système racinaire et limiter les échanges gazeux des racines. Pour les organismes phytoplanctoniques, les sensibilités varient (Fingas, 2013) et la sensibilité serait plus prononcée pour les effets indirects des déversements (changement de la disponibilité de l'oxygène et des nutriments) que le pétrole lui-même (Steen et *al*, 1999) De plus, les végétaux peuvent subir les impacts induits lors du nettoyage (jet haute pression, arrachage, piétinement, infiltration le long du système racinaire…). Cet aspect reste encore trop peu étudié dans la littérature. En général, les effets sur les végétaux perdurent pendant 2 à 3 ans.

Les mollusques bivalves qui vivent sur un substrat dur tel que *Mytilus edulis*, subissent des impacts rapides et importants, mais avec une résilience rapide de 1 à 2 ans (Boehm et *al*., 1982). Les autres mollusques ont le plus souvent un temps de retour à un état d'équilibre assez variable et ce dernier dépend surtout de la capacité de recolonisation des espèces par les populations voisines (Piñera et *al*., 2008).

Le cas des annélides polychètes se caractérise par une succession écologique au niveau des peuplements dans le temps. Il y a d'abord l'installation d'espèces opportunistes qui profitent de l'excès de matière organique. Puis, les espèces sensibles vont progressivement recoloniser le milieu, mais ce retour à un état d'équilibre peut durer jusqu'à 10 ans (Dauvin, 2000).

En ce qui concerne les échinodermes, il y a d'abord une disparition complète puis une recolonisation en 3 ou 4 ans (Barillé A. L., et *al*, 2004 ; Dean et Jewett, 2001).

Pour les crustacés, les résultats bibliographiques sont trop variables et ne permettent pas d'évaluer la résilience (Dauvin, 2000 ; Fry et Anderson, 2014 ; Soares-Gomes et *al*., 2010 ; Culbertson et *al*., 2007).

Nous avons aussi vu que pour les poissons (tableau 6), ce sont surtout les œufs, les larves et les juvéniles qui sont vulnérables en raison de leur faible niveau de protection et de leur proximité de la surface (Peterson et *al*., 2003 ; GENIVAR, 2011). La période de l'année à laquelle la pollution survient est donc très importante pour les poissons. De plus, les milieux tels que les baies et les estuaires, les populations de poissons sont plus vulnérables et sensibles et peuvent être exposés à des concentrations létales (Fingas, 2013). Par ailleurs, les poissons benthiques sont fortement contaminés par les hydrocarbures se

trouvant dans le sédiment et sont donc plus sensibles que les poissons vivants dans la colonne d'eau (Lee et Page, 1997).

L'impact sur les oiseaux est variable d'une espèce à l'autre, selon la période de reproduction, de nidification et de la migration. De même que pour les poissons, la période où l'accident s'est produit est une variable très importante. En effet, à certaines périodes, des espèces peuvent se trouver en quantité importante, à proximité d'une zone à risque de pollution alors qu'à d'autres saisons ces espèces sont absentes (GENIVAR, 2011). En règle générale, les oiseaux marins sont plus sensibles à une pollution du fait de leur dépendance à la mer (Ventura et *al*., 2005 ; ITOPF, 2013). Les espèces rares ou fragiles, qui présentent des petites populations peuvent, dans certains cas, complètement disparaître (Cadiou et *al*., 2003).

Enfin, l'impact sur les mammifères marins est faible car ils ont la possibilité d'éviter la pollution. En revanche, ils sont en haut de la chaîne trophique et peuvent ingérer des proies contaminées et accumuler le polluant dans les tissus par bioaccumulation et bioamplification. (Geraci et Smith, 1976 ; Oritsland et *al*., 1981).

Cette étude bibliographique met en évidence la nécessité de disposer d'un état de référence antérieur à la pollution afin de différencier les impacts de la pollution et des fluctuations naturelles des populations. Lorsque la marée noire survient, il est ensuite important de mettre en place un suivi de l'impact à court, moyen et long terme. En effet, la plupart des études s'intéressent aux effets des déversements seulement 2 à 3 ans après la pollution.

Conclusion de la deuxième partie

Après avoir défini la notion de risque et de vulnérabilité, nous nous sommes intéressés à l'évolution des indices de sensibilité ou de vulnérabilité des côtes face aux pollutions pétrolières depuis la fin des années 1970. D'abord morphologiques, ces indices ont par la suite intégré la sensibilité biologique et économique, avant d'élaborer une sensibilité globale. Il ressort que ces indices sont souvent difficiles à calculer du fait de l'absence de données, de leurs qualités variables et de la difficulté à appréhender des variables aussi diverses.

Ensuite, nous avons présenté les caractéristiques et le comportement des hydrocarbures lors d'un déversement afin de comprendre le processus de rémanence. En effet, le temps de persistance des hydrocarbures dans le milieu influence directement la sensibilité environnementale et la vulnérabilité économique. Les études de Kuznetsov et al., (2013) apportent un éclairage nouveau en déterminant statistiquement la demi-période de dégradation du polluant dans le Golfe de Gascogne et dans le détroit de Kertch et en déterminant les facteurs qui participent à cette dégradation. Ce paramètre est facilement

transposable car il nécessite l'utilisation de peu de variables et peut s'intégrer aisément aux études de vulnérabilité des côtes face aux pollutions pétrolières.

Enfin, l'étude consacrée aux impacts sur les organismes vivants nous a montré que certains facteurs déterminent l'importance d'une pollution : la nature, la quantité et la toxicité du polluant, la zone climatique, la sensibilité des espèces elles-mêmes et le stade du cycle biologique de ces dernier au moment de la pollution. Certaines espèces vont être affectées par la modification de leur habitat, d'autres par la toxicité et/ou par l'engluement. Elles ne réagissent donc pas toutes de la même manière. Nous avons mis en évidence la forte sensibilité des sujets suivants : oiseaux marins, poissons benthiques, œufs, larves, juvéniles, plantes annuelles et jeunes pousses, mollusques et polychètes. Au contraire, les bactéries, les algues (et le phytoplancton), ainsi que les poissons adultes subissent peu d'impact.

Troisième partie : Choix des variables, représentation cartographique et construction d'un indice de sensibilité environnementale

Introduction de la partie 3

Cette partie est consacrée à l'analyse des variables qui sont les plus pertinentes et qui permettraient de proposer des indices de sensibilité environnementale. L'élaboration des indices ont aussi pour vocation des représentations cartographiques dont nous analyserons aussi les limites. Enfin, nous procéderons à une hiérarchisation des enjeux (selon leurs niveaux de sensibilité), grâce à l'application de l'indice de sensibilité environnementale dans un but triple : limiter les impacts, faciliter le nettoyage et limiter les coûts de nettoyage.

3.1 Les variables environnementales

Pour ce niveau, les variables de l'exposition géomorphologique (*ESI*), de la rémanence et de la sensibilité biologiques ont été retenues. Nous allons donc dans un premier temps présenter les variables qui permettent d'exprimer l'indice de l'exposition géomorphologique. Puis dans un second temps, nous intégrerons à l'évaluation de la sensibilité environnementale, une méthode qui permet d'intégrer des variables pour quantifier la rémanence. Enfin, l'analyse des variables de la sensibilité biologique sera appréhendée afin de proposer la sensibilité de l'avifaune, des habitats de la flore du littoral et des habitats naturelles marins.

3.1.1 Les faciès morpho-sédimentaires

Selon les faciès morpho-sédimentaires et l'exposition des côtes, le temps de persistance des hydrocarbures diffère. Cette approche, celle de l'*ESI*, propose une classification en dix niveaux de vulnérabilité (tableau 3), offrant l'avantage d'être transposable et utilisée par la communauté scientifique. On observe trois types de côtes : les falaises rocheuses, souvent exposées, favorisent l'auto-nettoyage rapide car le polluant se dépose à la surface dans la zone de déferlement. Les sédiments sableux et les cordons de galets favorisent la percolation des hydrocarbures, leur stockage et leur relargage, prolongeant dans le temps l'impact de la pollution. Les schorres et les marais maritimes sont des milieux végétalisés, écologiquement riches et fragiles en cas de pollution. Ces derniers possèdent aussi de nombreux organismes fouisseurs avec des galeries dans lesquelles les hydrocarbures pénètrent et favorisent le piégeage biologique. C'est un milieu sensible, fragile et les opérations de nettoyage y sont aussi particulièrement difficiles en raison des contraintes d'accès. Elles représentent en outre un risque pour les formations végétales présentes dans ce milieu.

En dépit des aspects évoqués (p 34) sur la rémanence dans les différents types de milieux, le paramètre faciès morpho-sédimentaire est pris en compte. Pour pallier la problématique de l'étendue de notre terrain en Russie, nous avons effectué une typologie à partir de de la photo-interprétation des photos aériennes, de cartes de la marine (SAS planet; BD ORTHO®IGN 2006 ; SCAN Littoral®) confortée dans un second temps par un travail de terrain.

3.1.2 L'exposition en mer et sur la côte

L'exposition est le second paramètre pris en compte car dès lors qu'un pétrole se déverse en mer, il dérive (advection sous le vent, marée et dérive littorale), est brassé (houles et vagues) et se transforme (température de l'eau, de l'air et de la salinité).

Le vent

Les prévisions du vent permettent de déterminer le déplacement des nappes. En effet, un grand nombre de modèles, développés depuis le début des années soixante, utilisent des lois empiriques et une dérive égale à 3 % de la vitesse du vent, avec une direction fixe par rapport à cette dernière (Météo France ; CEDRE ; Daniel, 1997). Le vent a aussi une influence sur le processus d'évaporation (Bordenave et *al*., 2004) : celle-ci peut être totale dans le cas d'une essence ou d'un gasoil, de l'ordre de 40 à 50 % dans le cas d'un pétrole brut léger et d'environ 10 à 15 % dans le cas d'un fioul lourd (Bocard, 2006). Le vent qui a une influence sur les vagues et les courants, participe aussi indirectement à la dégradation du pétrole, et plus précisément à la dissolution et à l'émulsion des hydrocarbures (IPIECA, 2001).

La houle, les vagues et la dérive littorale

Dès lors qu'il y a un déversement d'hydrocarbures dans le milieu, le polluant est soumis à plusieurs processus de transport. En effet, et grâce aux modèles de propagation de la houle (Artemis, Tomawac) et de leur obliquité à la côte, la nappe dérive, et peut atteindre le littoral, brassée par les vagues qui déferlent.

Les marées

Les courants de marées jouent un rôle important lorsque le polluant arrive aux abords des côtes. En effet, ils participent au dépôt des hydrocarbures qui peuvent souiller de vastes zones de l'estran lorsque le marnage est important. Ainsi, au moment de l'épisode du Prestige, les nappes qui ont emprunté une direction Sud-Nord ont été influencées par le courant du Portugal qui suit cette direction en hiver. Ce courant bifurque ensuite vers l'Est après le passage du cap Finisterre. Ce courant explique donc l'arrivage de boulettes et galettes sur le Sud du littoral du golfe de Gascogne (Fattal, 2004). De plus, ces courants peuvent déplacer et redistribuer le pétrole et contaminer d'autres zones. Une fois le pétrole

arrivé sur la côte, les marées participent à la pénétration des hydrocarbures dans les sédiments (Cheong, 2003).

La température de l'eau et de l'air

Lors des déversements de pétrole en mer, la température de l'eau de surface et de l'air influencent l'évaporation des hydrocarbures et peuvent modifier sa viscosité (ITOPF, 2012). Lorsque le pétrole se dépose sur la côte, la température joue un rôle décisif car elle influence la prolifération des micro-organismes qui vont biodégrader les composés hydrocarbonés du polluant (Atlas et Bartha, 1972 ; Hua, 2005). En effet, l'activité bactérienne est maximale lorsque la température de l'eau est comprise entre 20 et 35°C (Israel et Tysban, 1989).

La salinité

La salinité joue aussi un rôle important dans la dégradation des hydrocarbures. En effet, la concentration faible de sel dans l'eau de mer favorise le développement de certaines bactéries, alors qu'au contraire, une salinité élevée limite la vitesse de biodégradabilité microbienne (Atlas, 1981 ; Leahy et Colwell, 1990 ; Kuznetsov et *al*., 2013).

L'ensemble des paramètres énumérés plus haut doivent théoriquement être pris en compte dans la construction de l'indice de sensibilité environnementale. Or, il s'avère que les données sont parfois parcellaires voire absentes, ne pouvant de ce fait être intégrées à l'indice. Dans cette étude, nous avons choisi de retenir la direction du vent et de la houle pour exprimer l'exposition des côtes. Ces données sont faciles à obtenir et nécessaires à la construction de l'indice *ESI*. L'exposition s'exprime donc par la direction de l'angle d'incidence des flux (la houle et le vent) : lorsque la direction des flux est perpendiculaire au trait de côte (entre 72° et 108°), on considère que la zone est fortement exposée, favorisant l'auto-nettoyage, avec un indice de 1. Au contraire, lorsque le flux est parallèle au trait de côte (entre 0° et 18° et entre 172° et 180°), la zone est généralement plus abritée et on attribue un indice de 5 car les hydrocarbures sont susceptibles de persister plus longtemps. Cette méthode offre l'avantage d'une acquisition relativement aisée des données, par contre, elle est critiquable car elle est réductrice, en omettant par exemple les phénomènes de diffractions, de réfractions, et la bathymétrie. L'information reste lacunaire, mais cet indice peut être complété ultérieurement par l'acquisition de données homogènes sur nos secteurs d'étude.

Puis, à partir de l'identification des faciès morpho-sédimentaires et de l'exposition, il est possible de déterminer un indice selon les dix niveaux de vulnérabilité de l'*ESI*. Pour simplifier la lecture de la carte, les indices ont été discrétisés en 4 classes, mais les dix niveaux sont disponibles dans la table attributaire (fig. 18).

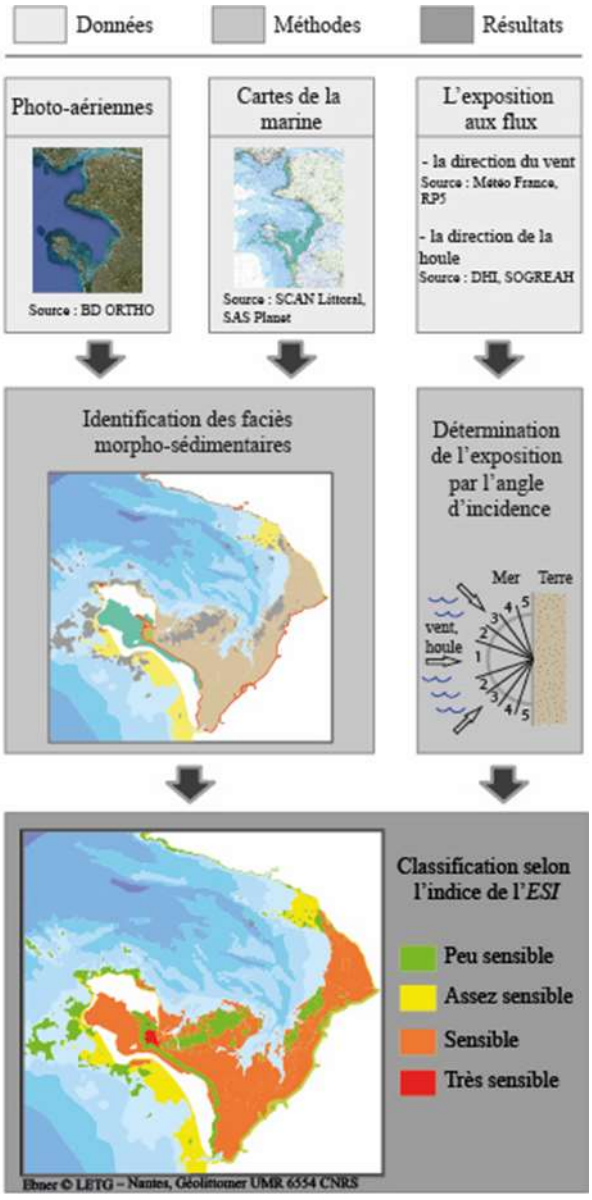


Fig. 18 : Vulnérabilité morpho-sédimentaire des côtes

Après avoir présenté les paramètres qui permettent d'exprimer la variable de l'exposition morpho-sédimentaire, nous allons maintenant nous intéresser à la capacité d'un environnement à dégrader le pétrole.

3.1.3 Rémanence

Le temps de persistance des hydrocarbures dans le milieu est un facteur important lorsque survient une marée noire et il dépend de facteurs comme le type de pétrole, le climat, la morphométrie du polluant, de l'hydrologie, de la biodégradation et de la morphologie des côtes (fig. 19). En effet, plus le polluant

est persistant, plus celui-ci peut impacter les écosystèmes du fait de sa toxicité. Dans un premier temps, nous étudions les principaux facteurs qui influencent le processus de dégradation du pétrole et dans un deuxième temps, nous évaluons leur pertinence.

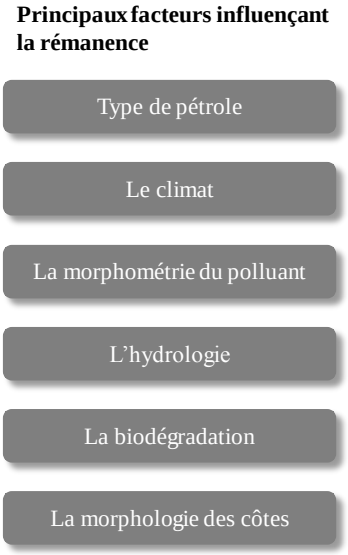


Fig 19 : Les principaux facteurs pour évaluer la capacité d'un écosystème à dégrader une pollution (source : Kuznetsov et *al*., 2013)

Le type de pétrole

La nature du pétrole est un facteur important pour déterminer sa période de persistance dans le milieu. En effet, un pétrole volatile a un impact fort de courte durée sur une plage de sable car il s'infiltre très facilement entre les grains de sables et contamine toute l'épaisseur du sédiment. Au contraire, pour les hydrocarbures lourds et visqueux, la percolation est moins importante (Owens et *al*., 2008). Dans le cadre de notre travail de recherche, nous avons choisi de nous baser sur le type de fioul qui a affecté les zones que nous étudions, en l'occurrence le fioul lourd de l'*Erika* et du *Volgoneft*. Il s'agit d'un fioul lourd et visqueux qui peut être très rémanent.

Les facteurs climatiques

Le climat est un facteur qui influence de manière importante le processus de dégradation, soit directement, soit indirectement. En effet, de fortes températures de l'air, corrélées à une forte intensité lumineuse participent à la dégradation directe du polluant par photo-oxydation et ce processus casse rapidement les liaisons moléculaires (Doumenq et *al*., 2005). Des températures chaudes associées aux vents, sont aussi des facteurs directs qui contribuent au processus d'évaporation des hydrocarbures (Bordenave et *al*., 2004). Comme nous l'avons vu précédemment, parmi les facteurs indirects, la température est décisive car elle participe au développement des micro-organismes, et donc à la biodégradation des composés hydrocarbonés (Atlas et Bartha, 1972).

Morphométrie du polluant

Selon la taille ou l'épaisseur du polluant, les vitesses de dégradations ne sont pas les mêmes (Kuznetsov, 2011). En effet, le polluant évolue dans le temps et forme des croûtes. Plus la croûte est épaisse et exposée à de fortes températures, plus le processus d'évaporation sera prolongé dans le temps, même pour des encroûtements, car il peut demeurer une fraction légère sous la pellicule séchée. La morphométrie influence aussi la photo-oxydation : un produit soumis à une forte énergie solaire présentera une couche superficielle oxydée (Marchand et Caprais, 1981). Le contact du pétrole avec de la matière organique, tels que les algues ou les invertébrés marins, participe aussi au processus de biodégradation, ou rend plus accessibles le polluant aux micro-organismes (Nelson-Smith, 1977 ; Israel et Tsyban, 1989).

Les facteurs hydrologiques

Les facteurs hydrologiques jouent aussi un rôle important dans le processus de dégradation des hydrocarbures. Il s'agit de la salinité, de la température de l'eau, de l'oxygène dissous et de la force hydrodynamique des vagues et du courant. Certains de ces paramètres sont étroitement liés à l'activité des bio-organismes, et de fait à la biodégradation (Atlas, 1981 ; Kuznetsov et *al.*, 2011).

La biodégradation

Parmi les différents paramètres influençant le devenir du pétrole dans l'environnement, la biodégradation par les micro-organismes peuvent jouer un rôle important (Atlas, 1981 ; Bordenave et *al*., 2004) L'activité des micro-organismes, aussi bien aérobiques qu'anaérobiques, puisent dans le pétrole leur alimentation (Marchand et Caprais, 1981). Cette biodégradation est aussi en relation avec les autres facteurs décrits précédemment, à savoir : la température, le contact du polluant avec la matière organique ou l'activité hydrodynamique (Marchand et Caprais, 1981). Toutefois, la littérature scientifique dans ce domaine est relativement restreinte et la plupart des informations concernant l'activité des micro-organismes résulte d'observations dans le milieu qui sont ponctuelles dans le temps ou lors d'expériences de laboratoire, conditions très différentes de l'environnement naturel à long terme.

La configuration des côtes et son exposition

La dégradation des hydrocarbures est aussi dictée par la configuration des côtes. En effet, la répartition des hydrocarbures sera sensiblement différente sur une côte rocheuse exposée, une plage ou un marais généralement abrité. En effet, L'exposition aux vagues, entre un milieu agité ou abrité, déterminera un degré différent de rémanence du polluant (Fattal et Fichaut, 2002 ; Fattal, 2008). Ce facteur morpho-sédimentaire des côtes est d'ailleurs souvent pris en compte. Il s'agit de *l'Environmental Sensitivity Index* (*ESI*) (NOAA, 2000).

Calcul de la rémanence et quantification statistique des différents facteurs

Ces facteurs ont été analysés statistiquement deux à deux afin de sélectionner les données avec le moins d'interdépendance possible. Nous avons vu précédemment (voir le paragraphe 2.3.4) que les facteurs retenus sont : la salinité, l'exposition morpho-sédimentaire, la position sur l'estran et l'énergie des vagues. Ainsi, cette étude (Kuznetsov et *al*., 2013) permet de calculer la rémanence et de quantifier statistiquement l'influence de chacun des facteurs. L'équation de régression qui quantifie les facteurs donne un résultat compris entre 1 (moins vulnérable) à 5 (plus vulnérable) sur les sites de prélèvements du golfe de Gascogne et dans le détroit de Kertch.

Spatialisation de la rémanence

A partir de cette étude, notre travail à consister à spatialiser cette rémanence sur nos zones d'étude. Pour ce faire, la première étape a consisté à acquérir :

a) les données sur la salinité (Prévimer, GIP Loire, Atlas écologique de la mer d'Azov),

b) le type de sédiment (voir le chapitre 3.1.1),

c) la position sur l'estran (effectué sur le terrain) et

d) l'énergie des vagues (Fugro Oceanor).

Puis, dans un deuxième temps, l'ensemble de ces données ont été intégrées dans un tableau avant d'être recalculées sur une même échelle relative de 1 à 5 selon la formule suivante :

$$\mathbf{X = 1 + 4\ (x\text{-}xmin)\ /\ (xmax - xmin)\ (}\text{Kuznetsov, 2005)}$$

x : critère sélectionné ; xmax et xmin : limites des critères

Ces nouvelles données nous permettent de calculer la rémanence sur l'ensemble de nos zones d'étude à partir de la formule :

$$\mathbf{SC = 5{,}52 - 0{,}95\ S + 0{,}15\ ESI - 0{,}04I + 0{,}08W}\ \text{(Kuznetsov et } \textit{al}\text{., 2013)}$$

Avec SC = [Ln(2) / T(1/2)] ; avec T(1/2) : demi-période, 5,52 permet d'avoir des valeurs relatives entre 1 et 5 ; la salinité (S), l'exposition morpho-sédimentaire (ESI) la position sur l'estran (I) et l'énergie des vagues (W)

Grâce à ce calcul nous pouvons quantifier la rémanence avec un indice allant de 1 à 5 et la spacialiser à l'échelle de l'estran, sur le littoral des Pays de la Loire et sur la côte Est de la mer d'Azov (Fig. 20 et 21). Les calculs de Kuznetov nous ont permis de retranscrire, pour la première fois, sa formule de rémanence sous une forme spatialisée.

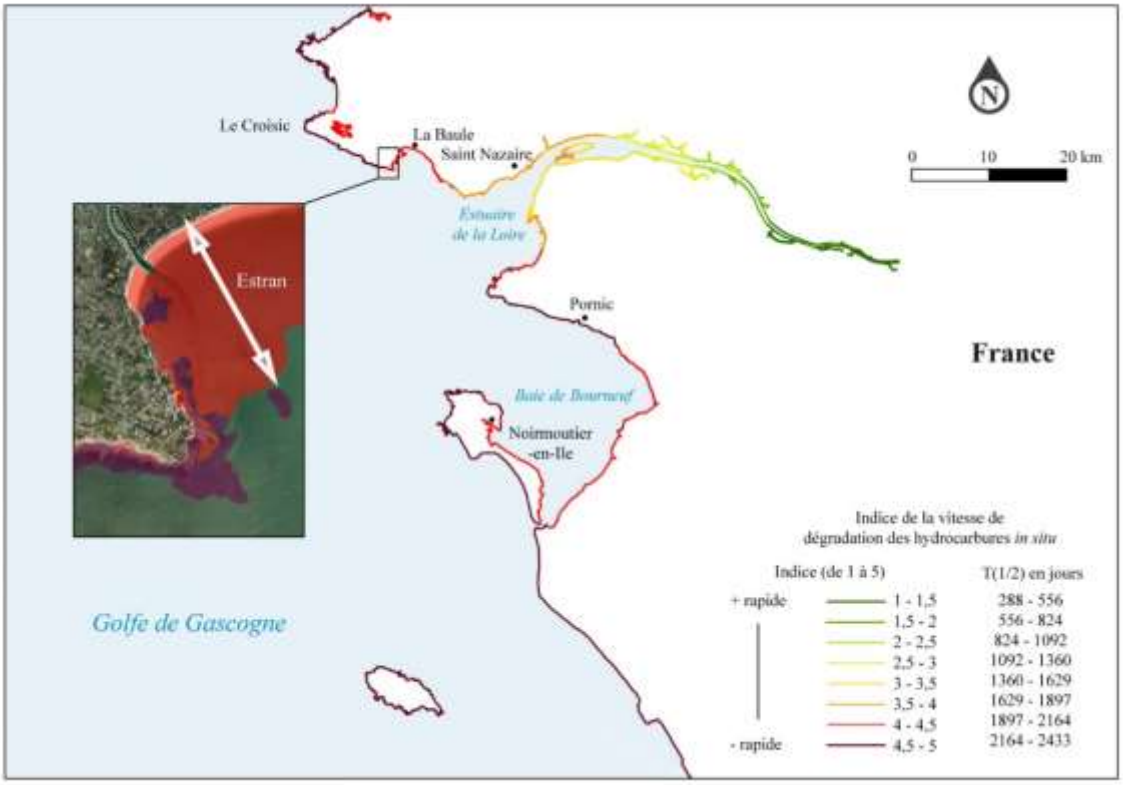


Fig. 20 : Spatialisation de la rémanence des hydrocarbures sur le littoral des Pays de la Loire

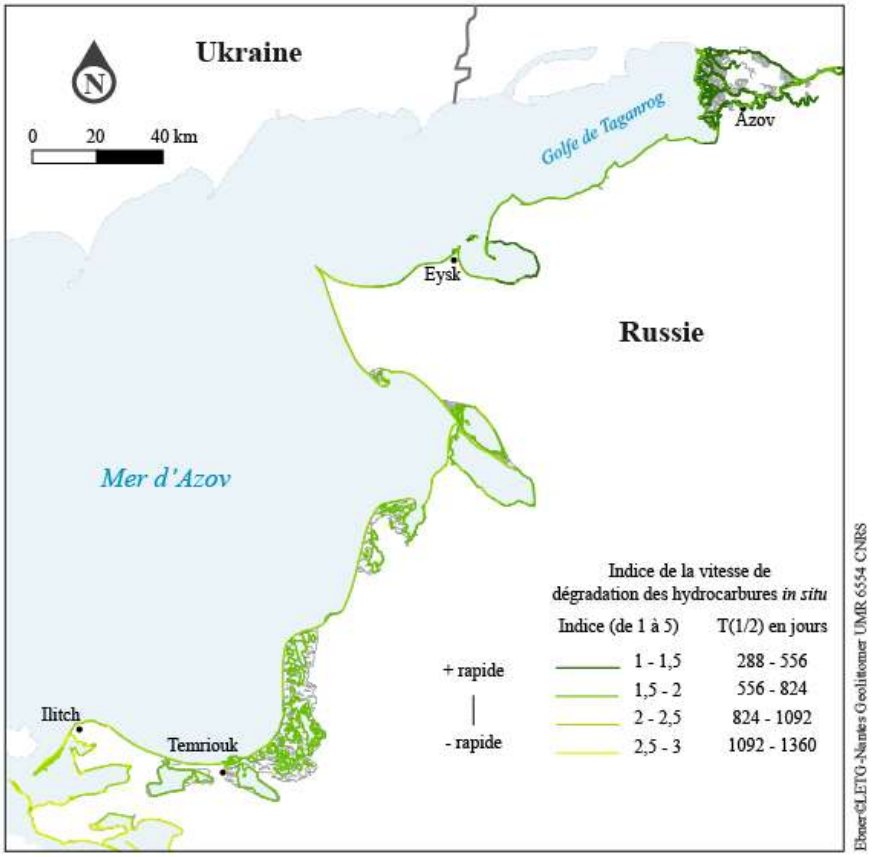


Fig. 21 : Spatialisation de la rémanence des hydrocarbures sur le littoral Est de la mer d'Azov

3.1.4 Les paramètres biologiques

Lorsqu'une marée noire survient, de nombreux être vivants sont touchés par le déversement des hydrocarbures en mer et sur la côte. L'évaluation de cette sensibilité n'est pas toujours aisée à réaliser car bien souvent, il n'y a pas forcément d'états zéros et que les suivis à long terme n'ont pas été réalisés en raison des difficultés inhérentes aux campagnes d'observations dans le milieu. Les études en laboratoire sont quant à elles peu représentatives de la réalité car elles ne permettent pas de prendre en compte l'ensemble des paramètres et des interactions qui ont lieu dans le milieu naturel. Dans une perspective de trouver les paramètres communs aux deux régions étudiées, nous allons dans un premier temps tenter d'identifier les paramètres susceptibles d'affecter les organismes vivants. Nous allons donc appréhender des paramètres très différenciés qui sont : la nature des hydrocarbures, les communautés biologiques, l'habitat, le statut juridique et la saisonnalité. Puis dans un second temps, nous discuterons de la pertinence de la sélection de certains de ces paramètres avant de présenter les résultats sous forme cartographiques.

La nature des hydrocarbures

Le type d'hydrocarbure, la quantité déposée et le niveau de toxicité influencent l'importance de l'impact sur la faune et la flore.

Pour la flore, l'engluement entraîne une baisse de la pénétration lumineuse. Ainsi, les hydrocarbures épais peuvent recouvrir de vastes zones végétalisées et empêcher la photosynthèse de la flore (Silliman et *al.*, 2012). Les hydrocarbures peuvent aussi s'infiltrer dans le sol et toucher le système racinaire et limiter les échanges qui existent entre les racines et le sol (Owens et *al.*, 1994). Dans tous les cas, ce sont les jeunes pousses et les espèces annuelles qui sont les plus endommagées par les hydrocarbures (Quianxine et *al.*, 2002)

Pour la faune, le polluant peut obstruer les voies alimentaires, être métabolisé, stocké et s'accumuler. Les propriétés chimiques des hydrocarbures, notamment la toxicité, provoquent une perturbation du métabolisme (nutrition, respiration), des troubles physiologiques (croissance, reproduction) et du comportement (Birtwell et McAllister, 2002). En général, les hydrocarbures légers sont plus toxiques que les hydrocarbures lourds, car même si la toxicité intrinsèque est inférieure à celle des composés de haut poids moléculaire, ils sont en général plus abondants dans le pétrole épandu (White et Baker, 1998). De plus, les composés organiques hydrophobes, comme les HAP, ont une forte solubilité dans les lipides et pénètrent facilement dans les membranes cellulaires entraînant des effets à long terme. La toxicité des hydrocarbures est donc fonction de leur persistance, de leur biodisponibilité et de leur cinétique de pénétration dans l'organisme (Bastien Ventura et *al*., 2005).

Les populations, les communautés et les espèces

La sensibilité des espèces aux hydrocarbures est propre à chaque espèce (White et Baker, 1998). La toxicité est par exemple plus faible pour les espèces pélagiques que pour les espèces benthiques. Chez d'autres groupes, comme les annélides polychètes par exemple, la sensibilité est très variable d'une espèce à l'autre (Moore et Dwyer, 1974 In Bastien Ventura et *al*., 2005 ; Dauvin, 2000). Les espèces les plus sensibles vont donc disparaître en partie pendant que les espèces les plus résistantes vont proliférer, entraînant des déséquilibres trophiques. Les espèces mobiles peuvent aussi éviter les hydrocarbures, elles sont donc moins vulnérables que les espèces fixées. Une étude réalisée par Nansingh et Jurawan (1999) prend en compte des critères quantitatifs : la diversité des espèces, la biomasse et l'abondance dans chaque milieu. Cette démarche nécessite une connaissance très précise du milieu et des campagnes d'observation fréquentes afin de distinguer les fluctuations du milieu naturel de l'impact réel de la pollution. Les effets vont persister dans le temps, puis le milieu va progressivement être recoloniser, selon le mode de reproduction (stratégie r ou K) ou la présence de communautés adjacentes au milieu touché (Silliman et *al*., 2012).

L'habitat

Une réflexion a été menée par O'Sullivan et Jacques (1991) sur la résilience de la faune et de la flore en fonction du type d'habitat. Ainsi, une côte rocheuse exposée, composée de mollusques, d'algues et de quelques invertébrés, est beaucoup moins sensible qu'un marais abrité, qu'une mangrove ou un marais maritime qui sont inféodés à une faune et une flore riches et variées (voir 2.2.5). Cependant, cette approche reste subjective car elle dépend de l'interprétation de l'auteur dans son choix de tel ou tel type de milieu. Par exemple, un milieu tidal flat sableux abrité a une résilience de quelques mois, alors qu'un milieu similaire, un littoral tidal flat abrité a une résilience de 2 à 4 ans. En règle générale, les marées noires entraînent une perturbation de l'habitat avec des modifications du pH, de la concentration de l'oxygène dissous et de la disponibilité des ressources alimentaires.

Le statut juridique

L'intérêt paysager et biologique de certains espaces et les menaces dont ils font l'objet justifient la mise en place de mesures de protection. Il est donc possible d'identifier les zones les plus sensibles d'un territoire en superposant des dispositifs de protection du littoral. Les plans POLMAR en France utilisent cette méthode et mettent en évidence l'intensité des zones de protection dont bénéficient certains sites à partir des jeux de données liés aux dispositifs de réglementation environnementale (Réserves naturelles nationales et régionales, Arrêtés préfectoraux de protection de biotopes, Sites d'intérêt communautaire et Zones de protection spéciale, Périmètre d'intervention et propriétés du Conservatoire du littoral, Zones naturelles d'intérêt écologique, floristique et faunistique). Il est aussi possible d'appréhender le statut juridique à l'échelle des espèces, qui est déterminé par les réglementations internationale, nationale et régionale, permettant alors de distinguer les espèces les plus rares et les plus fragiles.

La saisonnalité

Comme mis en exergue plus haut, la saison est un facteur déterminant. En effet, à certaines périodes de l'année, des espèces fragiles ou rares peuvent se trouver en quantité importante à proximité d'une pollution. Par exemple, certains oiseaux migrateurs marins comme le guillemot de Troïl (*Uria aalge*) qui ne sont présents qu'à une période de l'année, de novembre à avril (Castège et Hémery, 2009), dans le golfe de Gascogne, ont été fortement impactés (entre 64 000 et 125 000 oiseaux morts estimés) pendant la marée noire de l'Erika (Laubier, 2004). De plus, les différentes phases des cycles biologiques, comme la saison printanière qui est souvent la saison de la reproduction des animaux et des végétaux, représente la période pendant laquelle les œufs, les juvéniles et les jeunes pousses sont particulièrement fragiles.

A la lumière de l'ensemble de ces variables qui influencent la sensibilité biologique, nous avons écarté le paramètre nature des hydrocarbures car nous nous sommes basé sur le type hydrocarbure lourd de type Erika et Volgoneft.

L'analyse de la sensibilité biologique par les variables « des communautés, peuplements et des espèces » semblent particulièrement intéressante, à condition de connaître leur distribution dans le temps et dans l'espace. Certaines zones géographiques sont dépourvues d'observations sur le terrain et les données sont parfois manquantes pour la création de cartes de sensibilité. Ce paramètre n'a donc pas été pris en compte pour exprimer la sensibilité biologique.

L'analyse sous l'angle des « habitats » peut paraitre trop réductrice si elle se cantonne seulement à l'identification du type de substrat car de nombreux autres paramètres biogéographiques entrent en compte : la présence de communautés adjacentes (Piñera et *al*., 2008), la migration de certaines espèces et les cycles biologiques (Dauvin, 2000). Ce critère n'a pas été pris en compte dans cette étude.

L'approche selon le niveau de protection peut être facilement utilisé à une échelle nationale, car la réglementation est homogène pour un même pays, mais il existe des différences marquées en termes de réglementation entre deux pays, comme c'est le cas entre la France qui a de nombreuses mesures de protection, et la Russie qui en a un nombre beaucoup plus limité. Ce critère n'a donc pas été retenu.

L'idéal serait de procéder à une analyse très fine avec des variables comme l'abondance des espèces, la diversité et la biomasse qui semblent permettre une identification précise des zones les plus sensibles. Malheureusement, ce type de données n'est pas disponible, entraînant une restriction dans l'utilisation de ces variables. Les efforts d'observation doivent donc être poursuivis afin d'intégrer ce paramètre dans les études ultérieures.

En revanche, Il est aisé de connaître d'une part le statut biologique de chaque espèce : le cycle biologique (nidification, hivernant, migration), la recherche de nourriture (en mer, à terre, en vol), le degré de dépendance à la mer, et d'autre part le statut juridique : la réglementation (internationale, nationale, régionale) et le statut juridique de chaque espèce dans nos zones d'étude. Ces critères ont donc été retenus pour exprimer la sensibilité biologique.

A partir de notre étude bibliographique sur la résilience (2.3.4), nous avons pu déterminer que l'avifaune, la flore du littoral et les habitats marins (zone de reproduction et zone de fraies) sont particulièrement sensibles à la pollution. A partir de ce constat, une analyse a été réalisée à partir de critères juridiques et biologiques afin de hiérarchiser les espèces et les peuplements les plus fragiles. Ce travail s'est traduit par une représentation cartographique.

- Le cas de l'avifaune

Les hydrocarbures qui se déversent en mer ont des impacts importants sur les oiseaux, qui sont difficiles à évaluer et variables selon les espèces. A titre d'exemple, au moment de l'Erika, une analyse des variations de quantités d'oiseaux à montrer les difficultés de comptage : les estimations du total des mortalités sont prudentes, comprises entre 110 000 et 150 000 oiseaux (Cadiou et *al*., 2003). Puis, lorsqu'on examine les populations qui ont été touchées au moment de différentes marées noires, on constate que les espèces les plus touchées varient d'une marée noire à l'autre. Ainsi, au moment de l'*Amoco Cadiz*, le macareux moine (*Fratercula arctica*) a été le plus affecté (représente 35 % des oiseaux morts), alors que pour l'*Exxon Valdez* et l'*Erika*, ce sont les guillemots (*Uria*) qui ont été les plus touchés (Cadiou et *al*., 2004).

La première étape de notre méthode pour l'évaluation de la sensibilité de l'avifaune consiste à déterminer l'ensemble des espèces d'oiseaux présents sur le littoral des Pays de la Loire et celui de la mer d'Azov. Il existe en Pays de la Loire une grande diversité d'oiseaux puisque 277 espèces sont régulièrement observées (Marchadour B., et Séchet E., 2008). En mer d'Azov, dans la région de Rostov et dans la région de Krasnodar, le livre rouge (inventaire régional de l'état de conservation des espèces animales et végétales) n'inventorie que 70 espèces pour la région de Rostov, et 57 espèces pour la région de Krasnodar. La seconde étape vise à présenter une méthodologie d'évaluation de la sensibilité de l'avifaune sur le littoral en cas de pollution marine par un indice. L'indice de sensibilité des espèces d'oiseaux se base sur le statut biologique, le statut juridique, la réglementation régionale, nationale, et mondiale, le lieu de recherche de nourriture et la dépendance à la mer.

Nos critères retenus pour l'évaluation de la sensibilité de l'avifaune sont :

- La règlementation internationale : Non SPEC : 0 point ; SPEC 3 : 1 point ; SPEC 2 : 2 points ; SPEC 1 : 3 points ; les SPEC 1 étant les plus fragiles.
- La règlementation nationale et régionale : A surveiller, localisé ou rare : 1 point ; Vulnérable ou en danger : 2 points.
- Le statut juridique : Chassable : 0 point ; Protégé : 2 points.
- Cycle annuel : Hivernage : 1 point ; Migration : 1 point ; Nidification : 1 point.
- Recherche de nourriture : Sur terre : 1 point ; En vol : 3 points ; En nageant : 5 points.
- Dépendance à la mer : Espèce côtière ou semi-côtière : 1 point ; Les espèces intermédiaires : 3 points ; Espèces pélagiques : 5 points.

Les données sur la taille des populations (le rapport entre la population régionale sur la population mondiale) n'ont pas été prises en compte car les données ne sont pas disponibles. Ces données auraient pourtant été intéressantes car elles auraient permis de rendre compte des responsabilités régionales pour la préservation de chaque espèce. La hiérarchisation des espèces d'oiseaux les plus sensibles à une pollution pétrolière, selon ces critères, est disponible dans les tableaux ci-dessous (tableau 8, 9 et 10). Il suffit de comptabiliser les points pour chaque espèce à partir des critères retenus. Les vingt espèces qui présentent les indices de sensibilité les plus élevés ont été prises en compte sur le littoral des Pays de la Loire et sur la côte Est de la mer d'Azov. Le même procédé a été réalisé pour l'estuaire de la Loire, caractéristique de certaines espèces. La somme totale de la superposition des couches est égale à 100.

Identification		Statut règlementaire				Statut biologique						Total
Nom de l'espèce	Nom scientifique	Statut international[2]	Statut national[2]	Statut régional[2]	Statut juridique[3]	Cycle annuel[3]	recherche de nourriture	dépendance à la mer	Effectif européen (E)	Effectif régional (R)	R/E en (%)	
Eider à duvet	*Somateria mollissima*	Non SPEC (0)	hivernant : rare nicheur : vulnérable (3)	hivernant : en danger nicheur : vulnérable (4)	Chassable (0)	N/H/M (3)	en mer (5)	3	N : 840 000 – 1 200 000 (C) H : 1 700 000 (i)			18
Puffin des Baléares	*Puffinus mauretanicus*	SPEC 1 (3)	nicheur : vulnérable (2)	à préciser	Protégé (2)	M (1)	en mer (5)	5	< 10 000 (i)	1 200 – 8 000 (i)	40%	18
Puffin des Anglais	*Puffinus puffinus*	SPEC 2 (2)	nicheur : vulnérable (2)	à préciser	Protégé (2)	M (1)	en mer (5)	5	2 000 – 2 400 (C)			17
Sterne caugek	*Sterna sandvicensis*	SPEC 2 (2)	nicheur : localisé (1)	nicheur : à surveiller (1)	Protégé (2)	H/M (2)	en mer (5)	3	35 000 – 55 000 (C)	50 – 100 ©	0,2%	16
Océanite tempête	*Hydrobates pelagicus*	Non SPEC (0)	nicheur : vulnérable (2)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en mer (5)	5	430 000 – 510 000 (C)			16
Pingouin torda	*Alca torda*	Non SPEC (0)	nicheur : en danger (2)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en mer (5)	5	38 000 (C)			16
Guillemot de Troïl	*Uria aalge*	Non SPEC (0)	nicheur : en danger (2)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en mer (5)	5	2 000 000 (C)			16
Mouette tridactyle	*Rissa tridactyla*	Non SPEC (0)	nicheur : vulnérable (2)	nicheur : rare (1)	Protégé (2)	H/M (2)	en vol (3)	5	2 100 000 – 3 000 000 (C)	10 - 20 ©	> 0,1 %	15
Cormoran huppé	*Phalacrocorax aristotelis*	Non SPEC (0)	nicheur : non défavorable	hivernant : vulnérable (2)	Protégé (2)	N/H/M (3)	en mer (5)	3	66 000 – 73 000 (C)	5 - 30 ©	> 0,1 %	15
Goéland cendré	*Larus canus*	SPEC 2 (2)	nicheur : vulnérable (2)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en vol (3)	3	340 000 – 500 000 (C)			14
Barge à queue noire	*Limosa limosa*	SPEC 2 (2)	hivernant : vulnérable nicheur : vulnérable (4)	hivernant : rare nicheur : rare (2)	Chassable (0)	N/H/M (3)	sur terre (1)	1	N : 53 000 – 60 000 (C) H : 50 000 – 60 000 (i) M : 162 000 – 183 000 (i)	N : 130 – 150 (C) H : 4 400 – 11 600 (i) M : 13 600 – 49 200 (i)	N : 0,2 % H : 14 % M : 18,2 %	13
Fou de Bassan	*Morus bassanus*	Non SPEC (0)	nicheur : localisé (1)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en vol (3)	5	312 000 (C)			13
Goéland marin	*Larus marinus*	Non SPEC (0)	hivernant : non défavorable	à préciser	Protégé (2)	E/N/M (3)	en vol (3)	5	100 000 – 110 000 (C)			13
Mouette mélanocéphale	*Larus melanocephalus*	Non SPEC (0)	hivernant : rare nicheur : rare (2)	à préciser	Protégé (2)	H/M (2)	en vol (3)	3	120 000 – 320 000 (C)	200 – 400 (C)	> 0,1 %	12
Grand Cormoran	*Phalacrocorax c. carbo*	Non SPEC (0)	hivernant : non défavorable nicheur : non défavorable	à préciser	Prot. Part. (1)	N/H/M (3)	en mer (5)	3	310 000 – 370 000 (C)	800 – 900 ©	> 0,1 %	12
Macreuse noire	*Melanitta nigra*	Non SPEC (0)	hiver. : non défavorable (0)	hivernant : rare (1)	Chassable (0)	H/M (2)	en mer (5)	3	610 000 (i)			11
Sterne pierregarin	*Sterna hirundo*	Non SPEC (0)	nicheur : non défavorable	nicheur : à surveiller (1)	Protégé (2)	N/M (2)	en vol (3)	3	57 000 – 70 000 (C)	650 – 950 (C)	1,30%	11
Avocette élégante	*Recurvirostra avosetta*	Non SPEC (0)	hivernant : à surveiller nicheur : localisé (2)	hivernant : à surveiller (1)	Protégé (2)	N/H/M (3)	sur terre (1)	1	N : 33 000 – 42 300 (C) H : 73 000 (i)	N : 800 – 1 200 (C) H : 8 900 – 13 700 (i)	N : 2,7 % H : 15,5 %	10
Canard souchet	*Anas clypeata*	SPEC 3 (1)	hivernant : à surveiller nicheur : rare (2)	hivernant : à surveiller nicheur : à surveiller (2)	Chassable (0)	H (1)	sur terre (1)	1	N : 30 000 – 50 000 (C) H : 40 000 (i) M : 162 000 – 183 000 (i)	N : 900 – 1 350 (C) H : 6 000 – 22 000 (i) M : > 2 500 (i)	N : 2,8 % H : 25 % M : 46 %	8
Aigrette garzette	*Egretta garzetta*	Non SPEC (0)	nicheur : à surveiller (1)	hivernant : rare (1)	Protégé (2)	H (1)	sur terre (1)	1	N : 90 000 – 68 200 (C) H : 125 000 – 145 000 (i)	N : 2 260 – 2 340 (C) H : 3 000 – 6 500 (i)	N : 3,9 % H : 3,5 %	7

Tableau 8 : Liste des espèces d'oiseaux côtiers et marins sensibles à une pollution par les hydrocarbures sur le littoral des Pays de la Loire et sur le littoral des Pays de la Loire, à partir des critères biologiques, juridiques et réglementaires.

Identification		Statut règlementaire				Statut biologique			Total
Nom de l'espèce	Nom scientifique	Statut international[1]	Statut national[1]	Statut régional[2]	Statut juridique[1]	Cycle annuel[3]	recherche de nourriture	dépendance à la mer	
Grand cormoran	*Phalacrocorax c. carbo*	Non SPEC (0)	hivernant : non défavorable nicheur : non	à préciser	Protégé (2)	N-H-M (3)	en Loire (5)	3	13
Mouette rieuse	*Chroicocephalus ridibundus*	Non SPEC (0)	RAS (0)	RAS (0)	Protégé (2)	N-H-M (3)	en Loire ou à terre (3)	3	11
Avocette élégante	*Recurvirostra avosetia*	Non SPEC (0)	hivernant : à surveiller nicheur : localisé (2)	hivernant : à surveiller (1)	Protégé (2)	N-H-M (3)	sur terre (1)	1	10
Grand gravelot	*Charadrius hiaticula*	Non SPEC (0)	N : vulnérable (2)	N : rare (0)	Protégé (2)	H-M (2)	sur terre (1)	1	10
Goeland argenté	*Larus argentatus*	Non SPEC (0)	RAS (0)	RAS (0)	Protégé (2)	N-H-M (3)	en Loire ou à terre (3)	3	10
Goeland marin	*Larus marinus*	Non SPEC (0)	RAS (0)	RAS (0)	Protégé (2)	H-M (2)	en Loire ou à terre (3)	3	10
Vanneau huppé	*Vanellus vanellus*	SPEC 2 (2)	en déclin (1)	en déclin (1)	Ch. (0)	N-H-M (3)	sur terre (1)	1	9
Courlis cendré	*Numenius arquata*	SPEC 2 (2)	hivernant : en déclin (1)	Vulnérable (2)	Ch. (0)	H-M (2)	sur terre (1)	1	9
Becasseau variable	*Calidris alpina*	SPEC 3 (1)	en déclin (1)	RAS (0)	Protégé (2)	H-M (2)	sur terre (1)	1	8
Huitrier pie	*Haematopus ostralegus*	Non SPEC (0)	rare (0)	Vulnérable (2)	Ch. (0)	H-M (2)	sur terre (1)	1	8
Canard colvert	*Anas platyrhynchos*	Non SPEC (0)	RAS (0)	RAS (0)	Ch. (0)	N-H-M (3)	en Loire ou à terre (3)	1	7
Sarcelle d'hiver	*Anas crecca*	Non SPEC (0)	N : rare (1)	N : vulnérable (2)	Ch. (0)	H-M (2)	sur terre (1)	1	7
Pluvier argenté	*Pluvialis squatarola*	Non SPEC (0)	A surveiller (0)	rare (0)	Ch. (0)	H-M (2)	sur terre (1)	1	6
Tadorne de Belon	*Tadorna tadorna*	Non SPEC (0)	RAS (0)	RAS (0)	Protégé (2)	H-M (2)	sur terre (1)	1	6

Tableau 9 : Liste des espèces d'oiseaux estuariens, sensibles à une pollution par les hydrocarbures dans l'estuaire de la Loire, à partir des critères biologiques, juridiques et réglementaires.

Identification		Statut règlementaire				Statut biologique				TOTAL
Nom de l'espèce	Nom scientique	Statut International (1)	Statut national	Statut régional	Statut jurique	Cycle annuel	Recherche de nourriture	Dépendance à la mer	Effectif russe (N)	Effectif régional ®	R/N (%)	
Pongeon arctique	*Gavia arctica*	Préoccupation mineur (0)	En déclin (1)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	M -H (2)	5	3	1 000 – 10 000 ©	400 - 500 ©	8,2	15
Pélican frisé	*Pelecanus crispus*	Vulnérable (2)	En déclin (1)	en péril (2)	Protégé (2)	N - M (2)	5	1	4 350 – 4 800 (i)	70 - 460 ©	11,4	15
Sterne caspienne	*Hydroprogne caspia*	Préoccupation mineur (0)	Vulnérable (2)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N - M (2)	3	3	3 500 - 4000 ©	1 000 - 2 000 ©	40,0	14
Sterne hansel	*Gelochelidon nilotica*	Préoccupation mineur (0)	Vulnérable (2)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N - M (2)	3	3	1 800 - 5 000 ©	600 - 700 ©	19,1	14
Cormoran huppé	*Phalacrocorax aristotelis*	Préoccupation mineur (0)	Rare (1)	en péril (2)	Protégé (2)	N - M (2)	5	3	500 ©	50 ©	10,0	14
Grand Cormoran	*Phalacrocorax carbo*	Préoccupation mineur (0)	RAS (0)	RAS (0)	RAS (0)	N - M - H (3)	5	5				13
Courlis à bec grêle	*Numenius tenuirostris*	Critique (3)	Menacé (2)	Rare (1)	Protégé (2)	N - M - H (3)	1	1	10-50 (i)	< 150 (i)		13
Cormoran pygmée	*Microcarbo pygmeus*	Quasi-menacé (0)	En déclin (1)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N (1)	5	1	300 - 5 000 ©	30 (i)	1,1	12
Pélican blanc	*Pelecanus onocrotalus*	Préoccupation mineur (0)	Menacé (2)	Menacé (2)	Protégé (2)	N - M (2)	3	1	400 - 460 ©	180 - 190 ©	43,0	12
Sterne naine	*Sterna albifrons*	Préoccupation mineur (0)	En déclin (1)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N (1)	3	3	10 000 - 15 000 ©	4 000 ©	33,0	12
Fuligule nyroca	*Aythya nyroca*	Quasi-menacé (0)	Menacé (2)	En extinction (2)	Protégé (2)	N - M (2)	3	1	500 - 1 500 ©	100 ©	10,0	12
Goéland ichthyaète	*Larus ichthyaetus*	Préoccupation mineur (0)	Rare (1)	Quasi-menacé (0)	Protégé (2)	N (1)	5	3	47 000 - 50 000 ©	4 000 - 5 000 ©	24,3	12
Balbuzard pêcheur	*Pandion haliaetus*	Préoccupation mineur (0)	En danger (2)	En danger (2)	Protégé (2)	N - M (2)	3	1	2 000 - 4 000 ©	10-20 (i)	0,3	12
Goeland railleur	*Chroicocephalus genei*	Préoccupation mineur (0)	Rare (1)	Quasi-menacé (0)	Protégé (2)	N (1)	5	3	52 000 - 60 000 ©			12
Mouette mélanocéphale	*Ichthyaetus melanocephalus*	Préoccupation mineur (0)	Rare (1)	Quasi-menacé (0)	Protégé (2)	N (1)	3	5	3 000 - 10 000 ©	1 500 - 2 500 ©	26,7	12
Courlis corlieu	*Numenius phaeopus*	Préoccupation mineur (0)	Vulnérable (2)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N - M - H (3)	1	1	6 000 - 20 000 ©	< 10 (i)	0,1	11
Grèbe huppé	*Podiceps cristatus*	Préoccupation mineur (0)	RAS (0)	RAS (0)	RAS (0)	N - M - H (3)	5	3	50 000 - 150 000 (C)			11
Huîtrier pie	*Haematopus ostralegus*	Préoccupation mineur (0)	Vulnérable (2)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	N (1)	1	1		190-240 ©		9
Pluvier à collier interrompu	*Charadrius alexandrinus*	Préoccupation mineur (0)	Vulnérable (2)	Vulnérable (2)	Protégé (2)	M (1)	1	1		100 - 150 ©		9
Fuligule milouin	*Aythya ferina*	Préoccupation mineur (0)	RAS (0)	RAS (0)	RAS (0)	N - M - H (3)	5	1	1 000 000 (i)			9

Tableau 10 : Liste des espèces d'oiseaux côtiers sensibles à une pollution par les hydrocarbures en mer d'Azov, à partir des critères biologiques, juridiques et réglementaires.

Source des données des tableaux ci-dessus : D'après inpn.mnhn.fr ; d'après MARCHADOUR B. & SÉCHET E. (coord.), 2008. Avifaune prioritaire en Pays de la Loire. Coordination régionale LPO Pays de la Loire, conseil régional des Pays de la Loire, 221 p; d'après DUBOIS.P.J., LE MARECHAL P., OLIOSO G., YESOU P., 2000 ; GIP Loire estuaire. Inventaire des Oiseaux de France, Nathan, Paris, 397 p. « Recherche de nourriture » et « dépendance à la mer » ont été déterminé à partir des résultats de : Camphuysen C.J., 1998. Beached bird surveys indicate in chronic oil pollution in the North sea, Marine Pollution Bulletin, 36(7): 519-52; http://dprgek.ru/redbook/index.htm ; http://old.doncomeco.ru/redbook/catalogue/div26/ ; http://igras.ru/index.php?r=32

Détermination de l'aire de répartition et de la période de présence :

A partir des travaux de I. Castège et de G. Hémery (2010) et des livres rouges de la région de Rostov Oblast (http://old.doncomeco.ru/redbook/catalogue/div26/) et de Krasnodar Kraï (http://dprgek.ru/redbook/index.htm), il a été possible de déterminer les aires de répartition des 20 espèces d'oiseaux les plus sensibles. Ces zones ont ainsi pu être cartographiées. Une importante recherche bibliographique a aussi été entreprise afin de déterminer la période de présence de ces mêmes oiseaux (fig. 22). Cette période de présence est représentée par un cercle divisée en douze cases, où figure la première lettre de chaque mois de l'année, les cases en bleu symbolisant la présence de cette espèce sur le littoral étudié.

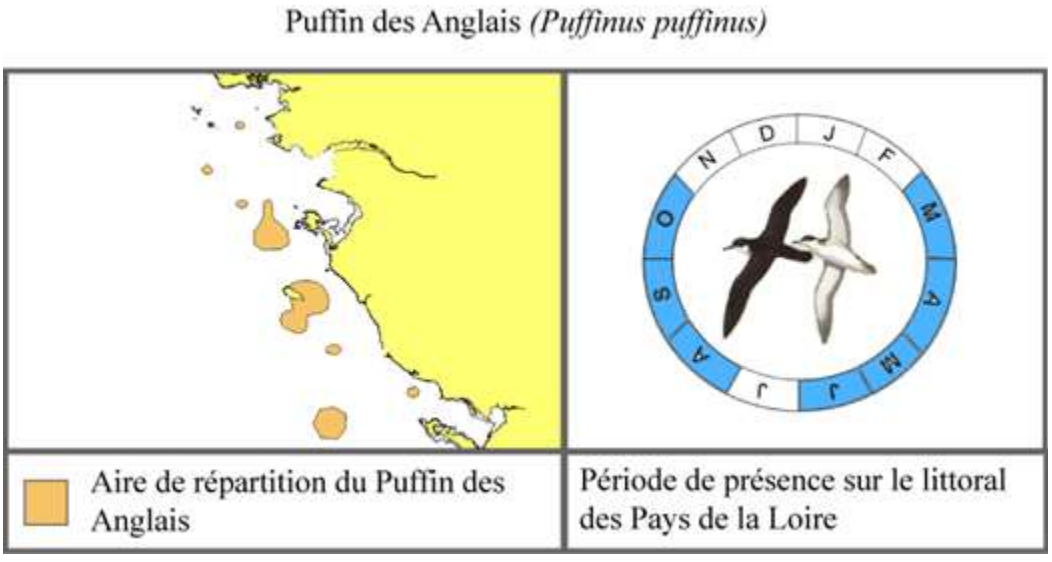


Fig. 22 : Exemple de données disponibles sur l'aire de répartition du Puffins des Anglais et de sa période de présence sur le littoral des Pays de la Loire.

Méthodologie pour la création des cartes de sensibilité de l'avifaune par rapport à une pollution par les hydrocarbures :

Cartographier les zones sensibles de l'avifaune face à une pollution par les hydrocarbures, suppose l'intégration des espèces d'oiseaux les plus sensibles, déterminée par un coefficient de sensibilité (fig. 23). Ce coefficient, propre à chaque espèce, correspond à la somme des indices règlementaires et biologiques, annoté « total » dans les tableaux ci-dessus. Par exemple, le puffin des Baléares à un coefficient de sensibilité de 18 sur le littoral des Pays de la Loire en été car il est présent pendant toute cette période. Par contre, le coefficient est seulement de 6 au printemps pour cette espèce car elle n'est présente qu'un mois sur trois.

Ensuite, les bases de données des espèces d'oiseaux peuvent être traitées avec la calculatrice raster du module « analyse spatiale » d'Arcgis. Ces traitements permettent de générer une matrice où chaque cellule (avec un pas de 500 mètres) est classée selon un rang de sensibilité de l'avifaune. La création d'une matrice (déjà utilisé dans une autre étude : Kokonnen et *al*., 2010) semble pertinente car comme nous l'avons vu précédemment, elle permet de s'affranchir des limites communales, si différentes entre les pays. On obtient ainsi, après le traitement de l'ensemble des espèces sélectionnées, une grille présentant les zones sensibles pour l'avifaune, selon les 4 saisons en Pays de la Loire (fig. 24), et 2 saisons (printemps-été/automne-hiver) sur le littoral de la mer d'Azov en Russie (fig. 26).

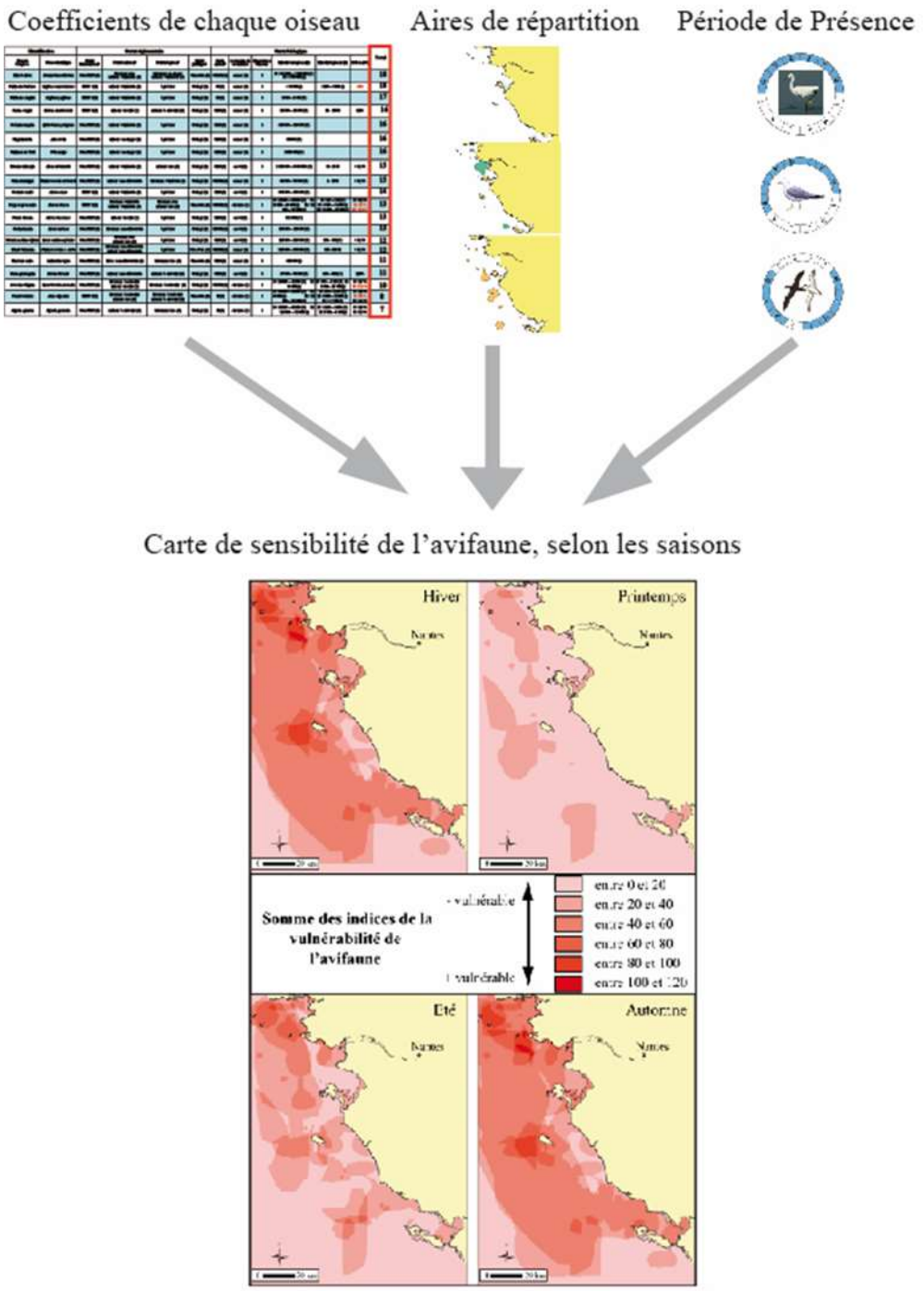


Fig. 23 : Schéma de la méthode employée pour déterminer la vulnérabilité de l'avifaune

- Pour le littoral des Pays de la Loire

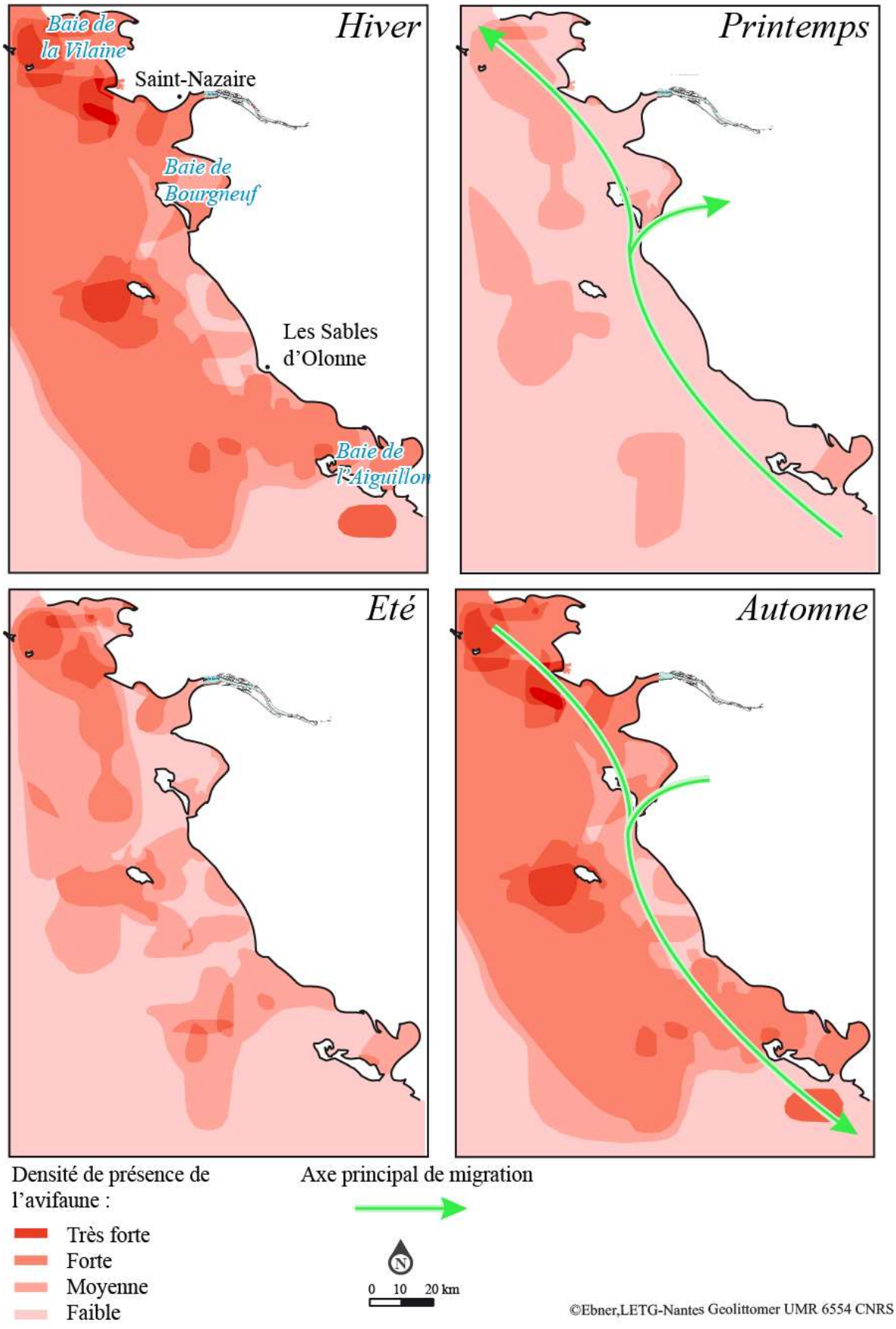


Figure 24 : La sensibilité de l'avifaune sur le littoral des Pays de la Loire, selon les saisons

Commentaire et analyse des cartes de la sensibilité de l'avifaune en Pays de la Loire :

Les cartes présentées montrent que la fréquentation des oiseaux sur le littoral des Pays de la Loire est plus importante en automne et en hiver qu'au printemps et en été et cela s'explique par le fait que de nombreuses espèces d'oiseaux, en provenance du Nord de l'Europe, viennent hiverner sur nos côtes pour éviter les faibles températures des hautes latitudes. En revanche, même si la sensibilité semble moins importante en été, certaines espèces restent vulnérables à une pollution pendant la saison estivale comme par exemple l'Avocette élégante, la Barge à queue noire, l'Eider à duvet, le Puffin des Baléares ou encore la Sterne pierregarin. Cette sensibilité relativement faible peut s'expliquer par le fait que de nombreuses espèces d'oiseaux réalisent leur nidification hors de notre région. A la fin de l'été, l'avifaune commence à revenir sur leur lieu d'hivernage, ce qui augmente considérablement cette sensibilité. On constate que certaines zones accueillent fréquemment les oiseaux d'une année sur l'autre. On peut noter 6 secteurs : la Baie de la Vilaine, la presqu'île de Guérande, l'estuaire de la Loire, La Baie de Bourgneuf, les alentours de l'île d'Yeu et la Baie de l'Aiguillon. Enfin, au regard des cartes présentées, la sensibilité de l'avifaune montre immédiatement les périodes où les espèces sont les plus vulnérables. Cependant, ces types de documents sont « lissés » et perdent donc une partie de leurs informations, d'où l'intérêt des SIG qui permettent d'affiner l'analyse lorsque cela est nécessaire.

Comparaison avec les zones de protection de l'avifaune en Pays de la Loire :

Les résultats obtenus ci-dessus ont été comparés avec la carte ZICO / Natura 2000 de la directive Oiseaux (fig. 25) qui est utilisée pour l'élaboration des cartes de sensibilité de l'avifaune dans les plans POLMAR. On observe que les 6 secteurs identifiés comme vulnérables appartiennent aux zones Natura 2000 de la directive oiseaux. De plus, on constate que les zones ZICO correspondent majoritairement à des zones humides situées à l'intérieur des terres, et donc moins pertinentes dans cette étude. Enfin, les sites ZICO et Natura 2000 présentant des aires relativement vastes, l'étude des aires de répartition des 20 espèces sélectionnées comme sensibles, permet de localiser plus précisément les secteurs sensibles pour l'avifaune, avec des informations sur la sensibilité de ces espèces, telles que des critères juridiques, biologiques selon les saisons.

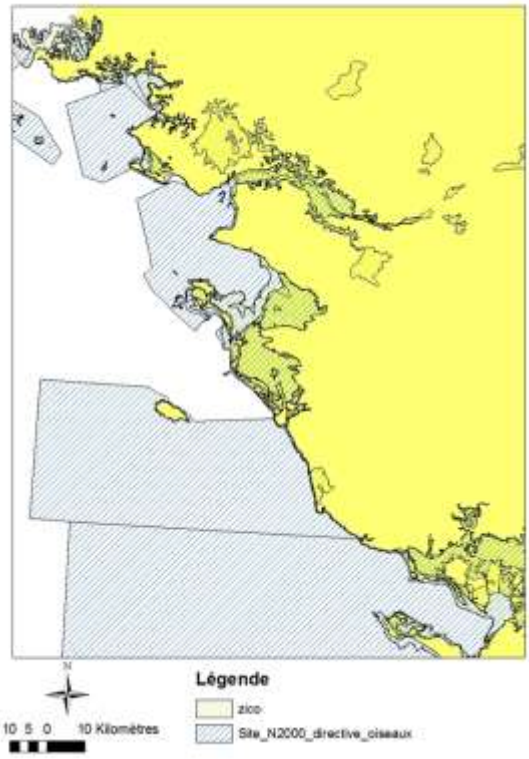


Fig. 25 : les zones de protection (Zico et Natura 2000) de l'avifaune sur le littoral des Pays de la Loire.

- Pour la côte Est de la mer d'Azov

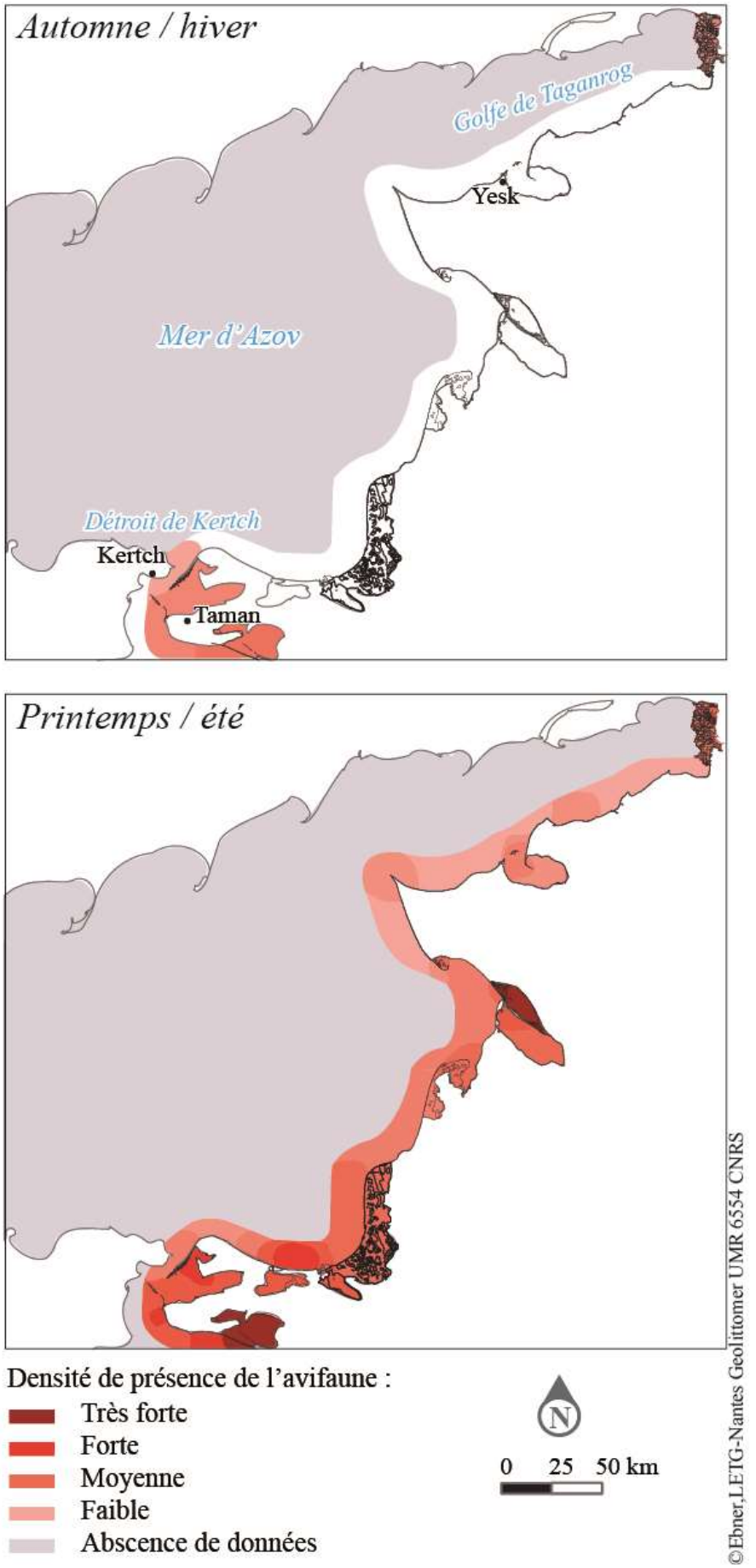


Fig. 26 : La sensibilité de l'avifaune sur la côte Est de la mer d'Azov, selon les saisons

Commentaire et analyse des cartes de la sensibilité de l'avifaune sur le littoral de la mer d'Azov :

Sur le littoral de la mer d'Azov, la fréquentation des oiseaux est plus importante pendant la saison estivale. En effet, les températures extrêmement froides en hiver, avec une mer régulièrement glacée, rendent les conditions difficiles et les populations d'oiseaux sont plutôt rares. Cependant, quelques espèces adaptées au froid profitent des températures plus modérées dans le détroit de Kertch pour hiverner. C'est le cas par exemple du Plongeon arctique, du grand Cormoran, ou encore du Courlis à bec grêle. Lors de la saison estivale, la fréquentation des oiseaux est en forte hausse et la sensibilité de l'avifaune est la plus importante à cette saison. En effet, de nombreuses migrations ont lieu, en périodes clémentes à la nidification, vers les zones humides et vers les sites qui sont peu voire non anthropisés. De plus la nourriture y est abondante. On constate aussi sur les cartes (fig. 23) que certaines zones sont plus fréquentées par les oiseaux : c'est le cas du delta du Don, les lacs de Beysugskiy, du golfe de Temryuk et du détroit de Kertch.

Comparaison avec les zones de protection de l'avifaune sur le littoral de la mer d'Azov en Russie :

Les résultats obtenus ont été comparés avec les sites RAMSAR, comme nous l'avons fait pour le littoral des Pays de la Loire.

On observe que les sites RAMSAR ont sélectionné seulement deux sites : la zone humide d'Akhtarskiy et le golfe de Temriouk (fig. 27). Le traitement de la base de données des 20 espèces d'oiseaux par la calculatrice raster, selon deux saisons, semble plus complet, avec une localisation plus précise.

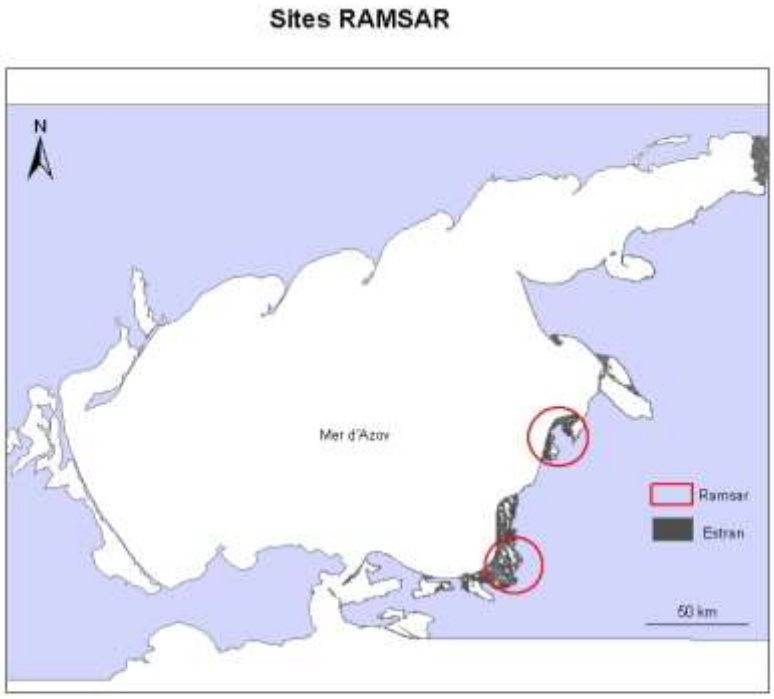


Fig. 27 : Les zones de protection (RAMSAR) sur la côte Est de la mer d'Azov.

Après avoir observé les sites les plus sensibles pour l'avifaune sur le littoral des Pays de la Loire et sur la côte Est de la mer d'Azov, il est intéressant d'enrichir cette étude avec d'autres organismes vivants très sensibles aux pollutions par les hydrocarbures tel que la végétation côtière.

- Le cas de la flore du littoral

Le cas du littoral des Pays de la Loire

En novembre 2003, le Conservatoire Botanique Nationale de Brest (CBNB) a élaboré un état de référence de la flore et de la végétation littorales terrestres en Pays de la Loire. L'objectif était de créer un outil d'aide à la décision dans le cadre de lutte contre les pollutions marines, mais aussi dans une perspective beaucoup plus générale de la gestion courante du littoral.

Une liste de 199 taxons a donc été créée par le CBNB à partir des critères de sélection telle que la rareté, l'endémicité, la vulnérabilité et le statut réglementaire, à l'échelle 1/5 000e ou 1/25 000e. Ces cartes sont disponibles sur le site du CBNB, dans la fenêtre « Connaître et conserver le patrimoine végétal du littoral ». Il existe plusieurs types de cartes : des cartes sur les grands types de milieux, des cartes sur des enjeux patrimoniaux et des cartes de la sensibilité des sites. Les cartes sur la sensibilité des sites, dédiées aux plans de lutte anti-pollution, ont été sélectionnées pour notre étude (fig. 28).

Fig. 28 : Représentation cartographique de la sensibilité des sites, au Croisic (CBNB, 2003)

Commentaire et analyse des cartes de la sensibilité de la flore du littoral des Pays de la Loire fournies par le CBNB :

Les cartes disponibles à l'échelle de la commune, du département, ou d'une zone géographique particulière sont avant tout à vocation opérationnelle, dans une perspective de dépollution du littoral. Elles permettent d'alerter les acteurs sur la fragilité de certains milieux et de les guider dans leurs choix stratégiques d'intervention. Ainsi, des secteurs « peu ou pas sensibles » pourraient être autorisés à des passages d'engins en situation d'urgence. Par contre, ces cartes ne prennent pas en compte l'aspect de la saisonnalité.

L'observation de ces cartes sur tout le littoral des Pays de la Loire permet d'identifier trois sites particulièrement sensibles à l'échelle du littoral de la région : l'estuaire de la Loire, le Nord du département de Loire-Atlantique (de Mesquer au Croisic) et les Pays de Monts (de la Barre-de-Monts à Saint-Jean-de-Monts). En règle générale, les dunes qui abritent des plantes inféodées au milieu côtier, possèdent un plus grand nombre de plantes protégées que dans les rochers et les pelouses du littoral.

La côte Est de la mer d'Azov

Pour le littoral de la mer d'Azov, aucun état de référence floristique n'existe à ce jour, seulement une liste rouge régionale éditée par le ministère des ressources naturelles de Rostov Oblast de du Kraï de Krasnodar basée sur les critères de l'IUCN. Au total, 199 espèces de plantes dans la région de Rostov et 261 espèces de plantes dans la région de Krasnodar ont été étudiées dans les deux livres rouges régionaux. Dans une perspective de cartographie de la sensibilité de la flore, nous avons sélectionné celles aux abords immédiats du littoral. Comme pour l'avifaune, la cartographie des zones sensibles de la flore du littoral face à une pollution par les hydrocarbures, suppose l'intégration des espèces floristiques les plus sensibles, déterminée par notre coefficient de sensibilité. Ce coefficient, propre à chaque espèce, correspond à la somme des indices règlementaires (statut international, national et régional) et biologiques (plante vivace ou plante annuelle, et position sur l'estran), annoté « total » dans le tableau. Finalement, ce sont 11 taxons qui ont été sélectionnés pour exprimer la sensibilité de la flore du littoral de la mer d'Azov (tableau 11) car ces espèces semblent les plus fragiles.

Identification		Statut réglementaire			Statut biologique			TOTAL (15)
Nom latin	Nom vernaculaire	Statut international (3)	Statut national (2)	Statut régional (2)	Période de floraison	Annuel (3) / Vivasse (1)	Position sur l'estran (5)	
Cakile maritima spp. euxina	Roquette de mer	RAS (0)	Non protégé (0)	En danger (2)	mai-octobre	Annuel (3)	Dune embry. (4)	9
Euphorbia peplis	Euphorbe peplis	RAS (0)	Non protégé (0)	En disparition (2)	mai-sept	Annuel (3)	Dune embry. (4)	9
Glaucium flavum	Glaucienne jaune	RAS (0)	Protégé (2)	Vulnérable (2)	juin-sept	Bi-annuel (2)	Dune grise (2)	8
Euphorbia paralias	Euphorbe maritime	RAS (0)	Non protégé (0)	Vulnérable (2)	mai-sept	Vivace (1)	Dune embry. (4)	7
Eryngium maritimum	Panicaut de mer	RAS (0)	Non protégé (0)	Rare (2)	juin-sept	Vivace (1)	Dune embry. (4)	7
Crambe koktebelica		RAS (0)	Protégé (2)	Vulnérable (2)	juin-août	Vivace (1)	Dune boisée (1)	6
Bellevalia speciosa		RAS (0)	Protégé (2)	Vulnérable (2)	Avril-mai	Vivace (1)	Dune boisée (1)	6
Ziziphora capitata	Zizifora	RAS (0)	Non protégé (0)	Propablement éteint (2)	mai-juil	Annuel (3)	Dune boisée (1)	6
Pancratium maritimum	Lis maritime	RAS (0)	Protégé (2)	RAS (0)	juil-sept	Vivace (1)	Dune blanche (3)	6
Crambe maritima	Crambe maritime	RAS (0)	Non protégé (0)	Vulnérable (2)	mai-juin	Vivace (1)	Dune grise (2)	5
Scorzonera lachnostegia		RAS (0)	Non protégé (0)	en danger critique (2)	mai-juin	Bi-annuel (2)	Dune boisée (1)	5

Tableau 11 : niveau de sensibilité de la flore aux abords de la mer d'Azov

Après avoir identifié les espèces les plus sensibles, il est possible de traiter cette base de données avec la calculatrice raster du module « analyse spatiale » d'Arcgis. Ces traitements permettent de générer une matrice où chaque cellule (avec un pas de 500 mètres) est classée selon un rang de sensibilité (fig. 29).

Fig. 29 : Représentation cartographique de la sensibilité des sites (district de Temriouk)

Commentaire et analyse de la carte de la sensibilité de la flore de la côte Est de la mer d'Azov :

L'observation de ces cartes permet d'identifier trois sites particulièrement sensibles pour les plantes : le delta du Don, Kamyshevatskaya (photo 1) et le Détroit de Kertch. Ces cartes de sensibilité sont forcément imprécises car les données disponibles sont lacunaires. Il en ressort une différenciation le long du littoral, mais pas de manière verticale (pas de différence entre le bas et le haut de l'estran).

Photo 1 : la flore du littoral à Kamyshevatskaya (©Ebner)

- Cartographie et sensibilité des habitats marins

Les habitats marins abritent une faune et une flore très diversifiées et particulièrement sensibles aux pollutions par les hydrocarbures. Par exemple, les algues et les zostères (plantes à fleurs submergées par la mer) sont des habitats importants qui permettent de nourrir de nombreuses espèces d'herbivores, mais sont aussi une zone d'éclosion, et de refuge. La contamination de ces zones a des effets sur toute la chaîne alimentaire. Les mollusques, les crustacés et les annélides (: les vers) sont aussi particulièrement touchés lors d'une marée noire, avec des effets létaux et sub-létaux (voir chapitre 2.3.4). De plus, même si les poissons ont la capacité d'éviter les nappes de pétrole en mer, ce sont surtout les aires de pontes et les habitats propices aux développements des juvéniles qui sont vulnérables en raison de leur faible niveau de protection et de leur proximité à la surface.

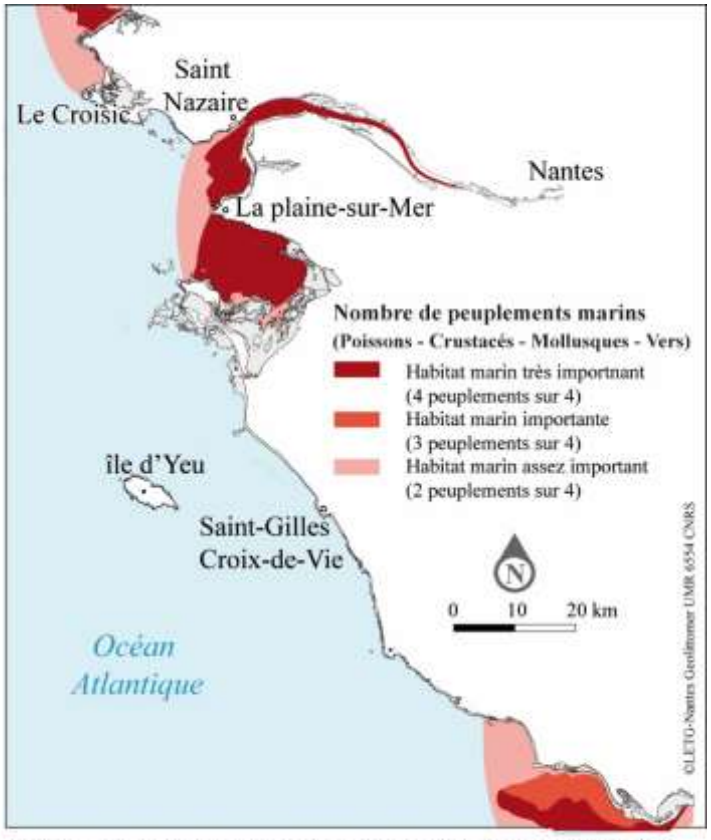
Comme nous l'avons vu précédemment (voir 3.1.4, page 70), l'acquisition de données quantitatives sur les densités des espèces marines sur nos deux terrains d'étude (et particulièrement en mer d'Azov où les inventaires sont discontinus et incomplets). Pour pallier ce manque, nous avons créé une méthode permettant de quantifier objectivement les zones marines les plus sensibles et qui se base sur l'évaluation du nombre de peuplements (les mollusques - les crustacés - les annélides – les frayères des poissons). Un habitat qui héberge 4 peuplements a un indice de 3, celui qui héberge 3 peuplements a un indice de 2 et celui qui héberge 2 peuplements a un indice de 1.

Le littoral des Pays de la Loire

A partir des travaux de Guérault et *al*. (1996) et de la synthèse bibliographique de l'IFREMER (2006), il a été possible d'identifier les zones où la densité des espèces de mollusques, de crustacés, des annélides et des poissons sont les plus importantes. Ces données ont été complétées par un rapport du GIP Loire Estuaire (2010) sur le benthos pour couvrir également l'estuaire de la Loire. Ces résultats pourraient être améliorés car nous disposons de la densité de chaque espèce sur tout le littoral des Pays de la Loire, mais pour pouvoir comparer avec les mêmes critères en mer d'Azov, nous nous sommes restreints au nombre de peuplements car nous de disposions pas de ces données en mer d'Azov.

Commentaire et analyse de la carte de la sensibilité des habitats marins sur le littoral des Pays de la Loire

L'observation de la carte permet d'identifier quatre sites particulièrement sensibles : la baie de la Vilaine, l'estuaire de la Loire, la baie de Bourgneuf et la baie de l'Aiguillon (fig. 30). Ces sites correspondent d'ailleurs intimement avec les zones humides d'importance majeure (ZHIM) en Pays de la Loire.



Source : Guerault D., Dorel D., Desaunay Y., 1996. Cartographie des nourriceries littorales de poissons du golfe de Gascogne. (Rapport d'étude). Ifremer, Nantes, 137 p.
Synthèse bibliographique des principales espèces de Manche orientale et du golfe de Gascogne, 2006. IFREMER.
Le benthos, mars 2011, GIP Loire, cahiers indicateurs n°1, 8 p.

Fig. 30 : carte de la sensibilité des habitats marins sur le littoral des Pays de la Loire

La Baie de la Vilaine constitue un habitat et une zone de nourricerie pour un grand nombre d'espèces (30 espèces de poissons, 3 espèces de crustacés, 5 espèces de mollusques et 5 espèces d'annélides) (Guérault et *al*., 1996 ; IFREMER, 2006). Cette zone est aussi un axe de migration pour les poissons amphihalins qui réalisent leur reproduction en hiver et au printemps. Sur ce secteur, la présence de bancs de maerls relativement importante offre une multiplicité de niches écologiques propices à une forte diversité biologique.

L'estuaire de la Loire est un lieu privilégié pour des milliers d'organismes estuariens (28 espèces de poissons, 12 espèces de crustacés, 11 espèces de mollusques, 25 espèces d'annélides) (Guérault et *al*., 1996 ; IFREMER, 2006). Ils trouvent dans cette mosaïque de milieux des sites de reproduction et de nourricerie. En termes de diversité et d'abondance, c'est le secteur aval de Paimboeuf qui est le plus riche. Cette zone est aussi un axe de migration pour les poissons amphihalins. Une grande partie de l'estuaire de la Loire entre Nantes et Saint Nazaire appartient d'ailleurs au Conservatoire du littoral.

La baie de Bourgneuf représente une multitude d'habitats marins par excellence (25 espèces de poissons, 4 espèces de crustacés, 2 espèces de mollusques, 3 espèces d'annélides) (Guérault et *al.*, 1996 ; IFREMER, 2006) et est déjà classée parmi les sites de protection spéciale Natura 2000. En plus de la forte densité des quatre peuplements cités précédemment, on peut aussi noter la présence d'herbiers à zostère (Est de Noirmoutier), de maerl (Nord de Noirmoutier) et de récifs d'hermelles.

La baie de l'Aiguillon constitue aussi un habitat où de nombreuses espèces se côtoient, principalement des invertébrés (21 espèces de poissons, 3 espèces de crustacés, 8 espèces de mollusques, 27 espèces d'annélides) (Guérault et *al*., 1996 ; IFREMER, 2006). Comme pour les autres sites, la baie de l'Aiguillon est aussi un axe de migration des poissons amphihalins. Ce site fait d'ailleurs partie d'une réserve naturelle nationale.

La côte Est de la mer d'Azov

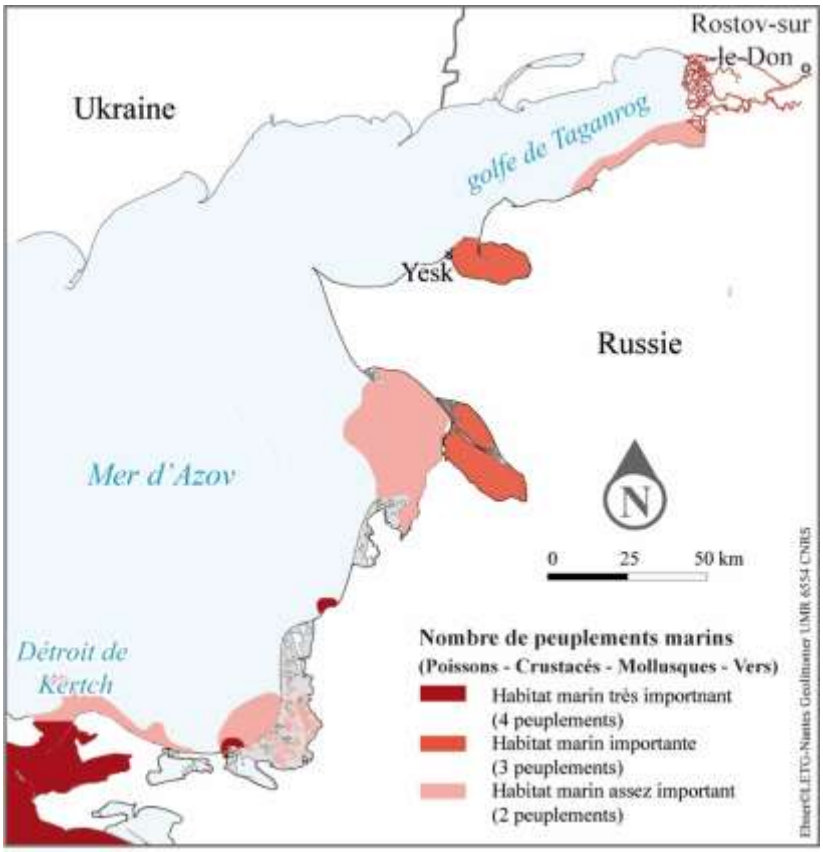
L'identification des zones où la densité des peuplements est importante se base principalement sur les cartes de l'atlas écologique de la mer d'Azov (Atlas écologique de la mer d'Azov, 2011) qui spatialisent un certain nombre d'espèces de crustacés, de mollusques et d'annélides. Par contre, aucune donnée sur les frayères de poissons n'a été disponible pour notre étude. Ces zones de fraies ont donc été déterminées à partir des aires potentiellement favorables à leur reproduction, caractérisées par la forte densité d'algues *Ectocarpus, Enteromorpha, Cladophora* et des plantes à fleurs submergées par la mer *Zostera*. Mannino et *al*. (2006) estime que l'importance de la plupart des habitats côtiers repose sur la présence d'herbiers. Ces zones servent d'ailleurs de zones de fraies pour de nombreuses espèces (Hemminga et Duarte, 2000 ; Beck et *al*., 2001).

Commentaire et analyse de la carte de la sensibilité des habitats marins sur la côte Est de la mer d'Azov

La carte ci-dessous (fig. 31) identifie deux sites qualifiés de « très sensibles » pour les peuplements marins : le delta du Don et le détroit de Kertch. Deux autres zones sont aussi particulièrement exposées : la zone marécageuse près de Primorsko-Akhtarsk et l'estuaire de Kouban. Il existe aussi deux autres zones déterminées comme « sensibles » : La baie à l'Est de Yesk et les lacs de Khanskoe.

Le delta du Don, avec un profil marécageux et peu salé, représente un habitat estuarien écologiquement riche, où de nombreux mollusques (*Dreissena polymorpha, Adacna, Mytilaster lineatus*), des annélides (*Naididae, Hediste diversicolor, Neanthes succinea, Nephtys hombergii*) des crustacés (*Pontoastacus cubanicus*) et des poissons oligohalins se côtoient (Atlas écologique de la mer d'Azov, 2011).

Le détroit de Kertch, situé entre deux mers, constitue aussi un habitat très important, avec de nombreuses espèces de mollusques : *Abra ovata, Cerastoderma glaucum, Cerastoderma lalarckii, Mytilaster lineatus, Pholas dactylus, Anadara inaequivalvis* (côté mer Noire), des annélides du genre Naididae ou de la classe des Polychaeta, des petits crustacés comme les copépodes harpacticoides et les cladocera et des poissons mesohalins (Atlas écologique de la mer d'Azov, 2011).



Source : Ecological Atlas of the sea of Azov, 2011.

Fig. 31 : carte de la sensibilité des habitats marins sur la côte Est de la mer d'Azov

A l'issue de la phase d'acquisition et d'intégration des données sur l'exposition géomorphologique, de la rémanence et de la sensibilité biologique du milieu, il est proposé de construire un indice de sensibilité environnementale globale.

3.2 Proposition d'un nouvel indice de sensibilité environnementale

3.2.1 Les paramètres

L'indice développé dans le cadre de cette étude s'inspire des travaux antérieurement réalisés dans ce domaine (l'ESI de Gundlach et Hayesen en 1978 ; O'Sullivan et Jacques en 1994; P. Jones, en 1996). Les auteurs proposent de quantifier des environnements de natures diverses en fonction de leur sensibilité écologique, propre à un espace et des effets à attendre lors d'une pollution. Notre travail consiste maintenant à comparer les paramètres entre eux afin d'identifier les sites les plus exposés. La principale nouveauté de notre étude est le calcul et la spatialisation d'un indice de rémanence du milieu (fig. 20 et 21). De plus, l'apport de la résilience de l'avifaune, des habitats marins et floristiques permet d'enrichir notre indice biologique en prenant en compte les caractéristiques biologiques de chaque espèce et son statut juridique.

Nous proposons de nous appuyer sur les variables K, R et E que Page-Jones a développé :

- Pour Page-Jones, K représente la capacité de piégeage qui est fonction de la granulométrie, de la porosité et de la perméabilité des sédiments. Dans notre étude, K représente l'*ESI*, qui tient compte de la nature du sédiment sur la frange littorale et de son exposition,

- Pour Page-Jones, R, correspond à la rémanence du polluant qui est fonction du type d'estran, des conditions naturelles et de l'exposition. Ici, R représente aussi la rémanence, mais est fonction de la salinité, le type d'estran, de l'exposition, de l'énergie des vagues et de la position du polluant sur la côte.

- Pour Page-Jones, E représente la vulnérabilité écologique de la zone côtière aux hydrocarbures et est fonction de l'impact de la pollution sur les biocénoses et le temps de résilience des biocénoses. Ici, E représente la sensibilité biologique du milieu, qui est fonction du statut biologique et juridique des espèces et des habitats les plus sensibles de l'avifaune, de la flore du littoral et des habitats marins.

Nous nous différencions donc des variables de Pages-Jones par une analyse plus fine car ces variables se basent sur des données plus tangibles.

A partir de ces trois variables, on peut exprimer l'indice environnemental de la façon suivante :

$$Senv = xR + yK + zE$$

Avec :

- Senv : sensibilité environnementale
- R : rémanence
- K : ESI

- E : sensibilité biologique
- x, y et z des coefficients de pondération

Afin de hiérarchiser ces variables, 2 hypothèses sont posées (d'après les études bibliographiques menées par Page-Jones, 1996) :

- Les paramètres K et R auront la même importance que le paramètre E, pris seul : noté (a) dans la démonstration ci-dessous.
- R aura le double d'importance comparé à K : noté (b). En effet, la rémanence du polluant (: le maintien ou la persistance d'une substance toxique dans le milieu, sans intervention de l'homme) a plus de poids que l'exposition des sédiments sur la frange littorale.

La traduction mathématique de cette pondération se fait par l'intermédiaire de coefficients, affectés à chaque paramètre : x pour R, y pour K et z pour E.

Nous fixons ensuite des limites supérieures et inférieures de l'indice. L'indice de sensibilité minimale sera de 0 : noté (c) et maximale de 6 : noté (d). Cette classification de 0 à 6 facilite ensuite le calcul de la sensibilité environnementale (cf. la formule Senv).

On aboutit au système suivant :

$x + y = z$ (a)

$x = 2y$ (b)

$0x + 0y + 0z = 0$ (c)

$1x + 1y + 1z = 6$ (d)

Soit

$z = 3x$ (a + b)

$x = 2y$

$1x + 1y + 1z = 6$ (d – c)

Soit

$x = 2$

$y = 1$

$z = 3$

La formule s'écrit : Senv = 1K + 2R + 3E

Afin de faciliter la comparaison entre le littoral russe de la mer d'Azov et le littoral des Pays de la Loire, le découpage s'effectue à l'aide d'unités spatiales homogènes d'une surface de 500 m² car le carroyage est l'unité qui permet la comparaison (Kokonnen et *al*., 2010). En effet, l'échelle communale semble mal adaptée du fait de la superficie différente des communes entre la France et la Russie, les communes russes présentant une superficie largement supérieure. Par ailleurs, les variables biologiques diffèrent selon les périodes de l'année, selon la période de reproduction, la phase juvénile, ou encore les migrations de certaines espèces, c'est pourquoi une distinction selon deux saisons, la saison estivale (du 1er avril au 30 septembre), et la saison hivernale (du 1er octobre au 31 mars) a été retenue.

3.2.2 Traitement pour chacune des variables

Le paramètre K : l'ESI (coefficient de 1)

Comme nous l'avons vu précédemment, L'*ESI* est un indice communément employé dans l'analyse de la sensibilité environnementale, qui fait un classement de la vulnérabilité des côtes par classe qui vont de 1 (vulnérabilité faible) à 10 (vulnérabilité très forte). Nous avons aussi mentionné que dans les marais, la dégradation s'effectuait plus rapidement (Kuznetsov et *al*., 2013). Le paramètre R (rémanence) permet donc de pondérer le paramètre K (*ESI*). Cette variable est ensuite divisée par 10 pour avoir des valeurs comprises entre 0 et 1 (tableau 12). Dans cette étude, nous avons choisi de retenir cette classification car elle offre l'avantage d'être transposable dans de nombreuses régions du monde.

Type d'estran	Valeur ESI	Indice
Côte rocheuse exposée	1	0,1
Plage de galet, gravier	2	0,2
Falaise argileuse	3	0,3
Plage de sable grossier	4	0,4
Plage de sable fin	6	0,6
Sédiment sablo-vaseux	8	0,8
Vase	10	1
Roselière	10	1
Marais, schorre	10	1

Tableau 12 : valeur de la variable ESI

Le paramètre R : la rémanence (coefficient de 2)

Après avoir déterminé la vitesse de dégradation des hydrocarbures (à partir des demi-périodes) et les principaux critères qui influencent le temps de rémanence dans les deux zones d'étude (Kuznetsov et *al*., 2013), il semble intéressant d'étudier ces résultats par rapport à d'autres pollutions survenues dans le monde. Les recherches bibliographiques nous ont permis de mettre en évidence les rémanences

minimale et maximale qui varient de quelques heures à une dizaine d'années, selon les milieux (Gundlach et Hayes, 1978, Berne et d'Ozouville, 1981). Pour notre étude, une rémanence de 10 ans a un indice maximal de 2, alors qu'une rémanence d'une journée a un indice de 0 (tableau 13).

	Demi-période T(1/2)	**Indice**
Minimum	1 jour	0
Demi-période calculée en mer d'Azov et sur la façade Atlantique française	288 - 556 jours	0,24
	556 - 824 jours	0,37
	824 - 1092 jours	0,5
	1092 - 1360 jours	0,67
	1360 - 1629 jours	0,88
	1629 - 1897 jours	0,95
	1897 - 2164 jours	1,09
	2164 - 2433 jours	1,25
Maximum	3652 jours (10 ans)	2

Tableau 13 : valeur des indices de rémanence

Le paramètre E : La sensibilité biologique (coefficient de 3)

Les sous-variables retenues qui conditionnent la sensibilité biologique (coefficient de 3) à des pollutions par les hydrocarbures sont classées en trois rubriques : l'avifaune (coefficient de 1) (tableau 14), la flore du littoral (coefficient de 1) (tableau 15) et les habitats marins (coefficient de 1) (tableau 16). Ces sous-variables sont complétées par le paramètre fondamental de la saisonnalité. En effet, à certaines périodes de l'année, des espèces rares ou fragiles peuvent se trouver en quantité importante, à proximité d'une zone à risque de pollution. Dans ce cas, la vulnérabilité est forte. A d'autres saisons, en l'absence de ces espèces migratrices, la vulnérabilité est nulle.

- Le cas de l'avifaune

Après avoir déterminé l'ensemble des espèces d'oiseaux fréquemment présents sur nos zones d'études, nous avons choisi de sélectionner les espèces d'oiseaux les plus sensibles à partir des critères réglementaires (réglementation internationale, nationale, régionale et le statut juridique) et des critères biologiques (cycle annuel, recherche de nourriture et dépendance à la mer). La somme des couches des oiseaux sur le littoral des Pays de la Loire et de la mer d'Azov atteint un maximum de 100 par la superposition des indices de chaque espèce : il a donc été nécessaire de diviser par 100 pour calibrer cet indice de 0 à 1 (tableau 14).

Nom de l'espèce	Nom scientifique	Indice de vulnérabilité	valeur calculée	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Eider à duvet	*Somateria mollissima*	18	0,18						0,18						
Puffin des Baléares	*Puffinus mauretanicus*	18	0,18	0					0,12				0		
Puffin des Anglais	*Puffinus puffinus*	17	0,17	0,06					0,14				0,06		
Sterne caugek	*Sterna sandvicensis*	16	0,16	0,16					0,02				0,16		
Océanite tempête	*Hydrobates pelagicus*	16	0,16						0,16						
Pingouin torda	*Alca torda*	16	0,16	0,16					0,02				0,16		
Guillemot de Troil	*Uria aalge*	16	0,16	0,16					0,02				0,16		
Pongeon arctique	*Gavia arctica*	15	0,15	0,15					0				0,15		
Pélican frisé	*Pelecanus crispus*	15	0,15	0					0,15				0		
Mouette tridactyle	*Rissa michahellis*	15	0,15						0,15						
Cormoran huppé (PDL)	*Phalacrocorax aristotelis*	15	0,15	0,15					0,08				0,15		
Sterne caspienne	*Hydroprogne caspia*	14	0,14	0					0,14				0		
Sterne hansel	*Gelochelidon nilotica*	14	0,14	0					0,14				0		
Cormoran huppé (Azov)	*Phalacrocorax aristotelis*	14	0,14	0					0,14				0		
Goeland cendré	*Larus canus*	14	0,14	0,14					0,02				0,14		
Grand Cormoran	*Phalacrocorax carbo*	13	0,13	0,13					0,04				0,13		
Courlis à bec grêle	*Numenius tenuirostris*	13	0,13						0,13						
Barge à queue noire	*Limosa limosa*	13	0,13						0,13						
Fou de Bassan	*Morus bassanus*	13	0,13	0,13					0,02				0,13		
Goeland marin	*Larus marinus*	13	0,13						0,13						
Cormoran pygmée	*Microcarbo pygmeus*	12	0,12	0					0,12				0		
Pélican blanc	*Pelecanus onocrotalus*	12	0,12	0					0,12				0		
Sterne naine	*Sterna albifrons*	12	0,12	0					0,12				0		
Fuligule nyroca	*Aythya nyroca*	12	0,12	0,02					0,12				0,02		
Goéland ichthyaète	*Larus ichthyaetus*	12	0,12	0					0,12				0		
Balbuzard pêcheur	*Pandion haliaetus*	12	0,12	0					0,12				0		
Goéland railleur	*Chroicocephalus genei*	12	0,12	0					0,12				0		
Mouette mélanocéphale (Azov)	*Ichthyaetus melanocephalus*	12	0,12	0					0,12				0		
Mouette mélanocéphale (PDL)	*Ichthyaetus melanocephalus*	12	0,12	0,12					0,04				0,12		
Grand Cormoran	*Phalacrocorax c. carbo*	12	0,12	0,12					0,04				0,12		
Courlis corlieu	*Numenius phaeopus*	11	0,11						0,11						
Grèbe huppé	*Podiceps cristatus*	11	0,11						0,11						
Macreuse noire	*Melanitta nigra*	11	0,11	0,11					0,04				0,11		
Sterne pierregarin	*Sterna hirundo*	11	0,11	0					0,11				0		
Avocette élégante	*Recurvirostra avosetta*	10	0,1						0,1						
Huitrier pie	*Haematopus ostralegus*	9	0,09	0					0,09				0		
Pluvier à collier interrompu	*Charadrius alexandrinus*	9	0,09	0,02					0,05				0,02		
Fuligule milouin	*Aythya ferina*	9	0,09						0,09						
Canard souchet	*Anas clypeata*	8	0,08	0,08					0,02				0,08		
Aigrette garzette	*Egretta garzetta*	7	0,07	0,07									0,07		

Tableau 14 : valeur des indices des différentes espèces d'oiseaux étudiés en Pays de la Loire et en mer d'Azov, selon les saisons

Prenons l'exemple du Puffin des Anglais pour bien comprendre ce tableau. Cette espèce à un indice de vulnérabilité de 17. Lorsqu'on divise cet indice par 100 (pour avoir un indice avifaune entre 0 et 1), on obtient 0,17. D'autre part, on sait que cette espèce est présente sur les côtes des Pays de la Loire de mars à juin et d'août à octobre. Pour prendre en compte la saisonnalité dans notre étude, nous avons aussi scindé une année en deux : la saison estivale correspond à la période du 1er avril au 30 septembre et la saison hivernale pour le reste de l'année, c'est-à-dire du 1er octobre au 31 mars. Le puffin des Anglais est donc présent cinq mois sur six en été (d'avril à juin et d'aout à septembre). On multiplie ensuite l'indice de 0,17 par 5/6, et on obtient un indice de 0,14 pour le Puffin des Anglais en été. En hiver, cette espèce est présente seulement deux mois sur six (au mois de mars et au mois d'octobre) (fig. 19). On

multiplie l'indice de 0,17 par 2/6 (soit 1/3), et on obtient un indice de 0,06 pour le Puffin des Anglais en hiver.

- Le cas de la flore du littoral

La sensibilité de la flore du littoral a été déterminée par le Conservatoire Botanique National de Brest pour le littoral des Pays de la Loire et nous avons reconduit ce modèle, avec les données disponibles, sur la côte Est de la mer d'Azov. Ces indices ont trois niveaux de sensibilité : très sensible (indice de 3), sensible (indice de 2) et peu sensible (indice de 1). Ces indices ont été divisés par 3 pour avoir des indices calibrés de 0 à 1. Il y a aussi une distinction entre les saisons : la période estivale est généralement la période pendant laquelle les plantes réalisent leur croissance et leur reproduction (tableau 15). C'est donc une période particulièrement sensible pour la flore. En hiver (du 1er octobre au 31 mars), seules les plantes pérennes peuvent être impactées par les marées noires. La période hivernale est donc moins sensible pour les végétaux, on estime que l'indice de la flore est donc deux fois moins important à cette période.

Niveau de sensibilité de la flore	Indice de sensibilité	Valeur calculée	Indice été	Indice hiver
Zones très sensibles	3	1	1	0,5
Zones sensibles	2	0,67	0,67	0,33
Zones peu ou pas sensibles	1	0,34	0,34	0,17

Tableau 15 : Valeur de l'indice de la flore du littoral des Pays de la Loire et de la mer d'Azov, selon les saisons

- Le cas des habitats marins

La cotation des habitats marins sur nos deux zones d'étude a été aussi réalisée sur trois niveaux de sensibilité : lorsqu'il y a quatre peuplements (sur quatre) sur une même zone, l'indice est de 3, lorsqu'il y a trois peuplements, l'indice est de 2 et lorsqu'il y a seulement 2 peuplements, l'indice est de 1 (Pour les Pays de la Loire : Guérault et *al*., 1996 ; IFREMER, 2006 ; Pour la mer d'Azov : Atlas écologique de la mer d'Azov, 2011). Ces indices ont aussi été divisés par 3 pour avoir des indices calibrés de 0 à 1 (tableau 16). Pour cette sous variable, il n'y a pas eu de distinction selon les saisons car la saison de reproduction et de croissance des juvéniles diffèrent selon les espèces.

Niveau de sensibilité des habitats marins	Indice de sensibilité	Valeur calculée
Habitat marin très important (4 peuplements)	3	1
Habitat marin important (3 peuplements)	2	0,67
Habitat marin assez important (2 peuplements)	1	0,33

Tableau 16 : Valeur de l'indice des habitats marins du littoral des Pays de la Loire et de la mer d'Azov

3.3 Représentation cartographique de la sensibilité environnementale selon les saisons

3.3.1 Le littoral des Pays de la Loire

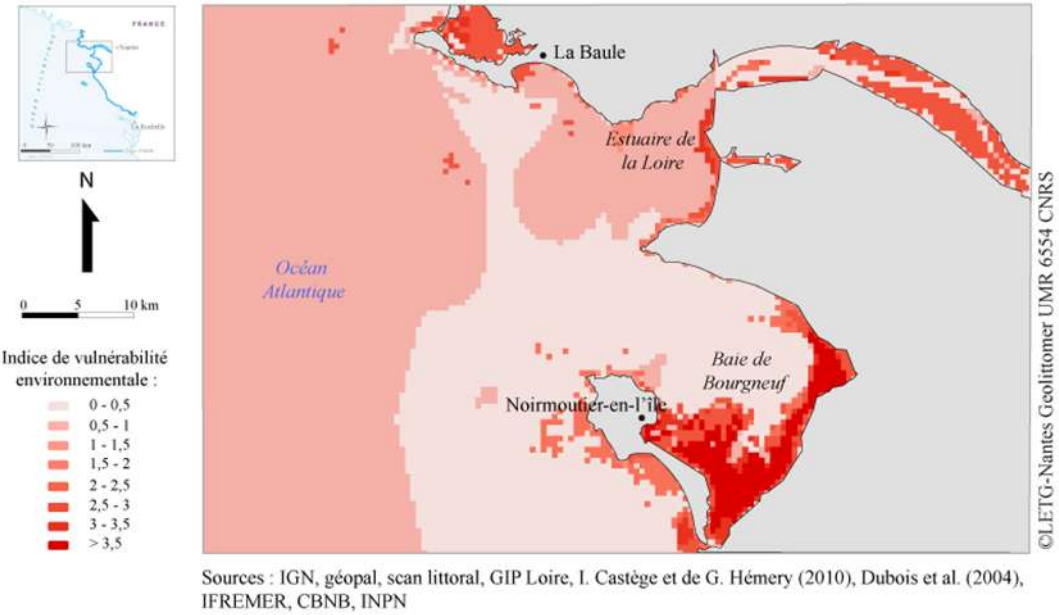


Fig. 32 : Carte de synthèse de la sensibilité environnementale sur le littoral des Pays de la Loire en hiver

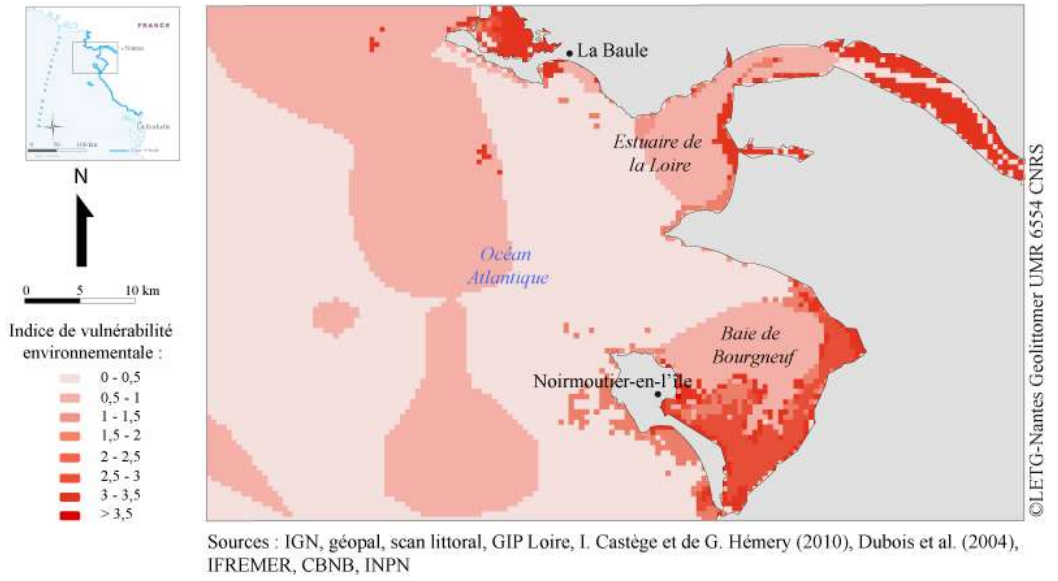


Fig. 33 : Carte de synthèse de la sensibilité environnementale sur le littoral des Pays de la Loire en été

A la lecture des cartes du littoral des Pays de la Loire (fig. 32 et 33), on identifie trois sites particulièrement vulnérables à une pollution : les traits du Croisic, l'estuaire de la Loire (au sens large) et la baie de Bourgneuf. En effet, ces sites présentent une richesse caractéristique de la faune et de la flore, qui varie selon les saisons. En été, les schorres sont colonisés par une remarquable diversité des végétaux, les vasières représentent une ressource alimentaire essentielle pour la faune aquatique et les

oiseaux qui réalisent la nidification. A partir de l'automne, des milliers d'oiseaux migrateurs hibernent dans la baie de Bourgneuf, fuyant les basses températures des hautes latitudes. Dans le domaine de la sensibilité de l'avifaune, entre les deux régions, c'est en Pays de la Loire que la sensibilité est la plus grande. Enfin, ces espèces ont une vulnérabilité constante au long de l'année.

3.3.2 La côte Est de la mer d'Azov en Russie

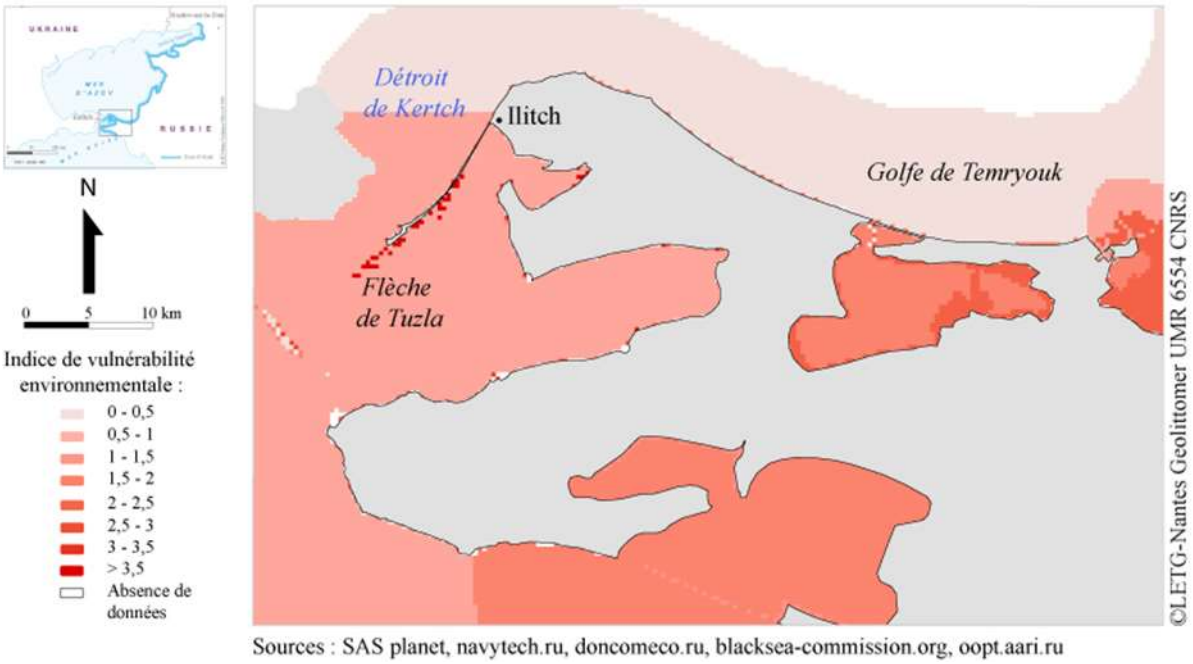


Fig. 34 : Carte de synthèse de la sensibilité environnementale dans de détroit de Kertch en hiver

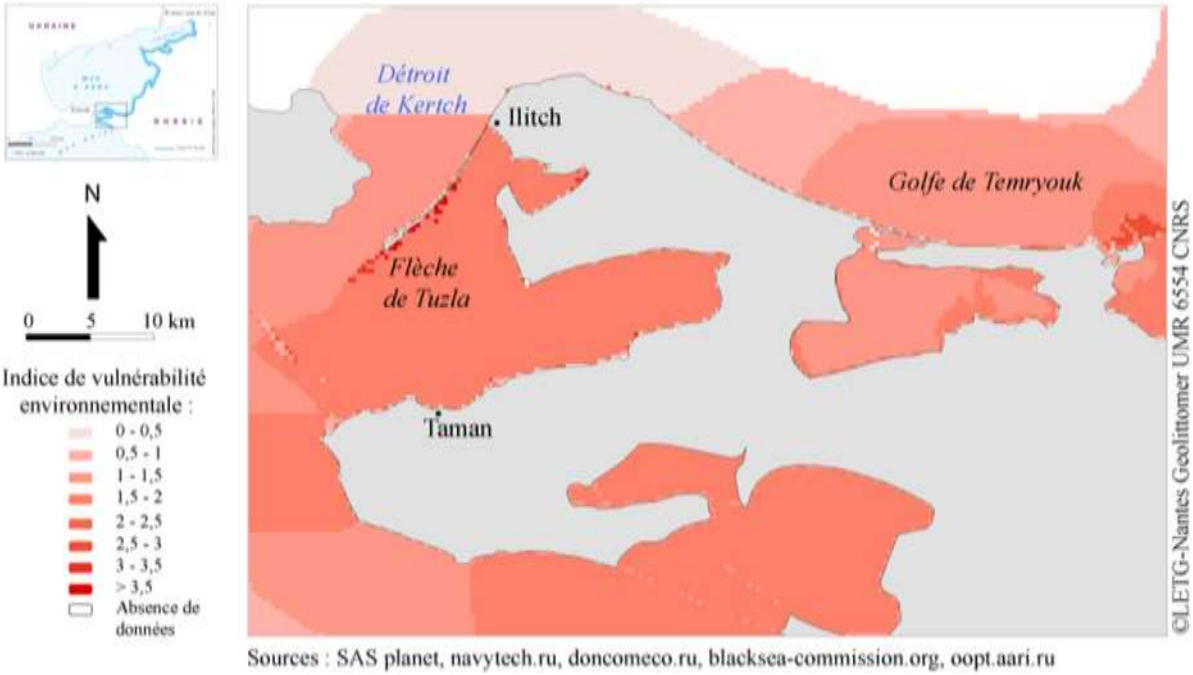


Fig. 35 : Carte de synthèse de la sensibilité environnementale dans de détroit de Kertch en été

Le littoral de la mer d'Azov présente également des sites à forts enjeux environnementaux : le delta du Don, le golfe de Temryouk et le détroit de Kertch (fig. 34 et 35). La vulnérabilité de cette zone géographique est intimement liée au climat continental de la région. Cette mer intracontinentale étant partiellement glacée en hiver, la vulnérabilité y est donc relativement faible. Par contre, pendant la saison estivale, la productivité biologique est intense, les zones marécageuses sont des haltes migratoires pour de nombreux oiseaux et les rivières bordant la mer d'Azov représentent d'importantes zones de fraies.

La comparaison de la sensibilité environnementale du littoral des Pays de la Loire et de la côte est de la mer d'Azov montre que la façade Atlantique française est la plus sensible. En effet, les conditions du milieu ralentissent la dégradation des hydrocarbures qui vont persister plus longtemps (cf. chapitre 2.3.4). La faible salinité de la mer d'Azov et les fortes températures favorisent l'auto-résorption de la pollution par les écosystèmes. En revanche, les températures négatives en hiver sur les côtes de la mer d'Azov peuvent aussi entraîner un ralentissement de cette dégradation, en conservant les hydrocarbures et en impactant la colonne d'eau. Cette période de froid extrême dans cette région est aussi une période pendant laquelle la sensibilité biologique est relativement faible du fait que peu d'espèces sont présentes à cette saison.

L'ensemble des cartes de la sensibilité environnementale sur le littoral des Pays de la Loire et de la côte Est de la mer d'Azov est disponible, selon les saisons, et nous les mettons à disposition sur notre site créé : vuleco.890m.com. Il suffit simplement de disposer de l'application Google Map sur son ordinateur ou son téléphone. Le fait de pouvoir accéder à ces cartes par internet permet une meilleure opérationnalité, avec une vision aussi bien à l'échelle régionale qu'à l'échelle locale en ayant la possibilité de zoomer sur tous les secteurs d'étude. De plus, il est certainement plus aisé de disposer d'une version numérique que d'une version sous forme d'atlas « papier » afin de transmettre les informations à tous les décideurs et de pourvoir discuter des meilleurs moyens d'intervention.

Conclusion de la troisième partie

L'évaluation de la sensibilité environnementale est une tâche complexe du fait de la carence de certaines données (abondance, diversité et biomasse du vivant) d'une part, et de la multiplicité des méthodes employées par les auteurs. Multiplicité qui rend compte à elle seule de la complexité de l'approche environnementale.

Nous avons choisi de prendre en compte l'*ESI* qui fait l'objet d'un large consensus, puis d'y apporter des éléments nouveaux avec le calcul et la spatialisation de la rémanence et avec la prise en compte de variables tangibles pour exprimer la sensibilité biologique.

Lorsqu'une marée noire survient, les décideurs de la lutte anti-pollution recherchent avant toute chose des documents qui soient de nature à les aider dans leur action en identifiant précisément les zones à protéger en priorité. En effet, il est assez difficile pour les décideurs d'être spécialistes dans tous les domaines, et il est complexe de prendre en compte tous les critères biologiques sans un travail réalisé en amont. Ces cartes opérationnelles, disponibles sur internet, aident donc à optimiser l'intervention.

Les espèces communes qui subissent la pollution sont susceptibles de retrouver un état d'équilibre sur une période relativement courte (3 à 4 ans en moyenne pour l'Erika et le Prestige) car les sites pollués peuvent être recolonisés par des espèces voisines qui n'ont pas été touchées par la marée noire. Les efforts de lutte doivent donc se concentrer sur les espèces rares et menacées afin qu'ils aient une chance de récupérer après une marée noire. Malgré tout, il paraît difficile de mettre en place un plan de sauvetage des oiseaux marins car les populations sont présentes sur des aires relativement vastes et il n'est pas possible de disposer de barrages flottants sur des étendues aussi grandes. Par contre, la lutte à terre est plus facile à entreprendre, et il paraît très important d'apporter une attention particulière aux espèces végétales et aux invertébrés sensibles, aussi bien en les protégeant des nappes d'hydrocarbures que par un nettoyage raisonné et réalisé par des spécialistes en écologie.

Quatrième partie : Choix des variables, représentation cartographique et construction d'un indice de vulnérabilité économique

Introduction de la partie 4

Lorsque survient une marée noire, les activités économiques peuvent être bloquées, comme cela s'est passé par exemple après la catastrophe du *Prestige* où toute l'activité mytilicole fut bloquée. Nous allons donc présenter les enjeux économiques susceptibles d'être impactés par une marée noire, et sélectionner ceux qui nous semblent les plus adéquats à l'évaluation de la vulnérabilité économique sur nos deux sites d'étude. Puis, nous ferons l'inventaire des variables et choisirons celles qui nous semblent les plus pertinentes à la construction d'un indice de vulnérabilité économique, afin de hiérarchiser ces enjeux par des cartes de synthèse.

4.1 Présentation des enjeux économiques susceptibles d'être impactées par une pollution

L'inventaire des différents naufrages de pétroliers a permis de mettre en évidence les principales activités économiques touchées par la pollution. Il est possible de s'appuyer sur les précédentes études (Levratto, 2006 ; Fattal, 2006 ; Castenado, 2009) qui traitent de l'impact économique des marées noires afin de sélectionner les activités économiques les plus vulnérables. Nous allons donc dans un premier temps présenter les activités marchandes, puis nous reviendrons brièvement sur les activités non-marchandes susceptibles d'être impactées par une marée noire. A titre d'exemple, le littoral de Loire Atlantique a connu un recul de 12 % pour l'hôtellerie et 29 % pour les campings pour la saison 2000 à la suite de la marée noire de l'Erika (Bonnieux, 2006).

La vulnérabilité des activités marchandes

Les activités sont nombreuses et leur relation à la mer varie : les pêcheurs dépendent du milieu marin pour leur activité et sont donc très vulnérables aux pollutions pétrolières. D'autres activités, comme celles liées au tourisme sont touchées indirectement par une marée noire et cela se manifeste par une baisse de la fréquentation.

- La pêche et la commercialisation des produits de la mer

Les métiers en relation avec la pêche sont nombreux : Il y a d'abord la pêche au large et la pêche côtière, l'aquaculture (l'ostréiculture, la mytiliculture, les autres coquillages et l'algoculture) puis la valorisation des produits de la mer par la vente en criée, dans les poissonneries et les conserveries. Après avoir listé les métiers de l'activité pêche, on peut soulever une première question : jusqu'à quel niveau de précision devons-nous aller pour exprimer la vulnérabilité d'une activité ? Par exemple, une conserverie

alsacienne commercialisant des produits de la mer des Pays de la Loire est-elle vulnérable à une pollution ? Dans cette étude, nous nous sommes limités aux activités localisées sur les communes du littoral car les activités éloignées peuvent s'orienter vers d'autres fournisseurs, dans des zones non polluées. De plus, il est nécessaire de ne sélectionner que les activités du littoral présentant une forte vulnérabilité. A titre d'exemple, la pêche au large est particulièrement mobile, elle peut éviter la nappe de pétrole et a donc une vulnérabilité faible.

Pour cette étude, nous avons décidé de retenir les activités de la pêche côtière, la conchyliculture et les emplois associés à la criée. La pêche côtière en Pays de la Loire a été déterminée à partir des zones CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) et la sous zone correspondante à cette région est la CIEM VIIIa (sud Bretagne – Pays de la Loire) (fig.36). Quant à la mer d'Azov qui est une mer intracontinentale, la pêche est exclusivement côtière. En ce qui concerne la conchyliculture, c'est une activité que l'on retrouve uniquement sur le littoral des Pays de la Loire. Les criées ont été prises en compte car elles sont localisées dans les communes du littoral et elles sont le point de départ des produits de la mer, et ne peuvent s'approvisionner chez d'autres fournisseurs. Les activités sélectionnées doivent aussi intégrer le calendrier des pêches et du stade de maturité des huîtres et des moules.

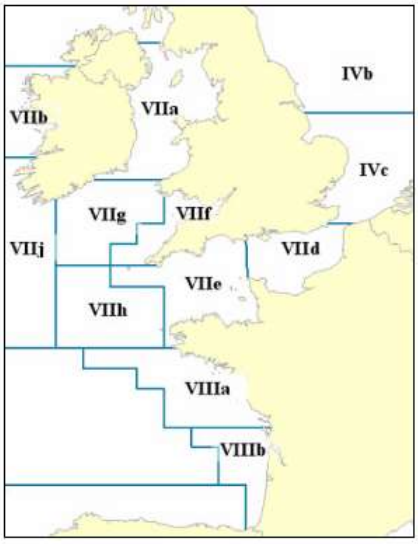


Fig. 36 : cartographie des zones CIEM (source : IFREMER)

- Les activités touristiques du littoral

De même que pour l'activité « pêche », les activités liées au tourisme sont variées comme les hébergements marchands avec les hôtels, les gîtes, les auberges, l'hôtellerie de plein air et les thalassothérapies. Par ailleurs, la restauration (restaurants, café), les commerces et les activités d'animation nautique et de plage (club de plage, école de voile, de surf, les centres équestres, océarium) peuvent être plus ou moins impactés.

Nous avons choisi de retenir l'ensemble des hébergements marchands du littoral et les activités nautiques et de plage car ils enregistrent des fortes baisses d'activités. Par exemple, lors de la marée noire de l'Erika, l'hôtellerie de plein air a subi une chute de 21 % en Pays de la Loire en 2000 et entre 8,9 et 13,8 % pour les hôtels. Les commerces et la restauration n'ont pas été retenus car les conséquences sont très variables : certains commerçants ont subi très fortement l'impact des marées noires comme les restaurants de fruits de mer, alors que d'autres ont accueilli les bénévoles et les équipes de nettoyage sur place et ont n'ont pas eu d'impact économique. Par exemple, une étude (Hay, 2006) menée localement à Belle-Ile à la suite de la marée noire de l'Erika nous indique que 35 % des bars et des restaurants n'ont

pas demandé d'indemnisation auprès du FIPOL. Il est donc difficile d'évaluer la sensibilité de cette sous variable, à moins de réaliser une étude au cas par cas. Les activités nautiques et de plage (club de plage, école de voile, de surf, centre équestre, océarium) ont toutes été prises en compte à l'exception des centres équestres. En effet, les clubs de plage, les écoles de voile, de surf et l'océarium sont dépendants de la mer pour réaliser leur activité et sont donc vulnérables. En revanche, les centres équestres proposent des activités qui sont mobiles et peuvent réaliser leur activité sur d'autres sites. Les activités sélectionnées sont aussi exprimées en fonction de la durée d'ouverture des établissements afin de prendre en compte les fluctuations saisonnières.

- La culture du sel et de la terre

Lors d'une marée noire, les activités agricoles et salicoles peuvent être touchées lorsque les exploitations sont aux abords du littoral et que les projections de polluant atteignent les cultures comme cela a été le cas avec le *Braer*.

Dans cette étude, nous avons choisi de retenir l'activité salicole car elle est dépendante de l'eau de mer pour produire le sel. En revanche, l'activité agricole n'a pas été prise en compte car les impacts sont relativement faibles comparés à d'autres activités.

- Le commerce maritime

Le commerce maritime qui génère un fort chiffre d'affaires, peut être gêné par les actions de dépollution. Ainsi, même si l'impact est d'une durée très courte (de quelques jours), l'impact économique peut être lourd (pertes économiques, chômage technique) pour cette activité.

Nous avons choisi de retenir l'ensemble des activités qui dépendent de la mer pour réaliser le transport maritime de marchandises.

En résumé, nous retenons, les activités marchandes caractéristiques de l'espace marin et côtiers telles que l'industrie touristique (hébergement marchand et les activités d'animation en lien avec la mer), l'activité pêche au sens large (la pêche sur des navires, la mytiliculture, l'ostréiculture), la saliculture et le commerce maritime des grands ports et nous avons écarté les activités non marchandes (comme la pêche à pied, la pêche de loisir, promenade, logements non marchands…), le coût du nettoyage et de la restauration des infrastructures et du patrimoine (culturel ou de la biodiversité).

On peut donc exprimer la vulnérabilité économique de la façon suivante : **Veco = f(At + Ap + As + Ac)**

Avec :

Veco : vulnérabilité économique

f : fonction de

At : Activité touristique

Ap : Activité pêche

As : Acticité salicole

Ac : Activité commerciale maritime

La vulnérabilité des activités non marchandes

Les activités non marchandes impactées lors des marées noires correspondent aux pertes de valeur d'usage tels que les randonnées, la pêche à pied ou encore de l'activité de baignade. Cet aspect de la vulnérabilité socio-économique, a déjà été étudiée dans le plan Polmar de Corse (Levratto et Clémenceau, 2006). L'analyse se base sur des éléments divers : par exemple, l'activité de baignade est exprimée par la qualité des eaux de baignade ou encore l'activité randonnée est évaluée par la présence ou l'absence de sentiers par commune.

La vulnérabilité des infrastructures

Les infrastructures constituent l'ensemble des installations territoriales comme les routes, les chemins ou encore les installations côtières (mouillage, digues, ouvrages de protection, enrochements…). Cette approche de la vulnérabilité des infrastructures a déjà été étudiée dans les travaux de recherches de P. Fattal en 2008 pour l'île de Noirmoutier. La vulnérabilité des infrastructures est déterminée à partir du temps qu'il faudrait pour procéder au nettoyage, selon le type d'ouvrage et de sa surface.

La vulnérabilité du patrimoine

Dans certaines études, le patrimoine culturel ou naturel est intégré à la vulnérabilité socio-économique. Sur le littoral corse, le patrimoine culturel correspond aux monuments historiques situés sur le littoral et des festivals en rapport avec la mer, exprimé en fonction du nombre respectif de monuments et de manifestations (Levratto et Clémenceau, 2006). Pour l'évaluation du patrimoine naturel réalisé sur l'île de Noirmoutier (Fattal, 2008), l'auteur se base sur les différents types de zonages reconnaissants des secteurs d'intérêt naturel (tel que les ZNIEFF, les sites inscrits, les ZICO…) ou humain (le passage du Gois, des sites archéologiques…).

4.2 Les variables des activités économiques

L'identification des variables pour la construction d'un indice économique est plus complexe que le niveau environnemental car chaque étude utilise des variables très différentes. En effet, les plans

POLMAR ne font que lister les activités économiques du littoral (Plan Polmar de la Manche en 1996 ou le plan Polmar de la Seine-Maritime en 1999), alors que Levratto et Clémenceau (2006) hiérarchisent les enjeux, en exprimant les activités marchandes et non marchandes, et Fattal (2008) intègre aussi l'impact des infrastructures et du patrimoine (Fattal, 2006).

Il est pourtant nécessaire d'évaluer les zones à risque, de les cartographier et de dégager les priorités d'intervention en cas de pollutions. De plus, il est important de créer un indice suffisamment précis pour être pris en compte par les acteurs de la lutte anti-pollution, mais qui reste simple dans la mise en œuvre pour faciliter sa reproductibilité ailleurs dans le monde, d'où la complexité de la méthode à mettre en place.

Nous allons d'abord présenter les variables économiques qui sont les plus couramment utilisées (Levratto et Clémenceau, 2006 ; Fattal, 2008 ; Castenado, 2009) pour exprimer la vulnérabilité des activités marchandes. Puis, nous sélectionnerons celles qui nous semblent les plus pertinentes pour notre étude, en gardant à l'esprit que la simplicité de mise en œuvre et de compréhension constituent un paramètre important afin de faciliter la reproductibilité de l'indice sur le secteur côtier de la mer d'Azov en Russie.

Importance des activités

L'importance des activités est un paramètre qui permet de mesurer à quel point une activité va subir les préjudices d'une marée noire. Les activités dominantes d'une région peuvent par exemple mettre au chômage technique un grand nombre d'employés et entraîner des pertes financières qui peuvent être importantes, d'une ampleur supérieure à celles d'activités plus marginales. Ce paramètre peut être exprimé par le chiffre d'affaires, le nombre d'employés, ou la production. Il est important de noter que l'acquisition des données sur le chiffre d'affaires n'est pas aisée car les entreprises ne sont pas tenues de déclarer au grand public leur résultats financiers. De plus, il pourrait aussi être intéressant d'affiner l'analyse en fonction des réserves financières des entreprises, des réserves de la production et du taux d'endettement lorsqu'ils doivent faire face à un arrêt de leur activité. Par exemple, lors de la marée noire de l'Erika, les sauniers possédaient une réserve en sel d'un an, ce qui leur a permis de limiter l'impact financier.

Degré de mobilité

Un autre paramètre pour évaluer la vulnérabilité économique est de différencier les activités mobiles et celles qui ne le sont pas. Les activités mobiles comme la pêche en haute mer (très mobile) sont moins vulnérables que la petite pêche (moyennement mobile) et encore moins vulnérables que les activités immobiles comme la conchyliculture car elles peuvent éviter les marées noires (Levratto et Clémenceau, 2005 ; Fattal, 2008).

La distance à la mer

Les activités économiques qui peuvent être impactées par les hydrocarbures peuvent aussi être exprimées par la distance à la mer. Les activités qui sont éloignées du littoral (le tourisme à Nantes ou à Rostov) possèdent d'autres atouts que le littoral et subiront de manière plus modérée les impacts, et seront donc moins vulnérables.

Durée de l'impact

Le temps pendant lequel l'activité va subir un préjudice est un paramètre qu'il semble nécessaire de prendre en considération. En effet, comme le mentionne le CEDRE dans l'atlas Polmar-Terre du Finistère 2006, les durées d'interruption ne sont pas les mêmes selon les activités : l'impact du transport maritime est seulement de quelques jours alors que pour les cultures marines, l'interruption a par exemple été de 1 à 2 ans lors de la pollution du Prestige (Ortiz-Zarragoitia et *al.*, 2011).

Saison / durée d'ouverture

Les activités socio-économiques diffèrent aussi selon la période de l'année. L'industrie touristique est par exemple beaucoup plus importante pendant la saison estivale sur le littoral (phénomène perceptible à travers les périodes d'ouverture des établissements touristiques) et la pêche de certaines espèces de poissons s'effectue seulement à certaines périodes de l'année. La vulnérabilité est donc pondérée en fonction de la période à laquelle la pollution survient.

Gestion

Il y a aussi de fortes inégalités en ce qui concerne la manière de gérer une marée noire à l'échelle internationale. Certains Etats anticipent la possibilité d'une éventuelle marée noire, avec des plans de prévention, des équipes parfaitement préparées et formées à ce type d'évènement pouvant intervenir rapidement. Au contraire, d'autres pays n'ont aucune préparation pour répondre à une pollution. L'ITOPF (in Moller et *al*., 2003) propose un découpage par régions ou aires selon trois niveaux de préparation (faible, moyen et fort). Ainsi, la mer Noire et la mer Caspienne sont par exemple considérées comme des régions à faible niveau (indice de 1) de préparation alors que la région Nord-Est Atlantique est présentée comme étant fortement préparée (indice de 3). De plus, des aides nationales ou régionales, sous forme d'indemnités, peuvent aussi permettre de compenser le manque à gagner.

Perception

Enfin, la perception d'une marée noire par le grand public, modérée ou amplifiée par les médias et les pouvoirs politiques, est un paramètre qui influence la vulnérabilité des activités.

Après avoir présenté les variables qui permettent d'exprimer la vulnérabilité des activités marchandes, il s'agit de sélectionner celles qui semblent être les plus pertinentes afin de proposer un référentiel commun à des activités hétérogènes. En Russie, les données économiques sont souvent parcellaires voire inexistantes et cela complique la tâche lorsqu'il s'agit d'être dans le même référentiel pour les deux pays, la France et la Russie. Nous avons donc choisi de sélectionner dans un premier temps la durée d'interruption pour pondérer les activités marchandes entre elles et dans un deuxième temps, le nombre d'employés par entreprises.

4.3 Elaboration d'un indice de vulnérabilité économique

4.3.1 Construction de l'indice

La construction de l'indice de vulnérabilité passe par l'affectation de coefficients de pondération qui s'effectue sur deux niveaux :

Le premier niveau correspond à la pondération des activités entre elles par leur durée d'interruption, tel qu'il a été déterminé par le CEDRE en 2006, complété par l'activité saliculture avec un indice de 3 selon le critère de la durée d'interruption. Ce dernier varie de quelques semaines à quelques mois car les paludiers ont la nécessité de s'approvisionner en eau de mer, mais aussi la possibilité de fermer les œillets. Lors de la marée noire de l'Erika, un arrêté a été pris le 21 mai 2000, c'est-à-dire six mois après la pollution, autorisant l'alimentation des marais salants (les paludiers ont cependant signé un accord de non production de sel pour l'année 2000) (tableau 17).

Cet indice permet donc de différencier la vulnérabilité de la pêche côtière de la vulnérabilité de la conchyliculture ou encore celle du commerce maritime. De plus, la représentation cartographique ne peut se faire à l'échelle de la commune car comme nous l'avons mentionné précédemment, la surface des communes est sensiblement différentes entre la France et la Russie. La représentation cartographique est à l'échelle de l'entreprise et de son site d'exploitation.

Pour chaque commune littoral	**Cultures marines**	**Infrastructures portuaires**	**Pêche professionnelle**	**Transport de marchandises**	**Hébergement touristique**	**Loisir nautique**	**Saliculture**
Critères et durée d'interruption des activités	Traces de polluants non visibles (années)	pollution de surface (jours)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)	pollution de surface (jours)	Présence de galettes et de plaques (semaines)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)	Présence de boulettes et de microboulettes (semaines à mois)
indice	5	1	3	1	2	3	3

Tableau 17 : indice du CEDRE selon la durée d'interruption (2006) complété par Ebner (2016)

Après avoir donné un indice pour les différentes activités, il semble important de différencier les entreprises entre elles, au sein d'une même activité.

Le deuxième niveau de pondération correspond au nombre d'employés pour chaque entreprise. En effet, une entreprise qui emploie un grand nombre de salariés sera plus susceptible de perdre plus d'argent, de mettre au chômage un plus grand nombre d'employés qu'une petite entreprise. L'avantage de cette méthode est la relative facilité avec laquelle il est possible d'obtenir les données, comparées aux chiffres d'affaires des entreprises ou encore leur valeur de production. Enfin, l'ensemble de ces résultats est encore pondéré par la saison ou la période d'ouverture des entreprises (fig. 37).

A partir de ces deux variables, nous pouvons exprimer l'indice socio-économique de la façon suivante :

Veco = (C1.C2) / S

Avec :

Veco : vulnérabilité économique

C1 : importance de l'activité

C2 : Durée d'interruption de l'activité

S : Saisonnalité

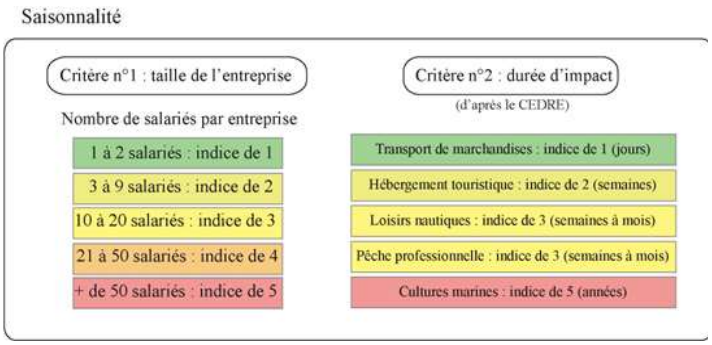


Fig. 37 : méthode d'élaboration des indices économiques

4.3.2 Constitution d'un fichier de données pour chaque activité du littoral

La méthode adoptée pour constituer le fichier « entreprise » a consisté à dresser un listing contenant un certain nombre d'informations : son département, sa commune, son adresse, son adresse mail, son numéro de téléphone, le nombre d'employés et le nombre de saisonniers. Ce tableau est complété par des données relatives au nombre de salariés et à la saisonnalité de l'activité. Informations qui ont été demandé par mail, puis par téléphone. Si l'entreprise n'a pas souhaité répondre sur le nombre de ses salariés, des recherches ont été réalisées en France sur les pages jaunes ou des sites spécialisés comme societe.com ou verif.com (les emplois non déclarés n'ont pas été retenus dans cette étude). Pour la Russie, les informations ont été obtenues à partir du numéro fiscal puis grâce à sbis.ru et list-org.ru. En ce qui concerne la période d'ouverture, les données étaient souvent disponibles sur le site de l'entreprise. Lorsqu'une donnée était manquante pour une entreprise, cette entreprise n'a pas été prise en compte dans cette étude. La source des données et le résultat des enquêtes sont présents dans les tableaux ci-dessous (tableau 18 et 19).

La vulnérabilité de l'activité liée à la pêche peut aussi s'appuyer sur les mêmes critères décrits précédemment. Malheureusement, nous n'avons pas obtenu d'informations fiables tant pour le nombre

d'employés que pour les zones de pêches. C'est la raison pour laquelle l'évaluation de la vulnérabilité sera traitée à part afin de présenter la démarche pour évaluer la vulnérabilité de cette activité (voir paragraphe 4.3.4).

Activité	Inventaire des entreprises	Salariées / saisonniers	Périodes d'ouverture	Pourcentage de réponses	Valeurs brutes des réponses
Hébergements marchands	Les pages jaunes, sites de réservations (booking, tripadvisor…)	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes	Site de l'entreprise, office du tourisme de la commune	94 % pour les campings, 75 % pour les hôtels, gîtes, maisons d'hôte	329 sur 350 pour les campings, 253 sur 338 pour les hôtes
Loisirs en relation avec la mer	F.F.Voile, F.F.Surf, FNCP, UFCPA	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes	Site de l'entreprise, office du tourisme de la commune	71 % pour les loisirs	54 sur 76 pour les loisirs
Commerce maritime	Nantes saint Nazaire Port	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes		89 % pour le commerce maritime	33 sur 37 pour les industries maritimes
Conchyliculture	Comité Régional de la Conchyliculture (CRC), la SMIDAP, la DREAL et les pages jaunes	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes		82 % pour l'ostréiculture, 60 % pour la mytiliculture	119 sur 145 pour l'ostréiculture, 9 sur 15 pour la mytiliculture
Mareyage	Les pages jaunes,	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes		86 % pour les mareyeurs	55 sur 64 pour les mareyeurs
Saliculture	Cap Atlantique, les pages jaunes	Échange avec l'entreprise, societe.com, verif.com, les pages jaunes		99 % pour les paludiers, sauniers	99 sur 100 paludiers et sauniers

Tableau 18 : source des données et résultat des enquêtes pour les activités marchandes en Pays de la Loire

Activité	Inventaire des entreprises	Salariées / saisonniers	Périodes d'ouverture	Pourcentage de réponses	Valeurs brutes des réponses
Hébergements marchands	booking, tripadvsior, yandex karta, wikimapia	Échange avec les entreprises (terrain), sbis.ru, list-org.ru	Site de l'entreprise, échange avec les entreprises	90 % pour les campings et 78 % pour les hôtels	17 réponses sur 19 pour les campings, 342 sur 438 pour les hôtels
Loisirs en relation avec la mer	Terrain, yandex karta, wikimapia	Échange avec les entreprises (terrain), sbis.ru, list-org.ru	Site de l'entreprise, échange avec les entreprises	100 % pour les animations	9 réponses sur 9
Commerce maritime	Terrain, yandex karta, wikimapia	Échange avec les entreprises (terrain), sbis.ru, list-org.ru		75 % pour le commerce maritime	40 sur 53 pour les industries maritimes

Tableau 19 : source des données et résultat des enquêtes pour les activités marchandes sur la côte Est de la mer d'Azov

4.3.3 Pondération selon la taille de l'entreprise, la période d'ouverture, et la durée de l'impact

Un indice a donc été attribué à chaque entreprise, selon le nombre d'employés, en prenant en compte les emplois saisonniers.

A partir des données sur la période d'ouverture de chaque entreprise, il est possible de diviser l'indice « taille de l'entreprise », selon sa période d'ouverture. Par exemple, une entreprise de 2 salariés qui est ouverte seulement 3 mois en été, du 1er juin au 31 août, aura un indice de 0,5 pour la saison été et de 0 pour l'hiver alors qu'une entreprise de 2 salariés qui est ouverte toute l'année aura un indice de 1 pour la saison été et la saison hiver.

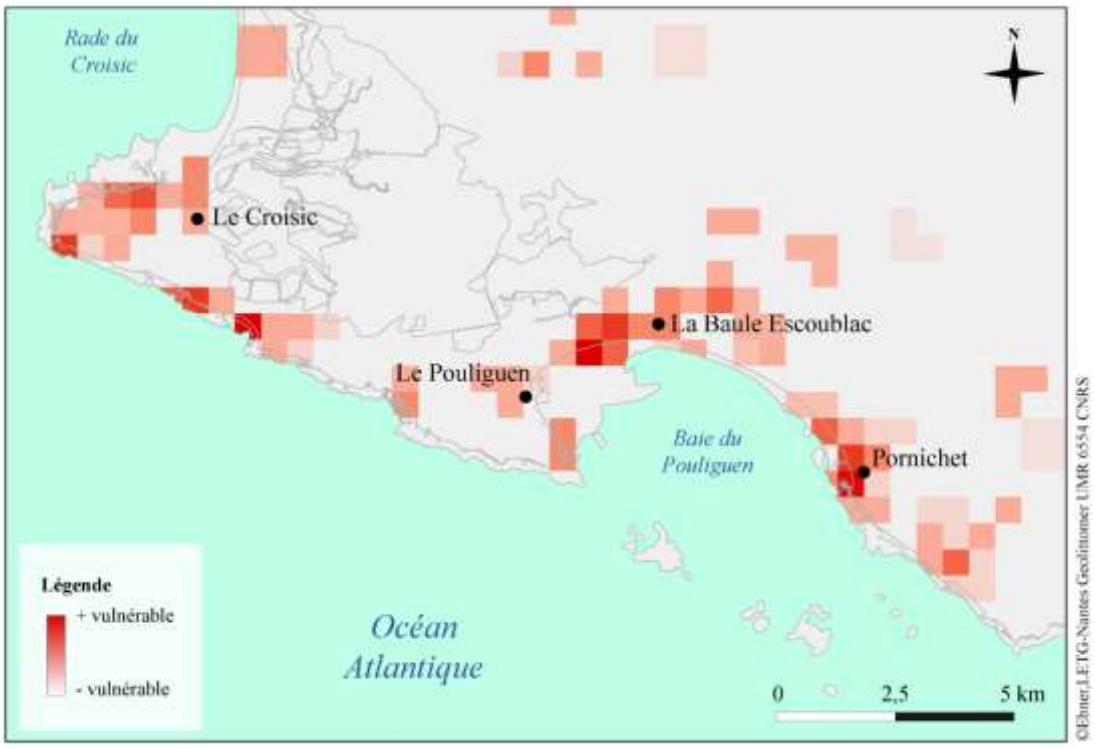


Fig. 38 : carte de la vulnérabilité des activités touristiques en été dans le secteur de la baie du Pouliguen : niveau élémentaire.

Cette carte de la vulnérabilité des activités touristiques en été (du 1/04 au 30/09) dans le secteur de la baie du Pouliguen (fig. 38) est l'expression cartographique des hôtels, des villages vacances, des gîtes, des campings, de l'océarium, des clubs de plage, de voile et de surf en fonction du nombre d'employés par entreprise et du nombre d'entreprises par quadra de 500m^2. Ainsi, la vulnérabilité des activités touristiques est plus forte à la Baule Escoublac et à Pornichet (quadra de couleur rouge vif) dans ce secteur en été.

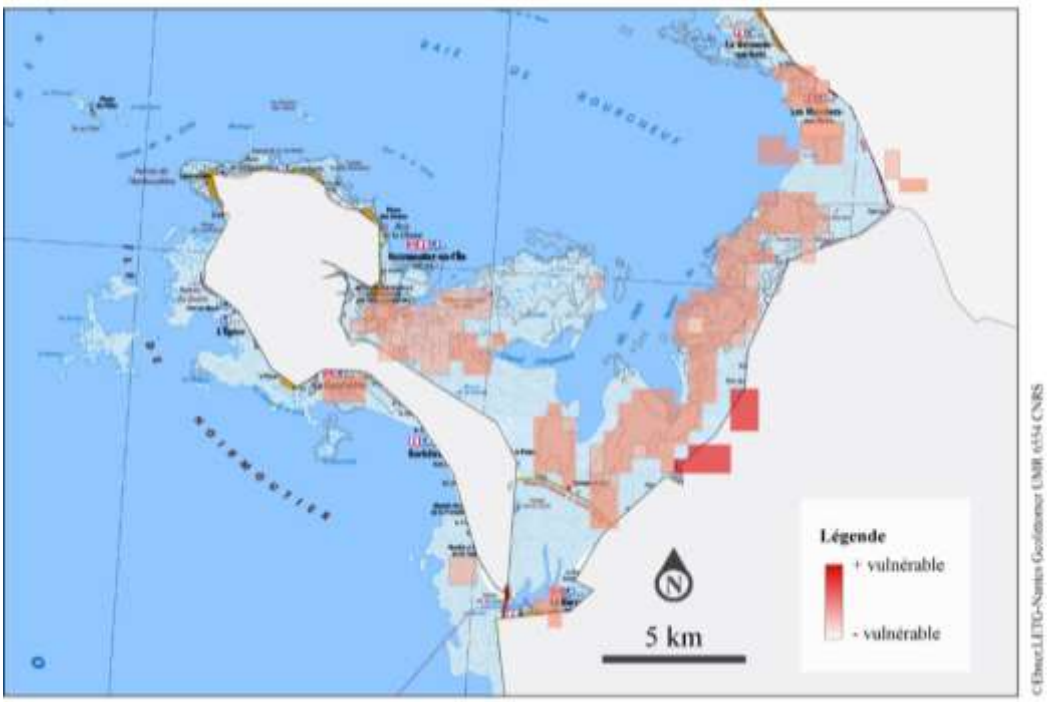


Fig. 39 : carte de la vulnérabilité des activités conchylicoles dans le secteur de la baie de Bourgneuf : niveau élémentaire.

La carte de vulnérabilité des activités conchylicoles dans le secteur de la baie de Bourgneuf (fig. 39) représente les activités de mytiliculture, d'ostréiculture, de coquillages et l'activité de production de naissain en fonction du nombre d'employés par entreprise et du nombre d'entreprises par quadra de 500m^2. On observe que la vulnérabilité de l'activité conchylicole est relativement forte tout autour de cette baie.

Figure 40 : carte de la vulnérabilité des activités touristiques en été (hôtels, villages vacances, campings, clubs de plage, delphinarium) dans le secteur de la baie de Temriouk : niveau élémentaire (selon le nombre d'employés par entreprise et le nombre d'entreprises par quadra de 500m2).

La vulnérabilité des activités touristiques en été (du 1/04 au 30/09) sur le littoral de la baie de Temriouk (fig. 40) a été exprimée de la même manière que pour le littoral des Pays de la Loire, c'est-à-dire à partir des hôtels, des villages vacances, des campings, des clubs de plage et du delphinarium en fonction du nombre d'employés par entreprise et du nombre d'entreprises par quadra de 500m^2. L'une des difficultés de ce secteur d'activité en Russie est la limite souvent ambigüe entre ce qui est déclaré et ce qui ne l'est pas. En effet, de nombreux particuliers proposent des locations saisonnières que nous n'avons aucun moyen de comptabiliser. En termes de résultats cartographiques, on observe que la vulnérabilité des activités touristiques est forte en été dans la partie Sud de la mer d'Azov, notamment à Golubitskaya et à Peresyp'.

Photo 2 : De nombreux vacanciers sur une plage à Golubistkaya, aout 2016 (©Ebner)

Il faut aussi tenir compte du fait que les activités d'un même site ne sont pas égales dans la mesure où elles ne subissent pas la même durée d'impact à une pollution par les hydrocarbures. Le CEDRE présente un tableau de graduation, selon les différents types d'activité. Les indices qui concernent par exemple les hébergements touristiques ont donc tous été multipliés par 2, les loisirs en relation direct avec la mer ont été multipliés par 3, les mareyeurs par 3 et l'activité salicole par 3. En effet, la durée de l'impact d'une pollution pétrolière est plus longue pour les mareyeurs et les paludiers (de quelques semaines à quelques mois) que pour les hébergements touristiques (plusieurs semaines). Les cartes synthétiques qui prennent en compte le nombre d'employés par entreprise et la durée de l'impact sont disponibles dans le paragraphe 4.4.

4.3.4 Pondération des activités touristiques des villes de Nantes et de Rostov-sur-le-Don pour l'activité touristique

L'impact d'une pollution pétrolière sur l'activité touristique dépend de l'attractivité du littoral. Par exemple, les villes de Nantes et de Rostov-sur-le-Don possèdent de nombreux hôtels destinés aux hommes d'affaires ou aux visites culturelles et peu de touristes choisissent un hébergement dans ces

villes pour profiter des attraits du littoral. Il semble donc pertinent de pondérer l'activité touristique pour ces deux villes.

La méthode consiste à évaluer l'impact d'une pollution pétrolière sur le tourisme de Rostov-sur-le-Don par la méthode des experts, à partir des résultats de Bonnieux (2006) qui estime que l'impact est de 12 % sur le littoral des Pays de la Loire (soit un indice de 3 dans notre étude) et de 8 % pour la ville de Nantes (soit un indice de 2 dans notre étude).

L'idéal était de disposer de 8 experts pour évaluer l'impact touristique dans la ville de Rostov-sur-le-Don. Malheureusement, peu d'experts ont à la fois une idée bien précise de l'impact des pollutions pétrolière sur le tourisme et une bonne connaissance de la ville de Rostov. C'est finalement à quatre experts que la question a été posée : P. Fattal, Y. Fedorov, A. Kuznetsov, et O. Khorochev.

Nom	Prénom	Spécialité	Lieux d'étude	Avis
Kuznetsov	Andrey	Dégradation des hydrocarbures	Golfe de Gascogne, mer d'Azov, mer Noire	0%
Fattal	Paul	Vulnérabilité des côtes faces aux pollutions	Golfe de Gascogne, mer d'Azov, mer Noire	5%
Fedorov	Yuri	Pollutions anthropiques	Golfe de Gascogne, mer d'Azov, mer Noire	5%
Khorochev	Oleg	Géographie du tourisme	Sud de la Russie	0%
Résultat :				2,50%

Tableau 20 : Avis des experts par rapport à l'impact d'une pollution pétrolière sur l'activité touristique pour la ville de Rostov sur le Don (Russie).

D'après l'avis des experts (tableau 20), l'estimation de l'impact d'une pollution pétrolière sur l'activité touristique est de 2,5 % (soit un indice de 0,63 dans notre étude) pour la ville de Rostov sur le Don. Cette estimation semble pertinente car l'activité hôtelière est principalement destinée aux hommes d'affaires. En effet, ce résultat peut être mis en relation avec celui de Cottineau (2011) qui montre que Rostov est la ville qui a accueilli le plus grand nombre de congrès (7) en 2010 par rapport à l'ensemble des villes du Sud de la Russie.

4.3.5 Le cas de la pêche en mer sur le littoral des Pays de la Loire

L'emprise spatiale pour la pêche en mer n'est pas aussi précise que la localisation des hôtels, des campings, des bouchots et des tables ostréicoles. La méthode présentée ici suit la même logique que précédemment, avec la même construction de l'indice, mais est « remodelée » à cause de la spatialisation

moins précise de cette sous variable et à cause du flou concernant le nombre d'employés par entreprise (voir fig. 43 - 44 pour le littoral des Pays de la Loire et fig. 48 – 49 pour la côte Est de la mer d'Azov).

Utilisation de la même méthode pour évaluer la vulnérabilité de l'activité pêche

Dans un premier temps, nous avons inventorié l'ensemble des entreprises de pêche et le nombre de marins pêcheurs sur tout le littoral. Puis, nous avons écarté les entreprises qui utilisent les navires d'une longueur supérieure à 12 mètres de cette étude car ils ont la possibilité de s'affranchir des effets et de naviguer au large.

La Smidap estime qu'en 2012, le nombre d'entreprises avoisinent les 390 pour les Pays de la Loire, et le nombre de marins dédiés est équivalent à 1000 ETP (: emploi à temps plein). Ces valeurs restent des estimations car le nombre de salariés varie d'une marée à l'autre.

La durée de l'impact : D'après les données du CEDRE, la durée d'impact est de quelques semaines à quelques mois pour cette activité, avec un indice de 3 sur 5. En effet, le polluant peut affecter les ressources (poissons, crustacés), mais aussi les outils de production (bateaux, chaluts, palangres) qui peuvent être souillés et/ou immobilisés. Par exemple, lors de la marée noire du Prestige, les pêcheurs majoritairement côtiers ont arrêté leur activité entre 2 et 24 mois selon les différentes contaminations des sites (la pêche européenne, 2003).

Le principe est de mettre au point une méthode transposable (sur le littoral de la mer d'Azov en Russie et sur le littoral des Pays de la Loire en France) afin de spatialiser la vulnérabilité de l'activité « pêche ». Cette zone vulnérable correspond aux zones où les produits de la mer sont pêchés, mais malheureusement, les données sur « l'effort de pêche » (qui correspond à l'ensemble des moyens de capture mis en œuvre par les navires sur une période donnée et une zone déterminée) sont insuffisamment précises en France, et inexistantes en Russie. Il est donc nécessaire d'utiliser d'autres données pour spatialiser la vulnérabilité de l'activité « pêche ». L'idée est donc de partir de l'hypothèse que « l'effort de pêche » est en relation directe avec la distribution géographique des espèces commercialisées, et est conditionné par les quotas. Cette démarche reste imparfaite car les distributions géographiques des espèces sont variables d'une année sur l'autre, mais elle permet une estimation intéressante des zones à protéger en priorité pour cette activité.

Détermination des principales espèces pêchées sur le littoral des Pays de la Loire

Les étapes que nous avons mises en place pour déterminer l'effort de pêche sont les suivantes :

a) Sélectionner les principales espèces débarquées, inventorier la distribution géographique de ces espèces et leurs périodes de capture

b) Déterminer le nombre d'entreprises de pêche et le nombre de marins pêcheurs côtiers

c) Etablir une relation entre le nombre d'entreprises de pêche côtière, le nombre d'emplois ETP et les espèces débarquées afin de déterminer les efforts de pêche.

Pour ce faire, nous avons, dans un premier temps déterminé les principales espèces débarquées en fonction de leurs valeurs, sur plusieurs années, pour avoir une représentation globale de la pêche à l'échelle régionale (tableau 21).

	2011	
	Quantité débarquée (en tonne)	Valeur (en millions d'€)
Sole	1 551	19,08
Bar	1 444	14,03
Seiche	2 269	8,08
Calmars	817	4,89
Baudroies	747	4,53
Merlu	1 565	4,41
Langoustine	364	3,57
Rouget	487	3,53
Anchois	1 785	2,42
Merlan	1 039	2,37

	2012	
	Quantité débarquée (en tonne)	Valeur (en millions d'€)
Sole	1 425	17,97
Bar	1 610	14,64
Calmars	1 824	7,21
Anchois	3 356	5,93
Merlu	2 268	5,79
Baudroies	911	4,95
Rouget	474	3,55
Langoustine	268	3,08
Merlan	913	2,14
Bouquet	116	1,89

	2014	
	Quantité débarquée (en tonne)	Valeur (en millions d'€)
Sole	1433	15,38
Bar	1235	14,07
Merlu	3070	7,17
Seiche	1454	5,98
Langoustine	316	3,87
Anchois	2235	3,76
Thon germon	1998	3,55
Baudroie	591	2,46
Encornet	407	2,05
Sardine	2285	1,29
Crevette rose	81	1,2
Merlan	154	0,58
Congre	332	0,57
Araignée	127	0,19
Maquereau	116	0,1

Tableau 21 : les principales espèces débarquées en Pays de la Loire, en quantité et en valeur en 2011, 2012 et 2014. Source : SIH IFREMER Pays de la Loire en 2011 et 2012, monographie maritime de la façade Nord Atlantique – Manche Ouest 2014.

On observe que de nombreuses espèces débarquées en Pays de la Loire sont présentes d'une année sur l'autre, comme la sole, le bar, le merlu, l'anchois, la langoustine et la baudroie. D'autres espèces ne sont pas présentes sur l'ensemble des 3 années sélectionnées, mais restent relativement importantes en valeur sur deux dates : ce sont le cas de la seiche et du calmar. Au total, les 8 espèces mentionnées précédemment sont prises en compte dans cette étude.

A partir de la valeur débarquée de chacune des 8 espèces sélectionnées sur l'année 2011, 2012 et 2014, on peut déterminer le pourcentage de cette valeur par rapport au 8 autres (tableau 22).

		Pourcentage
Sole	0,30259133	30,26
Bar	0,24666705	24,67
Seiche	0,08114503	8,11
Calmar	0,06983321	6,98
Baudroie	0,06890979	6,89
Merlu	0,10024817	10,02
Langoustine	0,06071449	6,07
Anchois	0,06989092	6,99
TOTAL	1	**100**

Tableau 22 : les 8 principales espèces de produits de la mer pêchées sur le littoral des Pays de la Loire, exprimées en pourcentage, à partir des valeurs débarquées de ces espèces sur l'année 2011, 2012 et 2014.

Détermination du nombre d'entreprises de pêche côtière et de marins pêcheurs côtiers

Pour le littoral des Pays de la Loire, certaines espèces débarquées proviennent des pêches au large, et ne peuvent pas être prises en compte dans cette étude. On sait que 427 navires enregistrés en Pays de la Loire pêchent dans la zone CIEM 8a (sud Bretagne – Pays de la Loire), sur les 573 recensés (SIH Ifremer, 2010), c'est-à-dire que 74 % des espèces débarquées proviennent de la pêche côtière. On peut donc émettre une seconde hypothèse : l'effort de pêche est distribué uniformément en fonction de l'espace, et donc que les ¾ de la pêche débarquée en Pays de la Loire proviennent de la pêche côtière. Sur les 390 entreprises de pêche et les 1000 emplois ETP en Pays de la Loire, 292 entreprises seront considérées côtières dans cette étude avec 750 emplois ETP.

Relation entre le nombre d'entreprises de pêche côtière, le nombre d'emplois ETP et les espèces débarquées.

N'ayant pas de données sur le nombre d'emplois ETP par entreprise, on estime que chaque entreprise comprend 2,56 emplois ETP. Puis on estime que sur les 292 entreprises de pêche côtière, 30 % sont

spécialisées dans la pêche à la sole, soit 88 entreprises, 72 entreprises spécialisées pour le bar, … etc (tableau 23).

		Pourcentage	Nombre d'entreprises par espèces
Sole	0,30259133	30,26	88,36
Bar	0,24666705	24,67	72,03
Seiche	0,08114503	8,11	23,69
Calmar	0,06983321	6,98	20,39
Baudroie	0,06890979	6,89	20,12
Merlu	0,10024817	10,02	29,27
Langoustine	0,06071449	6,07	17,73
Anchois	0,06989092	6,99	20,41
TOTAL	1	**100**	292,00

Tableau 23 : estimation du nombre d'entreprises côtières par espèce débarquée en Pays de la Loire

Détermination de la distribution géographique de ces espèces

Après avoir déterminé les principales espèces débarquées, il est nécessaire de connaître la distribution de ces espèces à partir des ressources bibliographiques (fig. 41 et 42).

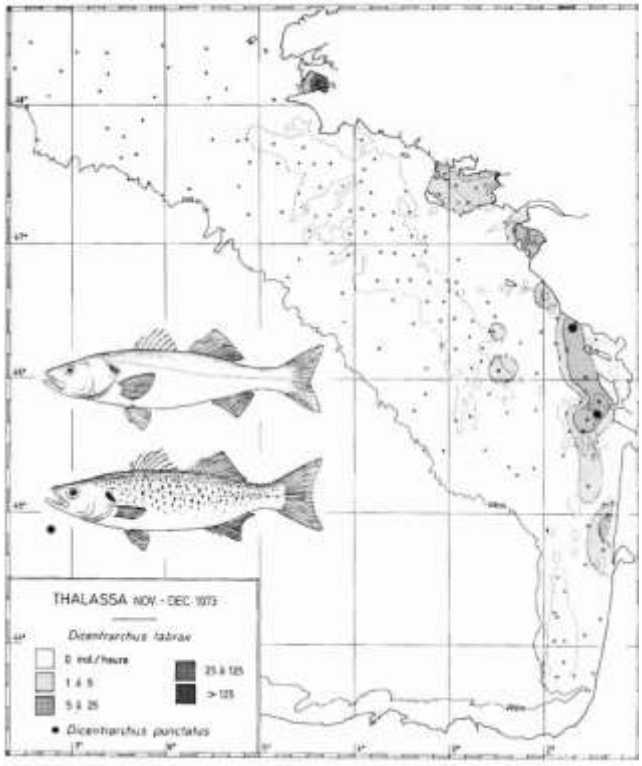


Figure : 41 : Distribution du Bar dans le golfe de Gascogne *(Quero et al., 1989).*

Figure 42 : Distribution de la seiche en Manche – façade Atlantique *(Convention Ifremer-Ministère de l'Industrie, 2006).*

Période de pêche de chaque espèce

Il est aussi important de connaître le calendrier des pêches pour exprimer la saisonnalité de cette activité. En effet, la vulnérabilité de la pêche pour une espèce est intimement liée à sa période de pêche et à sa période de reproduction.

A partir des données de la DIRM-NAMO (Direction interrégionale de la mer Nord Atlantique-Manche Ouest) et de la synthèse bibliographique des principales espèces de Manche orientale et du golfe de Gascogne (2006), il a été possible de créer un calendrier des pêches pour les principales espèces débarquées en Pays de la Loire (tableau 24). Les périodes où les espèces sont considérées vulnérables sont les pics d'abondance (en rouge), les périodes où les espèces sont consommer toute l'année (en orange) et les périodes de reproduction (hachuré).

Note : La baudroie ne réalise pas de reproduction sur le littoral des Pays de la Loire, seulement en mer Celtique (Ifremer).

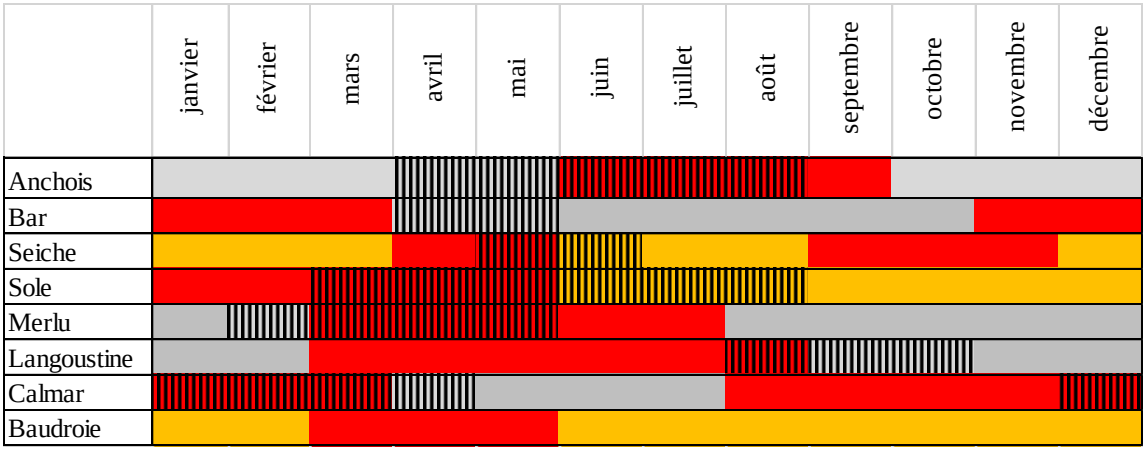
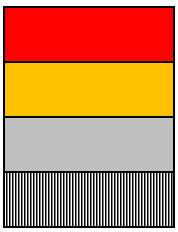


Tableau 24 : calendrier des 8 principales espèces pêchées et leur période de reproduction



Pic d'abondance

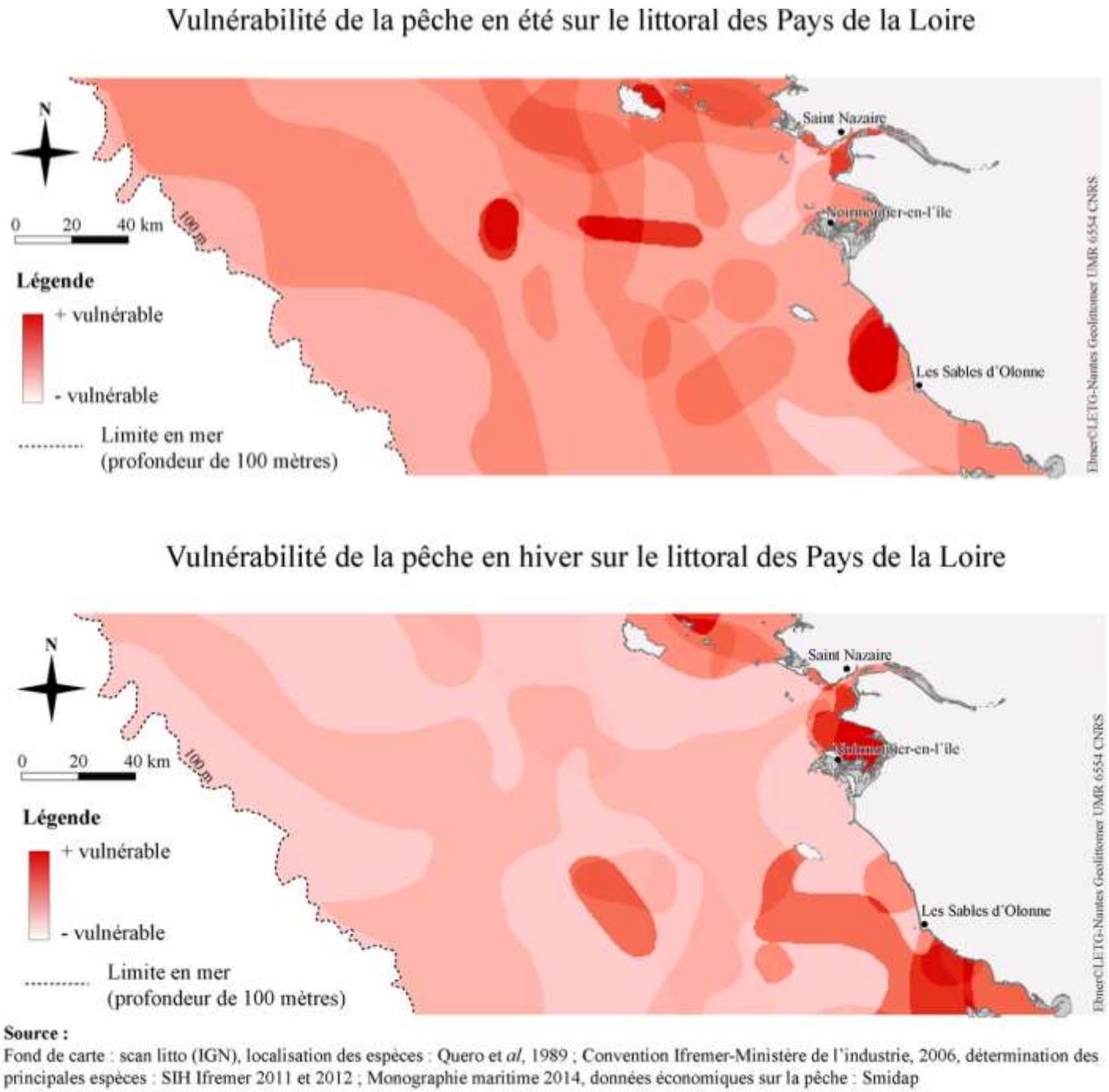
A consommer toute l'année

Hors saison

Période de reproduction

A partir de l'ensemble de ces données, il est possible de sélectionner les espèces les plus sensibles pour l'activité pêche et de leur attribuer un coefficient de pondération (selon le nombre de pêcheurs, le degré et la durée de l'impact et la saison). Enfin, les cartes de distribution des espèces permettent de spatialiser les données, aussi bien sur le littoral des Pays de la Loire (fig. 43 et 44) que sur celui de la mer d'Azov en Russie (fig. 47 et 48).

Présentation des résultats pour l'activité de la pêche en Pays de la Loire



Source :
Fond de carte : scan litto (IGN), localisation des espèces : Quero et *al*, 1989 ; Convention Ifremer-Ministère de l'industrie, 2006, détermination des principales espèces : SIH Ifremer 2011 et 2012 ; Monographie maritime 2014, données économiques sur la pêche : Smidap

Figure 43 et 44 : La vulnérabilité de la pêche sur le littoral des Pays de la Loire, selon les saisons.

4.3.5 Le cas de la pêche en mer d'Azov

Méthode élaborée à partir des données disponibles

Détermination des principales espèces pêchées sur la côte Est de la mer d'Azov, en Russie

Les principales espèces pêchées en fonction des quantités débarquées en mer d'Azov (données disponibles seulement pour l'année 2011) sont présentées ci-dessous (tableau 25).

La pêche en mer d'Azov est exclusivement côtière car c'est une petite mer intracontinentale. L'aquaculture n'a pas été prise en compte car cette activité est très peu présente dans la zone d'étude (seulement quelques entreprises dans le delta du Don).

La valeur de ces captures peut ensuite être calculée à partir du prix du marché de ces espèces[1]. Le prix des poissons commercialisés, comme de nombreux produits alimentaires, ont subi de forte fluctuation du fait de la forte évolution du cours du rouble ces dernières années (fig. 45).

Il est aussi important de noter, comme le mentionne la FAO, que les données officielles sur les pêches de capture dans les eaux continentales risquent dans de nombreux cas d'être sous-estimées (FAO, la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture, 1996). De plus, les espèces d'esturgeon ne figurent pas dans ces données car la pêche de ces espèces a été interdite depuis 1998 dans la convention sur le commerce international en raison de son risque critique d'extinction (annexe II à la CITES/Notification aux parties n° 1998/13 Conservation des esturgeons). Cependant, 60 à 70 % du braconnage à l'Ouest de mer d'Azov est focalisé sur cette espèce (FAO, la pêche en mer Noire, 2010). Enfin, il est important de noter que depuis le début des années 1980, une espèce invasive nord-américaine, la méduse *Mnemiopsis leidyi*, a considérablement colonisé la mer d'Azov. Cette espèce se nourrit en grande quantité d'œufs de poissons, de larves et de zooplancton ce qui a entraîné l'effondrement des stocks de poissons. En 1992, les pertes annuelles causées par la chute des captures de poissons commercialisables étaient estimées à 240 millions de dollars US. En 1994, la pêche à l'anchois avait pratiquement disparu (Amara, 2010).

Figure 45 : Evolution du cours du rouble par rapport à l'euro, de 2011 à 2016 (source : capital.fr)

Nom français	Nom latin	Nom russe	Capture (en tonnes)	Prix[1], en rouble/kg	Valeur (en millions de roubles)
Gobies	*Gobiidae*	Бычки	1537,5	80	123
Mulet gris de Russie	*Liza haematocheilus*	Пиленгас	793	150	118,95
	Clupeonella cultriventris	Тюлька	1174,25	40	46,97
Anchois	*Engraulis encrasicolus*	Хамса азовская	292,02	120	35,04
Gardon	*Rutilus heckelii*	Тарань	92,84	150	13,93
Carassin argenté	*Carassius auratus gibelio*	Серебряный карась	86,1	100	8,61
Grand brochet	*Esox lucius*	Щука	6,34	200	1,27
Sandre	*Stizostedion lueioperca*	Судак	4,77	200	0,95
Carpe commune	*Cyprinus carpio*	Сазан	5,01	120	0,6
Silure glane	*Silurus glanis*	Сом	2,14	200	0,43
Hypophthalmichthys	*Hypophthalmichthys*	Толстолобик	2,5	150	0,38
Alose	*Clupea*	Сельдь	2,19	120	0,26

1. Les prix pour chaque espèce, en roubles par kg, a été déterminé sur plusieurs marchés, demandé par un russe, en prenant en compte seulement le prix les plus bas pour chaque espèce

Tableau 25 : les principales espèces débarquées à l'Est de la mer d'Azov, en Russie, en quantité et en valeur, en 2011. Source : ФГУП АзНИИРХ, 2012, Les principaux problèmes de la pêche et de la protection de l'eau dans le bassin de la mer d'Azov et de la mer Noire, Rostov-sur-le-Don, 406 p (en russe).

On observe que certaines espèces représentent une forte valeur économique, comme le gobie, le mulet gris de Russie, le clupeonella, l'anchois, le gardon et le carassin argenté (tableau 25). Puis, à partir de la valeur débarquée de chacune des 6 espèces pour l'année 2011, on peut déterminer la part relative que représente la valeur d'une espèce par rapport aux six autres (tableau 26). Par exemple, les 1537 tonnes de capture de gobies en 2011 représentent une valeur de 123 millions de roubles. La somme en valeur des six principales espèces débarquées est de 346,5 millions de roubles. La part relative que représente la valeur du gobie est donc de 35,5 %. C'est à partir de cette part relative pour chaque espèce que l'on va estimer le nombre d'entreprises de pêche et de pêcheurs pour chaque espèce. Il est vrai que chaque entreprise n'est pas spécialisée dans la capture d'une seule espèce mais l'information concernant le type d'espèces débarquées et ses quantités n'est pas accessible.

Nom français	Nom latin	Nom russe	Pourcentage
Gobies	*Gobiidae*	Бычки	35,5
Mulet gris de Russie	*Liza haematocheilus*	Пиленгас	34,3
	Clupeonella cultriventris	Тюлька	13,6
Anchois	*Engraulis encrasicolus*	Хамса азовская	10,1
Gardon	*Rutilus heckelii*	Тарань	4
Carassin argenté	*Carassius auratus gibelio*	Серебряный карась	2,5
TOTAL			100

Tableau 26 : Les 6 principales espèces pêchés en mer d'Azov, exprimés en pourcentage, à partir des valeurs débarquées de ces espèces pour l'année 2011.

Détermination du nombre d'entreprises de pêche et de marins pêcheurs

Les centres de statistiques de Rostov Oblast et du Kraï de Krasnodar permettent de connaître le nombre d'entreprises de pêche et de marins pêcheurs dans chaque région, sur plusieurs années (tableau 27).

	Nombre d'entreprises de pêche			
	2010	**2012**	**2013**	**Moyenne 2010, 2012 et 2013**
Krasnodar Kraï	141	141	135	139
Rostov Oblast	98	76	68	81

Tableau 27 : Le nombre d'entreprises de pêche pour la région de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï pour l'année 2010, 2012 et 2013. Source : Centre des statistiques de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï.

A partir de ce tableau, on détermine le nombre moyen d'entreprises de pêche à 139 pour la région de Krasnodar Kraï et à 81 pour la région de Rostov Oblast. Cependant, comme nous l'avons vu dans l'introduction (paragraphe 1.1), le secteur d'étude en mer d'Azov ne couvre pas l'ensemble du littoral de ces deux régions. Nous avons utilisé une méthode, que nous allons maintenant présenter afin de ne prendre en compte que les entreprises et les marins pêcheurs se trouvant sur la zone d'étude.

La première étape consiste à déterminer le ratio du nombre d'entreprises de pêche pour chaque région, par rapport à sa population régionale respective (tableau 28). Ensuite, on peut déterminer à partir de ce ratio et de la population des districts de la zone d'étude, le nombre d'entreprises par district.

	Population par région	Nombre d'entreprises de pêche par région	Ratio « R1 » d'entreprises par rapport à la population régional
Krasnodar Kraï	5 275 000	139	0,0026
Rostov Oblast	4 273 400	81	0,0019

Tableau 28 : Calcul du ratio R1 entre le nombre d'entreprises de pêche pour chaque région et de sa population régionale respective.

Puis, à partir de ce ratio « R1 » (entreprises de pêche par rapport à la population régionale) et de la population de chaque district de la zone d'étude, on peut estimer le nombre d'entreprises de pêche pour chaque district (tableau 29 et fig. 46).

	Moyenne de la population par district (2005, 10, 11, 12 et 13)	Estimation du nombre d'entreprises par district
District d'Azov	94 912	2
District d'Aksay	105 551	2
Ville de Rostov	1 109 458	21
District de Cherbinov	37 298	1
District de Eysk	138 109	4
District de Primorsko-Akhtarsk	59 389	2
District de Slaviansk	131 157	3
District de Temriouk	120 759	3
Estimation totale (rayon d'étude)		**38**

Tableau 29 : Estimation du nombre d'entreprises de pêche par district à partir du ratio R1 et par la population de chaque district du littoral.

Figure 46 : Carte des districts de la zone d'étude en mer d'Azov

D'après ces calculs, on estime qu'il y a **38 entreprises de pêche** dans la zone d'étude. Il semble maintenant intéressant d'estimer le nombre de marins pêcheurs.

Dans un deuxième temps, on connaît le nombre de marins pêcheurs et la population pour ces deux régions (tableau 30).

	Nombre de marins pêcheurs			
	2010	**2012**	**2013**	**Moyenne 2010, 2012 et 2013**
Krasnodar Kraï	908	455	473	612
Rostov Oblast	1808	880	894	1194

Tableau 30 : nombre de marins pêcheurs pour la région de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï pour l'année 2010, 2012 et 2013. Source : Centre des statistiques de Rostov Oblast et de Krasnodar Kraï.

On observe que le nombre moyen de marins pêcheurs est d'environ 612 pour la région de Krasnodar Kraï et de 1194 pour la région de Rostov Oblast, sur les années 2010, 2012 et 2013. Il est donc possible de connaitre le ratio des pêcheurs par rapport à la population de chaque région (tableau 31).

	Population par région	**Nombre moyen de pêcheurs par région**	**Ratio « R2 » de pêcheurs par rapport à la population régional**
Krasnodar Kraï	5 275 000	612	0,0116
Rostov Oblast	4 273 400	1194	0,0279

Tableau 31 : Calcul du ratio R2 entre le nombre de marins pêcheurs pour chaque région et sa population régional respective.

Puis, on reporte ensuite ce ratio sur la population de chaque district du littoral de la zone d'étude pour estimer le nombre de pêcheurs par district (tableau 32).

	Moyenne de la population par district (2005, 2010, 2011, 2012 et 2013)	**Estimation du nombre de pêcheurs par district**
District d'Azov	94 912	27
District d'Aksay	105 551	29
Ville de Rostov	1 109 458	310
District de Cherbinov	37 298	4
District de Eysk	138 109	16
District de Primorsko-Akhtarsk	59 389	7
District de Slaviansk	131 157	15
District de Temriouk	120 759	14
Estimation totale (rayon d'étude)		**422**

Tableau 32 : Estimation du nombre de marins pêcheurs par district à partir du ratio R2 et par la population de chaque district du littoral.

D'après ces calculs, on estime qu'il y a **422 marins pêcheurs** répartis dans 38 entreprises de pêche (tableau 30), soit une moyenne d'environ **11 salariés par entreprises**.

Relation entre le nombre d'entreprises de pêche, le nombre d'emplois et les espèces débarquées

On estime que sur les 38 entreprises de pêche, 35,5 % sont spécialisées dans la pêche du gobie, soit 13 entreprises, 13 entreprises pour le mulet gris de Russie, 5 entreprises pour le *clupeonella*… etc (tableau 26 et 33)

Nom français	**Nom latin**	**Nom russe**	**Pourcentage**	**Nombre d'entreprises par espèce**
Gobies	*Gobiidae*	Бычки	35,5	13,49
Mulet gris de Russie	*Liza haematocheilus*	Пиленгас	34,3	13,03
	Clupeonella cultriventris	Тюлька	13,6	5,17
Anchois	*Engraulis encrasicolus*	Хамса азовская	10,1	3,84
Gardon	*Rutilus heckelii*	Тарань	4	1,52
Carassin argenté	*Carassius auratus gibelio*	Серебряный карась	2,5	0,95
TOTAL			100	38

Tableau 33 : Estimation du nombre d'entreprises spécialisées dans la pêche de chaque espèce

Détermination de la distribution géographique de ces espèces

Après avoir déterminé les principales espèces débarquées, il est nécessaire de connaître la distribution de ces espèces à partir des ressources bibliographiques (fig. 47). Sur les 6 espèces sélectionnées, il a été possible de déterminer la distribution géographique de 5 espèces. Nous n'avons pas pu obtenir de données suffisamment précises sur le mulet gris de Russie.

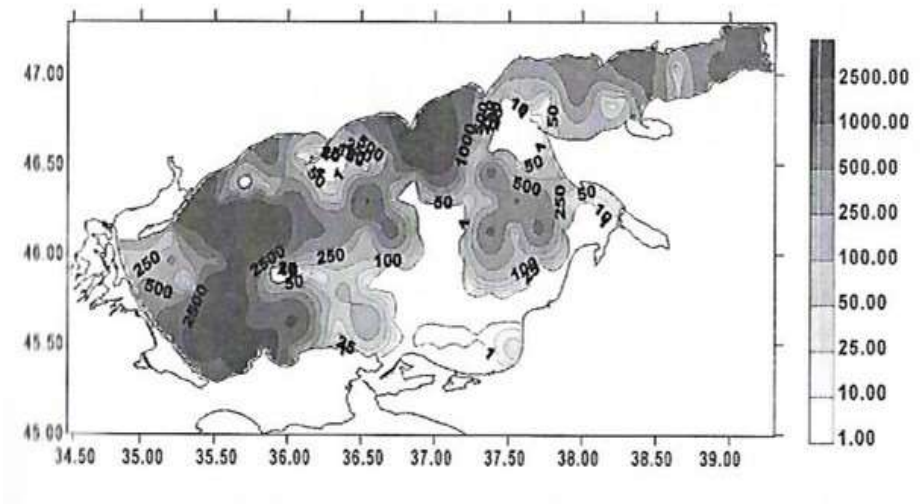


Figure 47 : Exemple de ressources bibliographiques disponibles pour la distribution (exprimée par la densité en Kg/Km^2) du gobie en mer d'Azov (Sources : les principaux problèmes de la pêche et de la protection de l'eau dans le bassin de la mer d'Azov et de la mer Noire, 2012).

Période de pêche de chaque espèce

Comme nous l'avons vu dans la partie relative à la vulnérabilité en Pays de la Loire, la vulnérabilité en mer d'Azov est intimement liée à la période des pêches et à la période de reproduction des espèces.

Il a été possible de créer un calendrier des pêches pour les principales espèces débarquées dans la zone d'étude (tableau 34). Les périodes où les espèces sont considérées vulnérables correspondent aux pics d'abondance (en rouge) et aux périodes de reproduction (hachuré).

Nom français	Nom latin	Nom russe	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Gobies	*Gobiidae*	Бычки												
Mulet gris de Russie	*Liza haematocheilus*	Пиленгас												
	Clupeonella cultriventris	Тюлька												
Anchois	*Engraulis encrasicolus*	Хамса азовская												
Gardon	*Rutilus heckelii*	Тарань												
Carassin argenté	*Carassius auratus gibelio*	Серебряный карась												

Période de reproduction
Pic d'abondance
Hors saison

Tableau 34 : calendrier des 6 principales espèces pêchées et leur période de reproduction.

A partir de l'ensemble de ces données, il est possible de sélectionner les espèces les plus sensibles à une pollution pétrolière, et de leur attribuer un coefficient de pondération selon le nombre de pêcheurs et la durée de l'impact.

Les critères utilisés pour exprimer la vulnérabilité de la pêche

Comme pour les autres variables, la vulnérabilité de la pêche s'exprime par 2 critères :

- Le nombre de salariés par entreprise. D'après nos estimations, il y a 38 entreprises et 422 marins pêcheurs, soit une moyenne de 11 salariés par entreprise (422 / 38 = 11,1).
- La durée de l'impact : D'après les données du CEDRE, pour le nombre de salariés, la durée d'impact est de quelques semaines à quelques mois pour cette activité, avec un indice de 3 sur 5.

Présentation des résultats pour l'activité pêche sur la côte Est de la mer d'Azov

Les résultats de la pêche en mer d'Azov s'expriment de la même manière que ceux de la pêche sur le littoral des Pays de Loire, avec le critère « nombre de salariés par entreprise » afin de différencier les entreprises de pêche entre elles. Cet indice est pondéré par le calendrier des pêches. Les efforts de pêche des entreprises et de leurs salariés peuvent alors être spatialisés en mer d'Azov (fig. 48 et 49).

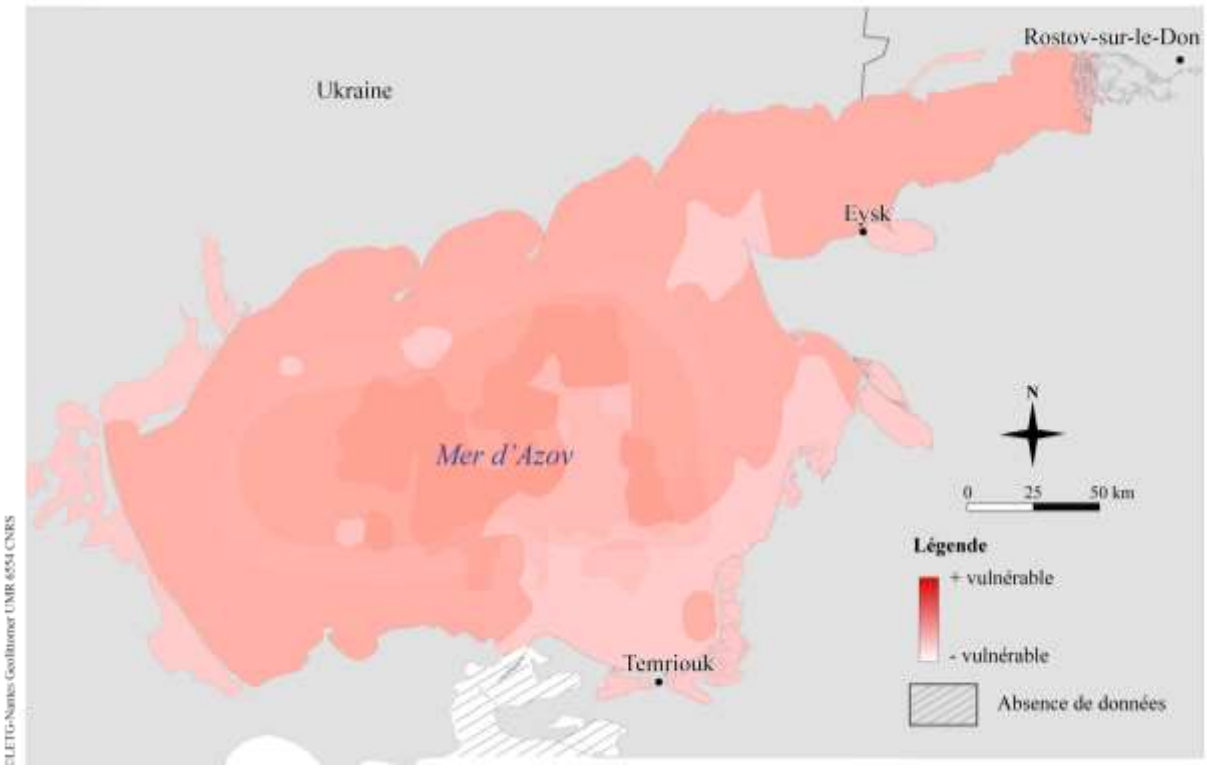


Figure 48 : représentation cartographique de la vulnérabilité de l'activité pêche en mer d'Azov en été

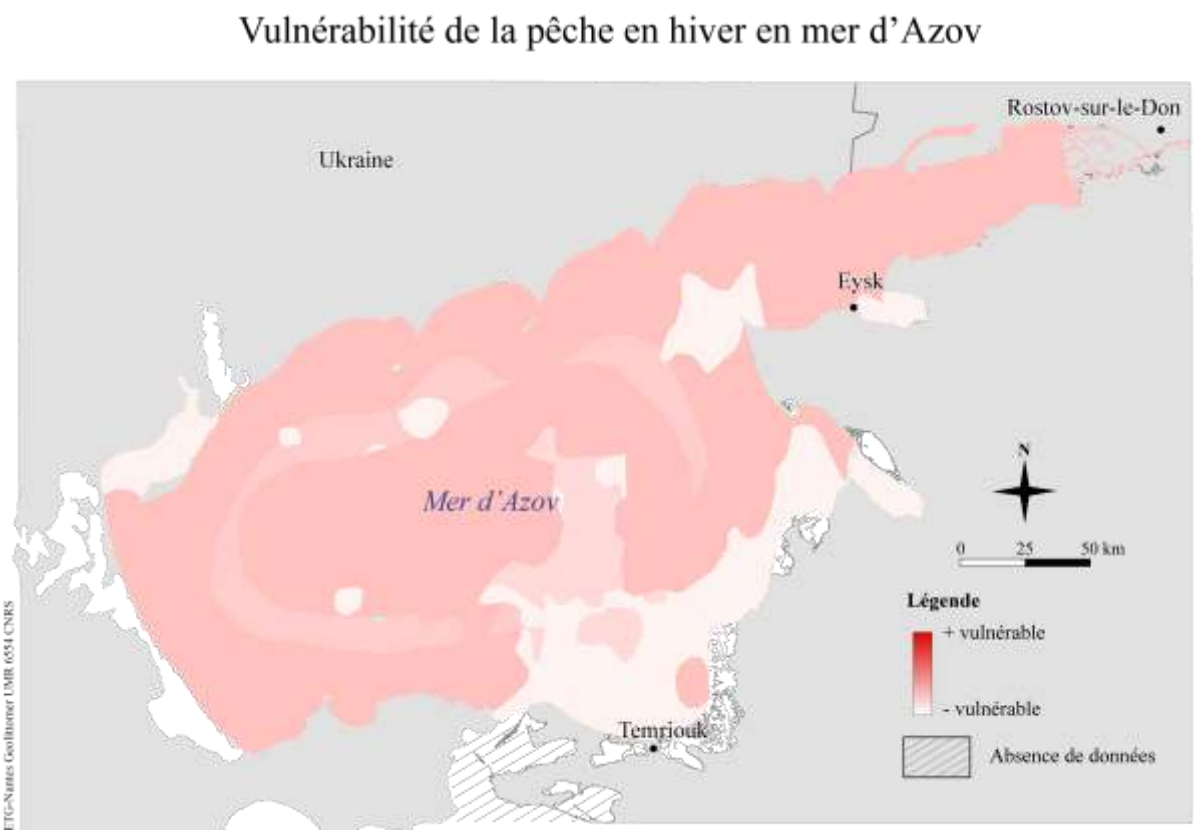


Figure 49 : représentation cartographique de la vulnérabilité de l'activité pêche en mer d'Azov en hiver

Comparaison de la vulnérabilité de la pêche entre la mer d'Azov et le littoral des Pays de la Loire

La comparaison de la vulnérabilité de la pêche avec le littoral des Pays de la Loire permet de relativiser cette vulnérabilité en mer d'Azov. En effet, il y a beaucoup moins d'entreprises de pêche sur la côte Est de la mer d'Azov que sur le littoral des Pays de la Loire, respectivement 38 entreprises contre 292. Il en est de même pour le nombre de pêcheurs, avec 422 pêcheurs à l'Est de la mer d'Azov contre 750 pêcheurs sur le littoral des Pays de la Loire. Ces différences sont représentées sur nos cartes de vulnérabilité de l'activité « pêche » des Pays de la Loire, avec une intensité de couleur (en rouge vif) beaucoup plus prononcée (fig. 43 et 44).

4.4 Représentation cartographique de la vulnérabilité économique face aux pollutions par les hydrocarbures sur les deux régions d'étude

Après le traitement des variables du tourisme, de la pêche, de la saliculture, du commerce maritime en fonction de l'importance de l'activité et de la durée de l'interruption de chaque activité sur le littoral des Pays de la Loire et celui de la mer d'Azov, il est possible d'affecter une valeur de vulnérabilité allant de 1 (moins vulnérable) à 5 (plus vulnérable). Comme indiqué dans la partie précédente, cette vulnérabilité est exprimée sous forme de grille de 500 m². Le même procédé a été utilisé pour la période été et hiver,

afin de mettre en avant la saisonnalité de la vulnérabilité. L'ensemble des cartes de la vulnérabilité économique sur le littoral des Pays de la Loire et de la côte Est de la mer d'Azov, selon les saisons, est disponible sur le site vuleco.890m.com.

4.4.1 La vulnérabilité économique sur le littoral des Pays de la Loire

Les cartes de synthèse (fig. 50 et 51) de la vulnérabilité économique du littoral des Pays de la Loire montrent que la vulnérabilité globale est relativement forte, notamment sur les sites conchylicoles. Ceci s'explique par une durée d'impact plus long (plusieurs années) que les autres activités économiques. De plus, les activités conchylicoles sont regroupées dans des zones bien particulières : la baie de Bourgneuf, la baie de la Vilaine et la baie de l'Aiguillon. Ces zones sont très vulnérables, quelques soient les saisons. La vulnérabilité de la pêche côtière présente des zones sensibles qui diffèrent selon les saisons. En hiver, ce sont l'estuaire de la Loire, la baie de Bourgneuf, l'Ouest de l'île d'Yeu et la baie de l'Aiguillon qui sont les zones les plus vulnérables. En été, c'est au large de Guérande, dans l'estuaire de la Loire et au large des Sables d'Olonne que la vulnérabilité pour la pêche est la plus forte. Cependant, ces zones les plus sensibles sont plus difficiles à percevoir sur les cartes de synthèse du fait de la discrétisation qui conduit à un lissage, et donc à une perte d'informations. Il apparaît aussi que l'activité touristique est présente sur tout le littoral, et est fortement influencée par les saisons, étant plus vulnérable en été qu'en hiver, ce qui n'a rien d'étonnant du fait de la forte concentration de touristes en été sur le littoral. Le cas du littoral vendéen, avec ses campings et ses activités de loisirs ouverts pour la majeure partie, seulement pendant la saison estivale, illustre bien cette forte augmentation en été.

L'impact d'une pollution sur l'activité salicole est relativement court (de quelques semaines à quelques mois) et les entreprises disposent de peu de salariés. La vulnérabilité est donc assez faible, mais constante tout au long de l'année.

Le commerce maritime a impact très court (seulement quelques jours) et donc influence peu la vulnérabilité des activités malgré le nombre important de salariés par entreprise.

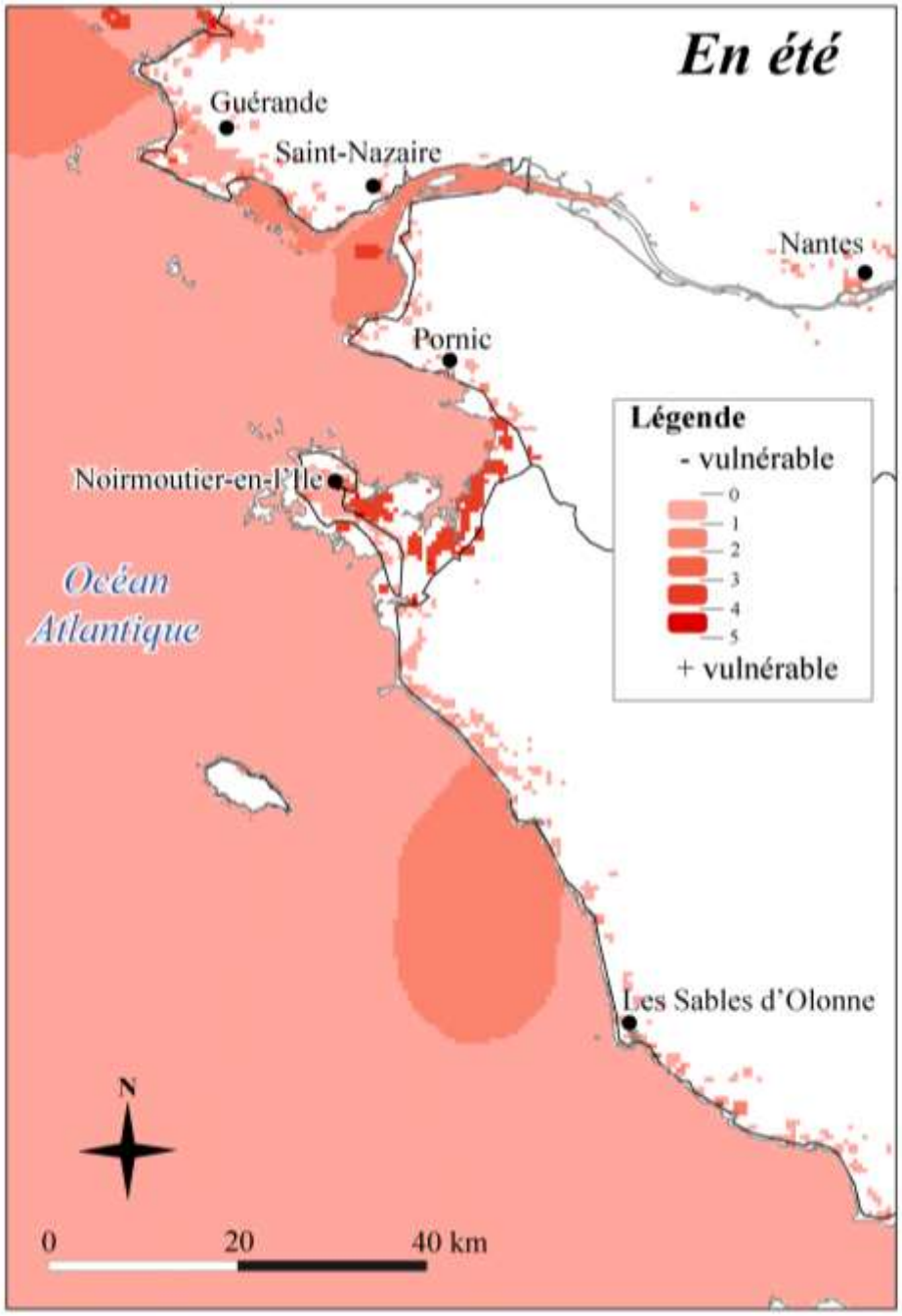


Figure 50 : Carte de la vulnérabilité économique sur le littoral des Pays de la Loire en été.

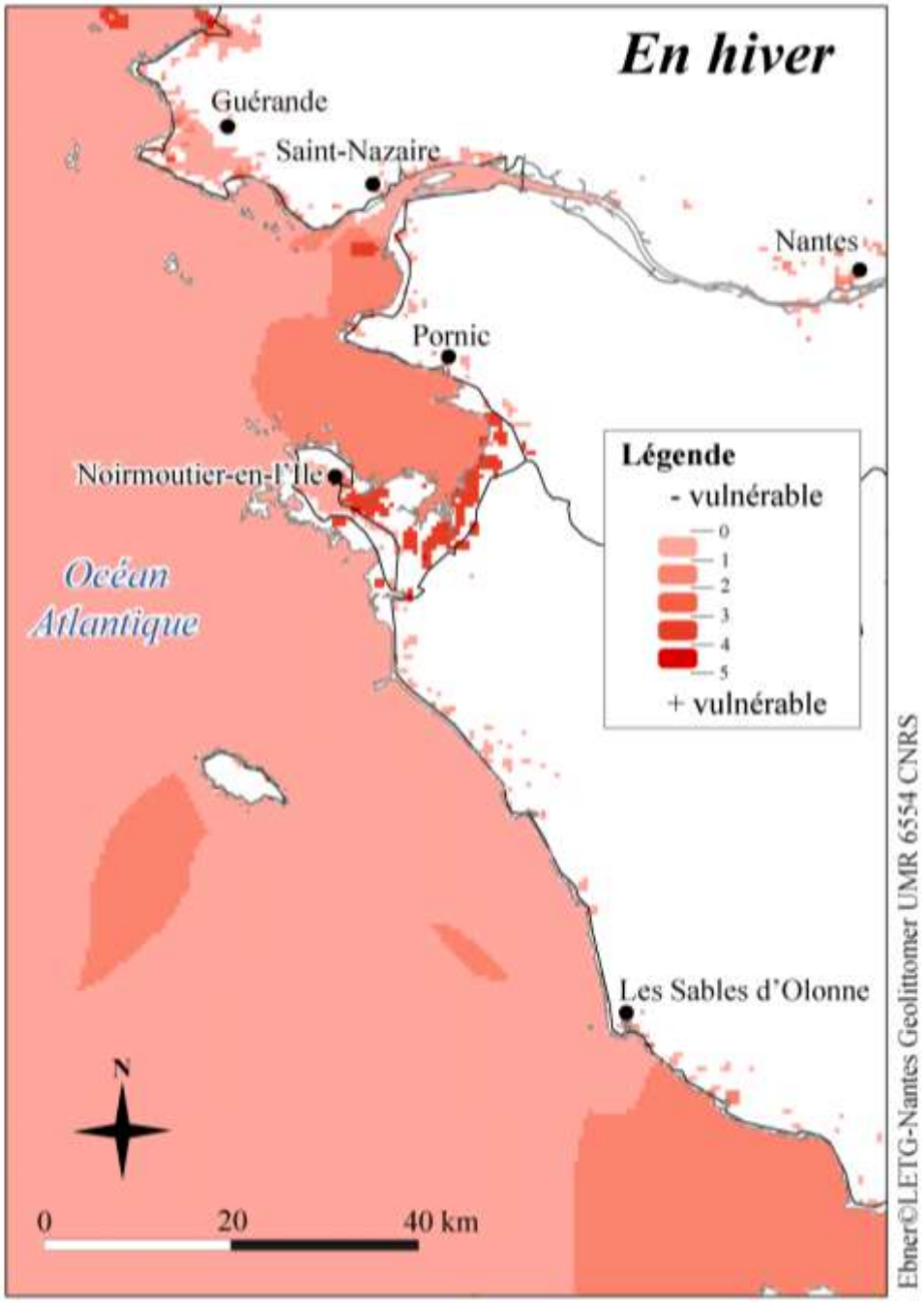


Figure 51 : Carte de la vulnérabilité économique sur le littoral des Pays de la Loire en hiver.

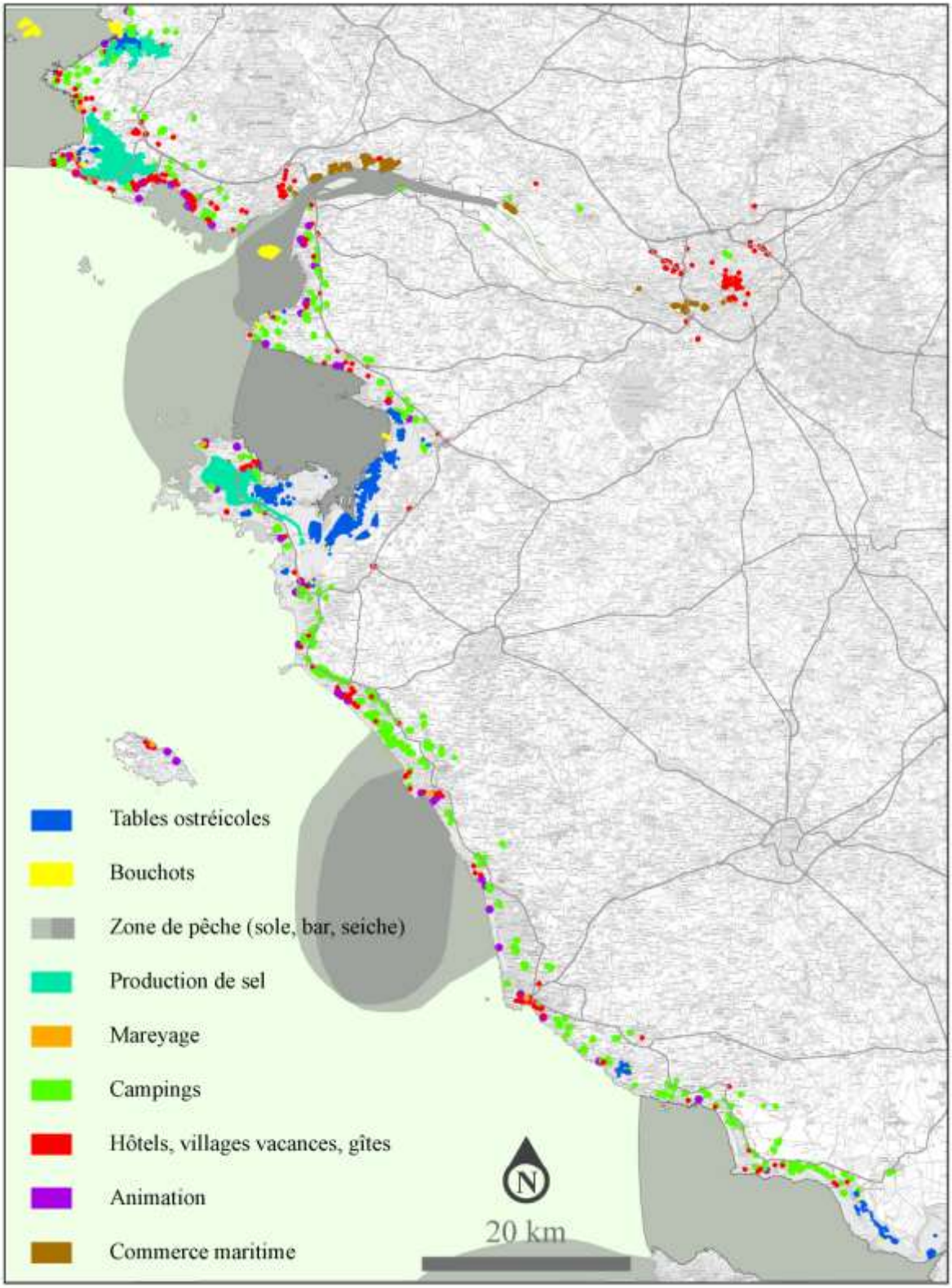
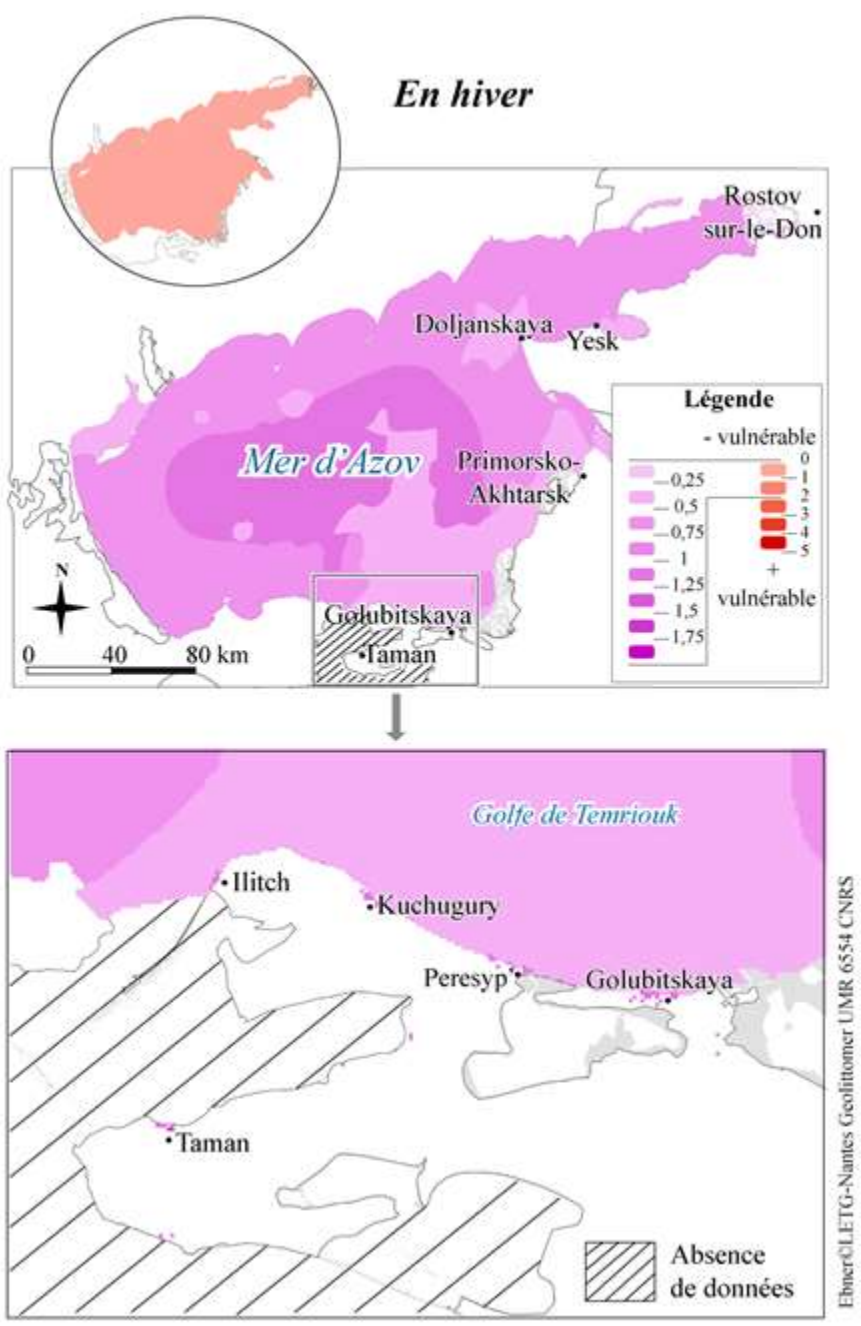


Figure 52 : cartes-en à plat des activités économiques du littoral des Pays de la Loire

4.4.2 La vulnérabilité économique de la côte Est de la mer d'Azov

Les cartes de synthèse (fig. 53 et 54) sur la côte Est de la mer d'Azov montrent que la vulnérabilité économique est moins importante que sur le littoral des Pays de la Loire. En effet, l'indice maximum de vulnérabilité économique est seulement de 1,4 sur 5 en hiver et de 2 sur 5 en été. Il a donc semblé intéressant de présenter les résultats cartographiques avec une autre gamme de couleur (violet), allant de 0 à 2 afin de mieux se rendre compte des variations de la vulnérabilité dans cette région.

Cette faible vulnérabilité s'explique par l'absence d'activité conchylicole, par une pêche côtière moins importante du fait du peu d'entreprises de pêche et par une activité touristique localisée sur certains secteurs bien précis : Yesk, Doljanskaya, Golubitskaya, Persyp', Kushugary entre autres. Ces deux activités, la pêche et le tourisme, sont fortement influencées par les saisons : la mer d'Azov étant partiellement gelée en hiver, la pêche à cette période est impossible et l'activité touristique est exclusivement estivale. La principale activité en mer d'Azov, en terme aussi bien monétaire qu'en nombre de salariés, est le commerce maritime. Cependant, du fait de son impact extrêmement court, la vulnérabilité reste faible.



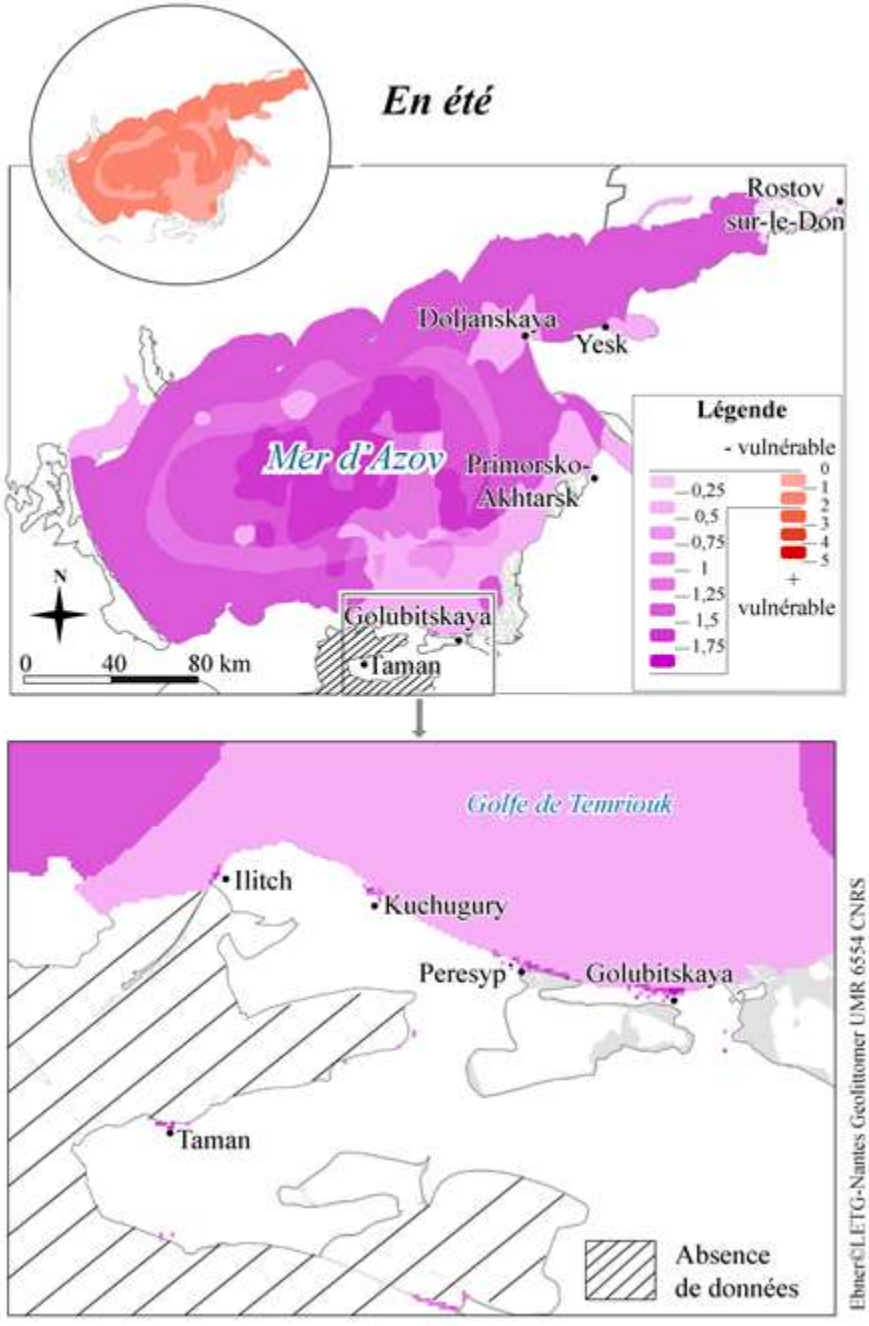


Figure 53 : Carte de la vulnérabilité économique sur la côte Est de la mer d'Azov en hiver.

Figure 54 : Carte de la vulnérabilité économique sur la côte Est de la mer d'Azov en été.

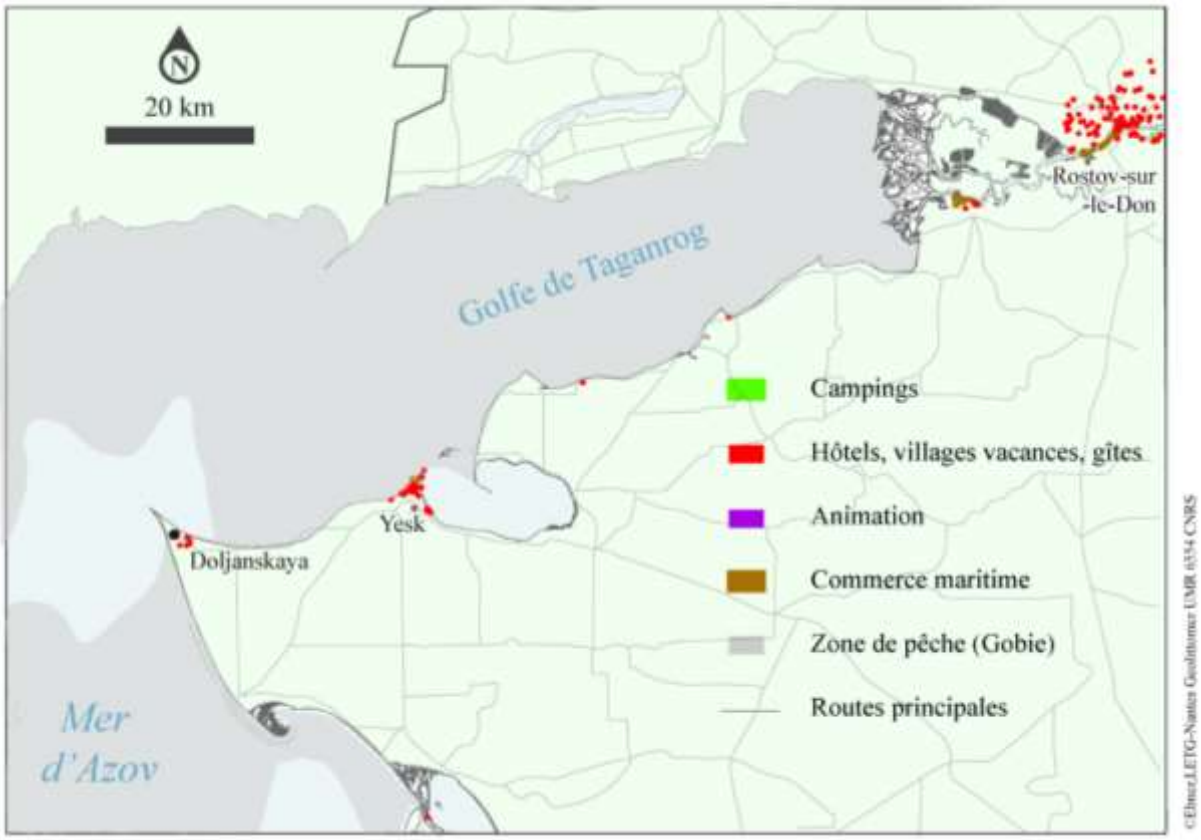


Figure 55 : carte en à-plat des activités économiques du Nord-Est de la mer d'Azov

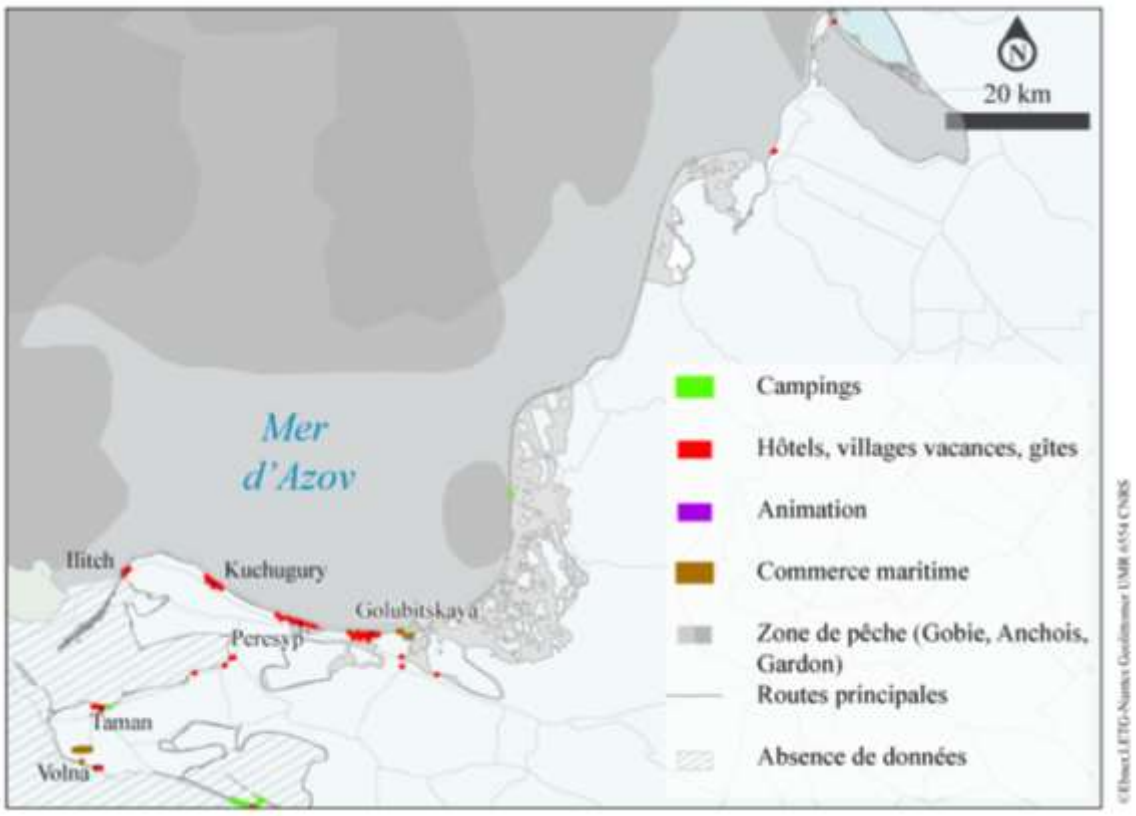


Figure 56 : carte en à-plat des activités économiques du Sud-Est de la mer d'Azov

Conclusion de la quatrième partie

L'évaluation de la vulnérabilité économique, là encore, n'est pas aisée à réaliser du fait d'un déficit de données. En effet, les entreprises ne sont pas tenues de déclarer leurs résultats financiers, les marins pêcheurs n'indiquent pas (ou peu) leur zone de pêche, les quantités de poissons débarqués illégalement ne sont pas pris en compte et il reste difficile d'évaluer la part d'emplois non déclarés pour l'activité touristique.

De plus, il y a encore trop peu d'études qui tentent d'évaluer la vulnérabilité économique d'un littoral face aux pollutions par les hydrocarbures (CAMCAT, 2003 ; Meur Férec, 2003 ; Roberts et Crawford, 2004 ; Levratto et Clémenceau, 2006 ; Fattal, 2008) et ces études sont effectuées avec des approches très différentes. Ceci peut s'expliquer par la complexité relative à l'utilisation des variables aux unités très diverses, à leur harmonisation et ensuite de leur hiérarchisation. La principale avancée de cette partie est donc la réflexion menée afin de transposer l'expression des activités économiques aussi diverses que la pêche ou le tourisme, par des variables communes (le nombre d'employés par entreprise et par la durée d'interruption) sur deux zones aussi différentes que nos deux régions d'étude.

Cette partie de notre étude propose aussi des cartes opérationnelles de la vulnérabilité économique selon les saisons permettant de fournir des informations synthétiques aux décideurs. Certaines activités comme le commerce maritime vont subir un impact très court et un retour à une situation normale peut être envisagé très rapidement. Les efforts de lutte doivent donc se concentrer sur les activités économiques qui vont subir la pollution le plus longtemps, telles que l'ostréiculture et la mytiliculture. La vulnérabilité des activités touristiques et de pêche côtière sont, quant à elles, très liées à la période pendant laquelle la pollution a lieu. Par contre, comme pour la sensibilité de l'avifaune dans la partie environnementale, le plan pour limiter les impacts de l'activité de la pêche côtière semble difficile à mettre en place car les aires de pêche sont relativement vastes. Il semble important de concentrer les efforts sur la protection des activités conchylicoles et sur les zones touristiques si la pollution a lieu en été.

Conclusion générale et perspectives

L'objectif principal de ce travail était d'identifier les zones les plus vulnérables aux pollutions par les hydrocarbures, tant au niveau environnemental qu'au niveau socio-économique, sur deux régions très différentes, en apportant des éléments nouveaux à la construction des indices de vulnérabilité déjà existants. Pour y parvenir, nous avons évalué les effets divers des hydrocarbures sur la côte, sur les organismes vivants et sur les activités économiques afin de pouvoir apprécier la pertinence des variables et déterminer si elles étaient transposables à nos deux régions.

L'analyse des documents dans le domaine de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures nous a permis de mettre en évidence la forte hétérogénéité des études produites, du point de vue de leurs méthodes (qualitatives, quantitatives, spatialisées ou non spatialisées), de leur forme (représentation cartographique) et de leur contenu (choix de l'information géographique). Cette analyse montre que dans l'évaluation de la sensibilité, seul l'*ESI* fait l'objet d'un large consensus (Le Berre, 2011). Cet indice a bien entendu été pris en compte dans cette étude, et a été enrichi par des indices de rémanence, des indices écologiques et des indices économiques.

L'originalité de cette étude recouvre plusieurs aspects :

i. La réalisation d'indices transposables sur deux régions très différentes ;
ii. Le calcul de la rémanence et sa spatialisation ;
iii. L'évaluation de la sensibilité écologique qui se base sur le temps de résilience et l'identification des habitats ;
iv. La détermination de la vulnérabilité des activités économiques pondérée sur deux niveaux : par la durée d'interruption pour comparer les activités entres elles, et sur le nombre d'employés pour différencier les entreprises ;
v. Une représentation cartographique sous forme de grille de 500 m^2 et selon les saisons.

Nous résumons l'ensemble des résultats obtenus avant de présenter les limites de ce travail.

Nous avons présenté, dans la première partie de cette thèse, les différents enjeux économiques des deux régions d'étude. Le littoral des Pays de la Loire est le siège de forts enjeux autour du tourisme, de la pêche mais aussi autour de l'activité de trafic maritime avec le port Nantes et Saint Nazaire qui assure les échanges maritimes de marchandises dans tout l'Ouest de la France. Le trafic dans le golfe de Gascogne est important, ce qui a aussi entraîné de nombreuses pollutions majeures (Amoco Cadiz, Gino, Erika). La côte Est de la mer d'Azov possède une économie maritime relativement inégale : le tourisme représente un fort potentiel avec de nombreuses infrastructures en construction. La pêche a été productive jusque dans années 1980 mais, à l'heure actuelle, subit de nombreuses perturbations anthropiques (pollutions, espèces invasives, barrages hydrauliques). L'enjeu principal de la mer d'Azov est donc l'exportation des marchandises par voie maritime avec ses nombreux ports à disposition. Cette activité entraîne aussi avec elle son lot de pollutions diffuses et chroniques. Le niveau de préparation à

la lutte anti-pollution est aussi un critère important dans l'évaluation de la vulnérabilité. La France, avec son expérience dans ce domaine, a créé le plan POLMAR qui a ensuite été amélioré au fur et à mesure des marées noires. En mer d'Azov, mais aussi dans le reste de la Russie, il n'existe pas de plan de lutte contre les pollutions. Le niveau de préparation est donc faible.

Après avoir défini les termes de vulnérabilité et de risque, l'objectif de la seconde partie était de présenter l'évolution des travaux les plus couramment employés dans la littérature scientifique pour estimer la vulnérabilité environnementale et socio-économique. Nous avons souligné les avantages et les limites de ces travaux et montré la complexité à appréhender des variables aussi diverses. Ensuite, les caractéristiques et le comportement des hydrocarbures lors d'un déversement ont été précisément présentés afin de mieux comprendre le processus de rémanence. Les études de Kuznetsov et *al.*, (2013) apportent des éléments nouveaux à l'évaluation de la sensibilité des côtes, en déterminant finement le temps de persistance du polluant dans le milieu. Nous avons aussi montré que les organismes vivants réagissent différemment aux impacts d'une pollution selon la nature du polluant, la zone climatique et des espèces elles-mêmes. Nous nous sommes alors intéressés à la résilience des peuplements grâce aux recherches bibliographiques afin de hiérarchiser la sensibilité de la faune et de la flore.

Le but de la troisième partie était de créer un indice de sensibilité environnementale transposable sur nos deux régions d'étude. L'indice de l'*ESI* a bien été pris en compte, et a été enrichi par un indice rémanence et un indice des ressources biologiques. Ces indices ont été hiérarchisés et intégrés à un SIG afin de spatialiser les zones les plus sensibles. Les résultats de l'indice environnemental sur le littoral montrent que trois sites sont particulièrement vulnérables : les traits du Croisic, l'estuaire de la Loire (au sens large) et la baie de Bourgneuf. Le littoral de la mer d'Azov présente également des sites à forts enjeux environnementaux : le delta du Don, le détroit de Kertch et le golfe de Temriouk. La comparaison des deux sites nous enseigne que la façade Atlantique française est la plus sensible du fait d'une rémanence plus longue des hydrocarbures dans le milieu et de la forte diversité écologique. Les cartes synthétiques sont à disposition des acteurs sur internet, pour un accès rapide aux informations. Ces cartes sont faciles à comprendre : elles se basent sur un jeu de couleurs allant du blanc (peu vulnérable) au rouge (très vulnérable).

La quatrième partie de cette thèse avait pour objectif d'élaborer un indice de vulnérabilité économique applicable sur le littoral des Pays de la Loire et sur la côte Est de la mer d'Azov. La principale avancée concerne la démarche qui vise à travailler sur des variables comme le nombre de salariés et le nombre d'entreprises afin de transposer l'expression des activités économiques aussi diverses que la pêche ou le tourisme sur deux zones aussi différentes que nos deux régions d'études. Les résultats de l'indice de vulnérabilité économique sur le littoral des Pays de la Loire montrent que les productions conchylicoles sont particulièrement exposées aux pollutions et il semble important de concentrer les efforts de lutte sur ces activités en priorité. Les activités liées au tourisme et à la pêche côtière sont quant à elles très

liées à la période pendant laquelle la pollution a lieu. Pour le littoral de la mer d'Azov, la vulnérabilité économique est plus faible que sur le littoral des Pays de la Loire. Ceci s'explique par une absence d'activité conchylicole, une pêche côtière moins développée, une activité touristique très localisée et une saison hivernale rude qui ralentit l'économie régionale du littoral. Là encore, des cartes faciles à comprendre sont à disposition des décideurs sur internet afin d'identifier rapidement les principaux enjeux économiques.

Il est utile de faire quelques remarques sur les difficultés rencontrées dans l'évaluation de la sensibilité environnementale et de la vulnérabilité économique sur nos deux zones d'étude. La question de la mise en place de plans de lutte contre les pollutions est cruciale et aide à optimiser l'intervention en cas de crise, en évitant de mener des actions dans la précipitation. Cependant, pour pouvoir construire des indices de ce type, il est nécessaire de disposer d'études antérieures et d'états de référence qui sont souvent entrepris lors des pollutions de grandes ampleurs, mais se dispersent aussi rapidement. Ces lacunes d'informations scientifiques nous ont conduit à utiliser des données partielles, comme par exemple sur le nombre d'employés par entreprises sur la côte Est de la mer d'Azov : les informations ont parfois dû être collectées sur le terrain, ce qui a été particulièrement fastidieux. Il semble pourtant nécessaire d'alimenter ces indices par des données objectives, issues des organismes administratifs. De plus, les enjeux évoluent rapidement avec le temps : par exemple, l'activité touristique en mer d'Azov est en pleine expansion. Les études régionales et locales doivent donc être entreprises et enrichies régulièrement pour appréhender au mieux cette vulnérabilité.

A partir de ces données, il a été possible de calculer un indice de sensibilité environnementale et un indice de vulnérabilité économique en pondérant les différentes variables. Ce calibrage de la vulnérabilité s'est appuyé sur des études menées par le CEDRE (Page-Jones, 1996 ; CEDRE, 2006) mais pourrait être affiné par exemple par une analyse statistique des marées noires déjà survenues (Fattal, 2008).

La troisième difficulté est relative aux surfaces des terrains d'études particulièrement vastes : plus de 400 kilomètres sur le littoral des Pays de la Loire et plus de 600 kilomètres sur la côte Est de la mer d'Azov. De nombreuses sorties de terrain ont permis de se familiariser avec ces littoraux, mais elles ont aussi été chronophages.

Il faut aussi ajouter la complexité d'une étude qui nécessite la mobilisation de compétences pluridisciplinaires : géologiques, géographiques, physico-chimiques, biologiques, économiques et informatiques. La nécessaire collaboration entre ces différents domaines d'expertise témoigne de la difficulté à maitriser ce champ de recherche. En effet, la vulnérabilité est une réalité qui ne se laisse pas facilement appréhender compte tenu de l'hétérogénéité des données et des variables. C'est pourquoi l'analyse ne peut être réalisée que par le dialogue entre les experts des différentes disciplines.

Pour finir, il est intéressant de faire quelques observations sur les améliorations envisageables et les perspectives. L'indice de vulnérabilité économique pourrait être complété en intégrant en plus des activités marchandes, les activités non marchandes, les moyens de gestion mis en place dans chaque région pour lutter contre les marées noires et la perception que la société a de celles-ci. De plus, des cartes opérationnelles relatives à l'intervention (parking, point d'eau) et au nettoyage (lieu de stockage des déchets) pourraient aider les acteurs dans l'organisation à mettre en place. Enfin, pour rendre ces indices robustes, il pourrait être envisagé de les appliquer à d'autres territoires, voire à d'autres types de pollution.

Bibliographie

A

Amara R., 2010. Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 8. URL : http://vertigo.revues.org/10129 ; DOI : 10.4000/vertigo.10129.

Antoni J. P., Klein O., Stéphane Moisy S., 2004. Cartographie interactive et multimédia : vers une aide à la réflexion géographique, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 288. URL : http://cybergeo.revues.org/2621 ; DOI : 10.4000/cybergeo.2621.

Atlas R., 1981. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: an Environmental Perspective, *Microbiological reviews*, Vol. 45, p. 180 - 209.

Altartouri A., Ehrnsten E., Helle I., Venesjärvi R., & Jolma A., 2013. Geospatial web services for responding to ecological risks posed by oil spills. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Vol.79, p. 905 - 914.

B

Bahé S., 2008. *Les pollutions maritimes accidentelles en France : risques, planification, gestion de crise*, thèse de doctorat de Géographie, soutenue le 9 juillet 2008, Université de Bretagne Occidentale, 604 p.

Barillé-Boyer A. L., Gruet Y., Barillé L., Harin N., 2004. Temporal changes in community structure of tide pools following the "Erika" oil spill, *Aquatic Living Resources*, n°17, p. 323 - 328. DOI: 10.1051/alr:2004041.

Baussant T., Ortiz-Zarragoitia M., Cajaraville M. P., Bechmanna R. K., Tabana I. C., Sanni S., 2011. Effects of chronic exposure to dispersed oil on selected reproductive processes in adult blue mussels (Mytilus edulis) and the consequences for the early life stages of their larvae. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, pp. 1437 - 1445.

Becerra S., 2012. Vulnérabilité, risques et environnement : l'itinéraire chaotique d'un paradigme sociologique contemporain », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [Online], Volume 12. URL : http://vertigo.revues.org/11988 ; DOI : 10.4000/vertigo.11988.

Beck M. W., Heck K. L., Able, K. W., Childers D. L., Eggleston D. B., Gillanders B. M., ... Weinstein M. P., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, Vol. 51, n°8, p. 633 - 641.

Berne S., et D'Ozouville L., 1982. *Veille écologique, vulnérabilité morpho-sédimentaire du littoral aux pollutions par hydrocarbures de la pointe Saint-Mathieu au sillon du Talbert*. CNEXO, Centre Océanologique de Bretagne, Ministère de l'Environnement, 154 p.

Birtwell I. K., McAllister C. D., 2002. *Hydrocarbons and their effects on aquatic organisms in relation to offshore oil and gas exploration and oil well blowout scenarios in British Columbia, 1985*. Canadian Technical Report Fisheries and Aquatic Sciences 2391. 52 p.

Bocard C., 2006. *Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures : enjeux environnementaux et traitement des pollutions*, IFP Publications, Edition Technip, Paris, 295 p.

Boehm P. D., Barak J. E., Fiest D. L., Elskus A. A., 1982. A chemical investigation of the transport and fate of petroleum hydrocarbons in littoral and benthic environments: the Tsesis oil spill. *Marine Environmental Research*, Vol. 6, p. 157 - 188.

Bonnieux F., 2006. *Evaluation économique du prejudice écologique causé par le naufrage de l'Erika*, Rennes, INRA – Unité d'économie et sociologie rurales, 36 p.

Bordenave S., Jézéquel R., Fourçans A., Budzinski H., Merlin F. X., Fourel T., Goñi-Urriza M., Guyoneaud R., Grimaud R., Caumette P., Duran R., 2004. « Degradation of « Erika » oil, *Aquatic Living Resources*, n°17, p. 261 - 267.

C

Cadiou B., Cam E., Fortin M., Monnat J. Y., Gélinaud G., Cabelguen J., Le Roch A., 2003b. Impact 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 Bretagne Vivante-SEPNB*, DIREN Bretagne, 56 p.

Cadiou B., Riffaut L., Mccoy K. D., Cabelguen J., Fortin, M., Gelinaud G., Le Roch, A., Tirard C., Boulinier T., 2004. Ecological impact of the Erika oil spill: determination of the geographic origin of the affected common guillemots. *Aquatic Living Resources*, Vol. 17, p. 369 - 377. DOI: 10.1051/alr:2004036.

Castanedo S., Juanes J.A., Medina R., Puente A., Fernandez F., Olabarrieta M, Pombo C., 2009. Oil spill vulnerability assessment integrating physical, biological and socio-economical aspects : Application to the Cantabrian coast (Bay of Biscay, Spain), *Journal of Environmental Management*, Vol. 91, n° 1, p. 149 - 159. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.07.013.

Castège I., Hémery G., (coords), 2009. *Oiseaux marins et cétacés du golfe de Gascogne. Répartition, évolution des populations et éléments pour la définition des aires marines protégées*. Biotope, Mèze ; Muséum national d'Histoire naturelle, Collection Parthénope, Paris, 176 p.

Chantereau S., Chiffoleau J. F., Dufour A. Jeanneret H., 2002. Utilisation des données du RNO dans le cadre du naufrage de l'Erika, Surveillance du milieu marin. Travaux du RNO. Ifremer/Ministère de l'Écologie et du Développement durable) *In* Le bulletin du Réseau national d'observation de la qualité des eaux littorales, 48 p.

CEDRE, 2007. *Les pollutions en eaux intérieures*, Bulletin d'information du CEDRE n°23, 24 p.

Cheong J. C., 2003. Laboratory study for the identification of parameters affecting the penetration behaviour of spilled crude oil in a coastal sandy beach, *Journal of KoSSGE*, Vol. 8, n°1, p. 81 - 86.

Cottineau C., 2011. Processus de métropolisation dans l'espace frontalier post-soviétique : l'exemple de Rostov-sur-le-Don, *Cybergeo* : *European Journal of Geography* [En ligne], Espace, Société, Territoire, document 563. http://cybergeo.revues.org/24765 ; DOI : 10.4000/cybergeo.24765.

Culbertson J. B., Valiela I., Peacock E. E., Reddy C. M., Carter A., VanderKruik R., 2007a. Long-term biological e effects of petroleum residues on fiddler crabs in salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 54, p. 955 - 962.

Culbertson J. B., Valiela I., Olsen Y. S., Reddy C. M., 2008. Effect of field exposure to 38year-old residual petroleum hydrocarbons on growth, condition index, and filtration rate of the ribbed mussel, *Geukensia demissa*. *Environmental Pollution*, Vol. 154, p. 312 -319. DOI: 10.106/j.envpol.2007.10.008.

Cutter S. L., 1996. Vulnerability to environmental hazards, *Progress in Human Geography*, Vol. 20, n°4, p. 529 - 539. DOI: 10.1177/030913259602000407.

D

Dauphiné A., Provitolo D., 2007. La résilience : un concept pour la gestion des risques, *Annales de géographie*, n° 654, p. 115 - 125. DOI : 10.3917/ag.654.0115.

Dauvin J. C., 2000. The muddy fine sand *Abra-alba – Melinna palmata* Community of the bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40, n° 6, p. 528 - 536.

Dauvin J. C., Gentil F., 1990. Conditions of the Peracarid populations of subtidal communities in northern Brittany ten years after the Amoca Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 21, n°3, p. 123 - 130. doi.org/10.1016/0025-326x(90)90547-l.

Dean T. A., Jewett S. C., 2001. Habitat-specific recovery of shallow subtidal communities following the Exxon Valdez oil spill. *Ecological Applications*, Vol. 11, n°5, p 1456 - 1471.

Dotsenko I., Fedorov Y., Mikhailenko A., 2015. Regular patterns of distribution and behavior of trace elements in aquatic landscapes along the continuum of «the mouth of the Don River – the Sea of Azov». 15th International Multidisciplinary Scientific Geoconference and EXPO, SGEM 2015; Albena; Bulgaria. Vol. 1, Iss. 5, p. 721 - 726.

Doumenq P., Guiliano M., De Beaulieu J. L., Bertrand J. C., 2005. Origines, devenir et effets des hydrocarbures, *Nature Sciences Société*, n°13, p. 76 - 80.

DREAL Pays de la Loire, 2011. *Les flux maritimes et fluviaux en 2011, La situation des transports en Pays de la Loire*, Collection Analyses et connaissance n°54, 34 p.

E

F

FAO [Food and Agricultural Organization of the United Nations] , 2007. *Vue générale du secteur des pêches national* – Fédération de Russie, 20 p.

Fattal P., 2004. Pollutions du Prestige et de l'Erika : deux crises aux enjeux différents, *Sud-Ouest européen*, Toulouse, n°17, p. 61 - 75.

Fattal P., 2008. *Pollutions par les hydrocarbures*. Presses Universitaires de Rennes, Rennes. 395 p.

Fattal P., Fichaut B., 2000. Pourquoi le nettoyage de la marée noire de l'Erika est-il exceptionnellement long ? Actes du colloque « Qui embruta el mar ? », Barcelone, Espagne, 6-7 juin 2000, p. 121 - 128.

Fingas M., 2013. The basics of oil spill cleanup, troisième édition, *Boca Raton*, CRC Press, 266 p.

Frolenko L. N., Semiglazova A. V., 1996. L'état actuel de la faune benthique de la mer d'Azov, Les principaux problèmes de la pêche et la conservation des réservoirs de la pêche du bassin Azov-mer Noire (collection d'articles scientifiques). Rostov-sur-le-Don : *AzNIIRH*, p. 159 - 161 // Фроленко Л.Н., Семиглазова А.В. Современное состояние донной фауны Азовского моря, Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоёмов Азово-Черноморского бассейна (сборник научных трудов). Ростов н/Д.: *АзНИИРХ*, 1996. С. 159 – 161.

Fry B., Anderson L. C., 2014. Minimal incorporation of *Deepwater Horizon* oil by estuarine filter feeders. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 80, p 282 - 287. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.018.

G

Gundlach E., Hayes M., 1978. Investigations of beaches processes. Rapport, The Amoco Cadiz oil spill/A preliminary scientific report. *NOAA/EPA*, p. 85 - 196.

GENIVAR, 2011. *Évaluation environnementale stratégique sur la mise en valeur des hydrocarbures dans les bassins d'Anticosti, de Madeleine et de la baie des Chaleurs*. Rapport préliminaire de GENIVAR inc. au ministère des Ressources naturelles et de la faune. 544 p.

H

Hemminga M., et Duarte C., 2000. *Seagrass Ecology*, New York : Cambridge University Press, Cambridge, UK, https://doi.org/10.1017/CBO9780511525551.

Henkel J. R., Sigel B. J., Taylor C. M., 2012. Large-scale impacts of the Deepwater Horizon oil spill: Can local disturbance affect distante ecosystems through migratory shorebirds? *BioScience*, Vol. 62, n°7, p. 676 - 685. DOI: 10.1525/bio.2012.62.7.10.

Hiscock K., Jackson A., & Lear D., 1999. Assessing seabed species and ecosystems sensitivities. Existing approaches and development. *Report to the Department of the Environment Transport and the Regions from the Marine Life Information Network (MarLIN)*. Plymouth: Marine Biological Association of the UK. (MarLIN Report n°1), 93 p.

Hou S., 2014. Conflits environnementaux et instrumentalisation dans le secteur des hydrocarbures en Russie orientale*, L'Espace Politique*, [En ligne], Vol. 23, mis en ligne le 04 juillet 2014, consulté le 27 septembre 2016. URL : http://espacepolitique.revues.org/3134 ; DOI : 10.4000/espacepolitique.3134.

I

INSEE, 2009. Forces et faiblesses caractérisant l'économie des Pays de la Loire, Dossier n°32, 60 p.

IPIECA, 1997. Impact biologique de la pollution par les hydrocarbures sur la pêche, *Ipieca Report Series*, n°6, 19 p.

IPIECA, 2001. Dispersants et leur rôle dans la lutte contre la pollution par les hydrocarbures, *Ipieca Report Series*, Vol. 5, 38 p.

Israel Y., Tsyban A., 1989. Ecologie anthropique de l'océan, *Hydrométéorologie*, Saint Petersbourg (Leningrad), 528 p. // Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л.: *Гидрометеоиздат*, 1989. 528 с.

ITOPF, 2005. Oil tanker spill statistics, The international tanker owners pollution federation ltd, 8 p.

ITOPF, 2012. Devenir des déversements d'hydrocarbures en mer, guide d'informations techniques, 12 p.

ITOPF, 2013. Effet de la pollution sur l'environnement, guide d'informations techniques, 12 p.

J

Johansson S., Larsson U., Boehm P., 1980. The Tsesis oil spill: impact on the pelagic ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 11, p. 284 - 293. DOI : 10.1016/0025-326x(80)90166-6.

K

Khrustalev Yu. P., 1989. Les modèles de sédimentation dans les mers intérieures de la zone aride. L:. Nauka, 261 p. // Хрусталёв Ю.П. Закономерности осадконакопления во внутриконтинентальных морях аридной зоны. Л.: Наука, 1989. 261 с.

Khrustalev Yu. P., Ivlieva O. V., 1999. Problèmes de sédimentologie marine anthropique (exemple de la mer Azov). Rostov sur le Don, *Héphaïstos*, 196 p. // Хрусталёв Ю.П., Ивлиева О.В. Проблемы антропогенной морской седиментологии (на примере Азовского моря). Ростов н/Д.: Гефест, 1999. 196 с.

Kingston P. F., 2002. Long-term environmental impact of oil spills. *Spill Science & Technology Bulletin*, Vol. 7, n°1-2, p. 53 - 61. DOI: 10.1016/S1353-2561(02)00051-8.

Knuden S., Toje H., 2008. Post-Soviet transformations in Russian and Ukrainian Black Sea fisheries: socio-economic dynamics and property relations, Southeast European and Black Sea Studies, Vol. 8, n°1, p. 17 - 32. DOI: 10.1080/14683850802012149.

Kuznetsov A. N., Fedorov Yu. A., Fattal P., 2012. Les effets et le comportement du fioul déversé en 2007 dans le détroit de Kertch suite à un naufrage de pétrolier. Méditerranée. *Revue géographique des pays méditerranéens*. n° 119. p. 91 - 99. DOI : 10.4000/mediterranee.6567.

Kuznetsov A. N., Fedorov Y. A., Fattal P., Zagranichny K. A., Ebner F., 2013. Evaluation de l'impact des facteurs géographiques sur la répartition de la pollution pétrolière dans des complexes naturels aquatiques et la dynamique de leur auto-épuration. *Rapport scientifique et technique sur la mise en œuvre de la phase 6 du contrat de l'État № 14.740.11.1045*, Rostov-on-Don: SFU, 2013. Inv. n° 02201363264. 110 p.

Kuznetsov A. N., Fedorov Yu. A., 2014. Oil Components in the Mouth Area of the Don R. and in the Sea of Azov: Results of Many-Year Studies. *Water Resources*. Vol. 41, n°1, p. 55 - 64. DOI : 10.1134/S0097807814010072.

L

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 système d'information géographique*. Mémoire de Maîtrise des Sciences et Techniques de l'Aménagement du Territoire. 187 p.

Laubier L., 2004. « La marée noire de l'Erika : conséquences écologiques et écotoxicologiques. Bilan d'un programme de recherche », *Natures Sciences Sociétés 2*, Vol. 12, p. 216 - 220.

Le Berre I., Gouriou V., Nédelec M., Albrecht M., 2005. SIG et lutte antipollution marine par les hydrocarbures. Dans SIG et littoral, Information Géographique et Aménagement du Territoire. In Gourmelon F., Robin M., (coord.). *Hermès Science publication*, p. 237 - 256.

Le Berre I., Quemmerais F., Fichaut B., 2008. Révision de l'atlas Polmar-Terre du Département de la Manche : vers un SIG opérationnel interservice, *Cybergeo* : *European Journal of Geography*, 15 p.

Le Berre I., Hariz M R., David L., Nogues L., 2011. « Des indices pour hiérarchiser la sensibilité du littoral aux pollutions marines par les hydrocarbures : l'exemple normand », *Norois*, 219, p. 109-129. DOI : 10.4000/norois.3607.

Lee R. F., Dornseif B., Gonsoulin F., Tenore K., Hanson R., Blanton J., 1980. Fate and effects on Georgia coastal waters and marshes, technical repport series number 80-7, *Skidaway Institute of Oceanography*, Savannah, Georgia, 59 p.

Le Gentil E., 2009. *Pollution par les hydrocarbures en Manche et golfe de Gascogne. Risques et prévention entre 1960 et 2004*, HAL, 307 p.

Leone F., Vinet F., 2006. La vulnérabilité, un concept fondamental au cœur des méthodes d'évaluation des risques naturels. In Leone, La vulnérabilité des sociétés et des territoires face aux menaces naturelles, *Analyses géographiques*. Montpellier : Presses Universitaires de la Méditerranée, p. 9 - 25.

Levasseur J. E., Gross M., 2000. Reconstitution de la végétation des marais salés de l'Ile Grande affectés par la marée noire de l'Amoco Cadiz, rencontres scientifiques internationales « 20 ans après l'Amoco Cadiz », *UBO*, CEDEM, p. 69 - 91.

Levratto N., Clemenceau I., 2005. Élaboration d'un indice de vulnérabilité socio-économique d'un littoral : une application au cas de la région Corse, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [Online]Vol. 6, n°3. URL : http://vertigo.revues.org/2470 ; DOI: 10.4000/vertigo.2470.

Locatelli C., 2011. Quelle politique russe pour le secteur des hydrocarbures ?. *AGIR*, p. 119 - 129.

M

Magnan A., 2009. *La vulnérabilité des territoires littoraux au changement climatique : Mise au point conceptuelle et facteurs d'influence*, Iddri, 30 p.

Mannino A., Santulli A., Sara G., 2006. The shallow seagrass system in West Sicily (Italiy) : a large reservoir of organic matter availlable to upper consumers, Proceedings of the Mediteranean Seagrass Workshop n°13 in 4, p. 60 - 63.

Marchand M., Caprais M. P., 1981. Suivi de la pollution de l'Amoco Cadiz dans l'eau de mer et les sédiments marins, Conséquence d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures, CNEXO, p. 107-127.

Marchand M., 2003. *Les pollutions marines accidentelles. Au-delà du pétrole brut, les produits chimiques et autres déversements en mer*, IFREMER, 20 p.

Matishov G, Matishov D, Gargopa G, Dashkevich L, Berdnikov S, Baranova O, Smolyar I. 2006, Climatic Atlas of the Sea of Azov 2006. In: Matishov G., and Levitus S., (eds) NOAA Atlas NESDIS 59. *US Government Printing Office*, Washington DC. www.nodc.noaa.gov/OC5/AZOV2006/start.html.

Ménanteau L., 2009. *L'estuaire de la Loire : traits singuliers, limites et artificialisation*, p. 33 - 51. In Després L., (coord.) et *al*., 2009. *L'estuaire de la Loire, un territoire en développement durable ?* Rennes. Presses Universitaires de rennes, 469 p.

Moller T. H., Molloy F. C., and H.M. Thomas H. M., 2003. Oil Spill Risks and the State of Preparedness in the Regional Seas. *International Oil Spill Conference Proceedings*, Vol. 2003, n°1, p. 919 - 922.

N

Nansingh P. et Jurawan S., 1999. Environmental sensitivity of a tropical coastline (Trinidad, West Indies) to oil spills, *Spill Sciences and Techology Bulletin*, vol. 5, n° 2, p. 161 - 172. http://dx.doi.org/10.1016/S1353-2561(98)00052-8.

Nelson-Smith A., 1977. *Pétrole et écologie de la mer*, progrès, Moscou, 304 p.

NOAA, 1997. *Damage assessment and restoration program, Guidance document for NRDA under the OPA of 1990*, 60 p.

NOAA, 2002. Environmental Sensitivity Index Guidelines, Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration, Seattle, Washington, 192 p.

Nogueira de Andrade M. M., Szlafsztein C. F., Souza-Filho P. W., Reis Araujo A. D., Tavares Gomes M. K., 2010. A socioeconomic and natural vulnerability index for oil spills in an Amazonian harbor: A

case study using GIS and remote sensing, *Journal of Environmental Management*. Vol. 91, n°10, p. 1972 - 1980. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.04.016.

O

Oritsland N. A., Engelhardt, F. R., Juck, F. A., Hurst, R. J., Watts P. O., 1981. *Effects of crude oil on polar bears*. Environmental Studies n° 24. Ottawa, Northern Environmental Protection Branch, Indian and Northern Affairs, 268 p.

Ortiz-Zarragoitia M., Garmendia L., Barbero M. C., Serrano T., Marigomez I., Cajaraville M. P., 2011. Effects of the fuel oil spilled by the Prestige tanker on reproduction parameters of wild mussel populations. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 13, p. 84 - 94. DOI: 10.1039/C0EM00102C.

Oudot J., Jézéquel R., Le Floch S., Merlin F. X., 2000. Biodégradation du fuel de l'Erika, Forum on High-density oil spill response, n°75, p. 1 - 9.

Owens E. H., Humphrey B., Sergy G. A., 1994. Natural cleaning of oil on two coarse-sediment shorelines on the Artic and Atlantic coasts of Canada, Spill Sciences and Technology Bulletin, Vol. 1, n°1, p. 37 - 52.

Owens E. H., Taylor, E., Humphrey, B., 2008. The persistence and character of stranded oil on coarse-sediment beaches. Marine Pollution Bulletin, Vol. 56, n°1, p. 14 - 26.

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.

Pineira J., Quesada H., Rolan-Alvarez E., Caballero A., 2008. Genetic impact of the Prestige oil spill in wild populations of a poor dispersal marine snail from intertidal rocky shores. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 56, p. 270 - 281. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.10.020.

Peterson C. H., 2001. The Exxon Valdez oil spill in Alaska: acute, indirect and chronic effects on the ecosystem. *Advances in Marine Biology*, vol. 39, p. 1 - 103.

Peterson C. H., Rice S. D., Short J. W., Esler, D., Bodkin J. L., Ballachey B. E., Irons D. B., 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science*, vol. 302, p. 2082 - 2086. DOI: 10.1126/science.1084282.

Purcell J. E., Shiganova T. A., Decker M. B., Houde ED (eds), 2001. The ctenophore Mnemiopsis in native and exotic habitats: US estuaries versus the Black Sea basin. *Developments in Hydrobiology*, Vol. 451, Hydrobiologia, p. 145 – 176. DOI: 10.1023/A:1011826618539.

Q

R

Rahman K. S. M., Thahira-Rahman J., Lakshmanaperumalsamy P., Banat I. M., 2002. Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium. *Bioresour Technol*, Vol. 85, p. 257–261. DOI : 10.1016/S0960-8524(02)00119-0.

Référence hydrométéorologique de la mer d'Azov, 1962. Leningrad. *Gidrometeoizdat*, 856 p. // Гидрометеорологический справочник Азовского моря. Ленинград. *Гидрометеоиздат*, 1962. 856 с.

Reghezza M., 2006. *La vulnérabilité : un concept problématique,* In *La vulnérabilité des sociétés et des territoires face aux menaces naturelles-Analyses géographiques*. Montpellier : Presses Universitaires de la Méditerranée, p. 35 - 39.

Rubenova D. C., 2016. *Contexte et caractéristiques du secteur touristique des établissements ruraux de Doljanskaya* – district de Yesk – région de Krasnodar, Mémoire de géographie, Rostov-sur-le-Don, 90 p.

S

Seiser P. E, Duffy L. K., McGuire A. D., Roby D. D., Golet G. H., Litzow M. A., 2000. Comparison of Pigeon Guillemot, Cepphus columba, blood parameters from oiled and unoiled areas of Alaska eight years after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 40, n°2, p. 152 - 164. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00194-0.

Silliman B. R., van de Koppel J., McCoy M. W., Diller J., Kasozi G. N., Earl K., Zimmerman A. R., 2012. Degradation and resilience in Louisiana salt marshes after the BP–Deepwater Horizon oil spill. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 109, n°28, p. 11234-11239. DOI: 10.1073/pnas.1204922109.

Sloan N. A., 1999. Impacts 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, Otawa (publication hors-série n°11), 81 p.

Soares-Gomes A., Neves R. L., Aucélio R., Van Der Ven P. H., Pitombo F. B., Mendes C. L. T., Ziolli R. L., 2010. Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles

and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 60, p. 1359 - 1363. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.05.013.

Steen A., Fritz D. E., Stubblefield W., Giddings J., 1999. Environmental effects of freshwater oil spills, *International Oil Spill Conference Proceedings*: Session W3B: Expectations Management, p. 607 - 612.

Studenikina E. I, Aldakimova A. Y, Gubina G. S, 1999. Phytoplankton of the Sea of Azov under Anthropogenic Impact. *AzNIIRKH*, Rostov-on-Don, 175 p. // Студеникина Е.И., Алдакимова А.Я., Губина Г.С. Фитопланктон Азовского моря в условиях антропогенных воздействий. Ростов н/Д.: Эверест, 1999. 175 с.

T

U

Unctad, 2013. *Review of maritime transport*, United Nations, New York and Geneva, 204 p.

Urien P., Le Guern C., Conil P., 2001. *Caractérisations de zones favorables à l'implantation de zones de stockage intermédiaire potentiels dans le cadre du plan Polmar Terre en Loire Atlantique*, BRGM/RP–51094-FR, 43 p.

Urien P., Le Guern C., 2004. *Caractérisations de zones favorables à l'implantation de zones de stockage intermédiaire potentiels dans le cadre du plan Polmar Terre en Vendée*, BRGM/RP–54489-FR, 32 p.

Volovik S. P., Makarov E. V., Semenov A. D., 1996. Mer d'Azov : Il y a-t-il une solution à la crise écologique ? Les principaux problèmes de la pêche et la conservation des réservoirs de la pêche du bassin Azov-mer Noire (collection d'articles scientifiques). Rostov-sur-le-Don : *AzNIIRH*, p. 115-125. // Воловик С.П., Макаров Э.В., Семёнов А.Д. Азовское море: есть ли решение экологического кризиса? // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоёмов Азово-Черноморского бассейна (сборник научных трудов). Ростов н/Д.: *АзНИИРХ*, 1996. С. 115 – 125.

Volovik S. P., Chikharev A. S., 1998. *Antropogenic changes of ichthyofauna of the Azov basin*. In: Makarov EV, Volovik SP, Tyutina YuE (eds) *The main problems of the fishery and preservation of fish stocks of the Azov-Black Sea basin*. TSc , Rostov-on-Don, 7 p.

White I. C., Baker J. M., 1998. The Sea Empress oil spill context, *The international conference on the Sea Empress oil spill* (11 – 13 February 1998), 33 p.

Publications scientifiques

ОЦЕНКА УЯЗВИМОСТИ ЭКОСИСТЕМ ПОБЕРЕЖИЙ К НЕФТЯНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ (НА ПРИМЕРЕ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ ФРАНЦИИ И ВОСТОЧНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ АЗОВСКОГО МОРЯ)

Эбнер Ф.[1], Фатталь П.[1], Кузнецов А.Н.[2], Федоров Ю.А.[2]
[1]Институт географии, Университет Нанта, г. Нант (Франция)
[2] Институт наук о Земле, Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону
fredeutch7@hotmail.fr, fizgeo@sfedu.ru

Введение. Аварии с нефтяными танкерами происходят довольно часто, и разливы нефти в окружающую среду могут иметь тяжелые последствия для экосистем. В этой связи, большой интерес представляет оценка потенциального экологического ущерба, который может быть нанесен различным побережьям, с выделением наиболее уязвимых природных комплексов, которые необходимо защищать в первую очередь, а при поступлении загрязнения очищать в приоритетном порядке.

Целью данной работы является разработка и сравнительный анализ геоинформационных систем восточного побережья Азовского моря и западного побережья Франции, содержащих сведения о параметрах природных комплексов, определяющих их уязвимость к нефтяному загрязнению.

Подходы к оценке экологической уязвимости. Проблема оценки уязвимости морских побережий к нефтяному загрязнению попала в поле зрения исследователей с 1970-х гг., после серии крупномасштабных нефтяных разливов. При определении индекса уязвимости, в первую очередь, принималась во внимание склонность побережья и береговых отложений аккумулировать разлившуюся нефть и сдерживать развитие процессов самоочищения [1, 2]. Начиная с конца 1990-х гг., в структуре этого показателя постепенно появляются и начинают играть все большую роль параметры чувствительности биологических сообществ [3, 4, 5].

В последние годы опыт борьбы с последствиями ряда экологических катастроф, связанных с нефтяными разливами, привел к изменению нормативной документации и оперативных планов по предотвращению и ликвидации аварийных разливов нефти и нефтепродуктов. Современные геоинформационные технологии, в частности, интерфейс OILECO, позволяют генерировать карты уязвимости к нефтяному загрязнению путем наложения слоев, представляющих различные параметры природных комплексов. Эти технологии, например, были применены Национальной службой по изучению океана и атмосферы США (NOAA) в период ликвидации последствий катастрофы на нефтяной платформе «Deepwater Horizon» в Мексиканском заливе (2010) для составления карт уязвимости побережий с учетом их геоморфологических, литологических и биологических параметров, а также характера хозяйственного использования.

Выбор параметров и оценка уязвимости к нефтяному загрязнению на примере восточного побережья Азовского моря (Россия) и атлантического побережья Франции. Производимая в настоящей работе количественная оценка уязвимости побережий к нефтяному загрязнению на основе интегрального индекса учитывает имеющиеся разработки, уже упомянутые выше [1, 3, 4]. Индекс уязвимости

среды к загрязнению складывается из нескольких параметров (переменных), выраженных в баллах по единой шкале и имеющих различные весовые коэффициенты. При этом минимальный балл присваивается значениям параметров, соответствующих наименьшей уязвимости, а максимальный балл – значениям, соответствующим наибольшей уязвимости. Нам представляется целесообразным выделить следующие параметры:

– гидродинамические условия (ветер, температура, соленость, волнение и течения) (W);
– геоморфологическое строение и экспозиция побережья, состав слагающих его пород (K);
– скорость естественной деструкции нефтяного загрязнения без вмешательства человека (R), определена по результатам многолетних натурных наблюдений на загрязненных побережьях [7];
– чувствительность биологических сообществ с учетом наличия редких и исчезающих видов живых организмов, сезонных циклов (E)

Интегральный индекс уязвимости (Venv) рассчитан по следующей формуле:

$$Venv = 2R + 1(K+W) + 3E$$

Перед наложением векторных картографических слоев, соответствующих выделенным четырем параметрам уязвимости, была выполнена их растеризация с ячейкой площадью 500 м^2. В результате были получены интегральные карты уязвимости к нефтяному загрязнению восточного побережья Азовского моря (Россия) и атлантического побережья Франции в пределах департаментов Атлантическая Луара и Вандея отдельно для летнего и зимнего сезонов. Примеры карт для восточного побережья Азовского моря представлены на рисунке.

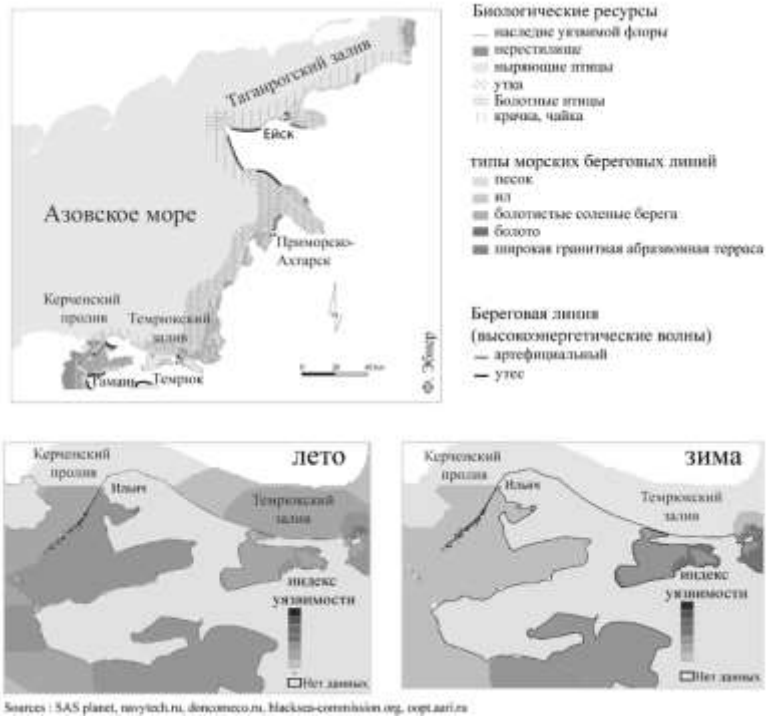


Рисунок – Оценка уязвимости побережья Азовского моря к нефтяному загрязнению на основе интегрального индекса

Работа выполнена при поддержке Национального центра научных исследований Франции (CNRS, LIA 1033), РФФИ (проект 13-05-93105-НЦНИЛ_а), Министерства образования и науки России (грант Президента РФ НШ-5548.2014.5, государственная поддержка в рамках реализации проектной части госзадания в сфере научной деятельности, проект №1848).

Литература

1. Gundlach, E., Hayes, M., 1978. Investigations of beaches processes. The Amoco Cadiz oil spill. Preliminary scientific report. NOAA/EPA, p. 85–196.
2. Berne, S., D'ozouville, L., 1982. Veille écologique, vulnérabilité morpho-sédimentaire du littoral aux pollutions par hydrocarbures de la pointe Saint-Mathieu au sillon du Talbert. Centre Océanologique de Bretagne.
3. O'Sullivan, A.J., Jacques, T.G. 1991. Impact Reference System – Effects of oil in the marine environment: impact of hydrocarbons on fauna and flora. Commission de la Communauté Européenne, Bruxelles. 69 p.
4. 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.
5. CAMCAT. 2003. Pla especial d'emergencies per contaminacio accidental de les aigues marines a cataluna. Gouvernement de la région autonome de Catalogne, 110 p.
6. Kokkonen, T., Ihaksi, T., Jolma, A. & Kuikka, S. 2010. Dynamic mapping of nature values to support prioritization of coastal oil combating. Environmental Modelling & Software 25, p. 248–257.
7. Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Нефтяное загрязнение в водных экосистемах. Закономерности естественной трансформации. Saarbrucken: LAP Lambert Academic Publishing, 2011. 196 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УЯЗВИМОСТИ ПОБЕРЕЖЬЯ ОТ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

На примере берега Долина Луары (Франция) и побережья Азовского моря (Россия)

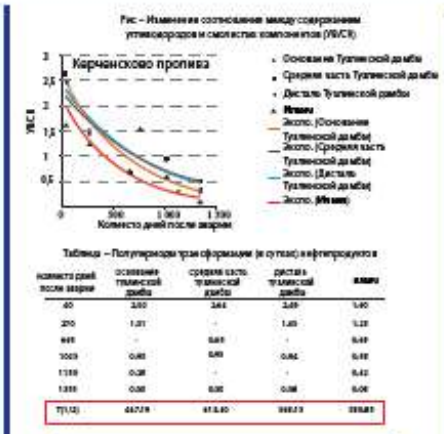
Эбнер Ф.*, Фатталь П.*, Федоров Ю.А.**, Кузнецов А.Н**.

*Университет Нанта, г. Нант, Франция; **Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону

Аварии с нефтяными танкерами происходят часто, и разливы большого количества нефти в окружающую среду оказывают тяжелые последствия для экосистем. В связи с этим кажется очень интересным определить важность и степень экологических потерь, а также ограничить их воздействие, чтобы способствовать очистке окружающей среды и оптимизировать затраты. Целью этой работы является создание упорядоченного картографического синтеза в Геоинформационной системе (ГИС) в разных масштабах, что позволит перемещаться между двумя регионами и служить инструментом, помогающим в управлении и предвидении загрязнений во время сброса загрязняющих веществ.

Выбор переменных для построения индекса уязвимости

типы морских береговых линий + экспозиция



сохранение углеводородов

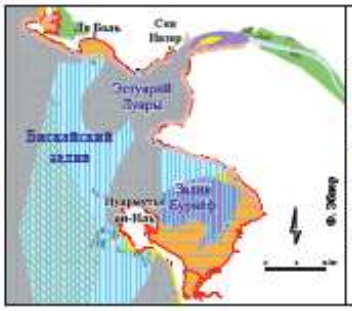
птицы

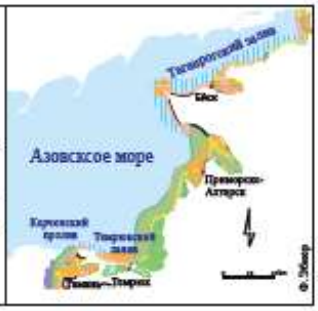
растительный мир

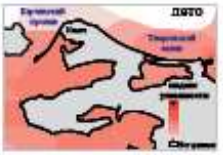
Нерест

Экологическая уязвимость

Применение этого показателя на две области







Это результаты для долины Луары: Круазика, устьевой зоны Луары и залива Бурнёф, это наиболее уязвимые районы. В самом деле, эти территории богаты флорой и фауной, которая меняется в зависимости от сезона. Летом, солончаки заселены различными илистыми растениями, которые являются важным источником пищи для водной флоры, фауны и птиц, которые гнездятся здесь. С осени, тысячи перелетных птиц зимуют в заливе Бурнёф, чтобы избежать слишком низких температур в Северной Европе.

Побережье Азовского моря имеет значительно уязвимые территории: дельта Дона, Залив Темрюк и Керченский пролив. Уязвимость этой географической области связана с континентальным климатом в регионе. Ледовая корка, частично покрывающая Азовское море в зимнее время, обуславливает относительно низкую уязвимость. Уязвимость ощутима во время летнего сезона, когда биологическая продуктивность очень интенсивна в заболоченных участках прибрежных областей Азовского моря, которые для многих птиц, являются важными местами гнездования.

DYNAMICS OF SPILLED OIL NATURAL TRANSFORMATION ON THE SEA COASTS IN DIFFERENT GEOGRAPHICAL CONDITIONS

Assoc. Prof. Dr. Andrey Kuznetsov[1]

Prof. Dr. Yury Fedorov[1]

Prof. Dr. Paul Fattal[2]

Assist. Konstantin A. Zagranichny[1]

Postgraduate student Frederik Ebner[2]

[1] Southern Federal University, **Russia**
[2] University of Nantes, **France**

ABSTRACT

The paper is devoted to the comparative analysis of results of long-term field observations carried out on geographically different sea coasts contaminated by spilled fuel oil. Such investigations are of particular interest as they make it possible to assess the rates of oil pollution natural transformation as well as their correlation with principal geographical factors such as climatic and hydrological conditions, coast exposure and geomorphology, sediment types, intensity of biogeochemical cycles.

For these purposes, the authors have chosen three zones where the accidental oil spills occurred in the last years: on the north-western coast of France (tanker "Erika" accident in December 1999; accident at an oil refinery in the Loire River Estuary in March 2008), on the north-western coast of Spain (tanker "Prestige" accident in November 2002) and in the Strait of Kerch (tanker "Volgoneft-139" accident in November 2007). The duration of long-term observations ranged from 5 to 13 years.

The present investigation included visual assessment and sampling of oil slicks and sediment cores. The analysis of samples were carried out with the use of thin layer and column chromatography, optical and gravimetric methods making possible to determine separately the sum of saturated, mono- and di-aromatic hydrocarbons (HC), the sum of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and the sum of asphaltic components (AC) as well as the presence of hydrocarbons of contemporary biological origin.

The obtained results show that even 10 to 13 years after the oil spills their weathered traces are still present in the coastal zone, especially in its upper part. In the course of time an exponential diminution in the oil pollution level and the ratio between hydrocarbons and asphaltic components (HC/AC) was revealed. In the studied cases, the half-periods of fuel oil natural transformation varied from 1 to 5 years. The highest activity of the self-cleaning process was observed for small fuel oil traces on the rocky substrate exposed to the influence of fresh air, solar radiation, storm waves and surf action. On the Strait of Kerch coasts influenced by shallow, slightly salted and highly bio-productive waters of the Sea of Azov the spilled fuel oil tends to disappear more rapidly than on French and Spanish coasts washed by the Atlantic Ocean.

Keywords: oil pollution, natural transformation, sea coasts, the Bay of Biscay, the Strait of Kerch, self-cleaning, geographical conditions.

INTRODUCTION

Oil pollution is one of the most important contemporary environmental disasters. Inland seas, estuarial and coastal zones are especially exposed to its harmful influence. On the one hand, they accumulate huge quantities of pollutants coming with water run-off from catchment areas, and, on the other hand, they frequently suffer from oil spills relating to the tanker accidents and off-shore activities. Large oil spills from the tanker "Erika" accident in the Bay of Biscay outside the French coast of Brittany in December 1999 and the tanker "Prestige" accident off the north-western coast of Spain in November 2002, as well as the "Deepwater Horizon" oil-drilling rig explosion in the Gulf of Mexico in April 2010, are the glaring examples. As a result of storm waves and surf action, tides, and wind onsets, the slicks being transported by alongshore currents accumulate in the littoral zone, cover cliffs and tidal platforms, penetrate into coastal sediments, provoke smothering and intoxication of benthic and planktonic organisms. Therefore, the study of regularities of oil pollution natural destruction and the assessment of vulnerability and self-cleaning capacity of coastal zones situated in different geographical conditions are of high importance.

Comprehension of self-cleaning process makes it possible to identify and to map areas sensitive to oil pollution. This information may be used for the purposes of environmental monitoring and the ecological substantiation when choosing the directions and sites ecologically suitable for the oil industry and infrastructure development. The environmental sensitivity maps are necessary for rational organization of protection, cleaning and restoration operations in cases of accidental oil spills in order to concentrate the efforts on the highly vulnerable geo-systems and to minimize the intervention on the sites where the natural mechanisms of oil distraction are sufficiently effective.

For several years, the authors study the regularities of oil pollution natural destruction in the aquatic environment. Since 1996 numerous field observations and experiments were carried out on the continental water bodies, in the coastal and estuarial zones [3–9]. The present work is devoted to the comparative analysis of results of long-term field research jointly carried out by geographers of Southern Federal University (Russia) and the University of Nantes (France). The objective of this research was to reveal the regularities of oil pollution distribution and natural transformation on geographically different sea coasts contaminated by spilled fuel oil. The results of the investigation are of particular interest as they make it possible to assess the rates of oil pollution natural transformation as well as their correlation with principal geographical factors such as climatic and hydrological conditions, coast exposure and geomorphology, sediment types, intensity of biogeochemical cycles.

For these purposes, the authors have chosen several sites where the accidental oil spills occurred in the last years (fig. 1). In France, they include the coasts of the Croisic peninsula and the island of Noirmoutier polluted by fuel oil from the tanker "Erika" (December 1999) as well as the Loire River estuary contaminated in consequence of an accident at an oil refinery in Donges (March 2008). In Spain, the studied sector covers the north-western coast of Galicia polluted by fuel oil from the tanker "Prestige" (November 2002). In Russia, regular observations were carried out in the Strait of Kertch contaminated by fuel oil from the tanker "Volgoneft-139" (November 2007) [6, 7, 9]. The duration of long-term observations ranged from 5 to 13 years.

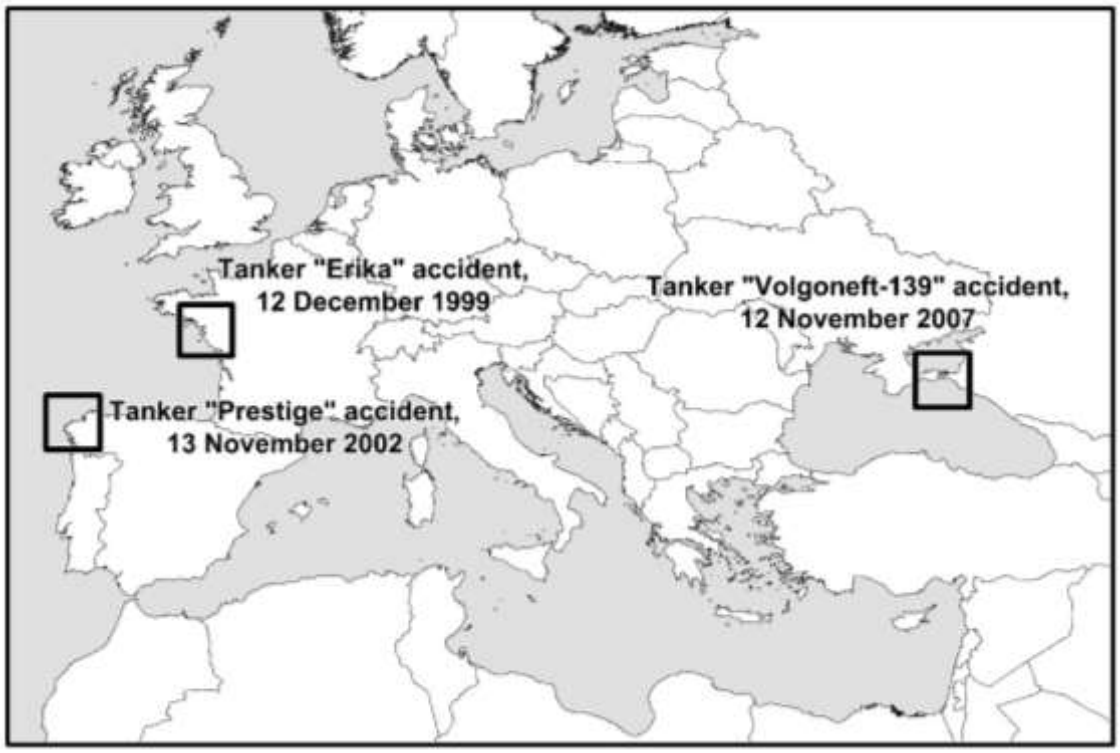


Figure 1. Zones of accidental oil pollution monitoring on the Atlantic coasts and in the Strait of Kerch.

North-western coast of France was hardly polluted in December 1999 as a result of the oil tanker "Erika" accident in the Bay of Biscay at 65 km to the south from Cape Penmarch. The tanker transported 31 thousand tonnes of heavy fuel oil nº 6; about 20 thousand tonnes were released into the sea. The coasts about 450 km long were oiled [3, 15]. In November 2002 a new severe disaster happened outside the Galician coasts of Spain: the oil tanker "Prestige" with 77 thousand tonnes of heavy fuel oil nº 6 aboard ran into a heavy storm and sank at 220 km to the south-west from Cape Finisterre. More than 60 thousand tonnes of the cargo were spilled. The oil pollution spread over coasts of Spain, Portugal and France 1200 km long [3, 14]. In March 2008 the loss of vacuum in pipeline at the oil refinery in Donges (France) provoked the release of 500 tonnes of fuel oil IFO-380 into the Loire River Estuary. The spilled oil penetrated into the protected estuarial wetlands of international importance. A part of the pollutant was carried from the estuary by tidal and fluvial currents and spread to the south along the Atlantic coast for 170 km from the sight of the accident [13]. In the Strait of Kerch in November 2007 an extraordinary heavy storm caught tens of small-size river-marine vessels. Three dry cargo ships sank, two barges ran aground, the tanker "Volgoneft-123" was damaged, and the tanker "Volgoneft-139" split in half; about 1300 tonnes of heavy fuel oil nº 6 were released. About 50 linear kilometers of coasts, as well as the shallow Taman Bay and the Sea of Azov, were contaminated [1, 2, 6, 9, 10, 12].

MATERIALS AND METHODS

The investigations were carried out in the period from 1999 to 2012. In the framework of this research, a number of scientific expeditions were realized. They included visual assessment and sampling of oil slicks and sediment cores as well as their analysis in the laboratory.

On the western coast of France, the investigations covered the period from 1999 to 2012. In 2000 during the cleanup operations, professor P. Fattal was an expert of the Pays de la Loire Regional Environment Direction and realized a comparative study of impacts relating to the cleanup of the oiled coasts [3]. Since then, the authors organized six joint scientific expeditions: in December 2004, November 2006, October 2007, November 2008, November 2009 and November 2012. The Galician coasts of Spain were observed in October 2012. In the Loire River estuary the first sampling of spilled oil was realized in April 2008 (one month after the accident). Than tree joint scientific expeditions were carried out: in November 2008, November 2009 and November 2012. In total on the French and Spanish coasts of the Bay of Biscay and the Loire River estuary 75 samples of oil slicks and 20 sediment cores up to 30 cm thick divided into 40 samples were taken. In the Strait of Kerch, the observations were started in 2007 and at present they are being continued. Since the accident, seven scientific expeditions were realized: in December 2007 (40 days after the oil spill), August 2008, September 2009, August 2010, January and August 2011, June 2012. In total 90 oil slicks and 20 sediment cores up to 50 cm thick divided into 86 layers were sampled.

The laboratory analysis of samples were carried out with the use of the attested complex of methods including the thin layer and column chromatography, infrared and ultraviolet photometry, luminescent and gravimetric methods [11]. These methods make it possible to determine separately the mass concentrations of three groups of petroleum components: 1) the aliphatic, naphthenic, mono- and di-aromatic hydrocarbons (HC); 2) the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH); 3) the asphaltic components (AC) including the resins and the asphaltenes. The presence of hydrocarbons of contemporary biological origin was also identified.

RESULTS AND DISCUSSION

The results of long-term field observations show that even 13 years after the tanker “Erika” accident, 11 years after the tanker “Prestige” accident and 5 years after the series of shipwrecks in the Strait of Kerch the traces of spilled fuel oil are still present on the contaminated coasts, although their number and size have decreased progressively due to self-cleaning processes. The comparative study of temporal changes in the composition of these traces makes it possible to reveal some important regularities.

It is concluded that the asphaltic components (resins and asphaltenes) being always present in crude oil and heavy products of its distillation are the most stable indicators of oil pollution. These conservative substances strongly adhere to rocky substrate and actively accumulate in sediments where their biochemical transformation may last for many years. In contrast to hydrocarbons, the asphaltic oil components can be distinguished from the substances of contemporary biological origin due to their ability to luminesce in certain spectral zones.

In the course of time due to the natural factors’ influence, it is observed a steady decrease in the spilled oil quantity and the percentage of relatively labile aliphatic, naphthenic, mono- and di-aromatic hydrocarbons in the oil slicks. At the same time the residual percentage of conservative asphaltic components (resins and asphaltenes) increases. Therefore in our previous publications [3–9] we suggested and substantiated that the ratio between content of relatively labile hydrocarbons (HC) and content of asphaltic components (AC) may be considered as a simplified indicator of oil pollution transformation level. Hence the rate of diminution of the ratio may be used to quantify the self-cleaning process velocity. Moreover, we insist that the ratio HC/AC is more suitable for this purpose than the mass concentrations because it takes into account only the change in the pollutant’s composition and, therefore, it is not considerably influenced by dilution, migration and other mechanical factors.

The exponential character of the ratio HC/AC diminution (fig. 2) makes it possible to approximate the process by the first order kinetic equation:

$$(HC/AC)_t = (HC/AC)_0 \cdot e^{-kt}, \quad (1)$$

where $(HC/AC)_0$ and $(HC/AC)_t$ are the ratios between hydrocarbons and asphaltic components respectively in the initial moment and after the expiration of the temporal interval *t*, and *k* is the kinetic constant. Indeed the kinetic constant *k* is a part of initial pollutant quantity which composition changes in the course of the temporal interval *t*. It may be transformed into the half-period of oil pollution transformation (*T*) using the equation: $T = ln2 / k$.

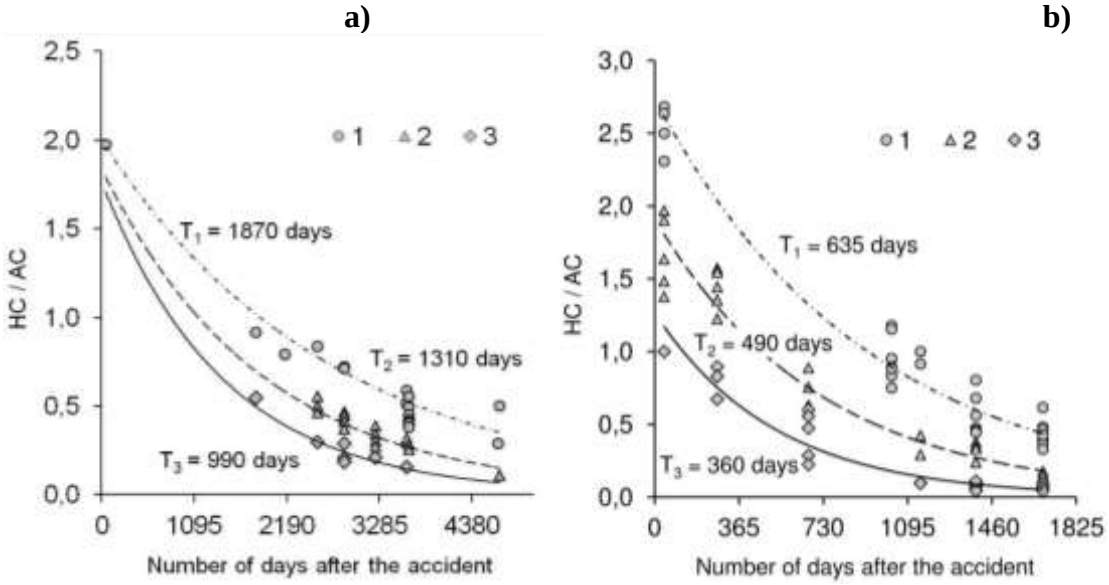


Figure 2. Temporal changes in the ratio between hydrocarbons content and asphaltic components content (HC/AC) in the fuel oil slicks found on the Atlantic coasts of France and Spain (a) and in the Strait of Kerch (b): 1 − large accumulations of fuel oil with weathered superficial crusts; 2 – weathered thick crusts of fuel oil; 3 − weathered films of fuel oil; T − half-period of oil pollution natural transformation (the indexes correspond to the numbers in the legend).

In the studied cases the values of half-period of oil pollution natural transformation varied from 266 to 2736 days subject to the forms of oil pollution traces and natural conditions (fig. 2, tab.).

In the similar geographical conditions, the rates of oil pollution natural transformation depend mainly on the pollutant dispersity being the factor of the contact surface with water, fresh air and substrate. Thin films adhered to the rocky substrate in the upper part of the littoral zone exposed to the regular influence of fresh air, solar radiation, sea water and surf action are being destructed at the highest rates.

Table. Half-periods of fuel oil natural transformation on the sea coasts situated in different geographical conditions

Polluted site	Part of littoral zone	Forms of fuel oil traces		
		Films	Crusts 2–8 mm thick	Large accumulations

Western coast of France, Croisic Peninsula and Noirmoutier Island, large granitic tidal flat passing into low granitic cliffs and dunes	upper	978 (4)*	1290 (8)	2062 (4)
	middle	1034 (3)	1359 (6)	1887 (4)
Loire River estuary, muddy coast with reeds and protection embankment	upper	426 (4)	759 (2)	891 (2)
	middle	–	838 (2)	–
North-Western coast of Spain, Cape Finisterre, high granitic cliffs surrounding a bay with sand beach and dune	above high tide level	–	–	1944 (2)
	middle	–	1307 (2)	1642 (5)
Strait of Kerch, **the Black Sea side**, Tuzla dam made of limestone blocks with narrow sand beaches	upper	429 (10)	548 (17)	631 (14)
	middle	465 (2)	880 (1)	605 (7)
Strait of Kerch, **the Sea of Azov side**, low clay cliff with protection embankment, large sand beach, rock groynes	upper	361 (4)	–	683 (7)
	middle	288 (3)	445 (7)	–
	lower	364 (1)	530 (1)	686 (4)

* The numbers in the parentheses are the numbers of samples.

The results of regression analysis of data on 165 samples of oil slicks taken on the Russian, French and Spanish coasts show that the half-period of oil pollution transformation (T) depends on the oil slick thickness (h, mm) according to the equation:

$$T_i = T_1 \cdot h^{0.255}, \quad (2)$$

where T_i is the half-period of transformation of an oil slick i mm thick and T_1 is the half-period of transformation of an oil slick one mm thick.

If we consider the influence of geographical conditions on the rates of oil pollution natural transformation, we can conclude that the inflow of solar energy, the thermal conditions and the sea water salinity are the main factors. In the Strait of Kerch where the annual number of solar days and the annual sum of biologically active temperatures are the highest in the range of the studied sites while the sea water salinity and the depth are the lowest, the self-cleaning process is 2.5 times more active than on the Atlantic coasts of France and Spain (fig. 2, tab.).

The study was supported by the Ministry of Education and Science of the Russian Federation (grant of the President of the Russian Federation for the Leading Scientific Schools no. 8030.2010.5, 5658.2012.5, 5548.2014.5) and the international bilateral grant of Russian Foundation for Basic Research (no. 13-05-93105) and the National Center for Scientific Research of France (LIA no 1033).

REFERENCES

[1] Accident of Kerch: consequences for the water ecosystems, Azov Fishery Research Institute, Russia, 2008, 229 p.

[2] Assessment of the Strait of Kerch and Surrounding Seas Environment Pollution Resulting from the Accidental Oil Spill on the 11 November 2007 Using the Data of Mathematical Modeling, Regular Monitoring and Episodic Observations, Russian State Oceanographic Institute, Russia, 2009, 71 p.

[3] Fattal P. Pollution des côtes par les hydrocarbures. Rennes, 2008. 395 p.

[4] Fedorov Y.A., Stradomskaya A.G., Kuznetsov A.N. Regularities in the Transformation of Oil Pollution in Watercourses Based on Long-Term Observational Data, Water Resources, Russia – USA, vol. 33, no. 3, 2006, pp. 300–309.

[5] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A. Oil Components in the Mouth Area of the Don R. and in the Sea of Azov: Results of Many-Year Studies. Water Resources, 2014, vol. 41, no. 1, pp. 55–64.

[6] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Impacts of the 2007 Kertch Oil Spill**.** Méditerranée. Journal of Mediterranean Geography, 2012, no 119, issue 2, pp. 91–99.

[7] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Regularities of spilled oil transformation in watercourses and coastal zone (results of long-term observations). 11th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2011. Conference proceedings, vol. 3, Bulgaria, Sofia, 2011, pp. 579–586.

[8] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Study of Sedimentation Rates and Oil Components' Accumulation in the Sediment Cores of the Sea of Azov and the Don River Using the Method of Radioisotopes, 12th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2012, Conference proceedings, vol. 3, Bulgaria, Sofia, 2012, pp. 973–978.

[9] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P., Zagranichny K.A. Peculiarities of fuel oil natural transformation in the Strait of Kerch polluted in November 2007 in consequence of tanker accident. 13th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2013. Conference proceedings, vol. 3, Bulgaria, Sofia, 2013, pp. 839–846.

[10] Matishov G.G., Inzhebeikin Y.I., Savitskii R.M. The Environmental and Biotic Impact of the Oil Spill in Kerch Strait in November 2007. Water Resources, 2013, vol. 40, no 3, pp. 271–284.

[11] Nikanorov A.M., Stradomskaya A.G. Identification of petroleum pollution sources of water bodies and streams. Water Resources, 2009, vol. 36, no 2, pp. 163–169.

[12] Oil Spill in the Kerch Strait. Ukraine Post-Disaster Needs Assessment. United Nations Environment Program, 2008, 80 p.

[13] Poncet F. Raffinerie de Donges: fuite sur une canalisation. Bulletin d'information du CEDRE, France, 2009, no 25, pp. 4–11.

[14] Rousseau C., Girin M. Accident du Prestige: le volet français. Bulletin d'information du CEDRE, France, 2004, no 19, pp. 4–16.

[15] Tiercelin C., Marchand M., Rousseau C. Accident de l'Erika, Golfe de Gascogne (Sud-Bretagne), 12 décembre 1999. Bulletin d'information du CEDRE, France, 1999–2000, no 13, pp. 10–19.

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДНЫХ ФАКТОРОВ НА СКОРОСТЬ ЕСТЕСТВЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ НЕФТЕПРОДУКТОВ НА ПОБЕРЕЖЬЯХ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИЙНЫХ РАЗЛИВОВ

Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А., Заграничный К.А.
Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия
Фатталь П., **Эбнер Ф.**
Университет Нанта, г. Нант, Франция,
fizgeo@sfedu.ru, paul.fattal@univ-nantes.fr

Нефть и нефтепродукты относятся к числу приоритетных загрязняющих веществ. В наибольшей степени их негативному воздействию подвержены прибрежные морские акватории и побережья. Эксплуатация нефтяных месторождений шельфа, деятельность портовых комплексов, высокая интенсивность циркуляции судов являются источниками хронического загрязнения и создают риск возникновения аварийных ситуаций, которые уже неоднократно порождали экологические катастрофы локального и даже регионального уровня. Яркими тому примерами являются крупные разливы мазута вследствие крушений танкера «Эрика» у северо-западного побережья Франции в декабре 1999 г., танкера «Престиж» у северо-западного побережья Испании в ноябре 2002 г., а также авария на нефтедобывающей платформе Deepwater Horizon в Мексиканском заливе в 2010 г. В результате деятельности штормового прибоя, приливов и отливов, ветровых нагонов и сгонов переносимые с вдольбереговыми течениями слики аккумулируются в береговой зоне, вызывая гибель бентосных организмов литорали и надолго оставляя следы разлива на береговых скалах и в толще пляжевых отложений.

Настоящая работа посвящена анализу результатов многолетних совместных исследований географов Южного федерального университета и Университета Нанта (Франция), направленных на выявление закономерностей распределения и естественной трансформации нефтепродуктов на морских побережьях в районах аварийного загрязнения. В период с 2004 по 2012 гг. были выполнены научно-исследовательские работы на ключевых полигонах мониторинга, загрязненных в результате аварийных разливов мазута, существенно различающихся с географической точки зрения: на северо-западном побережье Франции (крушение танкера «Эрика» в декабре 1999 г.), на северо-западном побережье Испании (крушение танкера «Престиж» в ноябре 2002 г.) и в Керченском проливе (крушение танкера «Волгонефть-139» в ноябре 2007 г.) (рис. 1) [1–5].

Северо-западное побережье Франции было сильно загрязнено в декабре 1999 г. в результате аварии танкера «Эрика» в Бискайском заливе, в 65 км к югу от мыса Пенмарш.

Танкер перевозил 31 тыс. т топочного мазута (fuel oil № 6 по международной классификации), в море попало около 20 тыс. т. Загрязнению в разной степени подверглось около 450 км побережья [6, 7]. В ноябре 2002 г. новая, более серьезная по масштабу авария произошла у берегов Галисии (Испания): танкер «Престиж» с 77 тыс. т мазута российской марки М-100 на борту во время шторма затонул в 220 км к юго-западу от мыса Финистер, объем разлива составил более 60 тыс. т. Нефтяным загрязнением было охвачено около 1200 км побережий Испании, Португалии и Франции [7, 8]. В Керченском проливе в ноябре 2007 г. редкий по силе шторм застал врасплох десятки маломерных судов класса «река-море», стоявших на рейде у выхода в Черное море. В результате затонули три сухогруза, сели на мель две баржи, разломился надвое танкер «Волгонефть-139», получил повреждения танкер «Волгонефть-123», в воду попало около 1,3 тыс. т мазута. Основное количество разлившегося мазута было выброшено на дамбу и остров косы Тузла и на западное побережье косы Чушка, часть поллютанта проникла в мелководный Таманский залив и Азовское море [1–3, 9, 10].

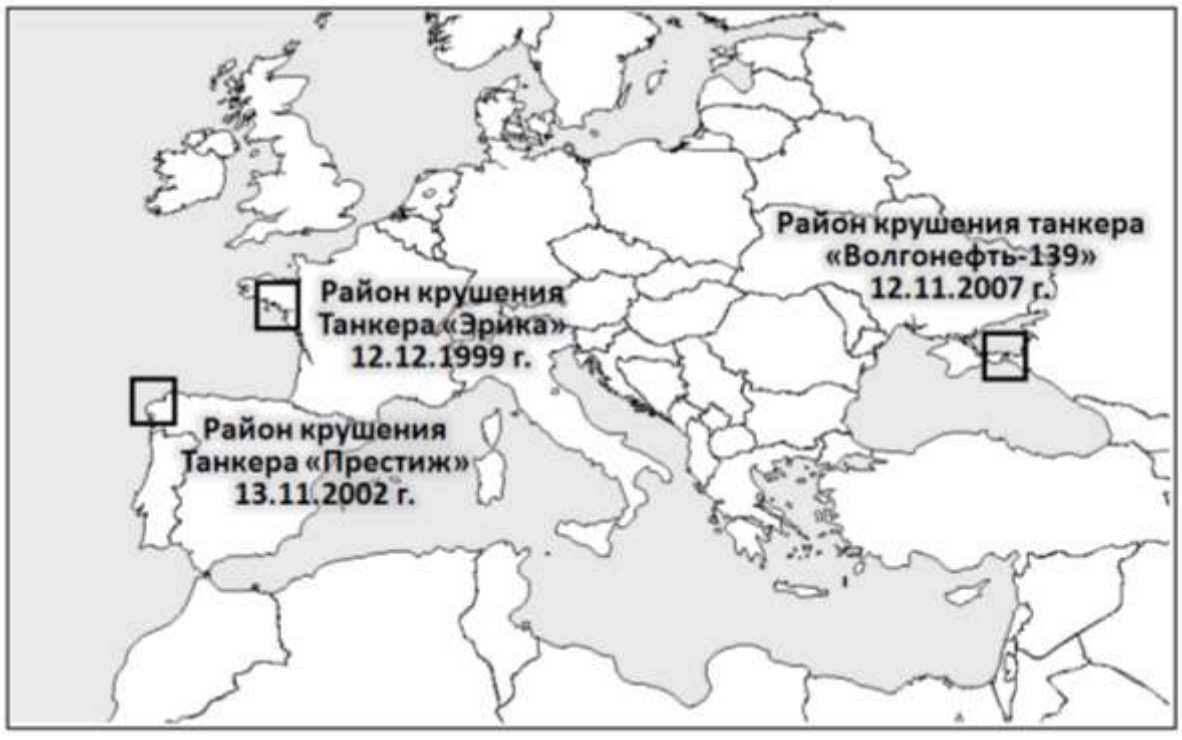


Рис. 1. Схема расположения ключевых полигонов мониторинга в районах нефтяных разливов.

Выполненные авторами исследования включали визуальную оценку уровня нефтяного загрязнения береговой зоны, отбор, полевое описание и лабораторный анализ

проб воды, колонок береговых отложений, образцов мазутных агрегатов и сликов. В общей сложности, на французских и испанских побережьях Бискайского залива в период 2004–2012 гг. для определения содержания нефтяных компонентов было отобрано 62 образца мазутных агрегатов и 12 колонок пляжевых отложений мощностью до 30 см, разделенных на 40 проб; на российском побережье Керченского пролива в период 2007–2012 гг. было отобрано 90 образцов мазутных агрегатов, 20 колонок донных и береговых отложений мощностью до 50 см, разделенных на 86 проб.

Анализ проб выполнялся в соответствии с современными аттестованными методиками, включающими колоночную и тонкослойную хроматографию, гравиметрический, инфракрасный фотометрический, люминесцентный и комбинированный оптический методы, позволяющие определять в воде и береговых отложениях суммарное содержание нефтяных компонентов, разделять их на три хроматографические зоны, соответствующие следующим группам веществ: 1) алифатические, алициклические, моно- и диароматические углеводороды (УВ); 2) 3–5-ядерные ароматические углеводороды (ПАУ); 3) смолистые компоненты – смолы и асфальтены (СК); а также оценивать тип, возраст и источник нефтяного загрязнения, выявлять присутствие углеводородов современного биологического происхождения [11–13]. Согласно этим методикам, на начальном этапе лабораторных исследований производилась экстракция нефтепродуктов из воды четыреххлористым углеродом, многократная последовательная экстракция хлороформом и ацетоном из донных отложений, концентрирование экстракта и его хроматографическое разделение в системе «тонкий сорбирующий слой оксида алюминия подвижный органический растворитель (смесь гексана, четыреххлористого углерода и уксусной кислоты)». Затем углеводороды элюировались четыреххлористым углеродом, а смолы и асфальтены хлороформом. Количественное определение содержания углеводородов осуществлялось с помощью инфракрасного фотометрического и комбинированного оптического (инфракрасного и ультрафиолетового) методов, основанных на измерении интенсивности поглощения элюатов в инфракрасном и ультрафиолетовом спектрах. Смолы и асфальтены определялись путем измерения интенсивности люминесценции элюатов на флюориметре типа «Квант».

Результаты многолетних натурных наблюдений за изменениями содержания и компонентного состава разлившейся нефти и мазута в донных отложениях малых рек бассейна Нижнего Дона, в пляжевых отложениях и на скалах атлантического побережья Франции и Испании, в Керченском проливе, а также мезокосменные эксперименты

позволили выявить ряд важных закономерностей [2, 4, 7, 14, 15]. В частности, установлено, что наиболее устойчивым индикатором нефтяного загрязнения являются смолистые соединения (смолы и асфальтены), содержащиеся в сырой нефти и тяжелых нефтепродуктах. Они активно накапливаются в донных и береговых отложениях и в силу сложной молекулярной структуры очень слабо подвергаются биохимической трансформации. В отличие от углеводородов, смолистые соединения нефтяного происхождения хорошо идентифицируются на фоне соединений современного биологического происхождения по способности люминесцировать в определенных областях спектра. После попадания нефти или нефтепродуктов в окружающую среду с течением времени наблюдается закономерное уменьшение количества поллютанта и доли лабильных углеводородов в его составе. При этом остаточное процентное содержание смолистых соединений увеличивается. В этой связи, нами высказана и теоретически обоснована идея о возможности использования соотношения между содержанием суммы нефтяных углеводородов (УВ) и суммы смолистых компонентов нефти (СК) в качестве упрощенного показателя степени трансформации нефти и нефтепродуктов [14, 15]. Экспоненциальный характер изменения этого соотношения во времени (рис. 2) позволяет использовать для описания динамики процесса кинетическое уравнение реакции первого порядка:

$$\alpha_t = \alpha_0 \cdot e^{-kt}, \qquad (1)$$

где α_0 *и* α_t – значения соотношения α = УВ/СК в начальный момент и через временной интервал t, а k – константа скорости реакции, равная доле поллютанта, претерпевшего трансформацию за единицу времени, и связанная с полупериодом трансформации (T) выражением $k = ln2 / T$. Таким образом, константа скорости (k) и полупериод (T) экспоненциального уменьшения соотношения α = УВ/СК могут служить показателями скорости самоочищения загрязненных побережий, донных и береговых отложений. Причем, на наш взгляд, они подходит для этого лучше, чем собственно массовые концентрации поллютанта, поскольку позволяют исключить влияние процессов ремобилизация, переноса и рассеивания, которые не сопровождаются такими изменениями компонентного состава, как при биохимическом распаде.

Интересно отметить выявленную нами относительную устойчивость процентного содержания суммы полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в составе сликов. По своей склонности к биохимическому окислению они занимают промежуточное положение между лабильными углеводородами и консервативными смолистыми соединениями. В процессе естественной трансформации нефти и

нефтепродуктов снижение уровня загрязнения происходит, главным образом, за счет углеводородов, тогда как смолы и асфальтены разлагаются значительно медленнее и имеют склонность увеличивать свое присутствие (с 20–25% в свежем мазуте до 40–55% в течение первых двух лет и до 80–95% в течение 10 лет). При этом процентное содержание ПАУ за все время наблюдений изменялось мало, варьируя в пределах 12–18%, хотя, конечно, их массовые концентрации уменьшались многократно. Такое значительное присутствие ПАУ, многие из которых обладают канцерогенными свойствами, является характерной чертой мазутов и этим отличает их от сырой нефти, даже выветрелой, в которой их доля обычно не превышает 1–4%. Поэтому, наряду с общим видом хроматограмм ПАУ, их процентное содержание по отношению к другим нефтяным компонентам, на наш взгляд, также может быть использовано для идентификации источников загрязнения, в том числе спустя многие годы после разлива.

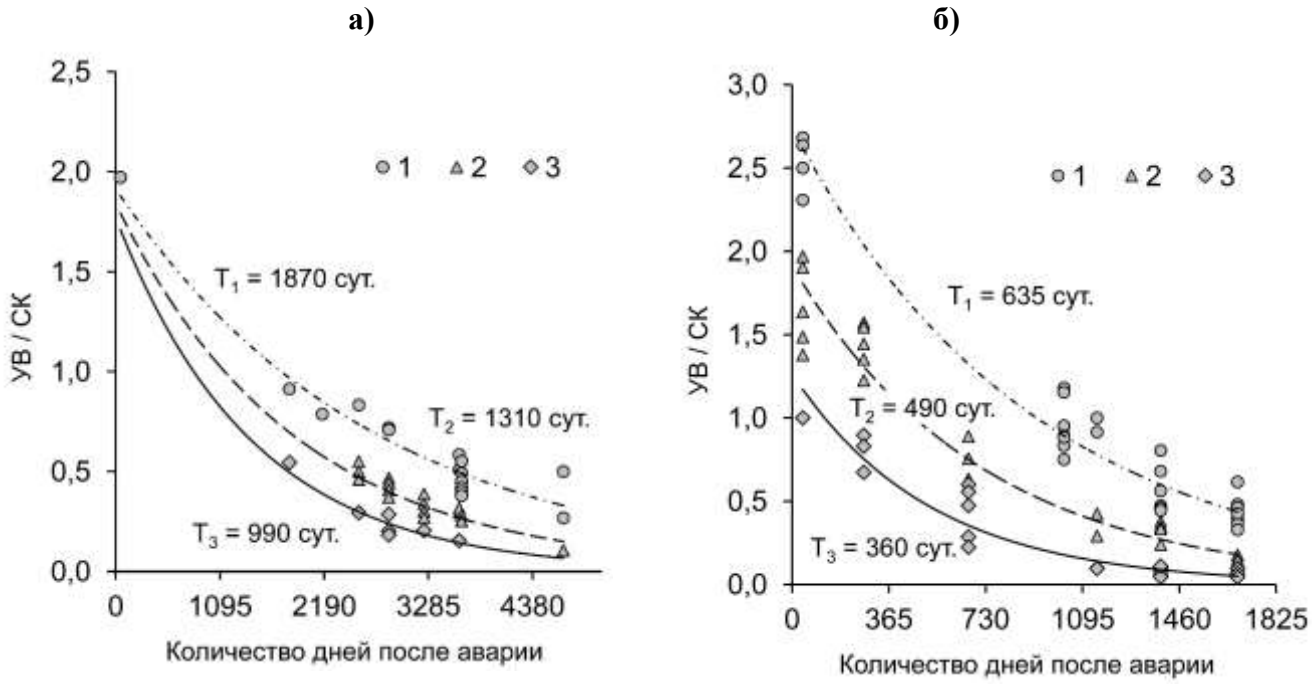


Рис. 2. Изменение соотношения между содержанием углеводородов и смолистых компонентов (УВ/СК) в составе мазутных агрегатов в береговой зоне Бискайского залива (а) и Керченского пролива (б) с течением времени: 1 – крупные скопления мазута в трещинах скал и берегозащитных сооружений, укрытые от прямого воздействия морского прибоя и солнечных лучей; 2 – подсохшие с поверхности корки мазута толщиной 2–8 мм, покрывающие скалы и скальные блоки берегозащитных сооружений; 3 – тонкие пленки мазута; Т – полупериод трансформации (индекс соответствует номеру в легенде).

В рассмотренных нами случаях средние значения полупериода трансформации нефтяного загрязнения варьировали от 360 до 1870 суток, в зависимости от формы нахождения поллютанта и природных особенностей береговой зоны (рис. 2). Наибольшей скоростью трансформации мазута характеризовались скалистые побережья, в особенности верхние участки клифов и абразионных террас, часто осыхающие, хорошо освещаемые солнечными лучами и не испытывающих недостатка в кислороде, а также песчано-гравийные пляжи, которые, в отличие от илистых отложений, характеризуются высокой подвижностью субстрата, доступностью для проникновения кислорода и окислительной обстановкой. Напротив, самая низкая скорость самоочищения была отмечена на заболоченных участках, отличающихся замедленным водообменном, аккумуляцией илистого материала, большим содержанием органических веществ и дефицитом кислорода в донных отложениях.

На побережье Азовского моря и Керченского пролива, в условиях большего количества солнечных дней, больших значений суммы активных температур воздуха, меньших глубин, лучшей прогретости водной толщи в теплое время года, меньшей солености морских вод, более интенсивного круговорота веществ, отсутствия приливо-отливных явлений и, как следствие, большего времени воздействия на слики ультрафиолетового излучения и воздуха, процесс самоочищения протекает примерно в 2,5 раза активнее, чем на атлантических побережьях Франции и Испании. В то же время, в однотипных ландшафтных условиях береговой зоны ключевым фактором, определяющим разброс значений скорости распада поллютанта, является его дисперсность, от которой зависит поверхность соприкосновения с воздухом, морской водой и субстратом. Наименее активно трансформируются крупные скопления мазута в трещинах скал регулярно затапливаемой части приливо-отливной зоны, особенно на подветренных отмелых участках побережья, укрытых от прямого воздействия штормов.

Полученные результаты имеют не только теоретическое, но и прикладное значение, поскольку выявление наиболее уязвимых участков побережий, определение зон повышенного риска и районов приоритетной защиты является обязательным при разработке планов по предупреждению и ликвидации разливов нефти и нефтепродуктов на территории Российской Федерации (Приказ МЧС РФ от 28 декабря 2004 г. № 621).

Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки РФ (Госконтракт № 14.740.11.1045, Соглашение № 14.A18.21.0641, гранты Президента РФ

НШ-8030.2010.5, НШ-5658.2012.5, МК-4216.2010.5), РФФИ (проект 13-05-93105-НЦНИЛ_а) и Национального центра научных исследований Франции (PICS 3451).

Литература

[16] Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Нефтяное загрязнение в водных экосистемах. Закономерности естественной трансформации. Saarbrucken: LAP Lambert Academic Publishing, 2011. 196 с.

[17] Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Закономерности распределения и трансформации нефтяного загрязнения в районе техногенной катастрофы в Керченском проливе // Известия Русского географического общества. 2010. Т. 142. Вып. 2. С. 53–59.

[18] Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А., Заграничный К.А. О результатах трехлетнего мониторинга разлива мазута в Керченском проливе // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2011. № 4. С. 90 – 95.

[19] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Regularities of spilled oil transformation in watercourses and coastal zone (results of long-term observations) // 11th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2011. Conference proceedings. Vol. 3. Sofia (Bulgaria): STEF92 Technology Ltd., 2011. P. 579–586.

[20] Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Les effets et le comportement du fioul déversé en 2007 dans le détroit de Kertch suite à un naufrage de pétrolier // Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens. 2012. No 119. P. 91 – 99.

[21] Tiercelin C., Marchand M., Rousseau C. Accident de l'Erika, Golfe de Gascogne (Sud-Bretagne), 12 décembre 1999 // Bulletin d'information du CEDRE. 1999 – 2000. № 13. P. 10–19.

[22] Fattal P. Pollution des côtes par les hydrocarbures. Rennes, 2008. 395 p.

[23] Rousseau C., Girin M. Accident du Prestige: le volet français // Bulletin d'information du CEDRE. 2004. № 19. P. 4–16.

[24] Керченская авария: последствия для водных экосистем / Под ред. И.Г. Корпаковой, С.А. Агапова. Ростов-на-Дону: ФГУП АзНИИРХ, 2008. 229 с.

[25] Оценка загрязнения морской среды Керченского пролива и прилегающих акваторий морей в результате аварийного разлива нефтепродуктов 11 ноября 2007 г. по данным математического моделирования, регулярного мониторинга и эпизодических наблюдений. М.: ГОИН, 2009. 71 с.

[26] Никаноров А.М., Страдомская А.Г. Проблемы нефтяного загрязнения пресноводных экосистем. Ростов-на-Дону: НОК, 2008. 222 с.

[27] Страдомская А.Г., Дейниченко Н.В., Коваленко Л.Н., Ковалева Г.В. Методика выполнения измерений массовой концентрации 4-7-ядерных полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в донных отложениях с использованием тонкослойной хроматографии и люминесценции. РД 52.24.513-2002. Ростов-н/Д.: Росгидромет, 2002. 11 с.

[28] Страдомская А.Г., Рязанцева И.А. Массовая доля нефтяных компонентов в донных отложениях. Методика выполнения измерений с идентификацией их состава и происхождения ИК-фотометрическим, люминесцентным и газохроматографическим методами. РД 52.24.505-2010. Ростов-н/Д.: Росгидромет, 2010. 50 с.

[29] Федоров Ю.А. Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: МО РФ Центр «Истина», 1999. 367 с.

[30] Федоров Ю.А., Страдомская А.Г., Кузнецов А.Н. Закономерности трансформации нефтяного загрязнения в водотоках по данным многолетних наблюдений // Водные ресурсы. 2006. Т. 33. № 3. С. 327–337.

Международные исследования закономерностей распределения и естественной трансформации нефти и нефтепродуктов в районах аварийного и хронического загрязнения (Азово-Черноморский бассейн, северо-западные побережья Испании и Франции)

Кузнецов А.Н.[1], Федоров Ю.А.[1], Фатталь П.[2],
Заграничный К.А.[1], Эбнер Ф.[2]
[1]Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону
[2]Университет Нанта, г. Нант, Франция
fizgeo@sferdu.ru, paul.fattal@univ-nantes.fr

Нефть и нефтепродукты относятся к числу приоритетных загрязняющих веществ. В наибольшей степени их негативному воздействию подвержены водные объекты суши, эстуарии, прибрежные и внутриконтинентальные морские акватории. Эксплуатация нефтяных месторождений шельфа, деятельность портовых комплексов, высокая интенсивность циркуляции судов являются источниками хронического загрязнения и создают риск возникновения аварийных ситуаций, которые

уже неоднократно порождали экологические катастрофы локального и даже регионального уровня. Яркими их примерами являются крупные разливы мазута вследствие крушений танкера «Эрика» у северо-западного побережья Франции в декабре 1999 г., танкера «Престиж» у северо-западного побережья Испании в ноябре 2002 г., а также авария на нефтедобывающей платформе Deepwater Horizon в Мексиканском заливе в 2010 г.

Российский сектор Азово-Черноморского бассейна выделяется ключевым географическим положением на пути важнейших транспортных потоков нефти и продуктов ее переработки. В связи с дефицитом портовых мощностей, ощущаемых Россией в постсоветское время, осуществляется развитие существующих морских портов, строятся новые терминалы. Общий объем нефти и нефтепродуктов, отгружаемых на экспорт через российские порты на Юге России, в настоящее время уже превысил 100 млн. т в год, что составляет около 20 % российского нефтяного экспорта. Это создает мощное техногенное давление на природные комплексы и ставит под угрозу развитие курортной инфраструктуры, рыбного промысла.

Российские соавторы данного доклада на протяжении многих лет занимаются изучением миграции и трансформации веществ природного и антропогенного происхождения, включая нефтяные компоненты, в водных объектах суши, эстуариях и шельфовых зонах морей, испытывающих сильное антропогенное давление [2]. С середины 1990-х годов осуществляется мониторинг уровня загрязнения Нижнего Дона и Таганрогского залива Азовского моря в районах морских подходных каналов и в зонах дампинга грунта дноуглубления. С 1993 г. на протяжении 11 лет велись наблюдения за изменением содержания нефтяных компонентов в экосистемах малых рек бассейна Нижнего Дона, загрязненных нефтью вследствие разрывов нефтепровода [4]. В результате

была разработана методика оценки способности речных экосистем к самоочищению [1].

Отправной точкой сотрудничества географов Южного федерального университета и Университета Нанта (Франция) послужило сравнительное изучение эффективности существующих методов борьбы с последствиями нефтяных разливов для разных типов побережий Бискайского залива и Азовского моря (1999 г.), выполненное А.Н. Кузнецовым в ходе годичной стажировки в Университете Нанта. С 2004 г. российским и французским коллективами на регулярной основе организуются экспедиционные исследования в районы, выделяющиеся высоким уровнем хронического и аварийного загрязнения [1, 3, 5–7]. В 2006 г. совместный научно-исследовательский проект на тему «Устойчивость, краткосрочные и долгосрочные изменения водных экосистем суши и литорали под действием нефтяного загрязнения: анализ, моделирование и географическое представление» получил поддержку Национального центра научных исследований Франции и Российского фонда фундаментальных исследований (РФФИ). Благодаря инициативе партнеров, в 2008 г. был подписан Договор о сотрудничестве между Университетом Нанта и Южным федеральным университетом (ЮФУ). В 2011 г. на базе ЮФУ и Университета Нанта при поддержке РФФИ и Национального центра научных исследований Франции была создана Международная ассоциированная лаборатория «Трансформация загрязняющих веществ в аквальных экосистемах и оценка их уязвимости». Совместными усилиями проведены четыре международные научные конференции. В 2012 г. организована пятимесячная стажировка двух магистрантов Университета Нанта на кафедре физической географии, экологии и охраны природы ЮФУ.

В рамках реализации данных проектов были выполнены исследования на ключевых полигонах мониторинга на Юге России (район аварии танкера

в Керченском проливе в 2007 г., низовья рек Дон и Кубань, акватории и побережья Азовского и Черного морей), во Франции (побережья департаментов Атлантическая Луара и Вандея, эстуарий реки Луары, загрязненные вследствие крушения танкера «Эрика») и в Испании (галисийское побережье, пострадавшее в результате аварии танкера «Престиж») с участием представителей российского и французского коллективов. Работы включали визуальную оценку уровня нефтяного загрязнения береговой зоны, опробование воды, донных и береговых отложений, сбор образцов нефтяных сликов, гидрометеорологические наблюдения. В Азовском и Черном морях, Керченском проливе с помощью ударной грунтовой трубки были отобраны и послойно опробованы колонки донных отложений мощностью до 1 м с параллельным измерением в пробах активности радиоизотопов ^{137}Cs и ^{210}Pb. Это позволило определить время образования отдельных слоев донных отложений и восстановить хронологию аккумуляции и естественной трансформации нефтяных компонентов [7].

Согласно полученным результатам, в настоящее время пространственное и сезонное распределение содержания углеводородов и смолистых соединений как природного, так и антропогенного происхождения в воде, донных и береговых отложениях р. Дон, Азовского моря и прилегающей акватории Черного моря контролируется преимущественно природными факторами, главными из которых являются высокая интенсивность бактериальной деструкции органических веществ в летние месяцы, «цветение» воды во второй половине лета – начале осени, массовое отмирание и минерализация планктонных организмов по окончанию этого периода, повышенная повторяемость штормов, вызывающих взмучивание загрязненных донных отложений, в холодное время года. В большинстве проб донных отложений отмечается преобладание углеводородов, причем значительная их часть представлена

продуктами современного биосинтеза. В то же время, сохраняется высокий уровень загрязнения береговой зоны с преобладанием тяжелых смолистых компонентов в его составе вблизи крупных промышленных и портовых центров, таких как города Новороссийск, Туапсе, Таганрог, а также в устьевых областях рек. Основная масса углеводородов и смолистых соединений, присутствующих в обследованных экосистемах, сосредоточена в верхнем слое донных отложений мощностью от 10 до 50 см, который образовался в течение последних 50–70 лет. Современные потоки нефтяных компонентов из водной толщи в донные отложения в Азовском море могут быть оценены величиной 0,5 г/м^2 в год, в низовьях Дона – 2,2 г/м^2 в год.

Многолетние (5–13 лет) наблюдения на побережьях в районах нефтяных разливов свидетельствуют о том, что с течением времени вследствие естественной трансформации происходит экспоненциальное снижение как общего количества и размеров мазутных агрегатов, так и доли углеводородов в их составе. Экспоненциальный характер уменьшения соотношения между содержанием лабильных (углеводородов) и консервативных нефтяных компонентов (смол и асфальтенов) позволяет использовать для оценки скорости самоочищения такой показатель, как полупериод трансформации – время, за которое это соотношение сокращается в два раза. В рассмотренных нами случаях средние его значения варьировали от 350 до 1100 суток, в зависимости от формы нахождения поллютанта и природных особенностей береговой зоны. На побережье Азовского моря и Керченского пролива, в условиях большего количества солнечных дней, больших значений суммы активных температур воздуха, меньших глубин, лучшей прогретости водной толщи в теплое время года, меньшей солености морских вод, более интенсивного круговорота веществ, отсутствия приливо-отливных явлений и, как следствие, большего времени воздействия на слики ультрафиолетового

излучения и воздуха, процесс самоочищения протекает примерно в 1,5 раза активнее, чем на атлантических побережьях Франции и Испании.

Полученные результаты имеют не только теоретическое, но и прикладное значение, поскольку определение зон повышенного риска и районов приоритетной защиты является обязательным при разработке и согласовании планов по предупреждению и ликвидации разливов нефти и нефтепродуктов на территории Российской Федерации (Приказ МЧС РФ от 28 декабря 2004 г. № 621). При возникновении разливов информация о потенциальной способности экосистем к самоочищению позволит более рационально организовать работы по защите и восстановлению окружающей среды, сосредоточив усилия на наиболее уязвимых природных комплексах и сводя к минимуму вмешательство там, где естественные механизмы самоочищения достаточно эффективны.

Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки РФ (Госконтракты 14.740.11.1045, 02.740.11.0334, гранты Президента РФ НШ-8030.2010.5, НШ-5658.2012.5, МК-4216.2010.5), РФФИ (проект 06-05-22001) и Национального центра научных исследований Франции (CNRS).

Литература

1) Кузнецов А.Н., Федоров Ю.А. Нефтяное загрязнение в водных экосистемах. Закономерности естественной трансформации. Saarbrucken: LAP Lambert Academic Publishing, 2011. 196 с.

2) Федоров Ю.А. Стабильные изотопы и эволюция гидросферы. М.: Истина, 1999. 367 с.

3) Федоров Ю.А., Сапожников В.В., Агатова А.И. и др. Комплексные экосистемные исследования в российской части Азовского моря (18 – 25 июля 2006 г.) // Океанология. 2007. Т. 47. № 2. С. 316–319.

4) Федоров Ю.А., Страдомская А.Г., Кузнецов А.Н. Закономерности трансформации нефтяного загрязнения в водотоках по данным многолетних наблюдений // Водные ресурсы. 2006. Т. 33. № 3. С. 327337.

5) Fattal P. Pollution des côtes par les hydrocarbures, France, Rennes, 2008. 395 p.

6) Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Regularities of spilled oil transformation in watercourses and coastal zone (results of long-term

observations) // 11th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2011. Conference proceedings. Vol. 3. Sofia (Bulgaria): STEF92 Technology Ltd., 2011. P. 579–586.

7) Kuznetsov A.N., Fedorov Yu.A., Fattal P. Study of Sedimentation Rates and Oil Components' Accumulation in the Sediment Cores of the Sea of Azov and the Don River Using the Method of Radioisotopes // 12th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2012. Conference proceedings. Vol. 3. Sofia (Bulgaria): STEF92 Technology Ltd., 2012. P. 973–978.

UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

UNIVERSITÉ DE NANTES

Thèse de Doctorat

Frédéric EBNER

Evaluation et cartographie de la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures : le cas du littoral des Pays de la Loire (France) et de la côte Est de la mer d'Azov (Russie)

Assessment and mapping of coastal vulnerability to oil spill pollutions : the coast of Pays de la Loire (France) and the East coast of the Azov sea (Russia)

Résumé

Les pollutions des zones côtières par les hydrocarbures, là où elles surviennent, peuvent avoir des conséquences sur les milieux et les sociétés littorales. Cette thèse propose donc d'étudier la vulnérabilité des côtes aux pollutions selon les saisons et sur deux sites très différents : le littoral des Pays de la Loire en France et la côte Est de la mer d'Azov en Russie. L'objectif est alors d'identifier les enjeux susceptibles d'être endommagés et de choisir des variables transposables, faciles à obtenir, afin de les hiérarchiser. De nombreuses études dans le monde se sont intéressées à la vulnérabilité des côtes face aux pollutions par les hydrocarbures depuis la fin des années 1970. L'approche, d'abord morphologique, a progressivement intégré des indices biologiques et économiques, avant d'élaborer une sensibilité globale. Il en ressort que ces indices sont souvent difficiles à calculer du fait de la diversité, de l'absence ou du manque de fiabilité de certaines données. Notre évaluation de la sensibilité environnementale repose sur trois variables : le type de faciès morpho-sédimentaire, le calcul de la rémanence in situ qui est une nouveauté et la sensibilité biologique. La vulnérabilité économique est évaluée sur deux niveaux : d'abord selon la durée d'interruption des activités entraînée par les pollutions pour différencier les activités entres elles, puis selon le nombre d'employés des entreprises impactées pour ensuite différencier les entreprises les unes par rapport aux autres. Les résultats cartographiques proposent une nouvelle approche transposable de la vulnérabilité des côtes et représente un outil potentiel d'aide à la décision.

Mots clés : vulnérabilité, pollution, hydrocarbures, littoral, système d'information géographique, évaluation transposable.

Abstract

Pollutions of coastal areas by oil spills, where they occur, can have consequences on the environment and the coastal societies. This thesis proposes to assess the coastal vulnerability to pollution according to the seasons and in two very different sites: the coast of Pays de la Loire in France and the East coast of the Azov Sea in Russia. The objective is to identify issues that could be damaged and choose transposable variables, easy to obtain, in order to prioritize them. Many studies in the world have focused on coastal vulnerability at oil pollution since the end of the 1970s. First morphological, biological and economic indexes have been gradually integrated, before the development of a global vulnerability index. It appears that these indexes are often difficult to calculate because of the diversity, the absence or reliability of some data. Our assessment of the environmental sensitivity is based on three variables: the type and nature of substrate, the calculation the remanence in situ which is an innovation and the biological sensibility. Economic vulnerability is evaluated on two levels: first according to the duration of interruption to differentiate activities among themselves, then according to the number of workers to differentiate companies from each other. The mapping results suggest a new transposable approach to coastal vulnerability and represents a potential decision support tool.

Key words : vulnerability, pollution, oil, coast, geographic information system, transposable evaluation.