

LES CAHIERS NANTAIS 2022

*Hommage à
Claude Cabanne*

ÉTUDES ET RECHERCHE

Dépollution naturelle : observations de longue durée sur les côtes françaises, espagnoles et russes polluées par des marées noires

GÉOGRAPHIES D'AILLEURS

Ambitions et désillusions d'un modèle de gestion d'une ville côtière : cas de la commune d'Akanda (Gabon)

Les aspects positifs des petits plans d'eau, le cas des étangs urbains de Moscou

Empoisonnement des barrages hydroagricoles et pisciculture : exemple au nord de la Côte d'Ivoire

Analyse des fonctions portuaires du port de pêche côtier de Bajomulyo (Indonésie)

Revue annuelle
de l'Institut de géographie
et d'aménagement
de Nantes Université
(IGARUN)

LES CAHIERS NANTAIS 2022

Comité de rédaction

C. CHADENAS, *IGARUN*
Coordinatrice de l'équipe de rédaction
S. CHARRIER, *IGARUN*
B. CHAUDET, *IGARUN*
E. CHAUVEAU, *IGARUN*
M. DESSE, *IGARUN*
P. POTTIER, *IGARUN*
N. ROLLO, *IGARUN*

Directeur de la publication

Thierry GUINEBERTEAU,
Directeur de l'IGARUN

Maquette, mise en page et cartographie

S. CHARRIER, *IGARUN*

Édition, diffusion, abonnements

Institut de géographie et d'aménagement
de Nantes Université (IGARUN)
Chemin de la Censive du Tertre
BP 81 227
44 312 NANTES Cedex 3 - France
Tél : +33 (0)2 53 48 75 17
cahiersnantaais@univ-nantes.fr

Impression

Imprimerie Icônes
735 rue Jacques-Angé Gabriel
56850 CAUDAN

Dépôt légal et parution :

Janvier 2023

ISSN 0767-8436 (imprimé)

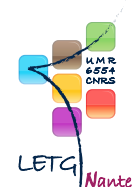
ISSN 2557-048X (en ligne)

Prix : 30€ (port en sus)

Revue annuelle de l'Institut de géographie et d'aménagement de Nantes Université (IGARUN) depuis 1970.

Avec la participation des laboratoires :

- **Espaces et SOciétés**
ESO-Nantes
(UMR 6590-CNRS)
- **Littoral, Environnement,**
Téledétection, Géomatique
LETG-Nantes (UMR 6554-CNRS)



Les Cahiers Nantais valorisent la production géographique avec pour objectifs :

- de promouvoir les acquis récents de la géographie auprès des universitaires et des étudiants ;
- de diffuser la connaissance produite à l'Université, sur les dynamiques contemporaines des territoires, en son sein et auprès des enseignants du secondaire, des élus, des personnels des collectivités locales et des services de l'État.

Les Cahiers Nantais sont largement ouverts à tous les courants scientifiques de la géographie, en privilégiant l'étude des milieux et des relations entre les sociétés et leurs territoires.

Des articles émanant d'autres disciplines (économie, sociologie, histoire, écologie...) portant sur la dimension territoriale des sociétés peuvent être proposés.



En couverture : Vue sur le cratère du volcan Gorely dans le kraï du Kamtchatka [Russie]

Crédit photo : Oleg Mikhailenko, Pexels.com

HOMMAGE À CLAUDE CABANNE

Disparition de Claude Cabanne : ses anciens collègues lui rendent hommage
Paul FATTAL, Elena CABANNE, Jean-Pierre PEYON, Jean-Noël SALOMON

3

ÉTUDES ET RECHERCHE

Analyse quantitative des facteurs géographiques de la dépollution naturelle des côtes mazoutées :
résultats des observations de longue durée et modélisation
Andrey KUZNETSOV, Paul FATTAL, Yury FEDOROV

19

GÉOGRAPHIES D'AILLEURS

Ambitions et désillusions d'un modèle de gestion d'une ville côtière :
cas de la commune d'Akanda (Gabon)
Guy-Serge BIGNOUMBA

41

Les aspects positifs des petits plans d'eau, le cas des étangs urbains de Moscou
Laurent TOUCHART, Pascal BARTOUT, Olga MOTCHALOVA

57

Empoisonnement des barrages hydroagricoles et pisciculture : analyse géographique des pratiques
de production halieutique dans le département de Ferkessédougou au nord de la Côte d'Ivoire
Nanan Kouamé Félix KOUADIO, Kouassi Paul ANOH, Patrick POTTIER

69

Niveau de mise en œuvre des fonctions portuaires au port de pêche côtier (PPP),
Bajomulyo, Pati, Java Central
Ernani LUBIS, Heri SETIAWAN, Anwar Bey PANE, Patrick POTTIER

91

ACTUALITÉS

Portraits de chercheur·e·s
Retour de mission
Viennent de paraître !

106

110

116

Bon de commande

118

Résumé : Une analyse statistique des résultats issue de prélèvements et observations de longue durée sur les côtes françaises, espagnoles et russes polluées par des marées noires ont permis de modéliser le processus de transformation naturelle du fioul déversé et de quantifier l'influence des conditions environnementales sur sa vitesse. La salinité de l'eau de surface, la température et la hauteur des vagues dans la zone du ressac sont les paramètres nécessaires et suffisants pour évaluer la vitesse de la transformation du polluant sur les côtes afin d'estimer la capacité potentielle à s'en libérer naturellement. Il est aussi mis en évidence que la dégradation des hydrocarbures est plus rapide dans des milieux continentaux, estuariens ou sur les côtes océaniques fortement battues par les vagues.

Mots-clés : littoraux, pollution pétrolière, facteurs géographiques, dépollution naturelle.

Analyse quantitative des facteurs géographiques de la dépollution naturelle des côtes mazoutées : résultats des observations de longue durée et modélisation



Andrey KUZNETSOV

Paul FATTAL

Yury FEDOROV

Introduction

Le pétrole et ses dérivés sont des polluants communs et nocifs qui peuvent impacter les littoraux et estuaires de manière durable (Erika en 1999 (photo 1), Prestige en 2002, Deepwater Horizon en 2010, etc.) qu'il s'agisse de zones urbanisées, portuaires ou touristiques. Par ailleurs, si l'on tient aussi compte du fait que les eaux continentales sont pourvoyeuses de pollutions chroniques ou accidentelles en provenance de l'amont, cela rend les littoraux encore plus vulnérables. L'objet de la recherche porte sur la capacité des écosystèmes côtiers et estuariens à s'auto-nettoyer, avec pour stratégie sous-jacente de laisser la nature faire, pour partie, lors des nettoyages des côtes.

Cette étude a donc pour but de quantifier l'influence des facteurs géographiques sur la vitesse de la dégradation naturelle de l'hydrocarbure sur les côtes polluées et de modéliser ce processus afin d'évaluer la capacité du milieu à se libérer naturellement du polluant. Elle résulte de nombreuses obser-



Photo 1 - Pollution au fioul lourd sur les côtes bretonnes suite au naufrage du navire Erika le 12 décembre 1999

Crédit photo : Stéphane Lesbats, Ifremer, CC BY 4.0

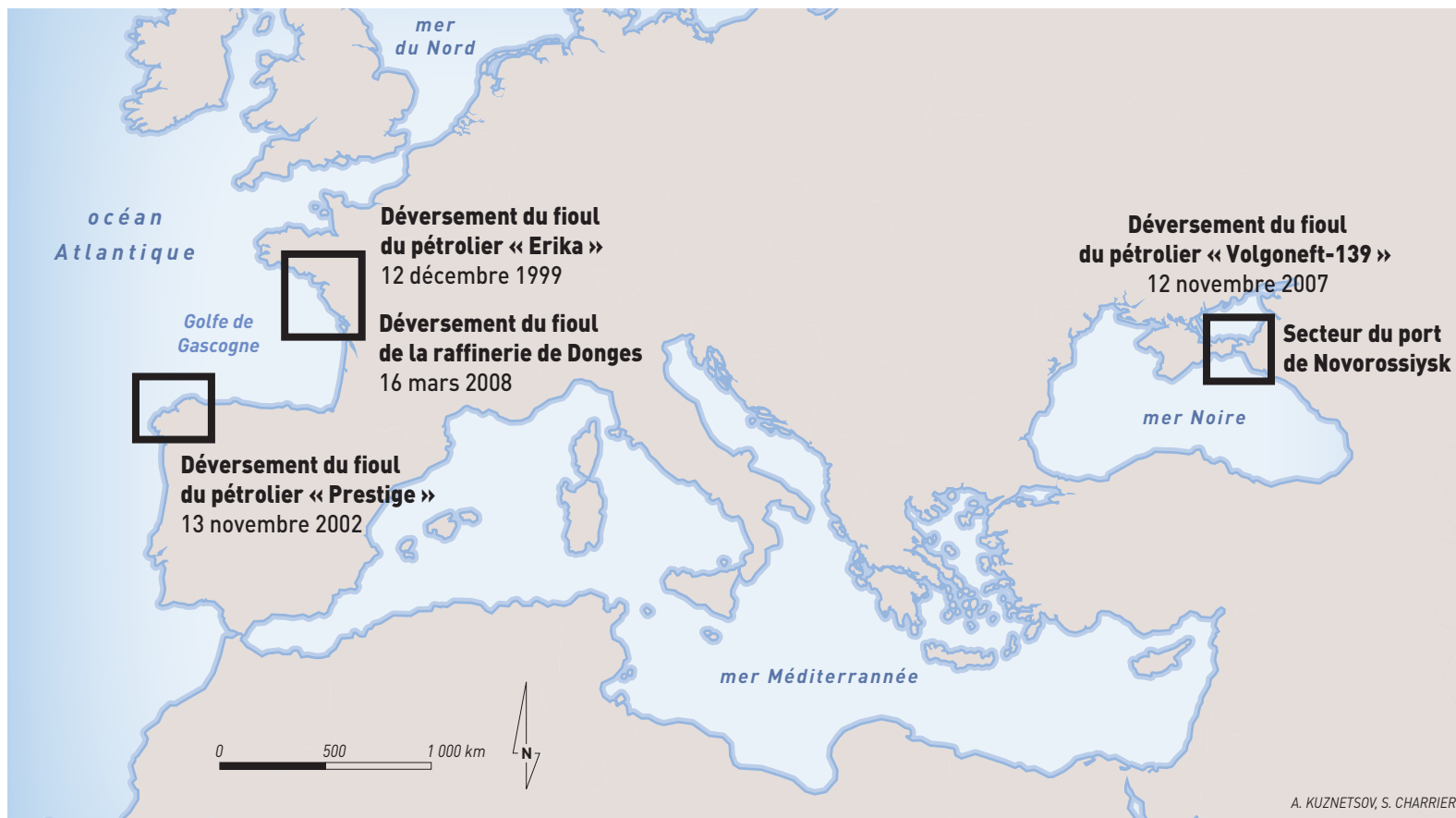
vations de terrain, d'échantillonnage et analyse en laboratoire menées en France, en Espagne (façade atlantique) et en Russie (mer d'Azov et mer Noire) pendant plus de 17 ans. À noter que ces secteurs géographiquement différents ont tous un point commun puisqu'ils ont connu une pollution majeure avec le même type d'hydrocarbure déversé facilitant ainsi la comparaison de la dégradation naturelle.

État des connaissances

La littérature scientifique relative aux facteurs et processus de transformation du pétrole dans le milieu aquatique est abondante (Atlas *et al.*, 1981 ; Leahy *et al.*, 1990 ; Prince *et al.*, 2003 ; Berthe-Corti and Höpner, 2005 ; Li *et al.*, 2007 ; Chen *et al.*, 2008 ; Mahmoudi *et al.*, 2013 ; Nixon *et al.*, 2013 ; Michel and Rutherford, 2014 ; Radovic *et al.*, 2014 ; Overton *et al.*, 2016). En revanche, la plupart des résultats publiés sont obtenus dans le cadre d'expériences de courte durée (de quelques jours à quelques semaines) et en laboratoire, donc dans des conditions totalement différentes des milieux naturels. De surcroît, en laboratoire certains hydrocarbures labiles ou à fractions pétrolières légères sont généralement observés, alors que dans un pétrole brut ou produits de sa distillation on trouve également des composants lourds, résineux et asphaltiques, dont la dégradation peut durer plusieurs années. Les résultats de ces recherches montrent à terme une diminution de la concentration, de la composition et des propriétés du pétrole sous l'action de plusieurs processus naturels. Ainsi, les n-alcanes se transforment plus vite que les hydrocarbures aromatiques ou encore les résines et les asphaltènes. Dans le milieu, les processus de dégradation dépendent de la température, la disponibilité des nutriments de l'oxygène, de la salinité, de la composition et l'activité des microorganismes, du rayonnement solaire, de l'hydrodynamisme, des paramètres géomorphologiques et du type de sédiments. Si la dégradation d'un pétrole brut par des microorganismes est un phéno-

mène bien établi et qu'il est à ce jour considéré comme le mécanisme le plus efficace pour l'élimination de polluant, toutefois, la durée et le taux de dégradation, selon les écosystèmes, sont encore mal connus car, dans les milieux naturels, une infinité de variables entrent en ligne de compte.

Différents modèles ont été proposés pour quantifier la dégradation des hydrocarbures déversés sur les littoraux (Atlas, Bragg, 2007 ; Colombo *et al.*, 2005 ; Spaulding, 2017 ; Taylor *et al.*, 2021). La plupart de ces modèles prennent en compte les changements temporels de la teneur en hydrocarbures ou HAP ou encore différents ratios diagnostiqués dans les sédiments souillés. Cependant, la séparation chromatographique des contaminants pétroliers dispersés dans les sédiments en fonction de leur granulométrie (plus les sédiments sont fins, plus ils absorbent des fractions pétrolières légères), la mobilité des sédiments de plage et la présence d'hydrocarbures d'origine naturelle compliquent la détermination et la modélisation des changements temporels de la quantité et de la composition des hydrocarbures déversés. Ainsi, J.C. Colombo *et al.* (2005) ont conclu que les apports continus d'hydrocarbures provenant de la synthèse biologique contemporaine ou liés à la combustion semblaient contribuer à réduire le taux de disparition des hydrocarbures dans les sédiments et les sols estuariens. En revanche, les nappes, boulettes d'hydrocarbures échouées sur les côtes, adhérentes aux roches ou enfouies dans les sédiments sont, lorsqu'on connaît l'origine et la nature du polluant, plus appropriés pour la modélisation cinétique. Cependant, peu de données d'observation sur leur devenir dans la zone côtière existent (Fayad, 1986 ; Khelifa *et al.*, 2005 ; Urbano, Elango, Pardue, 2013 ; Kuznetsov, Fedorov, 2020). De plus, il n'existe pas à ce jour de modèles basés sur les résultats d'observations ou d'expériences *in situ* décrivant quantitativement des relations multiples et souvent non linéaires entre les divers paramètres environnementaux et la cinétique de dégradation du pétrole. Or,



de tels modèles pourraient être appliqués pour cartographier la résilience d'un milieu de manière objective alors que jusqu'à présent cette dernière est basée sur des dires d'experts comme c'est le cas pour l'indice de sensibilité environnementale *ESI* largement utilisé (Gundlach, Hayes, 1978 ; O'Sullivan, Jacques, 1991 ; Page-Jones, 1996 ; Fattal, 2008 ; Carmona *et al.*, 2012 ; Nelson *et al.*, 2015 ; Kankara, Arockiaraj, Prabhu, 2016).

Caractéristiques des sites étudiés

Les sites étudiés concernent une partie de la côte atlantique française, de la Galice et de la Russie (fig.1). Les sites de prélèvements d'échantillons sont localisés sur les cartes de la figure 2 (cartes a, b, c et d) et les paramètres géographiques essentiels qui participent à la dépollution naturelle sont synthétisés dans le tableau 1.

Figure 1 - Sites d'observation de terrain des côtes polluées

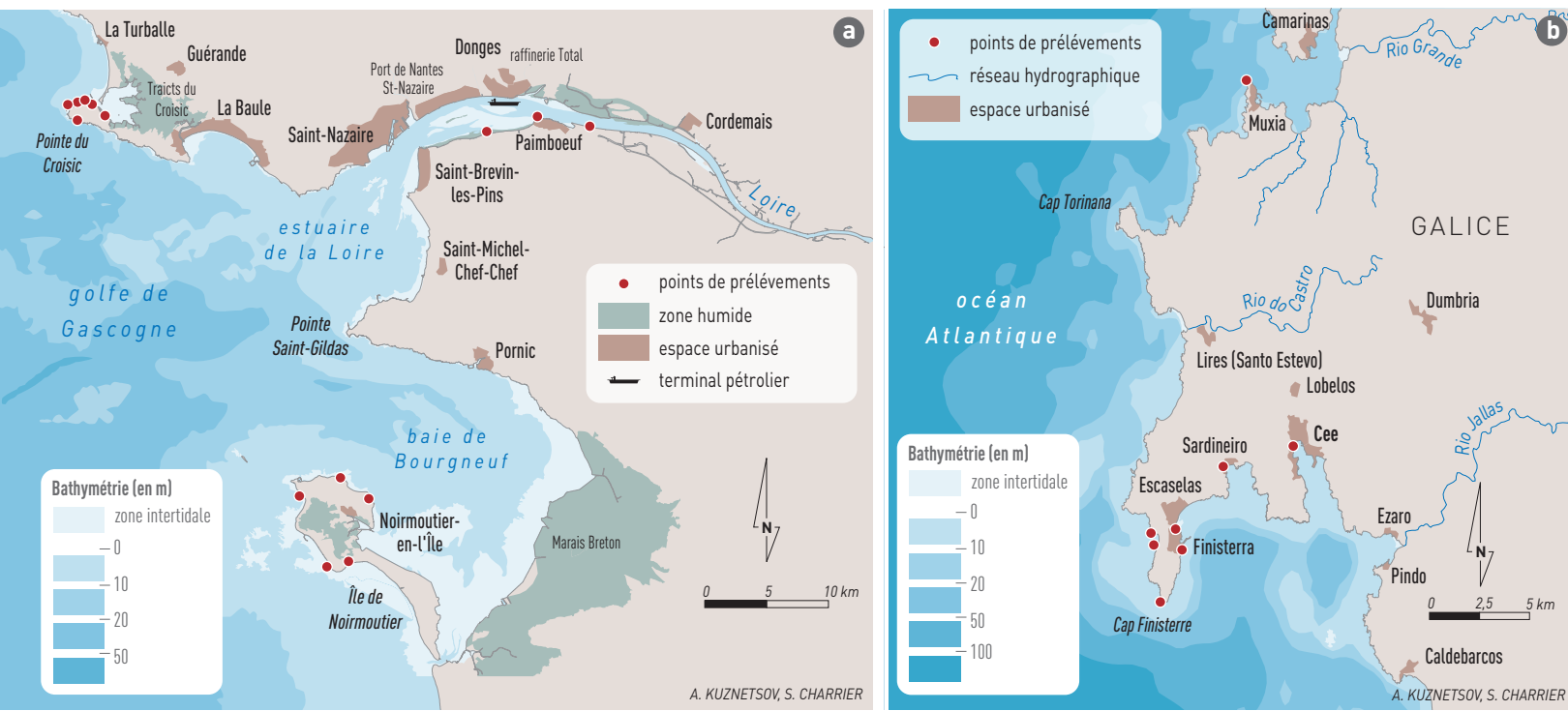


Figure 2 - Sites des prélèvements d'échantillons sur les côtes touchées par la pollution (cartes a, b, c et d)

En France, la marée noire de l'Erika, survenue en décembre 1999, se caractérise par un déversement de plus de 20 000 tonnes du fioul lourd (*fuel oil* No. 6) impactant près de 400 km de falaises, platiers et plages de sable (Tiercelin, Marchand, Rousseau, 1999–2000 ; Fattal, Fichaut, 2002 ; Fattal, 2004, 2008). Les observations de terrain ainsi que les prélèvements ont été effectués entre 2004 et 2017 sur l'île de Noirmoutier, la presqu'île du Croisic ainsi que sur la rive gauche de l'estuaire de la Loire au niveau de Paimboeuf (fig. 2a) car ces zones ont été fortement touchées par la pollution et des années plus tard contenaient encore des traces altérées en dépit des opérations de nettoyage. Est intégrée à

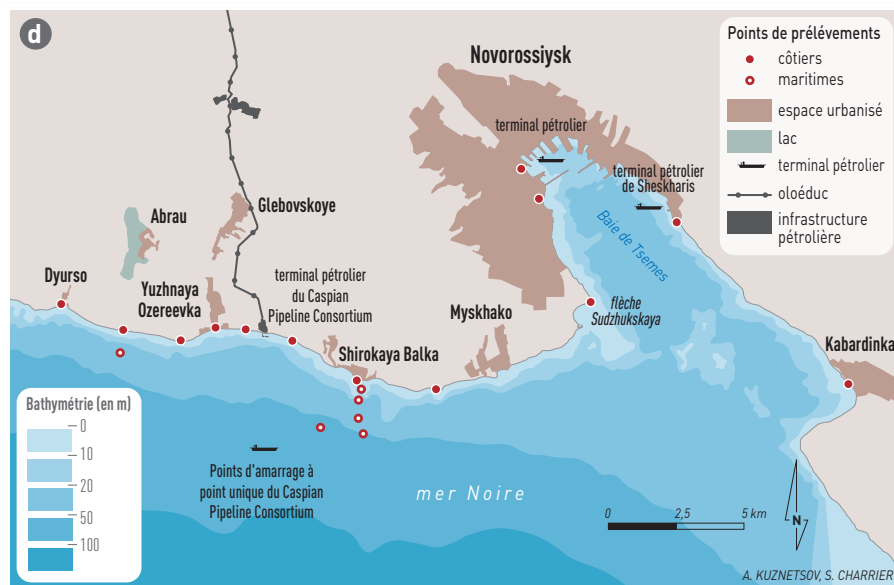
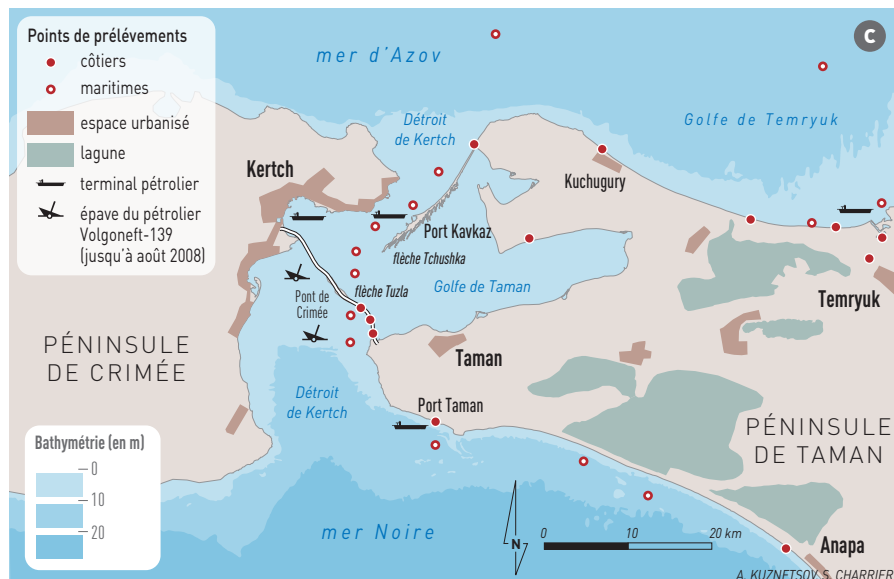
cette étude une autre pollution survenue en mars 2008, suite à une décompression d'un oléoduc de la raffinerie de pétrole de Donges, située dans l'estuaire de la Loire, provoquant un déversement dans le milieu de 500 tonnes de fioul intermédiaire (IFO-380). Pour ce cas, le pétrole déversé a pénétré dans des zones humides protégées d'intérêt international (Poncet, 2009).

Le climat de la façade atlantique étudiée en France est de type océanique tempéré, avec une température moyenne annuelle de l'air et de l'eau de surface qui est de l'ordre de 13 °C avec une amplitude annuelle comprise entre 9 et 13 °C (tab. 1). Les vent dominants (47 % de la fréquence) sont du

secteur ouest avec une vitesse moyenne annuelle de 3,7 à 5,1 m/s. Sur ces littoraux, les pentes moyennes (tous types de côtes confondues) sont relativement faibles (entre 0,3 et 2,0 cm/m). Les vagues dans la zone de ressac, pour les vents en provenance de la mer (vitesse moyenne annuelle) atteignent une hauteur maximale comprise entre 7 cm dans des secteurs abrités, et 37 cm dans des secteurs exposés (99^{ème} percentile). Sur la façade atlantique, la salinité de l'eau est de 34 ‰, (voir source tab. 1) alors que celle-ci diminue au fur et à mesure que l'on pénètre dans l'estuaire. Les concentrations des nutriments et de la chlorophylle-a (indicateur de la bioproduktivité) dans ces eaux océaniques sont relativement élevées voire très élevées dans l'estuaire de la Loire dépassant les concentrations du sud de la mer d'Azov et du détroit de Kertch.

En Espagne, en novembre 2002, le pétrolier Prestige se brise en deux et coule au large du Cap Finisterre déversant progressivement 64 000 tonnes de fioul lourd (mazout M-100) qui touchera la côte galicienne, ainsi qu'une grande partie du sud du golfe de Gascogne polluant en tout près de 1 000 km de côtes constituées principalement de hautes falaises et de petites plages de sable au sein des baies (Rousseau, Girin, 2004 ; Fattal, 2004). En Galice, les observations et les prélèvements ont été effectués entre 2012 et 2017, principalement dans le secteur de la presqu'île de Finisterre, épiceutre de la marée noire du Prestige (fig. 2b).

Dans cette région, le climat est océanique tempéré à influence subtropicale avec une prédominance d'anticyclones en été. La température moyenne annuelle de l'air et de l'eau de surface est de l'ordre de 15 °C avec une amplitude annuelle de 6 à 9 °C (tab. 1). La fréquence annuelle du vent de secteur ouest est inférieure à 35% (moyenne annuelle avec une vitesse de 4 m/s. Le littoral galicien sur les sites étudiés se caractérise par une pente plus marquée qu'en France (de 3,6 à 52,0 cm/m). Dans la zone de ressac les vagues ont une hauteur maximale comprise entre 7 cm dans des secteurs



à faible énergie à 32 cm sur des côtes abruptes et exposées. En l'absence de fleuves pourvoyeurs d'eau douce et avec des températures plus élevées, la salinité de la couche superficielle de l'océan atteint 35,7 ‰ entraînant une baisse des nutriments et de la chlorophylle-a.

En Russie, en novembre 2007, dans le détroit de Kertch, une tempête violente a eu pour conséquence de briser en deux le pétrolier Volgoneft-139 déversant dans le milieu environ 1 300 tonnes de fioul lourd (mazout M-100). Près de 50 kilomètres de côtes à falaises argileuses, de plages, flèches de sable principalement organogènes, ont été touchées ainsi que la baie de Taman peu profonde et vaseuse (Klenkin, Agapov, 2011 ; Kuznetsov, Fedorov, Fattal, 2013). Rappelons que le détroit de Kertch est le lieu de passage maritime pour l'exportation du pétrole russe qui transite de la Volga vers le Don et la mer Noire. En mer Noire, un quart de toute l'exportation du pétrole et du fioul russe ainsi que presque toute l'exportation du pétrole kazakh (plus de 100 millions de tonnes par an) transite par le port de Novorossiysk qui se trouve à 110 km au sud-est du détroit de Kertch au sein de la baie de Tsemes au pied des contreforts du Caucase. Dans ce secteur, les observations aériennes et satellites détectent souvent des nappes d'hydrocarbures autour de Novorossiysk et le long des routes maritimes (Bedritskii *et al.*, 2007) mais on trouve aussi régulièrement des traces fraîches ou altérées du fioul du Volgoneft-139 ou d'autres sources inconnues, notamment sur les platiers et hautes falaises rocheuses de flysch, sur les plages de graviers et de galets ainsi que dans les baies (Kuznetsov, Fedorov, 2020). Dans le détroit de Kertch et le secteur de Novorossiysk, les observations et les prélèvements ont été effectués entre 2007 et 2021 sur la flèche Tchushka à l'entrée de la mer d'Azov et sur la flèche et la digue Tuzla à l'entrée de la mer Noire là où l'essentiel du fioul déversé en 2007 s'était échoué (fig. 2c), ainsi que sur la côte de la mer Noire à proximité des terminaux pétroliers de Yuzhnaya Ozerevka et de Sheskharis (fig. 2d).

Le climat de la région est de type tempéré continental influencé par les anticyclones subtropicaux en période estivale. Il se caractérise par des hivers assez froids et des étés secs et chauds. La température moyenne annuelle de l'air et de l'eau de surface est de l'ordre de 13 à 15 °C et l'amplitude annuelle dépasse 16 °C pour les eaux de la mer Noire voire même 20 °C pour les eaux peu profondes de la mer d'Azov (tab. 1). Les vents dominants sont en provenance du nord-est (35 à 45 % de la fréquence) avec une vitesse moyenne annuelle de 3 à 5 m/s. Le littoral du sud de la mer d'Azov et du détroit de Kertch a une pente très faible (entre 0,2 et 0,7 cm/m), alors que dans le secteur de Novorossiysk elle va jusqu'à 1,7 à 5,0 cm/m. Par des raisons aérodynamiques et géomorphologiques, les hauteurs maximales des vagues formées par le vent de la mer dans la zone de ressac dans les deux secteurs russes étudiés sont généralement plus faibles que sur la façade atlantique de l'ordre de 3 à 8 cm sur les sites abrités et de 13 à 16 cm sur les côtes exposées aux vents dominants. La salinité des eaux superficielles de ces mers intercontinentales est faible de l'ordre de 12 ‰ dans la partie sud de la mer d'Azov et 18 ‰ dans la partie nord-est de la mer Noire. Les nutriments et la chlorophylle-a, ont des concentrations qui sont ici maximales (à l'exception de l'estuaire de la Loire cité plus haut où elles sont encore plus importantes). Cette mer intercontinentale d'Azov est fortement influencée par les fleuves du Don et du Kouban et enrichie par les produits de minéralisation de la matière organique. De plus, la colonne d'eau (de faible profondeur – 13m) et les sédiments du fond sont brassés et se remobilisent régulièrement sous l'action du vent. Par contre, en mer Noire, beaucoup plus profonde (jusqu'à 2 210 m) il n'y a pas dans sa partie nord-est de fleuves majeurs et de ce fait les eaux superficielles ne contiennent qu'une faible quantité de nitrates et de chlorophylle-a. Néanmoins, sous l'influence de l'altération des roches volcanogènes du Caucase du sud, les concentrations des phosphates γ sont élevées.

Matériels et méthodes de recherche

En France, suite aux opérations de nettoyage du fioul de l'Erika réalisées entre 1999 et 2000, une étude des impacts directs et indirects liés à ces opérations a été réalisée (Fattal, Fichaut 2002). Puis, huit campagnes de terrain ont été organisées : en décembre 2004, novembre 2006, octobre 2007, novembre 2008, novembre 2009, novembre 2012, novembre 2014 et mars 2017 pour prélever des échantillons de polluant rémanent. Sur les côtes galiciennes polluées par le fioul du Prestige les campagnes ont été réalisées en octobre 2012, novembre 2014 et mars 2017. Enfin, dans le détroit de Kertch, les premières observations datent de décembre 2007, soit 40 jours après la marée noire du pétrolier Volgoneft-139 et depuis, onze expéditions ont été organisées : en août 2008, septembre 2009, août 2010, janvier et août 2011, juin 2012, juin 2013, septembre 2014, juillet 2016, juillet 2019 et août 2021. Sur la côte de la mer Noire, à proximité des terminaux pétroliers de Novorossiysk, les prélèvements ont été entrepris en même temps que dans le détroit de Kertch, sauf en 2007 où ils ont été effectués en août.

Le terrain consistait à échantillonner des pellicules de polluant, de nappes et de boules d'hydrocarbures échouées à la côte et adhérentes aux roches, galets et infrastructures. Une description visuelle de leur quantité, taille, propriétés organoleptiques ainsi que leur localisation sur le profil topographique de l'estran a aussi été effectué. Une attention spéciale a été portée pour échantillonner les mêmes accumulations de polluant en lien avec les déversements étudiés. Au total, sur l'ensemble des zones étudiées, 358 échantillons d'hydrocarbures ont été prélevés, dont 71 sur les côtes françaises, 32 sur les côtes espagnoles, 127 dans le détroit de Kertch et 128 dans le secteur de Novorossiysk.

L'analyse des échantillons en laboratoire a été effectuée selon le mode opératoire suivant : extraction des composants pétroliers par des solvants organiques, séparation

chromatographique sur couche mince d'aluminoxyde en trois groupes : 1) les hydrocarbures aliphatique, alicyclique, mono- et di-aromatiques (HC), 2) les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH), 3) les composants asphaltiques : résines et asphaltènes (AC), et enfin détection de leur quantité par les méthodes optiques (spectrophotométrie infrarouge et ultraviolette, méthode de luminescence) ou gravimétriques en cas de disponibilité de quantités importantes de composants élués (Nikanorov, Stradomskaya, 2009). Ces méthodes qui déterminent les concentrations de masse de toutes les fractions principales du pétrole et permettent également un traitement relativement rapide et peu onéreux de quantités importantes d'échantillons (Poole, 1999 ; Stephens *et al.*, 2005 ; Stout, Wang, 2016) s'avèrent précieuses pour obtenir des informations sur la dégradation naturelle.

Les données obtenues lors de ces recherches, ainsi que les informations sur les conditions géographiques des secteurs côtiers étudiés ont été intégrées dans une base de données constituée des 358 échantillons. Cette base contient les données sur la composition des échantillons d'hydrocarbures (pourcentage des HC, PAH et AC), leur épaisseur (h_i) et propriétés organoleptiques, la probabilité de l'apparition du niveau de la mer au-dessus de la position de l'échantillon d'hydrocarbure considéré sur le profil de la zone côtière (i) (en raison des marées, des vagues, des effets du vent, etc.) ainsi que les paramètres géographiques présents dans le tableau 1. Cependant, seuls 233 échantillons identifiés avec les marées noires considérées ont été retenus pour une modélisation. Ce tri des échantillons s'appuie sur l'analyse statistique de leur composition, les propriétés organoleptiques et les échantillons ayant des valeurs aberrantes ont été exclus. Le logiciel *StatSoft Statistica* a été utilisé pour effectuer une analyse de régression non linéaire multiple et développer un modèle empirique statistique de la transformation naturelle

Tableau 1 - Paramètres géographiques des sites d'études

Sites étudiés	Paramètres géographiques*																
	$tg \alpha$	R_s kWh/m ²	T_{air} °C	ΔT_{air} °C	ΣT_{air} °C	$N(T_0)$	V_{sw} m/s	F_{sw} %	T_w °C	ΔT_w °C	ΣT_w °C	S ‰	L_w km	H_{ws} m	$C(NO_3^-)$ µmol/l	$C(PO_4^{3-})$ µmol/l	$ChlA$ mg/m ³
France, presqu'île du Croisic, côte nord	0,008	1 310	12,8	12,6	4 639	32	3,7	45,0	13,1	10,7	4 787	33,5	22,4	0,105	4,41	0,268	6,0
France, presqu'île du Croisic, côte nord-ouest	0,020	1 310	12,8	12,6	4 639	32	3,7	45,0	13,1	10,7	4 787	33,5	22,2	0,364	4,41	0,268	6,0
France, île de Noirmoutier, côte nord-est, Plage des Dames	0,004	1 330	12,8	12,6	4 639	32	3,4	34,8	13,4	9,9	4 911	34,0	12,0	0,068	4,00	0,239	4,0
France, île de Noirmoutier, côte nord-ouest, Plage de Luzéronde	0,003	1 330	12,8	12,6	4 639	32	4,5	47,6	13,4	9,9	4 911	34,0	94,6	0,144	4,00	0,239	4,0
France, île de Noirmoutier, côte nord, Pointe des Charniers	0,004	1 330	12,8	12,6	4 639	32	3,4	34,8	13,4	9,9	4 911	34,0	9,9	0,073	4,00	0,239	4,0
France, île de Noirmoutier, côte sud-ouest, Plage de Guérinière	0,004	1 330	12,8	12,6	4 639	32	5,1	25,1	13,4	9,9	4 911	34,0	158,1	0,137	4,00	0,239	4,0
France, estuaire de la Loire, rive gauche en face de la raffinerie de Donges, Paimboeuf	0,018	1 270	12,8	12,6	4 639	32	3,3	36,9	14,0	15,5	5 110	12,0	1,3	0,038	122,14	0,858	10,5
Espagne, A Coruna, punta Robaleira	0,523	1 330	14,8	8,6	5 409	0	3,7	20,6	15,3	5,7	5 592	35,7	238,4	0,237	1,40	0,126	2,5
Espagne, Muxia, punta da Barca	0,053	1 370	14,8	8,6	5 409	0	3,8	35,4	15,3	5,7	5 592	35,7	90,4	0,181	1,40	0,126	2,5
Espagne, presqu'île de Finisterre, côte est	0,040	1 410	14,8	8,6	5 409	0	3,0	36,3	15,3	5,7	5 592	35,7	6,0	0,065	1,40	0,126	2,5
Espagne, presqu'île de Finisterre, côte ouest, Plage de Mar de Fora	0,036	1 410	14,8	8,6	5 409	0	4,0	35,3	15,3	5,7	5 592	35,7	229,2	0,196	1,40	0,126	2,5
Espagne, presqu'île de Finisterre, Cabo Finisterre	0,069	1 410	14,8	8,6	5 409	0	3,3	39,4	15,3	5,7	5 592	35,7	173,4	0,320	1,40	0,126	2,5
Russie, détroit de Kertch, flèche Tchushka, partie proximale	0,006	1 400	13,1	23,2	4 664	38	3,9	35,4	12,4	22,9	4 552	12,1	122,0	0,161	30,03	0,429	8,5
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie distale	0,007	1 405	12,7	24,0	4 629	43	2,8	27,6	13,9	20,0	5 080	16,3	11,2	0,078	1,82	0,487	5,5

Sites étudiés	Paramètres géographiques*																
	$tg \alpha$	R_s kWh/m ²	T_{air} °C	ΔT_{air} °C	ΣT_{air} °C	$N(T_0)$	V_{sw} m/s	F_{sw} %	T_w °C	ΔT_w °C	ΣT_w °C	S ‰	L_w km	H_{ws} m	$C(NO_3^-)$ µmol/l	$C(PO_4^{3-})$ µmol/l	$ChlA$ mg/m ³
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie intermédiaire	0,002	1 405	12,7	24,0	4 629	43	3,2	37,1	13,9	20,0	5 080	16,3	84,8	0,072	1,82	0,487	5,5
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie proximale	0,002	1 405	12,7	24,0	4 629	43	3,0	30,6	13,9	20,0	5 080	16,3	57,5	0,061	1,82	0,487	5,5
Russie, Mer Noire, côte à Yuzhnaya Ozereevka, terminal pétrolier du Caspian Pipeline Consortium	0,036	1 390	14,7	21,8	5 289	36	2,9	32,2	15,1	16,8	5 519	18,0	281,1	0,083	1,11	0,577	1,2
Russie, Mer Noire, côte ouest de la baie de Novorossiysk, flèche Sudzhukskaya	0,017	1 390	14,7	21,8	5 289	36	4,9	42,4	15,4	16,6	5 645	17,7	5,3	0,127	1,11	0,577	1,2
Russie, Mer Noire, côte est de la baie de Novorossiysk, terminal pétrolier de Transneft à Sheskhari	0,050	1 380	14,7	21,8	5 289	36	2,7	29,3	15,4	16,6	5 645	17,7	140,6	0,104	1,11	0,577	1,2
Russie, Mer Noire, côte est de la baie de Novorossiysk, Kabardinka	0,021	1 385	14,7	21,8	5 289	36	2,7	29,3	15,4	16,6	5 645	17,7	106,0	0,028	1,11	0,577	1,2

* Notations des paramètres géographiques dans le tableau 1 et les sources des données :

$tg \alpha$ – tangente de l'angle de l'inclinaison de la côte (mesuré à partir des cartes bathymétriques);

R_s – irradiation solaire annuelle (World Bank Group, 2021) ;

T_{air} – température moyenne annuelle de l'aire (NOAA, 2021) ;

ΔT_{air} – amplitude annuelle de la température de l'aire (idem.) ;

ΣT_{air} – somme annuelle des températures positives de l'air (idem.) ;

$N(T_0)$ – nombre annuel de cas de transitions de la température de l'air par 0 °C (idem.)

V_{sw} – vitesse moyenne annuelle du vent en provenance de la mer (idem.) ;

F_{sw} – fréquence annuelle du vent en provenance de la mer (idem.) ;

T_w – température moyenne annuelle de l'eau de surface (Charraudeau, Vandermeirsch, 2006 ; Korshenko *et al.*, 2008–2020 ; SYVEL, 2011 ; SIMAR, 2021) ;

ΔT_w – amplitude annuelle de la température de l'eau de surface (idem.) ;

ΣT_w – somme annuelle des températures positives de l'eau de surface (idem.) ;

S – salinité moyenne annuelle de l'eau de surface (idem.) ;

L_w – distance moyenne de l'accélération des vagues sous l'influence du vent (mesurée à partir des cartes bathymétriques) ;

H_{ws} – hauteur maximale (99^{ème} percentile) des vagues dans la zone du ressac formées par le vent en provenance de la mer ayant une vitesse moyenne annuelle et une fréquence (calculée à partir du modèle WAM (Haselmann *et al.*, 1988 adapté par la méthode (ROSHYDROMET, 2018) pour la zone de ressac) ;

$C(NO_3^-)$ – concentration moyenne annuelle des nitrates dans l'eau de surface (Korshenko *et al.*, 2008–2020 ; Sourisseau *et al.*, 2012 ; Minaudo *et al.*, 2015 ; Ratmaya *et al.*, 2019) ;

$C(PO_4^{3-})$ – concentration moyenne annuelle des phosphates dans l'eau de surface (idem.) ;

$ChlA$ – concentration moyenne annuelle de la chlorophylle-a dans l'eau de surface (Minaudo *et al.*, 2015 ; Saprygin *et al.*, 2018 ; Vostokov *et al.*, 2019 ; Gohin *et al.*, 2020 ; Kochergin, Kriskevich, 2021).

du fioul sur les côtes. Les 125 échantillons exclus, dont la majorité a été prélevée dans le secteur de Novorossiysk là où il y a plusieurs sources possibles de pollution, ont été utilisés afin de vérifier le modèle.

Résultats et discussion

Les résultats d'observations sur une longue durée montrent que sur les côtes la quantité et la taille des traces de fioul adhérentes aux rochers ou aux infrastructures diminuent avec le temps en raison de leur dégradation naturelle. Néanmoins, même altérées, ces traces sont toujours présentes, 17 ans après la marée noire de l'Erika et 14 ans après l'accident du Prestige et du Volgoneft-139.

Les changements temporels de la composition des traces d'hydrocarbures observés sur les côtes (fig. 3) montrent une diminution stable du pourcentage d'hydrocarbures aliphatique, alicyclique, mono- et di-aromatiques (*HC*) qui ont un poids moléculaire relativement faible et sont plus sensibles aux processus d'évaporation, de dissolution et de biodégradation, tandis que les composés résineux et asphaltiques (*AC*) sont plus lourds et plus persistants, induisant un pourcentage résiduel qui augmente. Par ailleurs, le pourcentage d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (*PAH*) ne révèle pas de changements temporels significatifs même si la masse de ces derniers diminue aussi avec le temps. C'est la raison pour laquelle (Fedorov, Stradomskaya, Kuznetsov, 2006) il a été suggéré que la proportion entre les composants pétroliers labiles et persistants (*HC/AC*) puisse être considérée comme un indicateur simplifié du niveau de transformation des traces du polluant et par conséquent, il est proposé que la vitesse de diminution de cette proportion puisse être utilisée pour quantifier la dynamique de la dépollution naturelle du milieu. De plus, la proportion *HC/AC* est plus appropriée que la concentration de masse car elle ne prend en compte que le changement de la composition chimique et n'est pas

considérablement influencée par la dilution, la migration ou d'autres processus mécaniques qui n'ont rien à voir avec la destruction du polluant.

Le caractère quasi exponentiel de la diminution de la proportion *HC/AC* dans la composition des traces de fioul avec le temps (fig. 4) permet d'utiliser l'équation cinétique de la réaction de nième ordre (1) pour l'approximation de ce processus. D'après les résultats de l'analyse de régression multiple non linéaire des données d'observation, dans cette équation $n = 2,928$, et la constante de la vitesse du processus k dépend de l'épaisseur initiale de la nappe du fioul et de sa position sur le profil topographique du littoral conformément aux équations (2-4) :

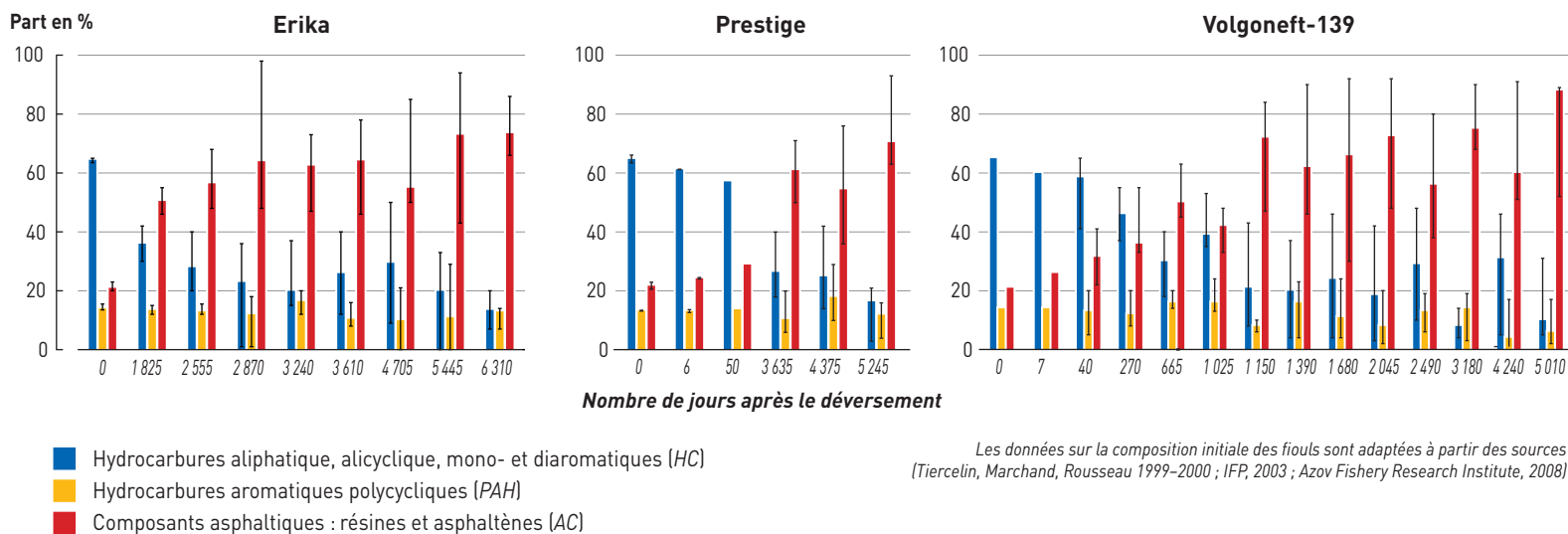
$$(1) \quad (HC/AC)_t^{1-n} = (HC/AC)_0^{1-n} + (n-1)kt$$

$$(2) \quad k = f(i)f(h_0)k'$$

$$(3) \quad f(i) = 0,973 \cdot e^{-60,5(i-m)^2} + 0,027$$

$$(4) \quad f(h_0) = h_0^{-0,643} = \left(h_t e^{0,0109e^i k't} \right)^{-0,643}$$

où $(HC/AC)_0$ et $(HC/AC)_t$ sont les proportions entre les hydrocarbures pétroliers (*HC*) et les composants asphaltiques (*AC*) au moment initial et après un intervalle de temps t (en jours) ; $f(i)$ est la fonction de la dépendance de la constante de la vitesse du processus k de la probabilité de l'apparition du niveau de la mer au-dessus de la position de la trace d'hydrocarbures considérée sur le profil de la zone côtière i ; m est une valeur de i sous laquelle $f(i)$ atteint son maximum $f(i) = 1$: pour les littoraux océaniques avec des marées $m = 0,289$, pour les côtes des mers internes $m = 0,191$; $f(h_0)$ est la fonction de la dépendance de la constante de la vitesse du processus k de l'épaisseur de traces d'hydrocarbures : h_0 , est une épaisseur initiale (mm), h_t est une épaisseur après l'intervalle de temps t ; et k' est la constante de la vitesse de transformation d'une pellicule de pétrole de 1 mm d'épaisseur initiale échouée dans la partie haute de l'estran (là où $i = m$ et $f(i) = 1$).



Les données sur la composition initiale des fiouls sont adaptées à partir des sources (Tiercelin, Marchand, Rousseau 1999-2000 ; IFP, 2003 ; Azov Fishery Research Institute, 2008)

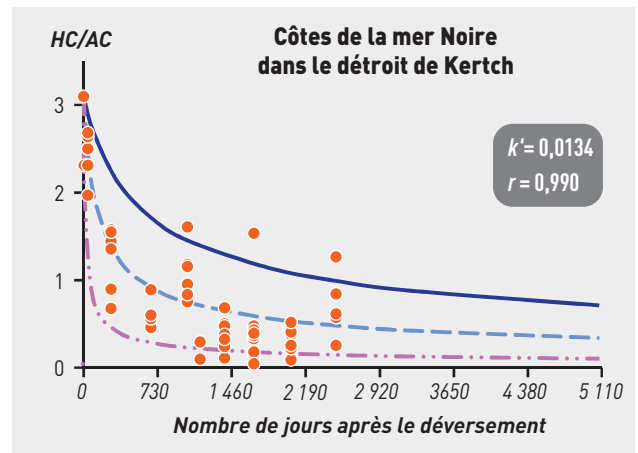
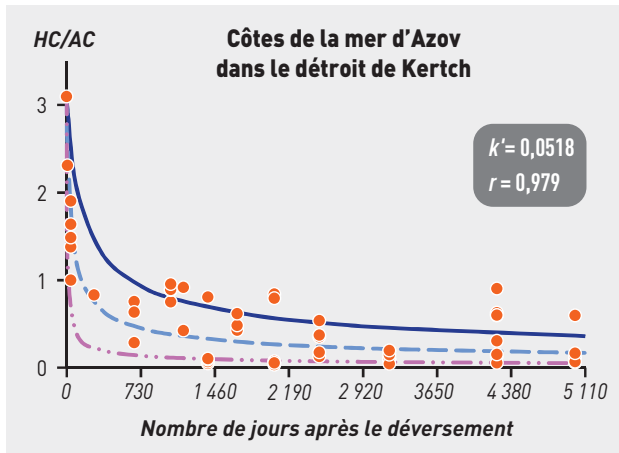
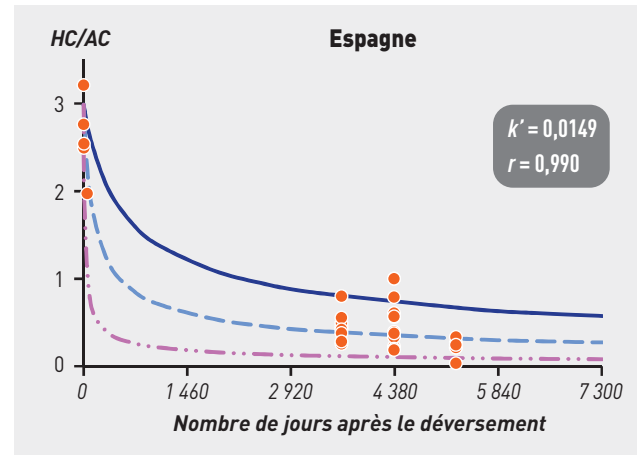
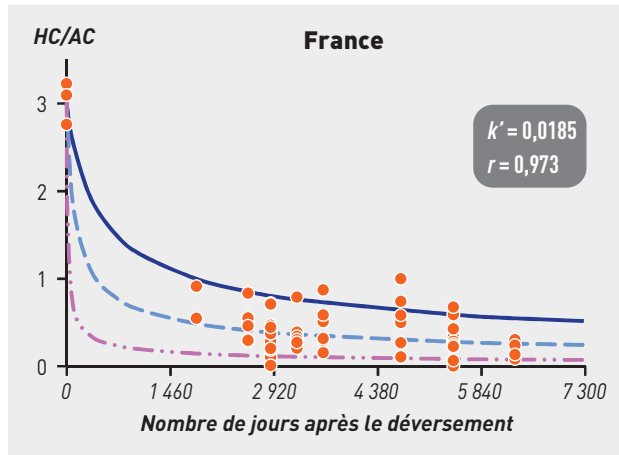
Figure 3 - Changements temporels de la composition des traces des fiouls de l'Erika, du Prestige et du Volgoneft-139 sur les littoraux

La figure 5 illustre les courbes des équations (3) et (4). On voit que la fonction $f(i)$ suit la courbe de Gauss modifiée avec sa valeur maximale $f(i) = 1$ dans la partie haute du littoral où $i = m = 0,290$ (29,0 %) pour les littoraux océaniques à marées et $i = m = 0,191$ (19,1 %) pour les mers intérieures car il n'y a presque pas de marées. Ainsi, les résultats d'observations montrent à l'évidence que dans cette partie du littoral le temps de contact du polluant avec l'air, l'eau de mer et le substrat ainsi que l'influence du ressac et du rayonnement solaire sont optimaux pour sa transformation. Ainsi, vers la mer et vers la terre $f(i)$ diminue rapidement. En ce qui concerne la fonction $f(h_p)$, la courbe est hyperbolique : pour les pellicules du fioul fines (moins de 5 mm d'épaisseur) la vitesse de transformation naturelle est la plus importante et diminue rapidement dès lors que leur épaisseur augmente car l'accessibilité des hydrocarbures aux bactéries et aux facteurs environnementaux agissent de manière différenciée sur la surface du polluant. Par contre, pour les accumulations du

fioul épaisses, leur surépaisseur n'influence pas beaucoup la vitesse du processus car la plupart du fioul de ces accumulations restent peu sensibles à la transformation naturelle.

En effet, dans l'équation (2), k' représente une partie de la constante de la vitesse de transformation du polluant k qui ne dépend ni de son épaisseur ni de sa position sur le profil de l'estran, mais qui est déterminée principalement par les paramètres géographiques des littoraux. Ainsi, k' peut être considéré comme une caractéristique quantitative de la capacité d'un littoral à se libérer naturellement du polluant. Pour déterminer la dépendance de k' par rapport aux paramètres géographiques, une analyse statistique du tableau 1 a été réalisée. D'après les résultats obtenus, certains de ces paramètres présentent une forte corrélation entre eux et en conséquence, ils ne sont pas tous utilisables dans le modèle statistique. Ainsi la disponibilité des éléments nutritifs $C(NO_3^-)$, $C(PO_4^{3-})$ et la bioproduktivité ($ChlA$) dépendent, d'une part, de l'afflux

Figure 4 - Évolution de la proportion HC/AC dans la composition des traces de fioul au fil du temps sur les littoraux atlantiques de la France, de l'Espagne, des côtes de la mer d'Azov et de la mer Noire dans le détroit de Kertch



- 1 échantillons du fioul
- 2 } courbes approchant la transformation des traces de fioul de l'épaisseur de 20 mm (2) et de 2 mm (3, 4) prélevées dans la partie moyenne (2, 3) et la partie haute (4) de l'estran
- - - 3
- · · 4

Les données sur la composition initiale des fiouls sont adaptées à partir des sources (Tiercelin, Marchand, Rousseau 1999-2000 ; IFP, 2003 ; Azov Fishery Research Institute, 2008)

des eaux douces continentales, et d'autre part, de la montée des eaux profondes froides et riches en nutriments. Disponibilité en nutriments et bioproduktivité sont donc fortement inter-corrélées avec la salinité (S) et la température de l'eau de surface (T_w). Par ailleurs, les paramètres géomorphologiques et aérodynamiques tels que la pente du littoral ($tg \alpha$), la vitesse et la fréquence du vent en provenance de la mer (V_{sw}, F_{sw}), la distance moyenne de l'accélération des vagues sous l'influence du vent (L_w) sont intégrés dans le modèle de la prédiction des vagues océaniques WAM afin de calculer la hauteur maximale (99^{ème} percentile) des vagues dans la zone de ressac formées par le vent en provenance de la mer ayant une vitesse moyenne annuelle et une fréquence (H_{ws}).

Au final, pour le modèle, trois paramètres relativement non-interdépendants ont été retenus. Ce sont : la température de l'environnement (T), la salinité de l'eau (S) et la hauteur des vagues dans la zone du ressac (H_{ws}) intégrant d'autres paramètres géographiques qui sont interconnectés dans l'environnement. La température de l'environnement (T) est calculée à partir des températures moyennes de l'eau (T_w) et de l'air (T_{air}) en fonction de la probabilité de l'apparition du niveau de la mer au-dessus de la position de la trace d'hydrocarbures étudiée sur le profil de la zone littorale (i). Le tableau 2 explique l'inclusion ou non-inclusion des paramètres géographiques dans le modèle.

Les résultats de l'analyse de régression multiple non linéaire des données d'observations ont permis d'obtenir un système d'équations décrivant l'influence des paramètres géographiques retenus pour k' :

$$(5) \quad k' = (f(S) + f(T) + f(H) + c)$$

$$(6) \quad f(S) = 0,312 \cdot e^{-0,0136 \cdot S^2}$$

$$(7) \quad f(T) = 0,00397 \cdot T \cdot e^{-0,00198 \cdot T^2}$$

$$(8) \quad f(H_{ws}) = 0,0898 \cdot H_{ws}$$

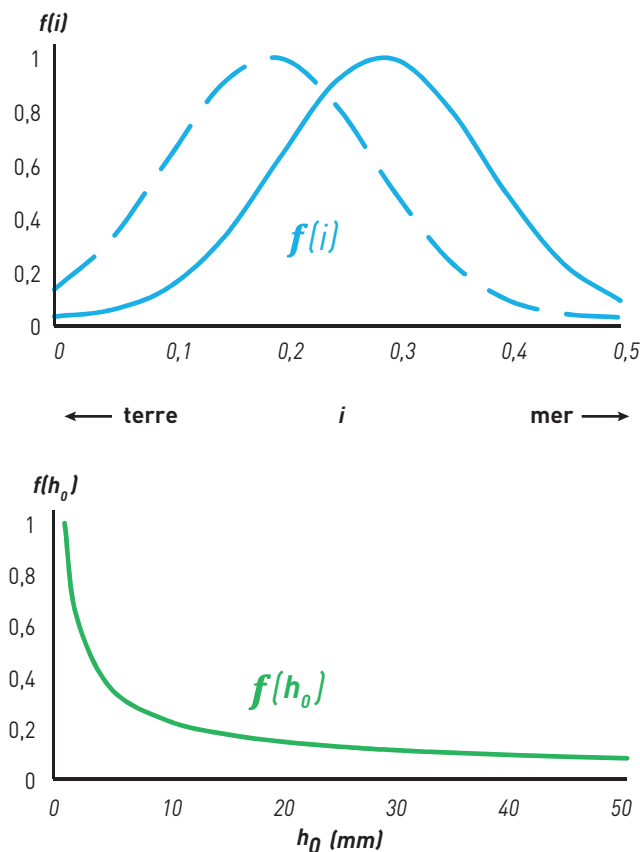


Figure 5 - Courbes illustrant la dépendance de la constante de la vitesse de transformation du polluant k de la probabilité de l'apparition du niveau de la mer au-dessus de la position de la trace d'hydrocarbures considérée sur le profil de la zone côtière (i) (la courbe gauche est pour les littoraux des mers internes et la courbe droite est pour les côtes océaniques) ainsi que de l'épaisseur initiale de nappes d'hydrocarbures (h_0 , mm), voir équations (3) et (4).

$f(S)$, $f(T)$ et $f(H_{ws})$ sont respectivement les fonctions de la dépendance de k' de la température de l'environnement (T , °C), la salinité de l'eau de surface (S , ‰) et la hauteur maximale (99^{ème} percentile) des vagues dans la zone de ressac formées par le vent en provenance de la mer ayant une vitesse moyenne annuelle compte tenu de sa fréquence (H_{ws} , m) ; le terme constant $c = -0,0385$.

Paramètres géographiques	Inclusion dans le modèle	Raisons de non-inclusion
Tangente de l'angle de l'inclinaison de la côte ($tg \alpha$)	Non	Prise en compte pour le calcul du paramètre H_{ws}
Irradiation solaire annuelle (R_s)	Non	Corrélation importante avec les paramètres T_{air} et T_w
Température moyenne annuelle de l'air (T_{air})	Oui	-
Amplitude annuelle de la température de l'air (ΔT_{air})	Non	Très forte corrélation avec le paramètre S
Somme annuelle des températures positives de l'air (ΣT_{air})	Non	Très forte corrélation avec les paramètres T_{air} et T_w
Nombre annuel de cas de transitions de la température de l'air par 0°C (N/T_0)	Non	Forte corrélation avec les paramètres T_{air} et S
Vitesse moyenne annuelle du vent en provenance de la mer (V_{sw})	Non	Pris en compte pour le calcul du paramètre H_{ws}
Fréquence annuelle du vent en provenance de la mer (F_{sw})	Non	Pris en compte pour le calcul du paramètre H_{ws}
Distance moyenne de l'accélération des vagues sous l'influence du vent (L_w)	Non	Pris en compte pour le calcul du paramètre H_{ws}
Température moyenne annuelle de l'eau de surface (T_w)	Oui	-
Amplitude annuelle de la température de l'eau de surface (ΔT_w)	Non	Très forte corrélation avec le paramètre S
Somme annuelle des températures positives de l'eau de surface (ΣT_w)	Non	Très forte corrélation avec les paramètres T_w et T_{air}
Hauteur maximale (99 ^{ème} percentile) des vagues dans la zone du ressac formées par le vent en provenance de la mer ayant une vitesse moyenne annuelle compte tenu de sa fréquence (H_{ws})	Oui	-
Salinité moyenne annuelle de l'eau de surface (S)	Oui	-
Concentration moyenne annuelle des nitrates dans l'eau de surface $C(NO_3^-)$	Non	Forte corrélation avec les paramètres T_w et S
Concentration moyenne annuelle des phosphates dans l'eau de surface $C(PO_4^{3-})$	Non	Très forte corrélation avec le paramètre S
Concentration moyenne annuelle de la chlorophylle-a ($ChlA$)	Non	Forte corrélation avec les paramètres S et T_w

Tableau 2 – Analyse des paramètres géographiques pour la justification de leur inclusion ou non-inclusion dans le modèle de la transformation naturelle du polluant

La figure 6 illustre les courbes des équations (6–8). La fonction $f(S)$ qui est apparemment la plus importante pour k' est modélisée par la branche droite de la courbe de Gauss. Plus clairement, cela signifie que l'effet des eaux continentales riches en nutriments ainsi que d'autres paramètres additionnés participant à la dégradation du fioul comme les valeurs élevées de l'irradiation solaire, l'amplitude de la température ainsi que le nombre de cas de transitions de la température par 0°C (cycles de congélation et de décongélation de l'eau) diminuent rapidement avec l'augmentation de la salinité et disparaissent presque quand cette dernière atteint 16‰ . La fonction $f(T)$ est décrite par la courbe de Rayleigh qui atteint sa valeur maximale à la température de $15,9^\circ\text{C}$. Une baisse de la température va ralentir les processus biogéochimiques, ainsi que la biodégradation du fioul, jusqu'à bloquer ces processus quand l'eau est piégée, alors qu'une augmentation de la température dans des eaux superficielles empêche le mélange de la colonne d'eau et la remontée des eaux profondes riches en nutriments indispensables aux bactéries. En ce qui concerne la fonction $f(H_{ws})$, on observe que la croissance de la hauteur des vagues et par conséquent de leur énergie a une influence linéaire sur la vitesse de la dégradation des hydrocarbures car cette action mécanique érode la surface asséchée des nappes et des crottes de fioul, mais aussi rend les couches sous-jacentes elles aussi accessibles aux processus d'altération.

Tous les paramètres présents dans les équations (1–8) sont statistiquement significatifs. La corrélation multiple du système des équations (1–8) est $r = 0,987$. Par ailleurs, afin de vérifier le modèle les données des 125 échantillons qui n'étaient pas identifiés par les marées noires étudiées et donc non intégrés au modèle ont été utilisés (la majorité de ces échantillons proviennent du secteur de Novorossiysk où il existe plusieurs sources possibles de pollutions). Au cours de cette procédure, 6 clusters des traces d'hydrocarbures d'origines différentes ont été retenus. L'application du modèle à ces clusters a montré une corrélation forte

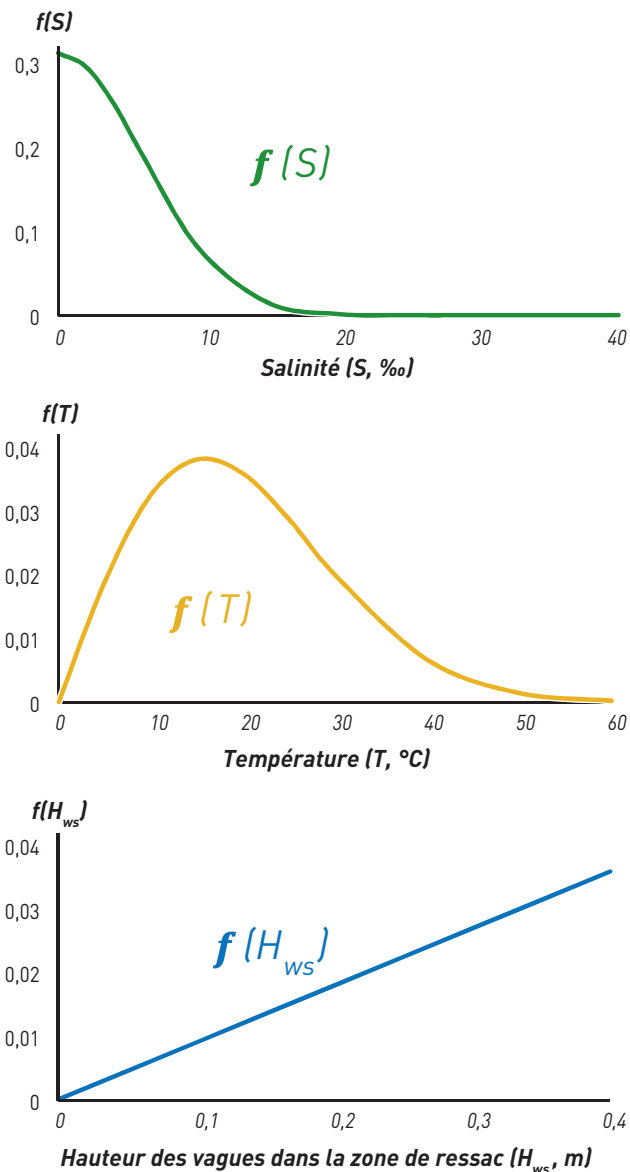


Figure 6 - Courbes illustrant la dépendance de la constante de la vitesse de transformation du polluant k' de la température de l'environnement (T , $^\circ\text{C}$), de la salinité de l'eau de surface (S , ‰) et de la hauteur des vagues dans la zone de ressac (H_{ws} , m), voir équations (6–8)

Sites étudiés	Nombre d'échantillons identifiés avec les marées noires considérées	k'	$T_{1/2}$, ans
France, presqu'île du Croisic, côte nord	10	0,0078	5,6
France, presqu'île du Croisic, côte nord-ouest	15	0,0310	1,4
France, île de Noirmoutier, côte nord-est, Plage des Dames	7	0,0045	9,6
France, île de Noirmoutier, côte nord-ouest, Plage de Luzéronde	18	0,0113	3,8
France, île de Noirmoutier, côte nord, Pointe des Charniers	1	0,0050	8,8
France, île de Noirmoutier, côte sud-ouest, Plage de Guérinière	1	0,0107	4,1
France, estuaire de la Loire, rive gauche en face de la raffinerie de Donges, Paimboeuf	12	0,0461	0,9
Espagne, A Coruna, punta Robaleira	1	0,0209	2,1
Espagne, Muxia, punta da Barca	2	0,0159	2,7
Espagne, presqu'île de Finisterre, côte est	4	0,0054	8,0
Espagne, presqu'île de Finisterre, côte ouest, Plage de Mar de Fora	18	0,0173	2,5
Espagne, presqu'île de Finisterre, Cabo Finisterre	1	0,0283	1,5
Russie, détroit de Kertch, flèche Tchushka, partie proximale	55	0,0563	0,9
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie distale	15	0,0139	3,5
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie intermédiaire	24	0,0133	3,6
Russie, détroit de Kertch, flèche et digue Tuzla, partie proximale	19	0,0123	3,9
Russie, Mer Noire, côte à Yuzhnaya Ozereevka, terminal pétrolier du Caspian Pipeline Consortium	11	0,0109	4,4
Russie, Mer Noire, côte ouest de la baie de Novorossiysk, flèche Sudzhukskaya	6	0,0154	3,1
Russie, Mer Noire, côte est de la baie de Novorossiysk, terminal pétrolier de Transneft à Sheskharis	5	0,0134	3,6
Russie, Mer Noire, côte est de la baie de Novorossiysk, Kabardinka	1	0,0065	7,3

Tableau 3 – Les valeurs de la constante de la vitesse de transformation naturelle du fioul k' et de la demi-période de la diminution de son volume ($T_{1/2}$) pour les parties hautes des littoraux étudiés

($r = 0,94$ à $0,99$) entre les proportions (HC/Act) observées et prédites des échantillons. Ce résultat montre que le modèle empirique statistique développé au cours de ce travail peut être considéré comme pertinent et il peut être appliqué à des fins cartographiques ou pour identifier des côtes vulnérables à protéger ou à nettoyer en priorité dans une zone géographique tempérée sur des secteurs côtiers correspondant aux limites des paramètres géographiques suivants qui sont déterminés par les conditions des sites étudiés (tab. 1) : $12,4\text{ °C} \leq T \leq 15,4\text{ °C}$; $12,0\text{ ‰} \leq S \leq 35,7\text{ ‰}$; $0,028\text{ m} \leq H_{ws} \leq 0,364\text{ m}$.

Les équations (5–8) ont été utilisées pour calculer la constante de la vitesse de transformation naturelle du fioul k' pour chaque site côtier étudié (tab. 3). La demi-période de la dégradation du polluant ($T_{1/2}$) a aussi été calculé pour la partie haute du littoral (où $i = m$) en utilisant la formule (4). Ces paramètres caractérisant la capacité du milieu à se libérer de la pollution pétrolière peuvent également être calculés pour tous les types de côtes situées dans la zone géographique tempérée à partir des données sur leurs conditions thermohalines et hydrodynamiques.

Ces résultats mettent en évidence que les processus de dégradation des hydrocarbures sont plus rapides dans des milieux continentaux ou estuariens comme ceux de la mer d'Azov ou de l'estuaire de la Loire car ils sont influencés par les eaux douces riches en nutriments ainsi que par l'irradiation solaire et les fluctuations de température importantes, alors que ces processus sont plus longs sur les littoraux Atlantique ou de la mer Noire, d'autant plus sur les littoraux à faible énergie hydrodynamique. L'autre constat, et contre toute attente, montre que les secteurs côtiers écologiquement riches, généralement protégés en priorité, sont naturellement plus enclins à se libérer du polluant. Cela conduit en conséquence à repenser l'approche des méthodes de nettoyage de tels secteurs sensibles, là où l'homme peut induire des dommages plus graves que la pollution elle-même.

Les côtes rocheuses des littoraux océaniques qui sont exposées aux vents dominants et fortement battues par les vagues, telles que la pointe de Croisic ou le Cabo Finisterre, ont aussi une capacité élevée à dégrader le polluant.

Conclusion

Une analyse statistique des résultats des observations de longue durée sur les côtes mazoutées qu'elles soient françaises, espagnoles ou russes ainsi que de leurs paramètres géomorphologiques, climatiques, hydrodynamiques et biogéochimiques a permis de modéliser le processus de la transformation naturelle du fioul déversé et de quantifier l'influence des conditions de l'environnement sur sa vitesse. Compte tenu de l'inter-corrélation forte entre la plupart des paramètres géographiques, il est montré que les données sur la salinité moyenne annuelle de l'eau de surface, la température moyenne annuelle de l'eau de surface et de l'air et la hauteur maximale des vagues dans la zone du ressac sont des paramètres qui permettent d'évaluer la vitesse de la transformation du fioul sur les côtes polluées situées dans la zone tempérée et d'estimer leur capacité potentielle à s'en libérer naturellement.

À partir de ces constats, il est possible d'identifier et de cartographier les secteurs des littoraux à faible capacité d'auto-nettoyage ou au contraire des secteurs où les processus naturels d'auto-nettoyage fonctionnent bien. Ceci permettrait aux acteurs du nettoyage de concentrer leurs efforts sur des écosystèmes très vulnérables et limiter voire même exclure l'intervention de l'homme là où les mécanismes naturels de dépollution fonctionnent bien. L'objectif poursuivi est double et il consiste à minimiser d'une part les dommages potentiels et de ce fait réduire les compensations ; d'autre part, cela permettrait aussi d'optimiser le coût des travaux de nettoyage et minimiser les dommages induits qui pourraient être causés par ces travaux.

Il a enfin été mis en évidence que les processus de la dégradation d'hydrocarbures sont plus rapides dans les milieux continentaux ou estuariens comme ceux de la mer d'Azov ou de l'estuaire de la Loire car ils sont influencés par les eaux douces riches en nutriments ainsi que par l'irradiation solaire et les fluctuations de température importantes, alors que ces processus sont plus longs sur le littoral Atlantique ou de la mer Noire, surtout dans des secteurs à faible énergie hydrodynamique. Enfin, les côtes océaniques rocheuses exposées aux vents dominants et fortement battues par les vagues, telles que la pointe de Croisic ou le Cabo Finisterre, ont aussi une capacité élevée à dégrader le polluant.

À l'avenir, il sera intéressant de procéder à ces types d'analyse dans d'autres zones climatiques du globe afin d'élargir le champ d'application du modèle à d'autres lieux géographiques.

Remerciements

Cet article s'appuie sur le résultat de recherches menées pendant 17 ans sur les côtes françaises, espagnoles et russes touchées par des marées noires. Il s'inscrit dans le cadre d'une coopération et ce depuis les années 1990, entre les géographes de l'Université Fédérale du Sud de la Russie et de Nantes Université en France impulsée par le professeur Claude Cabanne lors d'une de ses nombreuses missions en Russie. Les auteurs de cet article lui sont très reconnaissants pour son soutien important, les discussions toujours intéressantes ainsi que pour ses nombreux conseils sages et visionnaires. Il demeure de ce temps, un très bon souvenir de Claude Cabanne, collègue et ami, qui restera pour toujours dans nos cœurs et notre mémoire !

Bibliographie

- ATLAS R., BRAGG J., 2007. Assessing the long-term weathering of petroleum on shorelines: uses of conserved components for calibrating loss and bioremediation potential. *Proceedings of the 30 Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP), Technical Seminar*, vol. 1, p. 939.
- ATLAS R.M., 1981. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: an Environmental Perspective. *Microbiological reviews*, 45(1), pp. 180–209.
- Azov Fishery Research Institute, 2008. *Accident of Kerch: consequences for the water ecosystems. Rostov-on-Don*, 232 p. (in Russian).
- BEDRITSKII A.I., ASMUS V.V., KROVOTYNTSEV V.A., LAVROVA O.YU., OSTROVSKII A.G., 2007. Satellite monitoring of pollution in the Russian sector of the Azov and Black seas in 2003–2007. *Russian Meteorology and Hydrology*, 32(11), pp. 669–674.
- BERNABEU A.M. *et al.*, 2009. Assessment of Clean-up Needs of Oiled Sandy Beaches: Lessons from the Prestige Oil Spill, *Environmental Science and Technology*, 43, pp. 2470–2475.
- BERTHE-CORTI L., HÖPNER T., 2005. Geo-biological aspects of coastal oil pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 219, pp. 171–189. [URL : DOI : 10.1016/j.palaeo.2004.10.020]
- CARMONA A.S.L., GHERARDI D.F.M., TESSLER M.G. *et al.*, 2012. Environment sensitivity mapping and vulnerability modeling for oil spill response along the Sao Paulo state coastline content in a trusted digital archive. *Journal of Coastal Research* (39), pp. 1455–1458.
- CHARRAUDEAU R., VANDERMEIRSCH F., 2006. *Bay of Biscay's temperature and salinity climatology*. IFREMER, 6 p.
- CHEN J., WONG M.H., WONG Y.S. & TAM N.F.Y., 2008. Multi-factors on biodegradation kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Sphingomonas* sp. a bacterial strain isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 57, pp. 695–702.
- COLOMBO J.C., BARREDA A., BILOS C., CAPPELLETTI N., MIGOYA M.C., SKORUPKA C., 2005. Oil spill in the Rio de la Plata estuary, Argentina: 2-hydrocarbon disappearance rates in sediments and soils. *Environmental Pollution*, 134, pp. 267–276.

- FATTAL P., 2004. Pollutions of Prestige and of Erika: different issues of two crises. *South-West European Review*, 17, pp. 61–77.
- FATTAL P., FICHAUT B., 2002. Marée noire de l'Erika. Enjeux et problèmes relatifs au nettoyage des plages. *Annales de Géographie*, 623, pp. 3–24.
- FATTAL, P., 2008. *Pollution des côtes par les hydrocarbures*, Presses universitaires de Rennes, Rennes, France, 395 p.
- FAYAD N.M., 1986. Identification of tar balls following the Nowruz oil spill. *Marine Environmental Research*, 18(3), pp. 155–163.
- FEDOROV Y.A., STRADOMSKAYA A.G., KUZNETSOV A.N., 2006. Regularities of transformation of oil pollution in watercourses according to long-term observations. *Water resources*, 33(3), pp. 327–337. [URL : <https://doi.org/10.1134/S0097807806030079>]
- GOHIN F., SAULQUIN B., BRYÈRE P., 2020. *Atlas de la Température, de la concentration en Chlorophylle et de la Turbidité de surface du plateau continental français et de ses abords de l'Ouest européen. Technical Report*. IFREMER, 53 p.
- GUNDLACH E.R., HAYES M.O., 1978. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine Technology Society Journal*, 12(4), pp. 18–27.
- HASELMANN K. *et al.*, 1988. The WAM model – a third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography*, 18, pp. 1775–1810.
- IFP, 2003. *Caractérisation et comportement dans l'environnement du fioul « Prestige »*. Rueil-Malmaison: Institut français du pétrole (IFP), France, 31 p.
- KANKARA R.S., AROCKIARAJ S., PRABHU K., 2016. Environmental sensitivity mapping and risk assessment for oil spill along the Chennai Coast in India. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1–2), pp. 95–103
- KHELIFA A., STOFFYN-EGLI P., HILL P.S., LEE K., 2005. Effects of salinity and clay type on oil-mineral aggregation. *Marine Environmental Research*, 59(3), pp. 235–254.
- KOCHERGIN A.T., KRISKEVICH L.V., 2021. Chlorophyll- α in the Azov Sea according to the data of remote sensing of the Earth in 2006–2019. *Aquatic Bioresources and Environment*, 4(2), pp. 7–17.
- KORSHENKO A. (ed.) *et al. Marine Water Pollution. Annual Reports 2007–2019*, ed., Moscow, State Oceanographic Institute, 2008–2020 (in Russian).
- KUZNETSOV A., FEDOROV Y., 2020. Oil Pollution of the Coastal Zone of the Black Sea in an Area of Intensive Navigation (Novorossiysk Bay, Kerch Strait) and the Dynamics of Natural Attenuation Process. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg. [URL : https://doi.org/10.1007/698_2020_503 DOI 10.1007/698_2020_503]
- KUZNETSOV A.N., FEDOROV YU.A., FATTAL P., 2013. Impacts of the 2007 Kertch Oil Spill. *Méditerranée*, 119(2), pp. 91–99.
- LEAHY J.G., COLWELL R.R., 1990. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological Reviews*, 54, pp. 305–315.
- LI H., ZHAO Q., BOUFADEL M.C., VENOSA A.D., 2007. A universal nutrient application strategy for the bioremediation of oil-polluted beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 54, pp. 1146–1161.
- MAHMOUDI N., PORTER T.M., ZIMMERMAN A.R., FULTHORPE R.R., KASOZI G.N., SILLIMAN B.R., SLATER G.F., 2013. Rapid Degradation of Deepwater Horizon Spilled Oil by Indigenous Microbial Communities in Louisiana Saltmarsh Sediments. *Environmental Science and Technology*, 47, pp. 13303–13312.
- MICHEL J., RUTHERFORD N., 2014. Impacts, recovery rates, and treatment options for spilled oil in marshes. *Marine Pollution Bulletin*, 82(1–2), pp. 19–25.
- MINAUDO C., MEYBECK M., MOATAR F., GASSAMA N., CURIE E., 2015. Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980–2012). *Biogeosciences*, 12, pp. 2549–2563.
- NELSON J., GRUBESIC T., SIM L., *et al.*, 2015. Approach for assessing coastal vulnerability to oil spills for prevention and readiness using GIS and the Blowout and Spill Occurrence Model. *Ocean and Coastal Management*, 112, pp. 1–11.
- NIKANOROV A.M., STRADOMSKAYA A.G., 2009. Identification of petroleum pollution sources of water bodies and streams, *Water Resources*, 36(2), pp. 163–169 [URL : <https://doi.org/10.1134/S0097807809020055>]

- NIXON Z., MICHEL J., HAYES M.O., IRVINE G.V., SHORT J., 2013. Geomorphic factors related to the persistence of subsurface oil from the Exxon Valdez oil spill. *Journal of Coastal Research*, 69, pp. 115–126.
- NOAA, 2021. NOAA international exchange data. [URL : <http://rp5.ru>].
- 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*. Office for Official Publications of the European Communities, 79 p.
- OVERTON E.B., WADE T.L., RADOVIĆ J.R., MEYER B.M., MILES M.S., LARTER S.R., 2016. Chemical composition of Macondo and other crude oils and compositional alterations during oil spills. *Oceanography*, 29(3), pp. 50–63, [URL : <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2016.62>].
- PAGE-JONES J., 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 bio-morpho-sédimentaire*. Mémoire de maîtrise de géographie, sous la direction de B. Fichaut. Brest, UBO, 135 p.
- PONCET F., 2009. Donges Refinery: a leak from a canalization. *Bulletin information CEDRE*, 25, pp. 4–11.
- POOLE C.F., 1999. Planar chromatography at the turn of the century. *Journal of Chromatography*, A 856(1–2), pp. 399–427. [URL : [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(99\)00430-6](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(99)00430-6)].
- PRINCE R.C., GARRETT R.M., BARE R.E., GROSSMAN M.J., TOWNSEND T., SUFLITA J.M., LEE K., OWENS E.H., SERGY G.A., BRADDOCK J.F., LINDSTROM J.E., LESSARD R.R., 2003. The Roles of Photooxidation and Biodegradation in Long-term Weathering of Crude and Heavy Fuel Oils. *Spill Science and Technology Bulletin*, 8(2), pp. 145–156.
- RADOVIC J.R., AEPPLI C., NELSON R.K. *et al.*, 2014. Assessment of photochemical processes in marine oil spill fingerprinting, *Marine Pollution Bulletin*, 79, pp. 268–277.
- RATMAYA W., SOUDANT D., SALMON-MONVIOLA J., PLUS M., COCHENNEC-LAUREAU N., GOUBERT E., ANDRIEUX-LOYER F., BARILLÉ L., SOUCHU. P., 2019. Reduced phosphorus loads from the Loire and Vilaine rivers were accompanied by increasing eutrophication in the Vilaine Bay (south Brittany, France). *Biogeosciences*, 16, pp. 1361–1380.
- ROSHYDROMET, 2018. *Guidance for the calculation of the marine wind waves' regime characteristics*. Moscow, Russian Federal Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring (ROSHYDROMET), 60 p. (in Russian).
- ROUSSEAU C., GIRIN M., 2004. Accident du Prestige: le volet français, *Bulletin information CEDRE*, France, 19, pp. 4–16.
- SAPRYGIN V.V., BERDNIKOV S.V., KULYGIN V.V., DASHKEVICH L.V., MESTETSKIY L.M., 2018. Spatial distribution and seasonal dynamics of the chlorophyll a concentration in the Sea of Azov based on MERIS images. *Oceanology*, 58(5), pp. 689–699.
- SIMAR, 2021. *Banco de datos oceanograficos de puertos del estado*, Gobierno de Espana, Ministerio de Fomento, modeled data obtained from hindcasts and the analysis of the forecast system. [URL : <http://www.puertos.es/en-us/oceanografia/Pages/portus.aspx>]
- SOURISSEAU M., ROGÉ M., LEFÈVRE A.L., LEFÈVRE D., FICHAUT M., CARIOU T., 2012. *Caractéristiques et état écologique. Golfe de Gascogne. État physique et chimique. Caractéristiques chimiques. Répartition spatio-temporelle des nutriments*. Brest, IFREMER, 14 p.
- SPAULDING M.L., 2017. State of the art review and future directions in oil spill modeling. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), pp. 7–19.
- STEPHENS F.L., PIRNIE M., BONNER J.S., AUTENRIETH R.L., McDONALD T.J., 2005. TLC/FID analysis of compositional hydrocarbon changes associated with bioremediation. *International Oil Spill Conference IOSC 2005*, Miami Beach, pp. 8432–8439.
- STOUT S.A., WANG Z. (ed), 2016. *Standard Handbook Oil Spill Environmental Forensics: Fingerprinting and Source Identification*, 2d edn., Academic Press, Elsevier, 1142 p.
- SYVEL, 2011. Système de Veille dans l'Estuaire de la Loire, DREAL Pays de la Loire, SHOM, *GIP Loire Estuary Bulletin*, n° 2, 10 p.
- TAYLOR E., OWENS E., LEE K., AN C., CHEN Z., 2021. A review of numerical models for oil penetration, retention, and attenuation on shorelines. *Journal of Environmental Informatics Letters*, 5(1), pp. 27–38.
- TIERCELIN C., MARCHAND M., ROUSSEAU C., 1999–2000. Accident de l'Erika, Golfe de Gascogne (Sud-Bretagne). *Bulletin d'information du CEDRE*, 13, pp. 10–19.

URBANO M., ELANGO V., PARDUE J.H., 2013. Biogeochemical characterization of MC252 oil:sand aggregates on a coastal headland beach. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1–2), pp. 183–191.

VEGA. F.A., COVELO E.F., REIGOSA M.J., ANDRADE M.L., 2009. Degradation of fuel oil in salt marsh soils affected by the Prestige oil spill. *Journal of Hazardous Materials*, 166, pp. 1020–1029. [URL : <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.113>]

VOSTOKOV S.V., LOBKOVSKIY L.I., VOSTOKOVA A.S., SOLOV'EV D.M., 2019. Seasonal and interannual variability of phytoplankton in the black sea on the basis of remote sensing data and in situ measurements of chlorophyll-a. *Doklady Earth Sciences*, 485(1), pp. 293–297. [URL : <https://doi.org/10.1134/S1028334X19030097>]

World Bank Group, 2021. *Global Solar Atlas*. [URL : <https://globalsolaratlas.info>]

Andrey KUZNETSOV

Géographe, Maître de conférences, Université Fédérale du Sud, Rostov-sur-le-Don, Russie
ankuznecov@sfedu.ru

Paul FATTAL

Géographe, Professeur des universités, Nantes Université – IGARUN, LETG-Nantes UMR 6554 CNRS, France
paul.fattal@univ-nantes.fr

Yury FEDOROV

Géographe, Professeur des universités, Université Fédérale du Sud, Rostov-sur-le-Don, Russie
fizgeo@sfedu.ru



Retrouver *Les Cahiers Nantais* sur tous vos écrans :

<https://cahiers-nantais.fr>

Vous souhaitez consulter les anciens numéros (parus de 1970 à 2005) ?
Retrouver désormais l'intégralité de la collection en accès libre et gratuit sur

<https://www.persee.fr/collection/canan>



Le Département, premier partenaire des territoires

loire-atlantique.fr/soutien-territoires



Credit photo : Paul Pascal - Département de Loire-Atlantique

Loire
Atlantique

UN ENGAGEMENT **DU DÉPARTEMENT**



9 770767 843004

Prix : 30 €

ISSN : 0767-8436



Institut de géographie
et d'aménagement – IGARUN
Pôle Humanités

Nantes Université