



HAL
open science

Observation et modélisation des macro-déchets en mer Méditerranée, de la large échelle aux échelles côtière et littorale

Jérémy Mansui

► **To cite this version:**

Jérémy Mansui. Observation et modélisation des macro-déchets en mer Méditerranée, de la large échelle aux échelles côtière et littorale. Océanographie. Université de Toulon, 2015. Français. NNT : 2015TOUL0015 . tel-01410279

HAL Id: tel-01410279

<https://theses.hal.science/tel-01410279>

Submitted on 11 Jan 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ÉCOLE DOCTORALE 548 – Mer et Sciences
Institut Méditerranéen d'Océanologie

THÈSE

présentée par :

Jérémy Mansui

soutenue le : 14/12/2015

pour obtenir le grade de Docteur en Sciences de l'Univers
Spécialité : Océanographie

Observation et modélisation des macro- déchets en mer Méditerranée, de la large échelle aux échelles côtière et littorale

THÈSE dirigée par :

Mme. Molcard Anne	Professeur, Sea Tech	(Directeur de thèse)
M. Ourmières Yann	Maître de Conférence, UTLN	(Co-encadrant de thèse)

Composition du JURY :

M. Gorsky Gabriel	Directeur de recherche, CNRS	(Rapporteur)
M. Blanke Bruno	Directeur de recherche, CNRS	(Rapporteur)
M. Sempere Richard	Directeur de recherche, CNRS	(Examineur)
M. Galgani François	Responsable de projet, IFREMER	(Examineur)
Mme. Molcard Anne	Professeur, Sea Tech	(Directeur de thèse)
M. Ourmières Yann	Maître de Conférence, UTLN	(Co-encadrant de thèse)
Mme. Poitou Isabelle	Directrice Association Mer Terre	(Invitée)

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier Bruno Blanke et Gabriel Gorsky qui ont bien voulu tous deux évaluer mes travaux de thèse. C'est une chance et un honneur pour moi de pouvoir vous compter dans mon jury de thèse. Je souhaite également remercier les examinateurs : tout d'abord François Galgani, de l'Ifremer, qui a pratiquement suivi ces travaux depuis leur commencement et m'a permis de participer à la campagne DCE3 à bord de l'Europe. Ensuite Isabelle Poitou, de l'association Mer-Terre basée à Marseille, qui œuvre pour la réduction de la pollution des eaux par les déchets et qui m'a gracieusement donné accès à sa base de données concernant les échouages de déchets sur le littoral de la région PACA. Enfin, et non pas des moindres, Richard Sempéré, directeur du laboratoire, qui a gentiment accepté de présider le jury de thèse. L'avis de l'ensemble de ces personnes m'est précieux. D'autre part, cette thèse ne serait pas ce qu'elle est actuellement sans la présence de Anne Molcard et Yann Ourmières, respectivement directrice et co-directeur de la thèse, qui m'ont accompagné tout au long de ces trois années et ont su me pousser toujours plus loin. Merci Anne pour tes encouragements, ton dynamisme et ta disponibilité durant cette dernière année malgré les changements qu'ont imposé tes nouvelles fonctions, notamment sur ton emploi du temps. Merci Yann pour tes conseils avisés, ton soutien, ainsi que les corrections d'anglais ! Merci également à tous les deux pour les bons moments passés ensemble, que ce soit au travail, notamment durant les missions CADOR dans la baie de Hyères (Yann, je pense que tu te souviendras longtemps de la journée passée ensemble à courir après les drifters), comme durant les moments de détente. Au final, je pense avoir beaucoup appris auprès de vous, et pas seulement d'un point de vue scientifique. J'espère pouvoir continuer à vous côtoyer quelle que soit la voie que j'emprunterai par la suite.

Je souhaite également remercier la région PACA d'avoir subventionné cette thèse, ainsi qu'Expédition MED et Tara Méditerranée de m'avoir accepté à leur bord. J'ai passé de très agréables moments à bord du *Ainez*, et si les deux legs auxquels j'ai participé ont été formidables, celui entre l'Espagne et le Maroc restera à jamais gravé dans ma mémoire. Le temps passé à bord de Tara, voilier d'ores et déjà célèbre, restera également pour moi un très bon souvenir. Merci de m'avoir donné la chance de participer à cette expédition. Je tiens d'ailleurs à faire un clin d'œil à Giuseppe Suaria qui était présent à bord la même semaine. Dans les deux cas, l'accueil a toujours été chaleureux et m'a donné envie de participer à de nouvelles expéditions qui représentent, en plus d'un intérêt scientifique évident, une belle aventure humaine.

Les années passées au MIO, depuis mon stage de Master jusqu'à aujourd'hui, ont été formidables , en partie grâce à mes collègues de bureau, doctorants et stagiaires, que je remercie vivement : Amandine, Julien, Camille, Zaynab, Weili, mais aussi Amélie et César. Bon courage à Amandine, ma voisine de bureau, qui va bientôt commencer la rédaction de son manuscrit de thèse. Je suis certain que tu t'en sortiras très bien et que tu feras une belle soutenance. Merci également aux autres membres du laboratoire : Fabienne, Didier, Sébastien, Lucio, Céline, Marc, Bruno, et tous ceux que j'oublie malheureusement sur le moment, pour tous ces instants agréables passés ensemble. Une pensée particulière aux deux "retraités", ils se reconnaîtront. Merci pour votre aide et votre soutien.

Enfin, rien de cela n'aurait été possible sans le soutien indéfectible de ma famille. Vous avez du mérite, je le reconnais, d'avoir accueilli un "Tanguy" de la sorte durant toutes ces années. Désolé d'avoir été si peu présent ces derniers mois pour les tâches du quotidien, mais la fin d'une thèse demande un investissement personnel quelque peu important.

Table des matières

Table des figures	14
Liste des tableaux	15
1 Thématique générale	17
1.1 Définition et classification	17
1.2 Conséquences diverses de cette pollution	20
1.2.1 Impacts avérés sur certaines espèces	20
1.2.2 Impacts sur le milieu naturel	22
1.2.3 Impacts économiques	23
1.2.4 Effets sur la santé humaine	24
1.3 Description des sources	25
1.4 Études sur la répartition et le transport de ces déchets dans le monde	26
1.4.1 Large échelle	27
1.4.2 Échelles régionale et littorale	32
1.5 Aperçu de la situation en Méditerranée	34
1.6 Contexte et objectifs de cette thèse	36
1.6.1 Les différentes échelles caractéristiques du bassin Méditerranéen	36
1.6.2 Description de la circulation de surface	37
1.6.2.1 Schémas de circulation générale	37
1.6.2.2 Variabilité d'un courant de bord : l'exemple du Courant Nord	40
1.6.3 Objectifs et stratégie	41
1.6.4 Campagnes récentes d'observations des déchets marins flottants en Méditerranée	44
2 Modélisations numériques et observations	47
2.1 Quelle approche pour la modélisation du transport des déchets marins?	47

2.2	Modèle hydrodynamique de circulation océanique	51
2.2.1	Approximations et équations primitives	51
2.2.2	Discrétisation spatio-temporelle des équations	54
2.2.3	Choix des configurations et des sorties numériques aux différentes échelles	56
2.2.3.1	Large échelle - MED12v75	57
2.2.3.2	Échelle côtière - GLazur64	58
2.2.3.3	Échelle littorale - NIDOR192	59
2.3	Modèles de transport Lagrangien	60
2.3.1	Description du modèle ARIANE et des sorties numériques utilisées dans l'étude des zones d'accumulation de déchets à l'échelle du bassin	60
2.3.1.1	Schéma de discrétisation	60
2.3.1.2	Équations et hypothèses de travail	60
2.3.1.3	Modes de fonctionnement	63
2.3.1.4	Jeu de données constitué par les sorties numériques	64
2.3.2	Un autre outil Lagrangien pour l'étude du transport de déchets à l'échelle littorale : le modèle ICHTHYOP	67
2.3.2.1	Fonctionnement général du modèle	67
2.4	Observations	68
2.4.1	Déchets marins flottants	69
2.4.1.1	Observations en mer - Distribution au large de la Côte d'Azur	69
2.4.1.2	Observations aériennes en Méditerranée nord-occidentale	72
2.4.2	Suivi des échouages	73
2.4.2.1	Surveillance sur les plages d'Antibes	73
2.4.2.2	Plages de la région Toulonnaise	74
2.4.3	Données dynamiques	75
2.5	Données hydrologiques	77
2.5.1	Mesures par satellite de SST	77
2.5.2	Débit du Var	78
3	Étude du transport des déchets marins à l'échelle du bassin	79
3.1	Mise en place de diagnostics	79
3.1.1	Calcul de densités	80
3.1.2	Distance totale parcourue et distance à la source	82

3.1.3	Origine des particules	82
3.2	Schémas généraux d'accumulation : <i>Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin</i>	84
3.2.1	Résumé de l'article (version française)	84
3.3	Analyses supplémentaires	94
3.3.1	Variabilité saisonnière des grandes structures d'accumulation	94
3.3.2	Origine, destination et route des particules	95
3.3.2.1	Analyse des distances totales et des distances à la source	96
3.3.2.2	Évolution temporelle des distances totales parcourues	99
3.3.3	Source principale des zones d'accumulation	100
3.4	Conclusion	102
4	Transport des déchets marins à l'échelle régionale : le cas du bassin occidental	105
4.1	Exposants de Lyapunov en temps fini	106
4.1.1	Définition mathématique	106
4.1.2	Calcul des exposants	107
4.1.2.1	Description des paramètres	108
4.1.2.2	Protocole de test	108
4.1.2.3	Temps d'intégration	109
4.1.2.4	Intervalle temporel	110
4.1.2.5	Résolution spatiale de la grille de traceurs	110
4.2	Transport côtier des déchets marins - <i>The boundary current role on the transport and beaching of floating marine litter : the French Riviera case</i>	111
4.2.1	Résumé de l'article (version française)	111
4.3	Résultats des observations aériennes	139
4.4	Simulations du transport de déchets marins à partir de l'embouchure du Rhône et de l'Ebre	142
4.5	Conclusion et discussion sur de futures campagnes d'observation	145
5	Conclusion et perspectives	149
	Bibliographie	170

Table des figures

1.1	<i>Spectre de taille des débris plastiques collectés en surface dans le bassin méditerranéen (courbe bleue), et dans les grandes zones d'accumulation océaniques (courbe rouge). Crédit : Cózar et al. [2015]</i>	19
1.2	<i>Exemples d'impacts écologiques associés aux macro-déchets : enchevêtrement d'une tortue dans un cordage synthétique (à gauche), ingestion d'un bouchon en plastique par un pélican (au centre), et propagation de coquillages fixés sur une bouée perdue en mer (à droite).</i>	21
1.3	<i>Origine des déchets en mer. Crédit : association Mer-Terre)</i>	25
1.4	<i>Trajet des canards en plastique relâchés dans le Pacifique Nord par un cargo durant une tempête de Janvier 1992. Source : Wiki Commons. Basé sur les travaux de Curtis Ebbesmeyer.</i>	27
1.5	<i>Circulation générale de surface dans le Pacifique Nord et localisation de la zone d'accumulation principale de déchets marins (contour rouge).</i>	28
1.6	<i>Modélisation numérique du transport à grande échelle des déchets marins flottants montrant la distribution relative des déchets à l'état initial (a), et après 1 (b), 3 (c), et 10 ans d'advection (d). (Figure issue de Maximenko et al. [2012])</i>	30
1.7	<i>Localisation dans les mers d'Asie orientale des sources de briquets jetables retrouvés échoués sur la plage de Hasskubana (îles Goto, Japon). Modélisation numérique (a), et source réelle identifiée à partir des informations recueillies sur les briquets échoués (b). Cartes provenant de Kako et al. [2010b].</i> 33	
1.8	<i>Carte de distribution des déchets marins flottants d'origine naturelle (bâtonnets blancs) et anthropique (bâtonnets noirs) en Méditerranée occidentale et centrale. Les densités sont exprimées en items/km². D'après Suaria and Aliani [2014].</i>	35
1.9	<i>Échelles des processus physiques et biologiques rencontrés dans l'océan. Adaptation du diagramme de [Dickey, 2003].</i>	37
1.10	<i>Circulation générale de surface dans la mer Méditerranée. Adaptation du schéma de [Millot and Taupier-Letage, 2005].</i>	39

1.11	<i>Images de Température de Surface de la Mer (SST) illustrant la dynamique à méso-échelle de la circulation Méditerranéenne. Chaque encart correspond à une date et à une échelle de couleur différentes. Les couleurs froides (chaudes) renvoient à des températures de surface basses (élevées). Crédit : Isabelle Taupier-Letage</i>	39
1.12	<i>Exemple de situation où une instabilité du Courant Nord mène à la formation d'un méandre. Données satellite (de type L4) du 3 Avril 2011 montrant la concentration en chlorophylle exprimée en mg/m^3 (à gauche) et la température de surface en degrés Celsius (à droite), auxquelles on a superposé un champ de vitesse calculé numériquement grâce à des simulations GLAZUR64. Crédit : Guihou et al. [2013]</i>	41
1.13	<i>Plans de Navigation des différentes campagnes réalisées par l'Expédition MED depuis 2010. La campagne 2014 correspond à la courbe bleue. En haut à droite, test du dispositif Thomsea pour la collecte de déchets marins flottants.</i>	44
1.14	<i>Détail du plan de navigation suivi en 2014 par l'expédition TARA Méditerranée. En bas à gauche, échantillon de morceaux de plastique visibles à l'œil nu et prélevés par un trait de filet Manta d'une heure.</i>	45
1.15	<i>Catamaran Europe de l'Ifremer (photo de gauche) effectuant un chalutage en surface des micro-déchets (photo de droite).</i>	46
2.1	<i>Maillage Arakawa (grille C) tel qu'utilisé par les codes de calcul NEMO et ARIANE. Le champ de température (T), mais aussi ceux de salinité, de pression et de divergence horizontale sont calculés au centre de la maille. Les composantes zonale (u), méridionale (v) et verticale (w) du vecteur vitesse sont définies pour leur part sur les bords de cette même maille.</i>	55
2.2	<i>Emprise géographique des configurations MED12v75 (a), GLAZUR64 (b) et NIDOR192. La topographie du bassin méditerranéen est issue du site www.marine-geo.org [Ryan et al., 2009]. Les isobathes 0, 1000, 2000 et 4000 m sont montrées en (a) ainsi que celles de 0, 50, 100, puis de 250 à 3000 m par pas de 250 m en (b).</i>	56
2.3	<i>Ensemencement homogène de la Méditerranée en particules virtuelles à l'état initial de chaque simulation large échelle. Zoom sur la partie nord-occidentale du bassin. Chaque particule est symbolisée par un cercle rouge, et distante de ses voisines les plus proches de 10 km. Les cellules de terre du modèle hydrodynamique sont représentées ici en gris foncé.</i>	65
2.4	<i>Organisation des simulations de transport de déchets marins à l'échelle du bassin. Un ensemble de 3287 simulations de 12 mois a été constitué. Chacune d'entre elles présente la même répartition initiale homogène en particules, mais voit sa condition initiale décalée de un jour par rapport à la précédente.</i>	66

2.5	<i>Mesures de densités en déchets marins flottants réalisées au large de la Côte d'Azur par l'association ÉcoOcéan institut, entre les mois d'octobre 2006 et 2008, et exprimées en items/km². L'emplacement de chaque mesure est symbolisé par un cercle dont la taille est proportionnelle à la densité de déchets. La couleur de ces cercles renvoie à la date des observations. Les sites sur lesquels les services municipaux d'Antibes ont conduit une surveillance des échouages durant le mois de juin 2010 sont marqués par une étoile noire (La Salis). Enfin, les principaux fleuves de la région sont mentionnés en bleu.</i>	69
2.6	<i>Répartition par mois des données ÉcoOcéan relatives à la distribution des déchets marins flottants au large de la Côte d'Azur. L'emplacement de chaque mesure est ici symbolisé par un cercle dont la couleur renvoie au jour de son acquisition.</i>	70
2.7	<i>Maillage créé par les principales voies de navigation maritimes en Méditerranée nord-occidentale, d'après Di-Méglio et al. [2010].</i>	71
2.8	<i>Stratification du secteur Méditerranéen durant les campagnes SAMM et design des transects. Figure basée sur le rapport de campagne SAMM de l'hiver 2011/2012.</i>	73
2.9	<i>Localisation sur la commune d'Antibes des 3 plages ayant fait l'objet durant le mois de juin 2010 d'une surveillance quotidienne des échouages de déchets marins flottants. Ces 3 sites sont tous situés face à l'embouchure du Var, qui est un fleuve du Sud-Est de la France.</i>	74
2.10	<i>Localisation des trois plages de la région Toulonnaise ayant fait l'objet d'une surveillance visuelle du taux de couverture en déchets marins durant les hivers 2013 et 2014.</i>	75
2.11	<i>Trajectoires des 19 flotteurs réalisées entre le 12 Février et le 21 Juillet 2015 dans le cadre du projet CADOR. Les positions initiales de flotteurs lâchées dans la baie sont marquées par des cercles.</i>	76
2.12	<i>Flotteur de marque Albatros dédié à une utilisation en mer et en rivière</i>	77
2.13	<i>Débit du Var (en m³/s) relevé à la station du Pont Napoléon III durant l'année 2010.</i>	78
3.1	<i>Exemple d'un calcul de densités établi pour une simulation de un an. La condition initiale de départ est fixée au 4 avril 2004.</i>	81
3.2	<i>Origine des particules échouées au bout de 3 mois sur le littoral situé entre Narbonne et La Spezia (domaine défini par le rectangle rouge). La position initiale des particules est marquée par des cercles de couleur dont la nuance représente le nombre de simulations pour lesquelles une particule échouée est partie de cette position.</i>	83

3.3	<i>Évolution de la densité relative moyenne en particules avec l'allongement de la durée des simulations : (a) 3 mois, (b) 6 mois, (c) 9 mois et (d) 12 mois.</i>	94
3.4	<i>Moyenne de l'ensemble des cartes de densités relatives obtenues entre le 1^{er} Avril et le 30 Septembre (a) et entre le 1^{er} Octobre et le 31 Mars (b).</i>	95
3.5	<i>Moyenne des distances totales parcourues (D_T) par les particules au bout de 3 mois (a et b), puis 12 mois d'advection (c et d). Les panneaux a et c adoptent le point de vue initial, c'est-à-dire que les distances calculées concernent les particules initialement positionnées dans le domaine d'étude. Les panneaux b et d suivent quant à eux le point de vue final et sont donc associés à la répartition finale des particules.</i>	97
3.6	<i>Distances en ligne droite (D_S) au bout de 3 mois (a et b), puis 12 mois d'advection (c et d). Les points de vue initial et final sont adoptés de la même manière que pour la Fig. 3.5.</i>	97
3.7	<i>Rapport des distances totales parcourues (D_T) au bout de 3 mois, sur les mêmes distances obtenues après 12 mois. (a) Point de vue initial et (b) Point de vue final.</i>	99
3.8	<i>Source des particules présentes dans les 3 grandes zones d'accumulation au bout de 3 mois (colonne de gauche), puis 12 mois (colonne de droite) d'advection. En haut, domaine retenu d'un point de vue numérique pour chaque zone d'accumulation.</i>	100
	<i>(Suite de la Fig. 3.8)</i>	101
4.1	<i>Exemple de calcul de FTLE dans le bassin Argentin tiré de la documentation technique du code de calcul OceanFTLE (D.L. Volkov).</i>	108
4.2	<i>Cartes de FTLE calculées sur le domaine GLAZUR64 : pour le 10/10/2006 et des temps d'intégration de 2 jours (a), 6 jours (b) et 15 jours (c), ainsi que pour le 28/08/2007 et un temps d'intégration de 6 jours. ($T = 2$ heures et $\Delta deg = 0.005^\circ$).</i>	109
4.3	<i>Impact de l'intervalle temporel sur le calcul des FTLE dans le domaine GLAZUR64 : (a) $T = 30$ mn et (b) $T = 24$ hrs.</i>	110
4.4	<i>FTLE calculés sur le domaine GLAZUR64 avec différentes résolutions spatiales de la grille de traceurs : (a) 1 et (b) 4 fois la résolution spatiale du modèle océanique.</i>	110

Figure 1 : Map of floating marine debris distribution observed along the French Riviera during the Ecoocean campaigns (October 2006 – October 2008). Green to yellow circles mark position of shipboard observations. Their size is proportional to the density of floating litter, expressed as number of items/km ² . The NC general path is highlighted by the second colour scale (on the left), corresponding to the surface mean velocity field from numerical simulations. Black star denote the location of the beaching survey to "La Salis" site (Antibes, June 2010).	118
Figure 2 : Shipboard sighting observations of floating marine debris on the 10 th October 2006 transect. Densities are expressed in items/km ² and proportional to the size of the magenta circles. Surface velocity fields from GLAZUR64 model (left) and MyOcean SST product (right) were superimposed to density data in order to locate the NC external front. High densities are observed in this particular sensitive area. The gray vertical line is the position of the section used in Fig. 4.	121
Figure 3 : Stick diagrams of ALADIN wind speed at 43°02N, 6°46E location during shipboard observations.	121
Figure 4 : Temporal evolution of the horizontal current magnitude (GLAZUR64) for 2007 (upper panel) and 2008 (lower panel) at 7.8784°E section.	124
Figure 5 : Debris volume levels collected on three beaches of Antibes (m ³) in June 2010 : (grey) Fort Carré, (white) Ponteil and (black) La Salis.	124
Figure 6 : Stick diagram of ALADIN wind speed at Antibes location (43°60N, 7°10E). Since it is difficult to provide a direct estimation of the wind speed on the stick diagram, the wind magnitude has been plotted above. E1 (June 11 th) and E2 (June 16 th) beaching events are indicated by blue and red dotted lines, respectively.	127
Figure 7 : Snapshots of FTLEs forward in time from 08 June to 17 June 2010. In all of them we take a 6-day integration time and a resolution of 1/256°.	127
Figure 8 : Time-latitude diagram of the GLAZUR64 modelled upper layer velocity field along 7°2344E section. For each latitudinal section, a current core location (white line) is defined as the position where the current is maximum.	129
Figure 9 : 3-h rainfall in June 2010 from ALADIN model at Antibes, with daily run-off of Var river (embedded figure) during the same period.	129
4.5 <i>Moyenne du nombre de déchets observés par tranche de 1000 km parcourus sur les façades de la Manche (MAN), de l'Atlantique (ATL), et de la Méditerranéenne (MED), durant l'hiver 2011/2012 et l'été 2012. Adapté des rapports de la campagne SAMM [Pettex et al., 2012b,a].</i>	139

4.6	<i>Carte de distribution des observations de déchets sur les 3 façades maritimes métropolitaines françaises durant l'hiver 2011/2012.</i>	140
4.7	<i>Carte de distribution des observations de déchets sur les 3 façades maritimes métropolitaines françaises durant l'été 2012.</i>	140
4.8	<i>Simulation de l'évolution au cours du temps de la répartition des déchets marins lâchés à l'embouchure du Rhône, et réalisée à partir de champs de vitesse MED12v75 ainsi que du modèle de transport ARIANE. L'échelle de couleurs représente la date (en nombre de jours depuis le début de la simulation) d'introduction des particules.</i>	143
4.9	<i>Simulation de l'évolution au cours du temps de la répartition des déchets marins lâchés à l'embouchure de l'Ebre, et réalisée à partir de champs de vitesse MED12v75 ainsi que du modèle de transport ARIANE. Échelle de couleurs identique à celle de la Fig. 4.8.</i>	143
5.1	<i>Schéma de transport des déchets marins issu de l'ensemble des simulations numériques réalisées durant cette thèse. Les chemins privilégiés empruntés par les déchets sont représentés par des flèches noires. Les zones A, B et C constituent les 3 grandes zones temporaires d'accumulation dans le bassin méditerranéen. Les côtes surlignées en rouge (vert) sont celles présentant un risque important (modéré) d'échouage de déchets.</i>	150

Liste des tableaux

2.1	<i>Tableau récapitulatif des lâchers de flotteurs effectués durant les missions CADOR.</i>	76
3.1	<i>Liste des diagnostics réalisés sur les simulations de transport large échelle. .</i>	80

Chapitre 1

Thématique générale

L'homme modifie depuis toujours l'environnement à son profit, cela fait partie de sa nature propre. Néanmoins, depuis le début de l'ère industrielle le nombre d'espèces terrestres ou marines en voie d'extinction a grandement augmenté. La communauté internationale estime actuellement que le rythme de dégradation de la biodiversité dans le monde est supérieur de 2 ordres de grandeur au rythme naturel [Proença and Pereira, 2013]. Les océans n'échappent pas à ce phénomène général et doivent faire face d'une part à des menaces diverses et variées telles que leur surexploitation par l'industrie de la pêche, le rejet de matières polluantes ou la propagation d'espèces invasives, et d'autre part aux conséquences du réchauffement climatique. Parmi toutes ces menaces, la pollution des océans par les déchets marins d'origine anthropique constitue un problème de première importance qui nécessite une modification de nos comportements. Récemment, l'ONU¹ a estimé lors de l'ouverture de sa première assemblée sur l'environnement² que les impacts environnementaux induits par les déchets marins ne pouvaient plus être ignorés, et a lancé un appel mondial devant l'urgence de la situation. Afin de proposer des mesures adaptées et de vérifier leur impact sur les quantités de déchets introduites dans le milieu marin, il est nécessaire d'acquérir une connaissance approfondie de l'état actuel de cette pollution à travers le monde et de ses mécanismes de transport. Cette thèse se consacre justement à l'étude du transport des déchets marins dans le bassin Méditerranéen, qui est actuellement considéré comme l'une des zones les plus touchées au monde.

1.1 Définition et classification

Les déchets marins sont des objets de tailles diverses fabriqués et utilisés par la population mondiale, qui se retrouvent directement ou indirectement introduits dans les milieux aquatiques. Leur présence dans les océans est aussi bien observée en surface, que sur les fonds océaniques ou sur le littoral. Ils ont généralement tendance à se rassembler sous

1. Organisation des Nations Unies

2. menée du 23 au 27 Juin 2014, à Nairobi

forme de zones d'accumulation plus ou moins importantes, pouvant atteindre en surface plusieurs centaines voire milliers de kilomètres de diamètre. Les multiples observations en mer réalisées depuis plus de trois décennies ont clairement montré que ces déchets sont composés en grande majorité d'un mélange de plastique, de verre et de métaux [UNEP, 2009], le plastique représentant plus de 60 % de la totalité des objets recueillis [Gregory and Ryan, 1997].

L'omniprésence des matières plastiques dans la composition des déchets marins s'explique par leur utilisation accrue au sein de l'industrie de consommation. De nos jours, on trouve du plastique dans la plupart des objets de la vie quotidienne ainsi que dans un grand nombre de secteurs différents. La production mondiale de matières plastiques connaît depuis plus de 50 ans une croissance continue, passant de 1.5 millions de tonnes produites en 1950 à 230 millions de tonnes en 2009³. La polyvalence de ces matières, leurs propriétés de légèreté et de résistance aux chocs et au temps, ainsi que leur caractère bon marché [Laist, 1987] les rendent ainsi particulièrement adaptées à la conception d'une large variété de produits. Malheureusement certaines de ces propriétés leur confèrent également une grande dangerosité vis-à-vis des écosystèmes marins [Laist, 1987; Pruter, 1987], notamment à cause d'une durée de vie dans l'environnement extrêmement importante qui permet aux objets qui en sont composés de voyager sur de grandes distances.

En surface, ces objets peuvent dériver durant plusieurs mois, voire plusieurs années [Gregory, 1978], avant de s'échouer ou de se déposer sur le fond océanique. Le processus de dégradation des déchets synthétiques se révèle dans tous les cas de figure extrêmement lent et n'aboutit pas à une assimilation totale des molécules qui les composent par l'environnement. En fait, on assiste plutôt à une fragmentation progressive en morceaux de plus en plus petits, consécutive à l'action combinée du stress mécanique du matériau, des rayons UVs, de la température de l'eau, ainsi que de certaines bactéries. Dans les profondeurs, la durée de vie des objets constitués de matières synthétiques se trouve donc grandement allongée en raison du manque d'oxygène et de l'absence de lumière, ce qui conduit là encore à la constitution de zones d'accumulation importantes [e.g. Galgani et al., 1996; Pham et al., 2014; Ramirez-Llodra et al., 2013].

Le mouvement vertical des déchets qui permet un échange de la surface vers le fond reste un phénomène encore mal compris par la communauté et difficilement quantifiable. Il peut provenir d'une détérioration de l'objet susceptible d'entraîner une modification de sa densité, et donc une baisse de sa flottabilité. La colonisation des débris par certaines espèces marines (biofouling) représente à ce titre un autre facteur susceptible d'engendrer un mouvement vertical. Celui-ci peut cependant être amené à s'inverser dans le cas où l'organisme colonisateur responsable de la chute se détache de l'objet en question. Enfin, un mouvement vertical de plus faible amplitude peut aussi trouver son origine dans l'interaction du vent avec la surface océanique. Le vent, lorsqu'il est assez fort, génère effectivement des turbulences dans les couches supérieures de l'océan entraînant un mélange vertical des

3. www.plasticseurope.org

débris, qui se retrouvent alors brassés dans la couche de mélange et sont maintenus sous la surface [Kukulka et al., 2012; Reisser et al., 2015].

Le processus de fragmentation des déchets marins génère par ailleurs une grande variété de tailles de débris, de sorte que l'on peut trouver dans l'océan des débris allant de quelques dizaines ou centaines de micromètres à plusieurs mètres. Avec une telle gamme de tailles, il est nécessaire d'établir une classification des déchets afin de préciser la nature des débris étudiés. Initialement, on distinguait uniquement les déchets rendus visibles par leur taille, appelés macro-déchets, de ceux qui ne l'étaient pas, les micro-déchets. L'UNEP, le programme des Nations Unies pour l'environnement, a d'ailleurs adopté il y a quelques années la définition des déchets marins que nous avons évoquée ci-dessus [Cheshire et al., 2009], en précisant que les macro-déchets étaient les déchets visibles à l'œil nu dont on devait exclure les éléments d'origine naturelle tels que la végétation, les algues ou les débris organiques, car non transformés par l'homme. Néanmoins, cette distinction en deux catégories, bien que parfois encore utilisée pour définir les macro-déchets, s'est rapidement retrouvée inappropriée. Plusieurs auteurs [Barnes et al., 2009; Eriksen et al., 2014; Ryan et al., 2009] ont donc logiquement proposé une classification plus rigoureuse par gamme de tailles, les micro-déchets ($< 2\text{--}5$ mm) étant distingués des méso-déchets (compris entre $2\text{--}5$ mm et 20 mm) et des macro-déchets (> 20 mm). Différentes études [Cózar et al., 2015; Morét-Ferguson et al., 2010] ont depuis permis de déterminer le spectre de tailles des déchets marins au niveau de la surface océanique (Fig. 1.1). Celui-ci présente un pic d'abondance pour des tailles d'objets comprises entre 1 et 3 mm, et une nette décroissance

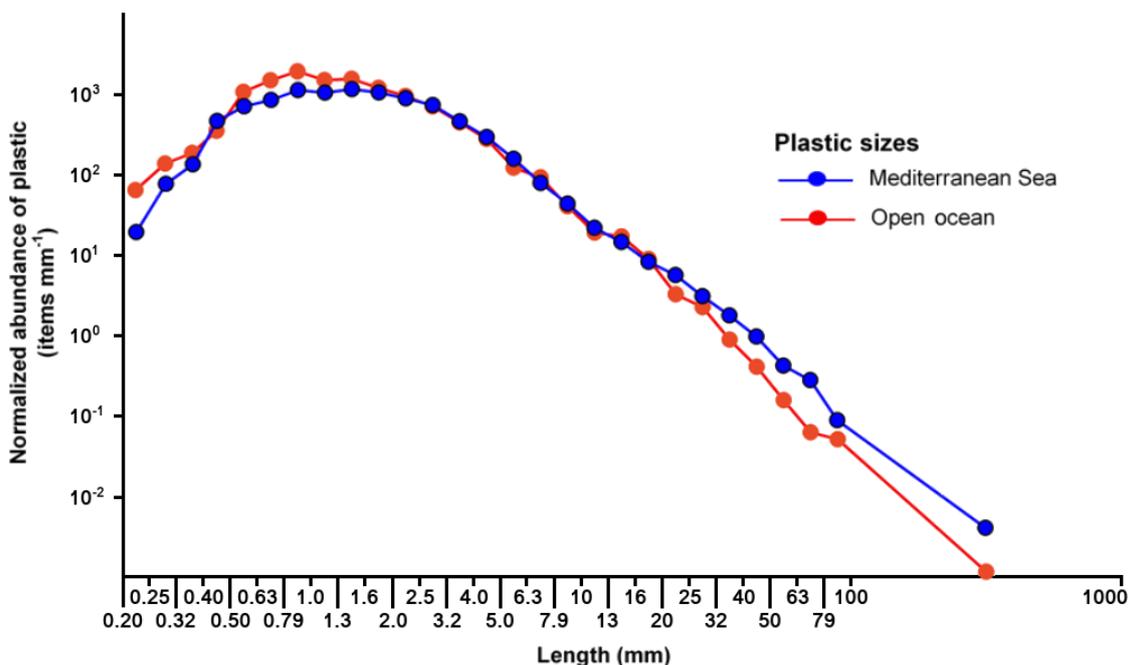


FIGURE 1.1 – Spectre de taille des débris plastiques collectés en surface dans le bassin méditerranéen (courbe bleue), et dans les grandes zones d'accumulation océaniques (courbe rouge). Crédit : Cózar et al. [2015]

du nombre de débris en dessous de 1 mm.

Deux conclusions s'imposent à partir de la forme de ce spectre de tailles. Tout d'abord, les plus petits micro-déchets sont rapidement éliminés de la couche de surface, probablement en raison de leur colonisation (biofouling), et de leur ingestion facilitée par leur petite taille. D'autre part, si l'on raisonne en terme de quantités de particules, les micro-déchets sont beaucoup plus abondants que les macro-déchets (plusieurs ordres de grandeur de différence). Cet état de fait pose la question des impacts suscités par les micro-déchets sur la faune aquatique. De nombreux travaux à travers le monde [e.g. [Andrady, 2011](#); [Cole et al., 2013, 2011](#); [Fossi et al., 2012](#)] s'intéressent justement à l'étude de ces impacts et démontrent effectivement la nocivité des débris de petite taille pour les écosystèmes marins. Leurs conséquences sur l'intégralité de la chaîne alimentaire sont actuellement toujours soumises à débat.

1.2 Conséquences diverses de cette pollution

Les déchets marins constituent de nos jours une pollution de l'environnement de grande ampleur dont les conséquences peuvent être multiples. Celles-ci sont généralement regroupées en trois catégories différentes : écologique, sociale et économique. L'aspect écologique inclut un large panel de menaces pour le milieu marin et les organismes qu'il abrite, allant des dommages corporels envers ces organismes, à la propagation d'espèces invasives. La présence de déchets dans certaines zones de l'espace maritime, comme les plages ou les zones de baignade, peut quant à elle avoir des conséquences sociales non négligeables en raison de la baisse de leurs valeurs esthétiques, récréatives, mais aussi éducatives qu'elle sous-entend. Elle suppose également un risque sanitaire envers les utilisateurs de cet espace. Enfin, la perte de revenus ainsi que les coûts importants engendrés par les déchets marins représentent un impact économique tout aussi important pour les professionnels de la mer. Ces diverses conséquences sont approfondies ci-dessous.

1.2.1 Impacts avérés sur certaines espèces

D'après une estimation de l'association Surfrider Foundation International⁴ les déchets marins causeraient la mort chaque année de près de 1.000.000 d'oiseaux marins et de 100.000 mammifères marins dans le monde. Bien qu'à prendre avec précaution en raison de la difficulté inhérente à de telles études, ces estimations n'en demeurent pas moins un constat alarmant de l'impact de cette pollution sur la faune marine. Ce constat apparaît d'autant plus inquiétant que ces études concernent généralement des cadavres d'animaux échoués sur la côte et recueillis avant leur décomposition. Or, il apparaît évident qu'un grand nombre de cadavres d'animaux disparaissent avant de pouvoir être observés et comptabilisés. Les taux de mortalité de nombreuses espèces sont donc certainement sous-estimés

4. www.surfrider.eu/en/home.html



FIGURE 1.2 – Exemples d'impacts écologiques associés aux macro-déchets : enchevêtrement d'une tortue dans un cordage synthétique (à gauche), ingestion d'un bouchon en plastique par un pélican (au centre), et propagation de coquillages fixés sur une bouée perdue en mer (à droite).

par rapport à la réalité.

Depuis plusieurs années, de nombreuses études [e.g. [Gregory, 2009](#); [Halpern et al., 2008](#); [Laist, 1997](#)] ont montré les conséquences néfastes que ces déchets peuvent avoir sur les animaux marins. La première d'entre elles est d'ordre mécanique. Certaines espèces apparaissent ainsi particulièrement sensibles au phénomène d'enchevêtrement [[Allen et al., 2012](#); [Chiappone et al., 2005](#); [Plotkin and Amos, 1989](#); [Schrey and Vauk, 1987](#)], qui représente pour elles un facteur de mortalité important. Le cas le plus parlant est celui des filets de pêche ou des cordages perdus en mer, qui continuent parfois de dériver durant plusieurs années et constituent un piège mortel pour ces animaux (Fig. 1.2). Ce phénomène est appelé "ghost fishing", ou pêche fantôme en français [[Pichel et al., 2012](#)]. Un autre exemple, souvent observé en mer, est celui de l'enchevêtrement dans des anneaux de plastique provenant de packs de boissons. Suivant les cas, la mort de l'animal peut alors survenir de différentes façons : par étranglement, par faim, mais aussi suite à l'attaque de prédateurs qui se trouve facilitée par la faible mobilité de l'animal en question.

Plusieurs espèces marines confondent d'autre part les déchets marins avec leurs proies habituelles et les ingèrent, provoquant des problèmes d'étouffement ou d'occlusion intestinale. De nombreuses observations d'ingestion de déchets divers et variés, ont ainsi été rapportées chez des mammifères marins [[Baulch and Perry, 2014](#)], des tortues [[Campani et al., 2013](#)] et des oiseaux [[Ryan and Jackson, 1987](#)] (Fig. 1.2). Les tortues, par exemple, confondent parfois des sacs plastiques avec des méduses, qui font partie de leur alimentation. Dans les cas les plus graves, ces sacs peuvent boucher leur système digestif et entraîner la mort de l'animal. Un comportement identique a également été relevé chez des oiseaux marins qui sélectionnent des formes et des couleurs spécifiques de débris de plastique se rapprochant de celles de leurs proies potentielles. Plus de 100 espèces différentes d'oiseaux marins victimes d'ingestion de débris d'origine anthropique ont ainsi été recensées par [Laist \[1987\]](#).

L'ingestion de micro-débris, la plupart du temps composés de plastique, touche de

manière générale une variété encore plus grande d'animaux marins, allant du zooplancton [Cole et al., 2013] aux plus gros mammifères [Fossi et al., 2012]. Plusieurs travaux [Andrady, 2011; Cole et al., 2011] ont montré la nocivité de ces micro-débris vis-à-vis de la vie marine. Leur impact à travers la chaîne alimentaire fait actuellement l'objet de différentes études, notamment au Laboratoire d'Océanographie de Villefranche-sur-mer (LOV), où l'on tente de comprendre à travers l'expédition TARA Méditerranée les interactions possibles entre ces particules et le plancton.

D'un point de vue chimique, la matière plastique constitue une importante source de pollution susceptible d'impacter diverses espèces marines. Elle se révèle ainsi capable, sous certaines conditions environnementales, de relâcher une partie plus ou moins importante des composés chimiques qui la caractérisent, tels que des phtalates⁵ ou des biphényles⁶ [Engler, 2012]. En cas de contact avec ces produits nocifs, il peut alors y avoir intoxication de la faune marine (coquillages, oiseaux, poissons et mammifères). Ce phénomène apparaît d'autant plus important que les morceaux de plastique peuvent également servir de support pour l'accumulation de produits chimiques hydrophobes déjà présents dans le milieu (PCB⁷).

Enfin, les déchets marins flottants jouent également un rôle important dans la propagation d'organismes marins ou terrestres, ainsi que dans la dispersion d'espèces invasives représentant une menace pour les écosystèmes locaux. La recrudescence certaine du nombre de déchets introduits dans le milieu marin offre actuellement une grande variabilité d'objets susceptibles de servir de "radeaux" à ces espèces (phénomène de hitch-hiking, Fig. 1.2). Dans une étude publiée en 2002, Barnes estime que ce nouveau moyen de transport serait la cause d'un doublement du nombre d'espèces invasives dans les régions subtropicales, voire d'un triplement à des latitudes supérieures. Cette utilisation des déchets d'origine humaine concerne de nombreux types d'organismes marins allant des algues [Masó et al., 2003], aux crustacés et mollusques, en passant par certains organismes sessiles⁸ [Barnes and Milner, 2005]. En règle générale, la lenteur du déplacement leur permet de s'adapter au changement des conditions climatiques et de la composition des eaux environnantes.

1.2.2 Impacts sur le milieu naturel

Les quantités croissantes de déchets introduites par l'homme dans les océans entraînent une accumulation générale dans l'environnement marin de matières très faiblement biodégradables. Celles-ci, après une dérive plus ou moins longue, se trouvent rejetées à la côte ou finissent par se déposer sur les fonds marins. On peut alors par endroits trouver de fortes accumulations d'objets divers. Que ce soit sur les plages ou sur le fond océanique, ces

5. les phtalates sont des composés dérivés de l'acide phtalique couramment utilisés comme plastifiant par l'industrie chimique

6. les biphényles sont quant à eux des produits chimiques industriels utilisés dans une multitude d'applications

7. PolyChloroBiphényles

8. est sessile tout organisme, en général aquatique, qui vit directement fixé sur un support. Les éponges sont par exemple des organismes sessiles

zones d'accumulation dégradent le milieu marin. Sur le littoral, l'accumulation des déchets implique un risque de perturbation de l'écosystème médiolittoral et impacte de façon non négligeable la plage. Dans la plupart des cas, des nettoyages mécanisés sont mis en place par les communes afin de nettoyer les plages impactées. Ces nettoyages ont le désavantage de supprimer les laisses de mer en même temps que les déchets marins qu'elles contiennent, cela malgré leur rôle important de support d'une chaîne alimentaire complète [Kirkman and Kendrick, 1997]. Dans ces conditions, la destruction des laisses de mer peut avoir deux conséquences primordiales sur le littoral qui sont, une diminution de sa biodiversité, ainsi qu'une accélération de son érosion causée par l'extraction de grandes quantités de sable durant le déroulement des opérations mécanisées.

En ce qui concerne le fond océanique, de nombreuses études ont montré l'existence de zones d'accumulation importantes jusqu'à des profondeurs de plus de 2000 mètres [Galgani et al., 2000; Keller et al., 2010; Lee et al., 2006]. Au niveau des zones de grandes profondeurs, les effets réels de ces accumulations sur le milieu sont encore méconnus. L'absence totale de lumière et d'oxygène y est en tout cas favorable à la conservation des déchets, quels qu'ils soient. Les zones de plus faibles profondeurs, soumises quant à elles aux effets de la houle et des courants marins, voient leur fond perturbé et détérioré par le mouvement incessant des déchets de faible densité. La présence de fortes accumulations de déchets sur ces fonds peut empêcher les échanges naturels entre l'océan et les sédiments, et entraîne localement une hypoxie de l'eau responsable de la disparition de toute vie animale et végétale [Goldberg, 1997].

1.2.3 Impacts économiques

Les études actuelles concernant les impacts des déchets marins sur les activités humaines sont plutôt rares. De façon générale il semble difficile de rendre compte de façon précise de l'ampleur de tous les impacts négatifs, tant on sait encore mal estimer leur valeur économique ainsi que les coûts liés à la dégradation environnementale du milieu. Malgré cela, un certain nombre de ces impacts économiques ont jusqu'ici pu être identifiés. Le nettoyage des plages en est l'exemple le plus connu. La nuisance esthétique qu'entraîne la présence de déchets sur les plages est un facteur important de la baisse de leur fréquentation. En France, les "collectivités littorales" se chargent du nettoyage des plages les plus fréquentées durant les périodes de vacances afin d'assurer des plages propres aux touristes. Certaines plages sont ainsi nettoyées toute l'année, avec une fréquence plus ou moins importante suivant la période. Qu'ils soient manuels ou mécaniques, ces nettoyages constituent toujours une charge importante pour les communes concernées qui ont d'ailleurs une obligation légale de nettoyer les plages dans la bande des 300 mètres.

En mer, la présence de déchets flottants à la dérive constitue une autre menace sérieuse pour le trafic maritime. La collision avec des objets de grande taille (e.g. des containers perdus en mer) peut provoquer des dégâts importants sur la coque, voire menacer la sécurité des navires. Certains déchets, tels que des filets perdus dérivant en subsurface ou

des cordages, peuvent d'autre part se bloquer dans les hélices des navires et entraîner des problèmes mécaniques nécessitant des réparations coûteuses. Une étude sur les remboursements des assurances contractées par les navires de pêche de plus de 1000 tonnes de jauge brute menée en 1985 au Japon [Takehama, 1990], a notamment montré que les dommages et les pertes liés aux déchets marins représentent les deux tiers des coûts induits déboursés cette année-là par les assurances.

Les pêcheurs, qui tirent leurs ressources directement de la mer, observent eux aussi un manque à gagner lié à la pollution du milieu par les déchets d'origine anthropique. Ils relatent ainsi la remontée très fréquente dans leurs filets de déchets de diverses origines qui endommagent le maillage. Ces déchets peuvent avoir plusieurs conséquences néfastes. Tout d'abord, ils imposent un remplacement ou une réparation des filets abîmés. Ils nécessitent ensuite la mise en place d'opérations de tri manuelles qui représentent une perte de temps ainsi qu'un coût de manutention non négligeables. Parallèlement à cela, ils diminuent la quantité des prises en prenant de la place dans les filets et en les déséquilibrant. Enfin, certains types de déchets, toxiques, peuvent également causer la contamination et la perte de la pêche.

1.2.4 Effets sur la santé humaine

Si la pollution engendrée par des déchets marins touche d'abord la faune et la flore, elle peut aussi avoir une incidence directe sur la santé humaine. La présence des déchets sur les plages est effectivement susceptible de représenter un danger physique pour les personnes, en particulier pour les enfants. Les risques de blessures en cas de contact avec des objets tranchants ou pointus (e.g. tessons de bouteilles, seringues) sont manifestes. Certains objets contiennent d'ailleurs, comme nous venons de le voir pour les objets remontés par les filets de pêche, des substances dangereuses capables d'irriter la peau ou d'intoxiquer une personne. Les objets dérivants comme les filets à l'abandon représentent de leur côté un risque évident pour la baignade.

L'impact sur la santé humaine peut aussi être d'ordre indirect. Certains organismes, tels que les organismes se nourrissant de plancton, absorbent les composés toxiques présents dans l'eau de mer, comme les phtalates ou les biphényles relâchés par des fragments de plastique (cf section 1.2.1). L'incorporation de ces constituants dans la chaîne alimentaire et leur propagation jusqu'aux produits consommés par l'homme représentent un danger potentiel pour sa santé [Thompson et al., 2009b]. Cela est d'autant plus vrai que les petits fragments de plastique ont la capacité d'accumuler les produits chimiques hydrophobes comme le DDT⁹ ou les PCBs à des niveaux très supérieurs à ceux que l'on peut normalement trouver dans l'océan.

9. le DDT (DichloroDiphénylTrichloroéthane) est un insecticide qui fut utilisé par de nombreuses exploitations agricoles. En France il a été employé jusqu'au début des années 70, date de son interdiction.

1.3 Description des sources

Aujourd'hui, il est communément reconnu dans la bibliographie internationale [e.g. [Andrady, 2011](#); [Barnes et al., 2009](#); [UNEP, 2009](#)] qu'environ 70% à 80% des déchets présents en mer ont une origine terrestre, le reste étant issu des activités maritimes. La plupart des activités humaines, qu'elles soient localisées sur le littoral ou en pleine terre, produisent effectivement de nombreux déchets qui, lorsqu'ils ne sont pas pris en compte par des systèmes de collecte adaptés, finissent souvent dans les réseaux pluviaux ou bien directement dans la nature (Fig. 1.3). Ces déchets sont entraînés vers le littoral par les cours d'eau qui constituent leur principal vecteur de transport à l'intérieur des terres. A titre d'exemple, des déchets domestiques abandonnés en ville, tels que les mégots de cigarette, les papiers ou les emballages, sont souvent retrouvés sur les plages du bassin versant correspondant, particulièrement après des périodes de fortes pluies (comme explicité dans [Poitou \[2004\]](#) et [Poitou and Kerambrun \[2011\]](#) pour le cas de la Côte d'Azur). Plusieurs études dans le monde [[Gasperi et al., 2014](#); [Lechner et al., 2014](#)] ont d'ailleurs récemment démontré le rôle important des fleuves dans l'apport de matières synthétiques dans les océans, notamment en région urbanisée [[Moore et al., 2011](#)]. Dans ce contexte, des précipitations importantes peuvent agir de deux manières différentes sur la quantité de déchets transportés par les cours d'eau. Tout d'abord elles provoquent des crues qui entraînent avec elles les objets présents dans le lit majeur. Puis, elles entraînent par la suite un débordement des réseaux d'assainissement qui n'arrêtent plus les détritiques transportés par l'eau. La présence de décharges sauvages à proximité directe des cours d'eau constitue ainsi un facteur aggravant susceptible d'augmenter dans de fortes proportions le nombre d'objets emportés durant les crues.

Le trafic maritime a également été identifié comme une source importante de macro-

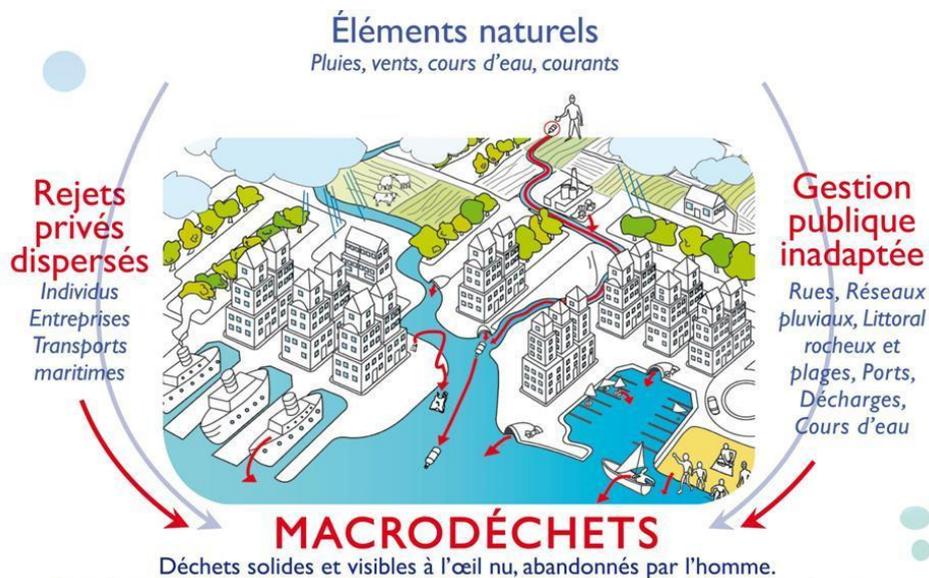


FIGURE 1.3 – Origine des déchets en mer. Crédit : association Mer-Terre)

déchets en mer. En Méditerranée, plusieurs observations de zones d'accumulation de débris sur le fond océanique ont été corrélées à la présence en surface de lignes commerciales régulièrement empruntées par les car-ferries [Galgani et al., 1995b; Ramirez-Llodra et al., 2013]. Des réglementations au niveau national et international (Annexe V de la convention MARPOL) ont par le passé été mises en place afin d'éviter tout rejet dangereux pour l'environnement marin à partir des navires, mais sont dans la réalité difficilement applicables sur le terrain [Rakestraw, 2012]. Actuellement, les bateaux de croisière et de commerce constituent donc toujours une source non négligeable de pollution.

Le secteur de la pêche [Walker et al., 1997] représente de plus, avec ceux de l'élevage en fermes aquacoles et de la conchyliculture [Hinojosa and Thiel, 2009], d'autres activités génératrices de déchets en mer. Ils rejettent ainsi régulièrement, de façon volontaire ou non, des filets, des cordages, des casiers, mais aussi des bouées ou du polystyrène. Parfois, certains plaisanciers sont également observés en train de jeter leurs déchets ménagers par-dessus bord alors que la plupart des ports mettent à leur disposition des équipements de récupération adaptés.

Enfin, les activités portuaires génèrent elles aussi des quantités importantes de déchets de toutes sortes. Le transbordement des cargaisons des navires ainsi que leur manutention sur les quais, l'entretien des bateaux sur les aires de carénage, ou encore l'abandon d'ordures ménagères à l'intérieur de l'enceinte des ports sont souvent à l'origine des pollutions constatées.

1.4 Études sur la répartition et le transport de ces déchets dans le monde

L'étude du comportement des déchets marins dans le milieu océanique s'est plutôt concentrée jusqu'à aujourd'hui sur l'analyse de leur dérive en surface ou de leur échouage sur le littoral. Plusieurs travaux ont montré la capacité des courants marins à transporter des déchets dans le monde entier [Law et al., 2010; Maes and Blanke, 2015; Maximenko et al., 2012; Ryan, 2014a], leur permettant ainsi d'atteindre des régions très éloignées de toutes sources de pollution, telles que des îles reculées ou les régions polaires [Convey et al., 2002; Walker et al., 1997]. L'exemple certainement le plus marquant à ce propos concerne la perte par un navire de commerce dans le Pacifique Nord (44.7°N , 178.1°E), durant une tempête de Janvier 1992, de containers remplis de canards en plastique [Ebbesmeyer and Ingraham, 1994]. Sous le choc de l'impact, ces containers ont libéré une multitude de jouets qui, par le truchement des courants de surface, ont dérivé sur de grandes distances. Un premier groupe de ces objets a ainsi été retrouvé sur les côtes de l'Alaska (distantes de plus de 3500 km du lieu de l'accident) après 10 mois de dérive, alors qu'un autre groupe a ultérieurement été aperçu en train de franchir le détroit de Behring (voir Fig. 1.4).

Actuellement, l'apport permanent de déchets d'origine anthropique implique leur accumulation dans le milieu océanique, et se traduit en surface par la présence de nappes de

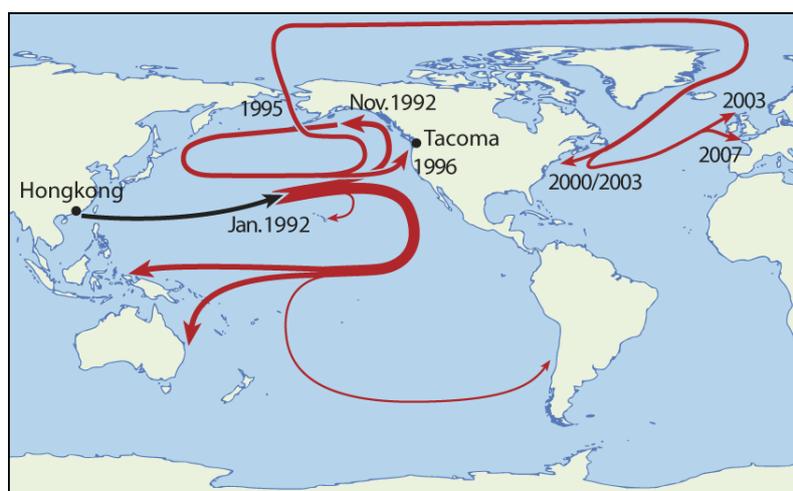


FIGURE 1.4 – Trajet des canards en plastique relâchés dans le Pacifique Nord par un cargo durant une tempête de Janvier 1992. Source : [Wiki Commons](#). Basé sur les travaux de Curtis Ebbesmeyer.

débris plus ou moins compactes qui sont associées à des structures particulières de courant. Leur répartition spatio-temporelle n'est jamais homogène et dépend majoritairement des caractéristiques hydrodynamiques du milieu, ainsi que de l'importance et de la localisation des sources de pollution. La taille de ces zones d'accumulation peut être directement reliée aux dimensions-mêmes du bassin dans lequel elles sont situées.

Différents travaux à travers le monde se sont attachés depuis plusieurs années à décrire les caractéristiques intrinsèques des zones importantes d'accumulation et à comprendre les mécanismes qui permettent leur formation et leur maintien. Ils abordent à ce titre des points de vue très différents qui vont de l'échelle globale à l'échelle locale.

1.4.1 Large échelle

A l'échelle des bassins océaniques, plusieurs grandes zones d'accumulation de déchets marins ont clairement été identifiées. Celle présente dans le Pacifique Nord est, depuis son observation en 1997 par Charles Moore¹⁰, la plus connue d'entre elles. Grande comme six fois la France, elle est la plus importante de toutes les zones d'accumulation dans le monde et s'étend du sud du Japon au nord-est de l'archipel d'Hawaï (Fig. 1.5). La densité de déchets qui la caractérise n'est pas uniforme sur toute sa surface puisque la majeure partie des débris reste essentiellement confinée à l'extrémité orientale du bassin (appelée Eastern Pacific Garbage Patch), et dans une moindre mesure à l'extrémité occidentale (par opposition Western Pacific Garbage Patch). Souvent décrite comme le "7^{ème} continent de plastique", cette zone d'accumulation est représentée dans l'imaginaire collectif par un amas compact de divers déchets. En réalité, elle est plutôt constituée d'une "soupe" de débris plus ou moins fragmentés, en suspension dans les couches supérieures de l'océan.

10. ce navigateur l'a traversée alors qu'il rentrait d'une course à la voile organisée entre Los Angeles et Honolulu, voie habituellement peu fréquentée par les marins

Bien que contenant quelques macro-déchets éparses, on y trouve surtout une multitude de micro-déchets de matières synthétiques pouvant représenter jusqu'à 6 fois la densité de plancton observée [Moore et al., 2001].

Le Pacifique Nord représente d'un autre côté la plus grande étendue d'eau de l'Hémisphère Nord. Sa circulation de surface est principalement forcée par le vent, dont les interactions avec les couches supérieures de l'océan génèrent une importante variabilité de sa dynamique¹¹, et contrôlent en grande partie la distribution des déchets marins. La compréhension des principaux schémas de la circulation générale de ce bassin constitue donc une première étape dans la description des mécanismes de transport menant à la formation, ainsi qu'à l'entretien, d'une zone d'accumulation de déchets marins aussi importante. A ce titre, les travaux de Howell et al. [2012] se basent justement sur l'étude des courants de surface pour proposer une explication des principaux mécanismes responsables de la concentration, puis de la rétention, des déchets marins dans cette région du monde. Howell et al. [2012] évoquent notamment le rôle important des zones de convergence et des fronts de salinité et de température dans l'accumulation des déchets au centre du Pacifique Nord, ainsi que celui des tourbillons méso-échelle¹² dans la répartition des déchets à l'intérieur de cette zone. L'existence d'une structure anticyclonique¹³ de vent entre l'archipel d'Hawaï et la Californie, associée à une structure de courant tournant dans le même sens, est d'autre part montrée comme responsable de la forte convergence observée au nord-est de l'archipel et formant le "eastern garbage patch". Le "western garbage patch" est quant à lui associé à la présence de méandres quasi stationnaires et d'une branche de recirculation, dont l'intensité contrôle l'efficacité de la concentration et de la rétention des déchets marins dans cette région. Le but de cette étude concerne précisément la description de ces mécanismes de transport, et en aucune façon la caractérisation des différentes zones d'accumulation.

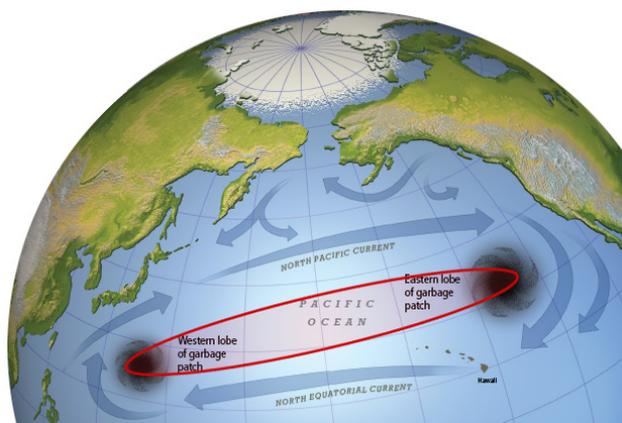


FIGURE 1.5 – *Circulation générale de surface dans le Pacifique Nord et localisation de la zone d'accumulation principale de déchets marins (contour rouge).*

11. en ce qui concerne l'influence du vent sur la circulation de surface, voir par exemple Pickard and Emery [1990]

12. cf section 1.6.1

13. tournant dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'hémisphère nord

Une approche quelque peu différente consiste à utiliser des données issues d'observations directes des courants de surface afin de simuler le transport des déchets en mer. [Wakata and Sugimori \[1990\]](#) ont réalisé dans ce sens plusieurs simulations basées sur des observations relatives à la dérive des navires en mer, et validées par des trajectoires de bouées suivies par satellite. En supposant que les déchets restent confinés à la surface, ils sont ainsi capables d'identifier plusieurs zones potentielles d'accumulation dans le Pacifique Nord durant diverses périodes de l'année. D'un diamètre de l'ordre de 1000 km, ces zones persistent néanmoins rarement toute l'année. Bien que certaines d'entre elles correspondent effectivement à des zones d'accumulation réellement observées au cours de campagnes océanographiques ultérieures [e.g. [Law et al., 2014](#)], la basse résolution spatio-temporelle des données utilisées pour advecter les déchets constitue rapidement un facteur limitant de cette analyse. Néanmoins, l'utilisation de bouées dérivantes dans de telles études est particulièrement adaptée étant donné qu'elles utilisent les mêmes mécanismes de transport. Elles constituent d'ailleurs, avec les observations visuelles, les chalutages en surface et la modélisation numérique, les seuls outils permettant de décrire le transport des déchets marins.

Afin de mieux comprendre la dynamique de ces débris dans le Pacifique Nord, [Kubota \[1994\]](#) a réalisé quelques années plus tard d'autres simulations visant à séparer les différentes composantes du courant de surface¹⁴, et à utiliser des climatologies de ces composantes à une meilleure résolution. Ses résultats montrent l'importance de la combinaison des trois composantes, aucune d'entre elles ne pouvant reproduire à elle seule le phénomène d'accumulation observé dans le "eastern garbage patch". [Kubota \[1994\]](#) propose en conséquence un mécanisme en trois étapes distinctes pouvant se résumer de la façon suivante. La zone de convergence subtropicale associée aux alizés et aux vents d'ouest présents dans le nord du bassin confine tout d'abord les déchets à des latitudes moyennes. Ceux-ci sont ensuite transportés de l'ouest vers l'est par des courants issus de l'équilibre géostrophique, tels que le Courant du Pacifique Nord (Fig. 1.5). Ils finissent alors par s'accumuler au Nord-Est d'Hawaï grâce à la présence d'une zone de convergence induite par l'anticyclone présent dans cette région. Toutefois, l'effet des tourbillons méso-échelle sur l'accumulation des déchets ne peut être abordé en raison de la trop basse résolution des champs de vitesse ($1^\circ \times 1^\circ$). Dans la suite de ces travaux, il améliore son modèle de transport des déchets en utilisant des données satellite de courants de surface et de vent [[Kubota et al., 2005](#)]. Cela se traduit par une meilleure localisation de la zone d'accumulation des déchets dans le Pacifique Nord, et permet surtout de montrer que les déchets marins présents dans les autres bassins océaniques semblent soumis aux mêmes mécanismes de transport. [Martinez et al. \[2009\]](#) ont d'ailleurs par la suite réalisé des modélisations assez similaires dans le Pacifique Sud, et ont également conclu à la présence d'une importante zone d'accumulation dans sa partie orientale. Leur travail se base sur l'utilisation de courants de surface variant dans le

14. composantes qui concernent l'équilibre entre les forces de pression et celles induites par la rotation de la Terre (géostrophie), mais aussi l'action du vent sur la surface océanique (théorie d'Ekman) et la propagation des vagues (dérive de Stokes)

temps et présentant un échantillonnage encore plus fin.

Suite à ces travaux et à ceux de [Law et al. \[2010\]](#) qui montrent de fortes accumulations de déchets dans l'Atlantique Nord, plusieurs études numériques ont étendu leur champ d'investigation à tous les océans afin de déterminer l'existence d'autres grandes zones d'accumulation de déchets marins dans le monde. [Maximenko et al. \[2012\]](#) partent du constat initial que la plupart des études antérieures sur le sujet estiment les courants de surface géostrophiques à partir de modèles assez simples. Ceux-ci impliquent notamment une viscosité constante [[Kubota, 1994](#); [Martinez et al., 2009](#)] qui rentre en contradiction avec les observations effectuées en mer [e.g. [Ralph and Niiler, 1999](#)]. [Maximenko et al. \[2012\]](#) ont donc basé leur étude sur plus de 10.000 trajectoires de bouées dérivantes dans le but d'adveciter d'une manière plus réaliste des particules numériques représentatives des déchets en mer. Ils utilisent pour cela un modèle probabiliste et considèrent un état initial idéalisé représentant une répartition homogène des déchets à la surface des océans. Leurs résultats confirment les travaux précédents et identifient clairement 5 zones majeures d'accumulation dans le monde (Fig. 1.6), une pour chaque zone de convergence associée aux gyres¹⁵ subtropicaux. Ils ne prennent par contre pas en compte la variabilité interannuelle des courants de surface en raison d'une hypothèse forte de stationnarité sur leur modèle statistique.

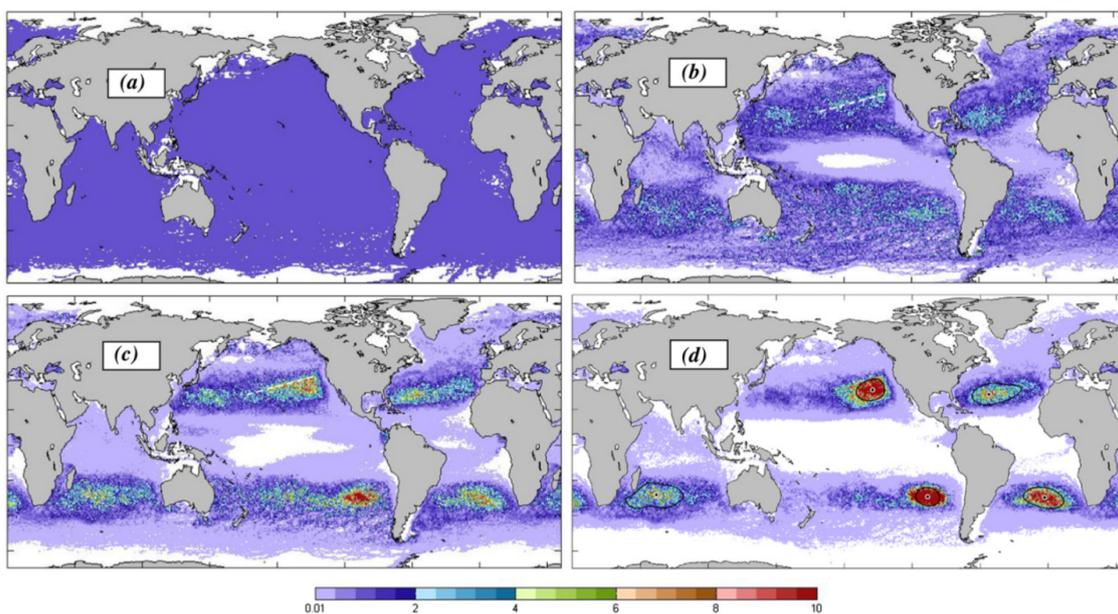


FIGURE 1.6 – Modélisation numérique du transport à grande échelle des déchets marins flottants montrant la distribution relative des déchets à l'état initial (a), et après 1 (b), 3 (c), et 10 ans d'advection (d). (Figure issue de [Maximenko et al. \[2012\]](#))

Une autre équipe de chercheurs [[Lebreton et al., 2012](#)] a quant à elle fait le choix d'étudier le transport à large échelle des déchets marins en considérant un ensemencement des particules virtuelles plus vraisemblable que celui de la répartition initiale homogène

15. un gyre océanique est un tourbillon de très grandes dimensions formé par un ensemble de courants marins

utilisé par [Maximenko et al. \[2012\]](#). La difficulté de cette méthode réside principalement dans la relative méconnaissance des flux de déchets entrant dans l'océan. En se basant sur une évaluation réaliste de la production mondiale, les auteurs proposent trois scénarii différents de lâchers de particules suivant l'importance des bassins versants, la densité de population sur le littoral ainsi que les rejets maritimes générés le long des principales voies de navigation. Ces scénarii sont couplés à des courants de surface simulés sur une période de 30 ans afin de modéliser le transport au cours du temps des déchets. Finalement, malgré une méthode très différente, les gyres subtropicaux apparaissent également dans cette étude comme des zones où l'accumulation des déchets marins est très forte. Celle-ci vient donc confirmer le rôle donné jusqu'à maintenant par la communauté scientifique à ces structures de courants dans le transport et la concentration des déchets marins. Elle permet de plus de déterminer en fonction des différents scénarii les sources potentielles des particules aboutissant à l'intérieur de chaque zone d'accumulation.

Enfin, [van Sebille et al. \[2012\]](#) analysent le transport des déchets marins d'un point de vue global non pas à l'échelle de quelques années mais plutôt à l'échelle d'un siècle. Fondés sur l'étude des trajectoires d'une multitude de bouées dérivantes à travers le monde, leurs travaux montrent deux choses importantes. Tout d'abord, à une échelle temporelle aussi importante, les zones d'accumulation présentes dans les gyres subtropicaux sont susceptibles de laisser s'échapper une quantité significative de déchets marins. Les simulations montrent alors que ces déchets sont réaccumulés assez rapidement dans d'autres zones d'accumulation à travers le monde. Dans un second temps, ils évoquent l'existence d'une possible 6^{ème} zone d'accumulation située en mer de Barents¹⁶, jusqu'ici encore jamais observée.

De manière générale, l'existence de zones d'accumulations dans les gyres subtropicaux prédites par les modélisations numériques est peu à peu confirmée par des observations in-situ [e.g. [Eriksen et al., 2013](#); [Law et al., 2014](#); [Pichel et al., 2007](#)]. Néanmoins, la communauté scientifique reste en général prudente sur les estimations actuelles de l'étendue de ces "patches" de débris, leurs dimensions ne permettant pas un échantillonnage satisfaisant par les méthodes habituelles de comptage ou de chalutage en surface. Les résolutions spatiale et temporelle des données d'observation de déchets marins actuellement disponibles ne sont d'ailleurs pas suffisantes pour permettre la validation des modélisations numériques. Celles-ci sont d'autre part limitées par leur résolution spatiale qui ne permet pas généralement de résoudre entièrement les processus physiques de méso-échelle, impliqués dans la redistribution des déchets marins à une échelle locale, et négligent complètement les processus de sub-méso-échelle.

16. la mer de Barents est située au nord de la Norvège et de la Russie occidentale

1.4.2 Échelles régionale et littorale

A l'échelle régionale, la recherche sur les déchets marins concerne majoritairement l'étude de leur transport dans les mers d'Asie orientale [Isobe et al., 2009; Kako et al., 2014, 2011; Yoon et al., 2010] et dans les eaux entourant l'archipel d'Hawaï [Carson et al., 2013a; Kubota, 1994]. La plupart d'entre elles s'intéressent moins aux mécanismes mêmes de transport qu'à la détermination des sources potentielles des échouages massifs de déchets observés sur certaines plages. Pour cela, elles se focalisent généralement sur la modélisation dans l'océan des trajectoires adoptées par certains types d'objets en plastique.

Yoon et al. [2010], par exemple, simulent le transport dans la mer du Japon de briquets jetables, de boîtes et de bouteilles en plastique, à partir des embouchures des fleuves importants et des grandes agglomérations littorales. Les trajectoires de ces objets sont ensuite comparées à des observations de quantités de déchets marins réellement échoués. Un aspect intéressant de ce travail réside dans l'étude des conséquences induites par les variations de flottabilité des objets considérés sur leur trajectoire dans le milieu marin. Afin de localiser les sources potentielles des échouages de déchets observés sur la plage de Hasskubana (îles Goto, Japon, voir Fig. 1.7) et de proposer une stratégie adaptée de réduction des sources de déchets et de nettoyage des plages, Kako et al. [2011, 2010b] utilisent de leur côté des bouchons de bouteilles en plastique et des briquets jetables. Ils choisissent d'utiliser ces objets pour deux raisons. Tout d'abord, les bouchons de bouteilles montrent une variabilité saisonnière et interannuelle remarquablement similaire à la variabilité du nombre total de déchets observés sur la plage de Hasskubana. Ensuite, certains briquets possèdent un numéro de téléphone imprimé sur leur surface qui est encore visible, et permet une identification de leur origine probable. Les auteurs réalisent ainsi plusieurs simulations (backward et forward), suivant la méthode détaillée dans [Kako et al., 2010b], qui leur permettent de vérifier la crédibilité des différentes sources de déchets envisagées vis-à-vis de cette plage. Plus récemment, ils se sont également intéressés au risque potentiel d'accumulation des déchets sur le littoral rencontré à plus longue échéance (typiquement une dizaine d'années) [Kako et al., 2014]. Leurs résultats, en se basant sur le temps de résidence des déchets marins dans la mer du Japon, ont montré qu'une augmentation des échouages était effectivement probable dans un avenir proche.

Du côté de l'archipel d'Hawaï, Carson et al. [2013a] ont réalisé des travaux originaux déjà plus orientés sur les mécanismes de transport et visant à comparer les trajectoires de bouées dérivantes à celles de particules passives modélisant le comportement des déchets marins flottants. Les différences qu'ils observent dans ces trajectoires les amènent à penser que la dynamique côtière ainsi que les marées, non prises en compte dans leur modèle régional de circulation océanique, jouent à cette échelle un rôle de première importance sur les échouages de débris marins.

La question de l'identification des sources des débris marins, et donc des états pollueurs, dans des mers semi-fermées revêt ainsi un intérêt particulier. Comme le font remarquer ces différentes études [e.g. Yoon et al., 2010], une façon appropriée de lutter contre la pollution

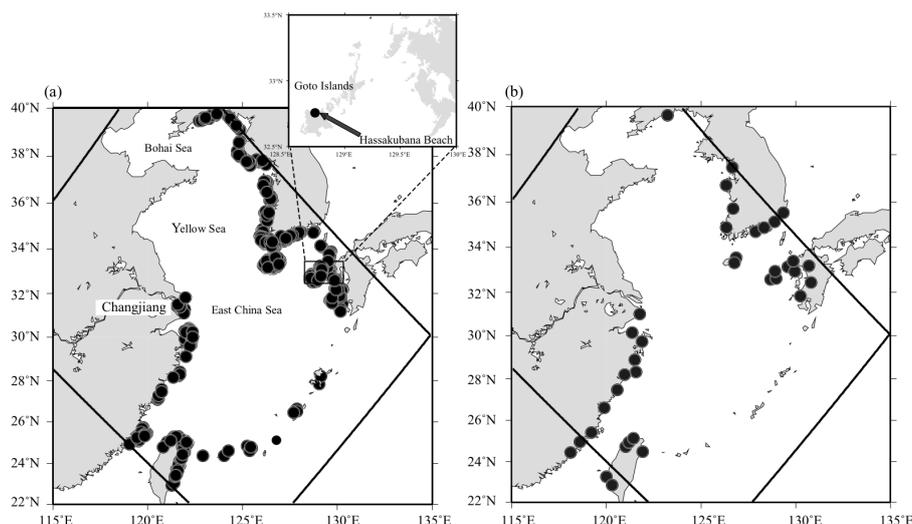


FIGURE 1.7 – Localisation dans les mers d’Asie orientale des sources de briquets jetables retrouvés échoués sur la plage de Hassakubana (îles Goto, Japon). Modélisation numérique (a), et source réelle identifiée à partir des informations recueillies sur les briquets échoués (b). Cartes provenant de [Kako et al. \[2010b\]](#).

de ces mers par les déchets d’origine anthropique pourrait consister en la mise en place d’une réelle coopération entre les différentes nations présentes sur leur littoral. La meilleure des solutions consisterait alors certainement à réduire à la source nos rejets de déchets dans l’environnement marin.

Actuellement, les recherches menées dans le but de comprendre les processus physiques qui agissent à des échelles régionale et littorale sur le transport des déchets ainsi que sur leur échouage au niveau de certaines plages restent relativement peu nombreuses. Celles qui adoptent un point de vue régional tentent surtout, comme on vient de le voir, de déterminer les sources possibles des échouages, ou de réaliser une estimation des quantités de déchets présentes en surface ou sur les fonds marins [[Hinojosa and Thiel, 2009](#); [Keller et al., 2010](#); [Shiomoto and Kameda, 2005](#); [Thiel et al., 2003](#)]. Les études qui adoptent un point de vue littoral, c’est-à-dire extrêmement local, s’intéressent principalement à la quantification des déchets marins et à leur caractérisation sur les plages et dans les eaux côtières. On note par exemple les travaux de [Walker et al. \[1997\]](#) sur l’île aux oiseaux (Géorgie du Sud, Atlantique Sud), de [Madzena and Lasiak \[1997\]](#) en Afrique du Sud, mais aussi ceux de [Martinez-Ribes et al. \[2007\]](#) dans les Baléares, travaux ayant tous trait aux échouages de déchets marins. En ce qui concerne la quantification des déchets flottants le long du littoral, [Topçu et al. \[2013\]](#) et [Suaria et al. \[2015\]](#) réalisent un comptage des débris présents le long d’une partie des côtes de la mer Noire. [Yamashita and Tanimura \[2007\]](#) réalisent quant à eux des chalutages en surface près des côtes du Japon afin d’échantillonner le courant de Kuroshio¹⁷ et de déterminer la quantité de débris qu’il est susceptible de transporter.

17. le courant de Kuroshio est un courant marin chaud analogue au Gulf Stream et qui transporte des eaux des Philippines vers le centre du Pacifique en longeant les côtes japonaises par le sud-est

1.5 Aperçu de la situation en Méditerranée

La Méditerranée est un endroit particulier sur la planète du point de vue de l'océanographie puisqu'elle représente le plus grand et le plus profond bassin d'évaporation au monde. Ses eaux, d'une grande biodiversité, sont sujettes à une intense activité maritime, aussi bien commerciale (transport de fret, pêche) que de loisirs. 7 % de la population mondiale se concentre sur son rivage et exerce une importante pression sur ses écosystèmes marins, notamment vis-à-vis du rejet de nombreux déchets synthétiques.

A partir des années 80, une importante bibliographie a commencé à voir le jour sur la présence dans ce bassin de débris d'origine anthropique. Plusieurs études ont tenté de décrire la distribution des déchets dans le bassin, que ce soit en surface [Aliani et al., 2003b; Aliani and Molcard, 2003a; Collignon et al., 2012; Cózar et al., 2015; Faure et al., 2015; Kornilios et al., 1998; McCoy, 1988; Morris, 1980; Saydam et al., 1985; Suaria and Aliani, 2014; Topçu et al., 2010] ou sur le plancher océanique [Angiolillo et al., 2015; Bingel et al., 1987; Galgani et al., 1995b, 2000, 1996; Galil et al., 1995b; Güven et al., 2013; Katsanevakis and Katsarou, 2004; Koutsodendris et al., 2008; Mifsud et al., 2013; Pham et al., 2014; Ramirez-Llodra et al., 2013; Sánchez et al., 2013; Stefatos et al., 1999]. Un certain nombre de quantifications des échouages sur le littoral Méditerranéen ont également été menées par différents auteurs [Ariza et al., 2008; Gabrielides et al., 1991; Golik and Gertner, 1992; Kordella et al., 2013; Martinez-Ribes et al., 2007; Shiber, 1982, 1987; Tudor et al., 2002; Turner and Holmes, 2011].

De manière générale, le phénomène de rétention des déchets marins flottants par le bassin Méditerranéen semble facilité d'une part par l'organisation de la circulation générale de surface, longeant plus ou moins les côtes dans le sens anti-horaire, et d'autre part par la configuration propre du bassin qui ne possède qu'une unique ouverture sur l'océan au niveau du détroit de Gibraltar. A cet endroit, l'entrée des eaux Atlantiques s'effectue principalement en surface. Il n'existe donc que peu de possibilités d'échange avec l'océan de déchets flottants étant donné que le flux de sortie des eaux méditerranéennes s'effectue surtout en profondeur. Cela a pour conséquence que tout déchet rejeté en Méditerranée finit inexorablement par s'y accumuler. L'agrégation de ces déchets en "patches" plus ou moins importants est alors facilitée par la présence de structures à méso-échelle dans le courant de surface telles que des tourbillons ou des zones de convergence. Le devenir de ces zones de concentration en Méditerranée est actuellement toujours incertain.

Dans une étude récente, Lebreton et al. [2012] ont modélisé numériquement sur une période de 30 ans le transport et l'accumulation des déchets à une échelle globale. Leurs résultats ont montré que la Méditerranée ressortait comme présentant l'une des plus fortes concentrations de déchets dans le monde, totalisant entre 6 % et 8 % de toutes les particules introduites initialement dans le modèle. L'aspect inhérent à la répartition des déchets sur la surface du bassin n'a par contre pas été abordé dans ces travaux. Néanmoins, plusieurs des études mentionnées précédemment ont rapporté une évidente hétérogénéité spatiale des

déchets marins flottants en Méditerranée [Ramirez-Llodra et al., 2013; Suaria and Aliani, 2014] (voir Fig. 1.8). Bien que les travaux en question apportent certains indices sur la dynamique des structures d'accumulation, aucun schéma général relatif à l'accumulation des déchets en surface n'a encore pu être identifié de sorte que l'existence d'une ou de plusieurs grandes structures de rétention n'a pu être établie.

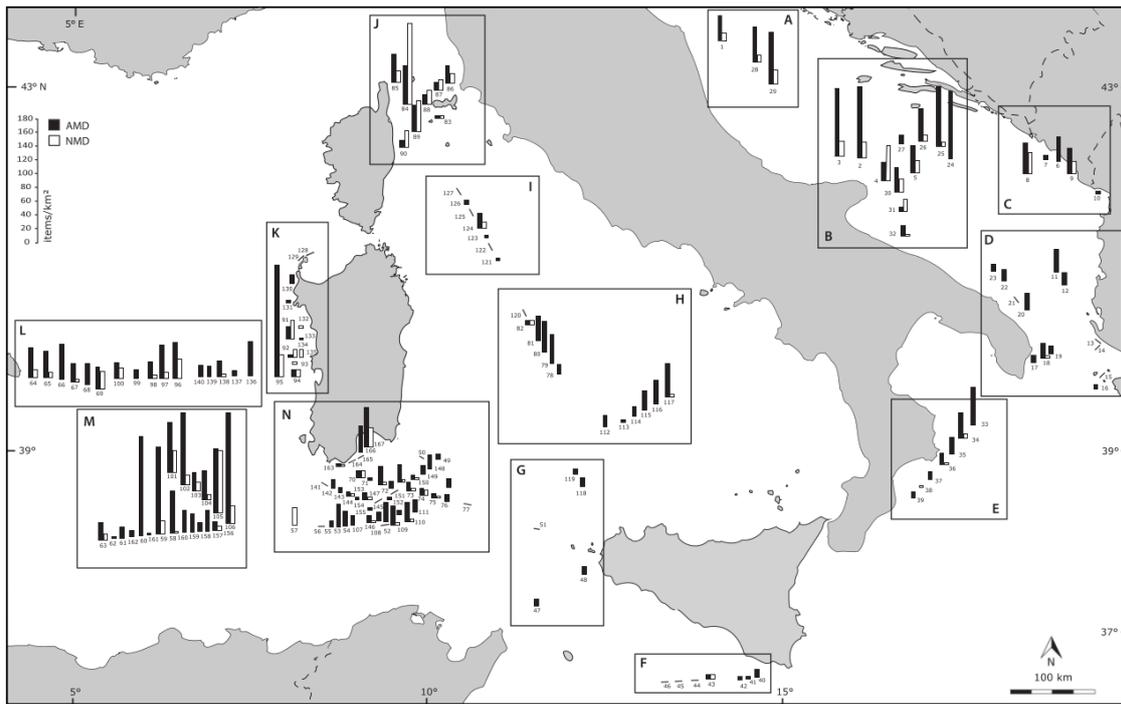


FIGURE 1.8 – Carte de distribution des déchets marins flottants d'origine naturelle (bâtonnets blancs) et anthropique (bâtonnets noirs) en Méditerranée occidentale et centrale. Les densités sont exprimées en items/km². D'après Suaria and Aliani [2014].

Finalement, on peut dire que la Méditerranée reste de nos jours insuffisamment étudiée en termes de mécanismes de transport de déchets marins, cela malgré l'évidence de la forte présence de déchets d'origine anthropique à l'intérieur du bassin, que ce soit en surface comme sur le fond océanique. En définitive, le plus gros obstacle à la compréhension des dynamiques de déplacement et d'accumulation des déchets réside dans un manque de données in-situ cohérentes. Actuellement, les observations disponibles sont soit extrêmement locales et succinctes, soit très hétérogènes dans l'espace et dans le temps, là où l'étude de ces processus demanderait un effort régulier d'observation sur de grandes étendues de mer. De telles campagnes d'observations sont malheureusement difficiles à mettre en place et coûtent excessivement cher. Une solution plus raisonnable consiste en l'utilisation conjointe de modélisations numériques et de données Lagrangiennes telles que les trajectoires de bouées dérivantes [Maximenko et al., 2012; van Sebille et al., 2012]. Plusieurs expériences Lagrangiennes ont d'ailleurs été menées par différentes équipes en Méditerranée durant ces dernières années et ont apporté de nouvelles connaissances sur les schémas de transport des masses d'eau dans les différents sous-bassins [e.g. Falco et al., 2000; Menna et al., 2012;

[Poulain et al., 2012]. L'outil numérique constitue une aide précieuse dans le sens où il permet de simuler un très grand nombre de dérives en un temps somme toute assez restreint. Bien que plusieurs travaux précédemment mentionnés utilisent cet outil afin de déterminer la dynamique de transport des déchets marins, aucune étude de la sorte n'a encore été réalisée à l'échelle du bassin Méditerranéen¹⁸.

1.6 Contexte et objectifs de cette thèse

1.6.1 Les différentes échelles caractéristiques du bassin Méditerranéen

La Méditerranée est une mer semi-fermée qui est le siège de mouvements complexes à grande, moyenne et petite échelles spatiales, agissant sur le transport des déchets marins à des échelles de temps variées (Fig. 1.9). Bien que la circulation océanique permanente de grande échelle qui la caractérise conditionne effectivement la distribution des déchets marins flottants à travers tout le bassin, des structures physiques de moyenne échelle¹⁹, comme les tourbillons et les fronts de température ou de salinité, agissent également de leur côté sur leur répartition locale. Ces phénomènes persistant de quelques jours à quelques mois, jouent tout d'abord un rôle important dans le transport régional de ces déchets, et peuvent entraîner leur accumulation ou constituer une barrière de transport. Ils induisent ensuite une certaine variabilité des grands schémas de circulation, et sont donc susceptibles de modifier la distribution générale des déchets marins dans le bassin. Enfin, les phénomènes de petite échelle pris dans un environnement côtier, surtout relatifs à l'action des vagues ou des courants littoraux de recirculation, ont eux aussi un impact sur le transport des déchets et influencent donc nécessairement leur échouage sur le littoral.

Cette dichotomisation suivant leur échelle spatio-temporelle des processus physiques océaniques ne doit pas cependant occulter le fait qu'il existe une vraie notion d'imbrication de ces échelles. Celle-ci est le résultat de phénomènes de "cascade de turbulence" durant lesquels des événements à une échelle donnée sont capables de redistribuer de la turbulence à des échelles de plus en plus petites ou grandes [Valiela, 1995]. Ainsi, il faut bien avoir conscience que la distribution des déchets marins flottants à une certaine échelle n'est pas uniquement conditionnée par des processus de même échelle, même si ceux-ci peuvent parfois s'avérer prépondérants, mais résulte plutôt de l'action d'un ensemble de processus intervenant à des niveaux tout à fait différents. En conséquence de quoi, toute étude du transport des déchets marins flottants doit nécessairement prendre en compte ces différents processus et les inclure dans son analyse.

18. Les travaux de [Lebreton et al., 2012] adoptent un point de vue global, et ceux de Cózar et al. [2015] s'attachent plus à définir la Méditerranée comme une zone d'accumulation des déchets marins et à évaluer l'importance de cette pollution, qu'à déterminer la dynamique du transport des débris

19. définie par le rayon de déformation interne de Rossby

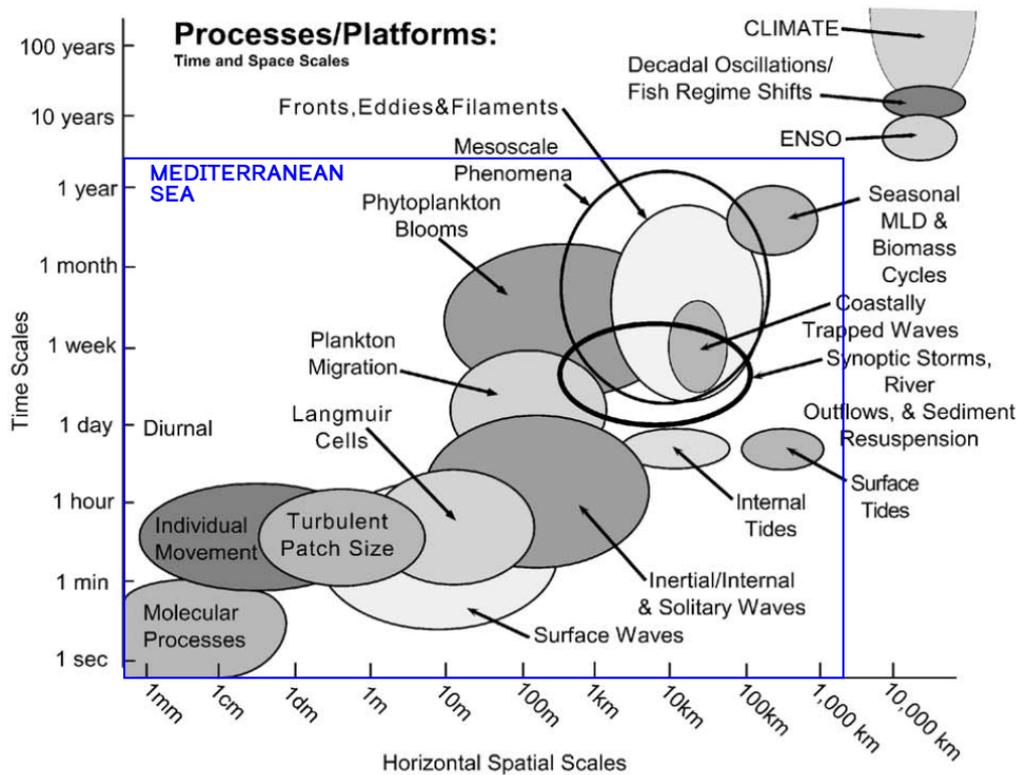


FIGURE 1.9 – Échelles des processus physiques et biologiques rencontrés dans l'océan. Adaptation du diagramme de [Dickey, 2003].

1.6.2 Description de la circulation de surface

1.6.2.1 Schémas de circulation générale

De nos jours, la circulation générale dans le bassin méditerranéen est relativement bien connue puisqu'elle a fait l'objet de nombreux travaux basés sur des observations [Albérola and Millot, 2003; Astraldi and Gasparini, 1992, 1994; Millot, 1985, 1999; Millot and Taupier-Letage, 2005] ou de la modélisation numérique [Béranger et al., 2005, 2004; Guihou et al., 2013; Lebeaupin Brossier et al., 2011, 2013; Molcard et al., 2002a]. Elle résulte majoritairement de la situation géographique même du bassin ainsi que du climat particulier qui le caractérise. Celui-ci, dit climat "Méditerranéen", est synonyme d'étés chauds et secs, et d'hivers doux et humides, surtout soumis à des précipitations de fortes intensités mais relativement courtes dans le temps [Tchernia, 1978]. En moyenne, il est responsable d'une importante évaporation qui n'est pas compensée par les apports en eau issus des fleuves²⁰ et des précipitations. Le déficit hydrique qui découle de cette situation permet ainsi de considérer la Méditerranée comme un bassin d'évaporation. Malgré cela, la perte du volume d'eau constatée est compensée par les entrées d'eaux Atlantiques au niveau du détroit de Gibraltar. Ce détroit, situé entre l'Espagne et le Maroc, possède à

20. les principaux fleuves qui alimentent la Méditerranée sont le Pô (Italie), le Rhône (France), l'Ebre (Espagne) et le Nil (Egypte)

proprement parler une largeur d'à peine une dizaine de kilomètres et représente l'unique vraie zone d'échange avec des eaux extérieures au bassin [La Violette, 1994b], c'est-à-dire avec des eaux d'origine Atlantique.

La circulation générale dans le bassin méditerranéen peut être plus ou moins vue comme un moteur qui transforme les eaux Atlantiques peu salées en eaux denses appelées eaux Méditerranéennes. En surface, cela se traduit par une circulation principale cyclonique qui longe les côtes par effet géostrophique (Fig. 1.10). La mer d'Alboran, au nord des côtes marocaines, est le point de départ de cette circulation et constitue la zone la plus énergétique du bassin. Les eaux Atlantiques qui s'y écoulent la traversent d'ouest en est en formant deux gyres²¹ qui tournent dans le sens anticyclonique de manière quasi-permanente (Fig. 1.11, encart b). Elles s'échappent ensuite de cette région en suivant les côtes africaines, et forment le courant Algérien qui est lui aussi très énergétique. L'instabilité de ce courant est d'ailleurs à l'origine de structures dynamiques particulières, telles que des méandres ou des tourbillons, qui favorisent le mélange des eaux Atlantiques avec les eaux plus chaudes et plus salées de la Méditerranée (Fig. 1.11, encart d).

Au niveau du détroit de Sicile, la circulation associée au courant Algérien se divise en plusieurs branches suivant un scénario qui n'a pu être encore clairement défini et qui alimente le débat parmi la communauté scientifique [e.g. Astraldi et al., 2002; Lermusiaux and Robinson, 2001; Millot, 1999; Molcard et al., 2002b]. Malgré cela, on admet en général que la veine principale issue du courant Algérien se sépare en deux branches distinctes (Fig. 1.10). La première d'entre elles franchit le détroit de Sicile vers le Sud-Est afin de combler le déficit en eau du bassin oriental. Elle traverse ainsi le sous-bassin afro-sicilien²² en suivant une dynamique peu marquée en surface, puis pénètre dans le sous-bassin Levantin²³, où elle finit par former un courant côtier très puissant le long du littoral égyptien et syrien. On peut noter que les travaux traitant de la circulation dans cette région de la Méditerranée sont plus tardifs que ceux ayant trait à la circulation du bassin occidental, et sont donc moins nombreux. Ils remontent principalement aux efforts du groupe POEM [1992] qui a pu montrer [Robinson and Golnaraghi, 1994] l'importance des processus de différentes échelles dans la circulation générale de cette partie de la Méditerranée. La présence de gyres permanents, semi-permanents ou transitoires a notamment été remarquée au nord du sous-bassin Levantin (Fig. 1.11, encart i). Leur position et leur intensité sont fortement variables dans le temps.

La deuxième branche issue du courant Algérien bifurque quant à elle vers le nord de la Sicile et rentre en mer Tyrrhénienne (Fig. 1.10). L'activité méso-échelle de cette région marine est marquée d'une part par la présence en son centre de gyres cycloniques présentant une variabilité interannuelle [Astraldi and Gasparini, 1994], et d'autre part par

21. un troisième gyre, plutôt éphémère, est parfois observé entre ces deux structures [Robles et al., 2007]

22. le sous-bassin afro-sicilien est la région de la Méditerranée coincée entre la côte Libyenne au sud, et la Sicile et la Crète au nord

23. région située à l'Est de la Crète

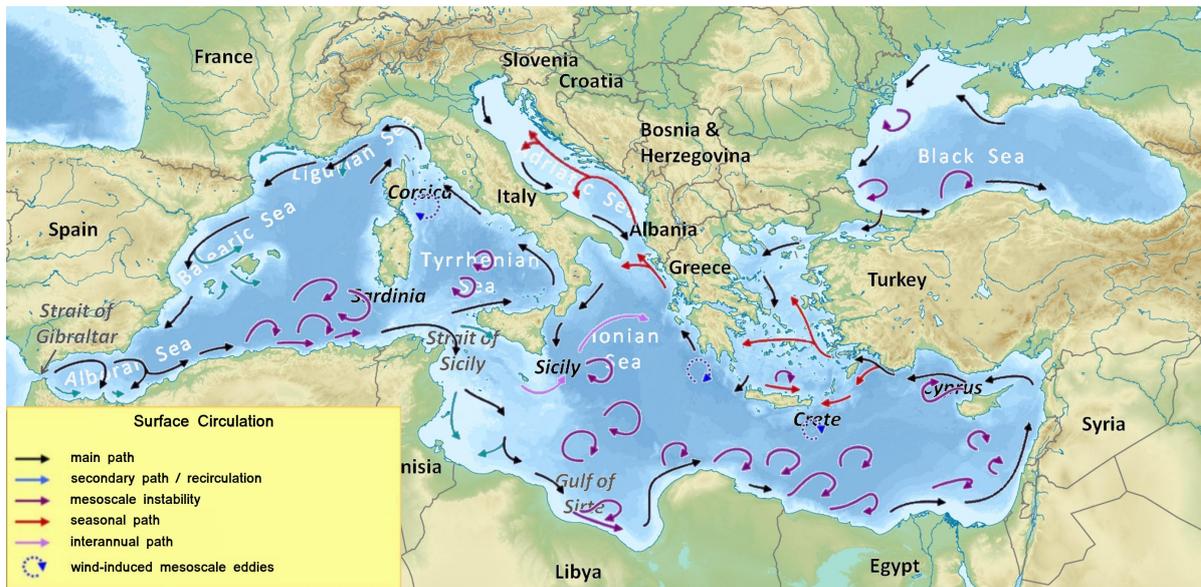


FIGURE 1.10 – Circulation générale de surface dans la mer Méditerranée. Adaptation du schéma de [Millot and Taupier-Letage, 2005].

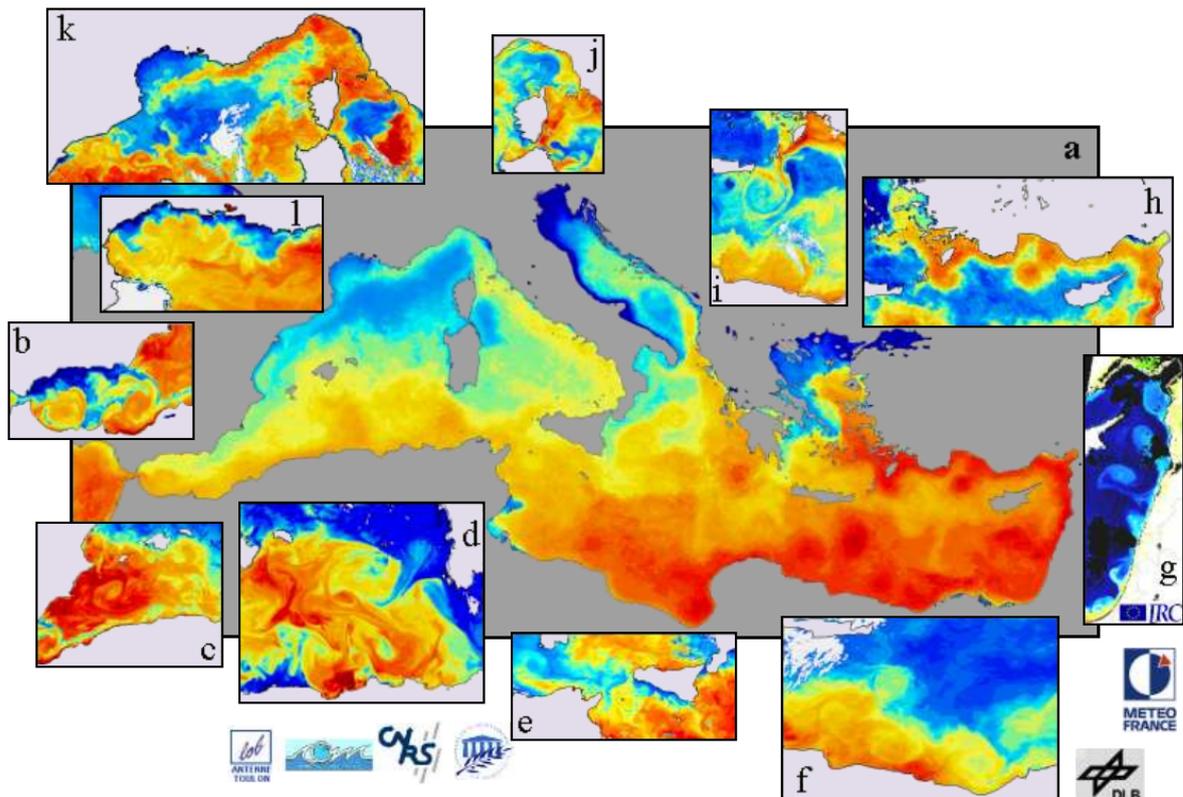


FIGURE 1.11 – Images de Température de Surface de la Mer (SST) illustrant la dynamique à méso-échelle de la circulation Méditerranéenne. Chaque encart correspond à une date et à une échelle de couleur différentes. Les couleurs froides (chaudes) renvoient à des températures de surface basses (élevées). Crédit : Isabelle Taupier-Letage

une structure tourbillonnaire située à l'Est du détroit de Bonifacio²⁴ et forcée par le vent. Les eaux provenant du détroit de Sicile restent plutôt cantonnées près de la côte italienne qu'elles remontent jusqu'au niveau de la Corse. La réunion de cette veine de courant, appelée courant Est Corse, et du courant saisonnier Ouest Corse forme alors le Courant Nord, encore appelé Courant Liguro-Provençal [Bethoux et al., 1982]. Ce courant de densité est guidé par la bathymétrie particulière du sous-bassin Liguro-provençal et suit le talus continental. Il s'écoule ainsi d'Est en Ouest jusqu'à l'archipel des Baléares où il se sépare à son tour en deux branches distinctes. Une de ces branches se dirige directement vers le détroit de Gibraltar, tandis que l'autre contourne les Baléares par le nord et forme parfois une branche de recirculation. Finalement, la région située entre les Baléares et la Sardaigne est marquée par des fronts de température et de salinité prononcés qui constituent plus ou moins une barrière entre les sous-bassins Liguro-Provençal et Algérien (Fig. 1.11).

1.6.2.2 Variabilité d'un courant de bord : l'exemple du Courant Nord

Le Courant Nord est un courant de bord particulièrement intéressant du point de vue de la dynamique. La description de sa circulation a fait l'objet de nombreuses études [e.g. Albérola et al., 1995a; Duchez, 2011; Guihou et al., 2013; Langlais, 2007; Sammari et al., 1995] qui ont montré une importante variabilité saisonnière de sa position, de son intensité, ainsi que de sa largeur et de sa profondeur. Cette variabilité peut s'expliquer par le comportement saisonnier des courants Est et Ouest Corse qui lui donnent naissance, la somme de leur transport étant susceptible d'évoluer du simple au double suivant la période de l'année (de l'ordre de 1 Sv²⁵ en été et de 2 Sv en hiver²⁶) [Albérola et al., 1995a; Bethoux et al., 1982]. Des deux courants corses, le Courant Est est celui qui présente les caractéristiques saisonnières les plus prononcées, son transport hivernal dans le Canal Corse pouvant être trois fois supérieur à celui observé en été [La Violette, 1994b] alors que les variations saisonnières et interannuelles de transport relatives au Courant Ouest sont tout à fait négligeables [Astraldi and Gasparini, 1992].

Durant l'été et l'automne, la veine principale du Courant Nord présente une largeur d'une quarantaine de kilomètres pour une profondeur de 250 mètres [Albérola et al., 1995a; Millot, 1999; Petrenko, 2003]. Les vitesses moyennes observées en surface sont de l'ordre de 20 cm/s. Cette situation change en hiver et au printemps, lorsque l'augmentation du transport induite par le Courant Est Corse entraîne un resserrement et une accélération de la veine de courant qui se rapproche de la côte [La Violette, 1994b; Taupier-Letage and Millot, 1986].

Pendant cette période, la largeur du courant n'est plus que de 25 kilomètres alors que les vitesses observées sont plutôt de l'ordre de 1 m/s [Petrenko, 2003; Sammari et al., 1995] et que sa profondeur moyenne peut atteindre les 450 mètres. En surface le Courant

24. détroit entre la Corse et la Sardaigne

25. 1 Sv = 10⁶ m³/s

26. un tel transport est comparable au transport engendré par les entrées d'eau Atlantique au niveau du détroit de Gibraltar

Nord présente alors une signature chaude clairement identifiable et une forte activité méso-échelle. Cette dernière peut être le fruit du rapprochement à la côte de la veine principale et de la bathymétrie accidentée de la région, marquée entre les villes de Nice et de Toulon par de nombreux canyons entaillant le talus continental, comme d'un cisaillement de vitesse sur le plan horizontal. Elle est caractérisée par des instabilités que l'on observe surtout en hiver et qui peuvent mener à la formation de méandres (Fig. 1.12) d'une amplitude comprise entre 10 et 20 km, et d'une longueur d'onde pouvant aller de quelques dizaines à quelques centaines de kilomètres [Albérola et al., 1995b; Guihou et al., 2013; Sammari et al., 1995]. Généralement, ces structures se déplacent le long de la côte à une vitesse moyenne approximative de 10 kilomètres par jour et ne durent pas plus d'une vingtaine de jours. Elles sont capables dans certains cas d'engendrer des tourbillons éphémères caractéristiques des phénomènes dynamiques de méso-échelle que l'on retrouve dans toute la Méditerranée, et qui perturbent localement et temporairement sa circulation générale.

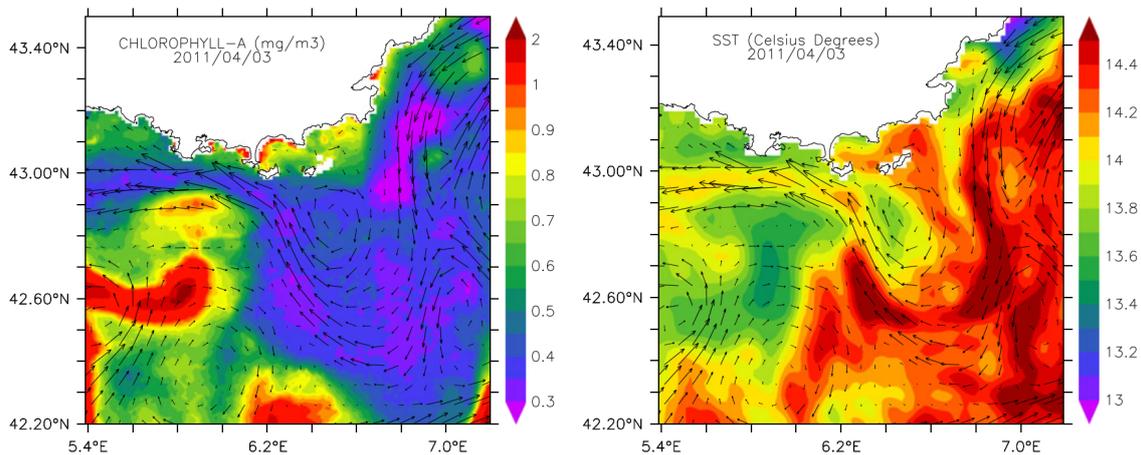


FIGURE 1.12 – Exemple de situation où une instabilité du Courant Nord mène à la formation d'un méandre. Données satellite (de type L4) du 3 Avril 2011 montrant la concentration en chlorophylle exprimée en mg/m^3 (à gauche) et la température de surface en degrés Celsius (à droite), auxquelles on a superposé un champ de vitesse calculé numériquement grâce à des simulations GLAZUR64. Crédit : Guihou et al. [2013]

1.6.3 Objectifs et stratégie

L'objectif général de cette thèse est de travailler sur les mécanismes de transport des déchets marins dans le bassin Méditerranéen, en s'appuyant sur la modélisation numérique de leur dérive ainsi que sur des observations in-situ. Actuellement, et malgré un regain d'intérêt de la communauté scientifique, nous n'avons encore qu'une vision incomplète de la situation en Méditerranée se résumant principalement à des observations disparates. Celles-ci, malgré leur hétérogénéité spatiale et temporelle, montrent non seulement une répartition inégale des déchets dans le bassin, mais sous-entendent également une importante variabilité temporelle de cette distribution.

L'existence de zones d'accumulation permanentes telles que l'on peut en trouver dans

les grands bassins océaniques (exemple du "Great Garbage Patch" dans le Pacifique Nord) n'a encore à ce titre jamais été confirmée ou infirmée en Méditerranée d'une quelconque manière, et constitue toujours une importante zone d'ombre. Si le bassin Méditerranéen, par sa topographie singulière formée de plusieurs sous-bassins, mais aussi par sa circulation, ne semble pas a priori favorable à l'existence de zones d'accumulation du même ordre de grandeur, des zones plus petites de quelques dizaines voire centaines de kilomètres sont tout à fait envisageables. Le centre du sous-bassin Liguro-provençal représente par exemple un bon candidat pour une zone d'accumulation en raison de sa position particulière située entre le courant Liguro-provençal au nord, et le front Nord-Baléares au sud. Toute la question est donc de savoir si la forte activité à méso-échelle du bassin autorise réellement la formation de telles zones d'agglomération, ou si elle ne permet la concentration des déchets marins qu'à un niveau local.

Dans un premier temps, nous proposons donc de réaliser un ensemble d'expériences Lagrangiennes couplant les sorties d'un modèle hydrodynamique de référence à un modèle de transport afin d'étudier la probabilité de formation de ces zones d'accumulation à l'échelle du bassin Méditerranéen. Peu d'études ont réellement été menées sur le sujet, notamment en modélisation, et celles-ci concernent plutôt l'évaluation globale des niveaux de pollution Méditerranéens [Lebreton et al., 2012], et leur comparaison avec les niveaux précédemment observés à l'intérieur des gyres subtropicaux océaniques [Cózar et al., 2015; Eriksen et al., 2013]. La configuration du modèle de circulation que nous utilisons (cf section 2.2.3.1) permet de résoudre de manière correcte, et à une échelle temporelle interannuelle, la circulation méso-échelle de surface sur l'ensemble du bassin ainsi que les structures tourbillonnaires qui y sont associées, très importantes pour le transport des déchets marins.

Par la suite, nous avons choisi de nous placer dans un cadre plus régional, voire côtier, en vue d'étudier le rôle d'un courant de bord dans le transport et l'échouage des déchets marins. Le Courant Nord faisant partie des principaux centres d'intérêt du laboratoire, tant du point de vue de la modélisation que de l'observation, nous nous sommes naturellement dirigés vers ce courant qui représente un bon exemple de courant de bord, d'autant qu'il est situé dans une région fortement touchée par le problème des déchets marins. Dans une récente étude, Poitou and Kerambrun [2011] estiment effectivement que la moyenne du volume de déchets d'origine anthropique échoués sur les plages de la région se situe autour de $0.078 \text{ m}^3/\text{jour}$, pour une section de 100 mètres de longueur. Avec un linéaire côtier de 687 km, la région verrait donc potentiellement plus de 530 m^3 de déchets s'échouer chaque jour sur ses plages. Si ce chiffre ne tient bien évidemment pas compte de la proportion réelle de plages sur ce littoral plutôt rocheux, il n'en montre pas moins la forte pression anthropique imposée à ces plages par les déchets marins. Le choix d'étudier leur transport côtier le long de la Côte d'Azur apparaît donc pertinent, d'autant qu'il s'inscrit dans un contexte de préservation des écosystèmes marins de plus en plus marqué²⁷ pour lequel la

27. notamment à travers la création de parcs naturels ou d'aires marines protégées. En 2012, un nouveau parc a d'ailleurs vu le jour en Méditerranée nord-occidentale à proximité immédiate de Marseille : le Parc National des Calanques

compréhension de la dynamique des échanges côte-large vis-à-vis des déchets marins est très importante.

L'objectif de cette étude régionale consistera à déterminer l'influence des forçages atmosphériques et de la dynamique propre du Courant Nord sur les schémas de transport des déchets flottants dans la région côtière. Pour ce faire, nous utiliserons des jeux de données à terre et en mer constitués, d'une part par l'évaluation initiale de cette pollution par l'Institut Écoocéan (cf section 2.4.1.1), réalisée pour la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin", et d'autre part de la surveillance quotidienne durant le mois de juin 2010 de trois plages d'Antibes²⁸ (cf section 2.4.2.1). La confrontation de ce type d'observations très rares à des sorties numériques de modèle hydrodynamique, dans une configuration régionale permettant une bonne représentation de la dynamique du Courant Nord, constitue à ce jour une méthode tout à fait originale. Sa principale difficulté réside dans le manque d'observations disponibles qui empêche généralement toute constitution d'une base de données suffisamment conséquente, à la fois en mer et sur terre, pour pouvoir permettre l'étude de la dynamique des échanges côte-large de déchets marins flottants uniquement à partir de données in-situ. L'étude de données d'observations aériennes de déchets flottants (campagne SAMM, cf section 2.4.1.2), ainsi que de modélisations numériques du transport de particules lâchées aux embouchures du Rhône et de l'Ebre, permettra également d'apporter quelques précisions sur le transport régional des déchets marins dans le bassin occidental.

Enfin, nous nous sommes également penchés sur l'analyse du transport côtier des déchets marins dans le contexte extrêmement local de la baie de Hyères. Cette dernière, située sur la Côte d'Azur, à l'Est de Toulon et en plein cœur du Parc National de Port-Cros, présente un intérêt majeur puisque sa circulation est directement influencée par celle du Courant Nord passant au sud des îles de Porquerolles et de Port-Cros, et qu'elle est sujette en période estivale à une intense activité économique de loisirs. Le suivi de la distribution des déchets flottants puis échoués sur le littoral constitue dans cette région un enjeu important, particulièrement durant les événements météorologiques extrêmes qui entraînent un fort lessivage des sols et un apport accru de déchets flottants dans la baie. Le but de ces travaux est donc d'identifier au sein de la baie les trajets privilégiés des déchets rejetés par les cours d'eau, cela grâce à l'utilisation conjointe de bouées géolocalisables et d'une configuration à très haute résolution du modèle de circulation. Cette étude, actuellement en cours, a été en partie impulsée par le vif intérêt du Parc National de Port-Cros qui est régulièrement confronté à des arrivages massifs de déchets flottant suite à des épisodes de fortes pluies. Elle fera l'objet d'un développement limité à la fin de ce manuscrit.

28. encadrée par l'association Mer-Terre, www.mer-terre.org/

1.6.4 Campagnes récentes d'observations des déchets marins flottants en Méditerranée

Durant les 3 années de cette thèse, plusieurs campagnes d'observation des déchets marins en surface ont été menées en Méditerranée afin de combler le manque de connaissance actuel sur leur répartition dans le bassin. Ce type de données étant extrêmement précieux pour l'étude du transport des déchets flottants, nous avons souhaité participer à cet important effort d'observation.

Dans un premier temps, un contact a été pris avec l'ONG Expédition MED²⁹ qui vise à soutenir la recherche scientifique sur les déchets plastiques en mer. Depuis 2010, cette association réalise chaque année à partir d'un voilier un travail de collecte des micro-plastiques présents en surface, dans le but de réaliser un état des lieux et une cartographie de cette pollution sur l'ensemble du bassin méditerranéen. J'ai ainsi pu participer à la campagne 2014 de l'association qui comportait 3 volets scientifiques distincts : une étude quantitative, qualitative et microbiologique sur les micro-plastiques, un programme exploratoire sur la présence et la dispersion de fibres plastiques dans l'environnement marin par les eaux usées en provenance des stations d'épuration, ainsi que les tests d'un nouveau matériel de pré-



FIGURE 1.13 – Plans de Navigation des différentes campagnes réalisées par l'Expédition MED depuis 2010. La campagne 2014 correspond à la courbe bleue. En haut à droite, test du dispositif Thomsea pour la collecte de déchets marins flottants.

29. www.expeditionmed.eu/

lèvement des macro-déchets flottants. Ce matériel (Fig. 1.13b) est constitué d'un barrage flottant tracté par le voilier et formé de boudins gonflables. Présentant une ouverture d'une dizaine de mètres de large, il oriente les macro-déchets flottants vers un filet de maille grossière (de l'ordre du centimètre) qui sert de réceptacle, et est placé suffisamment loin du bateau pour que celui-ci n'ait aucune incidence sur la collecte des macro-déchets. Le pourtour du bassin occidental a été parcouru en un peu plus de 2 mois durant cette expédition. J'ai ainsi pu embarquer sur 2 legs différents : celui entre Villefranche-sur-Mer et Marseille, du 5 au 11 Juillet, puis celui entre Alicante et Melilla (enclave espagnole sur la côte marocaine), du 26 Juillet au 1^{er} août. Les tests du dispositif de collecte des macro-déchets sur l'ensemble du parcours ne se sont finalement pas révélés concluants, celui-ci s'est révélé inadapté aux densités de déchets présentes en mer et à la taille du bateau.

L'année 2014 a également été l'année de l'expédition TARA Méditerranée. TARA expéditions est une initiative française à but non lucratif qui parcourt les océans afin d'étudier et de comprendre l'impact des changements climatiques grâce au voilier éponyme construit pour des conditions extrêmes. Ce navire a fait le tour du bassin méditerranéen de Mai à Novembre 2014 (Fig. 1.14) pour sensibiliser les populations aux enjeux environnementaux liés à cette mer et réaliser, sous la direction de l'Observatoire océanographique de Villefranche-sur-Mer et avec la collaboration de l'Université du Michigan, une étude sur les micro-plastiques. Celle-ci vise à combler les lacunes actuelles sur les impacts du plastique

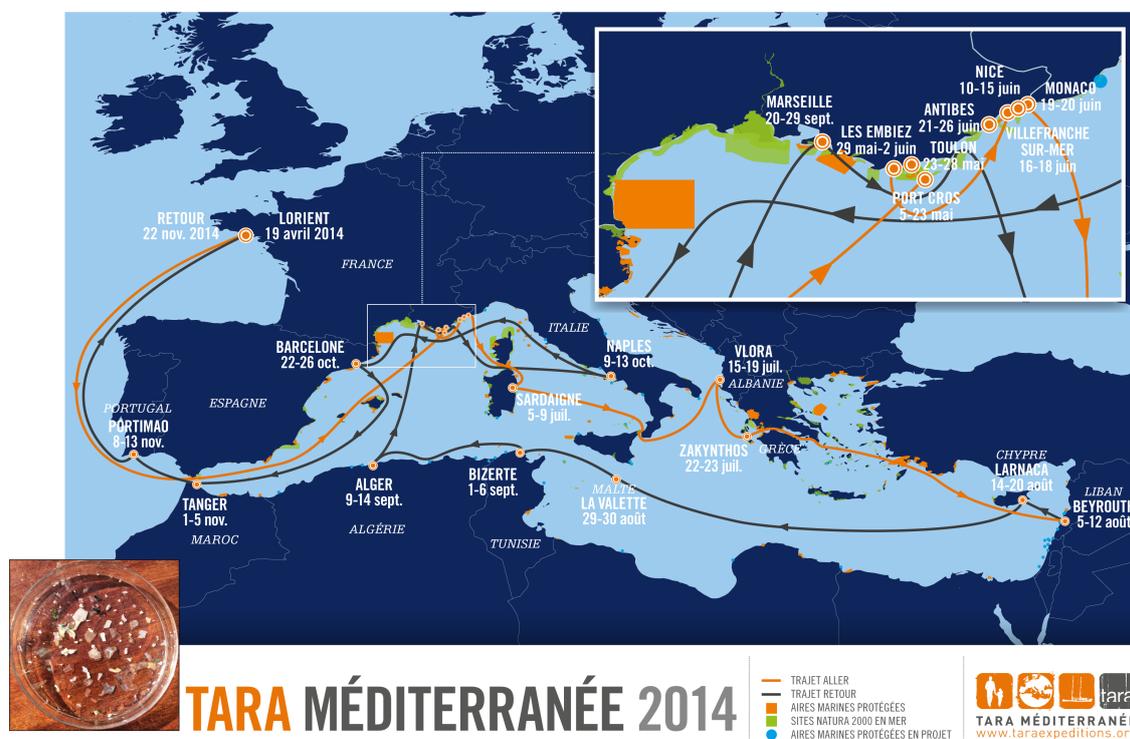


FIGURE 1.14 – Détail du plan de navigation suivi en 2014 par l'expédition TARA Méditerranée. En bas à gauche, échantillon de morceaux de plastique visibles à l'œil nu et prélevés par un trait de filet Manta d'une heure.

au niveau de l'écosystème méditerranéen, par la réalisation d'une mission d'observation interdisciplinaire. De nombreux prélèvements ont ainsi été réalisés dans le but de quantifier et de caractériser non seulement les fragments de plastique, mais aussi les polluants organiques associés à cette matière, et d'analyser les dynamiques ainsi que la fonction des communautés microbiennes vivant à la surface des débris. J'ai également eu la chance du 9 au 13 Octobre de monter à bord de cette expédition, durant le leg entre Villefranche-sur-Mer et Naples. J'ai ainsi pu prendre part aux différentes mesures conduites à bord du voilier, notamment la collecte d'échantillons de micro-plastiques en surface (traits de filet Manta, Fig. 1.14), et en dessous de la surface (filets Bongo), et la réalisation de profils verticaux de température et de salinité.



FIGURE 1.15 – *Catamaran Europe de l'Ifremer (photo de gauche) effectuant un chalutage en surface des micro-déchets (photo de droite).*

Enfin, j'ai eu aussi du 14 au 20 Avril 2015 l'opportunité de participer à une des campagnes de surveillance de la qualité des eaux côtières méditerranéennes (campagne DCE3) menées tous les trois ans par les laboratoires Environnement Ressources Provence-Azur-Corse de l'Ifremer, en collaboration avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse. Ces campagnes cherchent à caractériser la qualité des eaux marines et lagunaires au titre de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE), et ont pour but de fixer un objectif de bon état écologique et chimique des masses d'eau en 2015. J'ai donc embarqué durant cette période à bord du catamaran Europe suivant un trajet Bastia – Porto-Vecchio – Bonifacio – Ajaccio – Carghese – Toulon, et ai pu assister à différents types d'opérations : immersion de stations artificielles de moules pour déterminer les niveaux de contamination chimique, prélèvements de sédiments afin d'étudier l'abondance et la diversité des espèces et d'évaluer leur écotoxicité, ainsi que la collecte de micro-plastiques par le biais de trait de filet Manta (Fig. 1.15).

Chapitre 2

Modélisations numériques et observations

2.1 Quelle approche pour la modélisation du transport des déchets marins ?

En physique, il existe deux façons différentes de décrire les mouvements d'un fluide et celui des objets qu'il est susceptible de transporter : l'approche Eulérienne et l'approche Lagrangienne. La différence entre ces deux méthodes réside principalement dans le point de vue adopté par l'observateur. Dans l'approche Eulérienne, le vecteur vitesse \vec{v} à un instant t d'une particule pour une position donnée est obtenue par la résolution du système suivant :

$$\frac{\partial \vec{v}}{\partial t} = \left(\vec{v} \cdot \vec{\nabla} \right) \vec{v} - \frac{d\vec{v}}{dt} \quad (2.1)$$

L'approche Lagrangienne consiste quant à elle à déterminer les positions successives au cours du temps d'une particule en résolvant une équation du type :

$$\frac{d\vec{x}(t)}{dt} = \vec{v}(t) \quad (2.2)$$

où $\vec{x}(t)$ est le vecteur position à l'instant t de la particule. En règle générale, le choix de l'une ou l'autre de ces méthodes dépend de la nature même du sujet d'étude et des processus que l'on souhaite observer.

Ces deux approches ont d'ores et déjà été utilisées dans le cadre d'études sur le transport des déchets marins. [Maximenko et al. \[2012\]](#) et [Eriksen et al. \[2013\]](#) utilisent par exemple une approche qui peut être considérée comme Eulérienne et vise à découper l'océan en différentes cellules, puis à estimer la probabilité au cours du temps que des débris se dé-

placent dans une cellule donnée. Ils se basent pour cela sur une multitude de trajectoires de bouées dérivantes, et calculent la valeur au sein de chaque cellule d'une fonction de densité de probabilité afin de simuler la propagation de ces débris à partir d'une répartition initiale homogène. Une méthode plus classique consiste à adopter une description Lagrangienne du mouvement de particules virtuelles introduites au sein de champs de vitesse décrivant la dynamique de surface de l'océan. C'est cette méthode que nous avons choisi d'utiliser dans cette thèse. De manière générale, elle se décompose en deux étapes distinctes. Les champs de vitesse sont tout d'abord déterminés à partir d'observations (par exemple des observations satellites, voir [Kubota \[1994\]](#)) ou de sorties numériques de modèles hydrodynamiques résolvant les équations du mouvement [[Eriksen et al., 2014](#); [Lebreton and Borrero, 2013](#); [Lebreton et al., 2012](#)]. Généralement, les modèles de circulation océanique sont préférés en raison de leur capacité à décrire de façon très réaliste la circulation de surface, mais surtout avec une résolution spatio-temporelle couvrant un domaine et des périodes qui restent sans commune mesure avec les possibilités offertes par les moyens d'observation actuels. Ces modèles présentent la plupart du temps l'avantage supplémentaire de générer des champs de vitesse sous un format directement utilisable par des modèles de transport. Par la suite, un ensemencement des champs de vitesse en particules virtuelles est réalisé suivant une méthode adaptée (répartition initiale homogène, scénarii d'introduction régulière des particules en fonction des bassins versants, de la densité de population sur le littoral ou du trafic maritime, ...) et sert de point de départ au modèle de transport qui advecte les positions successives des particules virtuelles à partir de la description des courants marins fournie par les champs de vitesse. Un point fort de cette méthode réside dans le fait que les particules utilisées par le modèle Lagrangien sont libres de se déplacer dans le domaine d'étude en fonction des forçages hydrodynamiques. D'un autre côté, la fréquence d'actualisation constitue plutôt dans ce cas un point faible, car les courants utilisés sont des moyennes bien souvent quotidiennes.

Ces dernières années, plusieurs modèles de transport Lagrangien ont justement été mis au point par différentes équipes et trouvent des applications physiques ou biologiques extrêmement variées. Historiquement, l'agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA) développe depuis les années 1970 des modèles de dérive de nappes d'hydrocarbures dans le but d'aider les garde côtes américains dans la lutte contre la pollution engendrée par des accidents maritimes¹. Les résultats de ces recherches ont permis la création dans les années 1990 du code de calcul GNOME² [[Beegle-Krause, 1999, 2001](#)] dédié à la modélisation de l'évolution spatio-temporelle des concentrations de polluants dans l'environnement marin. Une des applications de ce modèle consiste à décrire l'évolution physique et chimique des nappes de pétrole. Du côté français, Bruno Blanke a développé en 1992 le code de calcul ARIANE. Celui-ci, plus versatile, a été par la suite amélioré³ au

1. on se rappellera par exemple l'échouage de l'Exxon Valdez en Alaska en 1989 ou plus récemment l'explosion de la plate-forme pétrolière Deepwater Horizon dans le Golfe du Mexique, qui provoquèrent tous deux une importante marée noire

2. General NOAA Operational Modeling Environment

3. essentiellement pour une histoire de compilation et d'installation plus pratiques

LPO (Laboratoire de Physique des Océans) par Bruno Blanke et Nicolas Grima, et permet notamment l'étude du transport de masses d'eau et de particules passives. Il est utilisé dans un large panel de travaux allant de la description des échanges de masses d'eau à l'intérieur d'un bassin océanique ou entre bassins [e.g. Blanke et al., 2001; Doglioli et al., 2006], à la détermination des propriétés de dispersion de la couche de surface en Méditerranée [Pizzigalli et al., 2007b], en passant par l'étude du déploiement de profileurs ARGO [Pizzigalli and Rupolo, 2007a], de l'échouage de méduses [Berline et al., 2013] ou de la connectivité entre les aires marines protégées [Berline et al., 2014]. Enfin, un nouveau code de calcul nommé ICHTHYOP est implémenté par Philippe Verley (Previmer) à la fin des années 2000 pour des applications biologiques telles que la modélisation du transport de larves de poisson [Cuif et al., 2014; Dias et al., 2014; Lett et al., 2008] ou l'étude de la connectivité entre différentes régions d'un même bassin [Andrello et al., 2013; Naro-Maciel et al., 2014].

Ces 3 modèles de transport reposent sur la résolution de différents systèmes d'équations. Le modèle GNOME est basé sur une équation de diffusion en 2 dimensions du type :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (2.3)$$

où C est la concentration d'un polluant et D_x et D_y les coefficients horizontaux de diffusions. Différentes couches verticales peuvent néanmoins être simulées. ARIANE fait quant à lui intervenir une équation d'advection en 3 dimensions et suppose la conservation de la masse au sein des champs de vitesse (cf section 2.3.1.2). Les particules dont on simule le transport sont vues comme des particules d'eau. D'un autre côté, le transport de particules est aussi réalisé dans ICHTHYOP par la résolution d'une équation d'advection, mais tient également compte des processus de dispersion horizontaux et verticaux [Lett et al., 2008]. La flottabilité de chaque particule peut être modifiée à n'importe quel moment dans le modèle. D'un point de vue pratique, les modèles GNOME et ICHTHYOP ont le désavantage d'être des "boîtes noires" dans le sens où l'on ne peut pas intervenir directement sur leur code numérique. A l'opposé, ARIANE permet un total accès à son code de calcul qui peut être modifié afin de simuler de nouveaux processus. Berline et al. [2013] ont par exemple récemment retouché ARIANE afin de simuler le cycle vertical des méduses le long de la Côte d'Azur. Bien évidemment, d'autres modèles de transport ont été développés à travers le monde ces dernières années, mais ceux-ci sont plus ou moins basés sur les mêmes méthodes de calcul.

Dans cette thèse, nous avons choisi d'utiliser le modèle hydrodynamique de circulation générale NEMO⁴ afin de générer les champs de vitesse permettant le calcul du transport des macro-déchets. NEMO est un modèle largement utilisé par la communauté scientifique européenne, voire même internationale (<http://www.nemo-ocean.eu/>). L'avantage de ce choix réside dans le fait qu'il existe plusieurs configurations de ce modèle en Méditerranée,

4. Nucleus for European Modelling of the Ocean

validées (e.g. MED12, GLAZUR64⁵) ou en cours de développement (NIDOR192⁶), et qui permettent de décrire les processus physiques de l'environnement marin Méditerranéen aux différentes échelles caractéristiques du bassin. Les champs de vitesse utilisés dans ces travaux ont tous été extraits de simulations issues de ces trois configurations. Celles-ci n'ont néanmoins pas été menées personnellement, mais dans le cadre de différents projets scientifiques visant à mieux modéliser la Méditerranée.

La partie concernant le calcul de l'advection de particules a quant à elle été gérée de façon différente suivant l'échelle prise en considération. Ainsi, à l'échelle du bassin Méditerranéen nous avons fait le choix d'utiliser le modèle de transport ARIANE qui permet de simuler les trajectoires simultanées d'un grand nombre de particules de façon efficace. Dans le cadre d'une étude plus ciblée (domaine de l'ordre de quelques dizaines de kilomètres de côté) telle que la cartographie des trajets et de l'impact des déchets flottants autour des îles d'Or (voir la discussion en fin de manuscrit), nous avons par contre préféré utiliser le modèle ICHTHYOP qui devrait permettre une gestion plus appropriée de l'échouage. Dans les deux cas de figure, plusieurs hypothèses fortes ont été considérées. La première d'entre elles suppose que les particules virtuelles sont tout à fait conservatives, c'est-à-dire qu'elles ne subissent aucune transformation au cours de leur voyage dans l'océan. Cela apparaît tout à fait envisageable dans la mesure où nos études ne durent jamais plus d'une année, et où la majorité des déchets marins en Méditerranée sont composés de matières synthétiques, extrêmement résistantes aux processus de dégradation. D'autre part, en raison du manque de connaissances actuel sur le mouvement vertical des déchets dans l'océan, nous envisageons uniquement un déplacement horizontal, en surface, qui entraîne nécessairement une surestimation des quantités de déchets au cours du temps. Nous supposons néanmoins que ce phénomène reste marginal devant le nombre de particules considéré et la durée somme toute restreinte des simulations. Enfin, l'action du vent sur la partie émergée des débris (windage en anglais) n'est pas prise en compte dans la mesure où l'étude la plus récente sur le sujet [Neumann et al., 2014] ne permet pas de déterminer une valeur moyenne satisfaisante de ce paramètre pour la variété de débris rencontrés dans l'océan. Neumann et al. [2014] montre de plus que la prise en compte du windage peut grandement atténuer la variabilité saisonnière de la circulation de surface, qui est responsable du transport des déchets et constitue un point crucial de ce travail. Malgré cela, il faut tout de même souligner que l'influence du vent sur la surface océanique est incluse implicitement dans le calcul des vitesses effectué par le modèle hydrodynamique, calcul qui comprend également une paramétrisation de la dérive de Stokes⁷ basée sur une estimation de l'état de mer.

5. Golfe du Lion côte d'AZUR au 1/64°

6. configuration Nemo autour des Îles D'OR

7. résultante du mouvement induit par les vagues dans leur sens de propagation

2.2 Modèle hydrodynamique de circulation océanique

NEMO (Nucleus for European Modelling of the Ocean) est un code de calcul écrit en FORTRAN90 initialement développé à Jussieu, au laboratoire LOCEAN⁸. Il comprend plusieurs noyaux de calcul qui sont : le noyau OPA⁹ (développé par Madec et al. [1998]) qui permet de déterminer les paramètres physiques principaux de l'océan, ainsi que le noyau LIM¹⁰ relatif à la modélisation de la glace, et le noyau TOP¹¹ de biogéochimie. Une importante communauté s'est formée autour de ce modèle de circulation, notamment à propos de l'étude de la dynamique océanique et des interactions océan/atmosphère. Différentes configurations (e.g. MED12, MED36) ont ainsi été développées dans le bassin Méditerranéen et ont participé à l'important effort de modélisation entrepris dans cette région depuis les années 1980¹². L'amélioration constante du code de calcul a permis son utilisation dans des configurations côtières présentant une résolution de plus en plus importante. Celles-ci sont ainsi passées d'une résolution de 6 à 8 km pour MED12, à une résolution comprise entre 1.25 et 1.73 km dans GLAZUR64, puis tout récemment à une résolution de l'ordre des 500 m dans NIDOR192 (thèse d'Amandine Declerck en cours).

Les principales caractéristiques de ce modèle d'océan ainsi que le système d'équations permettant la résolution des termes qui décrivent l'état de l'océan sont expliqués ci-dessous. Un exposé complet du modèle ainsi que de sa paramétrisation est disponible dans le manuel d'utilisation [Madec, 2008]. Les différentes configurations utilisées dans le cadre de cette thèse font également l'objet dans la suite du texte d'une courte description.

2.2.1 Approximations et équations primitives

La modélisation de l'état de l'océan par NEMO est obtenue grâce à la résolution d'un système d'équations primitives basées sur une approximation aux différences finies du second ordre. Pour cela, plusieurs variables physiques telles que la masse volumique ρ , la vitesse du fluide V , la température potentielle T , la pression P et la salinité S sont considérées. La description de l'état de ces variables passe nécessairement par la recherche de solutions à des équations d'état non linéaires couplant les variations de température et de salinité aux fluctuations de la vitesse du fluide. Ce formalisme mathématique s'organise autour de sept équations importantes :

- les équations du mouvement (encore appelées équations de Navier-Stokes),
- l'équation de continuité (ou d'incompressibilité),
- les équations de conservation de la température et de la salinité,
- ainsi que l'équation de conservation de la masse.

8. Laboratoire d'Océanographie et du Climat : Expérimentations et Approches Numériques

9. Océan PARallélisé

10. Louvain-la-neuve Ice Model

11. Tracer in the Ocean Paradigm

12. un historique de cet effort de modélisation peut d'ailleurs être trouvé dans [Guihou et al., 2013]

La résolution de ces équations non linéaires complexes ne peut cependant pas être menée à terme en l'état et demande la prise en compte de certaines approximations et hypothèses simplificatrices. Celles-ci mènent à l'obtention d'équations simplifiées dites "primatives", qui peuvent être traitées de façon numérique par NEMO.

Équations du mouvement

Les équations de Navier-Stokes sont des équations aux dérivées partielles non linéaires largement utilisées en hydrodynamique étant donné qu'elles permettent de décrire de façon précise le mouvement d'un fluide. Leur forme générale peut être exprimée de la façon suivante :

$$\rho \left[\frac{d\vec{V}}{dt} + 2\vec{\Omega} \cdot \vec{k} \right] = -\vec{\nabla}P + \rho \vec{g} + \vec{F}_v \quad (2.4)$$

et lie l'accélération d'un fluide à des termes de pression et de viscosité. Elle est amenée à évoluer par le biais de quatre hypothèses importantes :

l'approximation de couche fine : on néglige les effets de courbure dans les équations en raison du caractère négligeable de l'épaisseur des océans devant le rayon terrestre.

l'approximation de sphéricité de la Terre : les surfaces géopotentielles sont supposées sphériques de sorte que la gravité est considérée comme parallèle au rayon terrestre.

l'hypothèse de Boussinesq : on considère que les fluctuations suivant l'horizontale de la masse volumique sont négligeables devant sa moyenne. La variation verticale de cette quantité ρ' est par contre conservée, notamment dans le calcul de la force de flottabilité. Cette variation peut être provoquée par la pression hydrostatique, ainsi que par des mouvements verticaux du fluide ou des phénomènes de stratification. Au final, on estime que la masse volumique peut être écrite comme la somme d'une masse volumique de référence ρ_0 et d'une petite perturbation :

$$\rho(T, P, S) = \rho_0 + \rho'(x, y, z, t) \quad (2.5)$$

l'hypothèse de fermeture turbulente : celle-ci traduit la prépondérance des processus de grande échelle sur ceux de petite échelle. Dans le modèle, les interactions entre les différentes échelles sont induites par les termes non linéaires.

Considérons un ensemble de vecteurs unitaires $(\vec{i}, \vec{j}, \vec{k})$ formant une base orthogonale telle que les vecteurs (\vec{i}, \vec{j}) sont tangents aux surfaces géopotentielles et orientés suivant les directions zonale et méridionale, et que le vecteur \vec{k} est perpendiculaire à ces mêmes surfaces et dirigé vers le haut (axe vertical). Si l'on applique les hypothèses que nous venons d'énumérer à la forme générale de l'équation de Navier-Stokes, il est possible d'obtenir une expression simplifiée de la vitesse horizontale V_h :

$$\frac{\partial \vec{V}_h}{\partial t} = - \left[(\vec{\nabla} \wedge \vec{V}) \wedge \vec{V} + \frac{1}{2} \vec{\nabla} (V^2) \right]_h - f \vec{k} \wedge \vec{V}_h - \frac{1}{\rho_0} \vec{\nabla}_h P + D^V + F^V \quad (2.6)$$

où :

- \vec{V} représente le vecteur vitesse, et \vec{V}_h ses composantes horizontales
- f est le paramètre de Coriolis. Il vaut : $f = 2\vec{\Omega} \cdot \vec{k}$ ($\vec{\Omega}$ étant le vecteur associé à la vitesse angulaire de la Terre), et dépend également de la latitude
- ρ_0 la valeur prise comme référence pour la masse volumique de l'eau de mer
- D^V est un terme de turbulence
- et F^V traduit l'influence des forces de frottements visqueux

Équilibre hydrostatique et équation de continuité

Considérons que la profondeur moyenne de l'océan H est très petite devant l'échelle horizontale caractéristique du mouvement. On peut alors se placer dans le cadre de l'approximation hydrostatique afin de négliger tous les termes autres que la gravité et le gradient vertical de pression dans l'équation de conservation de la quantité de mouvement verticale (projection sur l'axe \vec{k} de l'équation (2.4)). En général, on se permet de définir la pression du fluide P comme la somme de la pression atmosphérique et d'une pression hydrostatique (poids de la colonne d'eau au-dessus de la particule d'eau considérée) :

$$P = P_0(x, y, t) + P'(x, y, z, t) \quad (2.7)$$

Le niveau des océans s'ajustant aux fluctuations de la pression atmosphérique, on considère souvent que les forces de pression n'entraînent pas de mouvement horizontal et que la pression du fluide peut être ramenée à la seule pression hydrostatique P' . Cette hypothèse reste valide tant que l'on n'observe pas de variations importantes de la pression atmosphérique, et ne s'applique pas dans le cas de tempêtes ou de cyclones pour lequel on prend effectivement en compte la pression atmosphérique.

A partir de l'hypothèse hydrostatique, et si l'on considère le fluide comme incompressible, il est donc possible d'associer la variation de pression suivant la verticale à la masse volumique du fluide de façon à établir un équilibre entre le gradient de pression vertical et la force de flottabilité :

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho_z g \quad \text{soit} \quad P_z = \int_0^z -\rho_z g dz \quad (2.8)$$

D'un point de vue numérique, cette condition d'équilibre permet une grande économie de calcul puisque la composante verticale de la vitesse (w) est déterminée à partir du calcul de la divergence de la vitesse horizontale :

$$\vec{\nabla} \cdot \vec{V} = 0 \quad \text{ou} \quad \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = -\frac{\partial w}{\partial z} \quad (2.9)$$

Cela évite de résoudre explicitement les accélérations verticales dont les échelles temporelles et spatiales sont petites. Il faut cependant noter que cette approximation empêche toute résolution explicite des processus convectifs et des écoulements gravitaires des équations du mouvement ($\frac{\partial w}{\partial t}$), qu'il faut alors paramétrer.

Équations de conservation de la température et de la salinité

Les équations de conservation de la température et de la salinité peuvent être établies à partir de l'équation d'état proposée par [Jacket and Mc Dougall \[1995\]](#) :

$$\begin{aligned} \text{Température :} \quad \frac{\partial T}{\partial t} &= -\vec{\nabla} \cdot (T\vec{V}) + D^T + F^T \\ \text{Salinité :} \quad \frac{\partial S}{\partial t} &= -\vec{\nabla} \cdot (S\vec{V}) + D^S + F^S \end{aligned} \quad (2.10)$$

où :

- T est la température potentielle
- S est la salinité
- D^T et D^S représentent respectivement les termes de turbulence associés aux équations de température et de salinité
- F^T et F^S représentent respectivement les termes de frottement de surface associés aux équations de température et de salinité

Équation d'état

Enfin, l'équation de conservation de la masse peut être écrite à partir de l'équation de continuité en considérant que le volume au sein de la configuration reste constant. Elle stipule que la variation de la masse volumique en un point est égale à la divergence du flux de masse :

$$\frac{d\rho}{dt} = \frac{\partial \rho}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot (\rho\vec{V}) = 0 \quad (2.11)$$

2.2.2 Discrétisation spatio-temporelle des équations

Pour être résolues, les équations primitives que nous venons de décrire sont discrétisées spatialement sur une grille Arakawa de type C [[Arakawa, 1972](#)] suivant une méthode de différences finies centrées d'ordre deux. Cette grille est construite de manière à ce que la

température, mais aussi d'autres paramètres physiques tels que la salinité, la pression ou le champ de divergence, soient calculés au centre même de la maille alors que les composantes du champ de vitesse sont déterminées sur le centre des faces (Fig. 2.1). Dans cette configuration, la vitesse verticale w n'est pas définie sur le même plan horizontal que les autres composantes u et v de la vitesse, et se trouve décalée d'un demi-point de grille suivant l'axe vertical. La définition de la grille fait donc intervenir de manière générale des indices entiers (i, j et k) et demi-entiers de sorte que les positions des points u et v (composantes zonale et méridionale de la vitesse) associés au point de grille T (température) de coordonnées (i, j, k) sont respectivement déterminées par les indices $(i + 1/2, j, k)$ et $(i, j + 1/2, k)$.

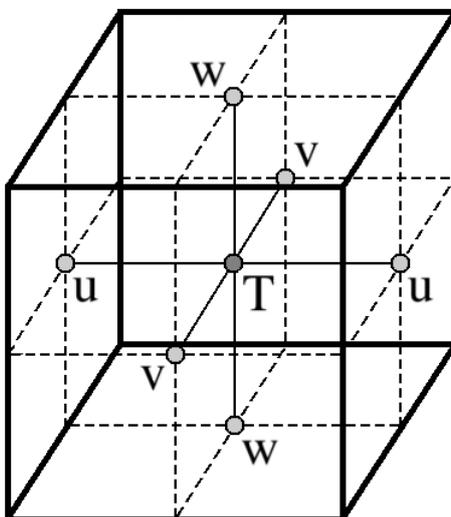


FIGURE 2.1 – Maillage Arakawa (grille C) tel qu'utilisé par les codes de calcul NEMO et ARIANE. Le champ de température (T), mais aussi ceux de salinité, de pression et de divergence horizontale sont calculés au centre de la maille. Les composantes zonale (u), méridionale (v) et verticale (w) du vecteur vitesse sont définies pour leur part sur les bords de cette même maille.

D'un point de vue temporel, plusieurs discrétisations sont par contre utilisées dans le code de calcul. Si un pas de temps d'Euler est employé pour l'initialisation, la discrétisation temporelle des processus non diffusifs (équation du moment, advection des traceurs, mais aussi gradient de pression et terme de Coriolis) suit quant à elle un schéma *leapfrog* ("sautemouton") utilisant deux pas de temps dénommés temps *now* (t) et temps *before* ($t - \Delta t$) :

$$x^{t+\Delta t} = x^{t-\Delta t} + 2\Delta t F^t \quad (2.12)$$

où le terme x peut représenter les variables T, S, u ou v , F^t représentant le second membre non-diffusif d'une équation donnée et Δt le pas de temps du système.

En ce qui concerne la discrétisation des termes diffusifs suivant l'horizontale, il a été privilégié l'utilisation d'un schéma avant défini par :

$$x^{t+\Delta t} = x^{t-\Delta t} + 2\Delta t F^{t-\Delta t} \quad (2.13)$$

Des considérations sur la stabilité de ce schéma en fonction du coefficient de mélange horizontal peuvent être trouvées dans [Guihou \[2013\]](#).

2.2.3 Choix des configurations et des sorties numériques aux différentes échelles

Cette thèse ayant pour but d'étudier le transport des déchets marins aux différentes échelles spatio-temporelles caractéristiques du bassin Méditerranéen, nous avons fait le choix d'utiliser plusieurs configurations du modèle hydrodynamique NEMO afin de nous adapter au changement d'échelle. Nos travaux se basent donc sur les sorties numériques de trois configurations distinctes. Afin d'étudier le transport des déchets et la formation de zones d'agglomération d'un point de vue global, nous employons dans un premier temps des sorties de la configuration MED12v75. Par la suite, une étude de l'impact du Courant Nord et des conditions climatiques sur la distribution des déchets au large de la Côte d'Azur, ainsi que sur leur échouage, a été menée en comparant des mesures in-situ à des sorties provenant de la configuration régionale GLazur64. Enfin, les runs d'une configuration à très haute résolution nommée NIDOR192 sont utilisés dans le cadre du suivi local de la

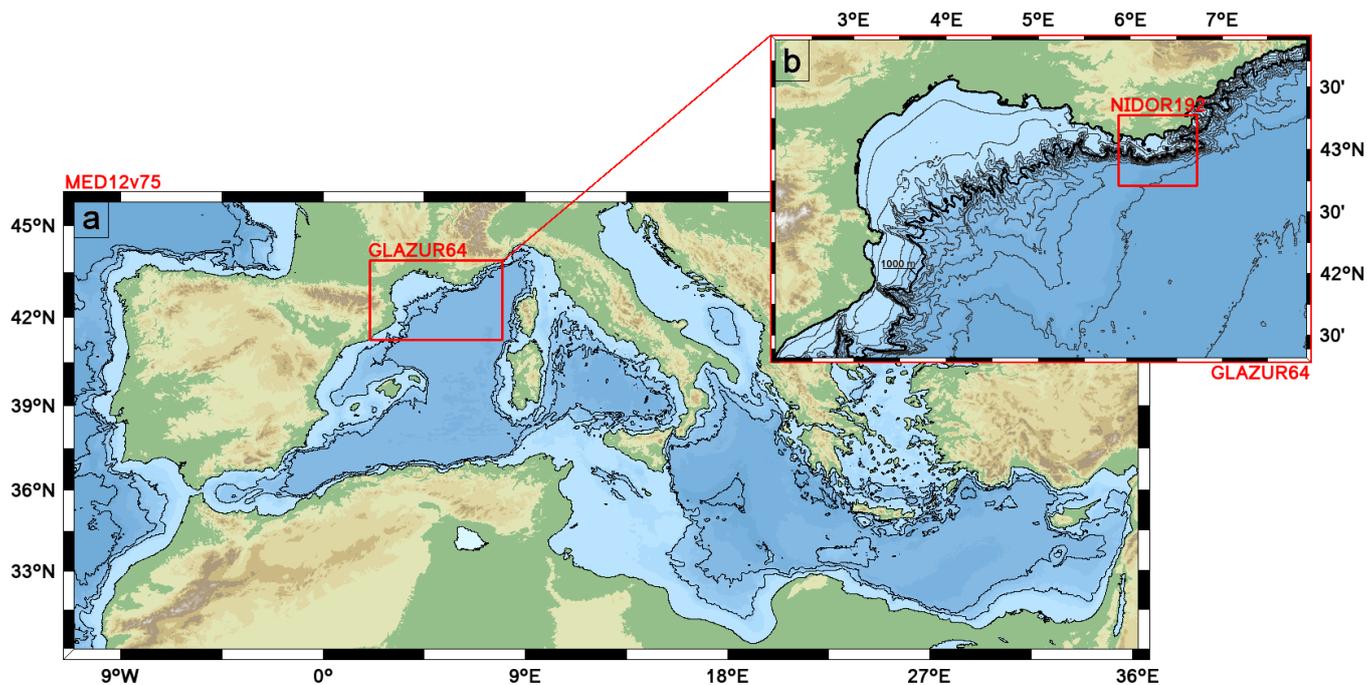


FIGURE 2.2 – Emprise géographique des configurations MED12v75 (a), GLAZUR64 (b) et NIDOR192. La topographie du bassin méditerranéen est issue du site www.marine-geo.org [[Ryan et al., 2009](#)]. Les isobathes 0, 1000, 2000 et 4000 m sont montrées en (a) ainsi que celles de 0, 50, 100, puis de 250 à 3000 m par pas de 250 m en (b).

distribution des déchets flottants dans la baie de Hyères. Le domaine géographique de ces configurations est donné sur la Fig. 2.2. Le sujet de ces travaux n'étant pas le développement propre des configurations du modèle hydrodynamique, nous ne décrivons pas le processus de paramétrisation inhérent à ce type de modélisation. Nous nous concentrerons plutôt sur la description des caractéristiques générales de ces 3 configurations et des sorties numériques associées, en vue de leur utilisation pour une application de dérive Lagrangienne.

2.2.3.1 Large échelle - MED12v75

MED12v75 est une configuration de NEMO couvrant l'ensemble du bassin Méditerranéen. Elle représente l'évolution de la configuration d'origine MED12 [Lebeaupin Brossier et al., 2011, 2012a], initialement développée pour des études climatiques ou interannuelles de la circulation à l'échelle du bassin, à laquelle on a rajouté les apports issus des principaux fleuves Méditerranéens [Ludwig et al., 2009] et dont on a augmenté la résolution verticale. Son domaine s'étend de 11°O à 36°E en longitude et de 30°N à 46°N en latitude. Il est défini sur une grille "ORCA" au 1/12° [Madec, 2008] comprenant 567x264 points sur un plan horizontal (résolution comprise entre 6 à 8 km), ainsi que 75 niveaux verticaux dont la résolution varie de $\Delta z = 1$ m en surface à $\Delta z = 135$ m sur le fond océanique. Les 22 premiers niveaux sont tous compris dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau afin de mieux représenter la couche de surface. D'autre part, la bathymétrie employée dans cette configuration a été établie à partir de la base de données ETOPO1 [Smith and Sandwell, 1997], dont la résolution spatiale est de 1 minute d'arc.

Dans cette configuration, la gestion de la surface est réalisée par le biais de paramétrisations standards, la condition de surface étant de type surface libre [Roullet and Madec, 2000]. Les frottements latéraux utilisés sur le littoral et au niveau du détroit de Gibraltar sont de type "no-slip". La condition initiale et les forçages atmosphériques sont quant à eux respectivement assurés par la climatologie MEDATLAS ainsi que par les champs atmosphériques issus du modèle ALADIN¹³-Climat [Herrmann et al., 2011] du centre Météo-France. ALADIN-climat a une résolution spatiale de 9.5 km et force la configuration avec une fréquence de 3 heures selon la méthode de correction de flux.

Grâce à ces caractéristiques, la configuration MED12v75 permet de résoudre non seulement la circulation à méso-échelle avec une bonne représentation de la couche de mélange, mais aussi la circulation de surface engendrée par les forçages atmosphériques.

13. Aire Limitée Adaptation dynamique Développement InterNational

2.2.3.2 Échelle côtière - GLazur64

La configuration à haute résolution GLazur64 est une extension vers l'Est de la configuration GDL64¹⁴ [Langlais, 2007; Langlais et al., 2009b]. Elle a été développée dans le but d'étendre l'étude de la circulation du Golfe du Lion à sa partie "amont", située le long des côtes varoises [Guihou, 2013; Guihou et al., 2013; Ourmières et al., 2011]. Sa résolution spatiale au $1/64^\circ$ (entre 1.25 et 1.73 km) lui confère une capacité dite "eddy resolving" qui lui permet de résoudre des structures de l'ordre de la dizaine de kilomètres¹⁵. Elle est définie sur un domaine allant de 2.09° à 7.97° de longitude Est et de 41.26° à 43.90° de latitude Nord, soit un total de 377×170 points sur un plan horizontal. La discrétisation verticale est apportée par 130 "niveaux z " possédant une résolution de 1 m dans les 30 premiers mètres de la colonne d'eau, et n'excédant pas les 30 m au niveau du fond. La bathymétrie complexe du domaine est gérée grâce à l'application sur les mailles de fond d'un système adaptatif dit de "partial-step". La résolution temporelle du calcul est de une minute.

La paramétrisation de GLAZUR64 étant décrite avec précision dans Guihou [2013], on rappellera simplement quelques points importants. Tout d'abord, cette paramétrisation fait appel à l'utilisation d'une surface libre, et les deux frontières ouvertes (au Sud et à l'Est) combinent des conditions de radiations et de relaxation. Des options standards de NEMO telles que le schéma de fermeture turbulente TKE sont également utilisées. Les forçages atmosphériques sont quant à eux assurés par le modèle ALADIN de Météo-France, utilisé ici en mode prévision. Ils ont une résolution spatiale de $1/10^\circ$ (environ 9.5 km), et une résolution temporelle de 3 heures. Leur qualité dans la partie nord-occidentale du bassin Méditerranéen a été démontrée par Schaeffer et al. [2011b]. Contrairement à MED12v75, les frottements latéraux sont du type "free-slip"¹⁶. Enfin, l'apport en eau douce du Rhône est pris en compte grâce à l'introduction d'un débit d'eau très peu salée. Les données climatologiques mensuelles de ce débit ont été construites à partir d'observations quotidiennes fournies par la Compagnie Nationale du Rhône, celles-ci couvrant la période 1964-2009. La condition initiale a été construite à partir de champs de température et de salinité fournis par MERCATOR Océan. Une description de ce projet ainsi que des caractéristiques de la condition initiale est disponible dans Guihou [2013].

Les sorties GLazur64 se présentent sous la forme de fichiers 3D comprenant les moyennes quotidiennes de plusieurs paramètres physiques tels que les vitesses horizontale et verticale du fluide ou sa température. Les simulations dont elles sont issues ont été réalisées par Karen Guihou au centre de calcul hautes performances du CNRS¹⁷ (IDRIS¹⁸), dans le cadre de sa thèse [Guihou et al., 2013].

14. Golfe Du Lion au $1/64^\circ$

15. le rayon de déformation interne de Rossby associé au Courant Nord étant aussi égal à une dizaine de kilomètres, la résolution de telles structures impose une résolution spatiale 5 à 10 fois inférieure à ce rayon, c'est-à-dire comprise entre 1 et 2km

16. Condition de glissement libre sur les frontières du modèle

17. Centre National de la Recherche Scientifique

18. Institut du Développement et des Ressources en Informatique Scientifique

2.2.3.3 Échelle littorale - NIDOR192

NIDOR192 est une configuration à très haute résolution actuellement développée au MIO dans le cadre de la thèse d'Amandine Declerck. Elle constitue un zoom autour des îles d'Or de la configuration GLazur64. Le saut d'échelle qu'elle représente par rapport à cette dernière a imposé un certain nombre de modifications dans sa paramétrisation. Celles-ci concernent principalement le nombre de frontières ouvertes, portées à trois (Ouest, Sud et Est), ainsi que le laplacien horizontal de viscosité turbulente et le pourcentage d'énergie cinétique turbulente (EKE¹⁹) utilisé dans la fermeture turbulente TKE. Les valeurs de ces deux paramètres ont dû être abaissées en raison de la taille de la maille qui devrait entraîner une meilleure résolution des processus de petites échelles.

Le domaine NIDOR192 est défini par une grille horizontale de 163x148 points couvrant la région comprise entre 5.87° et 6.72° de longitude Est et 42.71° et 43.27° de latitude Nord. L'échantillonnage vertical est strictement identique à celui de GLazur64 et la résolution temporelle de la configuration est de 10 secondes. Les forçages atmosphériques proviennent directement des forçages de GLAZUR64 et garantissent une bonne cohérence des deux configurations. Les forçages océaniques sont obtenus à partir de runs de GLAZUR64.

En ce qui concerne la bathymétrie, un intérêt particulier a été apporté à la définition d'un nouveau jeu de données dans les deux domaines, celle initialement utilisée dans GLAZUR64 étant jugée trop grossière. Ce nouveau jeu de données bathymétriques a été construit à partir d'une bathymétrie au 1/250° fournie par le SHOM²⁰ et dont on a dégradé la résolution afin de la faire correspondre à celles des deux configurations. De manière générale, la représentation des nombreux canyons sous-marins présents le long de la côte varoise s'en est ainsi trouvée grandement améliorée. Le domaine NIDOR192 a enfin fait l'objet d'un traitement supplémentaire dans la bande des 0-100 m de profondeur visant à mieux redéfinir le trait de côte.

Les simulations NIDOR192 utilisées dans le cadre de CADOR²¹ se présentent sous la forme de fichiers, moyennés toutes les heures ou tous les jours, qui contiennent les champs de vitesse 3D. Les calculs ont tous été réalisés sur le cluster de calcul Méjean, de l'Université de Toulon. A noter que cette configuration a récemment été validée par Amandine Declerck [Declerck et al., 2015].

19. Eddy Kinetic Energy

20. Service Hydrographique et Océanographique de la Marine

21. projet de Cartographie des trajets empruntés par les Déchets autour des îles d'OR, voir section 2.4.3.

2.3 Modèles de transport Lagrangien

2.3.1 Description du modèle ARIANE et des sorties numériques utilisées dans l'étude des zones d'accumulation de déchets à l'échelle du bassin

ARIANE est un code de calcul Fortran offline²² spécifiquement dédié au calcul de lignes de courant advectives à partir de sorties de modèles hydrodynamiques. Il est librement accessible sur internet²³ et peut être installé sur une distribution UNIX. Les fichiers d'entrée et de sortie sont au format NetCDF²⁴, et facilitent la lecture et l'utilisation des données. Nous allons ici détailler la méthode sur laquelle est basé ce modèle de transport. Cette description est tirée de l'article de [Blanke and Raynaud \[1997\]](#), dans lequel on pourra retrouver le même formalisme ainsi que des précisions supplémentaires.

2.3.1.1 Schéma de discrétisation

En règle générale, l'interpolation des champs de vitesse 3D extraits d'un modèle de circulation générale sur les positions de particules virtuelles représente la première étape nécessaire à l'advection de ces particules. Dans ce but, le choix de la méthode d'interpolation ainsi que du schéma de discrétisation utilisé pour décrire les champs de vitesse en question revêt un intérêt particulier. Le modèle ARIANE effectue une interpolation des vitesses sur la position des particules tout en fonctionnant par flux. Il utilise à son avantage le même type de maillage que celui du modèle hydrodynamique NEMO (grille Arakawa de type C, voir section 2.2.2) afin de minimiser les erreurs cumulatives lors du calcul des trajectoires.

2.3.1.2 Équations et hypothèses de travail

Le calcul du transport à partir de sorties d'un modèle de circulation générale est basé dans ARIANE sur le principe de la conservation de la masse au sein des champs de vitesse fournis par ces sorties. Chaque champ de vitesse est lu de manière séquentielle et est considéré comme stationnaire entre deux pas de temps successifs afin qu'ils puissent être intégrés. Sous cette hypothèse, les trajectoires des particules virtuelles soumises aux champs en question sont tout à fait représentées par les fonctions de courants. Grâce à cela et au respect d'un critère de non-divergence qui assure la continuité des trajectoires à l'intérieur des mailles, l'algorithme est capable de calculer les chemins possibles des particules entre des mailles voisines. Si l'on note $\vec{V} = (U, V, W)$ le vecteur vitesse, la divergence du champ de vitesse peut être exprimée sous la forme suivante :

22. le calcul du transport ne peut être lancé sans avoir généré au préalable les champs de vitesse

23. <http://www.univ-brest.fr/lpo/ariane>

24. Network Common Data Format

$$\Delta \vec{V} = \frac{1}{b} [\partial_i (e_2 e_3 U) + \partial_j (e_1 e_3 V) + \partial_k (e_1 e_2 W)], \quad (2.14)$$

où i, j, k sont les indices associés à chaque direction du système de coordonnées, e_1, e_2 et e_3 les facteurs d'échelles horizontaux et verticaux calculés au niveau de chaque point des grilles de vitesse (points U, V et W), et b le produit des trois facteurs d'échelle $e_1 e_2 e_3$ au centre de chaque cellule (point de grille T). La non-divergence du champ de vitesse s'écrit alors :

$$\partial_i F + \partial_j G + \partial_k H = 0 \quad (2.15)$$

F, G et H désignant les composantes du transport dans chaque direction ($F = e_2 e_3 U, G = e_1 e_3 V, H = e_1 e_2 W$). Afin d'interpoler ces composantes au sein de chaque cellule tout en respectant le critère de non-divergence, il est toujours possible de considérer qu'elles varient linéairement entre deux faces opposées d'une même maille.

Supposons maintenant que les indices i, j et k puissent prendre des valeurs non entières représentatives de la position des particules dans une maille. Par un développement de F sur l'intervalle $i = [0, 1]$, on peut alors écrire que :

$$F(r) = F_0 + r \Delta F \quad (2.16)$$

avec $r \in [0, 1]$, $F(0) = F_0$ et $\Delta F = F(1) - F(0)$. En partant de la définition même de la composante zonale de la vitesse ($U = \frac{dx}{dt}$), il est également possible de trouver une relation entre les valeurs non entières de r et la composante du transport F suivant la direction i :

$$F = \frac{dr}{ds} \quad (2.17)$$

où $s = (e_1 e_2 e_3)^{-1} t$ et $r = \frac{x}{e_1}$. A ce stade, la combinaison des équations (2.16) et (2.17) fait apparaître une équation différentielle en r de premier ordre et avec second membre. L'expression explicite de r en fonction du temps peut être déduite de cette équation différentielle à condition de choisir une condition initiale adéquate telle que $r = 0$ à $s = 0$. Dans ce cas on trouve :

$$r = \frac{F_0}{\Delta F} (e^{\Delta F s} - 1) \quad (2.18)$$

Cette expression devient $r = F_0 s$ lorsque $\Delta F \rightarrow 0$.

Des expressions similaires peuvent être établies suivant les deux autres directions pour G et H . Comme ces relations ne sont valables que pour des cellules individuelles, il est nécessaire de connaître le temps mis par les particules pour traverser entièrement chaque maille, c'est-à-dire le temps indispensable pour obtenir $r = 1$. La reformulation de l'équation (2.17) permet ainsi d'exprimer la dépendance temporelle :

$$ds = \frac{dr}{F} \quad (2.19)$$

ce qui, en injectant l'équation (2.16), donne :

$$ds = \frac{dF}{F\Delta F} \quad (2.20)$$

Le parcours total de la maille dans la direction zonale ne peut être obtenu que si les transports $F(1)$ et $F(0)$ ont le même signe, c'est-à-dire que le transport dans cette direction ne s'annule pas au sein de la cellule. Or, cela n'est pas forcément vérifié pour chaque cellule. Dans ce cas, la non-divergence tridimensionnelle du flux assure qu'au moins une des deux directions restantes satisfait à cette condition. Néanmoins, si l'on suppose que cette condition est tout de même remplie dans la direction zonale, on peut relier le pseudo-temps s à la composante du transport F de la manière suivante :

$$s = \frac{1}{\Delta F} \ln \left(\frac{F}{F_0} \right) \quad (2.21)$$

Le temps total alors mis par des particules pour traverser la maille de part en part, toujours dans la direction zonale, est obtenu lorsque le transport atteint la valeur F_1 associée à la face de sortie :

$$\Delta s = \frac{1}{\Delta F} \ln \left(\frac{F_1}{F_0} \right) \quad (2.22)$$

Dans le cas où ΔF tendrait vers 0, le temps de parcours vaut alors :

$$\Delta s = \frac{1}{F_0} \quad (2.23)$$

De manière générale, les temps de parcours dans une cellule sont évalués suivant chaque direction lorsque cela est possible (on rappelle qu'au moins une direction vérifie ces conditions). La plus petite valeur ainsi obtenue définit alors le temps de parcours de la maille en question. Dans l'éventualité où une particule virtuelle atteint en premier lieu une face zonale, la position sur cette face suivant les directions méridienne et verticale est ensuite déduite à partir des équations de trajectoires, en considérant que $s = \Delta s$. Dans ARIANE, le mouvement des particules au sein des mailles s'effectue donc de proche en proche, le point de sortie d'une maille donnée correspondant au point d'entrée de la suivante. Cette méthode de calcul s'avère finalement très rapide et précise puisqu'elle détermine uniquement la position des particules au niveau des interfaces des différentes mailles. D'autre part, dans la mesure où les calculs ne prennent pas en compte le phénomène de diffusion, des simulations en "marche arrière" (backward simulations) peuvent facilement être réalisées afin d'identifier les sources potentielles de particules.

2.3.1.3 Modes de fonctionnement

ARIANE offre la possibilité d'utiliser deux modes de fonctionnement différents. Le premier de ces modes, le mode qualitatif, permet de simuler de manière réaliste les trajectoires d'un nombre raisonnable de particules virtuelles [Pizzigalli and Rupolo, 2007a; Pizzigalli et al., 2007b]. Le mode quantitatif utilise quant à lui un nombre conséquent de particules (pouvant aller jusqu'à plusieurs millions) afin de déterminer les caractéristiques de la fonction courant sur le domaine d'étude. La première partie des travaux présentés ici, et relative aux zones d'accumulation de déchets à l'échelle du bassin, est uniquement basée sur l'analyse de trajectoires de particules provenant de simulations effectuées en mode qualitatif. Par conséquent, il nous a semblé superflu de détailler le fonctionnement propre du mode quantitatif étant donné que l'on n'en fait pas usage dans le reste de ces travaux. Une description générale de ce fonctionnement ainsi que de la paramétrisation d'une expérience quantitative peut être trouvée dans les travaux de Blanke and Raynaud [1997] ainsi que dans la documentation mise librement à disposition sur le site d'ARIANE²⁵.

Paramétrisation d'une expérience qualitative

L'initialisation de la position des particules virtuelles dans le domaine s'effectue par le biais de 3 paramètres spatiaux, un paramètre temporel, ainsi qu'un cinquième paramètre spécifique au mode quantitatif et choisi ici de manière arbitraire²⁶. Les coordonnées des particules suivant chaque direction doivent être impérativement données en termes de points de grilles, et non pas en termes de longitudes, de latitudes et de profondeurs. Par conséquent, les positions suivant les directions zonale, méridionale et verticale sont respectivement exprimées sur les grilles U , V et W ²⁷. Afin d'assurer la robustesse des simulations Lagrangiennes, il est préconisé de ne pas positionner initialement les particules sur les arêtes ou les angles des mailles de température. En effet, la configuration de la grille C Arakawa fait que les vitesses y sont imparfaitement définies, ARIANE éprouvant alors des difficultés à déterminer la maille à utiliser. Les valeurs entières des index permettant d'initialiser la position des particules sont donc à proscrire absolument.

Du côté de l'initialisation du paramètre temporel, il est nécessaire de prendre en compte la durée couverte par chaque fichier de vitesse. Une valeur entière de cet index coïncide avec le milieu de la période couverte par un fichier. La durée maximale d'une simulation correspond généralement à celle couverte par la totalité des fichiers de vitesse mis à la disposition d'ARIANE. Cependant, il est toujours possible de lire autant de fois que nécessaire ces fichiers de vitesse afin de réaliser des simulations plus longues, notamment dans le cadre d'études climatologiques.

25. <http://stockage.univ-brest.fr/~grima/Ariane/doc.html>

26. bien que celui-ci ne soit pas utilisé lors d'une analyse qualitative, il reste tout de même nécessaire au fonctionnement du code de calcul

27. on le rappelle, toutes trois décalées d'une demie maille de la grille T

ARIANE offre enfin la possibilité d'imposer un comportement isobare²⁸ aux particules considérées. Cela est particulièrement utile dans le cadre de l'étude du transport des déchets marins en surface. Le détail des autres paramètres nécessaires au lancement d'une expérience qualitative ne sera pas abordé ici car relevant du cas par cas. Toutes les informations utiles à ce propos peuvent être trouvées dans la documentation du modèle (<http://stockage.univ-brest.fr/~grima/Ariane/doc.html>).

2.3.1.4 Jeu de données constitué par les sorties numériques

Ensemencement des particules

Un important jeu de données a été constitué à partir d'un ensemble d'expériences Lagrangiennes réalisées à l'aide d'ARIANE dans le but de déterminer l'existence possible de grandes zones d'accumulations de déchets en Méditerranée. Ce jeu de données est constitué de simulations présentant une répartition initiale homogène de particules virtuelles. Cela va à l'encontre des observations de déchets marins flottants réalisées dans le bassin, qui montrent une forte hétérogénéité spatiale et temporelle de leur répartition. En réalité cette distribution dépend non seulement des courants, mais aussi de la localisation et de l'intensité des sources terrestres. Néanmoins, il n'existe actuellement aucun jeu de données suffisamment conséquent pour permettre de décrire fidèlement les flux entrants de déchets en Méditerranée, et les rares observations disponibles ne suffisent pas à dresser une carte de leur répartition en mer. Cette situation empêche donc toute modélisation pertinente du transport des déchets marins à partir de sources réelles de pollution, à moins d'adopter une approche équivalente à celle envisagée par [Lebreton et al. \[2012\]](#) et consistant à construire plusieurs scénarii de lâchers de particules en se basant sur l'estimation indirecte de l'importance de certains types de sources. [Lebreton et al. \[2012\]](#) utilisent pour cela des jeux de données rassemblés par [Halpern et al. \[2008\]](#) qui comprennent notamment des informations sur la surface des bassins hydrographiques, la densité de population sur le littoral ainsi que le trafic maritime. Cette méthode aurait éventuellement pu être employée ici, mais n'a pas retenu notre attention en raison de la difficulté de sa mise en œuvre. Nous avons donc préféré utiliser des répartitions initiales homogènes. Même si elles représentent une forte hypothèse de départ, celle-ci n'en reste pas moins valide pour identifier les dynamiques principales d'accumulation et a déjà été utilisée par différents auteurs [e.g. [Martinez et al., 2009](#); [Maximenko et al., 2012](#)].

La répartition initiale des particules dans le bassin a été réalisée de la manière suivante. Des particules virtuelles sont distribuées sur une grille régulière de 10 km de maille et sont positionnées à leurs angles, de sorte que chaque angle en accueille une seule, et qu'aucune particule ne soit positionnée sur une arête ou sur un angle d'une maille de température du modèle hydrodynamique. Par la suite, un masque est appliqué à cette répartition afin d'éliminer les particules se trouvant sur la terre. La Méditerranée est alors entièrement

28. profondeur constante

recouverte de particules virtuelles représentant les déchets marins et séparées par 10 km de leurs voisines les plus proches (Fig. 2.3). Leur nombre total sur l'ensemble du bassin est de l'ordre de 25.000. Ce nombre permet de réaliser des simulations avec ARIANE de type qualitatif d'une durée de 12 mois, sans avoir à réaliser de découpage par zone des particules en raison de leur trop grand nombre, et tout en couvrant efficacement le bassin Méditerranéen. Chaque simulation présentée ci-dessous adopte cette répartition initiale homogène.

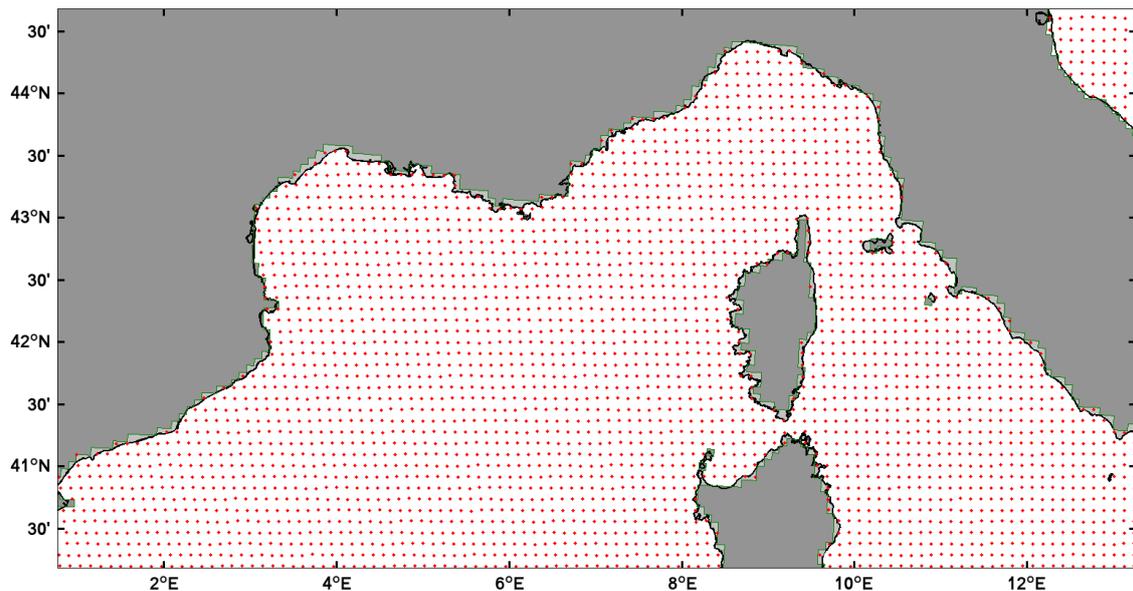


FIGURE 2.3 – *Ensemencement homogène de la Méditerranée en particules virtuelles à l'état initial de chaque simulation large échelle. Zoom sur la partie nord-occidentale du bassin. Chaque particule est symbolisée par un cercle rouge, et distante de ses voisines les plus proches de 10 km. Les cellules de terre du modèle hydrodynamique sont représentées ici en gris foncé.*

Protocole adopté

Le protocole qui a permis de générer l'ensemble des expériences Lagrangiennes fait intervenir un total de 3287 simulations différentes. Chaque expérience prise indépendamment consiste à simuler durant 12 mois, et avec un pas de temps de un jour, la dérive des particules réparties initialement de façon homogène. Aucune particule n'est rajoutée au cours de la simulation et leurs positions à chaque pas de temps sont sauvegardées afin de pouvoir retracer leurs parcours. Toutes les simulations sont ainsi réalisées dans des conditions pratiquement identiques, puisque seule la date de leur initialisation diffère à chaque fois. Ainsi, une première simulation de 12 mois est réalisée à partir du 1^{er} janvier 2001, et suivie d'une deuxième simulation de même durée débutant le 2 Janvier 2001. On continue de procéder ainsi jusqu'à la date du 31 Décembre 2009 (Fig. 2.4), pour laquelle on effectue la dernière simulation. Au final, on obtient un ensemble d'expériences Lagrangiennes s'échelonnant sur une période de 10 ans, et permettant de s'affranchir totalement de la condition initiale qui peut être déterminante dans le parcours adopté par les particules au

sein du bassin.

Ce jeu de données offre différentes possibilités d'analyse. Il nous permet par exemple d'étudier la répartition spatiale des particules sur des échelles temporelles plus courtes qu'une année, puisque les positions quotidiennes de toutes les particules sont conservées. Dans le chapitre 3 (section 3.3.1) nous analysons ainsi la variabilité temporelle des dynamiques d'accumulation en considérant des échelles de 3, 6, 9 puis 12 mois. Celles-ci sont tout à fait caractéristiques du bassin méditerranéen. La résolution spatiale du modèle hydrodynamique ne permet d'ailleurs pas de considérer une échelle temporelle plus courte que 3 mois. D'autre part, des tests de durée ont montré qu'il n'était pas non plus nécessaire de réaliser des simulations plus longues qu'une année, car le nombre de particules encore advectées par la circulation générale de surface devient alors trop faible pour permettre une analyse pertinente. Par la suite, comme il est possible de connaître à tout moment la position initiale de chaque particule, nous sommes également capables de déterminer s'il existe des régions particulières jouant le rôle de sources de déchets marins (sections 3.2 et 3.3.3), ou à contrario d'identifier des destinations privilégiées (section 3.2). Pour cela nous sélectionnons un certain nombre de particules en fonction de leur position à un temps donné. Enfin, bien que l'on n'ait pas effectué cette analyse, plusieurs trajectoires de particules initialement situées en un même lieu mais appartenant à des simulations différentes peuvent être utilisées afin de réaliser des lâchers réguliers au niveau de régions stratégiques telles que la mer d'Alboran ou le détroit de Sicile.

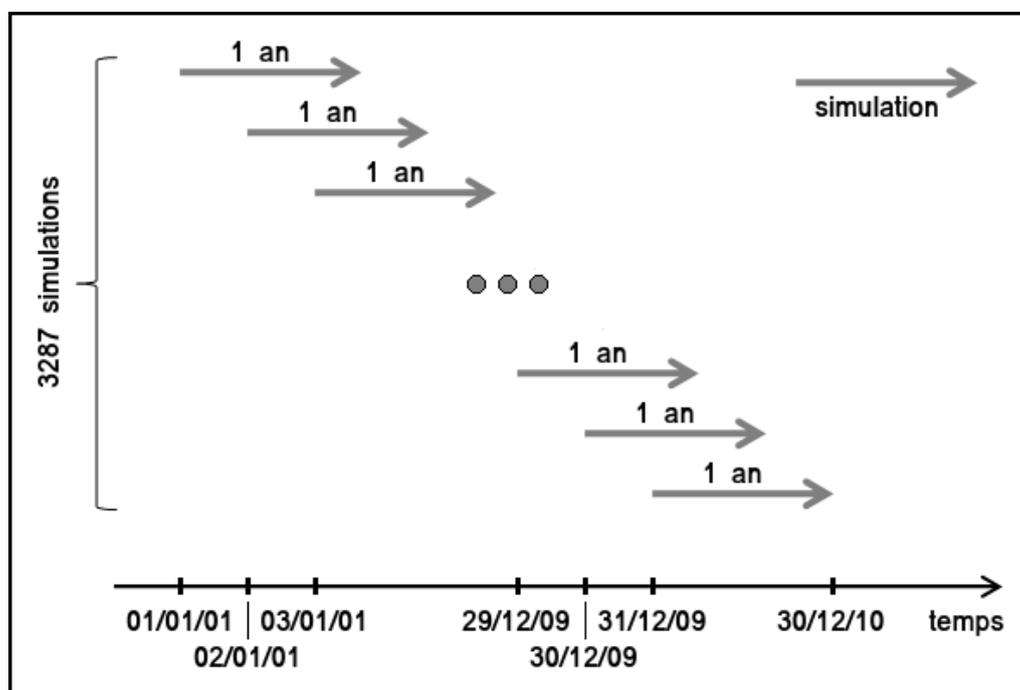


FIGURE 2.4 – Organisation des simulations de transport de déchets marins à l'échelle du bassin. Un ensemble de 3287 simulations de 12 mois a été constitué. Chacune d'entre elles présente la même répartition initiale homogène en particules, mais voit sa condition initiale décalée de un jour par rapport à la précédente.

2.3.2 Un autre outil Lagrangien pour l'étude du transport de déchets à l'échelle littorale : le modèle ICHTHYOP

2.3.2.1 Fonctionnement général du modèle

La modularité de l'outil ICHTHYOP [Lett et al., 2008], notamment dans sa troisième version, lui confère un spectre assez large d'applications allant de l'élaboration de scénarii biologiques complexes à des études de dérives Lagrangiennes simples. Ce modèle de transport est prévu pour être couplé aux modèles hydrodynamiques MARS (Model for Applications at Regional Scale), ROMS (Regional Ocean Modeling System) et NEMO, tous basés sur une discrétisation en grille C d'Arakawa, et prévoit la possibilité d'utiliser des sorties provenant d'autres modèles hydrodynamiques. L'utilisateur a la liberté de choisir entre deux types d'advection différents basés sur un schéma d'Euler explicite ou sur la méthode de Runge Kutta (4^{me} ordre). A ce niveau, une différence importante avec ARIANE réside dans le fait qu'ICHTHYOP ne fonctionne pas par flux, mais interpole directement le champ de vitesse sur les positions des particules afin de les advecter. Parallèlement à cela, l'utilisateur peut également choisir de prendre en compte les phénomènes de dispersion horizontale et verticale. Lorsque c'est le cas, le code de calcul introduit une composante aléatoire dans les vitesses verticales issues du modèle hydrodynamique afin de générer un mélange turbulent à une échelle sous-grille [Peliz et al., 2007], celui-ci entraînant la dispersion horizontale des particules. La dispersion verticale est quant à elle réalisée à l'aide de la méthode de "marche aléatoire" (random walk)²⁹ [North et al., 2006a; Visser, 1997].

Un aspect très intéressant d'ICHTHYOP est lié à sa gestion de l'échouage des particules sur la bande côtière, qui permet de simuler quatre types de comportements différents :

- **Pas d'échouage** : la côte constitue une barrière infranchissable que les particules contournent en glissant sur les faces des premières cellules "terrestres" ;
- **Échouage/Beaching** : les particules peuvent dépasser la côte mais sont automatiquement retirées de la circulation ;
- **Rebond/Bouncing** : le trait de côte constitue une paroi réfléchissante sur laquelle les particules rebondissent à la manière d'une boule de billard. Elles parcourent une distance égale à celle qu'elles auraient parcourue si elles avaient continué en ligne droite.
- **Attente/Standstill** : la particule n'effectue pas le mouvement qu'elle aurait dû entreprendre si celui-ci était censé dépasser la côte. Elle attend jusqu'au prochain pas de temps.

29. celle-ci génère un mouvement vertical turbulent des particules

2.4 Observations

Ce travail de thèse s'appuie sur un certain nombre d'observations indispensables à la compréhension des mécanismes de transport des déchets marins flottants, en particulier aux échelles côtières et littorales.

Dans un premier temps, nous avons réussi à réunir des observations de distribution spatio-temporelle des macro-déchets flottants le long de la Côte d'Azur (données ÉcoOcéan), et les résultats d'une campagne de collecte des déchets échoués sur 3 plages de la ville d'Antibes. Que ce soit en mer ou à terre, la collecte de ce type de données représente un vrai effort d'observation dans une région particulièrement intéressante d'un point de vue dynamique (présence d'un courant de bord), mais où le transport des déchets marins a jusqu'alors été relativement peu étudié. Cette initiative constitue le seul exemple actuel d'un tel effort d'observation et d'analyse en Méditerranée, et apporte de nouvelles connaissances sur le transport côtier des déchets marins ainsi que sur les échanges côte/large (section 3.2).

Par la suite, nous avons entamé l'étude dans un contexte littoral des trajets adoptés par les déchets marins dans la baie de Hyères, et provenant des cours d'eau de la région. Pour cela, nous avons réalisé plusieurs lâchers de bouées géo-localisables sous différentes conditions atmosphériques (fortes pluies, vent d'Est, absence de vent), notamment à l'embouchure de ces cours d'eau, que nous confrontons ensuite à des modélisations numériques de transport de particules virtuelles. L'ensemble des trajectoires de bouées recueillies durant ces missions devrait permettre de réaliser une première description de la dynamique des déchets marins dans la baie.

D'autres types d'observations, tels que des observations aériennes de déchets flottants dans le bassin nord-occidental (campagne SAMM), mais aussi des mesures hydrologiques (débit des fleuves à leur embouchure, SST³⁰), ont également été utilisées dans le cadre de cette thèse et sont toutes présentées ci-dessous. Néanmoins, il est important de noter que la comparaison d'observations de déchets flottants provenant de différentes sources pose un problème en soi en raison de l'hétérogénéité des protocoles employés. Si des protocoles identiques sont difficilement envisageables lorsque l'on utilise des moyens d'observations différents, par exemple un navire (données ÉcoOcéan) et un avion (campagne SAMM), un réel effort reste à effectuer en ce qui concerne les campagnes d'observation des déchets à partir de navires océanographiques. Actuellement il n'existe en Méditerranée aucun protocole d'observation unifié pour les déchets marins.

30. température de surface de la mer

2.4.1 Déchets marins flottants

2.4.1.1 Observations en mer - Distribution au large de la Côte d'Azur

Les observations visuelles de déchets marins flottants réalisées par l'association ÉcoOcéan institut³¹, et gracieusement fournies par François Galgani de l'Ifremer, ont été menées dans le cadre de la définition du bon état écologique des eaux françaises (Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin, voir Gerigny et al. [2011]). Elles se présentent sous la forme de 801 mesures de densité (Fig. 2.5) conduites entre les mois d'Octobre 2006 et 2008 à partir d'un bateau. Chacune d'entre elles a été établie en suivant le même protocole [Buckland et al., 2001], et correspond au nombre d'objets d'origine anthropique compté en surface durant 30 minutes de transect et dans une bande de 50 m de large autour du bateau, puis ramené à un nombre d'objets par km². Durant toute la période de mesure le navire adopte

31. www.ecocean-institut.org

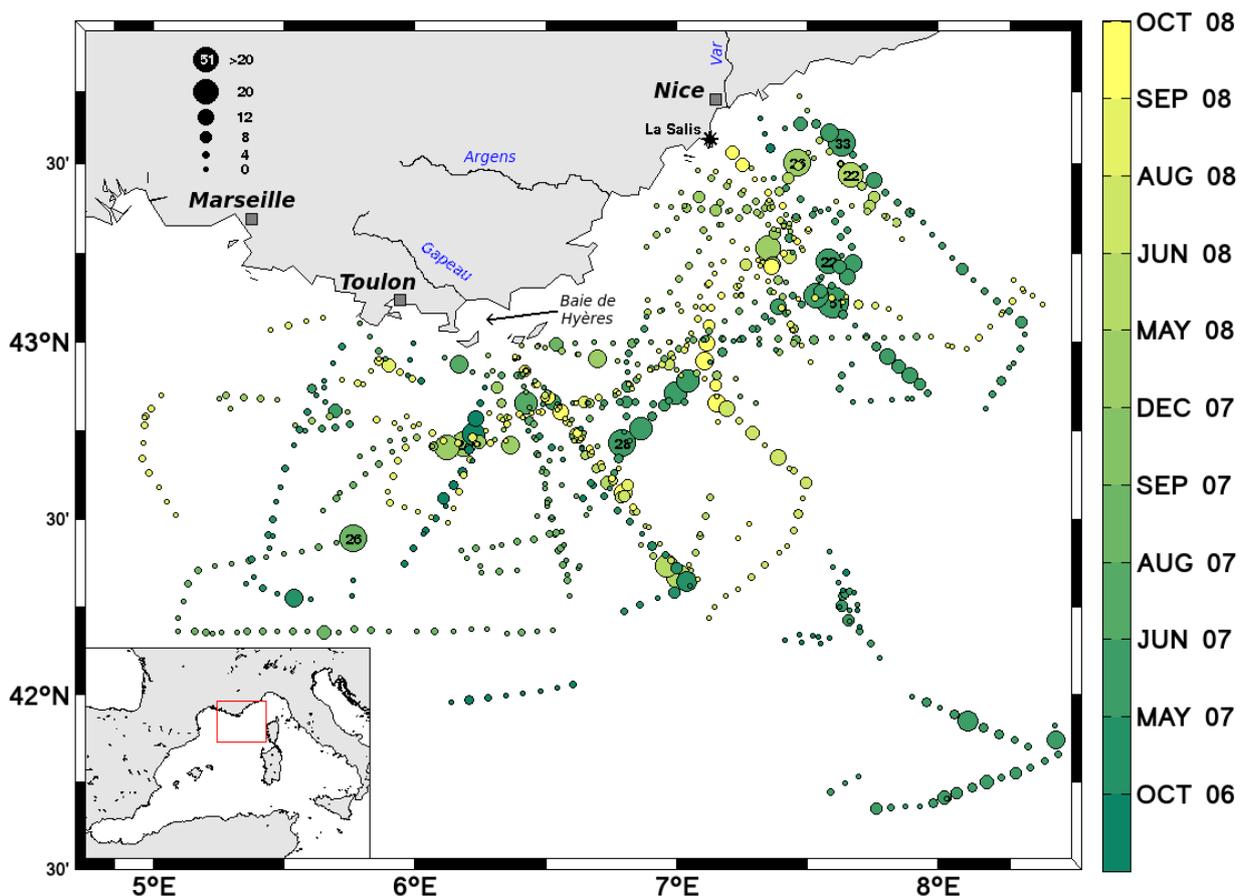


FIGURE 2.5 – Mesures de densités en déchets marins flottants réalisées au large de la Côte d'Azur par l'association ÉcoOcéan institut, entre les mois d'octobre 2006 et 2008, et exprimées en items/km². L'emplacement de chaque mesure est symbolisé par un cercle dont la taille est proportionnelle à la densité de déchets. La couleur de ces cercles renvoie à la date des observations. Les sites sur lesquels les services municipaux d'Antibes ont conduit une surveillance des échouages durant le mois de juin 2010 sont marqués par une étoile noire (La Salis). Enfin, les principaux fleuves de la région sont mentionnés en bleu.

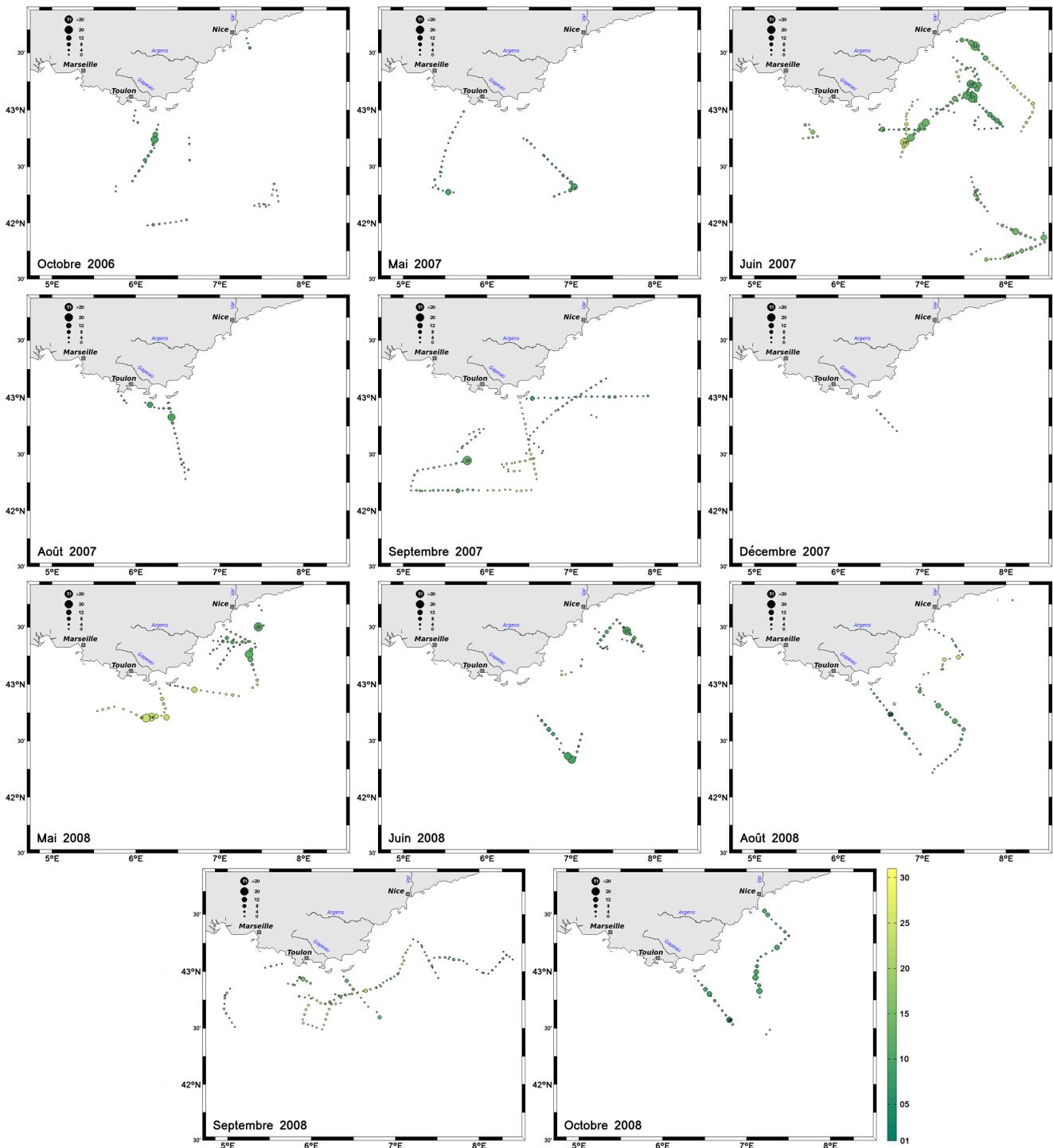


FIGURE 2.6 – Répartition par mois des données ÉcoOcéan relatives à la distribution des déchets marins flottants au large de la Côte d’Azur. L’emplacement de chaque mesure est ici symbolisé par un cercle dont la couleur renvoie au jour de son acquisition.

une vitesse constante de 6 ± 0.5 nœuds. Trois observateurs sont alors chargés de compter les objets et se tiennent sur le pont de manière à couvrir un secteur angulaire de 180° vers l’avant du navire. Les coordonnées GPS au début puis à la fin de chaque transect sont notées. Enfin l’ensemble des observations est mené par mer calme afin d’éviter tout biais

dû à des conditions climatiques défavorables. Cette série d'observations constitue le seul jeu de données sur la répartition des déchets marins en surface permettant actuellement une étude de leurs mécanismes de transport le long de la Côte d'Azur.

La Fig. 2.5 montre la présence de quantités significatives de déchets marins flottants au large de la Côte d'Azur, en particulier entre les villes de Toulon, Cannes et Nice. L'entrée du Golfe du Lion apparaît par contre relativement moins touchée. De manière générale, peu de déchets sont présents près des côtes et leur abondance augmente à mesure que l'on s'éloigne du littoral, avant de diminuer à nouveau plus au large. La répartition des déchets en surface est essentiellement conditionnée par les courants marins ainsi que par l'action locale des vents. Le trafic maritime dans la région ne semble pas avoir une influence majeure sur cette répartition. Il existe effectivement dans la région plusieurs voies de navigation importantes (Fig. 2.7) qui passent dans des zones où l'on n'observe pas de densité significative de déchets marins.

L'échantillonnage temporel des observations est très hétérogène (Fig. 2.6) et s'étend sur 11 mois différents. Le nombre maximum d'observations réalisées en un mois sur la durée totale de la campagne ÉcoOcéan est de 175 (juin 2007), alors que le nombre minimum est de seulement 6 (décembre 2007). Dans ces conditions, toute analyse temporelle des variations de densités de déchets le long de la Côte d'Azur est extrêmement difficile. Les données sont donc traitées de manière globale dans la partie relative à l'étude du transport de déchets à l'échelle côtière (section 4.2) sans considération particulière sur leur date d'acquisition.

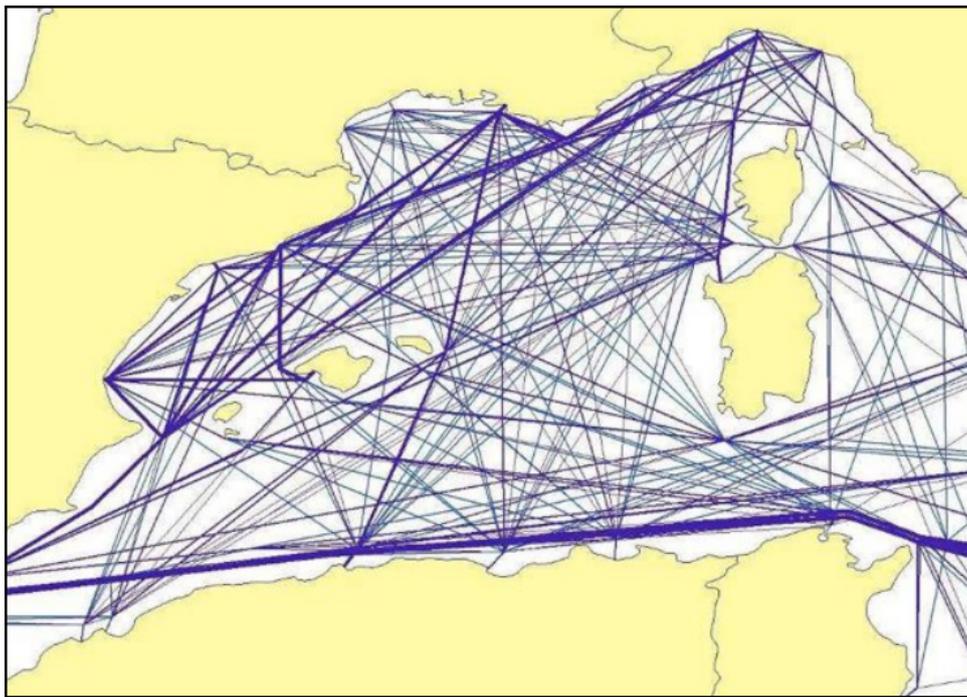


FIGURE 2.7 – Maillage créé par les principales voies de navigation maritimes en Méditerranée nord-occidentale, d'après *Di-Méglio et al. [2010]*.

2.4.1.2 Observations aériennes en Méditerranée nord-occidentale

Les campagnes d'observation SAMM (Suivi aérien de la mégafaune³² marine) font partie du Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins (PACOMM) dont la mise en œuvre revient à l'agence des Aires Marines Protégées. Elles ont pour objectif de produire un état des lieux de la distribution spatiale et de l'abondance relative des oiseaux et des grands animaux visibles en surface dans les eaux métropolitaines françaises. Plusieurs relevés ont été réalisés en Manche ainsi que sur les façades Atlantique et Méditerranéenne. Parallèlement aux observations de la faune marine, les campagnes SAMM répertorient également les activités humaines concernant la pêche et le trafic maritime ainsi que toute présence de déchets marins.

La méthodologie employée pour comptabiliser la faune ainsi que les déchets marins s'inspire des protocoles mis en place dans le cadre de campagnes précédentes³³. On peut en trouver une description détaillée dans [Certain and Bretagnolle \[2008\]](#); [SCANS \[2006\]](#). Cette méthode s'appuie sur la technique de l'observation aérienne le long de transects préalablement établis décrite dans [Buckland et al. \[2001\]](#). Le comptage des déchets marins intervient dans un couloir de 200 m de part et d'autre de l'avion, celui-ci étant matérialisé sur le train d'atterrissage. L'avion vole quant à lui à une vitesse fixe de 90 nœuds (167 km/h) et à une altitude de 600 pieds (183 m) au-dessus de la surface de l'eau. La mise en place d'un vol d'observation demande une mer relativement calme (vent inférieur à 15 nœuds, soit 28 km/h) et une houle qui ne déferle pas afin d'éviter tout biais dans les comptages. Lors des différentes sessions d'observations, deux observateurs sont positionnés face aux hublots-bulle de l'appareil, ces derniers offrant un champ de vision parfaitement vertical. Une troisième personne assure la fonction de navigateur et saisit instantanément les informations dictées par les observateurs.

La stratégie générale de l'échantillonnage comprend trois étapes distinctes. Des secteurs correspondant à chaque région marine sont d'abord définis. Puis des strates sont déterminées en fonction des caractéristiques bathymétriques telles que la profondeur, le relief et le relief de pente. Au total, quatre strates différentes sont retenues (Fig. 2.8) : une strate côtière restreinte à la limite administrative des 12 milles nautiques, une strate dite néritique³⁴, une strate correspondant plus ou moins au talus continental, et enfin une strate océanique. Le recensement des déchets marins ne concerne que les strates néritique, de pente et océanique. Le secteur Méditerranéen, d'une surface de 181.857 km², s'étend du Golfe du Lion aux côtes italiennes, et englobe le sanctuaire PELAGOS ainsi que le nord de la mer Tyrrhénienne (Fig. 2.8).

32. la mégafaune désigne l'ensemble des espèces animales de grande taille

33. voir les rapports des campagnes sur le site des aires marines protégées <http://cartographie.aires-marines.fr/?q=node/45>

34. se dit des zones marines peu profondes qui surplombent le plateau continental

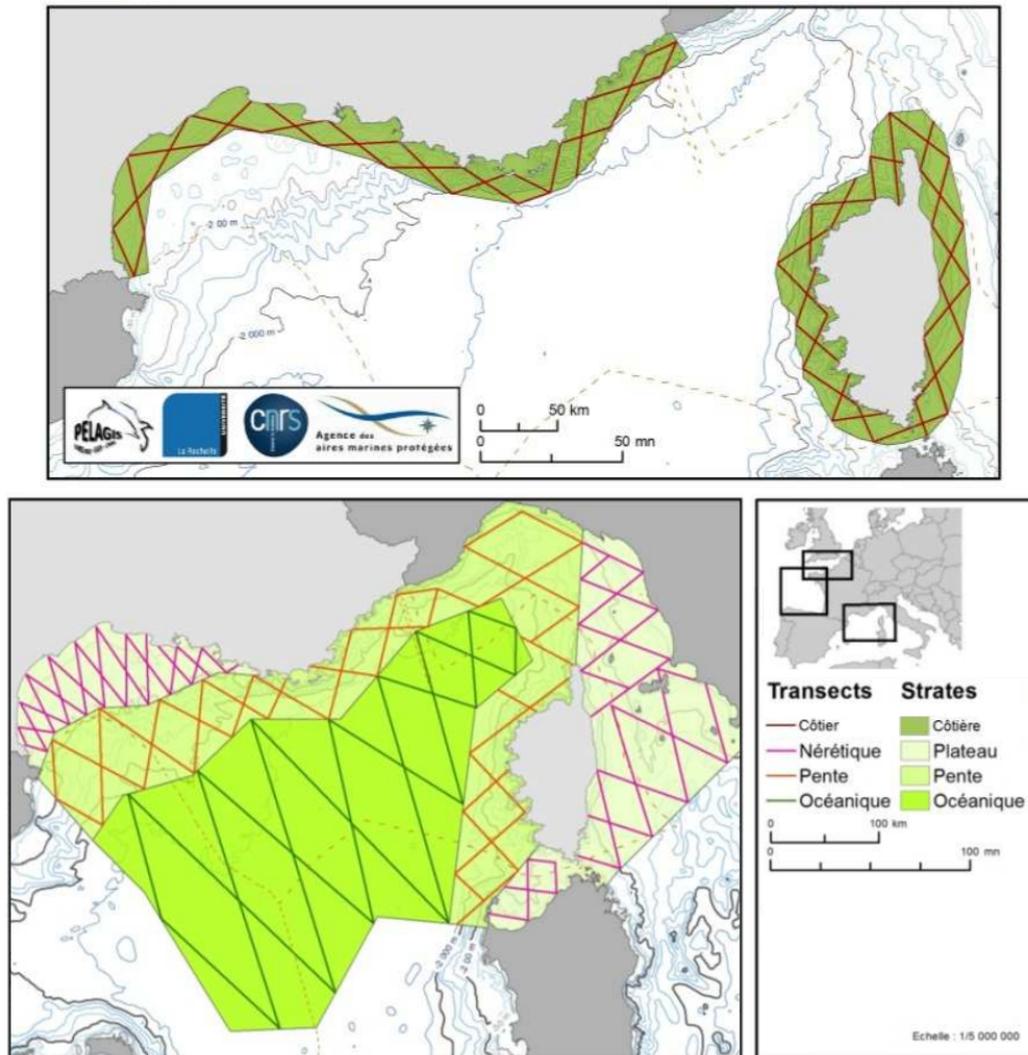


FIGURE 2.8 – Stratification du secteur Méditerranéen durant les campagnes SAMM et design des transects. Figure basée sur le rapport de campagne SAMM de l’hiver 2011/2012.

2.4.2 Suivi des échouages

2.4.2.1 Surveillance sur les plages d’Antibes

Trois surveillances de plage ont été menées durant le mois de juin 2010 par les services municipaux de la commune d’Antibes, sous la direction de l’association Mer-Terre (<http://www.mer-terre.org/>). Une dizaine d’agents municipaux ont ainsi parcouru quotidiennement du 1^{er} Juin au 27 Juin 2010 les plages de La Salis, Ponteil et Fort Carré (voir Fig. 2.9). Le but de cette opération était de ramasser tout nouveau déchet échoué sur la plage et de le stocker de façon à pouvoir facilement évaluer le volume total récolté à la fin de leur tournée. Pour cela, les agents ont utilisé des sacs-poubelle en plastique de volume connu et compté finalement le nombre de sacs remplis par les déchets. L’intérêt de ce protocole très simple n’est pas d’effectuer une caractérisation précise des déchets échoués, mais plutôt d’évaluer de manière globale les quantités de déchets rejetées chaque jour par la mer

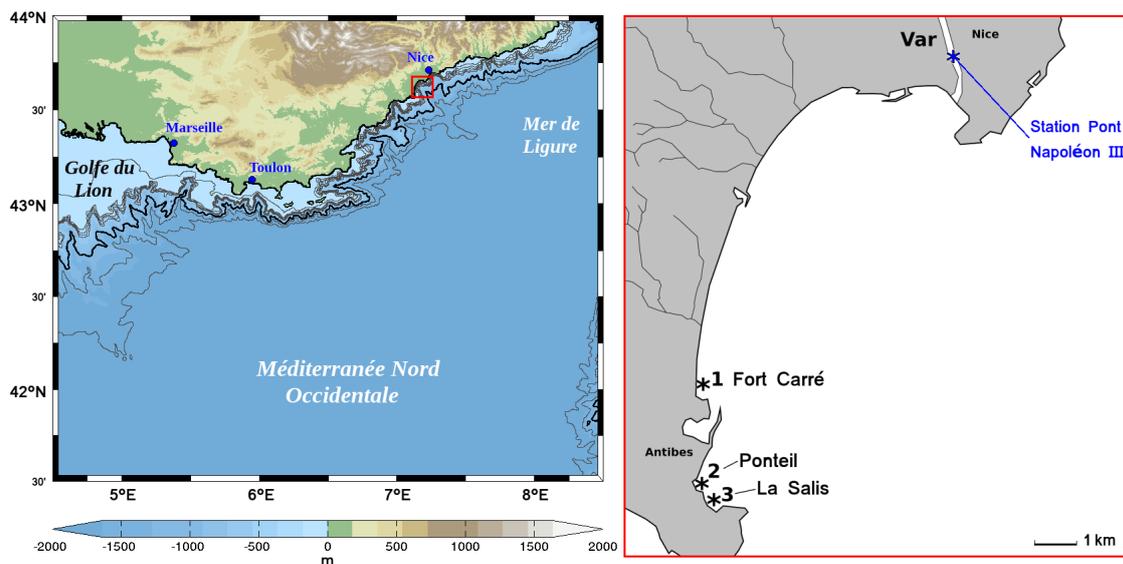


FIGURE 2.9 – Localisation sur la commune d'Antibes des 3 plages ayant fait l'objet durant le mois de juin 2010 d'une surveillance quotidienne des échouages de déchets marins flottants. Ces 3 sites sont tous situés face à l'embouchure du Var, qui est un fleuve du Sud-Est de la France.

sur chacun des trois sites d'étude. L'ordre de grandeur pris en considération est le mètre cube. En moyenne, la quantité de déchets récoltée en dehors de conditions climatiques particulières (fort vent d'Est aux alentours du 11 juin, et accompagné de pluie le 16 juin) est de 0.11 m^3 à Fort Carré, 0.50 m^3 à Ponteil et 0.55 m^3 à La Salis. Nous considérerons donc qu'une valeur d'un demi mètre cube par jour de déchets échoués correspond à un rejet par la mer et à une utilisation de la plage typique pour le mois de juin 2010.

La disposition des trois plages est quant à elle assez similaire puisque Ponteil et La Salis sont des plages de sable fin directement orientées au nord-est, alors que Fort Carré est accolée à une digue et fait face à l'Est. Les trois sites sont situés face à l'embouchure du Var qui représente très certainement une source supplémentaire de déchets d'origine anthropique pour les plages de la région.

2.4.2.2 Plages de la région Toulonnaise

Durant cette thèse, une surveillance de plusieurs plages de la région Toulonnaise a également été réalisée à l'Université de Toulon dans le cadre de projets pour les étudiants de 1^{re} année de Master de Physique de l'océan, le but étant d'étudier les échouages de macro-déchets dans la région. Trois sites différents (Fig. 2.10) ont été choisis en tenant compte de leur orientation par rapport au Courant Nord afin de diversifier les observations. Le premier d'entre eux, l'anse Méjean, est situé au nord de la grande rade de Toulon et a une orientation sud-sud-est. La plage en elle-même est constituée d'un mélange de sable et de galets qui représente un linéaire de 300 mètres. Relativement enclavée et très étroite ³⁵, elle

35. elle est directement adossée à une falaise

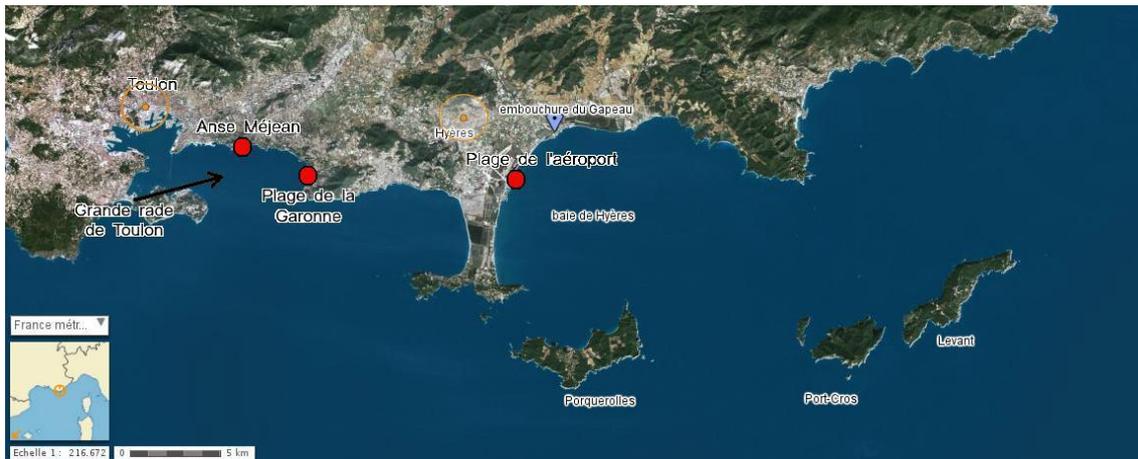


FIGURE 2.10 – Localisation des trois plages de la région Toulonnaise ayant fait l'objet d'une surveillance visuelle du taux de couverture en déchets marins durant les hivers 2013 et 2014.

est plutôt bien protégée des courants côtiers qui longent le littoral. La plage de la Garonne est quant à elle située à l'Est de la grande rade et fait face à l'Ouest. Longue de 150 mètres, elle est constituée de sable. Enfin, la plage de l'aéroport est située de l'autre côté de la presqu'île de Giens, dans la baie de Hyères, à 3.5 km au sud-ouest de l'embouchure du Gapeau. Orientée sud-est, elle fait face à une zone de faible bathymétrie et représente une linéaire de plage d'un kilomètre. Elle est également constituée de sable.

La surveillance de ces plages, réalisée en partie par les élèves, suit un protocole inspiré de précédents travaux de l'association Mer-Terre qui a pour but d'identifier les épisodes de fort échouage de déchets marins ainsi que les périodes durant lesquelles les déchets sont ré-introduits dans le milieu marin par les tempêtes. Deux campagnes ont ainsi été menées de début octobre à fin décembre 2013, et de novembre 2014 à mars 2015. Durant ces périodes, chaque plage est visitée une fois par semaine. Les observateurs donnent visuellement une estimation moyenne acceptable à l'échelle de la plage du taux de couverture (qu'il s'agisse de déchets d'origine anthropique ou naturels). Ils se placent pour cela sur une même bande de plage définie à l'avance, sous réserve que le reste de la plage ne présente pas de disparité importante avec la bande en question. Afin d'aider les observateurs dans leur estimation, ceux-ci possèdent une aide visuelle sous la forme d'une page représentant différents taux de couverture. Des données complémentaires relatives aux conditions climatiques et à l'état de la mer sont également notées. Lorsque cela est possible, une photo de la plage est prise.

2.4.3 Données dynamiques

A une échelle locale, 7 lâchers de flotteurs représentant 19 trajectoires différentes (Fig. 2.11) ont également été menés dans la baie de Hyères à partir de positions stratégiques telles que les embouchures du Gapeau et de la Maravène, qui sont les principaux cours d'eau se jetant dans la baie. Nous avons ainsi conduit plusieurs de ces expériences suite à

des épisodes de fortes précipitations qui entraînent un important lessivage des sols et un apport accru dans la baie de déchets d'origine anthropique (communication personnelle avec Éric Sérantoni, du Parc National de Port-Cros). D'autres lâchers (Tab. 2.1 ont de même été réalisés durant des épisodes de vent d'Est ou par temps calme afin de diversifier les observations soumises à des conditions climatiques différentes. L'ensemble des expériences menées du 12 Février au 21 Juillet 2015 s'inscrit dans le cadre du projet de Cartographie des trajets empruntés par les Déchets autour des îles d'OR (CADOR), financé par Toulon Provence Méditerranée (TPM) et réalisé au MIO/UTLN. Celui-ci est toujours en cours, de nouveaux lâchers de flotteurs sont prévus pour le mois de Novembre 2015.

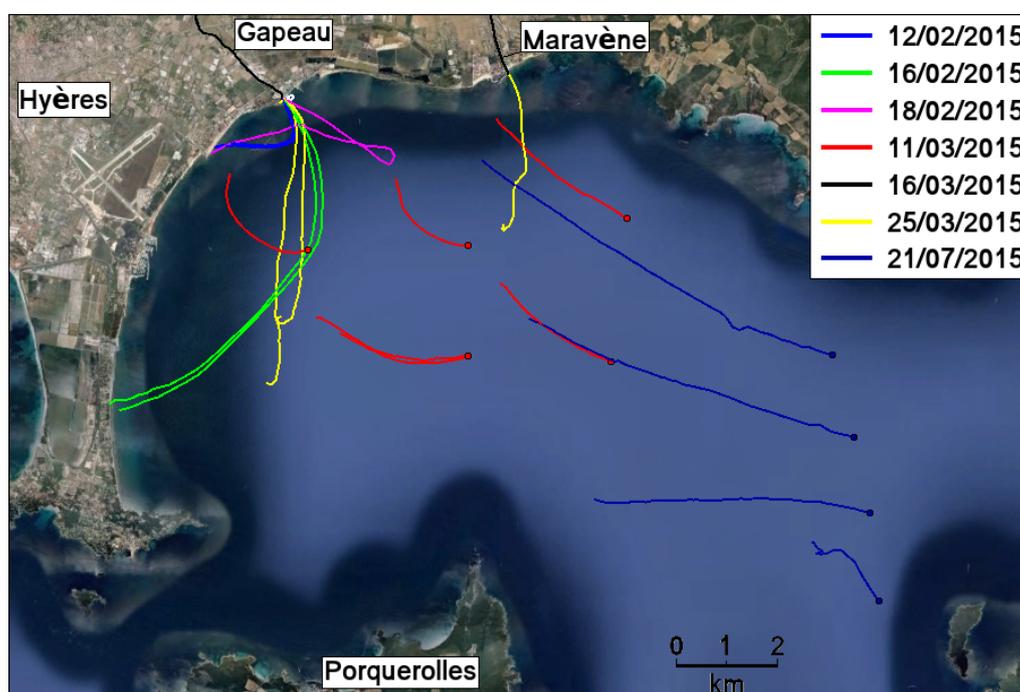


FIGURE 2.11 – Trajectoires des 19 flotteurs réalisées entre le 12 Février et le 21 Juillet 2015 dans le cadre du projet CADOR. Les positions initiales de flotteurs lâchées dans la baie sont marquées par des cercles.

Date	Direction du vent	Vitesse moyenne du vent (km/h)	Vitesse moyenne flotteurs (m/s)	Nombre de flotteurs	Lieu de déploiement	Échouage	Débit du Gapeau (m ³ /s)
12/02/15	N → E	≈ 14	0.27	2	Gapeau	Oui	7.08
16/02/15	N-NE	≈ 16	0.40	2	Gapeau	Oui	119
18/02/15	N	≈ 14	0.27	1	Gapeau	Oui	28.9
11/03/15	E-SE	≈ 11	0.12	6	Off-Shore	Non	5.39
25/03/15	N-NE	≈ 14	0.20	3	Gapeau + Maravène	Non	10.9
21/07/15	SE	≈ 18		4	Off-Shore	Non	0.57

TABLE 2.1 – Tableau récapitulatif des lâchers de flotteurs effectués durant les missions CADOR.



FIGURE 2.12 – *Flotteur de marque Albatros dédié à une utilisation en mer et en rivière*

Les flotteurs utilisés dans ce projet sont des prototypes initialement développés pour ce programme d'étude, et sont adaptés à une utilisation en mer et dans les rivières. Ils se présentent sous la forme d'une soucoupe symétrique (Fig. 2.12) d'une douzaine de centimètres de haut. L'action des courants marins ou du vent sur cet instrument est ainsi strictement identique quelle que soit la direction dans laquelle elle s'applique. Le flotteur dépasse en lui-même très peu de la surface (de l'ordre de quelques centimètres) et est utilisé sans drogue³⁶. Il est donc transporté par la couche de surface et représente un bon descripteur de la dynamique des déchets marins flottants. Chaque instrument est équipé d'un module GPS qui fournit sa position suivant un intervalle de temps programmable.

2.5 Données hydrologiques

2.5.1 Mesures par satellite de SST

Les mesures satellitaires, qu'il s'agisse de mesures de SST, de couleur de l'eau ou de concentration en *Chlorophylle-a*, offrent un point de vue privilégié pour l'observation de l'océan. Elles permettent non seulement de capturer l'état de sa surface, mais apportent également une vision synoptique des structures de courant qui la caractérisent. L'utilisation de ce type de données en océanographie est devenue de nos jours très courante, plusieurs satellites sont ainsi maintenus en service afin de fournir la communauté scientifique en mesures hydrologiques régulières.

La mesure en elle-même de SST est réalisée par des instruments dénommés radiomètres qui sont capables d'observer le rayonnement Infra-Rouge (IR) émis par les premiers millimètres de la surface océanique. Ceux-ci peuvent être directement reliés à la température superficielle de l'océan grâce à la théorie des corps noirs. Bien que la qualité du signal reçu par ces instruments dépende de l'état de l'atmosphère (couverture nuageuse, humidité dans l'air), des algorithmes de traitement du signal ont été développés dans le but de diminuer ces effets et d'obtenir une meilleure couverture spatiale. L'étude de cartes de SST obtenues par ces moyens permet notamment de détecter la présence de fronts de

36. ancre flottante

température en surface et d'identifier des masses d'eau. Comme le Courant Nord possède en règle générale une signature thermique clairement identifiable, celui-ci peut donc être observé sur des cartes de cette nature. La principale limite de cette méthode est due à des coups de vents tels que du vent d'Est, très caractéristiques dans la région, qui peuvent amoindrir ou même faire disparaître cette signature thermique.

Les données de SST utilisées pour l'étude du transport côtier des déchets marins flottants le long de la Côte d'Azur (chapitre 4, section 3.2) sont des produits satellite de type L4³⁷ mis à la disposition de la communauté scientifique dans le cadre du programme de surveillance de l'océan MyOcean-2 (<http://marine.copernicus.eu/>). Ces cartes correspondent à des données quotidiennes interpolées de façon optimale au 1/25° [Buongiorno Nardelli et al., 2013].

2.5.2 Débit du Var

Le Var présente un régime hydrologique complexe alimenté en amont du bassin versant par la fonte des neiges du massif alpin, et par les pluies méditerranéennes sur son cours inférieur. Les mesures de débit de ce fleuve, également utilisées dans le chapitre 3, ont été réalisées par la DREAL PACA³⁸ à la station du Pont Napoléon III (Fig. 2.10), au niveau de son embouchure. Ces données sont librement téléchargeables sur le site de la banque hydro (www.hydro.eaufrance.fr). La station du Pont Napoléon III est une station à une échelle, où les hauteurs d'eau sont estimées à partir d'une unique échelle hydrométrique. Des valeurs quotidiennes de débit (moyenne sur la journée) sont disponibles pour toute l'année 2010, à l'exception du mois de Septembre (Fig. 2.13).

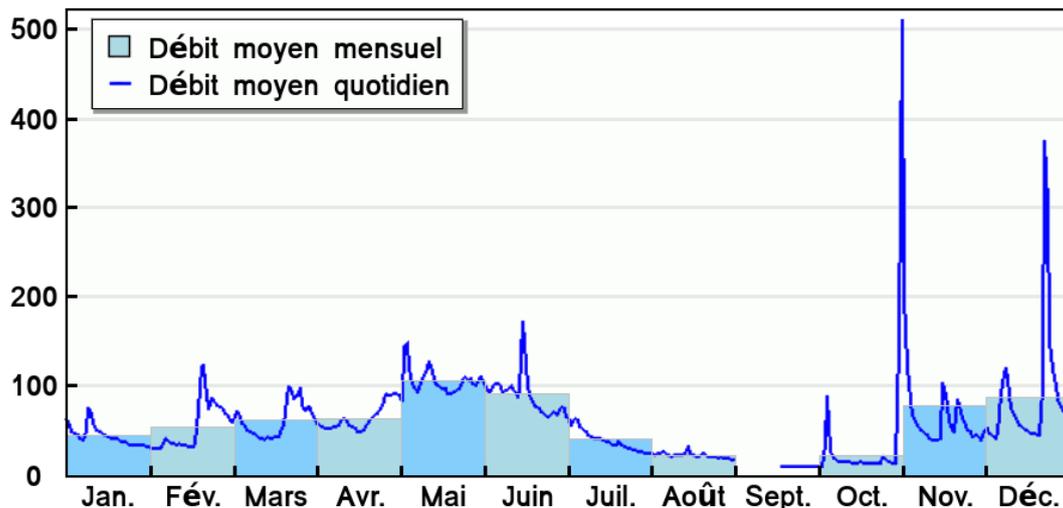


FIGURE 2.13 – Débit du Var (en m^3/s) relevé à la station du Pont Napoléon III durant l'année 2010.

37. il existe plusieurs niveaux de qualité dans les données satellite hydrologiques, allant de la donnée brute (L1) à la donnée fortement améliorée ayant subi plusieurs niveaux de traitement

38. Direction Régionale de l'Environnement et Aménagement du Logement pour la région Provence-Alpes-Côte d'Azur

Chapitre 3

Étude du transport des déchets marins à l'échelle du bassin

Ce chapitre présente une analyse des simulations de transport couvrant l'ensemble de la Méditerranée sur la période 2001 à 2010, et réalisées dans le but d'étudier le transport en surface des déchets marins à l'échelle du bassin. La première partie de ce travail, publiée dans le *Marine Pollution Bulletin*, porte principalement sur la détermination de grandes zones potentielles d'accumulation et sur la quantification de l'impact côtier des déchets marins en terme d'échouage. La seconde partie tente quant à elle de comprendre de manière plus précise les flux de déchets qui sont à l'origine des structures particulières d'accumulation, précédemment identifiées dans la première partie. Nous répondrons ainsi à la question de la réalité de grandes structures d'agglomération dans le bassin Méditerranéen.

La totalité des simulations exploitées dans ce chapitre a été réalisée à partir de champs de vitesses issus du modèle hydrodynamique NEMO (dans sa configuration large échelle MED12v75) et du modèle de transport ARIANE. Le lecteur peut trouver une description du protocole suivi pour générer ces simulations dans la section 2.3.1.4. On rappellera simplement ici qu'il s'agit de simulations d'une durée maximale d'un an présentant une répartition initiale homogène en particules, et qu'aucune particule n'est rajoutée au cours des simulations.

3.1 Mise en place de diagnostics

L'analyse des simulations a demandé en premier lieu la mise en place d'un certain nombre de diagnostics (Tab. 3.1 permettant de traiter le grand nombre de données et d'en extraire des métriques permettant d'identifier les schémas d'accumulation et de transport des déchets marins. L'ensemble de ces diagnostics, relatif à des calculs de densités et de distances, ou à la détermination de l'origine de certaines particules, est détaillé ci-dessous.

Nom du diagnostic	Symbole	But du diagnostic
Densités relatives	σ	Détermination de zones d'accumulation de particules dans le bassin
Distances totales	D_T	Analyse du transport des particules
Distances à la source	D_S	
Origine des particules	-	Identification de la source des particules piégées dans les zones d'accumulation
		Identification de la source des échouages

TABLE 3.1 – Liste des diagnostics réalisés sur les simulations de transport large échelle.

3.1.1 Calcul de densités

La détermination de l'existence de zones probables d'accumulation dans le bassin Méditerranéen impose d'adopter une méthode permettant de visualiser de manière cohérente l'évolution spatio-temporelle qui caractérise la répartition des particules. Pour cela, nous avons fait le choix de raisonner en termes de densités relatives (rapport des densités finale et initiale). La taille des zones d'accumulation observables dépend alors des dimensions de la grille sur laquelle sont effectués les calculs. Un soin particulier a par conséquent été apporté à la définition de ces dimensions à travers la réalisation de tests de sensibilités. Ceux-ci ont permis de mettre en évidence que des cellules de 60 km de côté représentaient un bon compromis entre un comptage efficace des particules à un instant donné, et la taille des zones d'accumulation observables. Tous les calculs de densités utilisés dans cette étude ont donc été accomplis sur une grille de 60 km de maille.

La densité relative en particules peut être définie de la manière suivante. Soit $d(t)$ cette densité dans une cellule (i, j) donnée, et $b_{i,j}(t)$ ainsi que $b_{i,j}(0)$, respectivement le nombre de particules présentes au sein de cette cellule à un temps t , et au début d'une simulation¹. $d(t)$ peut alors s'écrire comme le rapport suivant :

$$d(t) = \frac{b_{i,j}(t)}{b_{i,j}(0)} \quad (3.1)$$

qui est positif et vaut 1 lorsque la densité observée au bout d'un temps t est strictement identique à celle initialement présente dans la cellule.

Nous avons par la suite décidé de retrancher 1 à ce rapport afin de mieux rendre compte visuellement de l'accumulation ou de la dispersion des particules. Les valeurs positives du nouveau rapport $D(t)$ pourront ainsi être associées à un phénomène d'accumulation, alors que des valeurs négatives montreront au contraire une disparition des particules de la zone concernée :

1. le nombre initial de particules contenues dans une cellule de 60 km de côté est de 36

$$D(t) = \frac{b_{i,j}(t)}{b_{i,j}(0)} - 1 \quad (3.2)$$

Ce calcul, généralisé à la totalité de la grille, permet effectivement d'obtenir au bout d'un certain temps de simulation (Fig. 3.1) une vision claire de l'évolution qui caractérise la répartition des particules. Tel quel, il n'a cependant aucune valeur statistique puisqu'il est le résultat d'une unique simulation sur la dérive d'un groupe de particules. Pour avoir une vision plus générale des schémas d'accumulation récurrents relatifs aux déchets marins, il est toujours possible de tenir compte de la variabilité spatio-temporelle des courants de surface Méditerranéen en généralisant cette expression à un ensemble de simulations de même durée mais étalées dans le temps. Les 3287 simulations qui ont été menées à partir d'ARIANE ont justement été réalisées dans ce but. Le calcul de densités relatives présenté ci-dessus doit donc tenir compte de chacune d'entre elles afin de faire uniquement ressortir les schémas généraux d'accumulation. Cela peut être fait de la manière suivante :

$$\sigma(t) = \frac{1}{3287} \sum_{s=1}^{3287} \left(\frac{b_{i,j}^s(t)}{b_{i,j}^s(0)} \right) - 1 \quad (3.3)$$

$\sigma(t)$ représente alors la densité relative moyenne sur l'ensemble des simulations.

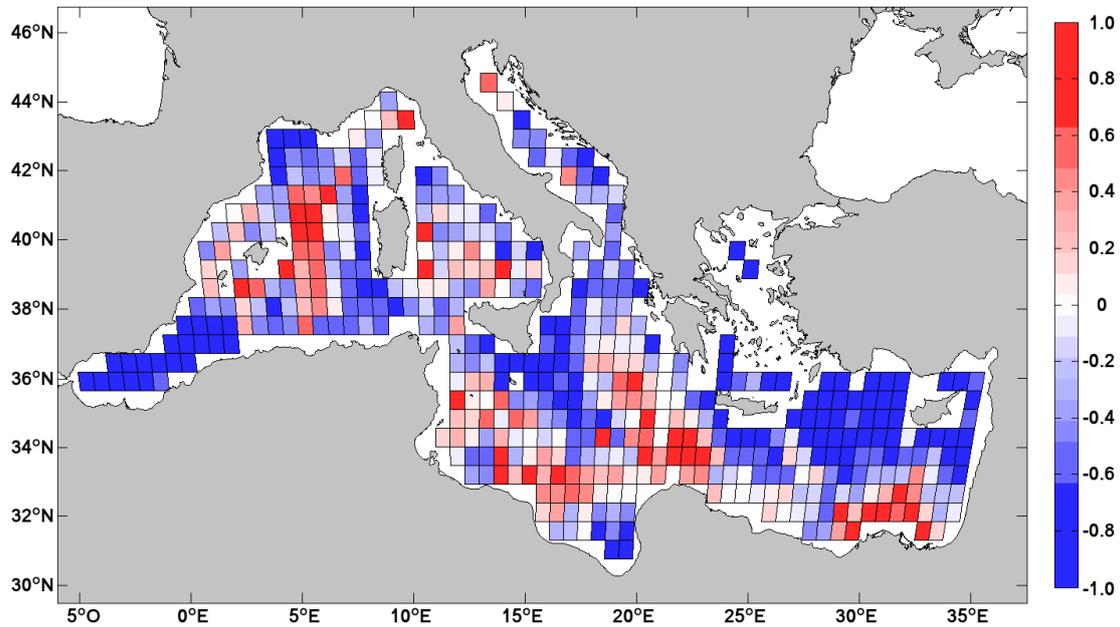


FIGURE 3.1 – Exemple d'un calcul de densités établi pour une simulation de un an. La condition initiale de départ est fixée au 4 avril 2004.

3.1.2 Distance totale parcourue et distance à la source

Deux distances différentes sont également déterminées sur la même grille que le calcul de densités afin d'obtenir des renseignements supplémentaires à propos du trajet emprunté par les particules participant à la formation des zones d'accumulation. Le calcul de ces grandeurs fait intervenir dans chaque cas la totalité des particules présentes à un instant donné dans une même cellule, cela pour toutes les simulations effectuées, que l'on adopte un point de vue initial ou final².

La distance totale parcourue $D_T(t_0)$ représente ainsi la moyenne sur l'ensemble des simulations des distances individuelles couvertes au bout d'un temps t_0 par chaque particule de la cellule considérée :

$$D_T(t_0) = \frac{1}{3287N_p} \sum_{s=1}^{3287} \sum_{p=1}^{N_p} \sum_{t=1}^{t_0} [x_p^s(t) - x_p^s(t-1)] \quad (3.4)$$

où $x_p^s(t)$ est la position d'une particule p à un temps t calculée dans la s^{me} simulation, et N_p le nombre de particules présentes dans la cellule de la grille d'analyse considérée.

La distance à la source $D_S(t_0)$ est la moyenne sur l'ensemble des simulations des distances individuelles en ligne droite, mesurées entre les positions initiales et les positions des particules présentes dans une même cellule de la grille d'analyse et atteintes au bout d'un temps t_0 :

$$D_S(t_0) = \frac{1}{3287N_p} \sum_{s=1}^{3287} \sum_{p=1}^{N_p} [x_p^s(t=t_0) - x_p^s(t=0)] \quad (3.5)$$

L'analyse combinée de ces deux distances permet en outre d'obtenir une information sur le type de trajectoires emprunté par les particules : plutôt rectilignes lorsque l'on a des D_T relativement faibles et des D_S relativement fortes ou soumises à de nombreux changements de direction dans le cas contraire où les D_T sont élevées alors que les D_S sont faibles. Des particules présentant des valeurs faibles à la fois de D_T et D_S parcourent quant à elles peu de distance durant les simulations.

3.1.3 Origine des particules

En vue de compléter les informations obtenues grâce au calcul des distances totales parcourues et des distances à la source, il est important de pouvoir déterminer avec précision le point de départ des particules présentes en fin de simulation dans certaines zones d'intérêt. Un autre diagnostic a donc été mis en place afin de répondre à ce besoin. Celui-ci agit de manière assez similaire suivant que l'on s'intéresse à des particules échouées sur le

2. par point de vue initial ou final, nous entendrons respectivement les distances parcourues par l'ensemble des particules x présentes dans une cellule en début ($d_i = d_{t,s}(x(t_i))$) ou en fin ($d_f = d_{t,s}(x(t_f))$) de simulation

littoral ou à des particules constituant des zones d'accumulation en pleine mer. Dans le premier cas, une zone d'étude est d'abord définie, par exemple la côte située entre Narbonne (France) et La Spezia (Italie), voir Fig. 3.2. Les positions initiales des particules présentes dans cette zone et considérées comme échouées³ sont alors notées. Cette opération est répétée autant de fois que nécessaire de manière à traiter l'ensemble des simulations. Les positions initiales de ces particules étant identiques pour toutes les simulations (répartition homogène), on détermine finalement le nombre de simulations pour lesquelles une particule échouée dans la zone d'étude est partie de la même position.

Cette façon de procéder permet ainsi d'accéder non seulement à la répartition spatiale initiale des particules qui finissent par s'échouer dans la zone d'étude, mais aussi au "poids" de chacune de ces positions sur l'ensemble des simulations.

Enfin, le diagnostic effectué pour les particules participant à la formation de zones d'accumulation diffère uniquement du diagnostic que nous venons de décrire par la non-application du critère de vitesse limite. Les positions des particules présentes à un instant et dans une zone données sont ainsi simplement relevées sans considération sur leur vitesse.

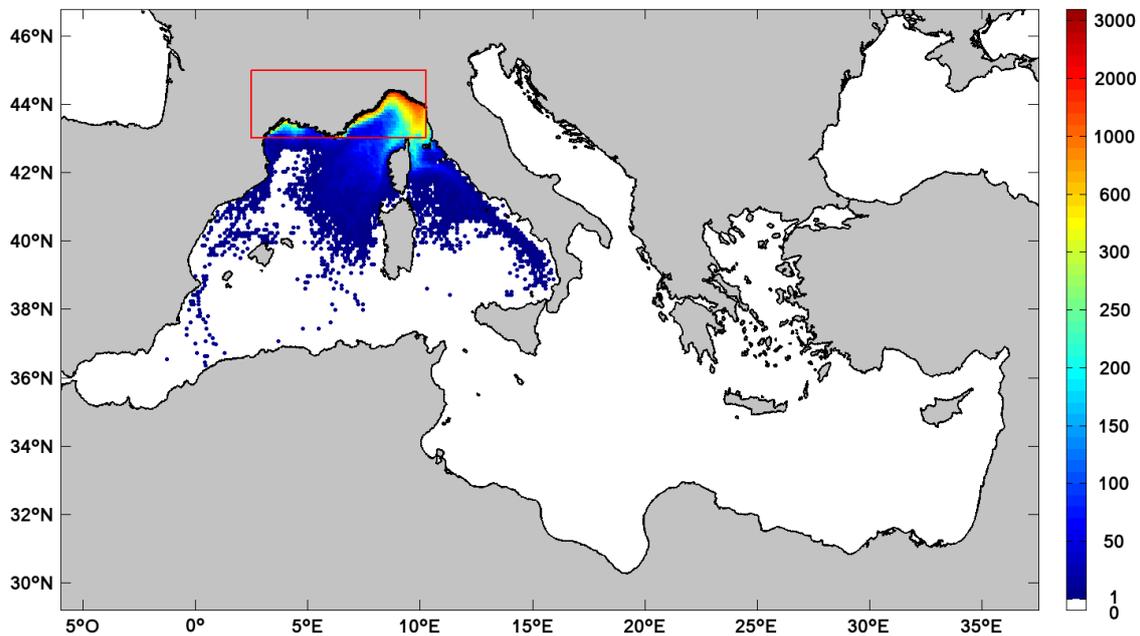


FIGURE 3.2 – *Origine des particules échouées au bout de 3 mois sur le littoral situé entre Narbonne et La Spezia (domaine défini par le rectangle rouge). La position initiale des particules est marquée par des cercles de couleur dont la nuance représente le nombre de simulations pour lesquelles une particule échouée est partie de cette position.*

3. critère de vitesse limite inférieure à 430 m/jour sur les 2 semaines précédant la fin de la simulation

3.2 Schémas généraux d'accumulation : *Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin*

Le travail présenté ci-dessous a fait l'objet d'une publication dans le *Marine Pollution Bulletin*. L'objet principal de cette étude concerne la détermination de grandes zones probables d'accumulation de déchets marins en Méditerranée et des zones préférentielles d'échouage. L'analyse des différentes simulations fait intervenir la majorité des diagnostics que nous venons de décrire. La version publiée de l'article *Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin* [Mansui et al., 2015a] est jointe ici.

3.2.1 Résumé de l'article (version française)

A l'ère du plastique et des problématiques environnementales mondiales, où d'importants patches de détritiques ont été observés dans les principaux bassins océaniques, ce travail représente une étude originale sur l'existence possible de structures d'accumulation permanentes en Méditerranée. Les principales questions abordées dans ce travail sont : la circulation générale est-elle susceptible de faciliter la concentration d'objets flottants dans certaines régions, au travers de ses instabilités méso-échelle et de sa dynamique particulière marquée au sein de ses sous-bassins par de grands gyres ? Quelles sont les zones côtières qui ont le plus de chance d'être impactées à partir de sources de déchets hauturières ?

Des simulations pluriannuelles de débris passifs advectés par les courants de surface identifient la mer Tyrrhénienne, la partie nord-occidentale du bassin Méditerranéen ainsi que le golfe de Syrte comme de potentielles zones de rétention. Alors que la bande côtière s'étendant de la Tunisie à la Syrie semble être la destination favorite des déchets marins, le littoral méditerranéen occidental subit de son côté un très faible impact. Dans le bassin, aucune structure permanente ne se révèle capable de retenir des objets flottants sur le long terme en raison de la variabilité de sa circulation de surface caractérisée par un nombre suffisant d'anomalies.



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin



J. Mansui*, A. Molcard, Y. Ourmières

Université de Toulon, UMR7294, CNRS/INSU, IRD – Mediterranean Institute of Oceanography (MIO), UM 110, 83957 La Garde, France

ARTICLE INFO

Article history:

Available online 18 December 2014

Keywords:

Aggregation patterns

Beaching

Lagrangian

Marine floating debris

Mediterranean surface currents

ABSTRACT

In the era of plastic and global environmental issues, when large garbage patches have been observed in the main oceanic basins, this work is the first attempt to explore the possibility that similar permanent accumulation structures may exist in the Mediterranean Sea. The questions addressed in this work are: can the general circulation, with its sub-basins scale gyres and mesoscale instabilities, foster the concentration of floating items in some regions? Where are the more likely coastal zones impacted from open ocean sources?

Multi-annual simulations of advected surface passive debris depict the Tyrrhenian Sea, the north-western Mediterranean sub-basin and the Gulf of Sirte as possible retention areas. The western Mediterranean coasts present very low coastal impact, while the coastal strip from Tunisia to Syria appears as the favourite destination. No permanent structure able to retain floating items in the long-term were found, as the basin circulation variability brings sufficient anomalies.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The problem of litter disposal and accumulation in the marine environment has recently become recognized by the international community and constitutes a major threat for the marine life. Since the 20th century the main sources of macro-waste in the ocean include land-based sources (UNEP, 2009), lost fishing gear and recreational fishing, but also illegal dumping from ships (Ramirez-Llodra et al., 2013). Despite some progress with regard to legislation, illegal dumping of litter combined with the transport of macro-waste from coastal areas and river discharge remains a major problem.

Litter can easily be mistaken as food by numerous animals and cause health complications or even death. Many studies on marine litter have investigated the ingestion of plastic items by marine animals, including for examples fishes (Carson, 2013), turtles (Lazar and Gračan, 2011), cetaceans (Baulch and Perry, 2014) or seabirds (Azzarello and Van Vleet, 1987; Ryan and Jackson, 1987). Fishing gear can become ocean pollutant as a result of accidental losses or dumping. Entanglement in derelict fishing gear is another important threat not only for marine mammals (Laist, 1997; Schrey and Vauk, 1987), but also for benthic biota (Chiappone et al., 2005).

Floating macro-waste can also be a support to the marine life. Some invasive species take advantage of these potential rafts to travel over large distances and find new habitats (Aliani and Molcard, 2003; Barnes, 2002).

The economic impact of marine litter is clear. Beaching marine debris cause aesthetic problems, especially in touristic areas where they generally lead to a decline in tourist traffic and oblige the concerned municipalities to substantial cleaning costs. At sea, floating marine debris endanger the maritime traffic. Small items can block propellers and collisions are always possible with larger debris. In addition to that, litters trapped by fishing nets is becoming a recurring issue for fishermen (Takehama, 1990).

The common marine litter types found in the world's ocean are plastics, glass and metal (UNEP, 2009). Plastics items are the most abundant from the development of the world-wide plastic industry (Derraik, 2002) and account for more than 60% of total marine litter (Gregory and Ryan, 1997).

Their persistence property is the major reason why they are a significant threat for marine ecosystems. The natural decay of plastic items in the marine environment takes an extremely long time, generally estimated between hundreds and thousands of years (Barnes et al., 2009). During this time, plastics constitute a major source of chemical pollutants such as polychlorinated biphenyls (PCBs) and dioxins (Engler, 2012). In addition, the degradation process is accompanied by fragmentation of smaller pieces down to micro-plastics (microscopic particles of eroded plastics). These

* Corresponding author.

E-mail addresses: jeremy.mansui@univ-tln.fr (J. Mansui), molcard@univ-tln.fr (A. Molcard), ourmieres@univ-tln.fr (Y. Ourmières).

micro-particles are becoming more common in oceans and greatly impact trophic levels (Andrady, 2011; Cole et al., 2011).

Since the 90's, when an enormous spatial extension of floating debris in the North Pacific Ocean has been first observed (Moore et al., 2001), the problem of marine litter has become more and more advertised. The spatial distribution and accumulation of macro-waste from the world's ocean surface is driven by prevailing currents and winds, hydrography, anthropogenic activities (Ramirez-Llodra et al., 2013) and can significantly vary from a location to another. The main large oceanic aggregation patterns ("garbage patches"), characterised by high densities of marine debris are now quite well described and identified in the literature (Law et al., 2010; Moore et al., 2001).

Numerical modellings of floating marine debris (Martinez et al., 2009; Lebreton et al., 2012; Maximenko et al., 2012) have confirmed and explained the presence of accumulation structures in most of the main oceanic basins. Subtropical gyres are convergence areas where clockwise ocean currents act as a retention mechanism and prevent plastic debris from moving towards mainland coasts. This general circulation feature is directly correlated to the anticyclonic wind forcing and its associated Ekman transport. However, it is assumed that the accumulation structures are probably larger in the Northern Hemisphere where the population and the level of economic and industrial activities are higher (Lebreton et al., 2012). In addition, higher concentrations at mid-latitudes compared to polar regions have also been found (Barnes and Milner, 2005).

At a finer scale, regional seas have also been under investigation, like the Japan Sea (Yoon et al., 2010; Shiomoto and Kameda, 2005; Kako et al., 2011), China Sea (Zhou et al., 2011), Antarctic (Walker et al., 1997). A very recent work by Neumann et al. (2014) have focused on marine debris agglomeration in the southern North Sea, evaluating the windage effect and assuming different source regions. Indeed, semi-enclosed seas that are surrounded by developed areas, such as the Mediterranean Sea, are likely to have particularly high concentration of marine debris (Barnes and Milner, 2005). For the example of the Mediterranean Sea, several studies have already documented the beaching of macro-waste (Gabrielides et al., 1991; Golik and Gertner, 1992), their transport at the surface (Aliani and Molcard, 2003; Aliani et al., 2003) and accumulation on the sea floor (Galgani et al., 1995a; Galil et al., 1995; Pham et al., 2014; Ramirez-Llodra et al., 2013). Estimates of the average density of macro-litter at the surface of the Mediterranean Sea range from 1.2 items/km² (McCoy, 1988) to the huge value of 2000 items/km² (Morris, 1980). The latter value should however be treated with great caution, as only 60 surveys of 1 min were performed. A more reasonable estimate was recently given by Suaria and Aliani (2014) and still represents a total of 62.10⁶ anthropogenic macro-litter items, assuming that the density stays constant over the basin. In this first large-scale survey of marine debris in the central and western part of the Mediterranean Sea (May–October 2013), a large spatial heterogeneity in litter distribution have been found. Still, little is known on the distribution and accumulation at global scale of floating marine litter in the Mediterranean Sea, which relative small size does not allow the formation of large gyres.

Numerical studies using ocean modelling received little attention and we have not been able to identify any modelling of floating marine debris specifically dedicated to the Mediterranean basin. In Lebreton et al. (2012) the Mediterranean Sea is included in their global ocean general circulation model and is indeed described as a potential high density marine debris region. Even though the low resolution of the model may not be appropriate to study regional seas, they have shown that semi-enclosed seas can be a preferential destination of the global marine debris sources, both terrestrial and maritime. The incoming Atlantic

surface water and the high maritime traffic in the Mediterranean Sea are described as the main causes.

In the present paper, numerical simulations of the Mediterranean Sea are achieved with two different objectives. The first goal is to define how the general surface circulation in the Mediterranean Sea can foster the concentration of marine floating debris, leading to the formation of permanent garbage patches. To address this, we describe the spatio-temporal evolution of the macro-waste density from an homogeneous initial condition, using an ocean general circulation model coupled with a particle tracking model. Travelled distances are also investigated to get a global picture of the particle journeys. Finally, the second goal is to try to identify the coastal zones that are the most impacted from open ocean sources.

2. Materials and methods

In order to mimic the marine debris transport at the sea surface, virtual particles acting as Lagrangian tracers are introduced in a numerical circulation model. The simulation of the particles drift at the oceanic surface is performed in two stages: first, the ocean state and the velocity fields are computed with an appropriate ocean general circulation model (OGCM). Second, the drift of the virtual particles is computed by an advection model using the velocity fields computed from the OGCM.

2.1. Models

For this study, the velocity fields has been extracted from high-resolution model simulations. The oceanic circulation model used is the NEMO model (Madec et al., 1998; Madec, 2008) in a regional eddy permitting configuration over the Mediterranean Sea (MED12 configuration, Beuvier et al., 2012; Lebeaupin Brossier et al., 2012a; Lebeaupin Brossier et al., 2012b; Brossier et al., 2013).

The numerical model solves the primitive equations assuming the hydrostatic equilibrium, the Boussinesq approximation and a free sea surface formulation. The domain is defined on a 1/12° "ORCA" grid (Madec, 2008) with 567 × 264 grid points covering the entire Mediterranean Sea from 30° N to 46° N and from 11° W to 36° E. A no-slip boundary condition is used at the coast and domain boundaries. The horizontal resolution ranges between 6 km and 8 km, while the vertical dimension is unevenly spaced with 75 Z-levels from the surface ($\Delta Z = 1$ m) down to the bottom ($\Delta Z = 135$ m). 22 levels are in the first 100 m to better represent the upper boundary layer and the topography is based on the ETOPO1 database (Smith and Sandwell, 1997). This MED12 configuration uses the MEDATLAS climatology as initial condition and is forced by the ALADIN-Climate atmospheric fields (Herrmann et al., 2011). The atmospheric data comes from the METEO-France center, and is available at 3 h intervals on a 10 km by 10 km grid. The resulting ocean model configuration allows to solve the meso-scale circulation, with a good representation of the surface mixed layer and a fully resolved wind driven circulation. The velocity fields are computed at each time step (12 min) and the outputs are daily averaged files from January 2001 to December 2010.

The computing of the general transport pathways is done using the Lagrangian off-line tool ARIANE to track the virtual particles. Marine debris are considered as passive surface particles advected by the currents computed from the model (MED12). The velocity used includes the Ekman drift, the baroclinic motion, the tidal and inertial currents as well as the Stokes drift induced by waves. Only the first level of velocity is considered as the lack of studies about degradation of plastic items or changes in their buoyancy, strongly limits appropriate attempts to represent their vertical movement. As a consequence, vertical movements are banned and particles are forced to stay just below the surface, which

justifies that no drift velocity relative to the ambient water (the “windage”) is considered (as in Lebreton et al. (2012)).

The Ariane tool is an open source code (Blanke and Raynaud, 1997) available at <http://www.univ-brest.fr/lpo/ariane>. It has been widely applied both to circulation studies (e.g., Koch-Larrouy et al., 2008; Lique et al., 2010; Iudicone et al., 2008), and to biological problems (Bonhommeau et al., 2009; Berline et al., 2013). This fortran code computes successive 3D streamlines segments in a given time sampled velocity field (e.g. the output of an OGCM such as NEMO). Instead of computing the distance travelled by a particle in a given time like traditional lagrangian algorithms, ARIANE computes the time needed to cross a given domain cell, avoiding interpolation processes. ARIANE uses an Arakawa C-grid for horizontal discretization and a fast and reasonably accurate algorithm to compute trajectories for successive time periods over which velocity fields are assumed to remain constant.

Because of the model boundary condition, particles reaching the last ocean grid cell do not really stop, but can stagnate for a long period and/or recirculate off shore after a while. Particular attention should be given to the management of these coastal trapped particles. The beaching of a marine debris cannot be properly simulated with the MED12 resolution, and even a more precise representation of this process would not overcome the coarse resolution of the velocity field. Particles that will experience long stagnation periods in a coastal strip cell will therefore be considered as beached.

2.2. Lagrangian simulations

An homogeneous deployment in the Mediterranean basin is chosen as the initial distribution for the particles. This choice is determined by the lack of global data set describing the macro-waste distribution in the Mediterranean Sea, located only at specific regional and time scales (Galgani et al., 1995a; Pham et al., 2014; Suaria and Aliani, 2014). Every day, particles initially equally spaced every 10 km (in the zonal and meridional directions) were released, and advected for a duration of 1 year, from January 2001 to December 2010. The total number of 1-year simulations is 3287, all with the same spatial homogeneous initial deployment, but with a temporal initial condition delayed by 1 day. The position of each particle along its trajectory is saved every day, thus providing a huge amount of data to be treated. In other words, one-year long runs have been performed every day from the 1st of January 2001 to the 31st of December 2009, and for each of these 3287 runs, the complete trajectory (i.e. daily position) of each of the 25,500 particles has been saved. Consequently, it would be unreasonable to study the final result of each simulation on a case-by-case basis. In this paper, we chose to study the particle distributions for two different advection times, 3-month and 1-year. One-year runs have the advantage of including physical processes with a complete annual variability, but beaching is important. On the other side, a 3-month period is long enough to allow the particles to cross the Mediterranean sub-basins and agglomerate in specific patterns. Other advection times have also been tested (6- and 9-months) but they did not bring any additional information about the agglomeration structures.

2.3. Diagnostics

To quantify the possible particle agglomeration patterns for each advection time, a “mean binning density” σ is defined as the average of separate “binning densities” computed from each simulation, minus one:

$$\sigma(t) = \frac{1}{n} \sum_{s=1}^n \left(\frac{b_{ij}^s(t)}{b_{ij}^s(0)} \right) - 1$$

where $b_{ij}^s(t)$ is the number of particles in the bin located in (i,j) at time t and for the s th simulation, and n is the total number of simulation (3287). This way, a σ value around 0 means that the particle concentration after the experiment is identical to the initial concentration, while a positive (negative) value would mean a concentration (scattering) of the particles.

Sensitivity tests have shown that bins of $60 \text{ km} \times 60 \text{ km}$ (6 times larger than the model grid cell) are large enough to efficiently count particles but small enough to observe aggregation structures. The initial number of particles in an open ocean bin, i.e. not encompassing any coast, is 36. Coastal bins have a number of particles ranging between 1 and 36 according to the land/sea ratio. The initial distribution is homogeneous for both open sea and coastal bins. It is recalled that every particle is separated from the next one in zonal and meridional directions by a distance of 10 km, giving an initial density of 1 particle for 100 km^2 .

As mentioned before, the beaching of a floating debris is not really simulated. However, it can happen that a particular near-shore bin hosts a big number of particles for a long period, resulting in very high σ . We have decided not to remove these particles from simulations. All particles are free to move at any time during the simulation, and the total number of particles in the basin stays constant. Consequently, near-shore particles can still contribute to offshore concentration when surface currents become more intense.

The obtained particle density maps sometimes show coastal bins of several order of magnitude higher than the open sea bins. In order to overcome this problem, a coastal strip composed of all coastal bins (bins with land and sea) has been defined and densities in this area will be analysed separately from densities in the inner domain. Shore bins with very low $b_{ij}^s(0)$ is another sensitive issue. Indeed, high σ can occur with quite low values of $b_{ij}^s(t)$. In order to avoid this issue, any shore bin with $b_{ij}^s(0)$ inferior to 6 has also been removed.

To complement the information about the final distribution given by σ , two distances are computed, one defined as the total distance travelled by each particle ($d_t = \sum (x(t+1) - x(t))$), and the other one as the straight line distance between the source and the final destination ($d_s = x(t_{end}) - x(t_0)$).

3. Description of the circulation

The circulation of the surface waters in the Mediterranean Sea (Fig. 1) is mainly driven by the entrance of the Atlantic Waters (AW) through the strait of Gibraltar, describing along-slope counter-clockwise gyres at basin scale. Superimposed to the general permanent circulation (coastal currents, permanent gyres) a meso-scale activity characterized by ocean eddies, meandering currents and fronts can form, induced by the topography, the wind (Herbaut et al., 1997; Herrmann et al., 2011) or by instabilities from the large-scale circulation. The mesoscale circulation is defined like a class of energetic phenomena of spatial scales ranging from about ten to several hundred kilometres and time scales ranging from a few days to several months. The spatial and temporal resolution of the MED12 configuration allows the simulation of such phenomena, in particular ocean eddies that may be responsible for debris accumulation and exchanges. The following description of the major features of the MED12 simulation will enable the validation of the circulation and introduce the discussion on the debris density.

In Fig. 2, a proxy for the velocity field, the Mean Kinetic Energy (MKE) is depicted in order to highlight the main circulation features. It is computed from 2001 to 2010 simulations and calculated using velocity fields from the hydrodynamic model as $MKE_{ij} = \frac{1}{2} \text{mean}_t [u_{ij}^2(t) + v_{ij}^2(t)]$, where mean_t is the time average



Fig. 1. Map of the Mediterranean Sea.

and $u_{ij}(t)$ and $v_{ij}(t)$ are the zonal and meridional components of the velocity field at (i,j) grid point, respectively. The Eddy Kinetic Energy (EKE) could have also been used, as it would bring along with an additional view of the most energetic circulation patterns, some extra information on the most likely regions of high energy favouring debris scattering or concentration. This result is however not presented here as the eddy permitting resolution of MED12 is limiting such diagnostic at basin scale, the EKE map being very close to the MKE one.

The quasi permanent anticyclonic gyre in the western part of the Alboran Sea is mainly formed because of the geometry and orientation of the strait (Millot, 1999; Sayol et al., 2013). In the east, the circulation is anticyclonic most of the time but is subjected to variations as cyclonic structures have been observed (Viúdez and Tintoré, 1996), as well as a third and less organized gyre. In the MED12 simulations, 3 structures appear from west to east, an anticyclone, a cyclone and a third anticyclone not completely closed.

The Algerian current is then formed, unstable, very energetic and with a strong mesoscale activity. Short-lived eddies can generate meanders and eddies detaching from the coastal jet and propagating northward in the central western basin, as clearly marked in Fig. 2.

At the Sicily channel the AW path is not yet clear, and different scenarios can be found in the literature (e.g., Astraldi et al., 2002; Lermusiaux and Robinson, 2001; Millot, 1999; Molcard et al., 2002), where the branching patterns are quantified. Despite this uncertainty, it is admitted that the Algerian current splits in different veins, one entering the Tyrrhenian Sea, one entering the eastern Mediterranean basin. The latter vein splits into 2 branches apart the Pantelleria island in the middle of the channel, along Sicilian and Tunisian coasts. This schematic circulation of the modified AW is well represented by the MED12 10-year simulation.

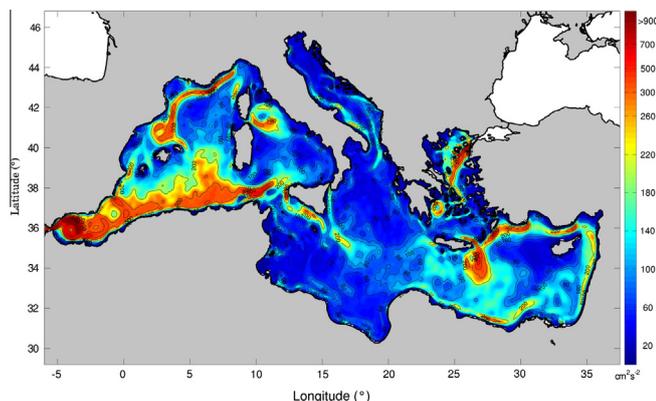


Fig. 2. Mean Kinetic Energy (MKE) averaged from 2001 to 2010 MED12 simulations.

In the Tyrrhenian Sea, a well marked cyclonic gyre is present in Fig. 2 in accordance with the observations (Astraldi and Gasparini, 1994): it is a wind-induced structure associated with an upwelling phenomenon, with a strong variability.

In the Ligurian Sea, the western corsica current joins the Northern (Ligurian-Provençal-Catalan) current flowing along the continental slope up to the Ibiza channel. In the MED12 simulations, a quasi-permanent anticyclonic structure is evidenced north of the Balearic Islands, that may be generated by the strong northerly winds.

In the eastern basin, the main dynamics is concentrated in the Levantine sub-basin, where the accumulation and interaction of eddies lead to marked zones in the western and eastern parts. A very thin coastal jet at the Egyptian and Syrian coasts is also worth noting.

The Aegean Sea circulation is very complex due to the numerous islands and the low resolution of MED12 does not allow to properly resolve the dynamic of the region. Similarly, the narrow Adriatic Sea will not be really considered in our density distribution analysis.

To summarize, the most energetic regions are: the western and eastern Alboran anticyclonic gyres; the Algerian current and its meanders; the Northern Current running along the Ligurian coast; the french Côte d'azur, down to the spanish coast, including a mesoscale structure north of the Balearic Islands; the north Tyrrhenian gyre; the incoming Atlantic waters entering the eastern basin; and the gyre south of Crete. Very low energetic regions are the south Tyrrhenian sub-basin, the Gulf of Sirte, the Ionian, the north Adriatic and the western part of Rhodes.

4. Results

4.1. Particle density

The choice of the advection time is a key point to determine if garbage patches exist in the Mediterranean Sea. It should be selected carefully according to the spatial scale of the studied area. Several authors simulating the drift of litter on a global scale used integration times of years (Martinez et al., 2009) or decades (Maximenko et al., 2012; Lebreton et al., 2012). But for limited regions, they are typically set to a few months: e.g. 3 months in Neumann et al. (2014) and 6 months in Yoon et al. (2010). In the Mediterranean Sea, integration times from 3 months to 1 year seem to be a good duration regarding the basin size. Longer simulations have also been tested but they offer little interest due to the very high beaching rate.

The σ density map obtained with $t = 1\text{year}$ is displayed in Fig. 3a and represents the final distribution from 9 years of continuous (daily) homogeneous deployment in the whole Mediterranean Sea. Most of the off-shore bins have negative σ values, meaning that the particles are never caught in a basin scale structure, but rather evacuated toward the south-eastern basin coast. No accumulation or retention area (positive σ) has been found at the multi-annual scale. The seasonal and inter-annual variability of the circulation brings sufficient anomalies to mix the initial distribution. Three large regions (north-east of Balearic Islands: zone A; Tyrrhenian Sea: zone B; and Gulf of Sirte: zone C) have density values very close to the initial one.

The coastal strips (Fig. 3b) of the western and eastern Mediterranean Sea have a different behaviour for the retention of particles. While the coastal currents in the western part facilitate the coastal particles circulation, the eastern basin currents act like attractors and the south-eastern coast holds a large part of the particles. It however worth noting that on close inspection, some coastal accumulations can also appear in the western basin, along the Ligurian

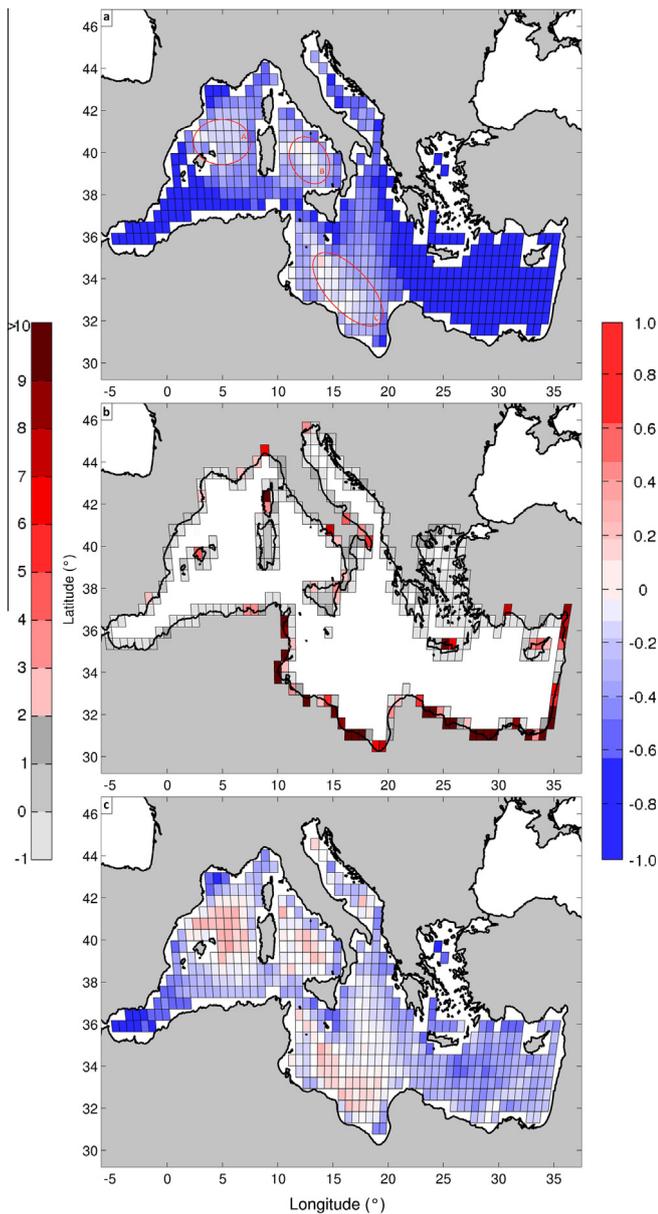


Fig. 3. Mean binning density after dividing the Mediterranean Sea into two different domains for dynamical issues (near shore domain: left colorbar, and open sea domain: right colorbar). (a) Open sea domain and (b) near shore domain after a 1-year advection, and (c) open sea domain after a 3-month advection. The initial particle distribution is homogeneous. For both domains, red tones represent particle accumulation, while gray and blue tones show areas that are emptying. Red contours A (north-east of Balearic islands), B (Tyrrhenian Sea) and C (Gulf of Sirte) mark the positions of three possible retention areas. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

coast and around Corsica, despite the presence of the Northern Current.

On a shorter time scale, Fig. 3c represents the σ density at $t = 3$ months, considering though shorter travelled distances by potential marine debris. The same three regions as in Fig. 3a can be noticed, but with very high densities. At these time scales, these areas can then be considered as accumulation zones. In other words, floating marine debris have a tendency to temporarily aggregate in these areas but do not remain there for the rest of their lives, such as in the Pacific clusters (Maximenko et al., 2012).

To our knowledge, very few reports of floating marine debris are available in these zones. Suaia and Aliani (2014) recently

conducted the first large-scale survey of marine debris in the central and western part of the Mediterranean Sea. Several areas of high particle density were found (Fig. 1 in Suaia and Aliani (2014)), in particular in the Algerian sub-basin (sector M), between the Balearic islands and Sardinia (sector L), and in the central Tyrrhenian Sea (sector H). Our results regarding retention areas A and B are consistent with high densities observed in sector M and L. However, they cannot directly explain the marine debris abundance in the Algerian sub-basin by a retention area. In our simulations, this region rather constitute a transit area. We however agree with Suaia and Aliani (2014) that maritime traffic and land based discharges in north African countries represent the main source of these marine debris. A strong and constant supply of these sources can therefore certainly lead to the high densities observed in this sector.

The distribution of particles in the Alboran Sea and the Levantine sub-basin from 3-month runs do not reveal significant differences with the 12-month runs. However, the simulations give values slightly higher in the Levantine sub-basin for the 3-month runs but show that the region quickly removes floating marine debris and is not favourable for the development of significant accumulation zones, even at shorter time scales. The coastal strip (not shown) shows a similar distribution as the one obtained with 1-year advection time.

4.2. Travelled distances

To complement the study, the time evolution of the particles distributions and paths have been studied. The total distance travelled by each particle d_t and the straight line distance between the source and the final destination d_s have been calculated and are plotted in Figs. 4a and b. The average distances over the total number of simulations are plotted at the departure binning, and the runs using a 3-month advection time are considered.

The average travelled distance highlights the energetic regions in accordance with the MKE. High values of d_t are obviously related to high velocities, either induced from the boundaries of rotating structures or from coastal jets. Low values can be explained either by low energetic regions or by particles beaching events. Regions A (Tyrrhenian Sea) and B (north-western Mediterranean Sea) have values of d_t around 800 km, twice the size of the sub-basins. On the contrary, region C has a very low averaged travelled distance, compared to its size. The branch of the AW entering the Sicily channel along the Sicilian coasts has higher values than the surrounding waters (Ionian Sea and Gulf of Sirte), but quite low regarding the basin dimension. This suggests a straight path unlike the Algerian current that experiences instabilities amplifying the average travelled distance. It is also worth noting that in the eastern basin, the northward coastal current clearly marked in Fig. 2 does not appear in the travelled distance map. This can be explained by the narrow current mainly concentrated in the coastal strip bins, not considered in Fig. 4a.

When the distance to the source d_s is considered, the main gradients and hotspots are in accordance with the MKE but some differences appear. The north Tyrrhenian gyre and the northern Balearic gyre are characterized by low d_s (around 200 km and 300 km respectively) in agreement with their rotating behaviour. Regions A and B have low values, suggesting that they feature recirculation and closed areas of limited exchanges with other sub-basins, and that the particles encompassed in this gyre have a local origin.

Regions with high values of d_s , namely the Alboran Sea, the Sicily channel, the Northern Current and the north Levantine sub-basin, can be considered as “transit areas”, favourable for sub-basin exchanges, but not indeed for any debris accumulation. Our hypothesis of a unique homogeneous initial deployment

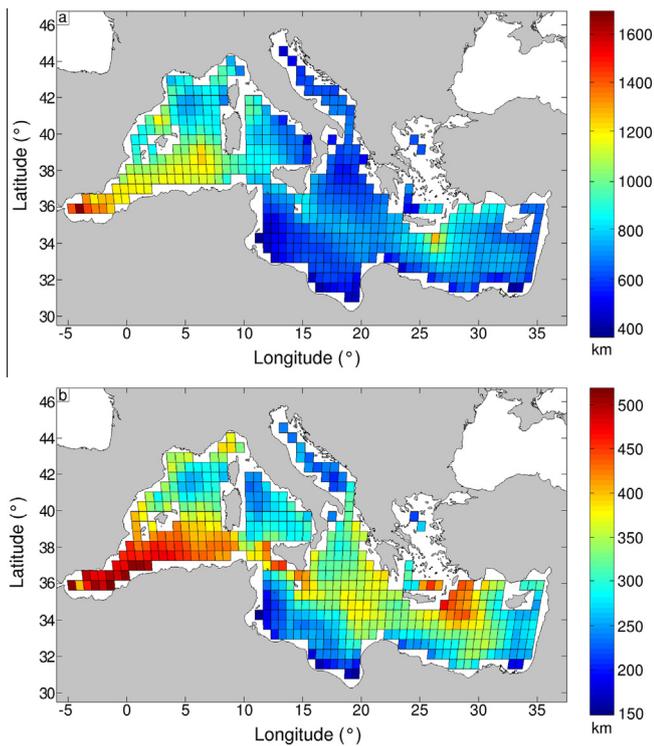


Fig. 4. Average distances over the total number of simulations at the initial binning (advection time $t = 3$ months): (a) total distance travelled by each particle d_t , and (b) straight line distance between the source and the final destination d_s .

cannot show the impact of these transit areas on marine debris distribution. However we can assume that in the case of a continuous source, from the Atlantic for example, these areas may have a high density marine debris (as observed by Suaria and Aliani, 2014). In

the Gulf of Lions, particles seem to origin from further, probably brought by the Northern Current and its secondary branches (Allou et al., 2010; Schaeffer et al., 2011).

The last agglomeration zone (C) has a different behaviour. Particles originally present have a very limited d_s , which leads to two possibilities: either they remain trapped in the area and participate to create the agglomeration structure, or they leave the open sea domain and are driven ashore. On the other hand, particles of the Algerian sub-basin can cross the strait of Sicily to supply the area and the Ionian Sea appears to be a source of marine floating debris. In conclusion, zone C is outstanding among zones A and B for its geographic diversity of potential sources.

The Levantine sub-basin has little exchange with the rest of the Mediterranean Sea. Surface currents gradually thrust particles inshore in such a way that they are mainly advected by the strong counter-clockwise current along the coastline. Considering that the sub-basin tends to empty and the average value of d_s in Fig. 4b is not large enough to enable particles to leave the sub-basin, there should clearly be high levels of beaching on the eastern and southern coasts.

4.3. Beaching

Floating marine debris beaching on the littoral zone is an important issue that local authorities have difficulty to deal with. Therefore, the prediction of preferential beaching zones stands as a valuable challenge. In Fig. 5, four littoral regions are defined to give an estimate of the geographical origin of the beaching, two in each basin (western and eastern). The particles that have beached are then localized and the number of events are counted. These regions (red boxes in Fig. 5 are characterized by coastal strips with a similar linear length (around 1800 km). As an indication, this different approach presented here can be compared to a backward integration.

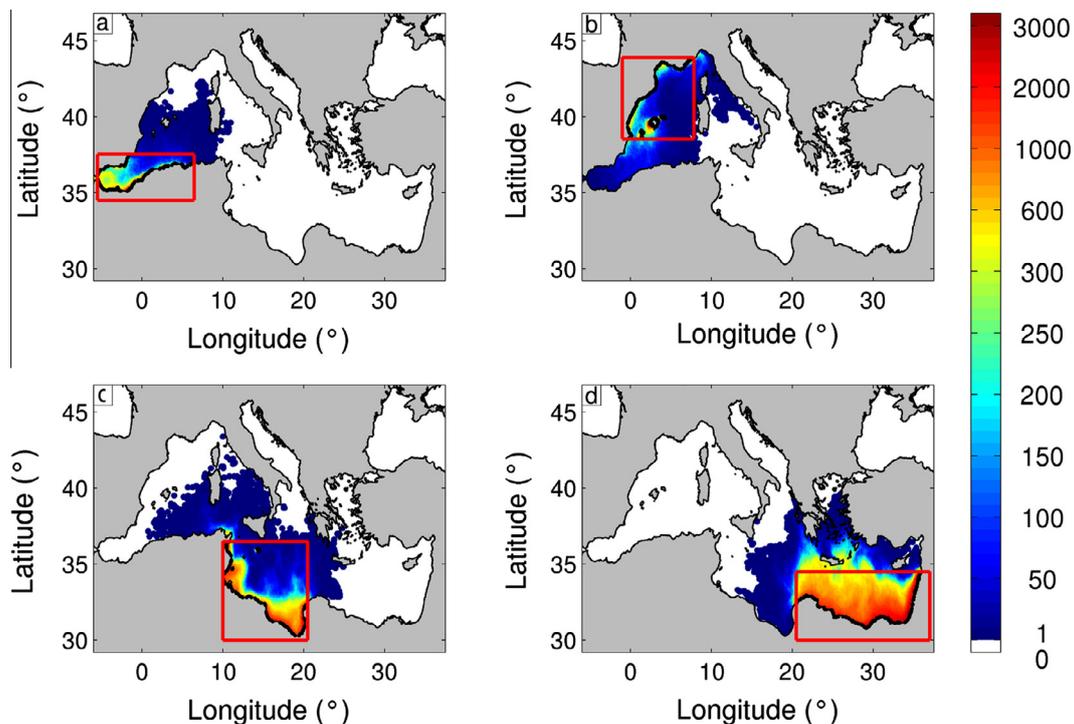


Fig. 5. Total number of beaching events in red boxes (max. 3287) from an initial homogeneous distribution. Regions covered by the red boxes are: Alboran Sea and western Algerian sub-basin (a), north-western Mediterranean sub-basin (b), Gulf of Sirte (c) and Levantine sub-basin. A particle is considered 'beached' when its final velocity over a 2-weeks period is less than 0.5 cm s^{-1} . Each box covers 1800 km of coastline. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

The eastern basin coasts are much more hit by particles than the ones in the western basin, and the sources are more spread. The Levantine sub-basin is a local source for the south-eastern coast, as highlighted by the high number (red color) of beaching events. The thicker accumulation at the coast is not related to any agglomeration structure nearby in the open sea.

The coastline stretching from Tunisia to Libya is supplied by local and non local particles, some coming from the western Mediterranean basin through the Sicily channel. This region corresponds to the zone C of possible agglomeration in the open sea domain. The exchange between this domain and the littoral zone is very significant and is probably caused by a combination of three factors. First, the proximity of an accumulation region favours the beaching chances. Second, the change in coastline orientation mainly at the eastern part of the Libyan coasts acts as a sort of dead end blocking the particles. Finally, the weak surface currents prevent the particles to move away after being trapped along the coast.

In the western Mediterranean basin, the western Alboran gyre with its rotating permanent behaviour, is the main particle provider for the local coasts, while the Algerian coast has very little beaching despite the coastal current and its instabilities. This westernmost part of the basin does not appear as a preferential destination for distant particles. In the north-western Mediterranean sub-basin, the beaching is mostly located around the Balearic islands, brought by the Northern Current. Only a little exchange with the Tyrrhenian Sea through the Corsica channel appears. The accumulation region A does not appear as a source for beaching, but more like a retention structure.

5. Conclusions

The numerical simulations that have been used here enabled us to picture possible scenarios of accumulation and to quantify likely coastal impacts of floating marine debris. The time scale considered here is climatological, in the sense that 3-month to 1-year journeys of daily advected particles have been averaged over 9 years, to highlight the existence or not of permanent structures that may retain floating objects for long periods. The variability of the surface circulation is very high, and the numerous instabilities that occur in the basin are well represented by the numerical model. As a consequence, only few large sub-basins appear as possible retention areas, namely the north-western Mediterranean and the Tyrrhenian sub-basins, and the Gulf of Sirte. The first two are due to the rotating behaviour of the general surface circulation, while the latter results from a weak dynamic. However, these regions lose their retention character for longer duration journeys. The seasonal and inter-annual variability brings sufficient anomalies to alter the distribution, and when a 1-year long experiment is considered, the retention zones disappear. The life of a marine debris is an important parameter and the degradation of plastic through biochemical processes have to be considered to deepen the analysis. The exposure to the sun and the biological growth can alter the density and the size of the debris, leading to possible sinking of some of them. In this study, we have prevented all macro-waste vertical motion due to the lack of knowledge about this issue.

In the western basin some specific gyres could retain and export floating objects and redistribute them after a shift in the large scale circulation. The southern coastal strip of the eastern Mediterranean basin seems to be a preferential beaching destination. The debris stagnating along the Tunisian and Libyan coasts could result from the open sea accumulation region in the Gulf of Sirte, and the very low dynamics. The Levantine sub-basin is a local and potential source for its coast.

In this work we have considered homogeneous and continuous deployment in the Mediterranean basin, while specific sources may exist. While it is very difficult to have direct observations of marine debris distribution at sea, data from each cleaning operations and high density harbour could constitute an important input for future work. However these local data should be used with care, since only a probability density instead of an exact quantification is a consistent input for theoretical large scale model.

The results that have been described in this manuscript have to be considered as a very schematic view of the behaviour of marine debris, as many strong hypothesis have been done.

First the resolution of the Eulerian model giving the underlying surface circulation does not allow to resolve the complex coastline shape under 6/8 km, neither to capture all sub-grid processes. However, the mesoscale dynamics of the Mediterranean Sea is well represented as well as its high temporal variability.

The eventual beaching of floating objects can only be extrapolated from our simulations, since no real beaching can happen with the ARIANE lagrangian module. Nevertheless some particles remain stuck for a while in the coastal strip due to some nil velocities around, and we can estimate an upper bound stagnation time to validate the beaching event. The beaching process may be very complex, resulting from the interaction of the sea and land breezes, the circulation and the waves. At higher spatial scales, a more precise lagrangian model should be considered, allowing beaching and bumping and a particular attention should be given to the mathematical boundary conditions at the coast.

Marine debris have been considered here as passive particles advected by the surface current only, thus neglecting any change in buoyancy due to biochemical transformation or any windage. However marine debris such as plastic can last for a very long time just under the surface water before partial disintegration and our sensitivity tests on the advection duration give some indications on potential accumulation regions at large spatial scale and multi-annual time scale.

Finally the numerical tests that have been described here are all based on an initial and dense (every 10 km) homogeneous distribution, which is unrealistic. In the real world, the distribution is more likely to be correlated to anthropogenic origin, such as harbours, highly populated coastal cities, river outflows for the inland sources and large cargo and passenger ships routes as well as tourism seasonal variability at sea. No global data set does exist on surface marine debris, but some scenarios could be hypothesised to evaluate a more realistic distribution, when looking at shorter time scales and at a higher spatial resolution. Eventually, some observation campaign efforts are planned in the near future, both at sea (TARA¹, Expedition M.E.D.²) and on land (coordinated beach cleaning by environmental associations with a uniform protocol (Mer-Terre³, Surfrider Foundation Europe⁴). Future work will include model-data inter-comparison to picture the source, journey and destination of marine debris, as well as their spatial and temporal distribution according to the meteorological and oceanographical forcings.

Acknowledgements

We thank the Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur and the FEDER for funding this study through a PhD fellowship, and the Ariane development team at LPO, Brest for helpful support. We wish to thank J. Beuvier (MERCATOR-Océan) for kindly providing the MED12 simulations. The calculations were performed using GENCI-IDRIS resources.

¹ TARA expeditions: oceans.taraexpeditions.org/eng/.

² www.expeditionmed.eu/.

³ www.mer-terre.org/.

⁴ www.surfrider.eu/.

Finally, a special word of thanks to anonymous reviewer whose comments greatly improved the text.

References

- Aliani, S., Molcard, A., 2003. Hitch-hiking on floating marine debris: a contribution from macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 503, 59–67.
- Aliani, S., Griffa, A., Molcard, A., 2003. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 1142–1149.
- Allou, A., Forget, P., Devenon, J.L., 2010. Submesoscale vortex structures at the entrance of the Gulf of Lions in the Northwestern Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.* 30, 724–732.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605.
- Astraldi, M., Gasparini, G.P., 1994. The seasonal characteristics of the circulation in the Tyrrhenian Sea. In: La Violette, P.E. (Ed.), *Seasonal and inter-annual variability of the Western Mediterranean Sea. Coastal and estuarine studies*, 46. American Geophysical Union, Washington, D.C., pp. 115–134.
- Astraldi, M., Gasparini, G.P., Vetrano, A., Vignudelli, S., 2002. Hydrographic characteristics and interannual variability of water masses in the central Mediterranean: a sensitivity test for long-term changes in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 49, 661–680.
- Azzarello, M.Y., Van Vleet, E.S., 1987. Marine birds and plastic pollution. *Mar. Ecol. – Prog. Ser.* 37, 295–303.
- Barnes, D.K.A., 2002. Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809.
- Barnes, D.K.A., Milner, P., 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Mar. Biol.* 146, 815–825.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B, Biol. Sci.* 364, 1985–1998.
- Baulch, S., Perry, C., 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Mar. Pollut. Bull.* 80, 210–221.
- Berline, L., Zakardjian, B., Molcard, A., Ourmires, Y., Guihou, K., 2013. Modeling jellyfish *Pelagia noctiluca* transport and stranding in the Ligurian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 90–99.
- Beuvier, J., Béranger, K., Lebeauin Brossier, C., Somot, S., Sevault, F., Drillet, Y., Bourdallé-Badie, R., Ferry, N., Lyard, F., 2012. Spreading of the Western Mediterranean Deep Water after winter 2005: time scales and deep cyclone transport. *J. Geophys. Res.* 117, 26.
- Blanke, B., Raynaud, S., 1997. Kinematics of the Pacific Equatorial Undercurrent: An Eulerian and Lagrangian approach from GCM results. *J. Phys. Oceanography* 27, 1038–1053, doi:10.1175/1520-0485(1997)027<1038:KOTPEU>2.0.CO;2.
- Bonhommeau, S., Blanke, B., Tréguier, A.M., Grima, N., Rivot, E., Vermard, Y., Greiner, E., Le Pape, O., 2009. How fast can the European eel (*Anguilla anguilla*) larvae cross the Atlantic Ocean? *Fish. Oceanography* 18, 371–385.
- Carson, H.S., 2013. The incidence of plastic ingestion by fishes: from the preys perspective. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 170–174.
- Chiappone, M., Dienes, H., Swanson, D.W., Miller, S.L., 2005. Impacts of lost fishing gear on coral reef sessile invertebrates in the Florida Keys national marine sanctuary. *Biol. Conserv.* 121, 221–230.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588–2597.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852.
- Engler, R.E., 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environ. Sci. Technol.* 46, 12302–12315.
- Gabrielides, G.P., Golik, A., Loizides, L., Marino, M.G., Bingel, F., Torregrossa, M.V., 1991. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. *Mar. Pollut. Bull.* 23, 437–441.
- Galgani, F., Jaunet, S., Campillo, A., Guenegen, X., His, E., 1995a. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the North-Western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 713–717.
- Gali, B.S., Golik, A., Trkay, M., 1995. Litter at the bottom of the sea: a sea bed survey in the Eastern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 22–24.
- Golik, A., Gertner, Y., 1992. Litter on the Israeli coastline. *Mar. Environ. Res.* 33, 1–15.
- Gregory, M.R., Ryan, P.G., 1997. Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris – Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, New York, pp. 49–66.
- Herbaut, C., Martel, F., Crépon, M., 1997. A sensitivity study of the general circulation of the western Mediterranean Sea. Part ii: The response to atmospheric forcing. *J. Phys. Oceanogr.* 27, 2126–2145.
- Herrmann, M., Somot, S., Calmanti, S., Dubois, C., Sevault, F., 2011. Representation of spatial and temporal variability of daily wind speed and of intense wind events over the Mediterranean Sea using dynamical downscaling: impact of the regional climate model configuration. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 11, 1983–2001.
- Iudicone, D., Speich, S., Madec, G., Blanke, B., 2008. The global conveyor belt from a Southern Ocean perspective. *J. Phys. Oceanogr.* 38, 1401–1425.
- Kako, S., Isobe, A., Magome, S., Hinata, H., Seino, S., Kojima, A., 2011. Establishment of numerical beach-litter hindcast/forecast models: an application to Goto Islands, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 293–302.
- Koch-Larrouy, A., Madec, G., Blanke, B., Molcard, R., 2008. Water mass transformation along the Indonesian throughflow in an OGCM. *Ocean Dynam.* 58, 289–309.
- Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris – Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, New York, pp. 99–139.
- Law, K.L., Moré-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329, 1185–1188.
- Lazar, B., Gračan, R., 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 43–47.
- Lebeauin Brossier, C., Béranger, K., Drobinski, P., 2012a. Ocean response to strong precipitation events in the Gulf of Lions (northwestern mediterranean sea): a sensitivity study.
- Lebeauin Brossier, C., Béranger, K., Drobinski, P., 2012b. Sensitivity of the northwestern Mediterranean Sea coastal and thermohaline circulations simulated by the 1/12-resolution ocean model NEMO-MED12 to the spatial and temporal resolution of atmospheric forcing. *Ocean Modell.* 4344, 94–107.
- Lebeauin Brossier, C., Drobinski, P., Branger, K., Bastin, S., Orain, F., 2013. Ocean memory effect on the dynamics of coastal heavy precipitation preceded by a mistral event in the northwestern Mediterranean. *Q.J.R. Meteorol. Soc.* 139, 1583–1597.
- Lebreton, L.C.M., Greer, S.D., Borrero, J.C., 2012. Numerical modelling of floating debris in the worlds oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 653–661.
- Lermusiaux, P.F.J., Robinson, A.R., 2001. Features of dominant mesoscale variability, circulation patterns and dynamics in the Strait of Sicily. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 48, 1953–1997.
- Lique, C., Treguier, A.M., Blanke, B., Grima, N., 2010. On the origins of water masses exported along both sides of Greenland: a Lagrangian model analysis. *J. Geophys. Res.* 115, 20.
- Madec, G., 2008. NEMO ocean engine. Note du Pole de Modélisation, Institut Pierre-Simon Laplace 27, 193.
- Madec, G., Delécluse, P., Imbard, M., Lévy, C., 1998. OPA 8.1 ocean general circulation model reference manual. Note du Pole de Modélisation, Institut Pierre-Simon Laplace 11, 91.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1347–1355.
- Maximenko, N., Hafner, J., Niiler, P., 2012. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.* 65, 51–62.
- McCoy, F.W., 1988. Floating megalitter in the Eastern Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 19, 25–28.
- Millot, C., 1999. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *J. Mar. Syst.* 20, 423–442.
- Molcard, A., Gervasio, L., Griffa, A., Gasparini, G.P., Mortier, L., Özgökmen, T.M., 2002. Numerical investigation of the Sicily Channel dynamics: density currents and water mass advection. *J. Mar. Syst.* 36, 219–238.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 1297–1300.
- Morris, R.J., 1980. Floating plastic debris in the Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 11, 125.
- Neumann, D., Callies, U., Matthies, M., 2014. Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 219–228.
- Pham, C.K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C.H.S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J.B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K.L., Huvette, V.A.I., Isidro, E., Jones, D.O.B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J.N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., Tyler, P.A., 2014. Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE* 9, e95839.
- Ramirez-Llodra, E., De Mol, B., Company, J.B., Coll, M., Sardá, F., 2013. Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. *Prog. Oceanogr.* 118, 273–287.
- Ryan, P.G., Jackson, S., 1987. The lifespan of ingested plastic particles in seabirds and their effect on digestive efficiency. *Mar. Pollut. Bull.* 18, 217–219.
- Sayol, J.M., Orfila, A., Simarro, G., López, C., Renault, L., Galán, A., Conti, D., 2013. Sea surface transport in the Western Mediterranean Sea: a Lagrangian perspective. *J. Geophys. Res.* 118, 6371–6384.
- Schaeffer, A., Molcard, A., Forget, P., Frauni, P., Garreau, P., 2011. Generation mechanisms for mesoscale eddies in the Gulf of Lions: radar observation and modeling. *Ocean Dynam.* 61, 1587–1609.
- Schrey, E., Vauk, G.J.M., 1987. Records of entangled gannets (*Sula bassana*) at Helgoland, German Bight. *Mar. Pollut. Bull.* 18, 350–352.
- Shimoto, A., Kameda, T., 2005. Distribution of manufactured floating marine debris in near-shore areas around Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1430–1432.
- Smith, W.H.F., Sandwell, D.T., 1997. Global sea floor topography from satellite altimetry and ship depth soundings. *Science* 277, 1956–1962.
- Suaría, G., Aliani, S., 2014. Floating debris in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 494–504.
- Takehama, S., 1990. Estimation of damages to fishing vessels caused by marine debris, based on insurance statistics. Fishing ground environment conservation division fisheries agency, the Government of Japan, Tokyo, Japan, 792–809.
- UNEP, 2009. *Marine Litter: a Global Challenge*, 232.

- Viúdez, Á., Tintoré, J., 1996. Circulation in the Alboran Sea as determined by quasi-synoptic hydrographic observations. Part I: three-dimensional structure of the two anticyclonic gyres. *J. Phys. Oceanogr.* 26, 684–705.
- Walker, T.R., Reid, K., Arnould, J.P.Y., Croxall, J.P., 1997. Marine debris surveys at Bird Island, South Georgia 1990–1995. *Mar. Pollut. Bull.* 34, 61–65.
- Yoon, J.H., Kawano, S., Igawa, S., 2010. Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 448–463.
- Zhou, P., Huang, C., Fang, H., Cai, W., Li, D., Li, X., Yu, H., 2011. The abundance, composition and sources of marine debris in coastal seawaters or beaches around the northern South China Sea (China). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1998–2007.

3.3 Analyses supplémentaires

3.3.1 Variabilité saisonnière des grandes structures d'accumulation

En nous appuyant sur l'ensemble des modélisations du transport de déchets marins en Méditerranée nous avons donc été capables d'identifier trois grandes zones probables d'accumulation. L'examen des cartes de densité en particules obtenues au bout de 3 et 12 mois de simulation a d'ailleurs permis de montrer leur caractère non permanent, causé par la forte variabilité saisonnière et interannuelle de la circulation de surface. Néanmoins, si ces structures particulières sont clairement identifiables au bout de 3 mois, qu'en est-il pour des temps intermédiaires compris entre 3 et 12 mois? En d'autres termes, peut-on déterminer de manière plus précise l'échelle temporelle qui les caractérise? Les Fig. 3.3b et 3.3c montrent respectivement la répartition spatiale moyenne des particules dans le bassin Méditerranéen au bout de 6 et 9 mois de simulation. Si les trois zones d'accumulation conservent effectivement leur nature de pôle attracteur et de concentration à une échelle de 6 mois, malgré le fait que les densités observées soient légèrement plus faibles qu'après 3 mois d'advection, elles perdent par contre cette caractéristique pour des simulations de 9 mois, tout en maintenant des densités de particules équivalentes à leurs niveaux initiaux. En conséquence, on peut vraisemblablement considérer que l'accumulation des particules dans ces régions s'opère principalement à une échelle temporelle comprise entre 3 et 6 mois,

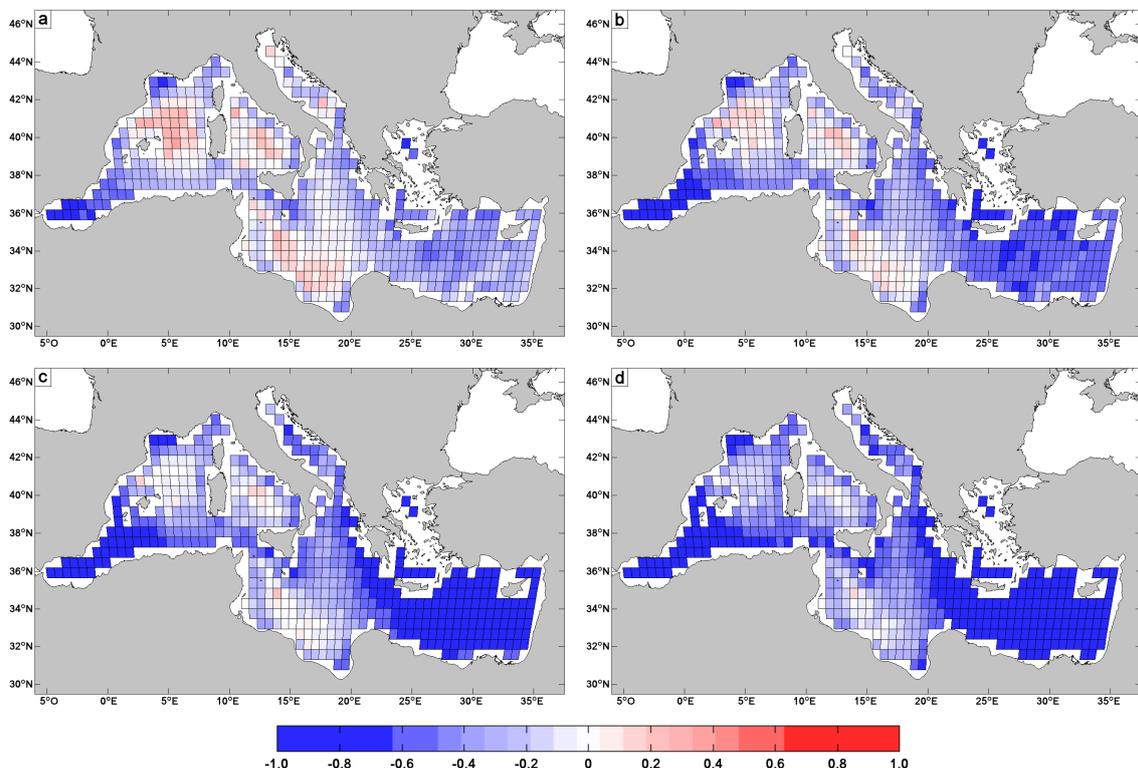


FIGURE 3.3 – Évolution de la densité relative moyenne en particules avec l'allongement de la durée des simulations : (a) 3 mois, (b) 6 mois, (c) 9 mois et (d) 12 mois.

et laisse place le reste de l'année à une redistribution progressive de ces mêmes particules en Méditerranée occidentale et centrale.

Une analyse plus poussée des cartes de densités relatives correspondant à des simulations de 3 mois souligne d'autre part le caractère saisonnier des grandes structures d'accumulation. En moyennant l'ensemble des cartes obtenues d'Avril à Septembre⁴ (Fig. 3.4a), il est possible de montrer que les trois structures en question se développent au même moment et concentrent durant cette période particulière un grand nombre de particules. A contrario, la disparition totale de ces structures devient évidente lorsque l'on moyenne les cartes de densités obtenues entre début Octobre et fin Mars (Fig. 3.4b), de sorte qu'aucun schéma d'accumulation particulier n'est plus observable en Méditerranée.

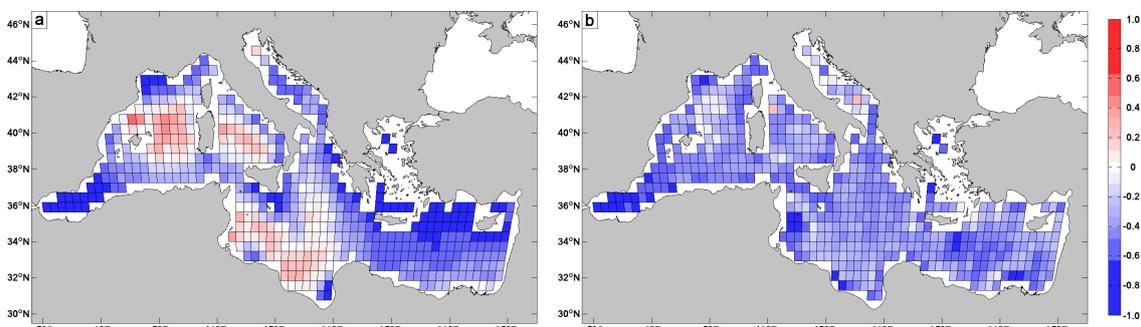


FIGURE 3.4 – Moyenne de l'ensemble des cartes de densités relatives obtenues entre le 1^{er} Avril et le 30 Septembre (a) et entre le 1^{er} Octobre et le 31 Mars (b).

En définitive, on peut conclure que le bassin Méditerranéen, par sa circulation particulière, permet effectivement la constitution de trois zones d'accumulation importantes de quelques centaines de kilomètres de diamètre, mais que celles-ci, contrairement aux grands patches de déchets observés dans les océans Pacifique et Atlantique, durent rarement plus de six mois dans l'année et ne présentent donc pas de caractère permanent, d'où une remise en circulation des particules. Actuellement, aucune zone d'accumulation de déchets marins n'a encore été clairement identifiée au nord-est des Baléares, au centre de la mer Tyrrhénienne ou au niveau du Golfe de Syrte, par des observations in-situ. Il est vrai cependant que ce genre d'observations est encore peu répandu en Méditerranée, malgré les grandes campagnes qui ont vu le jour très récemment (TARA, Expédition MED), et que seules des parties assez restreintes du bassin ont été parcourues en ce sens. Il serait donc intéressant de mener à bien une campagne d'observation dans les zones que nous avons identifiées afin de confirmer la présence effective en été de zones d'accumulation de déchets marins.

3.3.2 Origine, destination et route des particules

Les différents diagnostics sur les distances et l'origine des particules, développés en début de chapitre, permettent d'apporter quelques informations supplémentaires sur le transport des déchets marins à l'échelle du bassin Méditerranéen. Dans les paragraphes

4. les simulations démarrent chaque année entre le 1^{er} Janvier et le 30 Juin

suivants les distances totales parcourues D_T ainsi que les distances à la source D_S seront simplement appelées par leur acronyme. Deux points de vue complémentaires sont abordés ici, les points de vue initial et final pour lesquels les valeurs de D_T et D_S sont respectivement attribuées aux positions des particules en début et en fin de simulation. D'autre part, la discussion sur les distances calculées sera plutôt menée en termes relatifs, en comparant les distances observées dans une région donnée par rapport au reste du bassin.

3.3.2.1 Analyse des distances totales et des distances à la source

En mer d'Alboran, les valeurs de D_T et D_S toutes deux très importantes, que ce soit pour des simulations de 3 ou de 12 mois (Fig. 3.5a, 3.5c et Fig. 3.6a, 3.6c) montrent que les particules initialement positionnées dans cette région ont une forte dynamique, surtout influencée par les gyres anticycloniques qui la caractérisent. Les particules qui terminent leur course dans cette mer après une advection de 3 mois parcourent par contre des D_T importantes (Fig. 3.5b) alors qu'elles s'éloignent très peu de leur point de départ (Fig. 3.6b). Cela peut s'expliquer par le mouvement de certaines d'entre elles, vraisemblablement piégées à l'intérieur des gyres de la mer d'Alboran. Les distances associées aux particules présentes au bout de 12 mois sont enfin toutes deux très faibles (Fig. 3.5d et 3.6d). Elles concernent un nombre encore plus restreint de particules qui restent bloquées dans la région par le trait de côte, et finissent par regagner la circulation générale après une longue période, ne parcourant ainsi que des distances très limitées.

Étant donné leur position extrême à l'ouest du bassin, les gyres de la mer d'Alboran ne peuvent pas être identifiés par nos simulations comme des zones d'accumulation, le flux de déchets marins s'effectuant principalement dans le sens Ouest-Est. On pourrait pour cela envisager d'introduire régulièrement un grand nombre de particules au niveau du détroit de Gibraltar, puis déterminer la durée moyenne de leur permanence à l'intérieur de ces structures particulières.

De manière générale, les distances associées aux particules présentes dans les zones d'accumulation du nord-est des Baléares et de la mer Tyrrhénienne, ou dans leur voisinage direct, montrent dans des simulations de 3 mois un comportement très semblable suivant que l'on considère leur distribution initiale ou finale. Les 2 zones d'accumulations ne sont en revanche plus identifiables sur les cartes relatives aux simulations durant 12 mois. Cela peut être imputé au comportement saisonnier de ces structures (cf section 3.3.1). Les particules qu'elles contiennent initialement ne peuvent en effet s'en échapper après une dérive de seulement 3 mois, alors qu'elles sont redistribuées à travers la majeure partie du bassin occidental au bout d'une année complète.

Que ce soit à une échelle de 3 ou de 12 mois, les D_S restent moyennes voire faibles dans le bassin occidental, à l'exception du sous-bassin algérien (Fig. 3.6). D'un autre côté, si les D_T sont plutôt faibles au bout de 3 mois, elles adoptent des valeurs extrêmes après un an (Fig. 3.5) qui sous-entendent que ces particules parcourent effectivement des distances

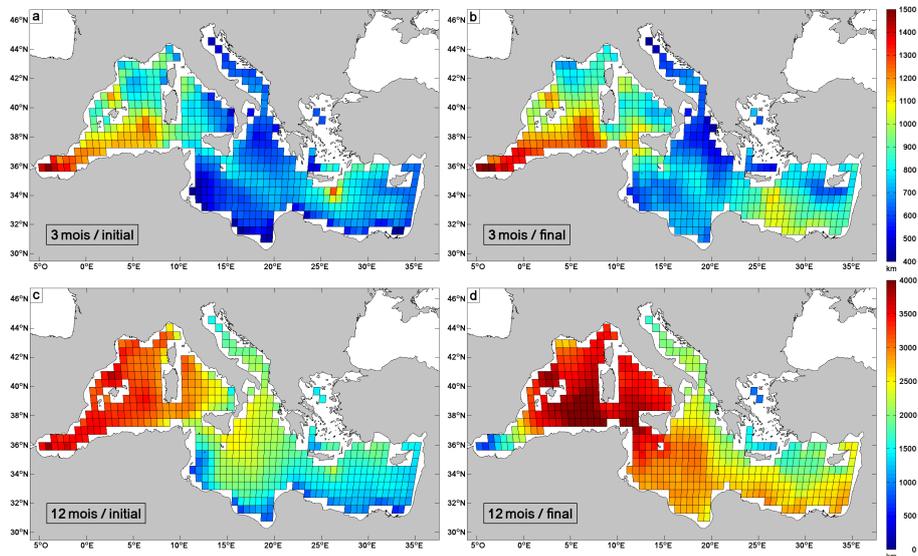


FIGURE 3.5 – Moyenne des distances totales parcourues (D_T) par les particules au bout de 3 mois (a et b), puis 12 mois d’advection (c et d). Les panneaux a et c adoptent le point de vue initial, c’est-à-dire que les distances calculées concernent les particules initialement positionnées dans le domaine d’étude. Les panneaux b et d suivent quant à eux le point de vue final et sont donc associés à la répartition finale des particules.

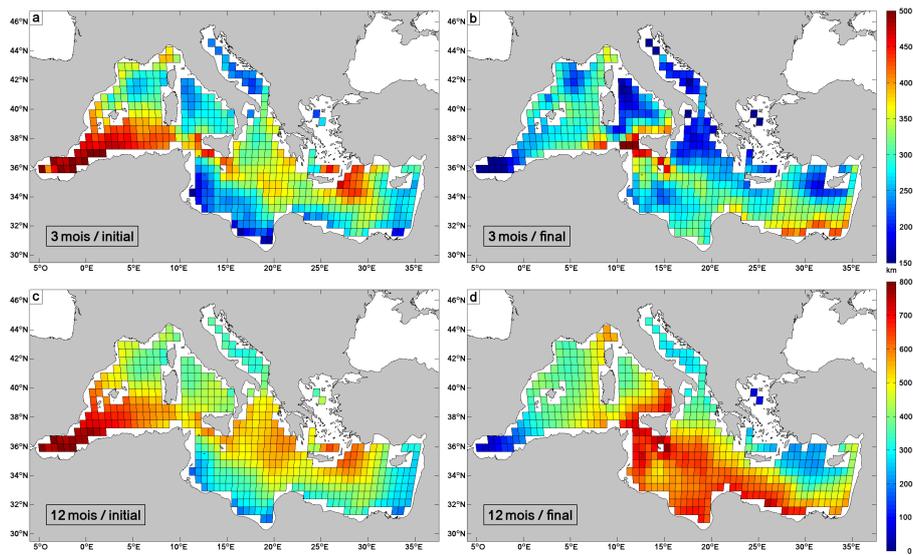


FIGURE 3.6 – Distances en ligne droite (D_S) au bout de 3 mois (a et b), puis 12 mois d’advection (c et d). Les points de vue initial et final sont adoptés de la même manière que pour la Fig. 3.5.

importantes, mais restent surtout confinées dans le bassin occidental. Les échanges vers le bassin oriental de particules en surface s'effectuent, à la hauteur du détroit de Sicile, essentiellement grâce au courant Algérien. Dans cette région, on observe un fort gradient de D_T sur la Fig. 3.5c, qui peut s'expliquer par le fait que les particules situées au sud de la Sicile rentrent dans une zone de faible dynamique et parcourent donc peu de distance, alors que celles se trouvant plus au nord parcourent soit de grandes distances dans le bassin occidental, soit des distances moyennes lorsqu'elles franchissent le détroit. Ce gradient est moins prononcé sur la Fig. 3.5d (point de vue final) étant donné que les particules présentes au sud du détroit à la fin des simulations proviennent majoritairement du bassin occidental, et ont donc parcouru en moyenne des distances plus importantes que celles qui sont présentes dans cette région en début de simulation. Les deux branches du courant Algérien qui passent au nord et au sud de la Sicile sont enfin clairement identifiables sur les cartes de D_S , notamment sur la Fig. 3.6b, où elles présentent des valeurs plus fortes que leur voisinage immédiat.

Dans le bassin oriental, deux zones attirent particulièrement l'attention. La première d'entre elles correspond à la troisième grande zone d'accumulation du golfe de Syrte. Les distances D_T et D_S y sont faibles dans la majorité des cas, à l'exception des simulations de 12 mois observées du point de vue final (Fig. 3.5d et 3.6d). Cela montre tout d'abord que les particules, une fois entrées dans cette région, ne peuvent plus s'en échapper, même à l'échelle d'une année complète, et constitue une différence notable par rapport aux autres grandes zones d'accumulation. L'origine des forts échouages le long des côtes tunisienne et libyenne doit être recherchée dans ce processus, que nous avons d'ailleurs évoqué dans l'article, et qui concentre d'abord les déchets au large des côtes avant de favoriser les échanges avec le littoral le reste de l'année en raison de la faible dynamique des courants de surface et du changement d'orientation du littoral. D'autre part, les valeurs importantes de D_S observées signifient un changement d'origine des particules qui terminent leur course au bout de 12 mois dans cette région. Ainsi, si à l'échelle de quelques mois, l'origine des particules semble être principalement locale, on assiste vraisemblablement à une diversification des sources à l'échelle d'une année, situées dans des zones de plus fortes dynamiques (fortes D_T).

Le Sud-Est du sous-bassin Levantin représente l'autre zone d'intérêt du bassin oriental. Les faibles valeurs de D_T et D_S pour les particules initialement présentes le long des côtes égyptiennes indiquent qu'elles ne quittent jamais cette partie du bassin. Néanmoins, aucune zone d'accumulation en mer n'est présente sur les cartes de densités dans le sous-bassin Levantin (Fig. 3.3a et 3.4a). En fait, la forte dynamique du courant de bord qui longe ces côtes, combinée au changement d'orientation du littoral, entraîne un échouage massif de ces particules. La trace du courant de bord est d'ailleurs visible sur les Fig. 3.6b et 3.6d, les particules présentes à cet endroit provenant de régions plus éloignées que les particules du voisinage soumises à une dynamique plus faible. Le transport des déchets marins dans cette partie de la Méditerranée semble essentiellement régi par ce courant.

3.3.2.2 Évolution temporelle des distances totales parcourues

Le rapport R des distances totales parcourues (D_T) calculées au bout de 3 puis 12 mois de simulation (Fig. 3.7a et 3.7b) permet de faire ressortir les zones de dynamiques différentes. Effectivement, on peut penser en toute logique que les particules parcourent en moyenne 4 fois plus de distance en 12 mois qu'en 3 mois, à moins qu'elles ne traversent des zones totalement différentes d'un point de vue dynamique ou qu'elles s'échouent. Dans ce cas, une valeur inférieure à 4 signifie soit que la particule s'est échouée après 3 mois d'advection, soit qu'elle a alors traversé une zone de plus faible dynamique. Une valeur supérieure montrera au contraire que la particule a traversé une zone de plus forte dynamique.

Lorsqu'on considère la Fig. 3.7b associée à la distribution finale des particules, on s'aperçoit que le rapport R est proche de 4 dans tout le bassin Méditerranéen, à l'exception de 2 zones : la mer d'Alboran, qui représente une zone de transit et possède un faible ratio en raison du nombre très bas de particules encore présentes au bout de 12 mois, ainsi que le sous-bassin Levantin caractérisé par des échouages massifs et rapides. La Fig. 3.7a, associée à la distribution initiale des particules montre quant à elle des valeurs plus basses ($3 < R < 3.5$) dans l'ensemble du bassin Méditerranéen. Cela vient du fait que plusieurs particules s'échouent⁵ durant les simulations, et tendent automatiquement à abaisser la valeur du ratio. Les deux grandes zones d'accumulation du bassin occidental ressortent nettement sur cette figure, de même que les zones situées entre l'archipel des Baléares et l'Espagne, et au sud de l'Italie. Elles présentent en effet un ratio équivalent à celui de la Fig. 3.7b qui laisse à penser que les particules initialement présentes dans ces zones ont moins tendance à s'échouer que les autres particules. Cette hypothèse se vérifie d'ailleurs sur la Fig. 3.2 présentant la localisation des sources des particules qui s'échouent sur la côte nord-occidentale méditerranéenne, et pour lesquelles les grandes zones d'accumulation du bassin occidental ne jouent pas de rôle particulier. Enfin, la zone d'accumulation du golfe de Syrte est de son côté beaucoup moins marquée sur cette carte, ce qui confirme nos précédentes remarques sur la spécificité de cette zone d'accumulation et sur son rôle privilégié dans le fort échouage observé le long des littoraux tunisien et libyen.

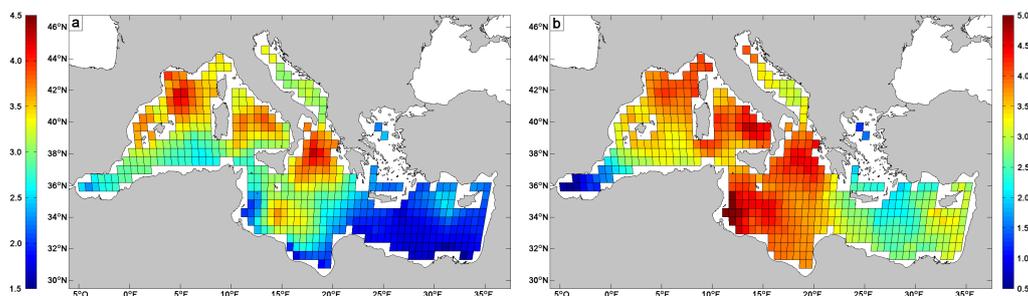


FIGURE 3.7 – Rapport des distances totales parcourues (D_T) au bout de 3 mois, sur les mêmes distances obtenues après 12 mois. (a) Point de vue initial et (b) Point de vue final.

5. on rappelle ici qu'il ne s'agit pas d'un échouage en tant que tel, mais que les particules restent en quelque sorte collées à la côte et présentent un mouvement lent

3.3.3 Source principale des zones d'accumulation

Pour compléter la caractérisation des grandes zones d'accumulation, nous avons souhaité localiser l'origine des particules qui se retrouvent piégées dans ces structures. Leurs positions initiales ainsi que la fréquence à laquelle ressortent ces positions dans l'ensemble des simulations, sont donc présentées dans la Fig. 3.8. En premier lieu, les sources associées aux zones d'accumulation du Nord-Est des Baléares et de la mer Tyrrhénienne présentent une répartition très spécifique, étant donné qu'elles restent confinées dans le bassin occidental. L'étendue spatiale de ces sources ne varie pas en fonction de la longueur de la simulation, et montre qu'il n'existe aucun échange significatif de déchets marins de la partie orientale du bassin Méditerranéen vers sa partie occidentale.

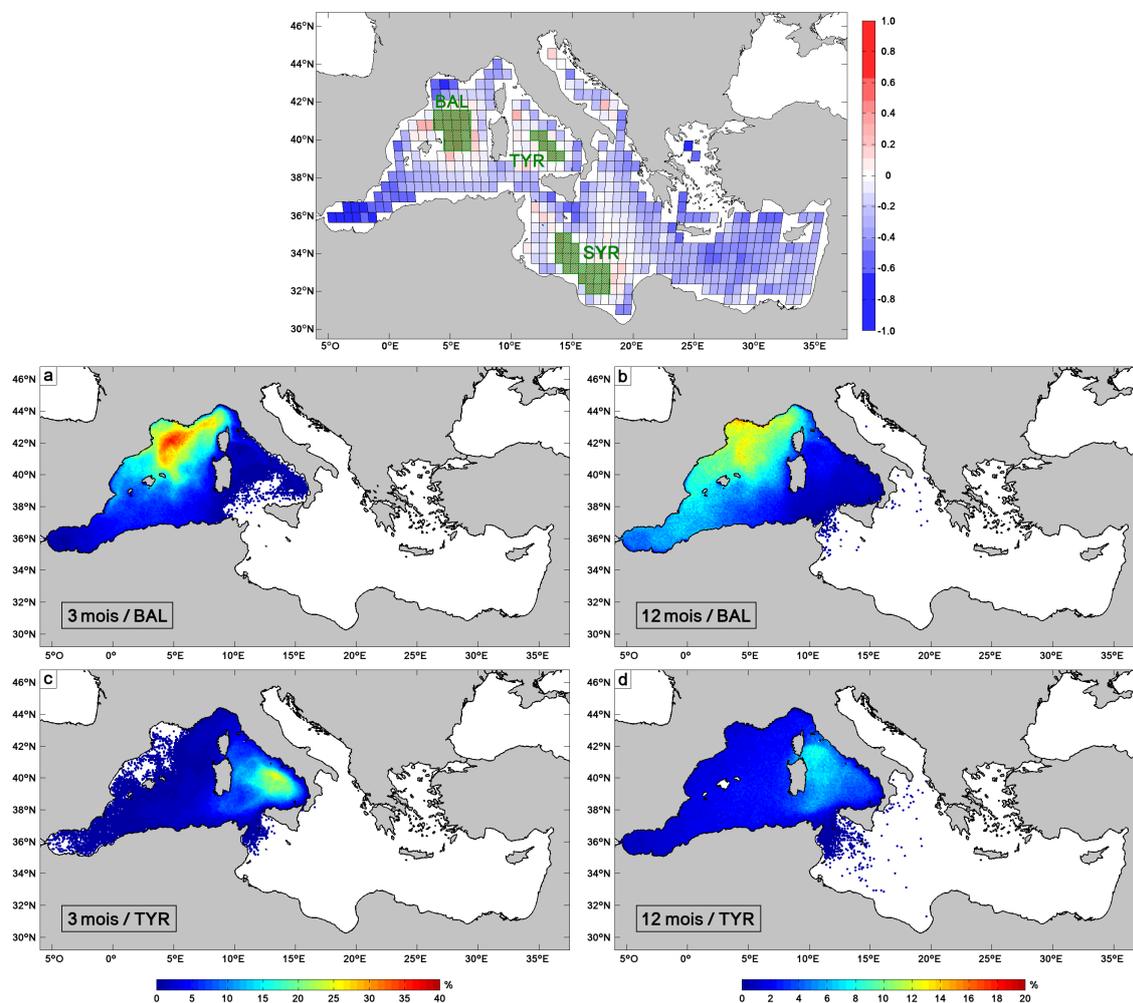
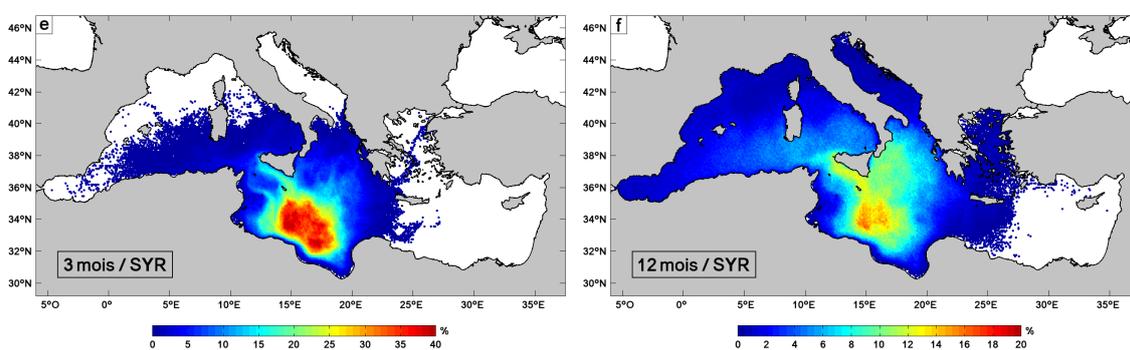


FIGURE 3.8 – Source des particules présentes dans les 3 grandes zones d'accumulation au bout de 3 mois (colonne de gauche), puis 12 mois (colonne de droite) d'advection. En haut, domaine retenu d'un point de vue numérique pour chaque zone d'accumulation.

A l'échelle de 3 mois le Courant Nord, qui est le principal courant dans la région, constitue une source privilégiée de déchets marins pour la zone d'accumulation du Nord-Est des Baléares. Il représente à ce titre un bon vecteur de transport des déchets flottants

en facilitant leur mouvement le long du littoral (voir Chapitre 4). Sur une échelle temporelle plus longue, l'importance du Courant Nord apparaît par contre moins marquée. Les sources préférentielles sont surtout situées dans une zone délimitée par la Corse et la Sardaigne à l'Est, ainsi que par le front Nord-Baléares au Sud, même si l'intégralité du bassin occidental est concernée. Le front Nord-Baléares ressort à ce propos très bien sur les Fig. 3.8a et 3.8b et peut certainement être assimilé à une barrière locale de transport, puisque les particules initialement présentes dans le sous-bassin Algérien semblent emprunter un chemin plus long passant par la mer Tyrrhénienne et l'Est de la Corse, ou par l'Ouest de la Sardaigne, pour rejoindre la zone d'accumulation (Fig. 3.5a,c et 3.6a,c).



(Suite de la Fig. 3.8)

La zone d'accumulation située au centre de la mer Tyrrhénienne semble quant à elle avoir des sources plus diffuses dans le bassin occidental (Fig. 3.8c et 3.8d). Si une partie des particules qui se retrouvent au bout de 3 mois dans cette région ont une origine locale, on n'observe pas réellement de schéma particulier dans leur répartition spatiale dans cette partie du bassin, comme cela peut être le cas pour la zone d'accumulation du Nord-Est des Baléares.

La troisième grande zone d'accumulation, située dans le bassin oriental, est celle dont les sources ont la plus grande répartition spatiale. L'origine locale d'un nombre significatif de particules participant à l'échelle de quelques mois à la formation de la zone d'accumulation est évidente (Fig. 3.8e). Elle correspond assez bien à la zone de faible dynamique de surface qui caractérise cette région. Le reste des particules provient d'origines très diverses, allant du sous-bassin Algérien, aux mers Tyrrhénienne et Ionienne. Sur une échelle plus longue (Fig. 3.8f), des particules provenant de l'ensemble de la Méditerranée, à l'exception du sous-bassin Levantin, finissent par être piégées dans cette zone d'accumulation, même si elles sont dans certaines régions peu nombreuses. Le fonctionnement du sous-bassin Levantin au niveau du transport des déchets marins apparaît à ce titre tout à fait décorrélé du reste de la Méditerranée. Les flux de déchets entre le bassin occidental et la zone d'accumulation du golfe de Syrte concernent surtout une partie du bassin Algérien et de la mer Tyrrhénienne.

Enfin, on peut noter que le sous-bassin Algérien est la seule région de Méditerranée qui alimente, dans des proportions plus ou moins importantes, les trois grandes zones

d'accumulation, que ce soit à l'échelle de quelques mois ou d'une année entière.

3.4 Conclusion

L'analyse des simulations large échelle exploitées dans ce chapitre offre une vision schématique du transport en surface des déchets marins dans le bassin méditerranéen. Celle-ci peut être résumée de la manière suivante. On identifie tout d'abord trois zones potentielles d'accumulation durant une période de 6 mois comprise entre Avril et Septembre. La variabilité saisonnière de la circulation de surface apporte en dehors de cette période suffisamment d'anomalies pour empêcher la rétention des particules virtuelles dans ces zones. On assiste alors à une redistribution de la majeure partie des particules capturées à travers les différents sous-bassins. Au niveau du détroit de Sicile on observe de plus un flux de particules de la Méditerranée occidentale vers la Méditerranée orientale. Les particules qui franchissent ce détroit se retrouvent en grande partie piégées dans la région du Golfe de Syrte (troisième zone d'accumulation), qui est caractérisée par une faible dynamique de surface. Le sous-bassin Levantin constitue quant à lui une zone à part étant donné qu'aucune particule initialement introduite dans ce sous-bassin n'arrive à s'en échapper dans nos simulations.

Certaines régions méditerranéennes représentent d'autre part des voies privilégiées pour le transport des déchets marins. Le sous-bassin Algérien, par exemple, constitue une zone de transit importante. Les particules initialement positionnées dans cette région ont la particularité de pouvoir aboutir, au bout d'un temps d'advection plus ou moins long, dans chacune des trois zones potentielles d'accumulation. C'est la seule région de Méditerranée qui possède cette caractéristique dans les simulations large échelle. Elle montre ainsi un fort contraste avec le Golfe de Syrte et le sous-bassin Levantin, régions à partir desquelles les particules ne peuvent s'échapper. D'autres zones comme le Sud-Est de la mer Tyrrhénienne ou la Côte d'Azur peuvent aussi être considérées comme des zones de transit.

Enfin, l'impact des déchets marins sur le littoral méditerranéen est surtout ressenti sur les côtes méridionales et orientales du bassin oriental, qui représentent des destinations privilégiées. L'essentiel des échouages y est rapporté. La zone d'accumulation du Golfe de Syrte, située à proximité immédiate des côtes tunisiennes et libyennes, favorise l'échouage des particules sur ces côtes. Dans le bassin occidental, le phénomène a un caractère plus local et se cantonne surtout aux Baléares, à l'Ouest de la Corse, à la Côte d'Azur, ainsi qu'à la région napolitaine (Italie) et à la côte basque espagnole.

Cette description du transport des déchets en Méditerranée est basée sur un certain nombre d'hypothèses fortes qui ont été décrites dans l'article *Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin* (section 3.2). Elles concernent principalement la résolution spatiale du modèle hydrodynamique qui ne permet pas de résoudre les processus physiques de petite échelle agissant sur le transport des déchets marins, l'échouage des particules qui est déduit des différentes simulations mais

n'est pas réellement modélisé, l'absence de variations de flottabilité des particules, et donc de mouvement vertical, ainsi que de prise au vent des objets dépassant de la surface, mais aussi la répartition initiale homogène des particules dans le bassin. Toutes ces hypothèses font que la description que nous venons de faire doit être considérée comme une vue très schématique du comportement des déchets à la mer.

Plusieurs pistes existent pour améliorer cette vision du transport des déchets marins. On pourrait par exemple introduire les particules numériques en fonction de différents scénarii en suivant la méthode proposée par [Lebreton et al. \[2012\]](#), ou utiliser un modèle hydrodynamique comportant de l'assimilation de données (e.g. modèle MERCATOR au 1/12 de degré) afin de mieux modéliser la circulation de surface. L'échouage des particules pourrait également mieux être pris en compte (arrêt des particules lorsqu'elles rentrent dans la dernière cellule de mer, condition de réintroduction suivant l'orientation et l'intensité des courants côtiers).

Chapitre 4

Transport des déchets marins à l'échelle régionale : le cas du bassin occidental

Après avoir étudié grâce à des simulations numériques le transport à large échelle des déchets marins dans le bassin méditerranéen, et avoir démontré la présence probable de trois grandes zones d'accumulation, ce chapitre adopte une vision plus centrée sur le bassin occidental, et se concentre sur l'exploitation conjointe de jeux de données d'observations in-situ uniques et de sorties du modèle hydrodynamique NEMO (dans sa configuration régionale GLAZUR64) afin de déterminer l'importance de structures particulières de courant, dans le transport régional des déchets marins.

Un premier travail, en cours de revue dans le journal PLoS ONE, analyse ainsi l'impact du Courant Nord, le principal courant du sous-bassin Liguro-Provençal, et des conditions atmosphériques sur le transport des déchets marins le long de la Côte d'Azur et sur leur échouage dans la région d'Antibes. Les observations aériennes réalisées dans le cadre du projet SAMM sont ensuite analysées dans le but d'apporter une vision plus complète du transport des déchets dans le sous-bassin. Finalement, l'impact des principaux fleuves de la région, sources probables de déchets marins, sur les schémas d'accumulations observés est évalué au travers de deux simulations de transport de particules à partir de leur embouchure, celles-ci étant basées sur des sorties GLAZUR64 ainsi que sur l'utilisation du modèle de transport ARIANE.

4.1 Exposants de Lyapunov en temps fini

La circulation de surface océanique peut être vue d'un point de vue général comme un système dynamique complexe. L'étude de l'advection d'un traceur passif à l'intérieur d'un tel système a été largement abordée par la théorie des systèmes dynamiques. Plusieurs outils mathématiques y ont été développés afin de révéler la présence de barrières de transport et de décrire leur évolution temporelle. Le calcul des exposants de Lyapunov pour un temps fini (Finite Time Lyapunov Exponent - FTLE) est l'un de ces outils. Il permet principalement de caractériser la divergence de trajectoires initialement proches, et d'étudier l'évolution des barrières de transport à travers l'analyse des structures cohérentes Lagrangiennes (LCS) [Shadden et al. \[2005\]](#).

4.1.1 Définition mathématique

Considérons dans un premier temps un système dynamique quelconque indépendant du temps et représenté par une relation de récurrence de la forme $x_n = f(x_{n-1})$, dont la condition initiale x_0 est entachée d'une erreur infinitésimale ϵ_0 . Au bout de n itérations, cette erreur se retrouve amplifiée d'un facteur :

$$\left| \frac{\epsilon_n}{\epsilon_0} \right| = \prod_{i=1}^n \left| \frac{\epsilon_i}{\epsilon_{i-1}} \right| \quad (4.1)$$

L'expression des exposants de Lyapunov peut alors être déterminée en appliquant le logarithme à cette expression, et en faisant tendre la moyenne de la somme obtenue vers l'infini :

$$\lambda = \lim_{n \rightarrow \infty} \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \left| \frac{\epsilon_i}{\epsilon_{i-1}} \right| \quad (4.2)$$

D'un autre côté le rapport des erreurs ϵ_i et ϵ_{i-1} correspond au facteur d'amplification de l'erreur entre deux itérations, et peut être vu, lorsque celles-ci sont infinitésimales, comme la dérivée de la fonction associée, de sorte que l'on peut écrire l'expression suivante si la fonction est dérivable :

$$\lim_{\delta x \rightarrow 0} \frac{f(x + \delta x) - f(x)}{\delta x} = f'(x) \quad (4.3)$$

Ce qui mène à la formulation classique des exposants de Lyapunov :

$$\lambda = \lim_{n \rightarrow \infty} \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln |f'(x_{i-1})| \quad (4.4)$$

Cette expression ne peut néanmoins pas être appliquée telle quelle à la dynamique océanique étant donné que celle-ci est dépendante du temps. Il est donc nécessaire de

remplacer la relation de récurrence que nous avons initialement considérée par une nouvelle relation de récurrence dépendante du temps. On définit cette relation comme la distance de séparation en fonction du temps existant entre deux particules virtuelles introduites dans un écoulement turbulent, sa valeur initiale étant égale à $\delta x(t_0)$. Si l'on note $x_1(t_0)$ et $x_2(t_0) = x_1(t_0) + \delta x(t_0)$ les positions de chaque particule à l'instant t_0 , et que l'on considère $\delta x(t_0)$ comme une erreur infinitésimale de position évoluant dans le temps, l'expression des exposants de Lyapunov prend alors pour un temps infini la forme suivante :

$$\lambda = \lim_{t \rightarrow \infty} \lim_{\delta x(t_0) \rightarrow 0} \frac{1}{t} \ln \left| \frac{\delta x(t)}{\delta x(t_0)} \right| \quad (4.5)$$

Les exposants de Lyapunov possédant deux caractères asymptotiques en temps et en espace, il est impossible d'effectuer leur calcul sans fixer la dimension spatiale ou temporelle, car cela nécessiterait de connaître l'écoulement du fluide en tout point de l'espace et pour tous les temps. L'élimination de l'une ou l'autre de ces dimensions mène au calcul des exposants de Lyapunov en temps fini (FTLE) ou en taille finie (Finite Size Lyapunov Exponent - FSLE).

Nous travaillerons ici uniquement à partir de l'étude des FTLE. Ceux-ci peuvent être vus de manière simple comme des scalaires représentant le taux d'expansion maximal associé à une paire de particules, qui sont initialement séparées d'une valeur infinitésimale et advectées par un écoulement durant un temps fini déterminé à l'avance [Tallapragada and Ross \[2013\]](#). Leur étude permet d'accéder aux structures cohérentes Lagrangiennes (LCS), qui sont définies par [Haller \[2001a, 2011\]](#) comme des lignes passant par les points singuliers (cols ou extremums locaux) du champ de FTLE [[Haller, 2011](#)]. Les structures stables, correspondant aux crêtes élevées de FTLE, sont calculées à partir de particules transportées par un écoulement où le temps évolue positivement. Les structures instables sont à contrario obtenues à partir de particules transportées par un écoulement dont l'évolution temporelle a été inversée. [[Lekien et al., 2007](#)] ont montré que le flux à travers les LCS est négligeable lorsque les crêtes de FTLE sont bien définies et que le temps d'intégration pour leur calcul est suffisamment long. Sous ces conditions, les LCS peuvent alors effectivement être considérées comme des barrières de transport.

4.1.2 Calcul des exposants

Le calcul des FTLE a été réalisé à l'aide de l'outil Matlab OceanFTLE développé par D. L. Volkov ¹. Il est ici basé sur l'intégration ² dans le domaine GLAZUR64 de champs de vitesse quotidiens issus des simulations couvrant Juin 2010, ainsi que sur l'advection par ces champs d'une multitude de traceurs passifs. En raison de la proximité de la frontière Est du domaine GLAZUR64 avec notre zone d'intérêt, le calcul des FTLE avec un axe temporel

1. librement téléchargeable à l'adresse suivante : <http://ecco2.jpl.nasa.gov/pendap/hyrax/matlab/OceanFTLE1.0/>

2. méthode de Runge-Kutta 4

renversé (backward) est inadapté. Par conséquent, l'ensemble des calculs est réalisé avec un écoulement où le temps évolue positivement (forward).

4.1.2.1 Description des paramètres

Trois paramètres importants influent sur le calcul des FTLE et doivent être adaptés au domaine d'étude considéré : le temps d'intégration T_{int} , l'intervalle temporel T ainsi que la résolution spatiale Δdeg qui caractérise la répartition homogène des traceurs passifs. La durée du temps d'intégration T_{int} est directement liée au raffinement des LCS, qui augmente avec l'allongement de cet intervalle. Pour une valeur T_{int} donnée, l'outil OceanFTLE se charge alors d'intégrer les champs de vitesse GLAZUR64 avec un pas de temps temporel T , et de recalculer la position des traceurs à chaque pas de temps afin d'évaluer les FTLE. Ces traceurs sont initialement introduits dans les champs de vitesse sur une grille homogène, dont la résolution spatiale Δdeg agit également sur le raffinement des LCS. De manière générale, il est conseillé d'adopter un pas angulaire Δdeg équivalent à 3 fois la résolution spatiale du modèle océanique afin de faire ressortir les LCS de façon optimale.

4.1.2.2 Protocole de test

Un exemple de calcul correct de FTLE à partir de l'outil OceanFTLE (Fig. 4.1), et permettant l'identification de LCS, est donné dans la documentation du code de calcul et concerne la région de l'Atlantique comprise entre 31° et 69° de longitude Ouest et 26° et 54° de latitude sud. Celui-ci a été obtenu en adoptant un temps d'intégration T_{int} égal à 70 jours, un intervalle temporel T de 5 jours et une résolution angulaire Δdeg de 0.1 degré, tout trois adaptés au domaine d'étude et à sa circulation. Néanmoins, le domaine GLAZUR64 ne présente aucune similarité avec cet exemple, que ce soit en termes de dimensions ou

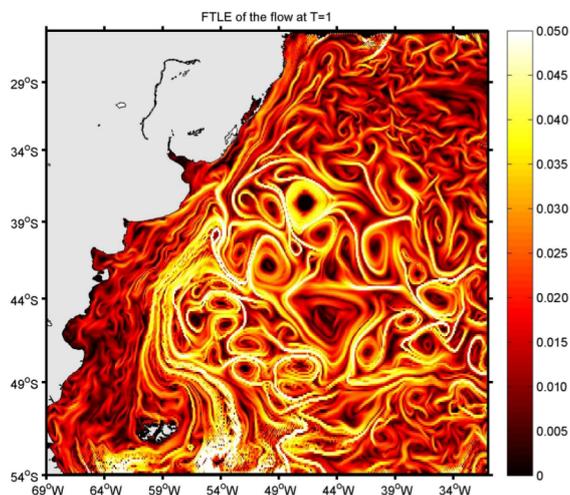


FIGURE 4.1 – Exemple de calcul de FTLE dans le bassin Argentin tiré de la documentation technique du code de calcul OceanFTLE (D.L. Volkov).

d'hydrodynamique, de sorte qu'il est nécessaire d'adopter une nouvelle paramétrisation. Afin de déterminer la valeur optimale de ces 3 paramètres pour le domaine GLAZUR64 nous avons donc procédé à un test de sensibilité pour chacun d'entre eux. Ces tests sont menés en fixant 2 des paramètres et en faisant varier celui dont on souhaite déterminer la valeur optimale³. Lors du premier test (temps d'intégration T_{int}), les paramètres d'intervalle temporel et de résolution angulaire sont choisis de manière empirique en fonction des caractéristiques de GLAZUR64 ($T = 2$ heures et $\Delta deg = 0.005^\circ$). Par la suite, au fur et à mesure des différents tests, les paramètres fixes sont établis à leur valeur optimale.

4.1.2.3 Temps d'intégration

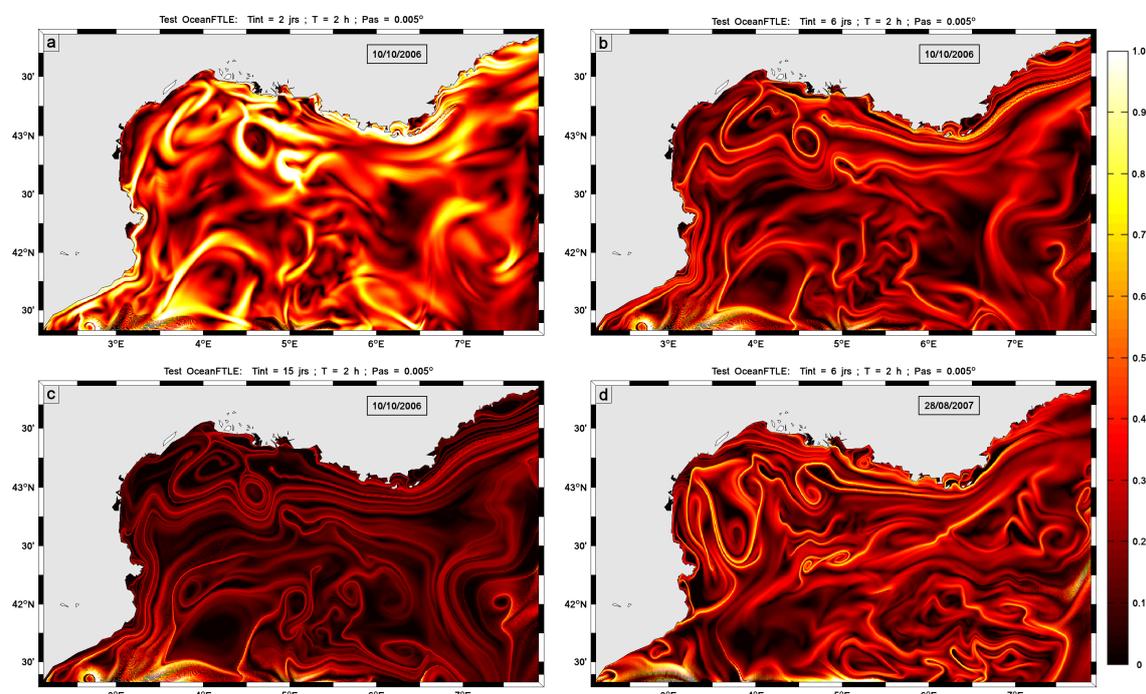


FIGURE 4.2 – Cartes de FTLE calculées sur le domaine GLAZUR64 : pour le 10/10/2006 et des temps d'intégration de 2 jours (a), 6 jours (b) et 15 jours (c), ainsi que pour le 28/08/2007 et un temps d'intégration de 6 jours. ($T = 2$ heures et $\Delta deg = 0.005^\circ$).

Différentes valeurs du temps d'intégration ont été testées (2, 4, 6, 8, 10 et 15 jours) pour les dates du 10/10/2006 et du 28/08/2007. Les Fig. 4.2(a-c) montrent pour l'automne 2006 l'évolution des FTLE relative à la variation de T_{int} . Comme nous l'avons évoqué précédemment, les structures s'affinent avec l'augmentation du temps d'intégration, mais sont également de plus en plus difficiles à discerner. La valeur $T_{int} = 6$ jours (Fig. 4.2b) permet une bonne description des LCS sur cet exemple, alors que des temps d'intégration plus longs aboutissent à une diminution de la valeur moyenne des FTLE rendant l'identification de ces structures particulières trop ardue. Des variations similaires de ce paramètre durant d'autres périodes de l'année amènent aux mêmes conclusions et permettent de définir sa

3. axe temporel évoluant dans le sens positif

valeur optimale pour le domaine GLAZUR64 : $T_{opt} = 6$ jours (Fig. 4.2d).

4.1.2.4 Intervalle temporel

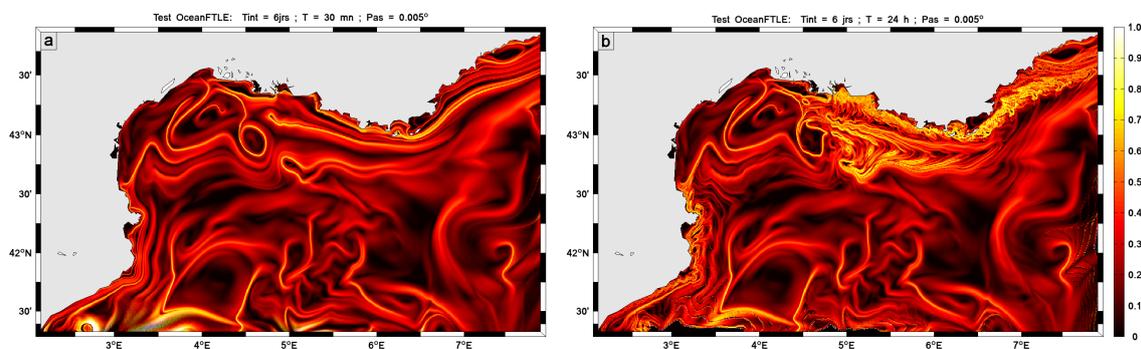


FIGURE 4.3 – Impact de l'intervalle temporel sur le calcul des FTLE dans le domaine GLAZUR64 : (a) $T = 30$ mn et (b) $T = 24$ hrs.

Le temps d'intégration est fixé à sa valeur optimale de 6 jours. On fait désormais varier l'intervalle temporel de 30 minutes à 24 heures (30 mn, 1 hr, 2 hr, 4 hr, 8hr, 12 hr et 24 hr). L'analyse des cartes obtenues montre alors que des temps d'intégration de 30 minutes (Fig. 4.3a) et 1 heure aboutissent l'un comme l'autre à la formation de structures nettes. Des instabilités commencent par contre à se développer à partir d'intervalle temporel de 2 heures. D'abord minimales, celles-ci ont rapidement tendance à s'amplifier avec l'augmentation de T , jusqu'à dénaturer totalement certaines structures (Fig. 4.3b). Afin de s'affranchir de ce phénomène purement numérique, il apparaît donc conseillé de ne pas dépasser des intervalles temporels d'une heure pour le domaine GLAZUR64.

4.1.2.5 Résolution spatiale de la grille de traceurs

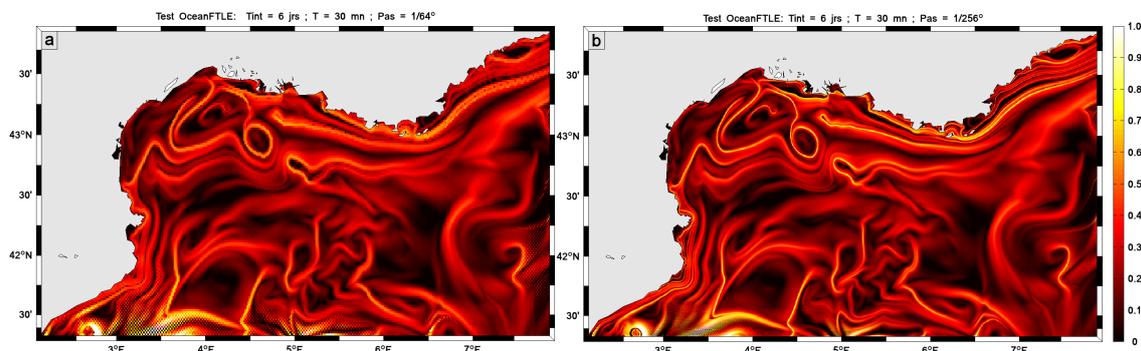


FIGURE 4.4 – FTLE calculés sur le domaine GLAZUR64 avec différentes résolutions spatiales de la grille de traceurs : (a) 1 et (b) 4 fois la résolution spatiale du modèle océanique.

Les paramètres de temps d'intégration et d'intervalle temporel sont fixés à leur valeur optimale pour la dynamique de GLAZUR64. Nous faisons ici varier la résolution de la grille de traceurs passifs de 1 à 5 fois la résolution spatiale du modèle océanique ($1/64^\circ$

pour GLAZUR64). Le choix d'une résolution spatiale identique à celle de GLAZUR64 (Fig. 4.4a) ne convient pas pour le calcul des FTLE. On observe effectivement une pixellisation des structures typique d'un mauvais choix de paramètre. Un facteur 3 apporte une nette amélioration, avec des structures clairement définies. Néanmoins, la convergence semble plutôt être obtenue pour un facteur 4 (Fig. 4.4b). Nous conseillons ainsi de fixer la résolution spatiale à $1/256^\circ$. Au-delà de cette valeur, l'amélioration de la description des LCS se révèle très négligeable devant l'allongement du temps de calcul.

4.2 Transport côtier des déchets marins - *The boundary current role on the transport and beaching of floating marine litter : the French Riviera case*

L'analyse que nous présentons dans ce chapitre fait actuellement l'objet d'un article en cours de révision dans PLoS ONE [Mansui et al., 2015b]. Elle est basée sur l'étude d'observations à terre et en mer des déchets marins flottants, ainsi que sur l'exploitation de modélisations numériques des courants de surface à un niveau régional (domaine GLAZUR64), notamment à travers le calcul d'exposants de Lyapunov en temps fini (FTLE). Sa version actuelle est présentée ici.

4.2.1 Résumé de l'article (version française)

De manière générale, les données sur la distribution des déchets marins collectées à travers le monde entier se révèlent très locales et sont réparties de manière hétérogène dans le temps et l'espace. On ne dispose de la sorte que d'une vision synoptique, ou plutôt spatiale, de quelques régions particulières, qui ne peut nullement être transposée au reste du monde. Dans l'article présent, nous traitons un ensemble de données provenant de l'inspection quotidienne de plages et d'un effort interannuel unique d'observation des débris marins présents le long de la Côte d'Azur. L'acquisition de ces données a d'abord été menée en mer durant des campagnes océanographiques, puis à terre sur trois sites différents de la ville d'Antibes. Des déchets marins flottants sont observés dans tous les transects, sans aucune exception, avec une moyenne de 2.67 ± 4.57 items/km². Les résultats de cette étude suggèrent dans un premier temps un fort impact du Courant Nord, le principal courant présent dans cette région, sur la distribution spatiale et temporelle des déchets marins ainsi que sur leur échouage possible le long du littoral de la Côte d'Azur. Ils permettent ensuite d'expliquer l'augmentation occasionnelle du taux d'échouage par les effets combinés de la dynamique du Courant Nord et du forçage atmosphérique induit par le vent, ainsi que par l'impact des précipitations sur le débit des cours d'eau de la région. Finalement, l'approche que nous abordons ici peut être menée dans bien d'autres régions du monde, étant donné que la dynamique d'un tel courant de bord, mais aussi les forçages atmosphériques et les échanges côte/large de masses d'eau, peuvent être retrouvés dans de nombreuses zones

côtières et régions océaniques.

The Boundary Current Role on the Transport and Beaching of Floating Marine Litter: the French Riviera Case

Mansui Jérémy^{1,*}, Molcard Anne¹, Ourmières Yann¹, Galgani François², Poitou Isabelle³

1 Université de Toulon, UMR7294, CNRS/INSU, IRD – Mediterranean Institute of Oceanography (MIO), UM 110, 83957 La Garde, France

2 Ifremer, Immeuble Agostini, ZI Furiani, 20600 Bastia, Corsica, France

3 Association Mer-Terre, 21 Rue Montgrand, 13006 Marseille, France

* jeremy.mansui@univ-tln.fr

Abstract

Marine litter distribution data collected all over the world are generally local and scattered in time and space, such that a synoptic or rather spatial view only exist for a few areas, and are usually not applicable elsewhere. Here, we process data coming from a beaching survey and an inter-annual unique effort of marine debris sight-seeing along the French Riviera. Offshore data have been collected during oceanic cruises while beaching survey was carried-out in 3 beaches around the city of Antibes. Floating marine debris was found in all transects, with a mean density of 2.67 ± 4.57 items/km². Results suggest a strong impact of the Northern Current, the major current in the studied area, on the spatial and temporal distribution of marine litter as well as their possible beaching on the coastline. It is also shown that the episodic enhancement of the beaching rate can be explained by combining the Northern Current dynamics, the wind forcing and the rainfall effect via the local river run-off. This approach could be conducted similarly in others areas since the dynamics of this boundary current, the weather forcing and off-shore/coastal water exchanges can be found in numerous coastal to regional ocean areas.

Introduction

The floating marine debris are nowadays recognized as one of the most important problems affecting the marine environment. Plastics items constitute the most abundant type of debris [1,2] and represent a growing danger for marine ecosystems (e.g. [3]), associated to the increase of worldwide plastic production. Recently, several studies have demonstrated the existence of large-scale accumulation regions of plastic debris in the oceans [4–7], with materials gathering in convergence zones corresponding to subtropical gyres. High abundances of marine litter were also reported in many regions of the world, particularly in semi-enclosed seas where coastal populations make intensive use of plastic. This is the case for the Mediterranean Sea [5,8,9] which harbours a wide biodiversity. For this reason, the impact of marine litter could be an alarming issue for Mediterranean nations. From a socio-economic perspective, the beaching of marine litter represents also a major challenge. The French Riviera needs to manage regular arrivals of marine litter on its beaches. These debris constitute a significant cost for coastal municipalities mainly based on tourism and seaside leisure activities. Marine national parks are also present in the region (“Parc National de Port-Cros” and “Parc des Calanques”) and have to deal with this problem. In this context, studying the processes that control the transport of floating debris in the marine environment and their beaching on the coastline is essential.

Today a large literature on the marine debris problem can be found in the Mediterranean Sea and ranges from studies about garbage pollution on the coastline [10–12], to studies on the distribution of floating marine debris [13–17] or on the accumulation of debris on the sea floor [18–22]. Some studies also addressed the impact of litter on marine wildlife (e.g. [23,24]). Transport mechanisms in a coastal environment and beaching received less attention. Indeed, we have not been able to identify any attempt to establish the impact of meteorological and marine conditions on a waste deposition event in the Mediterranean Sea.

The main source of marine litter in the Mediterranean Sea, and more generally in the world ocean, is land-based [1,19,25] and comes from urban discharges and river outflows. Most of these floating marine debris are low-biodegradable and can be transported over long distances by the ocean surface circulation. Several studies have

shown that the Mediterranean basin is impacted at various degrees. In the Eastern Mediterranean Sea, two previous surveys [15,26] reported estimates of floating marine debris densities lower than 2.5 items/km². On the other hand, a first large-scale survey of the central and western part of the Mediterranean Sea was carried-out by Suaria and Aliani [17]. Observed mean densities were in this case one order of magnitude higher (mean densities of 24.9 anthropogenic marine debris items/km² and 6.9 natural marine debris items/km²), and show a great spatial variability. In a recent paper, Mansui et al. [27] identified potential non-permanent agglomeration structures. Some of these retention areas, namely the north-east of Balearic Islands and the southern Tyrrhenian Sea, are consistent with high densities reported by Suaria and Aliani [17] and may probably feed the southern Ligurian Sea in floating marine debris, thanks to the local surface circulation. The only previous study on floating marine debris in the Ligurian Sea was conducted by Aliani et al. [13,14]. A strong variability in the concentration of large floating debris was observed during visual sightings, and the different meteorological conditions were suggested to be responsible for this variability.

The Northern Current (NC) is the permanent circulation current of the Ligurian Sea and results from the merging of Eastern and Western Corsican currents. This permanent coastal-density current flows westward along the north-western shelf [28], following the French coast down to the Spanish one. It presents a strong seasonal variability, with a core located between 5 and 40 km from the coast [29,30], and a width ranging from 25 km (winter) to 40 km (summer) (e.g. [31]). The behaviour of this current is now well understood and widely documented [31–33]. On the French Riviera, the NC is generally not favourable to a cross-shore transport of marine debris, but can transfer off-shore waters to the coast in particular conditions such as meandering and eddy events or episodic wind bursts [34]. So, we suspect that the NC can play a significant role in the off-shore transport of marine litter, as well as in beaching events, in the same way as the NC dynamics was considered to be the major factor driving jellyfish arrivals by Berline et al. [34].

In this paper we report data from ship sighting surveys and beaching surveys of floating marine debris on the western Ligurian Sea. First, off-shore observations were carried-out in the NC area between October 2006 and October 2008 during Ecoocean cruises. Second, beaching surveys were made in June 2010 in three different beaches of

Antibes, 20 km east of Nice. The study takes advantage of these different observations and the availability of regional high-resolution circulation model outputs, to confirm the importance of the NC in the transport and beaching of floating marine litter in the French Riviera. The influence of meteorological conditions are also investigated.

Materials and Methods

Observations

The data set on floating litter is part of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) initial assessment [35] using 801 counts performed by Ecoocean institute between 2006 and 2008 (<http://www.ecoocean-institut.org>). The method of strip transect was used according to Buckland et al. [36], at a speed around $6 (\pm 0.5)$ knots and only with calm seas (wind at less or equal to 2 Beaufort). Observations and counts were performed continuously by 3 observers covering all together 180° in front of the ship, covering a bandwidth of 50 m on both sides of the ship.

Observations of marine litter stranded on 3 beaches of Antibes (Fort Carré, Ponteil and La Salis) were carried out by the technical department of the city from January 1st to 27, 2010. The collection of the litter was performed daily by 10 community agents who manually picked-up all visible debris over a total beach section of 2 kilometres. In order to assess the amount of collected waste, debris were enclosed in refuse bags of precisely known volume. The total debris volume was then simply determined by counting the number of bags.

Numerical tool

The oceanic circulation model used is the Nucleus for European Modelling of the Ocean (NEMO) model [37] in a realistic regional high-resolution configuration (GLAZUR64) over the Gulf of Lion and the western Ligurian Sea. Previous studies [30,38] have shown that the GLAZUR64 configuration realistically simulates the NC meso-scale variability. Ourmières et al. [30] also showed that such a configuration allows coastal process studies. In our case, the surface velocity fields from October 2006 to October 2008 have been considered. They include the Ekman drift, the baroclinic motion, the tidal and

inertial currents as well as the Stokes drift induced by waves.

Results

Observations of floating marine litter and beaching events are fairly rare in the Ligurian Sea and despite the increasing worldwide awareness of this problem, no clear and uniform protocol does exist yet. The off-shore and beaching observations of marine litter analysed here were not carried in parallel, and the data set is very scattered. However, the use of these two complementary data sets is the first and unique attempt to understand transport mechanisms of marine litter combining at-sea observations and a shore-based survey.

Shipboard sightings

A total of 54 transects, accounting for 801 shipboard observations, were performed in the western Ligurian Sea during Ecoocean cruises. The resulting map in terms of debris distribution is displayed in Fig.1: the circles show the observation positions while their size and color indicate the mean density and the date, respectively. Debris were found in all transects with a density ranging from 0 to 51.08 items/km², and a mean total density of 2.67 ± 4.57 items/km² across all sampled locations (Table 1). These values slightly differ from mean densities found in the literature. Indeed, Aliani et al. [14] observed mean debris densities between 1.5–25 items/km² in the Ligurian Sea when Suaria and Aliani [17] reported densities one order of magnitude higher than the present study. Differences can be explained by inhomogeneous protocols used in the surveys. Previous shipboard surveys were made in both cases scanning the sea surface from the deck of a research vessel, which greatly differs from the protocol used here and could imply different detection rates, especially for larger objects.

Fig.1: Map of floating marine debris distribution observed along the French Riviera during the Ecoocean campaigns (October 2006 – October 2008). Green to yellow circles mark position of shipboard observations. Their size is proportional to the density of floating litter, expressed as number of items/km². The NC general path is highlighted by the second colour scale (on the left), corresponding to

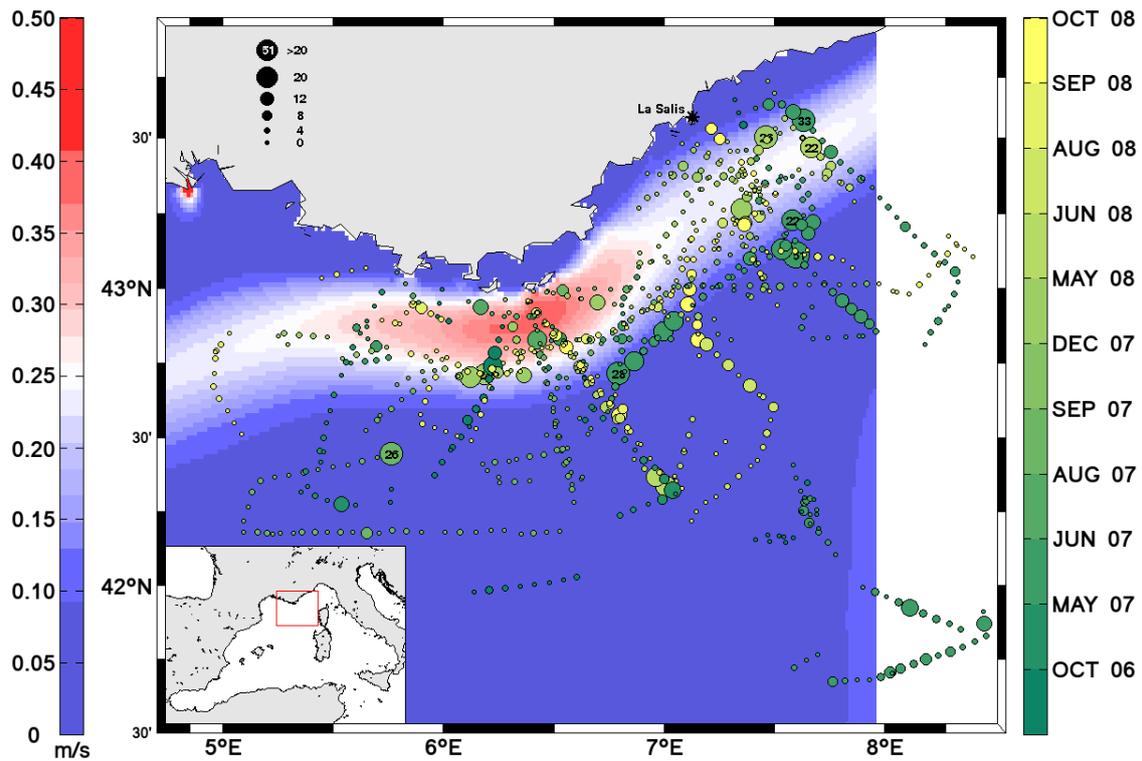


Figure 1 : Map of floating marine debris distribution observed along the French Riviera during the Ecoocean campaigns (October 2006 – October 2008). Green to yellow circles mark position of shipboard observations. Their size is proportional to the density of floating litter, expressed as number of items/km². The NC general path is highlighted by the second colour scale (on the left), corresponding to the surface mean velocity field from numerical simulations. Black star denote the location of the beaching survey to "La Salis" site (Antibes, June 2010).

the surface mean velocity field from numerical simulations. Black star denote the location of the beaching survey to "La Salis" site (Antibes, June 2010).

	OCT 06	MAY 07	JUN 07	AUG 07	SEP 07	DEC 07	MAY 08	JUN 08	AUG 08	SEP 08	OCT 08	Total
Surveyed length (km)	221.1	201.0	795.6	122.1	624.9	28.3	416.2	217.8	258.8	560.4	176.4	3622.6
Number of transects	5	2	9	2	9	1	6	4	4	10	2	54
Number of observations	49	40	175	29	128	6	87	52	62	137	36	801
Mean density	1.84	2.56	4.39	2.10	1.28	0.33	3.34	3.51	2.31	1.18	4.86	2.67
Standard deviation	3.48	3.57	6.38	4.17	2.83	0.80	5.26	4.94	3.50	1.96	4.66	4.57
max. density	17.68	15.72	51.08	17.68	25.54	1.97	25.54	21.61	11.79	9.82	13.75	51.08
P_{NC} (%)	28.6	35.0	17.1*	55.2	12.7	-	86.2	65.4	38.7	40.1	33.3	37.1

Table 1. Marine litter statistics during shipboard surveys. Mean debris density, standard deviation and maximum debris density are expressed in items/km². * Estimation of P_{NC} in June 2007 is particularly difficult since NC limits are not clearly defined in SST maps and value for this month should be regarded with great caution.

In terms of distribution, the Fig.1 shows several observations with density significantly higher than the mean density, mainly located along the coasts, 5–45 km off-shore. In order to compare the positions of these observations to the NC position, we have superimposed the surface mean velocity field from numerical simulations to the distribution of floating marine debris. The NC general path is highlighted in Fig.1 (red colours) and runs westward along the coast, moving off-shore at the entrance of the Gulf of Lions. Most of high densities reported here are directly located in the coastal current or near its external front, i.e. in the area influenced by the current (hereafter referred as the NC area). However, we only consider here a picture of the mean NC position during the period of the study and one might argue that the NC position during one shipboard observation can differ significantly from an average position calculated over a 2-year period. Transects with high densities are then considered separately and compared to the circulation model outputs and satellite Sea Surface Temperature (SST) data from the MyOcean-2 project (<http://www.myocean.eu>). The data set used for the SST products correspond to daily reprocessed maps of the Mediterranean Sea at high resolution (Level 4 products at 0.04° resolution, refer to Buongiorno Nardelli et al. [39] for further details). The NC has a thermal signature differing from the neighbouring waters, it can then be detected from SST maps. However, the major limitation of this

method lies in episodic wind bursts such as strong westerlies, very typical in the region, which refresh the ocean surface and avoid NC detection. Nevertheless, shipboard observations could only be carried-out with a calm sea state condition excluding any major wind burst, so that the comparison between marine debris locations and NC position can be considered. In most cases, high densities are clearly detected in the NC area, confirming the important role of the current in the transport of floating marine debris. For example, densities 4 to 6 times higher than the mean density were encountered on the external NC edge, on the 10th of October 2006 (Fig.2). In addition, only low densities were observed outside the NC area in the same transect. Such specific distribution was found on 9 events and suggest that the external NC edge is also a relevant area for the transport of marine litter.

Fig.2: Shipboard sighting observations of floating marine debris on the 10th October 2006 transect. Densities are expressed in items/km² and proportional to the size of the magenta circles. Surface velocity fields from GLAZUR64 model (left) and MyOcean SST product (right) were superimposed to density data in order to locate the NC external front. High densities are observed in this particular sensitive area. The gray vertical line is the position of the section used in Fig.4.

Concerning the temporal variability of observations, monthly averaged densities are listed in Table 1 together with specific informations on shipboard surveys. During winters 2006 and 2007 the ship survey could not take place due to bad weather conditions in the Ligurian Sea. Consequently, the transect made on December 2007 should be excluded because of the small number of observations. High densities of floating marine debris were mainly encountered during two different seasons: from May to June 2007 and 2008, suggesting a clear seasonal pattern, and also in October 2008. The origin of the seasonal signal is an important focus in the understanding of transport mechanisms of floating marine litter. As most of the marine debris occupy the upper most layer of the ocean, their fate is mainly controlled by surface currents. Differences in the debris density distribution are generally explained by the variability of surface currents or land-based input rates. The role of densely populated coastline [18, 19, 25] and major rivers [40, 41] is now well identified but there is no regular monitoring of

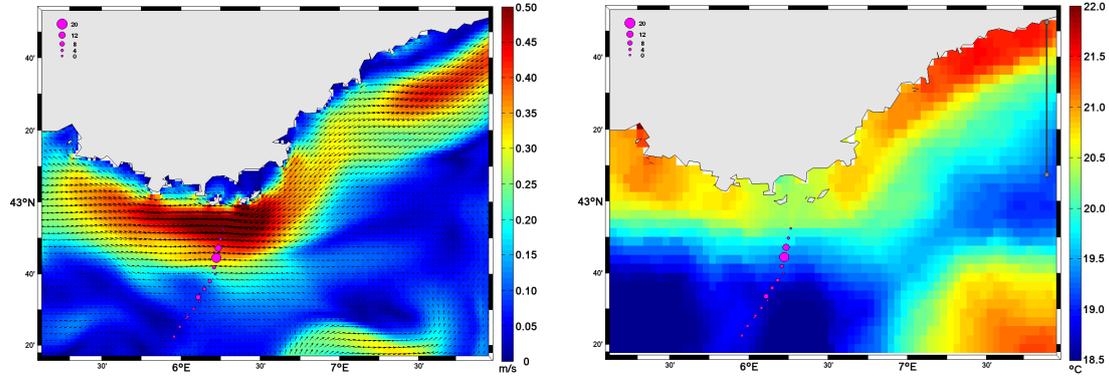


Figure 2 : Shipboard sighting observations of floating marine debris on the 10th October 2006 transect. Densities are expressed in items/km² and proportional to the size of the magenta circles. Surface velocity fields from GLAZUR64 model (left) and MyOcean SST product (right) were superimposed to density data in order to locate the NC external front. High densities are observed in this particular sensitive area. The gray vertical line is the position of the section used in Fig. 4.

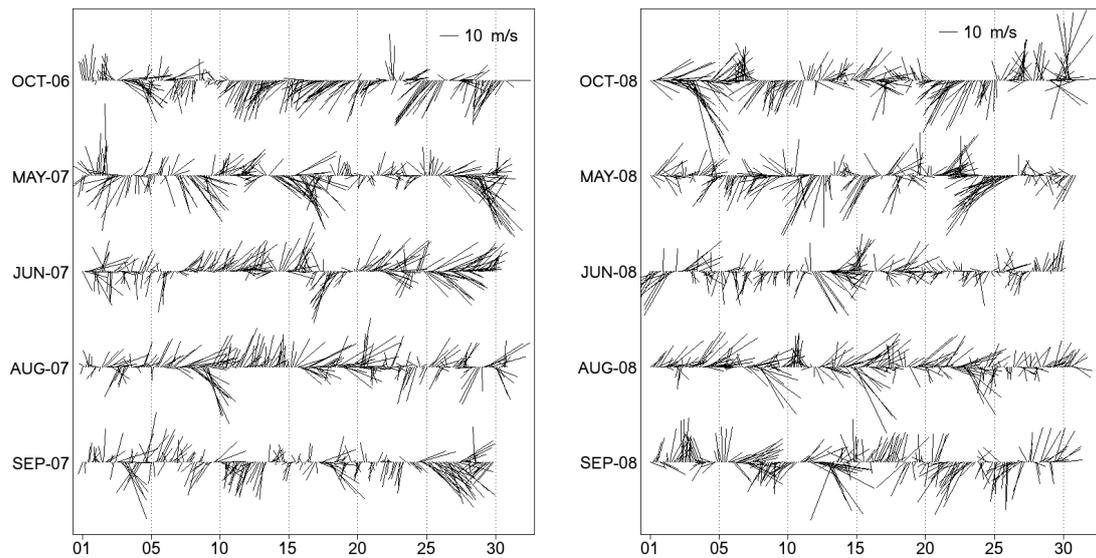


Figure 3 : Stick diagrams of ALADIN wind speed at 43°02N, 6°46E location during shipboard observations.

plastic litter inputs to our knowledge in the French Riviera. Variability in land-based inputs can therefore not be established in the area. On the other hand, the variability of surface currents in the western Ligurian Sea results from the NC complex meso-scale dynamics, and from strong wind events. It is indeed acknowledged that the strongly variable wind regimes account for a large part of the general upper circulation, in particular in the Mediterranean Sea [42, 43].

In order to determine whether meteorological conditions are the reason for the seasonal pattern signed in the debris distribution, wind time series from a METEO-France weather forecast model (METEO-France is the French weather forecast center, www.meteofrance.com) have been considered. The data were extracted from the 3-h ALADIN model outputs with a spatial resolution of 10 km. This meteorological model includes data assimilation and generally provide a valid picture of the meteorological regimes in the north-western Mediterranean Sea [44]. Wind time series at the location 43°02N - 6°46E are depicted in Fig.3. The high abundance events are characterized by distinctive wind conditions. From May to June 2007, westerly winds were predominant and strong when May and June 2008 were rather characterized by strong easterly wind events and low winds, respectively. On the other hand, in September 2008 a succession of strong wind events is associated with relatively low density observations. Correlations between monthly densities and westerly (0.2071) and easterly (0.0689) wind regimes remain very low. Consequently, the wind effects could not be responsible for the seasonal pattern observed in the density of floating marine litter.

Fig.3: Stick diagrams of ALADIN wind speed at 43°02N, 6°46E location during shipboard observations.

Another reason for the seasonal characteristic of the debris distribution can be the specific dynamic of the NC including instabilities and seasonal variability. Different processes such as meanders [31, 45], eddies [38, 46] or accelerations have been observed in the Gulf of Lions and along the French Riviera. In Fig.4, the temporal evolution of the horizontal current magnitude for 2007 (upper panel) and 2008 (lower panel) is plotted along the 7.8784°E section. Surface velocity fields have been extracted from

GLAZUR64 simulations. An interesting aspect is that high densities of floating marine debris can generally be found during periods of NC acceleration. The NC core magnitude increased significantly during the months of May and June 2008, flowing at 20 cm/s in April and increasing up to 30-50 cm/s in late May. High NC magnitude can also be observed in late September to early October, corresponding to the debris higher mean density recorded. Compared to 2008, the NC core magnitude appears to be generally weaker in 2007 (Fig.4, upper panel), but significant NC magnitudes in May and June may still be associated to high debris densities, particularly in June. However, NC magnitudes of the same order are also seen in September when mean debris density is low. One possible explanation may be that observations were predominantly made outside the NC during this month. Nevertheless, no local measures of physical parameters such as temperature or salinity were realized during shipboard observations in order to localize the NC core. Since the correspondence between the circulation and the debris distribution is a critical point for the analysis, an attempt to estimate the proportion P_{NC} of observations made inside the NC area (Table 1) is done by comparing surface modelled velocity from GLAZUR64 and/or SST data with debris locations (Fig.2). This metric remains a qualitative estimation due to the difficulty in defining precisely the NC limits. The P_{NC} factor is very low in September 2007 (12.7%), suggesting that observations were mainly done outside the NC area and cannot be compared to the NC dynamics. Low value is also reported in June 2007 but should not be considered due to the lack of NC signature in SST maps. By contrast, high values in 2008 (33.3-86.2%) show a good sampling of the NC area, particularly during periods of NC acceleration. Considering that observations were mainly done inside the NC in 2008, and that high debris densities were reported the same year during NC acceleration periods, the NC variability could be considered as the major reason for the seasonal pattern observed in the mean floating debris densities.

Fig.4: Temporal evolution of the horizontal current magnitude (GLAZUR64) for 2007 (upper panel) and 2008 (lower panel) at 7.8784°E section.

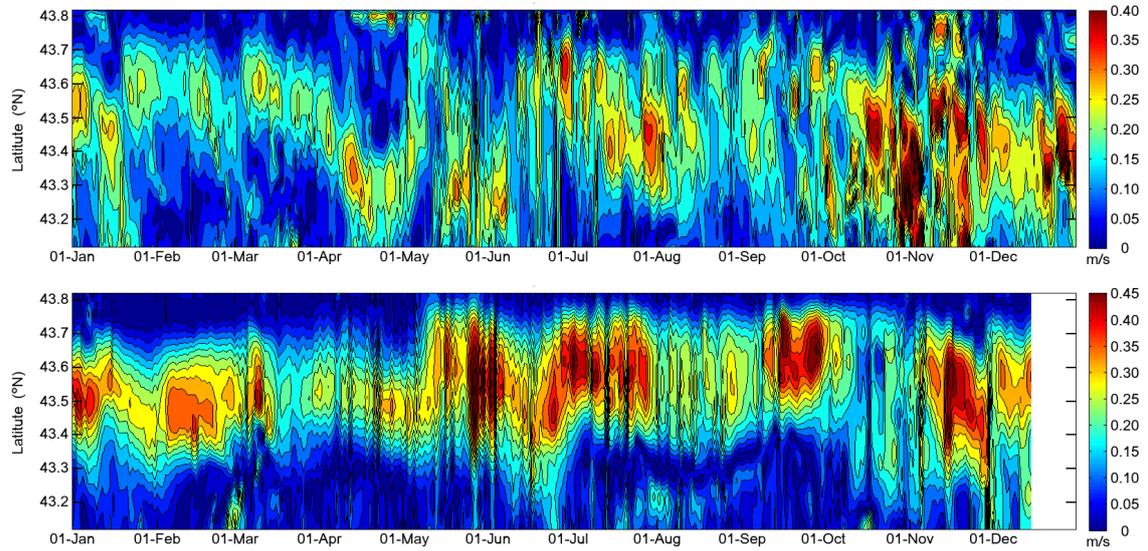


Figure 4 : Temporal evolution of the horizontal current magnitude (GLAZUR64) for 2007 (upper panel) and 2008 (lower panel) at 7.8784°E section.

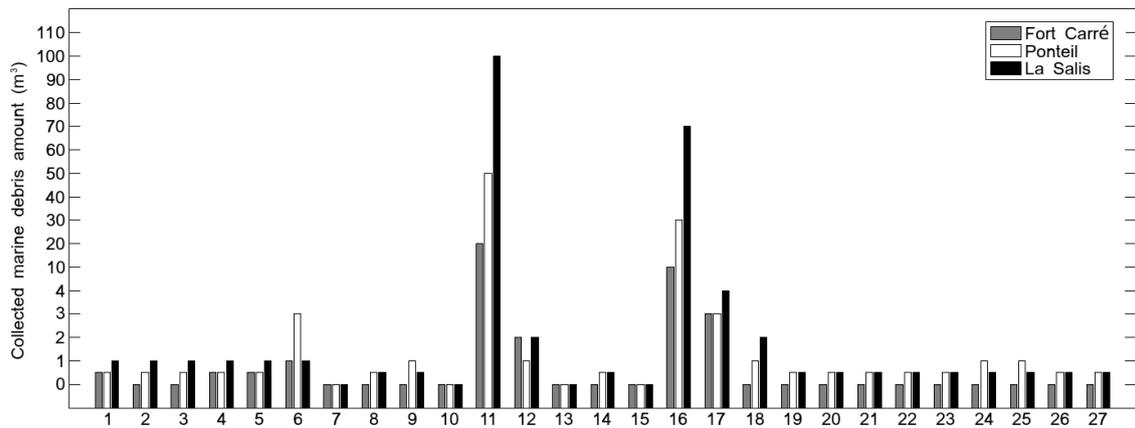


Figure 5 : Debris volume levels collected on three beaches of Antibes (m^3) in June 2010 : (grey) Fort Carré, (white) Ponteil and (black) La Salis.

Beaching

Daily beached marine debris surveys were carried-out in June 2010 in three eastward beaches of Antibes located in a 2.5 km radius: Fort Carré, Ponteil and La Salis. Total volumes of collected items are shown in Fig.5. Volumes are generally low in the three sites (0-4 m³/day), apart from 11 June and 16 June where they are one or two order of magnitude higher. As the behaviour is the same on all the beaches, we will only consider the "La Salis" site where beaching events are more evident.

Fig.5: Debris volume levels collected on three beaches of Antibes (m³) in June 2010: (grey) Fort Carré, (white) Ponteil and (black) La Salis.

Both beaching events, recorded respectively as E1 and E2, cannot be the fact of seaside leisure activities since daily debris volumes collected during the rest of the month are very low while the beach use remains in general very high. Consequently, we assume that only specific ocean and/or weather conditions can be responsible for these both massive beaching events. The action of surface marine currents, wind and waves are expected to be the main transport mechanisms since beached debris involve items transported by the first meter of water. In the French Riviera coastline, westerly and easterly winds are the predominant wind regimes encountered. Previous studies [33,34,47] have shown that these wind regimes interact strongly with the ocean surface, in particular with the NC. [34] also evidenced that jellyfish stranding in Nice is greatly influenced by easterly wind events. A similar interaction between easterly wind events and floating marine debris beaching can be envisaged with regard to the role of the NC in the transport of marine debris along the coastline and from off-shore to the coast.

In Fig.6, METEO-France modelled winds at Antibes location (43°60N, 7°10E) extracted from the 3-h ALADIN model is plotted. A strong (moderate) easterly wind event can be noted before E1 (E2) beaching event. The first wind event appears to be significantly longer than the second (48h vs 24h). This is an important point to make, because the total volume of marine litter collected during the E1 event is higher too. At this stage, the question is: to what extent do easterly wind events affect the dynamics

of surface currents? In order to respond to this main issue, Finite Time Lyapunov Exponents (FTLE, see [48–50]) have been calculated from GLAZUR64 velocity fields, with a 6-day integration time. Computations were performed using OceanFTLE Matlab package written by D.L. Volkov. The FTLE measures the average local stretching around reference trajectories. They are an useful tool to identify transport barriers defined by Lagrangian coherent structures (LCS, see for example [51,52]), i.e. ridges of the FTLE. The forward-time FTLE fields are presented in Fig.7. The LCSs observed before (Fig.7a), between (Fig.7d, 7e and 7f) and after (Fig.7g and 7i) the easterlies are associated with alongshore lines, suggesting that the NC play the potential role of a cross-shore transport barrier. However, the LCSs in Fig.7b, 7c and 7g are strongly different and the alongshore lines bend and become cross-shore oriented. In these particular cases, the strong cross-shore component of the velocity field induced by easterly wind events enhance an important transport favourable to beaching events. In addition to that, the NC core modelled position in front of Antibes (Fig.8) is clearly found to be affected by the strong easterly wind associated to E1 event since it moves onshore from 8 to 10 June, favouring beaching events.

Fig.6: Stick diagram of ALADIN wind speed at Antibes location (43°60N, 7°10E). Since it is difficult to provide a direct estimation of the wind speed on the stick diagram, the wind magnitude has been plotted above. E1 (June 11th) and E2 (June 16th) beaching events are indicated by blue and red dotted lines, respectively.

Fig.7: Snapshots of FTLEs forward in time from 08 June to 17 June 2010. In all of them we take a 6-day integration time and a resolution of $1/256^\circ$.

Fig.8: Time-latitude diagram of the GLAZUR64 modelled upper layer velocity field along 7°2344 E section. For each latitudinal section, a current core location (white line) is defined as the position where the current is maximum.

The combined action of NC and strong easterly wind regime could be considered as a driving process for both beaching events, but is not in our opinion the only reason for the second event (E2). The easterly wind effect on the NC is actually less intense on the

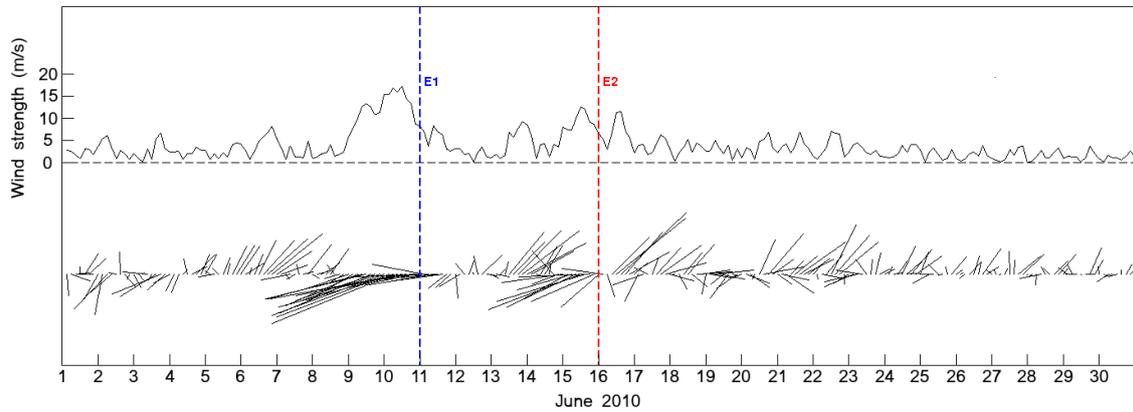


Figure 6 : Stick diagram of ALADIN wind speed at Antibes location ($43^{\circ}60N$, $7^{\circ}10E$). Since it is difficult to provide a direct estimation of the wind speed on the stick diagram, the wind magnitude has been plotted above. E1 (June 11th) and E2 (June 16th) beaching events are indicated by blue and red dotted lines, respectively.

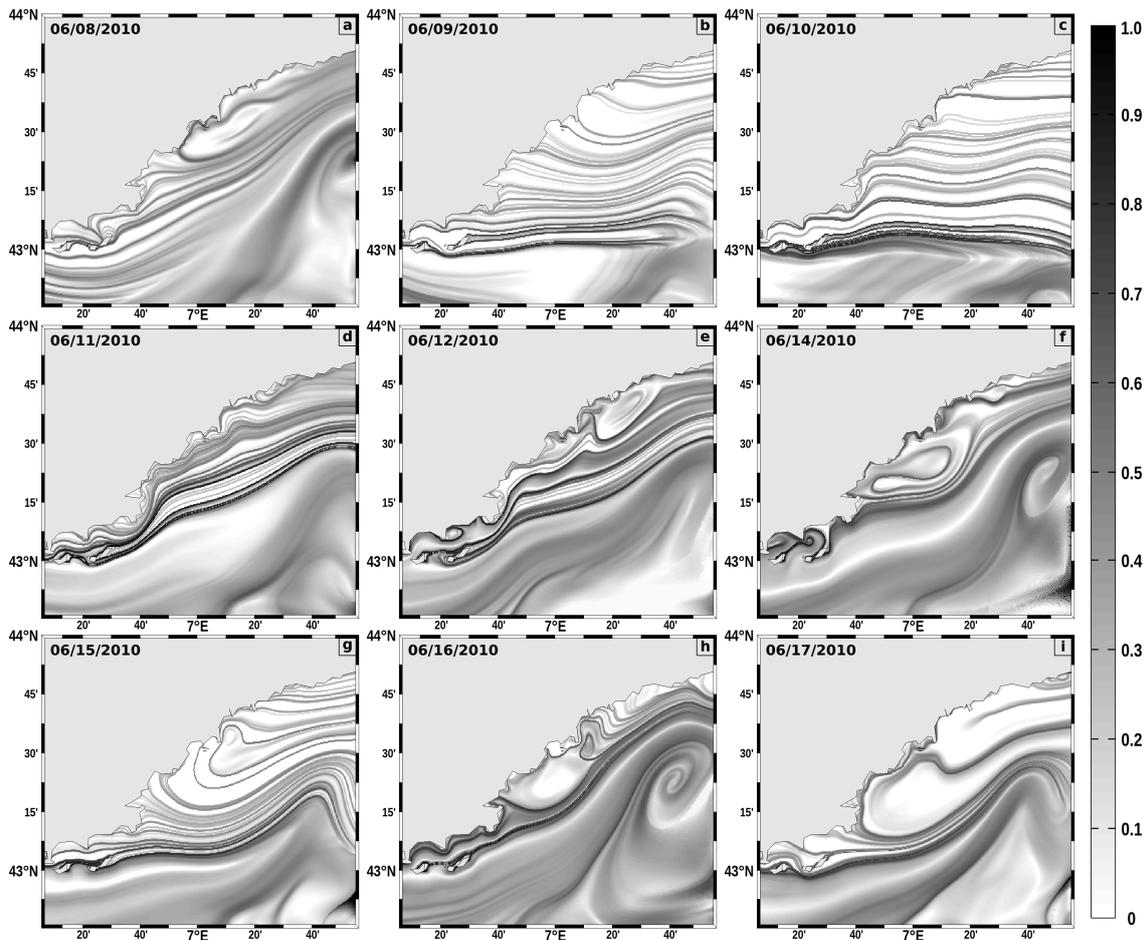


Figure 7 : Snapshots of FTLEs forward in time from 08 June to 17 June 2010. In all of them we take a 6-day integration time and a resolution of $1/256^{\circ}$.

16th June, with a NC core far away from the coast. On the other hand, a secondary onshore vein flowing westward, very strong before E1 event (Fig.8), has disappeared for the E2 event. Snapshots of FTLE (Fig.7b, 7c and 7g) show also a faster change of the surface dynamics. Consequently, we assume that another source of marine debris could be envisage during the second beaching event.

A possible source is the Var river, which is the second most important French Mediterranean river in term of water flow. Its particular situation in a densely-populated area makes this river an important vector of marine debris, in particular during strong rainfall leading to an important soil leaching. In a previous study, Galgani et al. [18] analysed several diving observations in canyons located off the Nice area. Several accumulation areas on the deep sea floor were located, directly facing the Var's mouth. In order to assess the role of the Var in E2 beaching, 3-h rainfall from ALADIN model (at Antibes location) are considered in June 2010, as well as the daily average Var run-off (Fig.9). Run-off data were produced by the "Direction Régionale de l'Environnement et Aménagement du Logement" (DREAL) PACA and are freely available via www.hydro.eaufrance.fr/. As it can be seen, only one rainfall event is significant in June 2010, during the 15-16 night, and therefore has impacted the Var river basin. The Fig.9 shows a daily average run-off on the 16th June of 172 m³/s, being twice higher than the monthly average of 91 m³/s.

Fig.9: 3-h rainfall in June 2010 from ALADIN model at Antibes with daily run-off of Var river (embedded figure) during the same period.

Discussion and conclusions

Our results indicated that floating marine debris distribution off the French Riviera is mainly driven by the permanent circulation pattern, namely the NC. First, debris distribution from October 2006 to October 2008 was compared to the mean position of the NC during the same period. Locations of high debris density are found in good agreement with the NC general path. Combining daily ocean circulation model outputs (GLAZUR64) and daily SST products from the MyOcean-2 Project, most of high debris densities were actually reported inside the current, or near its external front. The fact

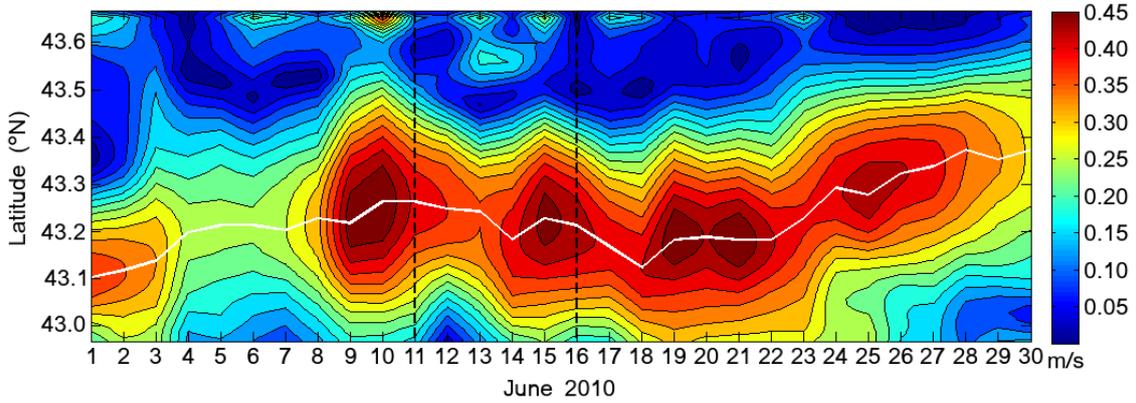


Figure 8 : Time-latitude diagram of the GLAZUR64 modelled upper layer velocity field along 7°23'44"E section. For each latitudinal section, a current core location (white line) is defined as the position where the current is maximum.

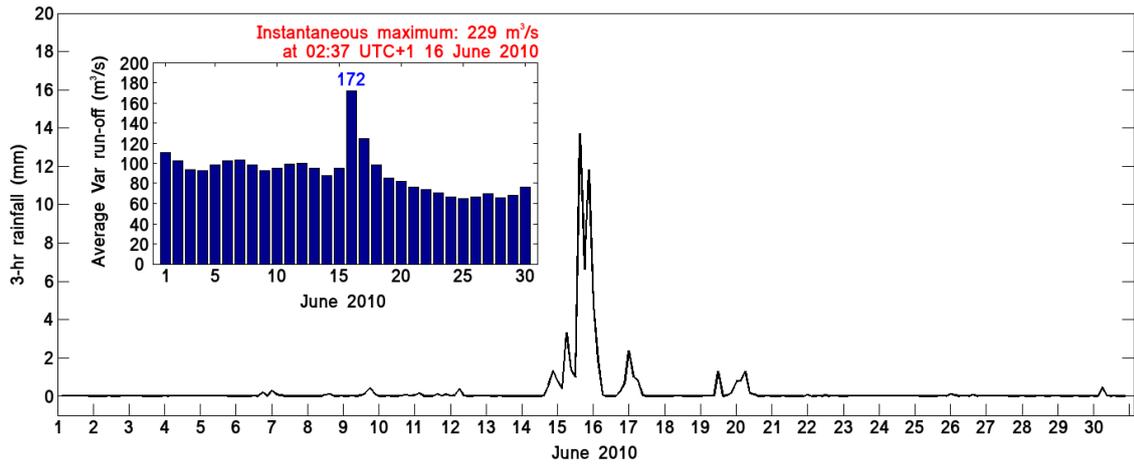


Figure 9 : 3-h rainfall in June 2010 from ALADIN model at Antibes, with daily run-off of Var river (embedded figure) during the same period.

that high abundances of marine debris were encountered in frontal zones is a very interesting point. This should be investigated in future works since frontal zones are very sensitive areas hosting a high biological productivity induced by vertical transfers of nutrients [29, 53].

A strong seasonal signal was then observed in the debris distribution and associated to the variability of the NC dynamics. Several hypotheses were tested in order to explain this seasonality. First, the influence of easterlies and westerlies, which are the main wind regimes in the region and clearly participate to the NC dynamics [33, 34, 47], was considered and finally discarded since no correlations with debris density variations were found. In a second time, an analysis of the temporal evolution of the horizontal current magnitude from GLAZUR64 showed that high debris abundance periods are rather recorded during NC accelerations. This is particularly obvious in May, June and October 2008, when shipboard observations were mainly done inside the current. This result suggest that the NC dynamics variations is the major reason for the seasonality watched in the floating debris distribution. Nevertheless, several others reasons such as the sampling strategy used during the Ecoocean campaign or variations of inputs from land-based sources could be considered. Many studies have documented the role of urban discharges [18, 21, 54] and river outflows [40, 41, 55] as a source of marine debris. Unfortunately, the action of land-based sources on the debris distribution could not be investigated here due to the lack of regular monitoring.

A second aspect addressed in this paper is the understanding of beaching process of floating marine litter in the French Riviera. A short survey conducted in June 2010 has been used and revealed two strong beaching events. The main cause for these events have been investigated. Seaside leisure activities were quickly discarded in favour of meteorological conditions. The wind forcing on the surface circulation appears to be a key mechanism. Looking at FTLEs snapshots (Fig.7), the NC act as a barrier of transport during low wind conditions. On the other hand, strong easterlies observed before each beaching events strongly modify the surface dynamics. In such cases, the NC comes closer to the shore, making marine debris potentially more available for a beaching event, and a strong onshore transport sets in. This combined action, coupled with the orientation of the coast, enhances the beaching of marine litter and can be considered as the main reason why a huge amount of debris was collected on Antibes

beach, the 11th and 16th June. However, the second easterly event was clearly shorter than the first event while the collected debris volumes were in the same order of magnitude. There are two possibilities for this. First, the density of floating marine debris transported by the NC is higher during the second event, and counterbalance the shortness of the easterly. Second, there is another possible source of marine debris. Since the Var river flows through a very densely populated area and its mouth is directly facing the surveyed beaches, we assumed that some debris may have come from the river. The sudden increase in the Var river run-off observed the 16th June 2010 (Fig.9) and caused by heavy rainfall in the 15-16 night clearly confirms this hypothesis. River floods are identified as a typical cause of land-based sources from urban areas. A previous study in Southern California on the discharge of plastic debris from urban rivers have demonstrated that plastic quantity flowing in the rivers are significantly higher during wet periods [55].

Despite the scattering of both data sets, our findings document the important role of the NC dynamics in the off-shore transport of floating marine debris off the French Riviera. The beaching of debris in the Antibes coastline appears therefore as the consequence of the quasi-permanent presence of marine debris in the NC during the summer, combined to easterlies events, and potentially modulated by land-based inputs. Nevertheless, further studies are required to improve our understanding of these mechanisms. A critical point for future works is the data collection. Observations of floating marine litter in the NC are rare and there is no actual regular shipboard survey. Moreover, comparisons with existing data in the NC, or with more general data in the Mediterranean Sea, can be difficult due to the lack of homogeneity of observation protocols. For example, the comparison of mean densities of marine litter in three studies using different protocols [15, 17, 56] reported several order of magnitude in difference. Consequently, developing an uniform observation protocol remains a major target as it will allow the enhancement and the gathering of large observation data sets.

The present analysis represents a first step toward a global understanding of transport mechanisms of floating marine litter along the French Riviera, combining the results from the Ecoocean campaign and a beach survey in Antibes. However, future works should require a more consistent observation campaign. Such a campaign could include regular transects throughout the year in the Antibes area, from the coast to the

external NC edge. Shipboard sightings during the winter season would be of great interest in confirming the quasi-permanent presence of marine litter inside the NC, which was partially observed during the Ecoocean campaign, since no data are currently available in winter. Episodic transects could also taking place before and after specific weather conditions such as easterlies events or strong rainfall. On the other hand, several beaching surveys could be carried-out in parallel to the shipboard observations with a daily frequency during bad weather conditions and shipboard observations, and with a 1-week or 2-week frequency during low wind conditions, when beaching of floating marine debris is generally lower. This approach provides the advantage of minimizing the number of beach surveys while targeting the potentially interesting events.

Acknowledgments

We thank the Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur and the FEDER for funding this study through a PhD fellowship, and the GLAZUR64 project for helpful support in numerical simulations. The calculations were performed using GENCI-IDRIS resources (Grant 2014011707). The authors also wish to thank Mercator Océan and Météo-France for providing numerical data, MyOcean-2 project for the SST data, the Ecoocean institute for the data provided to F. Galgani in the framework of the MSFD, and finally Veolia and the technical services of the municipality of Antibes for the collection of beaching data supplied to I. Poitou.

References

- 1 UNEP. Marine Litter: A Global Challenge. Nairobi: United Nations Environment Programme; 2009.
- 2 Derraik JGB. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull.* 2002;44: 842-852. doi: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5
- 3 Gregory MR. Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking, and alien invasions. *Philos Trans R Soc London Ser B, Biol Sci.* 2009;364: 2013-2025. doi: 10.1098/rstb.2008.0265

- 4 Eriksen M, Maximenko N, Thiel M, Cummins A, Lattin G, Wilson S, et al. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Mar Pollut Bull.* 2013;68: 71-76. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.021
- 5 Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borrero JC, et al. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE.* 2014;9(12): e111913. doi: 10.1371/journal.pone.0111913
- 6 Law KL, Morét-Ferguson SE, Maximenko N, Proskurowski G, Peacock EE, Hafner J, et al. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science.* 2010;329: 1185-1188. doi: 10.1126/science.1192321
- 7 Law KL, Morét-Ferguson SE, Goodwin DS, Zettler ER, DeForce E, Kukulka T, et al. Distribution of surface plastic in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environ Sci Technol.* 2014;48: 4732-4738. doi: 10.1021/es4053076
- 8 Lebreton LCM, Greer SD, Borrero JC. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Mar Pollut Bull.* 2012;64: 653-661. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.10.027
- 9 Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, et al. Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE.* 2014;9: e95839. doi: 10.1371/journal.pone.0095839
- 10 Gabrielides GP, Golik A, Loizides L, Marino MG, Bingel F, Torregrossa MV. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. *Mar Pollut Bull.* 1991;23: 437-441. doi: 10.1016/0025-326X(91)90713-3
- 11 Golik A, Gertner Y. Litter on the Israeli coastline. *Mar Environ Res.* 1992;33: 1-15. doi: 10.1016/0141-1136(92)90002-4
- 12 Martinez-Ribes L, Basterretxea G, Palmer M, Tintoré J. Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Scientia Marina.* 2007;71: 305-314. doi: 10.3989/scimar.2007.71n2305

- 13 Aliani S, Molcard A. Hitch-hiking on floating marine debris: a contribution from macrobenthic species in the western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*. 2003a;503: 59-67. doi: 10.1007/978-94-017-2276-6_8
- 14 Aliani S, Griffa A, Molcard A. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Mar Pollut Bull*. 2003b;46: 1142-1149. doi: 10.1016/S0025-326X(03)00192-9
- 15 Mc Coy FW. Floating megalitter in the eastern Mediterranean. *Mar Pollut Bull*. 1988;19: 25-28. doi: 10.1016/0025-326X(88)90749-7
- 16 Morris RJ. Plastic debris in the surface waters of the south Atlantic. *Mar Pollut Bull*. 1980b;11: 164-166. doi: 10.1016/0025-326X(80)90144-7
- 17 Suaria G, Aliani S. Floating debris in the Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull*. 2014;86: 494-504. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.025
- 18 Galgani F, Souplet A, Cadiou Y. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Mar Ecol Progr Ser*. 1996;142: 225-234. doi: 10.3354/meps142225
- 19 Galgani F, Leaute JP, Moguedet P, Souplet A, Verin Y, Carpentier A, et al. Litter on the sea floor along European coasts. *Mar Pollut Bull*. 2000;40: 516-527. doi: 10.1016/S0025-326X(99)00234-9
- 20 Galil BS, Golik A, Türkay M. Litter at the bottom of the sea: a sea bed survey in the Eastern Mediterranean. *Mar Pollut Bull*. 1995b;30: 22-24. doi: 10.1016/0025-326X(94)00103-G
- 21 Katsanevakis S, Katsarou A. Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (Eastern Mediterranean). *Water Air Soil Pollut*. 2004;159: 325-337. doi: 10.1023/B:WATE.0000049183.17150.df
- 22 Ramirez-Llodra E, De Mol B, Company JB, Coll M, Sardà F. Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. *Progr Oceanogr*. 2013;118: 273-287. doi: 10.1016/j.pocean.2013.07.027

- 23 Campani T, Bainsi M, Giannetti M, Cancelli F, Mancusi C, Serena F, et al. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Mar Pollut Bull.* 2013;74: 225-230. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.06.053
- 24 Fossi MC, Panti C, Guerranti C, Coppola D, Giannetti M, Marsili L, et al. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Mar Pollut Bull.* 2012;64: 2374-2379. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.013
- 25 Stefatos A, Charalampakis M, Papatheodorou G, Ferentinos G. Marine debris on the seafloor of the Mediterranean Sea: examples from two enclosed gulfs in western Greece. *Mar Pollut Bull.* 1999;38: 389-393. doi: 10.1016/S0025-326X(98)00141-6
- 26 Topçu EN, Tonay AM, Öztürk A, Öztürk B. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish western Black Sea coast. *Mar Environ Res.* 2013;85: 21-28. doi: 10.1016/j.marenvres.2012.12.006
- 27 Mansui J, Molcard A, Ourmières Y. Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Mar Pollut Bull.* 2015;91: 249-257. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.11.037
- 28 Millot C. Circulation in the western Mediterranean Sea. *J Mar Syst.* 1999;20: 423-442. doi: 10.1016/S0924-7963(98)00078-5
- 29 Niewiadomska K, Claustre H, Prieur L, d'Ortenzio F. Submesoscale physical-biogeochemical coupling across the Ligurian current (northwestern Mediterranean) using a bio-optical glider. *Limnology and Oceanography.* 2008;53: 2210-2225. doi: 10.4319/lo.2008.53.5-part.2.2210
- 30 Ourmières Y, Zakardjian B, Béranger K, Langlais C. Assessment of a NEMO-based downscaling experiment for the north-western Mediterranean region: Impacts on the Northern Current and comparison with ADCP data and altimetry products. *Ocean Modelling.* 2011;39: 386-404. doi: 10.1016/j.ocemod.2011.06.002
- 31 Albérola C, Millot C, Font J. On the seasonal and mesoscale variabilities of the Northern Current during the PRIMO-0 experiment in the western Mediterranean

- Sea. *Oceanologica Acta*. 1995;18: 163-192. Available:
<http://archimer.ifremer.fr/doc/00096/20770/>
- 32 Taupier-Letage I, Millot C. General hydrodynamical features in the Ligurian Sea inferred from the DYOME experiment. *Oceanologica Acta*. 1986;9: 119-131. Available: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00110/22125/19761.pdf>
- 33 Bethoux JP, Prieur L, Nyffeler F, The water circulation in the north-western Mediterranean Sea, its relations with wind and atmospheric pressure. In: Nihoul JC, *Hydrodynamics of Semi-Enclosed Seas*, ed Elsevier; 1982. pp. 129-142. doi: 10.1016/S0422-9894(08)71240-6
- 34 Berline B, Zakardjian B, Molcard A, Ourmières Y, Guihou K. Modeling jellyfish *Pelagia noctiluca* transport and stranding in the Ligurian Sea. *Mar Pollut Bull*. 2013;70: 90-99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.02.016
- 35 Gerigny O, Tomasino C, Henry M, Galgani F. Rapport état initial déchets en mer, sous-région marine MO. 2011, 5pp Available:
<http://sextant.ifremer.fr/en/web/dcsmm/pressions-et-impacts>
- 36 Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press; 2001. 432pp
- 37 Madec G. NEMO ocean engine. Note du Pole de modélisation, Institut Pierre-Simon Laplace. 2008;27: 193pp
- 38 Guihou K, Marmain J, Ourmières Y, Molcard A, Zakardjian B, Forget P. A case study of the mesoscale dynamics in the north-western Mediterranean Sea: a combined data-model approach. *Ocean Dynamics*. 2013;63: 793-808. doi: 10.1007/s10236-013-0619-z
- 39 Buongiorno Nardelli B, Tronconi C, Pisano A, Santoleri R. High and ultra-high resolution processing of satellite Sea Surface Temperature data over Southern European Seas in the framework of MyOcean project. *Rem Sens Environ*. 2013;129: 1-16. doi: 10.1016/j.rse.2012.10.012

- 40 Gasperi J, Dris R, Bonin T, Rocher V, Tassin B. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine river. *Environ Pollut.* 2014;195: 163-166. doi: 10.1016/j.envpol.2014.09.001
- 41 Lechner A, Keckeis H, Lumesberger-Loisl F, Zens B, Krusch R, Tritthart M, et al. The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ Pollut.* 2014;188: 177-181. doi: 10.1016/j.envpol.2014.02.006
- 42 Herbaut C, Martel F, Crépon M. A sensitivity study of the general circulation of the western Mediterranean Sea. Part II: The response to atmospheric forcing. *J Phys Oceanogr.* 1997;27: 2126-2145. doi: 10.1175/1520-0485(1997)027<2126:ASSOTG>2.0.CO;2
- 43 Molcard A, Pinaridi N, Iskandarani M, Haidvogel DB. Wind driven general circulation of the Mediterranean Sea simulated with a spectral element ocean model. *Dyn Atmos Oceans.* 2002;35: 97-130. doi: 10.1016/S0377-0265(01)00080-X
- 44 Herrmann M, Somot S, Calmanti S, Dubois C, Sevault F. Representation of spatial and temporal variability of daily wind speed and of intense wind events over the Mediterranean Sea using dynamical downscaling : impact of the regional climate model configuration. *Nat Hazards Earth Syst Sci.* 2011;11: 1983-2001. doi: 10.5194/nhess-11-1983-2011
- 45 Sammari C, Millot C, Prieur L. Aspects of the seasonal and mesoscale variability of the Northern Current in the western Mediterranean Sea inferred from PROLIG-2 and PROS-6 experiments. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr Res Pap.* 1995;42: 893-917. doi: 10.1016/0967-0637(95)00031-Z
- 46 Rubio A, Arnau PA, Espino M, Flexas MM, Jordà G, Jordi S, et al. A field study of the behaviour of an anticyclonic eddy on the Catalan continental shelf (NW Mediterranean). *Prog Oceanogr.* 2005;66: 142-156. doi: 10.1016/j.pocean.2004.07.012
- 47 Albérola C, Millot C. Circulation in the French Mediterranean coastal zone near Marseilles: the influence of wind and the Northern Current. *Cont Shelf Res.* 2003;23: 587-610. doi: 10.1016/S0278-4343(03)00002-5

- 48 Haller G, Yuan G. Lagrangian coherent structures and mixing in two-dimensional turbulence. *Physica D: Nonlinear Phenomena*. 2000;147: 352-370. doi: 10.1016/S0167-2789(00)00142-1
- 49 Shadden SC, Lekien F, Marsden JE. Definition and properties of Lagrangian coherent structures from finite-time Lyapunov exponents in two-dimensional aperiodic flows. *Physica D: Nonlinear Phenomena*. 2005;212: 271-304. doi: 10.1016/j.physd.2005.10.007
- 50 Tallapragada P, Ross SD. A set oriented definition of finite-time Lyapunov exponents and coherent sets. *Commun Nonlinear Sci Numer Simulat*. 2013;18: 1106-1126. doi: 10.1016/j.cnsns.2012.09.017
- 51 Haller G. A variational theory of hyperbolic Lagrangian Coherent Structures. *Physica D: Nonlinear Phenomena*. 2011;240: 574-598. doi: 10.1016/j.physd.2010.11.010
- 52 Haza AC, Griffa A, Martin P, Molcard A, Özgökmen TM, Poje AC, et al. Model-based directed drifter launches in the Adriatic Sea: results from the DART experiment. *Geophys Res Let*. 2007;34: L10605. doi: 10.1029/2007GL029634
- 53 Boucher J, Ibanez F, Prieur L. Daily and seasonal variations in the spatial distribution zooplankton populations in relation to the physical structure in the Ligurian Sea front. *J Mar Res*. 1987;45: 133-173. doi: 10.1357/002224087788400891
- 54 Galgani F, Jaunet S, Campillo A, Guenegon X, His E. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the north-western Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull*. 1995b;30: 713-717. doi: 10.1016/0025-326X(95)00055-R
- 55 Moore CJ, Lattin GL, Zellers AF. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of southern California. *J Integr Coast Zone Manag*. 2011;11: 65-73. doi: 10.5894/rgci194
- 56 Topçu EN, Tonay AM, Öztürk B. A preliminary study on marine litter in the Aegean Sea. *Rapp Comm int Mer Médit*. 2010;39: 804pp

4.3 Résultats des observations aériennes

Les observations sur la distribution des macro-déchets en mer réalisées durant la campagne de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine (SAMM, voir section 2.4.1.2) représentent une source d'informations supplémentaire vis-à-vis de la campagne EcoOcéan. Elles permettent d'avoir une vision plus large sur la répartition des déchets marins dans la partie nord-occidentale du bassin Méditerranéen, ainsi que sur son évolution temporelle au cours de l'année, et apportent un point de comparaison très intéressant vis-à-vis des autres façades maritimes françaises que sont la Manche et l'Atlantique. Les Fig. 4.6 et 4.7 montrent la répartition des observations de déchets flottants (cercles marrons) le long des transects effectués sur ces 3 façades maritimes. La taille des cercles est directement proportionnelle à la densité des déchets flottants détectés.

De manière générale, ces observations tendent à montrer que les taux de rencontre avec des macro-déchets sur les 3 façades maritimes sont tout à fait comparables durant l'été, période où l'on observe les plus fortes densités, mais sont nettement supérieurs en Méditerranée durant l'hiver. La moyenne des taux de rencontre par tranche de 1000 km parcourus (Fig. 4.5) passe ainsi de 445.7 à 535.4 déchets en été, à moins de 175 déchets sur les façades maritimes de la Manche et de l'Atlantique alors qu'elle reste à un niveau élevé de 364.6 déchets en Méditerranée. La présence de fortes densités de déchets marins durant cette période peut vraisemblablement être reliée au caractère semi-fermé du bassin méditerranéen qui, malgré la forte variabilité méso-échelle de sa circulation de surface, est favorable à la rétention des déchets marins.

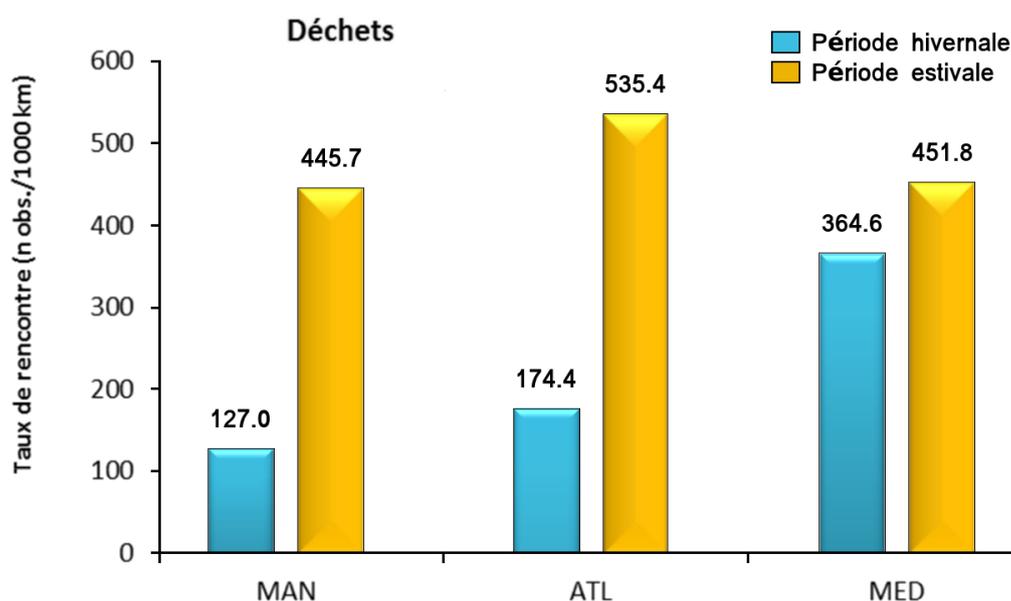


FIGURE 4.5 – Moyenne du nombre de déchets observés par tranche de 1000 km parcourus sur les façades de la Manche (MAN), de l'Atlantique (ATL), et de la Méditerranéenne (MED), durant l'hiver 2011/2012 et l'été 2012. Adapté des rapports de la campagne SAMM [Petter et al., 2012b,a].

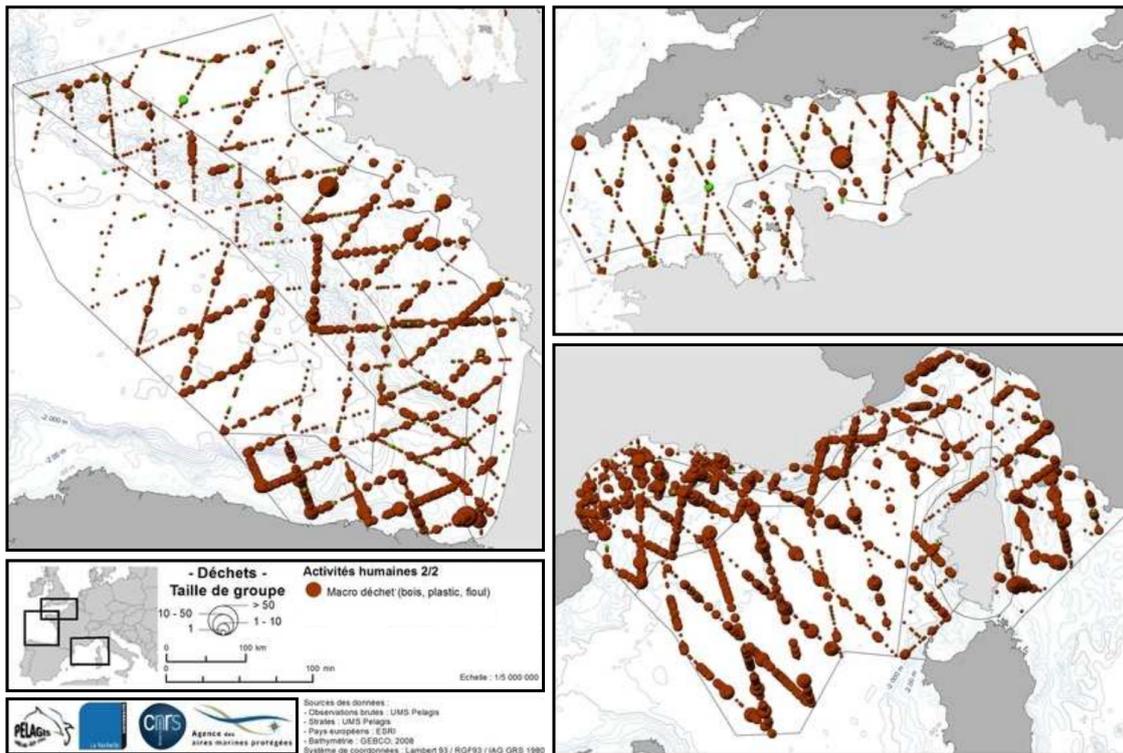


FIGURE 4.6 – Carte de distribution des observations de déchets sur les 3 façades maritimes métropolitaines françaises durant l'hiver 2011/2012.

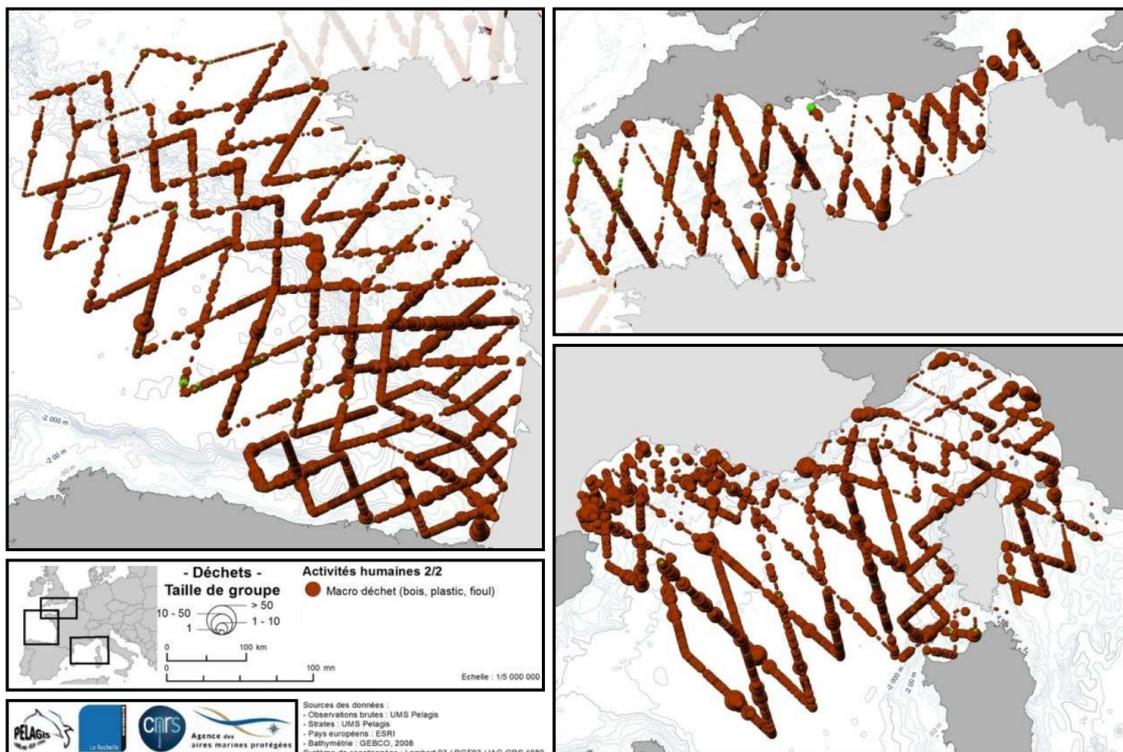


FIGURE 4.7 – Carte de distribution des observations de déchets sur les 3 façades maritimes métropolitaines françaises durant l'été 2012.

La distribution spatiale des observations dans le bassin Liguro-Provençal présente quant à elle globalement peu de disparités suivant la période de l'année considérée (Fig. 4.6 et 4.7). La présence de déchets est notée sur l'ensemble des transects réalisés. Néanmoins, on peut tout de même noter au Nord-Est des Baléares, à la hauteur d'une des grandes zones potentielles d'accumulation identifiée avec nos simulations (cf chapitre 3), des densités plus fortes durant l'été qui confirment nos précédentes remarques sur la variabilité temporelle de cette structure particulière. Un comportement similaire est d'autre part observable au large des côtes occidentales de la Corse et pose la question de la constitution dans cette partie du bassin d'une cellule de recirculation.

De nombreuses observations positives de déchets⁴ sont également rapportées durant les périodes estivale et hivernale le long de la Côte d'Azur, entre la frontière Italienne et la région toulonnaise, de sorte que le Courant Nord semble transporter tout au long de l'année de grandes quantités de macro-déchets, sans que l'on puisse distinguer de variations saisonnières en raison de la répartition spatio-temporelle des observations. A terre, le manque réel de données sur les taux d'échouage de déchets marins en hiver, induit par l'absence de programme scientifique dédié et de l'arrêt du nettoyage des plages par les communes en dehors des périodes touristiques, rend difficile toute estimation de la présence effective de grandes quantités de déchets sur le littoral durant cette période.

Toujours sur les Fig. 4.6 et 4.7, on note la présence en surface, et sur l'intégralité du Golfe du Lion, de fortes densités de déchets marins dont les origines peuvent être diverses : urbanisation du littoral (e.g. métropole marseillaise), grand fleuve (Rhône), Courant Nord et ses intrusions sur le plateau continental. Contrairement à ce que l'on observe le long du littoral de la Côte d'Azur sur les données EcoOcéan, la zone du talus continental qui correspond au chemin moyen emprunté par le Courant Nord, ne semble pas présenter de densités plus importantes de déchets flottants. Néanmoins le Golfe du Lion, dont la dynamique de surface est principalement forcée par le vent, apparaît comme une zone potentielle de rétention qui mériterait une étude approfondie.

Finalement, de nouvelles zones d'intérêt (Golfe du Lion, zone à l'Ouest de la Corse) se dégagent à partir des observations réalisées durant les campagnes SAMM. Il est cependant nécessaire de prendre en compte les limites importantes inhérentes à ce type de mesures et à leur méthode d'acquisition. La principale difficulté réside dans l'identification correcte des déchets flottants à partir de l'altitude de vol, notamment pour des objets inférieurs à quelques dizaines de centimètres qui ne peuvent être réellement détectés. Les cartes présentées ici représentent donc la distribution des plus grands macro-déchets marins, c'est-à-dire de la classe de taille qui est la moins prépondérante dans l'océan [Cózar et al., 2015]. En conséquence il apparaît évident que les densités de déchets marins sont de manière générale sous-évaluées par les observations SAMM. Une autre difficulté dans l'étude de ces données réside dans l'échantillonnage spatio-temporel des observations qui a été pensé dans le but d'établir un état des lieux des aires marines côtières existantes dans le réseau

4. par opposition à des observations où l'on n'observe aucun déchet

Natura 2000⁵, et d'apporter des connaissances sur la distribution de la mégafaune sur l'ensemble des eaux métropolitaines françaises, et non pas pour étudier le transport des déchets marins flottants.

4.4 Simulations du transport de déchets marins à partir de l'embouchure du Rhône et de l'Ebre

De nos jours on observe qu'une proportion importante de déchets marins d'origine terrestre est transportée vers les océans par les grands fleuves. Nous avons ainsi pu montrer que les crues du Var induites par de fortes précipitations étaient effectivement susceptibles d'expliquer en partie les forts échouages rencontrés sur la Côte d'Azur au niveau de la commune d'Antibes (cf section 4.2). Nous pouvons maintenant nous demander qu'elles sont les conséquences de ces rejets sur la distribution en mer de tels déchets. Dans son ensemble, le bassin méditerranéen accueille en fait un nombre relativement restreint de grands fleuves, qui sont représentés dans sa partie occidentale par le Rhône (France) et l'Ebre (Espagne), respectivement caractérisés par des débits moyens de 1700 m³/s et de 426 m³/s⁶. Jusqu'à aujourd'hui, aucune étude scientifique n'a été entreprise dans le but de quantifier les rejets de ces fleuves, ou d'évaluer leur rôle dans l'accumulation des déchets marins au sein du bassin.

Afin d'évaluer le transport des déchets flottants à partir de l'embouchure de ces deux fleuves, nous avons réalisé deux simulations différentes basées sur l'utilisation des champs de vitesse MED12v75 et du modèle de transport ARIANE. Pour chaque fleuve, un total de 1480 particules⁷, choisi afin d'avoir un nombre suffisant de trajectoires, est introduit chaque semaine face à l'embouchure et se retrouve advecté, à compter du 1^{er} janvier 2007, par la circulation de surface. La durée des simulations n'excède pas une année. D'autre part, il est important de noter que l'année 2007 présente la particularité d'avoir un gyre anticyclonique bien développé au Nord des Baléares, qui dure jusqu'à la fin de l'automne, voire le début de l'hiver.

Les résultats de ces expériences Lagrangiennes sont visibles sur les Fig. 4.8 et 4.9 pour différents temps d'advection. La position de chaque particule y est notée par un cercle dont la couleur indique la date d'introduction dans le milieu marin, celle-ci étant de plus en plus tardive au fur et à mesure que l'on passe de couleurs froides à des couleurs chaudes. Intéressons-nous dans un premier temps au Rhône. Les particules qui sont lâchées à son embouchure subissent à partir du printemps un transport rapide vers le Nord des Baléares, où elles se retrouvent en partie piégées durant l'été et l'automne dans un gyre

5. le réseau Natura 2000 est un ensemble de sites naturels européens, terrestres et marins, qui sont identifiés par la rareté et la fragilité des espèces animales et végétales qu'ils abritent. Ces sites tentent de concilier préservation de la nature et préoccupations socio-économiques. Le réseau Natura 2000 comprend en France un total de 1758 sites (source : ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie).

6. données issues de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse

7. réparties sur une grille régulière de un kilomètre de maille)

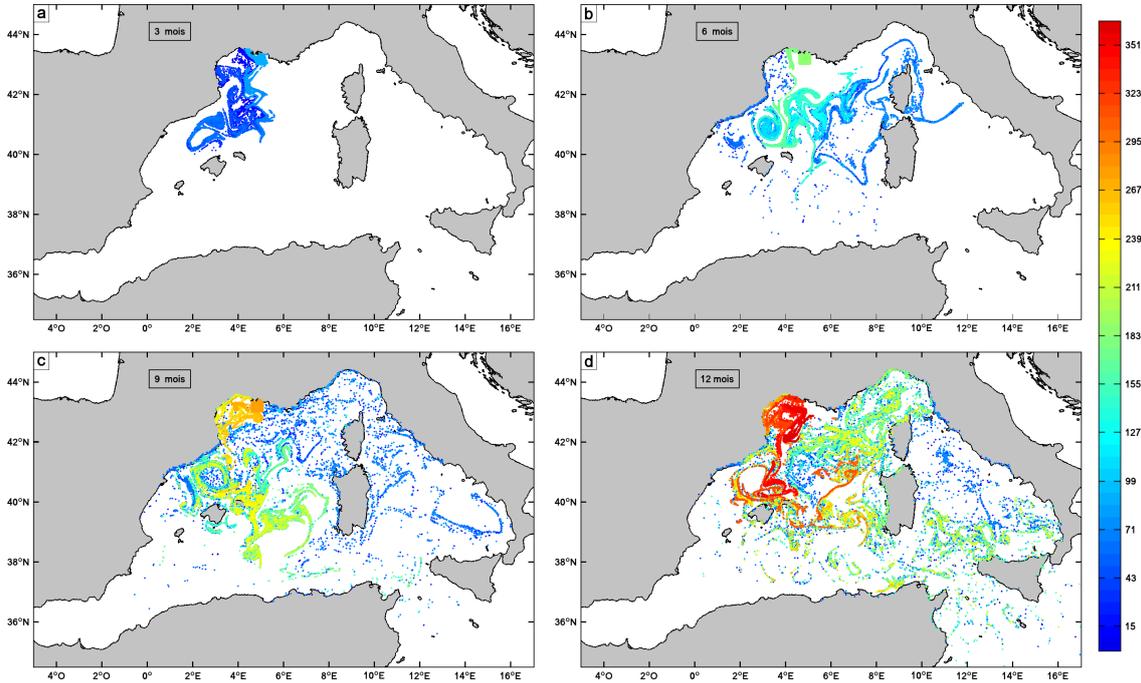


FIGURE 4.8 – Simulation de l'évolution au cours du temps de la répartition des déchets marins lâchés à l'embouchure du Rhône, et réalisée à partir de champs de vitesse MED12v75 ainsi que du modèle de transport ARIANE. L'échelle de couleurs représente la date (en nombre de jours depuis le début de la simulation) d'introduction des particules.

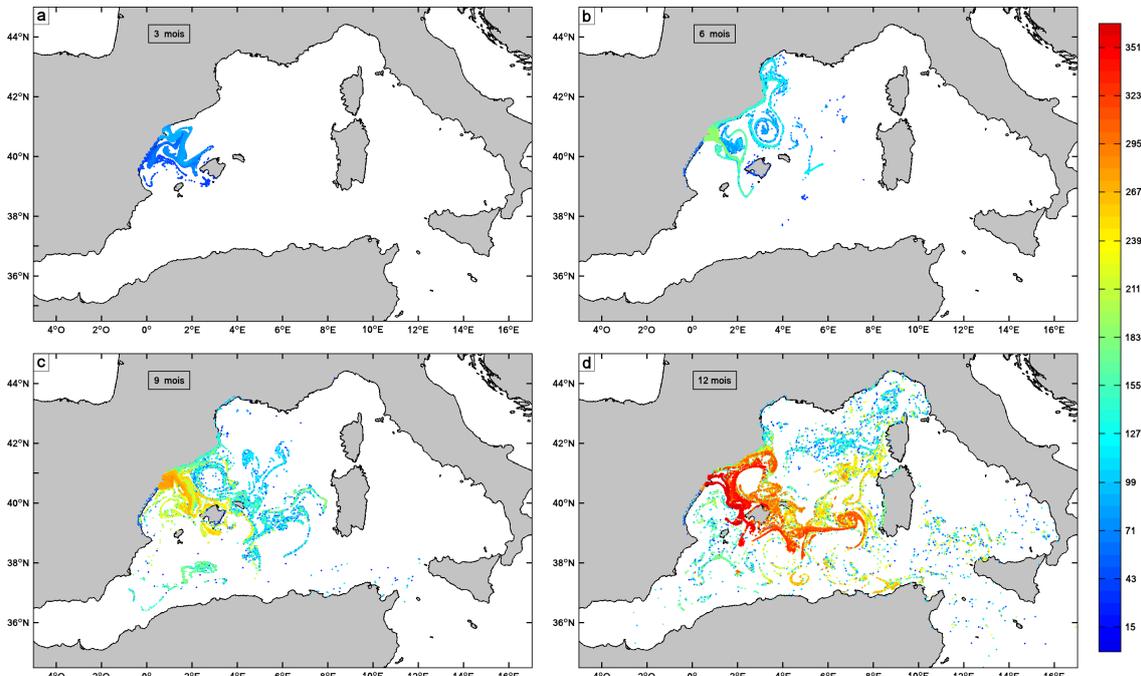


FIGURE 4.9 – Simulation de l'évolution au cours du temps de la répartition des déchets marins lâchés à l'embouchure de l'Ebre, et réalisée à partir de champs de vitesse MED12v75 ainsi que du modèle de transport ARIANE. Échelle de couleurs identique à celle de la Fig. 4.8.

anticyclonique (Fig. 4.8b). D'autres particules bifurquent plus à l'Est et empruntent une branche de recirculation qui les amènent au Nord de la Corse. Suivant la période de l'année, elles peuvent suivre deux chemins distincts, soit en longeant la côte orientale de la Corse et en descendant jusque dans la mer Tyrrhénienne, soit en se dirigeant vers le Nord où elles sont transportées par le Courant Nord vers le Golfe du Lion. Dans ce cas, elles finissent alors par redescendre jusqu'au niveau des Baléares. Il est intéressant de noter qu'une partie des particules piégées dans le gyre anticyclonique présent au Nord des Baléares est ainsi capable d'effectuer un tour complet du sous-bassin Liguro-Provençal en à peu près 8 mois, et que certaines des particules piégées mettent également plusieurs mois pour s'échapper de cette structure de courant.

A l'échelle d'une année, la Fig. 4.8d montre que les particules provenant du Rhône sont susceptibles d'occuper la majeure partie du bassin occidental, à l'exception de la mer d'Alboran, de l'Est du sous-bassin Algérien et de la mer des Baléares. L'absence relative de particules dans la mer des Baléares semble causée par la présence du gyre anticyclonique au Nord-Est de cette région qui bloque le transport des déchets marins. Ainsi, le Rhône, de par ses rejets, est susceptible de participer à la constitution des grandes zones d'accumulation du Nord-Est des Baléares et du centre de la mer Tyrrhénienne.

L'impact littoral des particules relâchées par le fleuve apparaît extrêmement important à l'Ouest du Golfe du Lion ainsi que sur les côtes catalanes espagnoles. La présence de nombreuses particules à proximité immédiate du littoral y est rapportée durant toute l'année, avec un pic en automne et en hiver (Fig. 4.8c et 4.8d). On observe d'ailleurs durant l'hiver une recrudescence du nombre de particules présentes dans le Golfe du Lion, qui agit alors comme une zone de rétention temporaire. D'autres zones côtières comme les plages de Majorque et de Minorque⁸, ou le littoral occidental de la Corse et de la Sardaigne, constituent également une destination privilégiée pour les particules provenant du Rhône.

D'un autre côté, l'influence du gyre anticyclonique présent au Nord des Baléares sur les trajectoires adoptées par les particules issues de l'Ebre est encore plus marquée. Ce gyre étant situé face à son embouchure, il a tendance à directement piéger un nombre important de particules et à bloquer leur transport vers l'Est (Fig. 4.9c et 4.9d). On peut également noter la présence temporaire au Nord-Ouest de Majorque (Fig. 4.9b), de début Mai à mi-Août, d'un second gyre, tournant dans le sens cyclonique, qui capture lui aussi un certain nombre de particules. Parallèlement à cela, une proportion importante des particules régulièrement introduites à l'embouchure de l'Ebre se retrouve advectée par un courant côtier longeant le littoral catalan espagnol, et remonte jusqu'à la hauteur du Golfe du Lion. La présence du gyre anticyclonique semble favoriser les échanges de déchets marins entre la côte catalane espagnole et le large (Fig. 4.9d). Le littoral situé au sud de l'embouchure paraît quant à lui moins impacté par le phénomène d'échouage.

A partir de Juin, on observe qu'une partie des particules piégées dans les gyres, ou

8. les deux principales îles de l'archipel des Baléares

provenant directement de l'embouchure, franchit les Baléares soit en passant entre les îles de l'archipel, soit en longeant la côte orientale de Minorque (Fig. 4.9c et 4.9d). Elles remontent alors vers le Nord-Est en direction des côtes Corses, ou se répartissent dans le sous-bassin Algérien, certaines d'entre elles étant par la suite progressivement entraînées vers le détroit de Sicile et la mer Tyrrhénienne. Dans l'ensemble, les particules provenant de l'Ebre mettent plus de temps à se répartir dans le bassin occidental que celles provenant du Rhône, et les échanges avec la mer Tyrrhénienne apparaissent moins marqués.

Finalement, le Rhône et l'Ebre, à la condition fort vraisemblable qu'ils transportent un nombre significatif de déchets, sont tout à fait à même d'alimenter la grande zone d'accumulation présente au Nord-Est des Baléares, et dans une moindre mesure celle du centre de la mer Tyrrhénienne. Les structures tourbillonnaires que nous venons d'évoquer jouent d'ailleurs à ce titre un rôle important dans la rétention des déchets marins. Les deux simulations, notamment celle qui concerne le Rhône, montrent d'autre part que certaines particules adoptent une structure en "filament" plutôt que de se déplacer en nappes. Ce comportement est dû très probablement à la manière dont on calcule le transport des déchets en mer, qui ne fait pas intervenir de composante de diffusion.

4.5 Conclusion et discussion sur de futures campagnes d'observation

L'étude des différentes observations de déchets marins actuellement disponibles en Méditerranée nord-occidentale, qu'il s'agisse d'observations visuelles locales réalisées à partir de campagnes océanographiques [ÉcoOCéan, travaux de : [Aliani et al., 2003b](#); [Aliani and Molcard, 2003a](#); [Suaria and Aliani, 2014](#)] ou d'observations aériennes couvrant de plus grandes étendues (campagne SAMM), montre l'omniprésence, avec une intensité certes variable suivant la période de l'année, des déchets en surface. Aucune région de cette partie du bassin n'apparaît en effet totalement libre de déchets flottants d'origine anthropique. Néanmoins, nous avons pu montrer que ceux-ci ont globalement tendance à s'accumuler dans des zones associées à des structures de courant particulières, telles que le Nord-Est des Baléares (gyre anticyclonique) ou le Courant Nord, cela malgré la forte variabilité méso-échelle de la circulation générale de surface.

Les données recueillies durant la campagne ÉcoOcéan, ainsi que celles issues de la surveillance de plusieurs plages (Mer-Terre), ont ainsi permis de démontrer le rôle essentiel du Courant Nord, non seulement dans le transport côtier des déchets marins le long de la Côte d'Azur, mais aussi dans leur échouage au niveau de la région d'Antibes. Celui-ci résulte de la combinaison de plusieurs facteurs : la présence quasi permanente de déchets marins dans la veine de courant principale, le rapprochement de cette dernière à la côte durant de forts épisodes de vent d'Est, ainsi que l'orientation du trait de côte. Bien que le rôle des fleuves et des rivières comme sources de déchets marins ne soit plus à établir [[Gasperi et al., 2014](#); [Lechner et al., 2014](#)], l'étude de ces données a également permis de

mettre en évidence l'importance du Var, principal fleuve de la région, dans l'échouage de grandes quantités de déchets durant les périodes de fortes précipitations qui entraînent un lessivage des sols. En France, plusieurs campagnes de l'Ifremer dans le Golfe de Gascogne, entre 1994 et 1998, avaient déjà permis de conclure que les plus fortes densités de déchets présents sur les fonds océaniques sont retrouvées face à l'embouchure des cours d'eau de la région, notamment la Loire, la Gironde et l'Adour [Galgani et al., 2000].

Les simulations de transport que nous avons réalisées à partir des embouchures du Rhône et de l'Ebre permettent d'autre part d'envisager la côte catalane espagnole, ainsi que les côtes occidentales du Golfe du Lion, comme des destinations privilégiées pour les déchets marins relâchés par ces cours d'eau. Les seules observations dont nous disposons dans la région (campagne SAMM) rapportent effectivement, quelle que soit la période de l'année, la présence de fortes concentrations de déchets le long de ce littoral. Les résultats de ces simulations montrent également que les rejets de ces deux fleuves, grâce à la dynamique de la circulation de surface, sont susceptibles de participer à la constitution des grandes zones d'accumulation du Nord-Est des Baléares et du centre de la mer Tyrrhénienne. Néanmoins, aucune donnée d'observation actuelle ne permet d'appuyer ces résultats, et c'est bien là la plus grande difficulté que l'on rencontre dans l'étude du transport des déchets marins en Méditerranée.

Bien que la majorité des observations de déchets flottants en Méditerranée ait été réalisée dans sa partie occidentale [Aliani et al., 2003b; Aliani and Molcard, 2003a; Suaria and Aliani, 2014, campagnes ÉcoOCéan et SAMM], nous ne disposons toujours dans cette région, et a fortiori dans le reste du bassin méditerranéen, que d'une description incomplète de leur distribution en fonction du temps. Or, si les simulations numériques permettent effectivement, sous la contrainte d'hypothèses plus ou moins fortes, d'apporter des connaissances supplémentaires sur le transport des déchets en mer et de déterminer des zones probables d'accumulation, il n'en reste pas moins qu'elles doivent nécessairement être confrontées à des observations in-situ afin de justifier leur pertinence. L'étude la plus exhaustive à ce jour sur la répartition des déchets flottants en Méditerranée est celle de Suaria and Aliani [2014]. Sa comparaison avec les résultats de nos simulations, que ce soit à large échelle ou à une échelle régionale, reste cependant très délicate étant donné qu'elle ne couvre pas, à l'exception du centre de la mer Tyrrhénienne, les zones d'intérêt que nous avons pu définir, et qu'elle apporte une vision très ponctuelle.

L'étude du transport des déchets le long de la Côte d'Azur nécessiterait des campagnes de mesures en mer répétées dans le temps, et favorisant l'observation de la distribution des déchets dans la veine principale du Courant Nord, plutôt qu'une unique campagne d'observation couvrant l'ensemble de la région côtière située entre le Golfe du Lion et la frontière italienne. Un effort d'observation durant les périodes hivernales devrait de même être entrepris, car il n'existe toujours pas de données dans le Courant Nord à cette période de l'année, à l'exception des observations aériennes de la campagne SAMM, peu adaptées à l'étude du transport côtier des déchets marins. L'utilisation combinée d'observations en

mer (déchets flottants) et à terre (échouages) s'étant révélée très utile à la compréhension des flux de déchets large/côte, nous proposons d'autre part de renouveler ce genre d'observations pour de futures campagnes en adoptant un protocole plus adapté (section 4.2). Enfin, la pose de filets au niveau de l'embouchure du Var dans le but de bloquer les déchets flottants devrait aussi être envisagée, au moins durant un épisode de fortes précipitations. Cela permettrait d'évaluer le flux de déchets d'origine anthropique introduits dans le milieu marin par le Var. Nous suggérons ainsi de réaliser une ou deux expériences de ce genre, puis le reste de l'année, de lâcher des flotteurs Lagrangiens à l'embouchure du fleuve dans des conditions météorologiques différentes afin de cartographier les trajets privilégiés des déchets (voir section 2.4.3).

A l'échelle du bassin occidental⁹, l'étude de Cózar et al. [2015] est la seule à avoir entrepris la comparaison de mesures de concentrations en débris d'origine anthropique effectuées en surface (chalutage avec des filets de maille comprise entre 200 et 300 μm), avec des concentrations relatives prédites par un modèle numérique [Lebreton et al., 2012]. Néanmoins, si elle suggère que la variabilité de la circulation de surface méditerranéenne empêche toute formation de zones d'accumulation stables, elle reconnaît aussi que la résolution spatio-temporelle des mesures utilisées pour cette comparaison n'est pas suffisante pour permettre une analyse robuste. Les travaux présentés dans cette thèse montrent que les régions situées au Nord-Est des Baléares et au centre de la mer Tyrrhénienne présentent toutes les caractéristiques requises pour constituer, entre les mois d'Avril et de Septembre, des zones d'accumulations temporaires. Les futures campagnes de quantification des déchets flottants menées dans le bassin occidental devraient donc privilégier l'observation de ces régions durant cette période, car c'est là qu'elles ont le plus de chance de rencontrer de fortes densités de déchets marins.

Enfin, le Golfe du Lion, de par son hydrodynamique particulière et la présence de plusieurs sources importantes de déchets marins constitue une zone certainement très intéressante de ce point de vue, qui a été relativement peu étudiée. Ses côtes occidentales ainsi que celles de la région catalane espagnole constituent, avec les côtes occidentales corses et sardes, des lieux privilégiés pour l'étude des échouages de déchets dans cette partie du bassin méditerranéen. Des travaux similaires à ceux que nous avons effectués dans la région d'Antibes pourraient tout à fait y être envisagés.

9. et même à l'échelle de la Méditerranée

Chapitre 5

Conclusion et perspectives

Schémas généraux d'accumulation et de transport des déchets marins

Le premier objectif de ce travail de thèse était d'étudier la probabilité de formation de zones d'accumulation de déchets marins à l'échelle du bassin méditerranéen. Actuellement, aucune zone que l'on pourrait qualifier comme telle n'a encore été identifiée en Méditerranée par des observations in-situ de déchets en surface ou des modélisations numériques, comme cela a pu être fait dans les différents bassins océaniques. Depuis quelques années, la Méditerranée a pourtant clairement été reconnue comme une mer très fortement impactée par les déchets marins [Cózar et al., 2015; Eriksen et al., 2014; Lebreton et al., 2012].

Grâce à un ensemble conséquent de simulations de transport, nous avons mis en évidence l'existence possible de trois zones d'accumulation dans le bassin Liguro-Provençal, en mer Tyrrhénienne ainsi qu'au Nord du Golfe de Syrte [Mansui et al., 2015a]. Celles-ci ont un diamètre de quelques centaines de kilomètres imposé par la circulation de surface des différents sous-bassins méditerranéens, qui ne permettent pas la constitution de zones d'accumulation plus imposantes. La détermination de leur caractère non permanent représente un résultat fort de cette étude. Contrairement à ce que l'on observe par exemple dans le Pacifique Nord, la variabilité de la circulation de surface apporte suffisamment d'instabilités pour entraîner périodiquement une redistribution à travers la Méditerranée occidentale et centrale des déchets piégés par ces structures.

L'analyse des simulations a également permis de dresser un premier schéma du transport des déchets dans le bassin méditerranéen (Fig. 5.1). Celui-ci montre que l'advection entre les différentes zones d'accumulation (**A**, **B** et **C**) est principalement assurée par des courants côtiers (Courant Algérien, Courant Nord) de forte dynamique, qui constituent des zones de transit et participent à la redistribution des déchets lors de l'atténuation des zones d'accumulation. Dans le bassin occidental, la dynamique de surface favorise l'accumulation des déchets en mer. Ainsi, à l'exception des Baléares et de la côte orientale corse qui reçoivent directement une partie des débris piégés par la zone d'accumulation **A**, les côtes



FIGURE 5.1 – Schéma de transport des déchets marins issu de l'ensemble des simulations numériques réalisées durant cette thèse. Les chemins privilégiés empruntés par les déchets sont représentés par des flèches noires. Les zones A, B et C constituent les 3 grandes zones temporaires d'accumulation dans le bassin méditerranéen. Les côtes surlignées en rouge (vert) sont celles présentant un risque important (modéré) d'échouage de déchets.

du bassin occidental sont relativement épargnées par les échouages de déchets marins en regard du bassin oriental. La Côte d'Azur ainsi que la côte catalane française et espagnole constituent malgré tout des zones favorables à l'échouage.

A l'extrême Ouest du bassin, les gyres de la mer d'Alboran sont des structures d'une centaine de kilomètres de diamètre susceptibles de piéger localement les déchets marins. Dans nos simulations ces structures n'apparaissent pas véritablement comme des zones d'accumulation. Néanmoins cela peut s'expliquer par nos choix en terme de modélisation. L'étude de leur rôle dans le transport des déchets flottants demanderait la mise en place de nouvelles simulations à partir d'une configuration du modèle hydrodynamique de meilleure résolution spatio-temporelle. On pourrait par exemple envisager de réaliser des lâchers réguliers de particules dans le détroit de Gibraltar, à la condition de vérifier auparavant la validité des courants de surface dans cette zone (frontière du domaine qui est gérée à l'aide d'une zone tampon), et étudier le temps de résidence de ces particules dans chacun des gyres.

Dans le bassin oriental, deux zones très différentes peuvent être distinguées du point de vue du transport des déchets marins en surface. La Méditerranée centrale est marquée par la présence de la zone d'accumulation C au Nord du Golfe de Syrte, et par des côtes tunisiennes et libyenne extrêmement touchées par les échouages de débris. Nos simulations montrent que l'essentiel des particules numériques que nous avons initialement introduites en Méditerranée centrale aboutit dans cette partie du bassin. Le fort taux d'échouage constaté sur les côtes tunisiennes et libyennes provient de la proximité de la zone C avec ces côtes, de la faible dynamique de surface qui caractérise la région, ainsi que du chan-

gement d'orientation du trait de côte à l'Est du Golfe de Syrte. Contrairement à ce que l'on peut observer dans le bassin occidental, cette zone d'accumulation a un impact côtier direct très étendu dans la région. Le sous-bassin Levantin fonctionne quant à lui en vase clos dans le sens où l'on observe peu d'échanges de particules avec le reste de la Méditerranée. La circulation de surface dans le sous-bassin ne permet pas la constitution d'une zone d'accumulation en pleine mer. La majorité des particules se trouve donc advectée par des courants côtiers, tels que le courant Lybio-Égyptien, qui les rejettent sur les côtes méridionales et orientales du sous-bassin. Ces côtes peuvent vraisemblablement être considérées comme des zones préférentielles d'échouage de déchets marins. La seule étude existante à propos de la présence effective de déchets sur le littoral a été menée par [Golik and Gertner \[1992\]](#) sur 6 plages israéliennes. Si les auteurs concluent qu'une grande majorité des déchets récoltés a été apportée par les personnes fréquentant les plages considérées, ils observent également un certain nombre d'objets qui proviennent de pays frontaliers¹ et ont effectivement été transportés par des courants côtiers.

En définitive, cette description représente la première tentative d'établir un schéma global du transport des déchets marins dans le bassin méditerranéen. Elle doit être considérée comme une description qualitative basée sur des modélisations numériques qui impliquent un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, mais donnent une vision moyenne satisfaisante du transport des débris à l'échelle du bassin. Les rares observations existantes à ce jour de la distribution des déchets en surface ne permettent pas de confirmer l'existence véritable des zones d'accumulation que nous avons identifiées. Néanmoins, ces observations sont très disparates dans le temps et l'espace, et restent malgré cela en accord avec la description que nous faisons du comportement des déchets dans le reste de la Méditerranée. En tout état de cause, il est certain qu'un effort important d'observation reste à fournir en Méditerranée. Les récentes expéditions de quantification des débris telles que les campagnes DCE, TARA Méditerranée ou Expédition MED, participent d'ailleurs à cet effort et devraient permettre d'améliorer nos connaissances sur la répartition des déchets dans le bassin.

Rôle d'un courant de bord et des fleuves dans la distribution locale des déchets et dans leur dissémination dans le bassin occidental

Le second objectif de cette thèse était de déterminer l'impact des forçages atmosphériques et de la variabilité des courants de surface sur les schémas de transport régionaux des déchets marins flottants et leur échouage. Pour cela nous avons choisi d'étudier le transport des déchets le long de la Côte d'Azur [[Mansui et al., 2015b](#)], qui est une zone très intéressante d'un point de vue dynamique (courant de bord), et que nous avons préalablement

1. présence d'inscriptions qui permettent d'identifier leur origine

identifiée, grâce aux simulations large échelle, comme une zone favorable aux échouages de débris. L'analyse d'observations visuelles de déchets en surface, de sorties d'un modèle hydrodynamique dans une configuration régionale, et le calcul d'exposants de Lyapunov en temps fini ont permis de mettre en évidence le rôle prépondérant du Courant Nord dans ce transport. Nous avons également pu montrer que les échouages de déchets observés sur ce littoral (région d'Antibes) proviennent d'une part de la présence quasi permanente de déchets dans le Courant Nord et du rapprochement à la côte de la veine principale de courant durant des épisodes de vent d'Est, et d'autre part du rejet par les fleuves d'une grosse quantité de déchets d'origine anthropique durant des épisodes extrêmes de précipitations.

Plusieurs simulations numériques ont permis à ce titre d'évaluer le transport de particules virtuelles reproduisant le comportement en surface des déchets marins à partir des embouchures des 2 principaux fleuves de Méditerranée occidentale. Elles mettent en évidence le rôle de ces fleuves non seulement dans la distribution locale des déchets, mais aussi dans leur répartition à l'échelle du bassin occidental. La position remarquable de ces cours d'eau vis-à-vis de la zone d'accumulation identifiée au Nord-Est des Baléares (zone **A**), autorise effectivement une redistribution des particules dans l'ensemble du bassin occidental, à l'exception de la mer d'Alboran, qui permet d'envisager une large dissémination des déchets en Méditerranée occidentale.

Perspectives

La connaissance limitée des processus affectant le transport en surface des déchets marins à une échelle littorale et l'intérêt, non seulement environnemental mais aussi sociétal, de la préservation des plages, oriente naturellement la suite de ces travaux vers une étude du transport des déchets flottants dans un environnement côtier extrêmement local. Nous avons ainsi d'ores et déjà entamé dans la baie de Hyères un projet de Cartographie des trajets empruntés par les Déchets autour des îles d'OR (CADOR). Celui-ci combine l'utilisation de flotteurs permettant de décrire la dynamique des déchets marins en surface (section 2.4.3), d'un modèle de circulation à très haute résolution (NIDOR192, section 2.2.3.3) et du modèle de transport ICHTHYOP (section 2.3.2) offrant différentes gestions de l'échouage des particules virtuelles, ainsi que des observations relatives à l'échouage de déchets d'origine anthropique sur une plage de la baie (section 2.4.2.2). Cette dernière est une baie semi-fermée à la circulation complexe dans laquelle se jette le Gapeau, fleuve connu pour ses crues fréquentes.

Les premiers résultats de cette étude montrent que le transport des déchets dans la baie est principalement assuré par des courants induits par le vent ou par des intrusions ponctuelles d'une branche secondaire du Courant Nord, qui longe lui-même la baie en passant au Sud des îles d'Or. Néanmoins, les lâchers de flotteurs réalisés à l'embouchure du Gapeau, et faisant directement suite à des épisodes de fortes précipitations, indiquent que le fort débit du fleuve peut grandement modifier la trajectoire des déchets marins

dans la baie en s'opposant au courant induit par le vent lorsque celui-ci ne va pas dans la même direction. Le transport des déchets rejetés par le Gapeau semble surtout dépendre du débit du fleuve, de l'intensité du vent ainsi que de l'orientation des vagues. Un cas typique d'échouage de flotteurs à proximité immédiate de l'embouchure de ce fleuve a ainsi pu être observé en raison de leur transport par les vagues.

Les mécanismes de transport qui agissent à cette échelle sont extrêmement locaux. Bien qu'ils aient été négligés durant l'étude présentée tout au long de ce manuscrit, leur modélisation représente un vrai enjeu du point de vue numérique, et devrait faire l'objet de travaux approfondis. Différentes applications sont envisageables (e.g. la gestion des échouages de déchets ou la protection d'espèces animales), notamment pour des organismes tels que des parcs naturels, ayant pour vocation de protéger l'environnement de toute pollution. L'ensemble des simulations réalisées ainsi que les premiers résultats du projet CADOR posent de plus la question de la détermination des paramètres favorables à la mise en circulation hauturière des déchets marins. Si les processus impliqués ici sont de petites échelles, ils aboutissent néanmoins à l'advection des déchets par la circulation générale de surface qui gouverne leur répartition dans le bassin méditerranéen.

On peut d'autre part trouver plusieurs applications à ce travail en ce qui concerne l'impact des déchets flottants d'origine anthropique sur la faune marine méditerranéenne. Ce type d'études est particulièrement d'actualité depuis que la commission européenne s'est engagée en 2008, par sa Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), à atteindre un bon état écologique² du milieu marin d'ici 2020. La DCSMM prévoit dans ce cadre particulier la mise en place de protocoles de surveillance sur l'ensemble du territoire européen afin d'évaluer régulièrement le bon état écologique du milieu marin et l'efficacité des mesures de préservation qui viseront à l'atteindre et à le maintenir. Ces protocoles devront s'appuyer sur des mesures indirectes basées sur des indicateurs de tendance dont la confrontation permettra d'effectuer un diagnostic de l'état écologique des mers européennes et des impacts des activités anthropiques. Un seuil réglementaire de non dépassement doit ainsi être fixé pour chaque indicateur sous la forme d'un objectif de qualité écologique. Un des indicateurs proposés pour le descripteur des déchets marins concerne la quantité et la composition des déchets ingérés par les organismes marins. Sur la côte Atlantique l'utilisation des fulmars dans ce but a déjà été validée et s'inscrit dans le cadre de la convention OSPAR³. En Méditerranée, la tortue caouanne a quant à elle récemment été proposée [Galgani et al., 2013; Matiddi et al., 2011] car sa distribution spatiale étendue et l'occurrence régulière de déchets anthropiques dans les contenus stomacaux la désignent comme un outil potentiel d'évaluation du suivi du descripteur des déchets marins. Une

2. le bon état écologique est défini comme étant "l'état écologique des eaux marines tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme d'océans et de mers qui soient propres, en bon état sanitaire et productifs dans le cadre de leurs conditions intrinsèques, et que l'utilisation du milieu marin soit durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et à venir"

3. Convention internationale pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est

collaboration vient d'être engagée à ce titre avec le CEFÉ-EPHE⁴ afin de définir si les tortues caouannes peuvent effectivement constituer un bon indicateur de la densité des déchets marins en Méditerranée. Les travaux réalisés durant cette thèse pourraient permettre d'évaluer la probabilité d'ingestion de déchets par les tortues caouannes. Des cartes de risques d'ingestion de déchets pourraient ainsi être obtenues à partir d'analyses de niche écologique couplant des cartes d'habitat (courant, bathymétrie, SST), des cartes de déchets (simulations large échelles de transport (cf chapitre 3), observations de déchets flottants) et des données de répartition des tortues (observations, suivis satellite).

Finalement, les travaux réalisés durant cette thèse ont permis d'étudier le transport des déchets marins en Méditerranée à différentes échelles spatio-temporelles, et d'établir un schéma global de ce transport. Ils pourront trouver différentes applications, que ce soit sur l'étude des paramètres favorables à la mise en circulation hauturière des déchets ou sur leur impact environnemental dans le bassin.

4. Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, École Pratique des Hautes Études

Bibliographie

- Albérola, C., Millot, C., 2003. Circulation in the French Mediterranean coastal zone near Marseilles : the influence of wind and the Northern Current. *Continental Shelf Research* 23(6), 587–610.
- Albérola, C., Millot, C., Font, J., 1995a. On the seasonal and mesoscale variabilities of the Northern Current during the PRIMO-0 experiment in the western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 18(2), 163–192.
- Albérola, C., Rousseau, S., Millot, C., Astraldi, M., Font, J., Garcia-Lafuente, J. J., Gasparini, G. P., Send, U., Vangriesheim, A., 1995b. Tidal currents in the western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta* 18(2), 273–284.
- Aliani, S., Griffa, A., Molcard, A., 2003b. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 46(9), 1142–1149.
- Aliani, S., Molcard, A., 2003a. Hitch-hiking on floating marine debris : macrobenthic species in the western Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 503, 59–67.
- Allen, R., Jarvis, D., Sayer, S., Mills, C., 2012. Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. *Marine Pollution Bulletin* 64(12), 2815–2819.
- Andrady, A. L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62(8), 1596–1605.
- Andrello, M., Mouillot, D., Beuvier, J., Albouy, C., Thuiller, W., Manel, S., 2013. Low connectivity between Mediterranean marine protected areas : a biophysical modeling approach for the Dusky grouper *Epinephelus marginatus*. *PLoS ONE* 8, e68564.
- Angiolillo, M., di Lorenzo, B., Farcomeni, A., Bo, M., Bavestrello, G., Santangelo, G., Cau, A., Mastascusa, V., Cau, A., Sacco, F., Canese, S., 2015. Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 92(1-2), 149–159.
- Arakawa, A., 1972. Design of the UCLA general circulation model. Numerical simulation of weather and climate. Technical Report 7, Department of Meteorology, University of California, Los Angeles, 116 pp.

- Ariza, E., Jiménez, J. A., Sardá, R., 2008. Seasonal evolution of beach waste and litter during the bathing season on the Catalan coast. *Waste Management* 28(12), 2604–2613.
- Astraldi, M., Gasparini, G. P., 1992. The seasonal characteristics of the circulation in the north Mediterranean basin and their relationship with the atmospheric-climatic conditions. *Journal of Geophysical Research : Oceans* 97(C6), 9531–9540.
- Astraldi, M., Gasparini, G. P., 1994. The seasonal characteristics of the circulation in the Tyrrhenian Sea. In : *Seasonal and inter-annual variability of the Western Mediterranean Sea. Coastal and estuarine studies*, 46. P.E. La Violette, ed. American Geophysical Union, Washington, D.C., 115–134.
- Astraldi, M., Gasparini, G. P., Vetrano, A., Vignudelli, S., 2002. Hydrographic characteristics and interannual variability of water masses in the central Mediterranean : a sensitivity test for long-term changes in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research Part I : Oceanographic Research Papers* 49(4), 661–680.
- Barnes, D. K. A., 2002a. Biodiversity : Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809.
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B, Biol. Sci.* 364(1526), 1985–1998.
- Barnes, D. K. A., Milner, P., 2005. Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology* 146(4), 815–825.
- Baulch, S., Perry, C., 2014. Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin* 80(1-2), 210–221.
- Beegle-Krause, C. J., 1999. GNOME : NOAA's next generation spill trajectory model. in : *OCEANS'99 MTS/IEEE. Riding the Crest into the 21st Century* 3, 1262–1266.
- Beegle-Krause, C. J., 2001. General NOAA oil modelling environment (GNOME) : a new spill trajectory model. in : *Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference*, vol. 2, pp. 865–871, Mira Digital Publ., St. Louis, Mo.
- Béranger, K., Mortier, L., Crépon, M., 2005. Seasonal variability of water transport through the Straits of Gibraltar, Sicily and Corsica, derived from a high-resolution model of the Mediterranean circulation. *Progress in Oceanography* 66(2-4), 341–364.
- Béranger, K., Mortier, L., Gasparini, G. P., Gervasio, L., Astraldi, M., Crépon, M., 2004. The dynamics of the Sicily Strait : a comprehensive study from observations and models. *Deep-Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography* 51(4-5), 411–440.
- Berline, L., Rammou, A. M., Doglioli, A., Molcard, A., Petrenko, A., 2014. A connectivity-based eco-regionalization method of the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 9, e11178.

- Berline, L., Zakardjian, B., Molcard, A., Ourmières, Y., Guihou, K., 2013. Modeling jellyfish *Pelagia noctiluca* transport and stranding in the Ligurian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 70(1-2), 90–99.
- Bethoux, J. P., Prieur, L., Nyffeler, F., 1982. The water circulation in the north-western Mediterranean Sea, its relations with wind and atmospheric pressure. In : *Hydrodynamics of Semi-Enclosed Seas*, J. C. J. Nihoul ed, 129–142.
- Bingel, F., Avsar, D., Unsal, M., 1987. A note on plastic materials in trawl catches in the northeastern Mediterranean. *Meeresforschung* 31(3-4), 227–233.
- Blanke, B., Raynaud, S., 1997. Kinematics of the Pacific Equatorial Undercurrent : an Eulerian and Lagrangian approach from GCM results. *Journal of Physical Oceanography* 27(6), 1038–1053.
- Blanke, B., Speich, S., Madec, G., Döös, K., 2001. A global diagnostic of interocean mass transfers. *Journal of Physical Oceanography* 31(6), 1623–1632.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., Thomas, L., 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press, 432 pp.
- Buongiorno Nardelli, B., Tronconi, C., Pisano, A., Santoleri, R., 2013. High and ultra-high resolution processing of satellite Sea Surface Temperature data over Southern European Seas in the framework of MyOcean project. *Remote Sensing of Environment* 129, 1–16.
- Campani, T., Baini, M., Giannetti, M., Cancelli, F., Mancusi, C., Serena, F., Marsili, L., Casini, S., Fossi, M. C., 2013. Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin* 74(1), 225–230.
- Carson, H. S., Lamson, M. R., Nakashima, D., Toloumu, D., Hafner, J., Maximenko, N., McDermid, K. J., 2013a. Tracking the sources and sinks of local marine debris in Hawai'i. *Marine Environmental Research* 84, 76–83.
- Certain, G., Bretagnolle, V., 2008. Monitoring seabirds population in marine ecosystem : the use of strip-transect aerial surveys. *Remote Sensing of Environment* 112(8), 3314–3322.
- Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jeftic, L., Jung, R. T., Kinsey, S., Kusui, E. T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M. A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, G., 2009. *UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter*. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186 ; IOC Tech. Ser. No 83.
- Chiappone, M., Dienes, H., Swanson, D. W., Miller, S. L., 2005. Impacts of lost fishing gear on coral reef sessile invertebrates in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Biological Conservation* 121(2), 221–230.

- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology* 47(12), 6646–6655.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment : a review. *Marine Pollution Bulletin* 62(12), 2588–2597.
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64(4), 861–864.
- Convey, P., Barnes, D. K. A., Morton, A., 2002. Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. *Polar Biology* 25(8), 612–617.
- Cózar, A., Sanz-Martín, M., Marti, E., González-Gordillo, J. I., Ubeda, B., Gálvez, J. Á., Irigoien, X., Duarte, C. M., 2015. Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10, e0121762.
- Cuif, M., Kaplan, D. M., Lefèvre, J., Faure, V. M., Caillaud, M., Verley, P., Vigliola, L., Lett, C., 2014. Wind-induced variability in larval retention in a coral reef system : a biophysical modelling study in the south-west lagoon of New Caledonia. *Progress in Oceanography* 122, 105–115.
- Declerck, A., Ourmières, Y., Molcard, A., 2015. Assessment of the coastal dynamics in a nested zoom and feedback on the boundary current : the north-western Mediterranean Sea case. *Ocean Dynamics*, under revision.
- Di-Méglio, N., David, L., Capoulade, F., Gambaiani, D., Mayol, P., Mc Kenzie, C., Mc Kenzie, E., Schneider, M., 2010. Synthèse des connaissances sur l'impact du trafic maritime. Programme de recherche PELAGOS France 2007/2009. Rapport final GIS3M, 334pp.
- Dias, D. F., Pezzi, L. P., Gherardi, D. F. M., Camargo, R., 2014. Modeling the spawning strategies and larval survival of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*). *Progress in Oceanography* 123, 38–53.
- Dickey, T. D., 2003. Emerging ocean observations for interdisciplinary data assimilation systems. *Journal of Marine Systems* 40-41, 5–48.
- Doglioli, A. M., Veneziani, M., Blanke, B., Speich, S., Griffa, A., 2006. A Lagrangian analysis of the Indian-Atlantic interocean exchange in a regional model. *Geophysical Research Letters* 33(14), L14611.
- Duchez, A., 2011. Contrôle du courant Nord Méditerranéen dans le golfe du Lion : une approche par simulation du système d'observation. PhD thesis, Université du Sud Toulon Var.

- Ebbesmeyer, C. C., Ingraham, W. J., 1994. Pacific toy spill fuels ocean current pathways research. *EOS Transactions of the American Geophysical Union* 75(37), 425–430.
- Engler, R. E., 2012. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science and Technology* 46(22), 12302–12315.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borrero, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., Reisser, J., 2014. Plastic pollution in the world's oceans : more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* 9, e111913.
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., Rifman, S., 2013. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 68(1-2), 71–76.
- Falco, P., Griffa, A., Poulain, P. M., Zambianchi, E., 2000. Transport properties in the Adriatic Sea as deduced from drifter data. *Journal of Physical Oceanography* 30(8), 2055–2071.
- Faure, F., Saini, C., Potter, G., Galgani, F., de Alencastro, L., Hagmann, P., 2015. An evaluation of surface micro- and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the western Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research* 22(16), 12190–12197.
- Fossi, M. C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., Minutoli, R., 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin* 64(11), 2374–2379.
- Gabrielides, G. P., Golik, A., Loizides, L., Marino, M. G., Bingel, F., Torregrossa, M. V., 1991. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. *Marine Pollution Bulletin* 23, 437–441.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 70(6), 1055–1064.
- Galgani, F., Jaunet, S., Campillo, A., Guenegon, X., His, E., 1995b. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the north-western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 30(11), 713–717.
- Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goragner, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J. C., Poulard, J. C., Nerisson, P., 2000. Litter on the sea floor along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 40(6), 516–527.
- Galgani, F., Souplet, A., Cadiou, Y., 1996. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series* 142, 225–234.

- Galil, B. S., Golik, A., Türkay, M., 1995b. Litter at the bottom of the sea : A sea bed survey in the eastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 30(1), 22–24.
- Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V., Tassin, B., 2014. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine river. *Environmental Pollution* 195, 163–166.
- Gerigny, O., Tomasino, C., Henry, M., Galgani, F., 2011. Rapport état initial déchets en mer, sous-région marine MO, 5 pp.
- Goldberg, E. D., 1997. Plasticizing the seafloor : an overview. *Environmental Technology* 18(2), 195–201.
- Golik, A., Gertner, Y., 1992. Litter on the Israeli coastline. *Marine Environmental Research* 33(1), 1–15.
- Gregory, M. R., 1978. Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 12(4), 399–414.
- Gregory, M. R., 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings – entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philos. Trans. R. Soc. London Ser. B, Biol. Sci.* 364(1526), 2013–2025.
- Gregory, M. R., Ryan, P. G., 1997. Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris : a review of Southern Hemisphere perspectives. In : Coe, J. M., Rogers D. B. (Eds.), *Marine Debris—Sources, Impacts and Solutions*, Springer-Verlag, New York, 49–66.
- Guihou, K., 2013. Étude de la dynamique du Courant Nord au large de Toulon, à l’aide de modèle, observations in-situ et données satellites. PhD thesis, Institut Méditerranéen d’Océanologie, Toulon.
- Guihou, K., Marmain, J., Ourmières, Y., Molcard, A., Zakardjian, B., Forget, P., 2013. A case study of the mesoscale dynamics in the north-western Mediterranean Sea : a combined data-model approach. *Ocean Dynamics* 63(7), 793–808.
- Güven, O., Gülyavuz, H., Deval, M. C., 2013. Benthic debris accumulation in bathyal grounds in the Antalya bay, eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13, 43–49.
- Haller, G., 2001a. Distinguished material surfaces and coherent structures in 3D fluid flows. *Physica D* 149(1), 248–277.
- Haller, G., 2011. A variational theory of hyperbolic Lagrangian Coherent Structures. *Physica D : Nonlinear Phenomena* 240(7), 574–598.

- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., d'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Elbert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319(5865), 948–952.
- Herrmann, M., Somot, S., Calmanti, S., Dubois, C., Sevault, F., 2011. Representation of spatial and temporal variability of daily wind speed and of intense wind events over the Mediterranean Sea using dynamical downscaling : impact of the regional climate model configuration. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 11, 1983–2001.
- Hinojosa, I. A., Thiel, M., 2009. Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 58(3), 341–350.
- Howell, E. A., Bograd, S. J., Morishige, C., Seki, M. P., Polovina, J. J., 2012. On North Pacific circulation and associated marine debris concentration. *Marine Pollution Bulletin* 65(1-3), 16–22.
- Isobe, A., Kako, S., Chang, P. H., Matsuno, T., 2009. Two-way particle-tracking model for specifying sources of drifting objects : application to the East China Sea shelf. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 26(8), 1672–1682.
- Jacket, D. R., Mc Dougall, T. J., 1995. Minimal adjustment of hydrographic profiles to achieve static stability. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 12, 381–389.
- Kako, S., Isobe, A., Kataoka, T., Hinata, H., 2014. A decadal prediction of the quantity of plastic marine debris littered on beaches of the East Asian marginal seas. *Marine Pollution Bulletin* 81(1), 174–184.
- Kako, S., Isobe, A., Magome, S., Hinata, H., Seino, S., Kojima, A., 2011. Establishment of numerical beach-litter hindcast/forecast models : an application to Goto Islands, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 62(2), 293–302.
- Kako, S., Isobe, A., Seino, S., Kojima, A., 2010b. Inverse estimation of drifting-object outflows using actual observation data. *Journal of Oceanography* 66(2), 291–297.
- Katsanevakis, S., Katsarou, A., 2004. Influences on the distribution of marine debris on the seafloor of shallow coastal areas in Greece (eastern Mediterranean). *Water, Air and Soil Pollution* 159(1), 325–337.
- Keller, A. A., Fruh, E. L., Johnson, M. M., Simon, V., McGourty, C., 2010. Distribution and abundance of anthropogenic marine debris along the shelf and slope of the US West Coast. *Marine Pollution Bulletin* 60(5), 692–700.
- Kirkman, H., Kendrick, G. A., 1997. Ecological significance and commercial harvesting of drifting and beach-cast macro-algae and seagrasses in Australia : a review. *Journal of Applied Phycology* 9(4), 311–326.

- Kordella, S., Geraga, M., Papatheodorou, G., Fakiris, E., Mitropoulou, I. M., 2013. Litter composition and source contribution for 80 beaches in Greece, eastern Mediterranean : a nationwide voluntary clean-up campaign. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 16(1), 111–118.
- Kornilios, S., Drakopoulos, P. G., Dounas, C., 1998. Pelagic tar, dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons and plastic distribution in the Cretan Sea, Greece. *Marine Pollution Bulletin* 36(12), 989–993.
- Koutsodendris, A., Papatheodorou, G., Kougiourouki, O., Georgiadis, M., 2008. Benthic marine litter in four gulfs in Greece, Eastern Mediterranean ; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77(3), 501–512.
- Kubota, M., 1994. A mechanism for the accumulation of floating marine debris north of Hawaii. *Journal of Physical Oceanography* 24(5), 1059–1064.
- Kubota, M., Takayama, K., Namimoto, D., 2005. Pleading for the use of biodegradable polymers in favor of marine environments and to avoid an asbestos-like problem for the future. *Applied Microbiology and Biotechnology* 67(4), 469–476.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W., Law, K. L., 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical Research Letters* 39(7), 6 pp.
- La Violette, P. E., 1994b. Overview of the major forcings and water masses of the western Mediterranean Sea. in : La Violette, P. E., (Ed.), *Coastal and Estuarine Studies 46 : Seasonal and Interannual Variability of the western Mediterranean Sea*, AGU, Washington DC, 1–11.
- Laist, D. W., 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18(6), 319–326.
- Laist, D. W., 1997. Impacts of marine debris : entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In : Coe, J. M., Rogers, D. B. (Eds.), *Marine Debris—Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, New York, 99–139.
- Langlais, C., 2007. Etude de la variabilité interannuelle des échanges côte-large : simulation haute résolution de la dynamique du Golfe du Lion. PhD thesis, Laboratoire de Sondage de l'Environnement Electromagnétique Terrestre, Toulon.
- Langlais, C., Barnier, B., Molines, J. M., Fraunié, P., Jacob, D., Kotlarski, S., 2009b. Evaluation of a dynamically downscaled atmospheric reanalyse in the prospect of forcing long term simulations of the ocean circulation in the Gulf of Lions. *Ocean Modelling* 30(4), 270–286.

- Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., DeForce, E., Kukulka, T., Proskurowski, G., 2014. Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environmental Science and Technology* 48(9), 4732–4738.
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., Reddy, C. M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science* 329(5996), 1185–1188.
- Lebeaupin Brossier, C., Béranger, K., Deltel, C., Drobinski, P., 2011. The Mediterranean response to different space-time resolution atmospheric forcings using perpetual mode sensitivity simulations. *Ocean Modelling* 36(1-2), 1–25.
- Lebeaupin Brossier, C., Béranger, K., Drobinski, P., 2012a. Sensitivity of the northwestern Mediterranean Sea coastal and thermohaline circulations simulated by the 1/12deg-resolution ocean model NEMO-MED12 to the spatial and temporal resolution of atmospheric forcing. *Ocean Modelling* 43-44, 94–107.
- Lebeaupin Brossier, C., Drobinski, P., Béranger, K., Bastin, S., Orain, F., 2013. Ocean memory effect on the dynamics of coastal heavy precipitation preceded by a mistral event in the northwestern Mediterranean. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 139, 1583–1597.
- Lebreton, L. C. M., Borrero, J. C., 2013. Modeling the transport and accumulation floating debris generated by the 11 march 2011 Tohoku tsunami. *Marine Pollution Bulletin* 66(1-2), 53–58.
- Lebreton, L. C. M., Greer, S. D., Borrero, J. C., 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin* 64(3), 653–661.
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E., 2014. The Danube so colourful : A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution* 188, 177–181.
- Lee, D. I., Cho, H. S., Jeong, S. B., 2006. Distribution characteristics of marine litter on the sea bed of the East China Sea and the South Sea of Korea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70(1-2), 187–194.
- Lekien, F., Shadden, S. C., Marsden, J. E., 2007. Lagrangian coherent structures in n -dimensional systems. *Journal of Mathematical Physics* 48(6), 1–19.
- Lermusiaux, P. F. J., Robinson, A. R., 2001. Features of dominant mesoscale variability, circulation patterns and dynamics in the Strait of Sicily. *Deep-Sea Research Part I : Oceanographic Research Papers* 48(9), 1953–1997.

- Lett, C., Verley, P., Mullon, C., Parada, C., Brochier, T., Penven, P., Blanke, B., 2008. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling and Software* 23(9), 1210–1214.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., Heussner, S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea : major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography* 80(3-4), 199–217.
- Madec, G., 2008. NEMO Ocean Engine. Technical Report 27, Note du Pôle de Modélisation, Institut Pierre-Simon Laplace (IPSL), Paris, France.
- Madec, G., Delécluse, P., Imbard, M., Lévy, C., 1998. OPA 8.1 ocean general circulation model reference manual. Notes du Pôle de Modélisation 11, IPSL, Paris, France, 91pp.
- Madzena, A., Lasiak, T., 1997. Spatial and temporal variations in beach litter on the Transkei coast of South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 34(11), 900–907.
- Maes, C., Blanke, B., 2015. Tracking the origins of plastic debris across the Coral Sea : a case study from the Ouéa Island, New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 97(1-2), 160–168.
- Mansui, J., Molcard, A., Ourmières, Y., 2015a. Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin* 91(1), 249–257.
- Mansui, J., Molcard, A., Ourmières, Y., Galgani, F., Poitou, I., 2015b. The boundary current role on the transport and beaching of floating marine litter, the French Riviera case. *PLoS ONE*, en révision.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift : Convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin* 58(9), 1347–1355.
- Martinez-Ribes, L., Basterretxea, G., Palmer, M., Tintoré, J., 2007. Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Scientia Marina* 71(2), 305–314.
- Masó, M., Garcés, E., Pagès, F., Camp, J., 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina* 67(1), 107–111.
- Matiddi, M., van Franeker, J. A., Sammarini, V., Travaglini, A., Alcaro, L., 2011. Monitoring litter by sea turtles : an experimental protocol in the Mediterranean. in : *Proceedings of the 4th Mediterranean Conference on sea turtles*. 7e10, November, Naples, 129 pp.
- Maximenko, N., Hafner, J., Niiler, P., 2012. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin* 65(1-3), 51–62.
- McCoy, F. W., 1988. Floating megalitter in the eastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 19(1), 25–28.

- Menna, M., Poulain, P. M., Zodiatis, G., Gertman, I., 2012. On the surface circulation of the Levantine sub-basin derived from Lagrangian drifters and satellite altimetry data. *Deep-Sea Research Part I : Oceanographic Research Papers* 65, 46–58.
- Mifsud, R., Dimech, M., Schembri, P. J., 2013. Marine litter from circalittoral and deeper bottoms off the Maltese islands (central Mediterranean). *Mediterranean Marine Science* 14(2), 298–308.
- Millot, C., 1985. Some features of the Algerian Current. *Journal of Geophysical Research* 90(C4), 7169–7176.
- Millot, C., 1999. Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems* 20(1-4), 423–442.
- Millot, C., Taupier-Letage, I., 2005. Circulation in the Mediterranean Sea. *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 5, Part K, pp. 29-66, D=I 10.1007/b 107143, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Molcard, A., Gervasio, L., Griffa, A., Gasparini, G. P., Mortier, L., Özgökmen, T. M., 2002b. Numerical investigation of the Sicily Channel dynamics : density currents and water mass advection. *Journal of Marine Systems* 36(3-4), 219–238.
- Molcard, A., Pinardi, N., Iskandarani, M., Haidvogel, D. B., 2002a. Wind driven general circulation of the Mediterranean Sea simulated with a Spectral Element Ocean Model. *Dynamics of Atmospheres and Oceans* 35(2), 97–130.
- Moore, C. J., Lattin, G. L., Zellers, A. F., 2011. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of southern California. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 11(1), 65–73.
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., Weisberg, S. B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42(12), 1297–1300.
- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., Reddy, C. M., 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60(10), 1873–1878.
- Morris, R. J., 1980. Floating plastic debris in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 11(5), 125.
- Naro-Maciel, E., Gaughran, S. J., Putman, N. F., Amato, G., Arengo, F., Dutton, P. H., McFadden, K. W., Vintinner, E. C., Sterling, E. J., 2014. Predicting connectivity of green turtles at Palmyra Atoll, central Pacific : a focus on mtDNA and dispersal modelling. *Journal of the Royal Society Interface* 11(93), 20130888.

- Neumann, D., Callies, U., Matthies, M., 2014. Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 86(1-2), 219–228.
- North, E. W., Hood, R. R., Chao, S. Y., Sanford, L. P., 2006a. Using a random displacement model to simulate turbulent particle motion in a baroclinic frontal zone : a new implementation scheme and model performance tests. *Journal of Marine Systems* 60(3-4), 365–380.
- Nourmières, Y., Zakardjian, B., Béranger, K., Langlais, C., 2011. Assessment of a NEMO-based downscaling experiment for the north-western Mediterranean region : impacts on the Northern Current and comparison with ADCP data and altimetry products. *Ocean Modelling* 39(3-4), 386–404.
- Peliz, A., Marchesiello, P., Dubert, J., Marta-Almeida, M., Roy, C., Queiroga, H., 2007. A study of crab larvae dispersal on the western Iberian shelf : physical processes. *Journal of Marine Systems* 68(1-2), 215–236.
- Petrenko, A. A., 2003. Variability of circulation features in the Gulf of Lion NW Mediterranean Sea. Importance of inertial currents. *Oceanologica Acta* 26(4), 323–338.
- Pettex, E., Stéphan, E., David, L., Falchetto, H., Dorémus, G., Van Canneyt, O., Sterckeman, A., Bretagnolle, V., Ridoux, V., 2012b. Suivi aérien de la mégafaune marine dans la ZEE de France métropolitaine. SAMM2 été 2012. rapport de campagne Observatoire PELAGIS réalisé dans le cadre du Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins – PACOMM. Agence des Aires marine protégées, 60 pp.
- Pettex, E., Stéphan, E., David, L., Falchetto, H., Levesque, E., Dorémus, G., Van Canneyt, O., Sterckeman, A., Bretagnolle, V., Ridoux, V., 2012a. Suivi aérien de la mégafaune marine dans la ZEE et ZPE de France métropolitaine. SAMM1 hiver 2011-2012. rapport de campagne Observatoire PELAGIS réalisé dans le cadre du Programme d'Acquisition de Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins – PACOMM. Agence des Aires marine protégées, 60 pp.
- Pham, C. K., Ramirez-Llodra, E., Alt, C. H. S., Amaro, T., Bergmann, M., Canals, M., Company, J. B., Davies, J., Duineveld, G., Galgani, F., Howell, K. L., Huvenne, V. A. I., Isidro, E., Jones, D. O. B., Lastras, G., Morato, T., Gomes-Pereira, J. N., Purser, A., Stewart, H., Tojeira, I., Tubau, X., Van Rooij, D., Tyler, P. A., 2014. Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE* 9, e95839.
- Pichel, W. G., Churnside, J. H., Veenstra, T. S., Foley, D. G., Friedman, K. S., Brainard, R. E., Nicoll, J. B., Zheng, Q., Clemente-Colón, P., 2007. Marine debris collects within the North Pacific Subtropical Convergence Zone. *Marine Pollution Bulletin* 54(8), 1207–1211.

- Pichel, W. G., Veenstra, T. S., Churnside, J. H., Arabini, E., Friedman, K. S., Foley, D. G., Brainard, R. E., Kiefer, D., Ogle, S., Clemente-Colón, P., Li, X., 2012. GhostNet marine debris survey in the Gulf of Alaska – Satellite guidance and aircraft observations. *Marine Pollution Bulletin* 65(1-3), 28–41.
- Pickard, G. L., Emery, W. J., 1990. *Descriptive physical oceanography : an introduction*, Pergamon, Oxford, UK, 1982.
- Pizzigalli, C., Rupolo, V., 2007a. Simulations of ARGO profilers and of surface floating objects : applications in MFSTEP. *Ocean Science* 3(2), 205–222.
- Pizzigalli, C., Rupolo, V., Lombardi, E., Blanke, B., 2007b. Seasonal probability dispersion maps in the Mediterranean Sea obtained from the Mediterranean Forecasting System Eulerian velocity fields. *Journal of Geophysical Research : Oceans* 112(C5), C05012.
- Plotkin, P. T., Amos, A. F., 1989. Entanglement in and ingestion of marine debris by sea turtles stranded along the south Texas coast. Schroeder, B. A., (Compiler). *Proceedings of the 8th Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-214 : 79-82.
- POEM, 1992. General circulation of the eastern Mediterranean. *Earth-Science Reviews* 32(4), 285–309.
- Poitou, I., 2004. *Les macrodéchets : une gestion publique empirique. Etude du littoral de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur*. Thèse. Université Paul Cézanne. 426p.
- Poitou, I., Kerambrun, L., 2011. *État des connaissances relatives aux "déchets sur le littoral en méditerranée occidentale". synthèse pour l'évaluation initiale de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)*. Agence des aires marines protégées, Cedre, MerTerre, 10p.
- Poulain, P. M., Menna, M., Mauri, E., 2012. Surface geostrophic circulation of the Mediterranean Sea derived from drifter and satellite altimeter data. *Journal of Physical Oceanography* 42(6), 973–990.
- Proença, V., Pereira, H. M., 2013. Comparing extinction rates : Past, present, and future. in : *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*, Academic Press, 167–176.
- Pruter, A. T., 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18(6), 305–310.
- Rakestraw, A., 2012. Open oceans and marine debris : solutions for the ineffective enforcement of MARPOL Annex V. *Hastings International and Comparative Law Review* 35, 383–451.
- Ralph, E. A., Niiler, P. P., 1999. Wind-driven currents in the tropical Pacific. *Journal of Physical Oceanography* 29(9), 2121–2129.

- Ramirez-Llodra, E., De Mol, B., Company, J. B., Coll, M., Sardà, F., 2013. Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* 118, 273–287.
- Reisser, J., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., de Sonnevile, J., Becker, T., Pattiaratchi, C., 2015. The vertical distribution of buoyant plastics at sea : an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences* 12(4), 1249–1256.
- Robinson, A. R., Golnaraghi, M., 1994. The physical and dynamical oceanography of the Mediterranean Sea. in : Malanotte -Rizzoli, P. and Robinson, A., editors, *Ocean Processes in Climate Dynamics : Global and Mediterranean Examples*, volume 419 of NATO Series, pp. 255-306. Kluwer Ac. Publ.
- Robles, R., Berraho, A., Caminas, J. A., Najih, M., Alcántara, A., Simard, F., 2007. Conservation et développement durable de la mer d'Alboran : éléments stratégiques pour sa gestion future. Centre de Coopération pour la Méditerranée, Union Mondiale pour la Nature (UICN), 66.
- Roulet, G., Madec, G., 2000. Salt conservation, free surface, and varying levels : a new formulation for ocean general circulation models. *Journal of Geophysical Research* 105(C10), 23927–23942.
- Ryan, P. G., 2014a. Litter survey detects the South Atlantic 'garbage patch'. *Marine Pollution Bulletin* 79(1-2), 220–224.
- Ryan, P. G., Jackson, S., 1987. The lifespan of ingested plastic particles in seabirds and their effect on digestive efficiency. *Mar. Pollut. Bull.* 18(5), 217–219.
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., Moloney, C. L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364(1526), 1999–2012.
- Sammari, C., Millot, C., Prieur, L., 1995. Aspects of the seasonal and mesoscale variabilities of the Northern Current in the western Mediterranean Sea inferred from the PROLIG-2 and PROS-6 experiments. *Deep-Sea Research Part I : Oceanographic Research Papers* 42(6), 893–917.
- Sánchez, P., Masó, M., Sáez, R., de Juan, S., Muntadas, A., Demestre, M., 2013. Baseline study of the distribution of marine debris on soft-bottom habitats associated with trawling grounds in the northern Mediterranean. *Scientia Marina* 77(2), 247–255.
- Saydam, C., Salihoglu, I., Sakarya, M., Yilmaz, A., 1985. Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons, suspended sediment, plastic, pelagic tar and other litter in the north-eastern Mediterranean. VIIes Journées d'étude sur les pollution marines en Méditerranée, CIESM, Lucerne, 509–518.

- SCANS, 2006. Small cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Final report of the project LIFE04NAT/GB/000245.
- Schaeffer, A., Garreau, P., Molcard, A., Fraunié, P., Seity, Y., 2011b. Influence of high-resolution wind forcing on hydrodynamic modeling of the Gulf of Lions. *Ocean Dynamics* 61(11), 1823–1844.
- Schrey, E., Vauk, G. J. M., 1987. Records of entangled gannets (*Sula bassana*) at Helgoland, German Bight. *Marine Pollution Bulletin* 18(6), 350–352.
- Shadden, S. C., Lekien, F., Marsden, J. E., 2005. Definition and properties of Lagrangian coherent structures from finite-time Lyapunov exponents in two-dimensional aperiodic flows. *Physica D : Nonlinear Phenomena* 212(3-4), 271–304.
- Shiber, J. G., 1982. Plastic pellets on Spain's 'Costa del Sol' beaches. *Marine Pollution Bulletin* 13(12), 409–412.
- Shiber, J. G., 1987. Plastic pellets and tar on Spain's Mediterranean beaches. *Marine Pollution Bulletin* 18(2), 84–86.
- Shiomoto, A., Kameda, T., 2005. Distribution of manufactured floating marine debris in near-shore areas around Japan. *Marine Pollution Bulletin* 50(11), 1430–1432.
- Smith, W. H. F., Sandwell, D. T., 1997. Global sea floor topography from satellite altimetry and ship depth soundings. *Science* 277(5334), 1956–1962.
- Stefatos, A., Charalampakis, M., Papatheodorou, G., Ferentinos, G., 1999. Marine debris on the seafloor of the Mediterranean Sea : examples from two enclosed gulfs in western Greece. *Marine Pollution Bulletin* 38(5), 389–393.
- Suaria, G., Aliani, S., 2014. Floating debris in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 86(1-2), 494–504.
- Suaria, G., Melinte-Dobrinescu, M. C., Ion, G., Aliani, S., 2015. First observations on the abundance and composition of floating debris in the north-western Black Sea. *Marine Environmental Research* 107, 45–49.
- Takehama, S., 1990. Estimation of damage to fishing vessels caused by marine debris, based on insurance statistics. In : *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris*. ed. R. S. Shomura, M. L. Godfrey, pp. 792-809, Honolulu, Hawaii, 2-7 April 1989. US Department of Commerce ; NOAA-TM-NMFS-SWFSC-154.
- Tallapragada, P., Ross, S. D., 2013. A set oriented definition of finite-time Lyapunov exponents and coherent sets. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation* 18(5), 1106–1126.
- Taupier-Letage, I., Millot, C., 1986. General hydrodynamical features in the Ligurian Sea inferred from the DYOME experiment. *Oceanologica Acta* 9(2), 119–131.

- Tchernia, P., 1978. Océanographie régionale. in : Description physique des océans et des mers, pp. 28-95, Ed. Ecole Nationale Supérieure de Techniques Avancées, Paris.
- Thiel, M., Hinojosa, I., Vásquez, N., Macaya, E., 2003. Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile). *Marine Pollution Bulletin* 46(2), 224–231.
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., vom Saal, F. S., 2009b. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B : Biological Sciences* 364(1526), 1973–1976.
- Topçu, E. N., Tonay, A. M., Dede, A., Öztürk, A. A., Öztürk, B., 2013. Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish western Black Sea coast. *Marine Environmental Research* 85, 21–28.
- Topçu, E. N., Tonay, A. M., Öztürk, B., 2010. A preliminary study on marine litter in the Aegean Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 39, 804.
- Tudor, D. T., Williams, A. T., Randerson, P., Ergin, A., Earll, R. E., 2002. The use of multivariate statistical techniques to establish beach debris pollution sources. *Journal of Coastal Research* 36, 716–725.
- Turner, A., Holmes, L., 2011. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 62(2), 377–381.
- UNEP, 2009. *Marine Litter : A Global Challenge*, 232 pp.
- Valiela, I., 1995. *Marine ecological processes*. 2nd ed., New-York, Springer-Verlag, 686 pp.
- van Sebille, E., England, M. H., Froyland, G., 2012. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters* 7(4), 044040.
- Visser, A. W., 1997. Using random walk models to simulate the vertical distribution of particles in a turbulent water column. *Marine Ecology Progress Series* 158, 275–281.
- Wakata, Y., Sugimori, Y., 1990. Lagrangian motions and global density distributions of floating matter in the ocean simulated using shipdrift data. *Journal of Physical Oceanography* 20(1), 125–138.
- Walker, T. R., Reid, K., Arnould, J. P. Y., Croxall, J. P., 1997. Marine debris surveys at Bird Island, South Georgia 1990–1995. *Marine Pollution Bulletin* 34(1), 61–65.
- Yamashita, R., Tanimura, A., 2007. Floating plastic in the Kuroshio Current area, western North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 54(4), 485–488.
- Yoon, J. H., Kawano, S., Igawa, S., 2010. Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Marine Pollution Bulletin* 60(3), 448–463.

Liste des acronymes et abréviations utilisés

ALADIN Aire Limitée Adaptation Dynamique INitialisation.

CADOR CARTographie des trajets empruntés par les Déchets autour des îles d'OR.

CEFE-EPHE Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive – École Pratique des Hautes Études.

CNRS Centre National de la Recherche Scientifique.

DCE Directive Cadre Européenne.

DCSMM Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin.

DDT DichloroDiphénylTrichloroéthane.

DREAL Direction Régionale de l'Environnement et Aménagement du Logement.

EKE Eddy Kinetic Energy, ou énergie cinétique des tourbillons.

FORTTRAN FORmula TRANslator.

FSLE/FTLE Finite Size (Time) Lyapunov Exponent, ou exposant de Lyapunov en taille (temps) finie.

GLAZUR64 Golfe du Lion Côte d'AZUR au 1/64°.

GNOME General NOAA Operational Modeling Environment.

GPS Global Positioning System.

IDRIS Institut du Développement et des Ressources en Informatique Scientifique.

LCS Lagrangian Coherent Structure, ou structure cohérente Lagrangienne.

LIM Louvain-la-neuve Ice Model.

LOCEAN Laboratoire d'Océanographie et du Climat : Expérimentations et Approches Numériques.

LOV Laboratoire d'Océanographie de Villefrance-sur-mer.

LPO Laboratoire de Physique des Océans.

MARPOL MARine POLLution.

MARS Model for Applications at Regional Scale.

MED12 Méditerranée au 1/12°.

MIO Mediterranean Institute of Oceanography.

MKE Mean Kinetic Energy, ou énergie cinétique moyenne.

NEMO Nucleus for European Modelling of the Ocean.

NIDOR192 configuration NEMO autour des îles D'OR au 1/192°.

NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration.

OGCM Oceanic General Circulation Model.

ONG Organisation Non Gouvernementale.

ONU Organisation des Nations Unies.

OPA Océan PARallélisé.

OSPAR OSlo-PARis.

PACA Provence-Alpes-Côte d'Azur.

PACOMM Programme d'Acquisition des Connaissances sur les Oiseaux et les Mammifères Marins.

PCBs PoliChloroBiphényles.

POEM Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean.

ROMS Regional Oceanic Modelling System.

SAMM Suivi Aérien de la Mégafaune Marine.

SHOM Service Hydrographique et Océanographique de la Marine.

SST Sea Surface Temperature, ou température de surface de la mer.

TKE Turbulence Kinetic Energy, ou énergie cinétique turbulente.

TOP Tracer in the Ocean Paradigm.

TPM Toulon Provence Méditerranée.

UNEP United Nations Environment Program, ou programme des Nations Unies pour l'environnement.

UTLN Université de Toulon.

UV Ultra-Violet.

Jérémy Mansui

MIO, UTLN

**Observation et modélisation des macro-déchets en mer
Méditerranée, de la large échelle aux échelles côtière et littorale**

Résumé

L'objectif général de cette thèse est d'étudier les mécanismes de transport des déchets marins flottants ainsi que leur accumulation potentielle en Méditerranée, en s'appuyant sur la modélisation numérique de leur dérive ainsi que sur des observations in-situ de leur distribution. La dynamique du transport des déchets marins y est notamment analysée en terme d'échelles caractéristiques du bassin, en partant de la grande échelle jusqu'aux échelles côtière et littorale.

Dans un premier temps, l'examen d'un ensemble d'expériences Lagrangiennes numériques a permis d'identifier dans le bassin des zones probables d'accumulation non permanentes à grande échelle (Mansui et al., 2015a). L'impact à l'échelle côtière d'un courant de bord (Courant Nord) et des forçages atmosphériques sur la distribution locale et l'échouage des déchets marins flottants a ensuite pu être estimé en utilisant notamment des données originales recueillies en mer et à terre (Mansui et al., 2015b, en révision).

Mot clés : Déchets marins flottants, Méditerranée, Transport, Schémas d'accumulation.

**Observation and modelling of the macro-waste in the
Mediterranean Sea, from the large scale to the coastal and local
scales**

Abstract

The main objective of this work is to study the floating marine debris transport mechanisms and their potential accumulation in the Mediterranean Sea, using numerical modelling and in-situ observations of debris. The transport dynamics is analysed in terms of typical scales in the basin, from the large scale to the coastal and local scales.

First, the analysis of a Lagrangian experience data set show the potential existence of non-permanent and large retention areas (Mansui et al., 2015a). In a second stage, the coastal impact of a boundary current (the Northern Current) and atmospheric forcings on the local distribution and stranding of floating marine litter has been estimated (Mansui et al., 2015b, under revision), using an original set of data combining offshore sightings and beaching surveys.

Keywords : Floating Marine Debris, Mediterranean Sea, Transport, Aggregation patterns.