



Modélisation hydro-sédimentaire de la rade de Toulon : application à l'étude de la dispersion de radionucléides

Christiane DUFRESNE^{1,2}, Céline DUFFA¹, Vincent REY², Romaric VERNEY³

1. Institut de Radioprotection et Sureté Nucléaire (IRSN), PRP-ENV/SESURE/LERCM, La Seyne/Mer, 83507, France.
celine.duffa@irsn.fr.
2. Université de Toulon, Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO), UM 110, 83051 Toulon Cedex 9, France. / Aix Marseille Université, Institut Méditerranéen d'Océanologie (MIO), UM 110, 13288 Marseille, France.
3. IFREMER, Laboratoire DYNECO/DHYSED, BP 70, 29280 Plouzané, France.

Résumé :

L'objectif de ce travail est mettre en place un modèle hydro-sédimentaire de dispersion des radionucléides, comme outil d'aide à la décision suite à une hypothétique contamination marine accidentelle. Appliqué à la Rade de Toulon, il utilise le modèle MARS-3D pour l'étude hydrodynamique et le module MIXSED pour la dynamique des différentes classes de sédiments. Les cas d'application présentés concernent le césium et le plutonium, qui ont des affinités très différentes avec les sédiments fins. Les simulations de rejet, effectuées en fond de baie, montrent une variabilité saisonnière marquée, due aux conditions météorologiques typiques, mais aussi aux conditions de débit et de charge sédimentaire associée du fleuve Las, qui se jette dans la Rade. Ainsi, les simulations par forts vents, qui favorisent la circulation et les échanges de masses d'eau, présentent une diminution rapide des activités dissoutes. Par ailleurs, le Vent d'Est hivernal, qui engendre d'importantes crues du Las et un apport de sédiments à la Rade, favorise le piégeage des radionucléides dans les sédiments de fond, où les deux-tiers de la contamination initiale sont piégés après une simulation de deux mois.

Mots-clés : Modélisation hydro-sédimentaire, dispersion, radionucléides, Toulon.

1. Introduction

En cas de rejet accidentel de radionucléides en milieu marin, le devenir de la contamination est impactée par l'hydrodynamique (courant, marée, vagues) et par la dynamique sédimentaire (transport, érosion, dépôt). En effet, certains radionucléides, comme le plutonium-239, présentent une affinité pour la phase solide. D'autres, comme le césium-137, sont plutôt présents sous forme dissoute. Le transport de ce dernier par les courants et son impact sur la chaîne alimentaire ont notamment été simulés par des modèles dispersifs (e.g. ALDRIDGE *et al.*, 2003 ; ESTOURNEL *et al.*, 2012 ; HELDAL *et al.*, 2013 ; OTOSAKA & KATO, 2014 ; TSUMUNE *et al.*, 2012).

Thème 2 – Dynamique sédimentaire

La zone d'étude concerne la Rade de Toulon. Après une présentation du site d'étude, le modèle MARS-3D pour l'étude hydrodynamique, le module MIXSED pour la dynamique sédimentaire et le modèle de dispersion des radionucléides sont présentés. Des cas d'études de radioactivité sous ses formes dissoute ou particulaire sont ensuite présentés et discutés pour des conditions météo-marines et des apports fluviaux chargés typiques.

2. Site d'étude

La Rade de Toulon, qui abrite le port militaire le plus nucléarisé d'Europe, a été choisi comme premier site d'étude pour la mise en place d'un outil d'aide à la décision en cas de rejet accidentel. Une digue de 1,5 km sépare la Rade en deux bassins, reliés par un chenal de navigation d'environ 1 km de largeur et d'une profondeur d'environ 30 m (figure 1). La Petite Rade (PR) à l'ouest est reliée à la Grande Rade, puis à la mer ouverte par ce chenal qui constitue le principal lieu d'échange entre les deux bassins.

Le vent est le principal moteur de la circulation dans la Rade et engendre de nombreux épisodes de remontées (*upwelling*) ou plongées (*downwelling*) d'eaux, également observés dans la région comme à Cassis (ALBÉROLA & MILLOT, 2003) ou Marseille (PAIRAUD *et al.*, 2011). Trois climatologies principales sont décrites par TINÉ *et al.* (1981) : des conditions de temps calmes, où le vent souffle à moins de $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ qui surviennent 20% du temps, et les conditions ventées (intensité $> 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Celles-ci se divisent en deux catégories (chacune pour environ 40% du temps) selon l'origine du vent : le Mistral (Mi), un vent froid du nord/nord-ouest, et le Vent d'Est (VE), plus chaud et plus humide. Ce dernier s'accompagne souvent de nuages, de pluie et de houle et est plus fréquent en hiver. En été, la formation d'une thermocline engendre une stratification de la colonne d'eau, provoquant un cisaillement et une inversion de courant entre surface et fond (DUFRESNE, 2014). Cette variation saisonnière des courants est aussi marquée par des intensités plus élevées en été. Au fond, les courants sont généralement faibles, bien qu'accéléérés par endroits, notamment à proximité des caps au sud du domaine et dans le chenal de navigation. Protégée par la digue et le Cap Cépet, la PR présente des intensités de courant faibles et des hauteurs de vagues réduites. Elle abrite les ports militaire et civil, et reçoit les eaux du fleuve côtier Las en fond de baie (flèche bleue de la figure 1). Le bassin versant du Las (58 km^2) est en partie naturel (parfois aménagé en restanques) mais principalement urbanisé à l'aval. Le débit du fleuve se caractérise par un très bas niveau d'étiage, ponctué de crues éclairs lors de périodes de précipitations courtes mais intenses, plus fréquentes en hiver (DUFRESNE, 2014 ; NICOLAU *et al.*, 2012). Les apports solides du Las sont en majorité composés de sédiments fins (90% de silt et argile) et 85% de l'apport annuel total survient en 30% du temps. Ainsi, le lit sédimentaire de la PR est principalement composé de sédiments cohésifs ($D < 63 \mu\text{m}$). La fraction sableuse augmente à proximité

des plages artificielles de la Grande Rade et près du Cap Sicié, plus exposé aux vagues et à la houle. La fraction fine n'y excède pas 10% (ARNAUD *et al.*, 2002).

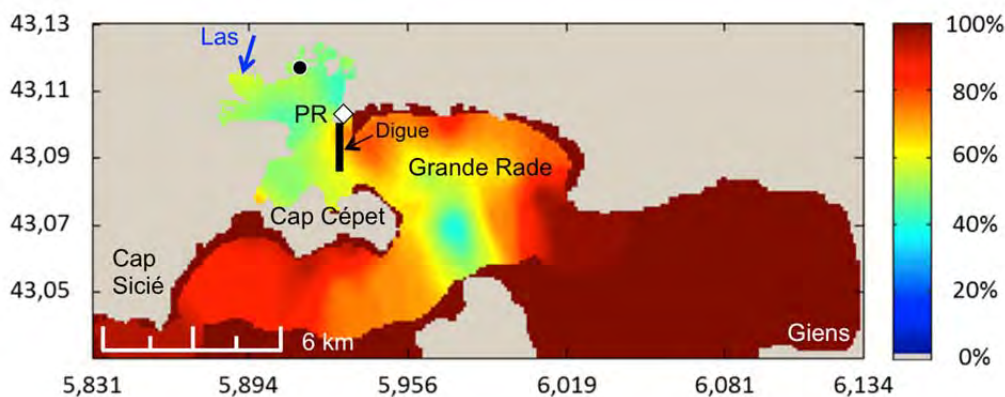


Figure 1. Domaine numérique du modèle et proportion (%) de sable dans le sédiment de fond. Le point noir (•) marque le point de rejet des simulations et le losange blanc situe la Station Météo de La Mitre.

3. Stratégie de modélisation

3.1 Modèle hydrodynamique

Le modèle hydrodynamique utilise le code MARS3D développé par l'Ifremer. Tel que décrit par LAZURE & DUMAS (2008), ce modèle s'appuie sur la résolution par différences finies des équations primitives de l'hydrodynamique, sous l'hypothèse hydrostatique et l'approximation de Boussinesq. La configuration de la Rade de Toulon, mise en place et validée par DUFFA *et al.* (2011) et DUFRESNE *et al.* (2014), se définit par des mailles horizontales de 100 m et 30 niveaux sigma verticaux. L'emprise numérique s'étend du Cap Sicié à l'ouest, à la Presqu'île de Giens à l'Est (figure 1). Les données bathymétriques sont issues des cartes numériques du SHOM, affinées par des relevés *in situ* afin d'obtenir une carte haute résolution.

Les conditions de frontière ouverte au sud sont imposées par un modèle de plus grande emprise, couvrant la Méditerranée Nord-Occidentale (MENOR) (ANDRÉ *et al.*, 2009 ; NICOLLE *et al.*, 2009). Les champs de forçage atmosphériques (vent, humidité relative, flux solaire radiatif, température, précipitations) sont générés par le modèle ARPEGE (DÉQUÉ *et al.*, 1994) (10km, 3h), modifiés par des données *in situ*. En effet, DUFRESNE *et al.* (2014) ont montré l'importance du forçage éolien sur la sensibilité du modèle dans la Rade de Toulon. Ainsi, les composantes zonale et méridionale du vent enregistrées à la Station La Mitre de MétéoFrance (losange blanc sur la figure 1) remplacent les composantes de vent modélisées, formant un forçage atmosphérique mixte issu d'ARPEGE et de mesures *in situ*. Les vitesses de vent sont alors uniformes sur tout le domaine numérique.

Thème 2 – Dynamique sédimentaire

Les contraintes de cisaillement au fond associées à la houle sont calculées à partir du modèle de propagation WW3 (ARDHUIN *et al.*, 2010), dont les mailles non-structurées atteignent une résolution d'environ 100m aux côtes. Les effets des vagues sont principalement notables dans la partie la plus exposée de la Grande Rade.

3.2 Modèle sédimentaire

Le modèle sédimentaire MIXSED, détaillé par LE HIR *et al.* (2011), simule la dynamique sédimentaire en calculant les concentrations de sédiment en suspension et les flux de transport dans la colonne d'eau selon les forçages hydrodynamiques. Les sédiments sont classés selon leur taille, leur comportement cohésif et leur mode de transport. Pour la configuration de Toulon, le modèle utilise quatre classes de sédiments : deux classes de sédiments non-cohésifs transportés en suspension ou par charriage : les sables fins ($63 < D < 200\mu\text{m}$) et les sables grossiers ($200 < D < 2000\mu\text{m}$) ; et deux classes de sédiments cohésifs transportés en suspension : les vases très fines de type argile ($D < 4\mu\text{m}$) et les vases fines de type silt ($4 < D < 63\mu\text{m}$). La composition du sédiment de fond initial provient de l'interpolation de mesures granulométriques effectuées sur l'ensemble de la Rade (ARNAUD *et al.*, 2002), complétée par du sédiment cohésif pour la partie sud du domaine, là où aucune mesure n'était disponible (échelle de couleurs de la figure 1).

Les flux d'érosion sont calculés en fonction du type de sédiment selon une loi érosive de type *pick up function* fréquemment utilisée (e.g. VAN RIJN, 1984, NIELSEN, 1992, PARTHENIADES, 1965). Le flux de dépôt pour chaque classe est calculé selon la loi de Krone, qui s'appuie sur la concentration en suspension près du fond et la vitesse de chute. La vitesse de chute des sables dépend du diamètre de la classe (SOULSBY, 1997) et celle des vases a été fixée à $0,15\text{ mm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les vases fines et à $0,005\text{ mm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les vases très fines (DUFRESNE, 2014). Le transport en suspension est simulé par la résolution d'une équation d'advection-diffusion pour la concentration des différentes classes de particules.

Les apports du Las sont issus de mesures de hauteur d'eau en aval, converties en débits par une courbe de tarage (LAMARQUE, 2014). La concentration de matière en suspension (MES) du Las mesurée au même point est convertie en flux solide, dont la très haute résolution temporelle (5 minutes) permet un forçage fluviatile précis pour le modèle.

3.3 Modèle de dispersion des radionucléides

En plus d'être liée aux processus hydro-sédimentaires, la dispersion des radionucléides dans le milieu marin dépend de leur distribution entre les phases liquides et solides. Cet échange s'exprime par un coefficient de partage K_d qui décrit la cinétique d'échange entre les deux phases pour un élément donné et se définit comme le rapport entre les activités de la phase particulaire et celles de la phase dissoute. Ce coefficient implique

une réaction réversible à l'équilibre et sa valeur est habituellement spécifique au site d'étude et peut varier selon les conditions environnementales (PERIÁÑEZ, 2008). Ainsi, la modélisation de la dispersion des radionucléides s'appuie sur deux hypothèses. D'abord, l'équilibre entre les phases liquide et solide est toujours établi. Ensuite, les radionucléides sont associés aux sédiments cohésifs et évoluent selon les mêmes processus que leur particule associée (transport, dépôt, érosion), sans influencer leur dynamique (aucun changement des flux érosifs, tension critiques, vitesse de chute, etc.) ni les propriétés des masses d'eau (telles la densité ou la viscosité).

Deux radionucléides sont simulés pour cette étude : le plutonium-239, pour sa grande affinité pour la phase particulaire, et le césium-137, essentiellement présent sous forme dissoute. Aucune valeur de coefficient de partage n'étant disponible dans la littérature pour les eaux côtières méditerranéennes, nous utiliserons les valeurs prescrites par l'IAEA (2004), soit $K_{d(137Cs)} = 4 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ et $K_{d(239Pu)} = 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$.

3.4 Scénarios de rejet

Quatre scénarios de dispersion sont simulés pour des rejets estival et hivernal, et pour des conditions initiales de Mistral (Mi) et de Vent d'Est (VE). En effet, la stratification de la colonne d'eau en été, la fréquence des épisodes ventés et les apports solides conséquents en hiver engendrent une dynamique hydro-sédimentaire différente. Pour chaque scénario, un rejet initial (r.i.) de 10^9 Bq de ^{137}Cs et de ^{239}Pu est ajouté numériquement au fond de la PR à proximité du port militaire (• sur la figure 1).

4. Dispersion des radionucléides

4.1 Radioactivité dissoute

Les scénarios simulés mettent en exergue la dépendance de la dynamique face aux forçages atmosphériques. Pour les deux conditions initiales de vent (Mi et VE), la contamination dissoute est rapidement dispersée à travers tout le domaine numérique, bien que les activités dissoutes les plus élevées se trouvent près du lieu du rejet (figure 2). Le Mi entraîne l'eau de surface hors de la PR engendrant une remontée d'eau de fond (*upwelling*) alors que le VE restreint la contamination en fond de baie et la fait plonger vers les couches près du fond. Une semaine après le rejet, les activités dissoutes atteignent $10^4 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ dans la PR et $10^3 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ dans la Grande Rade, pour les deux scénarios de vent (figure 2 b, d, f, h). Un mois après le r.i., la radioactivité est encore par endroits supérieure à $100 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ pour les deux conditions de vent (résultats non montrés). Après deux mois de simulation, les activités pour les deux radionucléides dissous ont fortement diminué, de 3 ou 4 ordres de grandeur. Globalement, les deux radionucléides suivent les mêmes schémas de dispersion. Cependant, d'importantes différences apparaissent entre les activités dissoutes en ^{239}Pu à proximité de l'exutoire du Las entre les deux conditions de vent (figure 2 e,f et g,h). Puisque le plutonium

Thème 2 – Dynamique sédimentaire

montre plus d'affinité avec la phase solide (K_d plus élevé que le césium), l'activité dissoute décroît avec l'augmentation de la matière en suspension dans la colonne d'eau, alors que la radioactivité particulaire augmente.

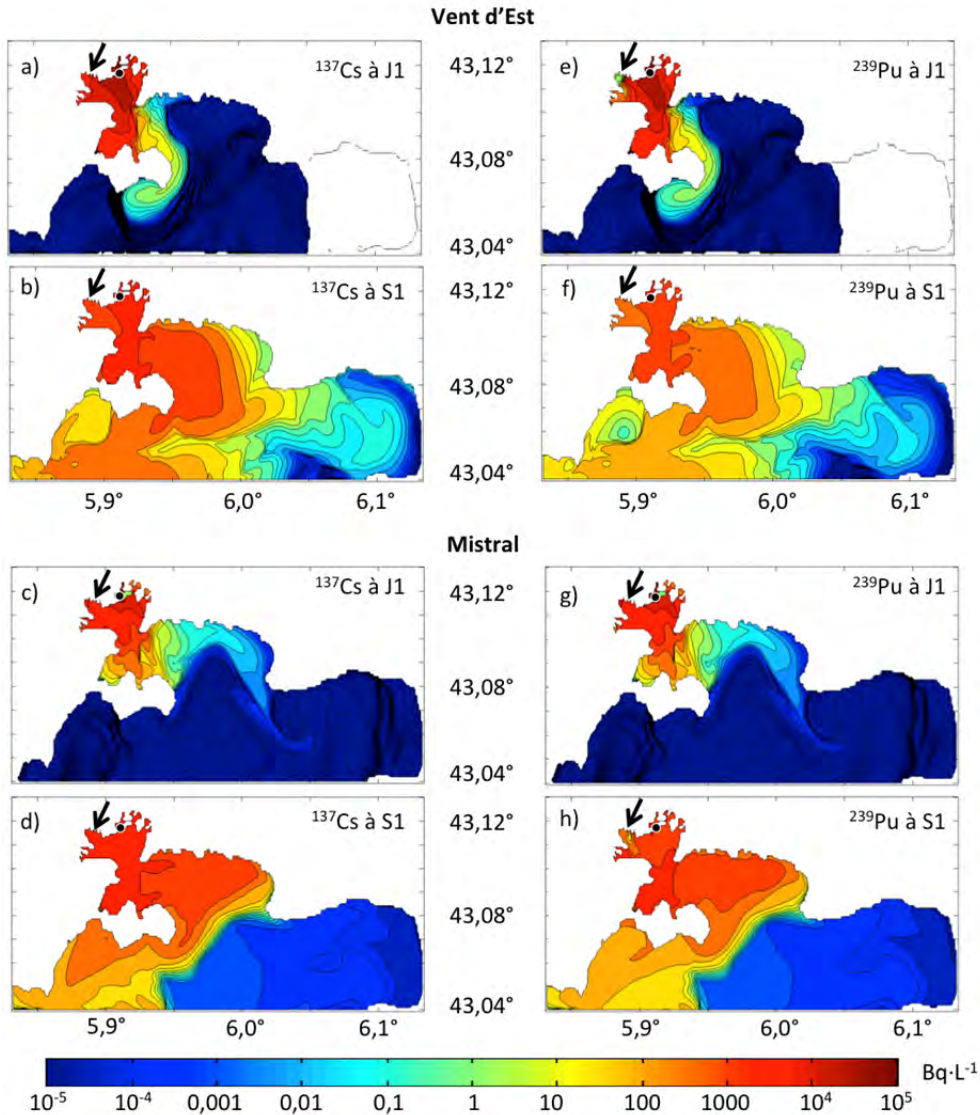


Figure 2. Activité dissoute (échelle log en Bq·L⁻¹) en surface en ¹³⁷Cs (gauche) et en ²³⁹Pu (droite) 1 jour (a,c,e,g) et 1 semaine (b,d,f,h) après le rejet (•) pour des conditions initiales de VE (haut) et Mi (bas). Les flèches indiquent l'exutoire du Las.

4.2 Radioactivité particulaire

A proximité de l'exutoire du fleuve Las, la radioactivité dissoute décroît à cause de l'apport d'eau douce non-contaminée. Par ailleurs, la charge particulaire du Las, principalement composée de sédiments fins et cohésifs, engendre une augmentation de la contamination sous forme solide. Une semaine après le rejet, le sédiment de fond de la PR est contaminé pour tous les scénarios, avec une activité plus importante pour un

rejet par VE. En effet, les précipitations associées au VE engendrent d'importants flux solides du Las. La Figure 3 montre l'activité en ^{239}Pu dans le sédiment de fond par VE une semaine après le rejet en été (a) et en hiver (b). En été, la plongée des eaux de surface et la présence de la thermocline maintiennent le ^{239}Pu dans la masse d'eau de fond, favorisant le piégeage dans le lit sédimentaire. Après deux mois de simulation, les activités dans le sédiment atteignent $10^3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ et $10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les scénarios d'été et d'hiver, respectivement. La radioactivité adsorbée sur les particules très fines sera transportée, alors que les vases fines qui sédimentent risquent de piéger la contamination dans le sédiment de fond. Les bilans de contamination mettent en évidence le piégeage de la contamination dans la PR.

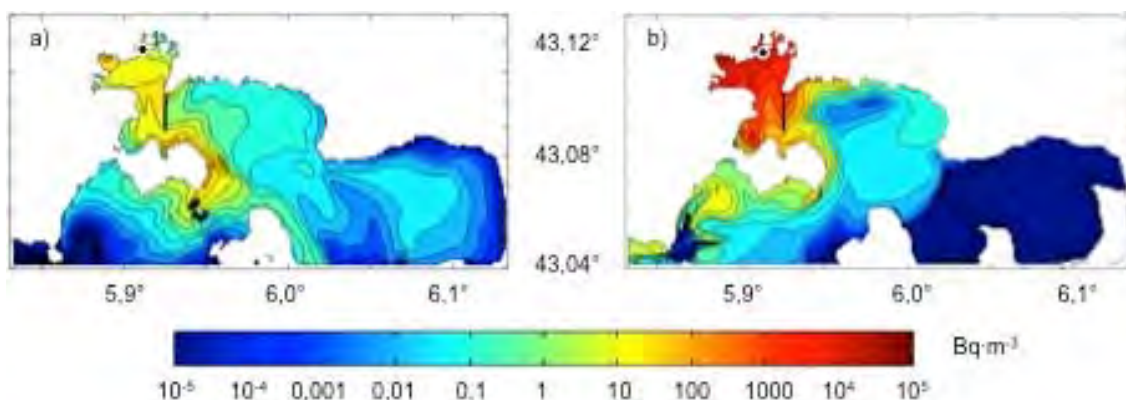


Figure 3. Activité particulaire (échelle log en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) en ^{239}Pu dans le sédiment de fond 1 semaine après le rejet (•) par vent d'Est en été (a) et en hiver (b).

4.3 Bilans

La figure 4 représente le pourcentage de la contamination initiale présent dans la PR sous forme dissoute et particulaire pour les différents scénarios, après une semaine et après deux mois de simulation. La diminution de l'activité dans la PR correspond aux temps d'échange de masse d'eau calculés par DUFRESNE *et al.* (2014), alors que plus de la moitié du r.i. par VE estival est sorti de la PR après une semaine. Les activités sont par ailleurs plus élevées pour les scénarios par Mi, avec plus de 60% du r.i. encore présents. Les activités dissoutes et particulaires sont ainsi plus élevées par Mi (couleurs pâles) que par VE (couleurs foncées). Après deux mois, les scénarios d'hiver se caractérisent par un piégeage important de l'activité en ^{239}Pu , avec 68% et 43% du r.i. piégé dans les sédiments de fond pour le VE et Mi respectivement. Ainsi, le VE, accompagné de précipitations et d'importantes crues du Las, a provoqué un piégeage des deux-tiers du r.i. en ^{239}Pu dans les sédiments de la PR après la première semaine de simulation, montrant l'impact des conditions hydro-sédimentaires sur le devenir de la contamination les jours suivants un rejet accidentel.

5. Conclusions

Un modèle hydro-sédimentaire de la Rade de Toulon a été développé afin de simuler la dispersion des radionucléides en cas de rejet accidentel. Les résultats montrent un dépôt des sédiments fins et un piégeage de l'activité associée, alors que les sédiments très fins sont exportés hors du bassin. La radioactivité piégée dans le sédiment de fond après deux mois de simulation dessine un arc de cercle contournant le Cap Cépet, rappelant la carte de contamination en contaminants inorganiques (As, Cu, Hg, Pb, Zn) établis par TESSIER *et al.* (2011). Notre étude supporte l'explication de ces auteurs concernant l'export des sédiments et des contaminants associés de la PR vers le large, *via* le chenal de navigation, et met en évidence les risques de contamination de la chaîne alimentaire *via* les organismes benthiques de la PR.

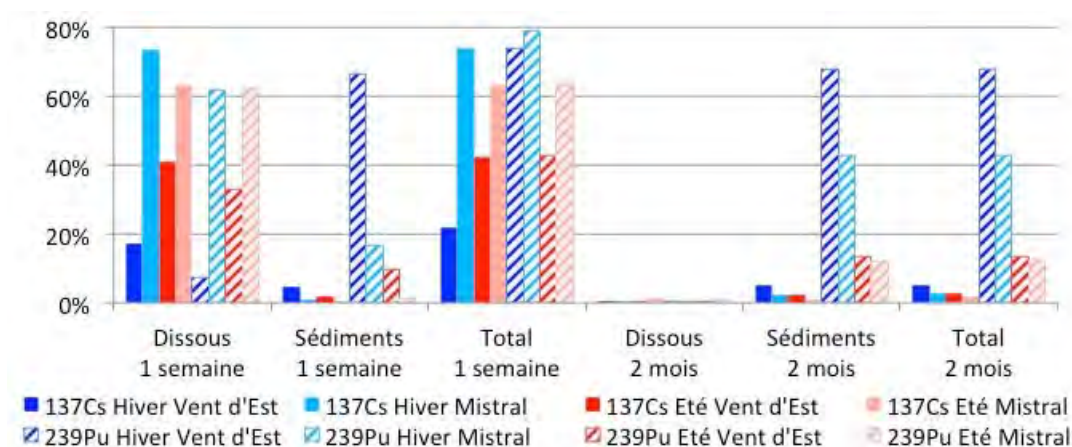


Figure 4. Proportion (%) dissoute et particulaire du rejet initial présent dans la PR après 1 semaine et 2 mois de simulation pour le ^{137}Cs (plein) et le ^{239}Pu (hachuré) pour les scénarios d'hiver (bleu) et d'été (rouge) par Mistral (pâle) et Vent d'Est (foncé).

6. Références bibliographiques

- 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, Vol. 23(6), pp 587-610. [http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343\(03\)00002-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343(03)00002-5)
- ALDRIDGE J. N., KERSHAW P., BROWN J., MCCUBBIN D., LEONARD K. S., YOUNG E. F. (2003). *Transport of plutonium ($^{239/240}\text{Pu}$) and caesium (^{137}Cs) in the Irish Sea: comparison between observations and results from sediment and contaminant transport modelling*. Continental Shelf Research, Vol. 23(9), pp 869-899. [http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343\(03\)00047-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343(03)00047-5)
- ANDRÉ G., GARREAU P., FRAUNIE P. (2009). *Mesoscale slope current variability in the Gulf of Lions. Interpretation of in-situ measurements using a three-dimensional model*. Continental Shelf Research, Vol. 29(2), pp 407-423. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2008.10.004>

- ARDHUIN F., ROGERS E., BABANIN A. V., FILIPOT J.-F., MAGNE R., ROLAND A., VAN DER WESTHUYSEN A., QUEFFEULOU P., LEFEVRE J.-M., AOUF L., COLLARD F. (2010). *Semi-empirical Dissipation Source Functions for Ocean Waves. Part I: Definition, Calibration, and Validation*. Journal of Physical Oceanography, Vol. 40(9), pp 1917-1941. <http://dx.doi.org/10.1175/2010JPO4324.1>
- ARNAUD M., CHARMASSON S., BARKER E. (2002). *Etat radioécologique de l'environnement marin de l'aire toulonnaise. Etude du compartiment sédimentaire (Campagne SIAT 2001)*. Rapport. 2002-14
- DÉQUÉ M., DREVETON C., BRAUN A., CARIOLLE D. (1994). *The ARPEGE/IFS atmosphere model: a contribution to the French community climate modelling*. Climate Dynamics, Vol. 10(4), pp 249-266. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00208992>
- DUFFA C., DUFOIS F., COUDRAY S. (2011). *An operational model to simulate post-accidental radionuclide transfers in Toulon marine area: preliminary development*. Ocean Dynamics, Vol. 61(11), pp 1811-1821. <http://dx.doi.org/10.1007/s10236-011-0429-0>
- DUFRESNE C. (2014). *Compréhension et analyse des processus hydro-sédimentaires de la Baie de Toulon. Apport à la modélisation de la dispersion des radionucléides*. Thèse Université de Toulon. Disponible en ligne sur: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01135325>
- DUFRESNE C., DUFFA C., REY V. (2014). *Wind-forced circulation model and water exchanges through the channel in the Bay of Toulon*. Ocean Dynamics, Vol. 64(2), pp 209-224. <http://dx.doi.org/10.1007/s10236-013-0676-3>
- ESTOURNEL C., BOSCH E., BOCQUET M., ULSES C., MARSALEIX P., WINIAREK V., OSVATH I., NGUYEN C., DUHAUT T., LYARD F., MICHAUD H., AUCLAIR F. (2012). *Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters*. Journal of Geophysical Research: Oceans, Vol. 117(11), pp 11014. <http://dx.doi.org/10.1029/2012JC007933>
- HELDAL H.E., VIKEBØ F., JOHANSEN G.O. (2013). *Dispersal of the radionuclide caesium-137 (¹³⁷Cs) from point sources in the Barents and Norwegian Seas and its potential contamination of the Arctic marine food chain: Coupling numerical ocean models with geographical fish distribution data*. Environmental Pollution, Vol. 180, pp 190-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.032>
- IAEA (2004). *Sediment distribution coefficients and concentration factors for the biota in the marine environment*. Rapport. Technical reports series no.422
- LAMARQUE T. (2014). *Etablissement d'une courbe de tarage des débits du cours d'eau du Las*. Rapport.
- LAZURE P., DUMAS F. (2008). *An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS)*. Advances in Water Resources, Vol. 31(2), pp 233-250. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.06.010>

Thème 2 – Dynamique sédimentaire

- LE HIR P., CAYOCCA F., WAELES B. (2011). *Dynamics of sand and mud mixtures: A multiprocess-based modelling strategy*. Continental Shelf Research, Vol. 31(10, Supplement), pp S135-S149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2010.12.009>
- NICOLAU R., LUCAS Y., MERDY P., RAYNAUD M. (2012). *Base flow and stormwater net fluxes of carbon and trace metals to the Mediterranean sea by an urbanized small river*. Water Research, Vol. 46(20), pp 6625-6637. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.031>
- NICOLLE A., GARREAU P., LIORZOU B. (2009). *Modelling for anchovy recruitment studies in the Gulf of Lions (Western Mediterranean Sea)*. Ocean Dynamics, Vol. 59(6), pp 953-968. <http://dx.doi.org/10.1007/s10236-009-0221-6>
- NIELSEN, P. (1992). *Coastal bottom boundary layers and sediment transport*, World scientific.
- OTOSAKA S., KATO Y. (2014). *Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories*. Environmental Science: Processes & Impacts, Vol. 16(5), pp 978-990. <http://dx.doi.org/10.1039/c4em00016a>
- PARTHENIADES E. (1965). *Erosion and deposition of cohesive soils*. Journal of the Hydraulics Division, Vol. 91(1), pp 105-139.
- PAIRAUD I.L., GATTI J., BENSOUSSAN N., VERNEY R., GARREAU P. (2011). *Hydrology and circulation in a coastal area off Marseille: Validation of a nested 3D model with observations*. Journal of Marine Systems, Vol. 88(1), pp 20-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.02.010>
- PERIÁÑEZ R. (2008). *A modelling study on 137Cs and 239,240Pu behaviour in the Alborán Sea, western Mediterranean*. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 99(4), pp 694-715. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2007.09.011>
- SOULSBY R. (1997). *Dynamics of Marine Sands: A Manual for Practical Applications*. Telford.
- TESSIER E., GARNIER C., MULLOT J.-U., LENOBLE V., ARNAUD M., RAYNAUD M., MOUNIER S. (2011). *Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France)*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 62(10), pp 2075-2086. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.022>
- TINÉ J., MARTANO G., CABILIC J., JEUDY DE GRISSAC A. (1981). *Hydrodynamisme en Rade Abri de Toulon*. Rapport.
- TSUMUNE D., TSUBONO T., AOYAMA M., HIROSE K. (2012). *Distribution of oceanic 137Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model*. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 111, pp 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.10.007>
- VAN RIJN L.C. (1984). *Sediment pick-up functions*. Journal of Hydraulic Engineering Vol. 110(10), pp 1494-1502.