



HAL
open science

Transfert particulaire-dissous des radioisotopes à l'embouchure

Olivier Radakovitch, Adrien Delaval, Patrick Boyer, Celine Duffa, Franck Giner, David Mourier

► **To cite this version:**

Olivier Radakovitch, Adrien Delaval, Patrick Boyer, Celine Duffa, Franck Giner, et al.. Transfert particulaire-dissous des radioisotopes à l'embouchure. [Rapport de recherche] IRSN. 2021. hal-03293536

HAL Id: hal-03293536

<https://hal.science/hal-03293536>

Submitted on 21 Jul 2021

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.



Observatoire
Sédiments
du Rhône

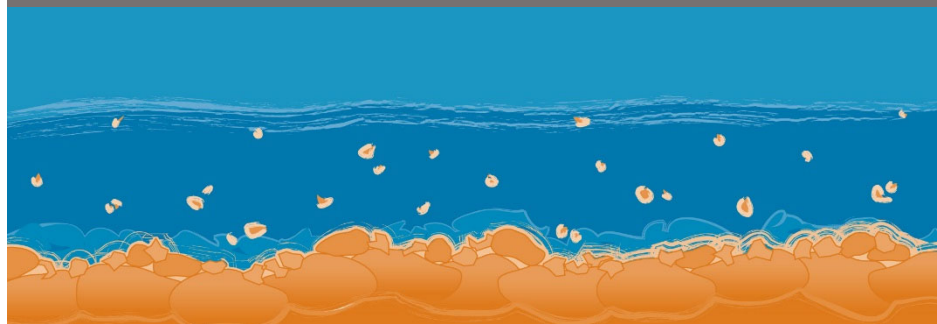
Transfert particulaire-dissous des radio-isotopes à l'embouchure

OSR5 2018-2020

Rapport final



Plan
Rhône



Transfert particulaire-dissous des radioisotopes à l'embouchure

Rapport final – Version du 15 juin 2021

Axe C	Approfondissement des connaissances pour établir le diagnostic de l'état fonctionnel du Rhône
Action C3	Partition et flux des contaminants dans les phases dissoutes et particulaires à l'échelle annuelle : contrôle des événements hydrologiques, des périodes d'étiage et du gradient salin
Sous-Action C3.3	Transfert particulaire-dissous des radioisotopes à l'embouchure

Personnes impliquées	Equipe de recherche
Olivier Radakovitch Adrien Delaval Patrick Boyer Céline Duffa Franck Giner David Mourier	IRSN/LRTA

Pour citer ce document :

Radakovitch O., Delaval A., Boyer P., Duffa C., Giner F., Mourier D. (2021). *Transfert particulaire-dissous des radioisotopes à l'embouchure*. Rapport Final. Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR), 5^{ème} Programme d'Actions, 16 p.

Résumé

Ce livrable présente les travaux réalisés sur le mécanisme de désorption des radionucléides à l'embouchure du Rhône et les campagnes de terrain estivales destinées à évaluer l'étendue du coin salé.

Certains éléments traces métalliques fixés sur des particules fluviales peuvent passer en phase dissoute lorsqu'ils arrivent en mer sous l'effet d'une désorption. Leur devenir en Méditerranée devient alors différent, et ceci peut avoir des conséquences en termes d'évaluation du risque et pour le cas de rejets accidentels dans le fleuve. L'étude s'est focalisée sur le comportement du Césium-137 dans cette zone, un élément radioactif associé aux installations nucléaires. Les objectifs étaient d'évaluer si cet élément est effectivement désorbé à son arrivée en milieu salé, l'interface eau douce-eau salé pouvant se produire en mer ou à l'intérieur des terres. Ce dernier cas étant un des plus impactant, la structuration du coin salé lorsqu'il pénètre dans le Rhône a été étudiée pour définir ses caractéristiques.

Le ^{137}Cs peut se désorber à partir d'une salinité de 3 à 4 g/l. Les activités actuelles dans le Rhône sont très faibles et ne permettent pas de mettre en évidence ce phénomène in-situ, mais les développements méthodologiques réalisés permettront désormais de faire ces mesures à tout moment en cas de besoin (rejets accidentels).

La stratification du coin salé dans le fleuve se met en place dès que les débits tombent en dessous de 1500-1200 m³/s. Les techniques de mesure (ADCP, CTD) permettent d'avoir une très bonne représentation de ces structures dans l'espace, qui montrent une stratification extrêmement marquée. La remontée dans les terres est fortement corrélée au débit moyen sur les 5 jours précédents. Ces données sont et seront utilisées pour réaliser la modélisation hydrologique de cette interface dans l'OSR 6.

Mots-clés

OSR ; Rhône ; embouchure ; devenir des contaminants ; désorption ; coin salé.

1. INTRODUCTION	4
2. CAMPAGNES 2019 : DESORPTION DU CESIUM-137 A L'EMBOUCHURE	5
2.1. Prélèvements et analyses	5
2.2. Profils de ¹³⁷ Cs dissous à l'embouchure	6
3. CAMPAGNES 2020 : ETUDE DE LA STRUCTURE DU COIN SALE.	10
4. REFERENCES	15

1. INTRODUCTION

Lorsque les particules du fleuve arrivent en mer, les éléments traces métalliques et les radionucléides artificiels qui sont adsorbés sur leurs surfaces peuvent être soumis à un relargage vers la phase dissoute. Ce mécanisme de « désorption » déjà observé en plusieurs endroits du globe est dû à un échange cationique : les cations métalliques (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} ...) fixés en surface des particules s'échangent avec ceux présents dans l'eau de mer en très grandes quantités (K^+ , Ca^{2+} , Na^+ ...), induisant ainsi un relargage. Ce mécanisme chimique est connu mais aucun travail n'a été fait pour voir s'il existait une généralisation dans les amplitudes de désorption pour une salinité donnée. La désorption semble en effet dépendre en priorité de la nature des liaisons entre les éléments métalliques et la surface des particules, et donc des caractéristiques de taille et de minéralogie de ces dernières. Elle est donc fortement liée à la zone d'étude ainsi qu'à l'origine des éléments métalliques ou des radionucléides dans la rivière, qui selon la nature de leur source peuvent être fixés à différents types de particules et ce de façon plus ou moins échangeable. Dans le Rhône, seules deux études ont traité ce mécanisme. Elles n'ont pas mis en évidence de désorption pour le Cu, Fe, Mn, Pb ou As mais l'ont constaté pour le Cd (Elbaz-Poulichet *et al* 1996 ; Galeron *et al* 2017).

Le changement de phase que la désorption engendre pour les contaminants peut augmenter le risque pour l'écosystème. En effet, la biodisponibilité de la plupart des éléments métalliques et des radionucléides est plus forte dans la phase dissoute (passage direct dans les organismes par respiration ou voie cutanée), et une augmentation conséquente d'éléments dissous comme le cuivre, l'arsenic ou le cadmium est à surveiller. Ce phénomène se produit dans la zone de mélange des eaux douces et salées qui se trouve généralement au sein d'un estuaire (Gironde, Seine...), et il affecte alors une zone située à l'intérieur des terres et non pas en mer. Il se produit de manière instantanée dans la colonne d'eau, mais il peut aussi affecter sur un temps long les particules qui ont sédimenté dans l'estuaire (bouchon vaseux), engendrant alors un « hot spot » important pour la pollution métallique, c'est-à-dire une zone de transformation et d'échange qui a un rôle majeur sur la dispersion du polluant (Samanta & Dalai 2018).

Le cas du Rhône est différent des fleuves à marée. Le mélange eau douce/eau salée se produit la majeure partie du temps à l'extérieur du fleuve, sauf lorsque la mer pénètre dans le fleuve pour des débits au-dessous de 1000 à 1200 m³/s en Arles, créant un phénomène de coin salé avec l'intrusion d'une eau salée dense sous l'eau douce du fleuve. Cette intrusion peut remonter jusqu'à un barrage naturel formé par un creusement du fond du fleuve : le seuil de Thibert entre Arles et le bac de Barcarin (à 15 km en amont de l'embouchure). Lorsque ce coin salé existe, l'eau de surface se salinise progressivement par échange avec la couche inférieure. On peut alors observer dans les cas d'étiage sévère des salinités de surface de plusieurs grammes/litres jusqu'à ce seuil. Ce mécanisme a déjà engendré des problèmes pour les riziculteurs qui ont pompé de l'eau salée en surface du fleuve et ont ainsi détruit leur récolte en 2011. Il risque d'être plus courant dans le futur avec les tendances attendues d'étiages plus récurrents.

Les travaux de l'OSR au cours de la dernière décennie ont montré que la pollution métallique n'était plus une question d'importance pour le Rhône, à tout le moins dans la partie aval. Cependant, ce phénomène de désorption concerne aussi les isotopes radioactifs qui pourraient être disséminés dans le cas d'un rejet accidentel par les installations nucléaires le long du fleuve. Parmi ces éléments, le cas du Césium-137 est emblématique car il peut être émis dans l'environnement dans beaucoup de scénarios accidentels, il est persistant car il a une demi-vie longue (30,2 ans) et il a un effet dosant pour l'écosystème. En cas d'accident nucléaire, c'est un des radionucléides qui aura le plus fort impact à moyen terme sur la consommation humaine de poisson. Ceci est bien illustré par l'accident de Fukushima ou les conséquences du césium-137 délivré au domaine marin ont été largement étudiées.

Le ^{137}Cs et le ^{134}C (isotope de demi-vie de 2 ans pouvant être émis en cas d'accident comme sur Chernobyl et Fukushima) fixés aux particules fluviatiles sont connus pour subir un processus de désorption au contact de l'eau salée, mais comme pour les métaux l'amplitude du phénomène reste mal quantifiée. Par ailleurs, d'autres radionucléides comme le Strontium-90, le Manganèse-54 ou le Cobalt-60 pourraient eux aussi être affectés par ce mécanisme. En modifiant la répartition particulaire/dissous, ce relargage potentiel favorise leur capacité de dispersion vers le milieu marin. Dans le cas du Rhône, si la majorité des particules issues du fleuve s'accumulent dans la zone deltaïque proche de l'embouchure, la dispersion à l'échelle du Golfe du Lion est différente pour un élément dissous avec un transport qui peut se faire sur de beaucoup plus grandes distances. Ainsi, si l'essentiel du ^{137}Cs particulaire se dépose dans la zone du delta après l'embouchure (Radakovitch et al., 1999), le ^{137}Cs dissous a été observé jusqu'en Espagne à l'époque où les rejets du fleuve étaient plus élevés. Les efforts conduits par les CNPE et l'usine de Marcoule pour réduire les rejets à partir des années 1990 font que les activités de ^{137}Cs dans le Rhône ont diminué d'un facteur 5 à 10 depuis 2000 (Eyrolle et al 2020). Les apports dissous ne sont désormais plus visibles en mer mais la question de leur devenir reste présente en cas de rejet accidentel. Il faut donc être à même de prédire le comportement d'un élément dissous issu du fleuve et de bien évaluer l'intensité possible de sa désorption des particules fluviatiles en fonction de la salinité. Bien que pour l'essentiel du temps ce mélange se fera à l'extérieur du fleuve, il est utile de mieux comprendre comment se produit le mélange eau douce-eau salée dans le fleuve en condition d'étiage (notamment pour le risque vers l'écosystème). Les connaissances actuelles sur les courants marins et la capacité de transfert des eaux indiquent que, suivant les conditions météorologiques et hydrodynamiques, un élément dissous issu du Rhône peut atteindre les côtes Marseillaises, stagner dans le Golfe du Lion (Delaval et al, 2021) ou bien être exporté vers les côtes espagnoles ou vers le bassin profond via les canyons sous-marin.

Une première étude de la désorption du ^{137}Cs a été proposée à l'OSR 5 dans le cadre de l'action C3.3. Deux campagnes de terrain ont été réalisées en 2019 pour définir la structuration du mélange eau douce/eau salée dans le Rhône. Elles devaient être suivies de deux autres en 2020 pour étudier la désorption du ^{137}Cs particulaire. Pour des raisons techniques, ces campagnes ont dû être inversées dans le temps. Ce livrable constitue le rapport final de cette étude.

2. CAMPAGNES 2019 : DESORPTION DU CESIUM-137 A L'EMBOUCHURE

2.1. Prélèvements et analyses

Les campagnes de 2019 (intitulées DRIM) étaient initialement prévues pour définir et comprendre la structuration du mélange eau douce/eau salée dans le fleuve sur la base de données physiques telles que des profils verticaux et horizontaux de salinité et/ou température. Malheureusement, l'IRSN n'a pu acquérir en temps voulu les appareils nécessaires pour ceci, à savoir un ADCP pour la mesure des champs de vitesse et un profileur type CTD pour celui des salinités verticales. Ces appareils acquis à l'automne 2019 ont été utilisés pour les campagnes de 2020.

C'est donc l'étude de la désorption du ^{137}Cs qui a été conduite en 2019 grâce à un effort particulier sur le développement de la technique d'analyse du ^{137}Cs dissous (cf livrable C3.3 avril 2020). Brièvement, 20 à 60 L d'eau du Rhône sont pompés et passés sur une résine KNiFC-PAN qui retient le ^{137}Cs présent dans l'eau. Cette résine est ensuite analysée sur des compteurs gamma pour en déduire l'activité volumique du ^{137}Cs dissous. Compte tenu des très faibles activités, ces analyses sont faites au laboratoire souterrain de Modane pour avoir un bruit de fond le plus bas possible. Le rendement de l'extraction du ^{137}Cs est évalué par un ajout de Cs stable dans l'échantillon et la mesure de ce Cs avant et après le passage sur résine (mesure ICPMS à PSE-ENV/SRTE/LR2T). L'IRSN a participé en 2020 à un exercice international d'inter-comparaison d'analyse du ^{137}Cs dans l'eau de mer (proposé par l'AIEA) et a pu valider cette technique.

Les deux campagnes de terrain de Juin et Septembre 2019 ont été conduites en deux étapes successives :

- Etape 1 : des prélèvements réalisés entre la mer ouverte et la zone de la bouée Roustan (20 m de profondeur sur le delta) à l'aide du navire océanographique « Antédon II ». La salinité la plus basse obtenue vers la bouée sert de référence pour l'étape 2.

- Etape 2 : des prélèvements en zodiac depuis le fleuve à 0 g/l jusqu'à une zone à l'extérieur de l'embouchure qui se rapproche de la salinité minimale obtenue à l'étape 1.

Ce système engendre deux inconvénients. Premièrement l'Antédon est un navire qui doit être réservé 6 mois à l'avance, donc sans aucune connaissance préalable du débit que le fleuve aura au moment du prélèvement. Deuxièmement, les prélèvements en zodiac se font avec deux jours de décalage à minima car ils sont faits par la même équipe technique.

Les prélèvements d'eau sont réalisés à quelques centimètres de profondeur sous la surface à l'aide d'une pompe. L'eau est passée directement sur une cartouche filtrante à 0,4 microns et conservée dans des jerricans de 20 L. Les activités actuelles de ^{137}Cs dissous dans le Rhône et son delta et les capacités de comptage de l'IRSN font qu'il est nécessaire de prélever 20 L en pleine mer et 60 L dans le Rhône. La salinité est mesurée en parallèle et un prélèvement est fait pour évaluer la concentration en mg/L des matières en suspension (par filtration puis pesée). Sur l'Antédon, la salinité est mesurée en continu durant le trajet à une profondeur d'environ 1m. En zodiac elle n'est mesurée qu'aux points de prélèvement.

Des prélèvements d'eau ont été fait sur chaque station pour mesurer la teneur en matière en suspension (MES). Aucun prélèvement n'a été fait pour mesurer l'activité particulaire en ^{137}Cs car il aurait fallu pomper plusieurs centaines de litres ce qui prendrait trop de temps sur chaque point. Cette activité particulaire est pour l'instant extrapolée à partir des mesures mensuelles obtenues via la station SORA en Arles.

2.2. Profils de ^{137}Cs dissous à l'embouchure

Les deux campagnes de Juin et Septembre se sont faites dans des conditions d'étiage avec un débit du Rhône respectivement de 1100 et 450 m^3/s en Arles. La figure 1 reporte les salinités mesurées avec l'Antédon (code couleur) et le zodiac. Chaque point de prélèvement est matérialisé par une croix. L'étiage de septembre était particulièrement fort et il a fallu remonter au niveau d'Arles pour faire un prélèvement à 0,2 de salinité (hors cartes).

Il faut noter que le gradient salé dans le panache du fleuve en mer n'est pas régulier dans l'espace car il dépend des conditions de vent et de houle au cours des dernières heures (Gangloff *et al.*, 2017). Il est donc très difficile d'obtenir une graduation clairement marquée, et c'est ce que montre la carte de salinité de septembre où les variations en mer sont extrêmement rapides sur une très faible distance (de 12 à 32 près de l'embouchure).

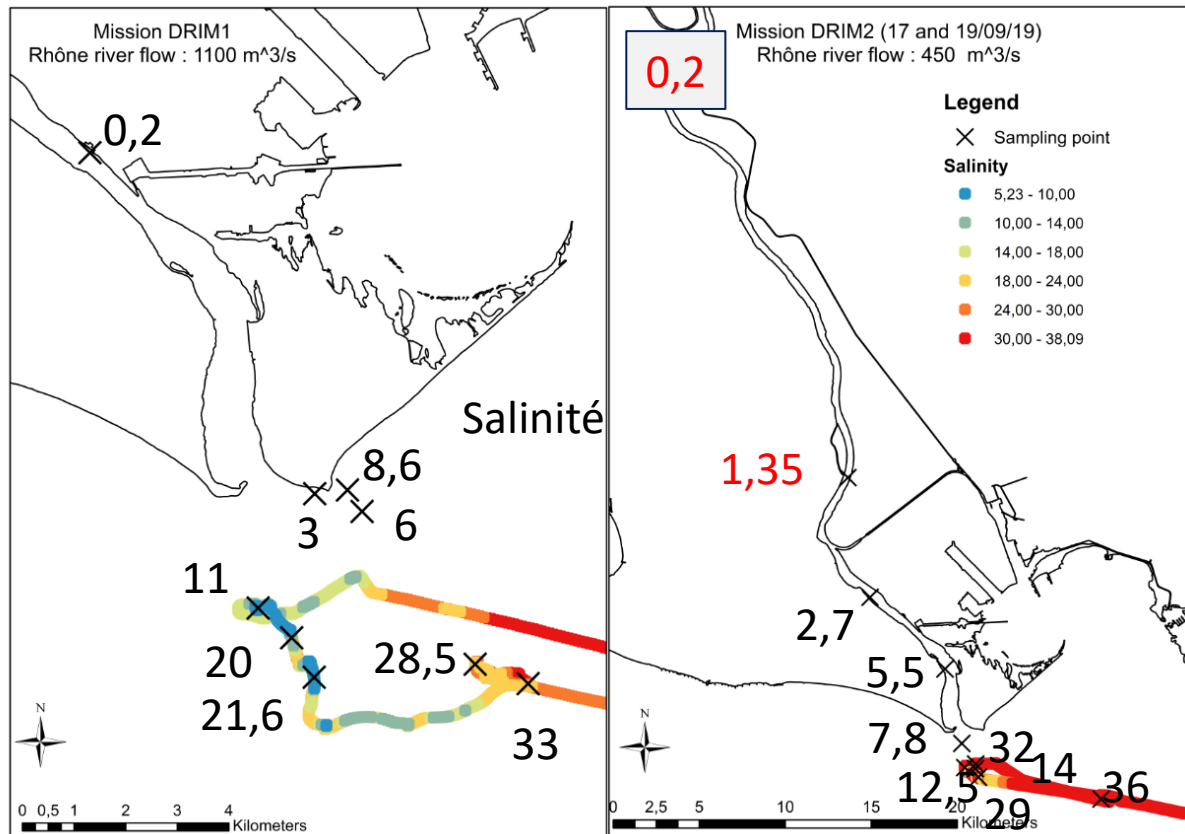


Figure 1 : Salinité de surface mesurée lors des campagnes de prélèvements DRIM de Juin et septembre 2019.

Les activités en ^{137}Cs dissous des deux campagnes sont reportées en figure 2. Ces activités sont représentées par rapport à une droite de mélange théorique entre les deux valeurs les plus extrêmes de salinité : celle du Rhône (0 g/l) avec une activité autour de 0,2 mBq/L, et les points les plus en mer ouverte (33 ou 36 g/l suivant la campagne). En géochimie, la représentation sur une telle droite permet de voir si le mélange des éléments apportés par chacun des pôles (eau douce et eau de mer) est conservatif (tous les points se situent sur la droite) ou s'il implique des apports (points au-dessus de la droite) ou des mécanismes d'enlèvement (points en dessous de la droite).

À titre d'information la moyenne de 3 mesures récentes sur la côte méditerranéenne hors influence du Rhône est reportée (rond gris). L'activité du ^{137}Cs en Méditerranée est désormais très stable et autour de 1,2 mBq/L.

La répartition des points sur les droites varie légèrement. En juin les points sont très proches de la droite de mélange, montrant qu'il n'y a pas de désorption et simplement un mélange conservatif. En septembre, l'ensemble des points se situe légèrement au-dessus, ce qui pourrait traduire un apport

vers le dissous et donc une désorption. La tendance bien que continue le long du profil est cependant peu marquée. La désorption apparaîtrait dès les salinités de 1-2 et serait ici maximale vers 14-15, avec un ajout maximum de l'ordre de 0,12 mBq/l par rapport à un mélange pur (décalage vertical entre la position du point et la droite au-dessous). Les charges en suspension très proches pour les deux campagnes (figure 3) et très faibles n'expliquent pas la légère différence observée sur la désorption.

Les teneurs actuelles de ^{137}Cs sur les particules du Rhône sont de l'ordre de 10-20 Bq/kg. En faisant une revue de toutes les données de la littérature, Delaval et al (2020) ont montré que la fraction désorbable de ^{137}Cs particulaire peut varier très largement entre 0 et 64%, avec un mode cependant centré vers 3%. Si l'on utilise cette valeur de 3% et une activité de 20 Bq/kg pour 10 mg/L de MES (teneur voisine de celle des campagnes DRIM), la quantité désorbable pourrait être de 0,006 mBq/L du particulaire vers le dissous. Une telle augmentation est invisible ici compte tenu des erreurs de comptage (figure 2). Si on suppose maintenant que l'on peut désorber la totalité de cette phase particulaire (100%, MES à 10 mg/l), l'apport pourrait monter à 0.2 mBq/L, une activité qui correspond dans ce cas à l'augmentation constatée en septembre (figure 2). Cette dernière hypothèse est clairement exagérée, mais elle montre cependant juste qu'il est difficile, sur la base de ces données, de confirmer ou réfuter totalement l'hypothèse d'une désorption possible dans ce milieu et sous ces conditions.

Pour aller plus loin, des expérimentations de désorption ont été menées en laboratoire à la suite de ces campagnes (non prévues dans l'OSR). Elles montrent que la désorption est bien possible lorsque l'on introduit ces particules dans une eau salée. Il apparaît cependant, et de manière inattendue, que son intensité dépend beaucoup plus du temps d'adsorption du ^{137}Cs sur les particules (plus il est long, plus les atomes de Cs sont incorporés dans la structure cristalline et sont difficilement désorbables) que de la valeur de salinité. La désorption se produit à partir de salinité de 3-4 g/L, mais son intensité ne peut être quantifiée à l'avance puisqu'elle dépend surtout du temps d'adsorption et donc de l'origine et de l'historique du ^{137}Cs particulaire. Ces travaux en cours prouvent que, en cas de besoin, la désorption devra être obligatoirement mesurée par des prélèvements in situ, mais qu'elle sera effective au-delà de 3-4 g/L.

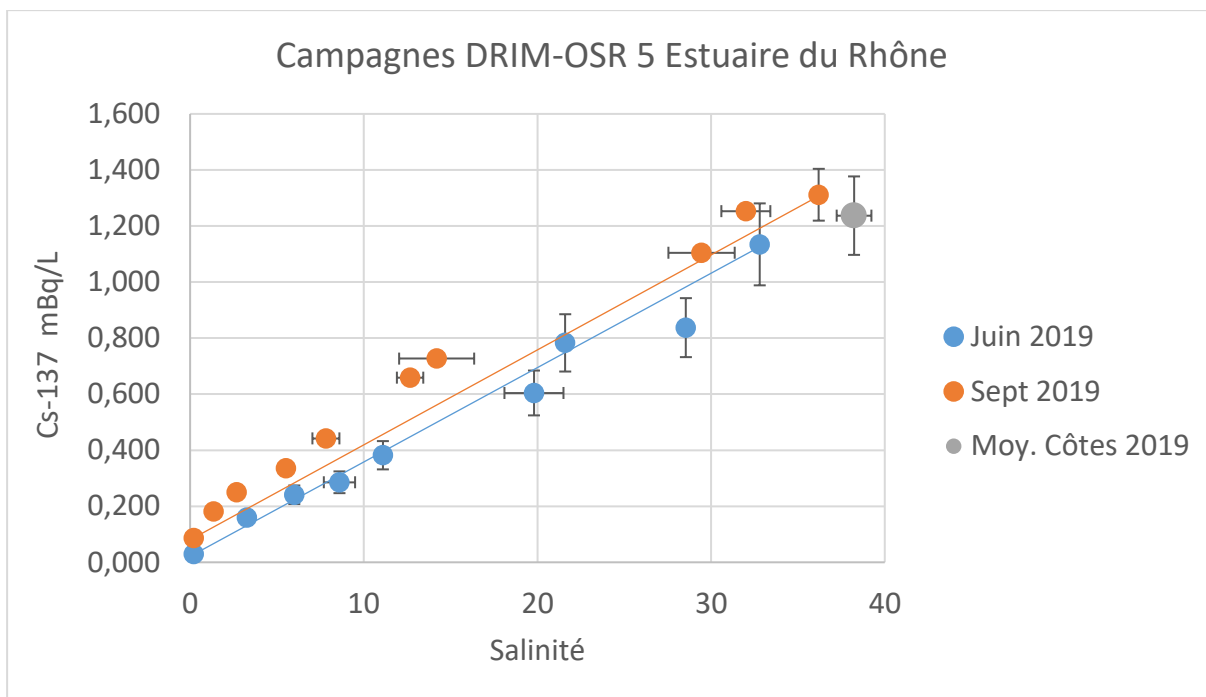


Figure 2 : Activités de ^{137}Cs dissous mesurées durant les campagnes DRIM de Juin et Septembre 2019. Le point gris correspond à la moyenne de 3 échantillons mesurés au large de Toulon et Marseille en Avril 2019.

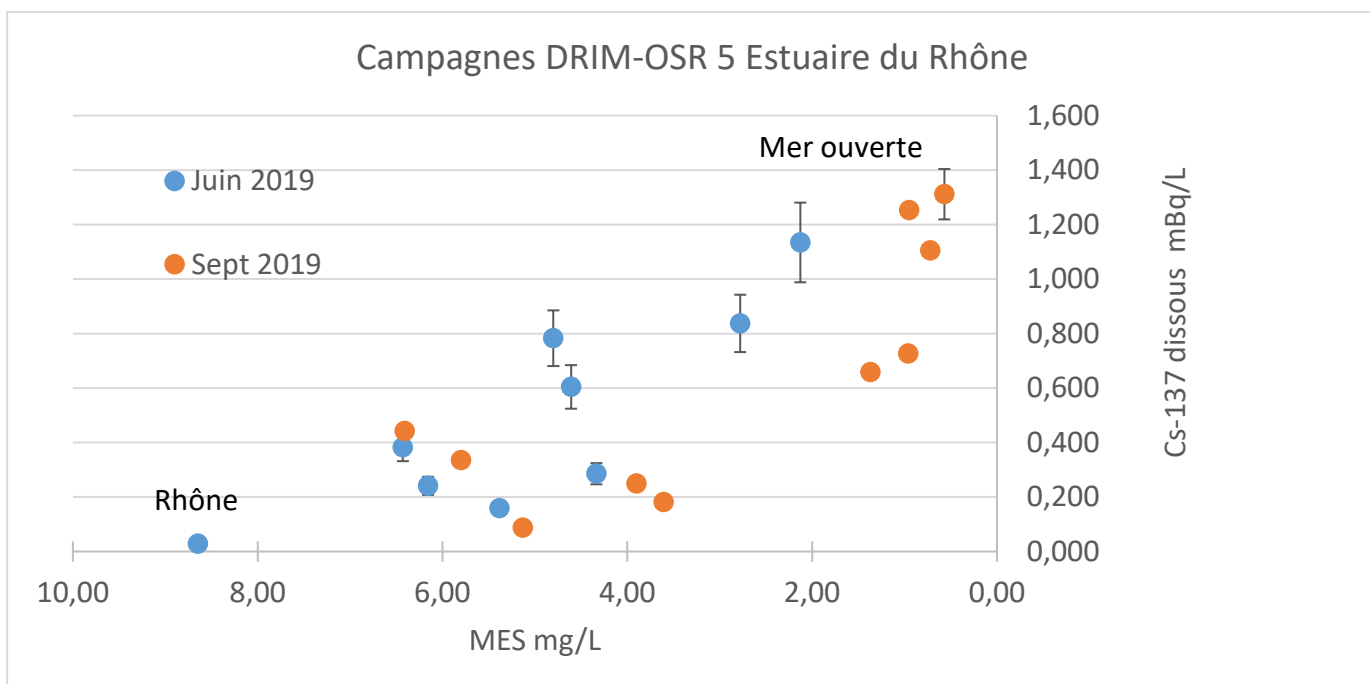


Figure 3 : Activités de ^{137}Cs dissous en fonction des teneurs en MES (mg/L) pour les stations des campagnes DRIM. Les teneurs en MES diminuent depuis le fleuve (sur la gauche du graphe) vers la mer ouverte (droite) en lien avec la dilution de la masse d'eau et une sédimentation rapide à l'embouchure.

3. CAMPAGNES 2020 : ETUDE DE LA STRUCTURE DU COIN SALE.

Deux campagnes de mesures physico-chimiques ont été réalisées en Juillet 2020 entre l'embouchure du Rhône et Arles. Elles avaient pour but de donner une première visualisation de la structure du coin salé lors de son avancée dans le fleuve, et d'acquies un premier jeu de donnée afin d'intégrer cette structuration dans les modèles hydrologiques et à terme hydro-sédimentaires. La modélisation de cette zone pourra ainsi être prise en compte dans l'OSR 6 et dans le cadre de l'action Continuum-MES qui est pilotée par INRAE et financée par l'Agence de l'Eau.

Deux types de données ont été acquies durant ces campagnes : des profils de débit le long de transects recoupant le fleuve d'une berge à l'autre (par ADCP ; acoustic doppler current profiler) et des profils verticaux de salinité/température.

Ces campagnes se sont déroulées le 9 et 29 Juillet 2020 pour des débits à Beaucaire de 960 et 800 m³/s respectivement. Le 9 juillet, l'intrusion salée a été mise en évidence jusqu'au PK314 environ, soit à 16 km en amont de l'embouchure (PK330). Le 29 juillet l'intrusion saline remontait beaucoup plus dans les terres jusqu'à plus de 30 km. Cette seconde campagne s'est cependant déroulée dans une zone plus restreinte (du PK301 au PK322) faute de temps pour parcourir la totalité de la zone (problème logistique de bateau) et pour se concentrer sur la partie en-tête de l'intrusion saline.

Les profils verticaux de salinité et les vitesses de courant de la campagne du 9/7/2020 sont reportés dans les figures 4 et 5. Ceux de la campagne du 29/7/20 sont en figure 6 et 7.

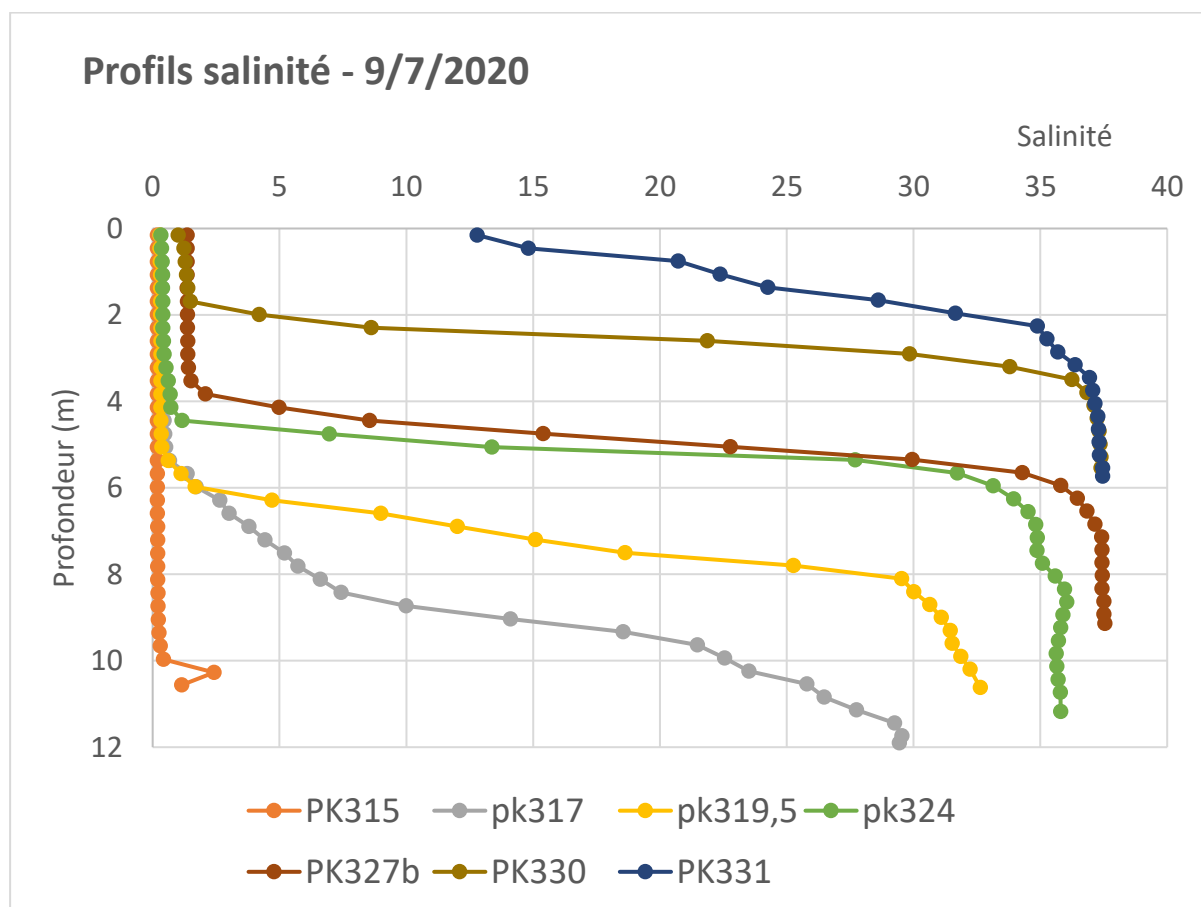
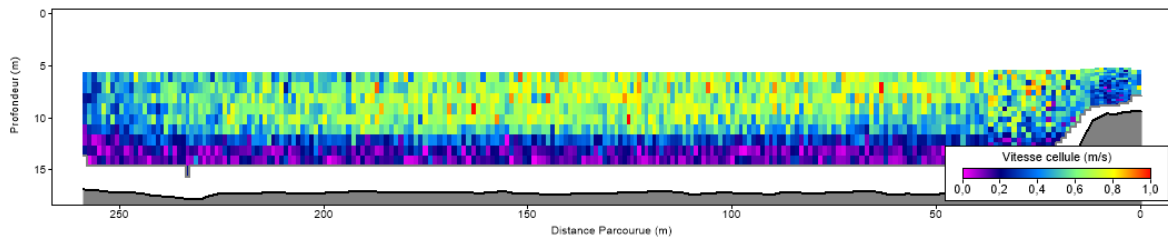
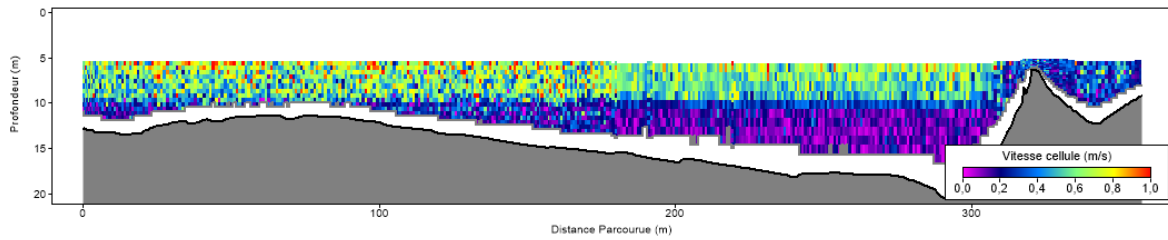


Figure 4 : Profil vertical de salinité à l'embouchure du Rhône lors de la campagne du 9 Juillet 2020. Le PK330 correspond à l'embouchure, le Bac de Barcarin est au PK317. Débit journalier à Beaucaire 960 m³/s pour indication.

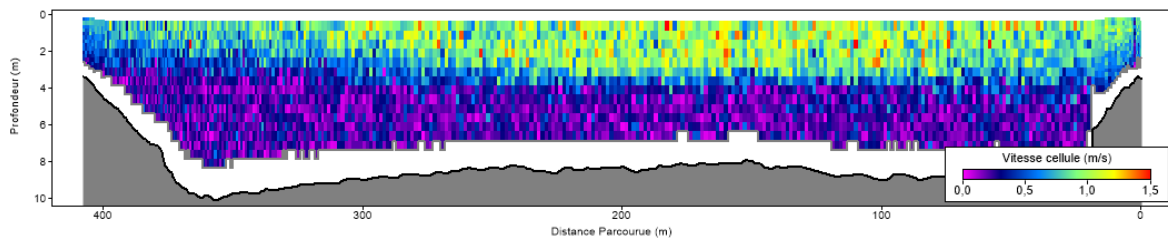
PK317 Amont barcarin



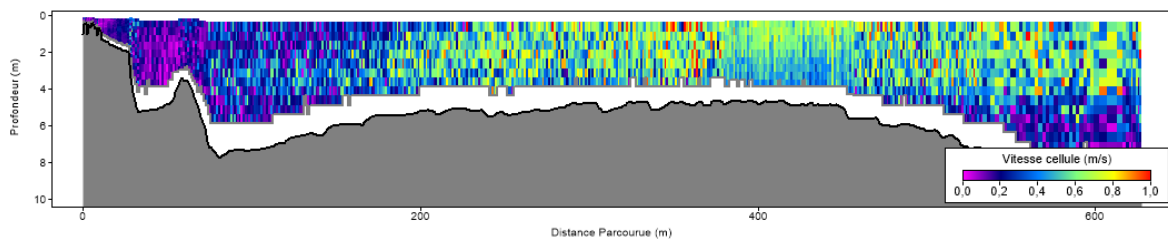
PK322 – amont Port Saint Louis



PK324.4



PK327



PK330 - embouchure

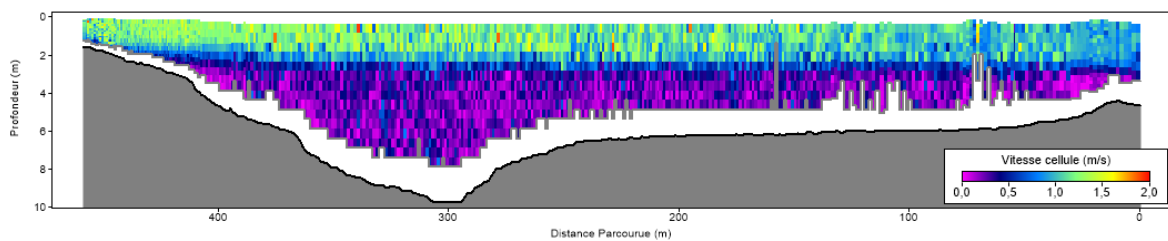


Figure 5: Profils de vitesse instantanée (m/s) mesurés par ADCP durant la campagne du 9/7/2020. Les profils en amont du PK317 ne sont pas représentés car ne montrant pas de stratification.

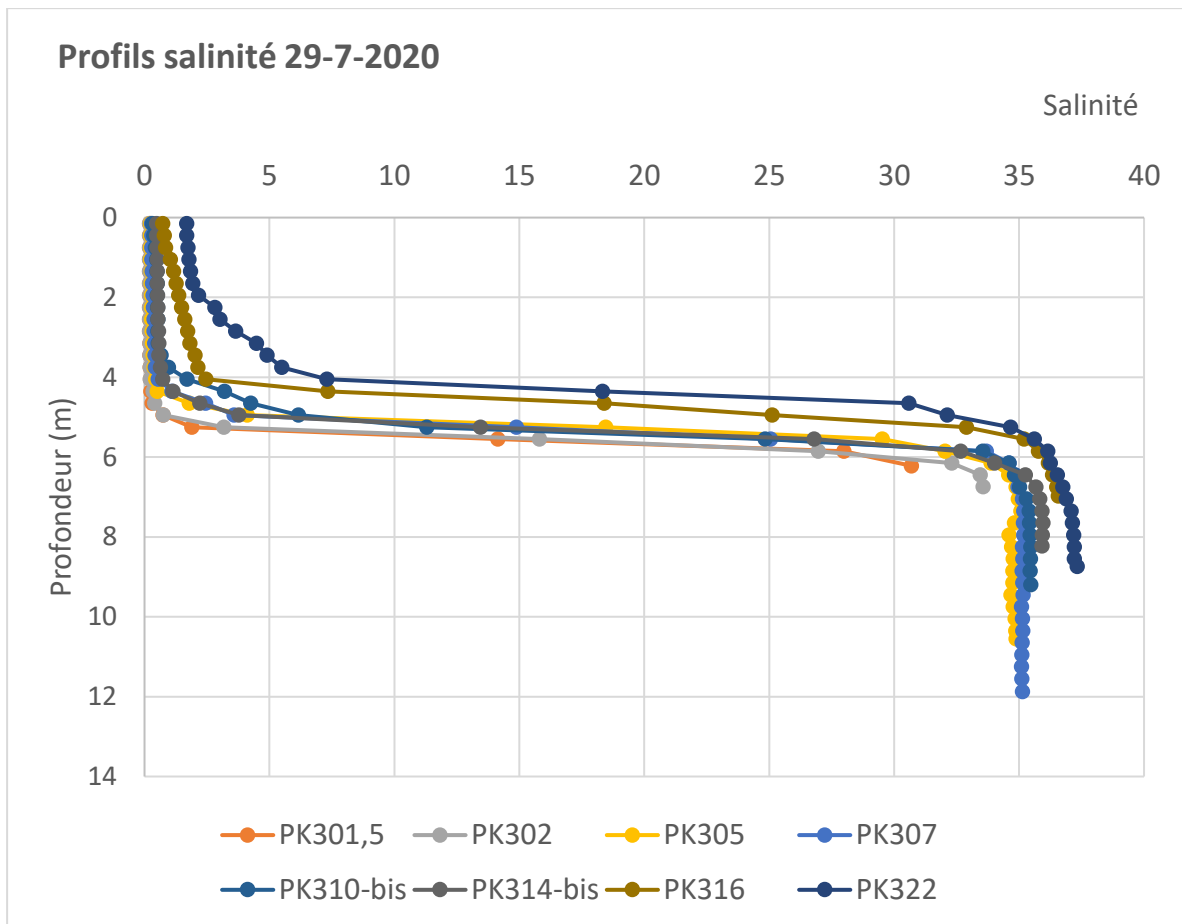
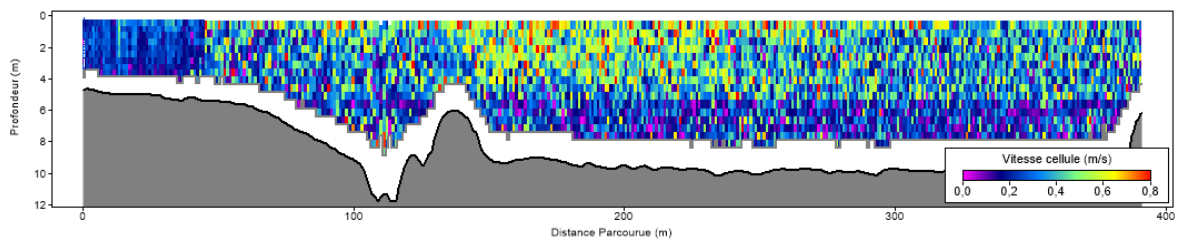
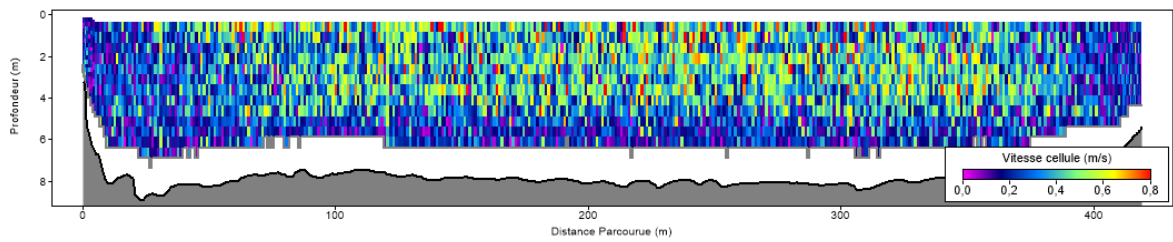


Figure 6 : Profil verticaux de salinité vers l'embouchure du Rhône lors de la campagne du 29 Juillet 2020. Le PK330 correspond à l'embouchure, le Bac de Barcarin est au PK317. Débit journalier à Beaucaire 800 m³/s.

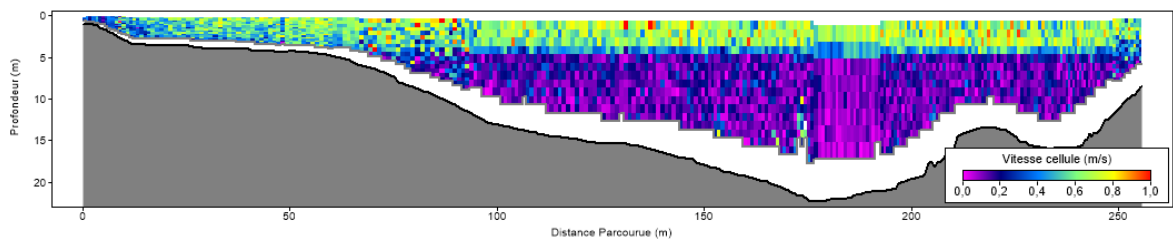
PK310



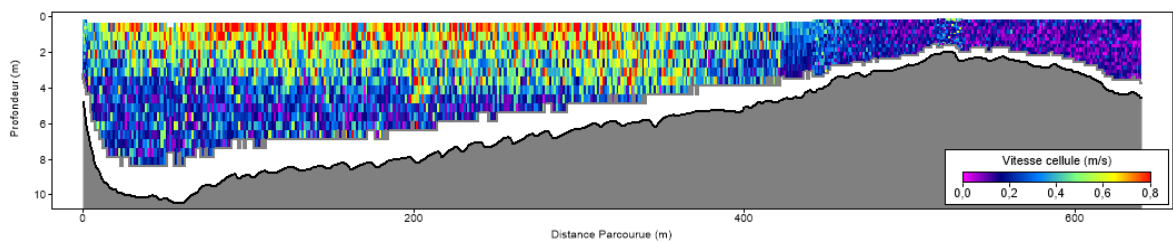
PK314



PK316



PK318



PK322

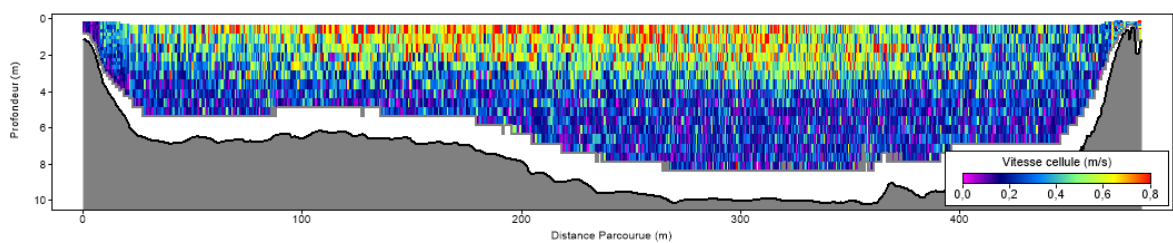


Figure 7: Profils de vitesse instantanée (m/s) mesurés par ADCP durant la campagne du 29/7/2020.

La structuration de l'intrusion saline apparait légèrement différente entre les deux campagnes. On retrouve cependant une tendance commune à l'existence d'une couche de fond d'eau salée de l'ordre de 2 m d'épaisseur et à partir de laquelle la salinité diffuse vers la couche de surface au fur et à mesure de son écoulement vers la mer. La couche d'eau salée est très bien installée le 29/7 avec des salinités de l'ordre de 35 g/l jusqu'à 20 km en amont de l'embouchure (PK310) et la couche de surface présente une profondeur homogène sur la partie étudiée (pas de profils en aval du PK322). Le 9/7 cette intrusion est en train de se mettre en place et de progresser vers l'amont. Les évolutions du débit du Rhône qui n'ont fait que diminuer entre ces deux dates n'ont en effet pas permis de repousser l'intrusion (figure 8), qui semble pénétrer dans le fleuve à partir de 1200 m³/s.

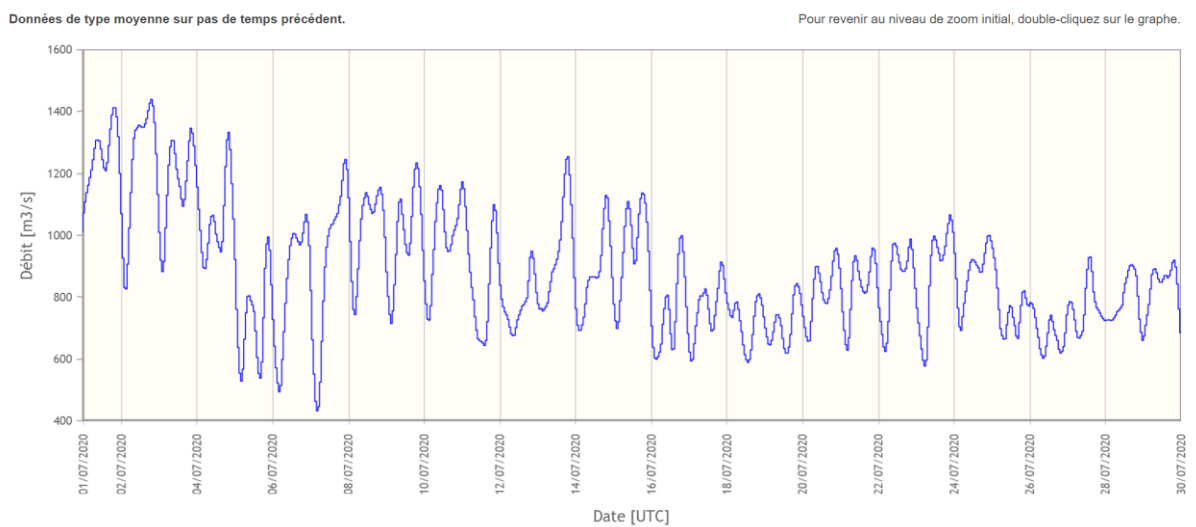


Figure 8 : Variabilité des débits horaires à la station d'Arles en Juillet 2020. Données CNR via base de données BDOH.

Les profils de vitesse retranscrivent parfaitement la stratification qui s'étend sur l'ensemble des transects avec quelques exceptions possibles en cas de haut fond comme sur le PK327 (figure 5) et le PK318 (figure 7). Dans ces deux cas l'intrusion saline semble aussi progresser sur les côtés du fleuve par l'effet de la morphologie du fond. Nous ne disposons cependant pas de mesure de salinité pour vérifier s'il s'agit d'eau salée ou de retour de courant d'eau douce, mais la correspondance des débits « sortants » avec ceux de l'amont et de l'aval suggère qu'il s'agit bien d'eau entrante salée (non comptabilisée dans le calcul du débit).

Ces données physico-chimiques complètent les rares valeurs disponibles sur la configuration de l'intrusion saline (profondeur de stratification et avancée du biseau). La compilation de ces dernières montre une régularité dans la position du coin salé qui est très corrélée au débit du fleuve (figure 9). Ces données, complétées des nouvelles acquisitions OSR5 sont maintenant utilisées à l'IRSN pour le développement d'un modèle numérique permettant de reproduire la stratification et les échanges dans l'estuaire. La reproduction de cette structure physique est en effet nécessaire pour estimer les temps de résidence de l'eau et la salinisation progressive entraînant la désorption des radionucléides. Elle permettra ainsi une modélisation plus fine des transferts et de la dispersion des radionucléides en cas de rejets accidentels (Delaval et al, 2021). A ce stade, ce modèle n'intègre pas la dynamique sédimentaire, une problématique qui sera abordée dans le cadre de l'OSR 6 avec les collaborations d'INRAE et d'IFREMER.

L'ensemble des profils ADCP et CTD est disponible sur demande pour les partenaires de l'OSR.

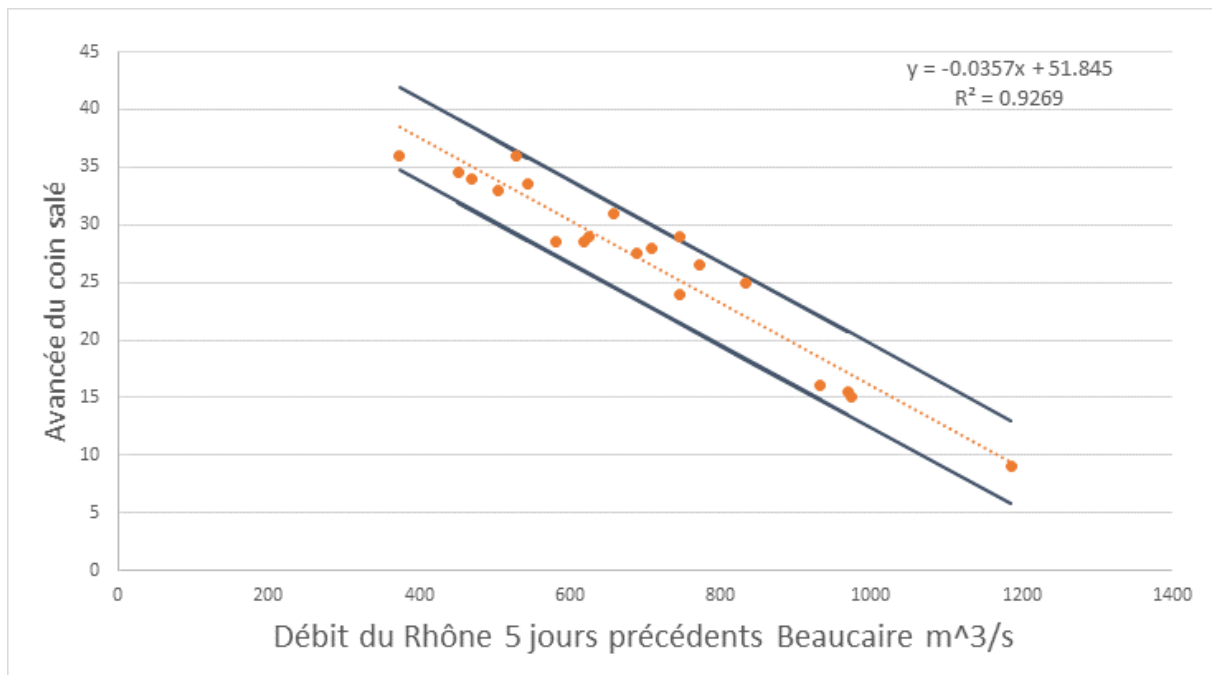


Figure 9 : Positionnement de l'avancée dans le Rhône du coin salé (en km par rapport à l'embouchure) en fonction du débit moyenné sur les 5 jours précédents à Beaucaire. Données de position issues de Savey 1971 ; Levasseur et Doutriaux 1991 ; Ibanez 1997.

4. REFERENCES

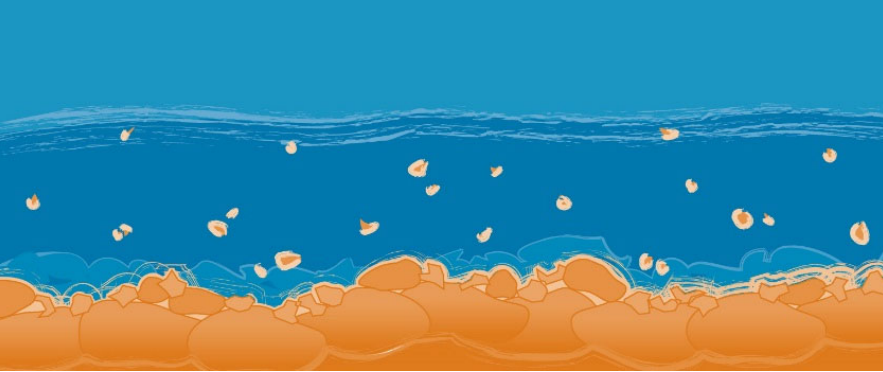
- Elbaz-Poulichet F., Garnier J.M., Ming Guan D. Martin J.M., Thomas A.J. (1996). The Conservative Behaviour of Trace Metals (Cd, Cu, Ni and Pb) and As in the Surface Plume of Stratified Estuaries: Example of the Rhône River (France). *Estuarine, Coastal and shelf science*, 42, 3, 289-310.
- Eyrolle F., Lepage H., Antonelli C., Morereau A., Cossonnet C., Boyer P. Gurriaran R. (2020) Radionuclides in waters and suspended sediments in the Rhone River (France) – current contents, anthropic pressures and trajectories. *Science of the Total Environment*. 723, 137873.
- Delaval A. Duffa C. Radakovitch O. (2020) A review of cesium desorption at the freshwater-seawater interface. *Journal of environmental radioactivity*. 218, 106255.
- Delaval A., Duffa C., Pairaud I. Radakovitch O. (2021) A fuzzy classification of the hydrodynamic forcings of the Rhone river plume: an application in case of accidental release of radionuclides. *Environmental modelling and software*. 140, 105005.
- Gangloff A., Vernet R., Doxaran D., Ody A., Estournel C. (2017) Investigating Rhône River plume (Gulf of Lions, France) dynamics using metrics analysis from the MERIS 300m Ocean Color archive (2002–2012). *Continental shelf research*. 144, 98-111.
- Ibañez, C., Pont, D., & Prat, N. (1997). Characterization of the Ebre and Rhone estuaries: A basis for defining and classifying salt-wedge estuaries. *Limnology and Oceanography*, 42(1), 89–101. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0089>

Levasseur, L., & Doutriaux, E. (1992). *Rapport CNR - Le coin salé du Grand Rhône et les travaux de creusement du seuil de Terrin*. 15–17.

Radakovitch O., Charmasson S., Arnaud M., Bouisset P., (1999) 210Pb and cesium accumulation in the Rhone delta sediment. *Estuarine and coastal shelf science*. 48, 77-92.

Samanta S., Delai T.K. (2018). Massive production of heavy metals in the Ganga river estuary, India : global importance of solute-particle interaction and enhanced metal fluxes to the oceans. *Geochimica Cosmochimica Acta*. 228, 243-258.

Savey, P., Pommier, M., & Marvaud, P. (1967). Observations et mesures effectuées sur les coins salés du grand et du petit rhone. *La Houille Blanche -International Water Journal*, 2.



Observatoire des Sédiments du Rhône

Plan
Rhône
Saône

RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE
*Liberté
Égalité
Fraternité*

agence
de l'eau
RHÔNE MÉDITERRANÉE
CORSE
établissement public de l'État

AVEC LE SOUTIEN DE L'UNION EUROPÉENNE

L'EUROPE S'ENGAGE
pour le Rhône
et la Saône
avec le FEDER

UNION EUROPÉENNE

CNR

EDF

La Région
Occitanie
Pyrénées - Méditerranée

RÉGION
SUD
PROVENCE
ALPES
CÔTE D'AZUR

La Région
Auvergne-Rhône-Alpes

cnrs

EVS
Environnement
Vie Société

cerege
CENTRE EUROPÉEN
DE RECHERCHE ET D'ENSEIGNEMENT
DES GÉOCHIMIES DE L'ENVIRONNEMENT

INRAE

MENTPE
L'école de l'aménagement durable des territoires

IRSN
INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Ifremer

mio
Mediterranean Institute
of Oceanography

ZA
Zone
Atelier
LTER FRANCE BASSIN DU RHÔNE

ohm
Observatoire Hommes-milieux - Vallée du Rhône

LabEx
DRIHM

cnrs

INVESTISSEMENTS
D'AVENIR

Observatoire des Sédiments du Rhône

GRAIE – OHM Vallée du Rhône

66 bd Niels Bohr – CS 52132

69603 Villeurbanne Cedex

www.graie.org/osr/

Contact :

bertrand.morandi@graie.org