

LES CAHIERS METALLIQUES

de Gérard Blanc

Cahier n°1 : le cadmium

(Etat de l'art 2015 en Gironde)

Quelles sont les sources assurant la pérennité de la pollution en cadmium depuis plus de trente ans?

Quelles solutions pour y remédier ?

**Equipe « Transferts Géochimiques des Métaux à l'interface continent-océan (TGM) »
Gérard Blanc, Jörg Schäfer, Alexandra Coynel, Cécile Bossy, Lionel Dutruch
Laboratoire EPOC UMR CNRS 5805, OASU, Université de Bordeaux.**

Préambule

Ce cahier de réflexion s'appuie sur les quinze dernières années d'études scientifiques sur la pollution métallique de l'estuaire de la Gironde. Ces études ont progressivement forgé ma conviction que l'estuaire de la Gironde est en danger de mort écologique. Le cadmium n'est bien évidemment pas le seul responsable de cette situation critique. Il est néanmoins, symptomatique d'une pollution métallique reconnue officiellement par les gestionnaires depuis 1995. Les concentrations en Cd des huîtres girondines sont à l'origine du classement en « zone D » de l'estuaire, affectant son potentiel économique conchylicole.

Les apports de cadmium reçus massivement dans l'estuaire entre les années 50 et 80, ont fortement diminué. Toutefois, trente ans après l'épisode majeur de pollution de 1986 ayant entraîné l'arrêt de la métallurgie du zinc en Aveyron, l'estuaire de la Gironde reste fortement impacté par cette pollution cadmiée. Les actions menées pour réduire la principale source amont sont toujours d'actualité et témoignent des forts engagements public et privé. Toutefois, l'estuaire a accumulé cette pollution au sein de son réservoir sédimentaire qui agit comme un piège à long terme. La remise en suspension anthropique des sédiments agit comme une source secondaire.

Bien que toute solution envisagée ne soit pas parfaite, je pense néanmoins que le pouvoir épurateur océanique est certainement le meilleur compromis pour libérer l'estuaire de sa pollution métallique, mais aussi d'autres pollutions sédimentaires, ceci au terme de quelques années. Une alternative de création de casiers hydrauliques me paraît une option d'épuration sectorielle en période d'étiage. Si on considère la valeur patrimoniale à laisser aux générations futures, le coût de la remédiation devrait être économiquement acceptable.

Ce « nettoyage contrôlé » libérera la ferme ostréicole de Marennes-Oléron de la pression girondine et devrait faciliter la prise de conscience pour réduire dans le futur l'utilisation massive et la dispersion non contrôlée de substances biocides ou biologiquement actives dans les environnements aquatiques. Dans ces conditions, les secteurs tels que la pêche, l'aquaculture, et le tourisme pourraient connaître un nouvel essor économique, non envisageable aujourd'hui. Cette restauration de l'estuaire pourrait même constituer une contribution à une politique active en faveur de valeurs patrimoniales communes aux deux rives de l'estuaire au sein d'un projet environnemental de la nouvelle région Aquitaine, Poitou-Charentes, Limousin.

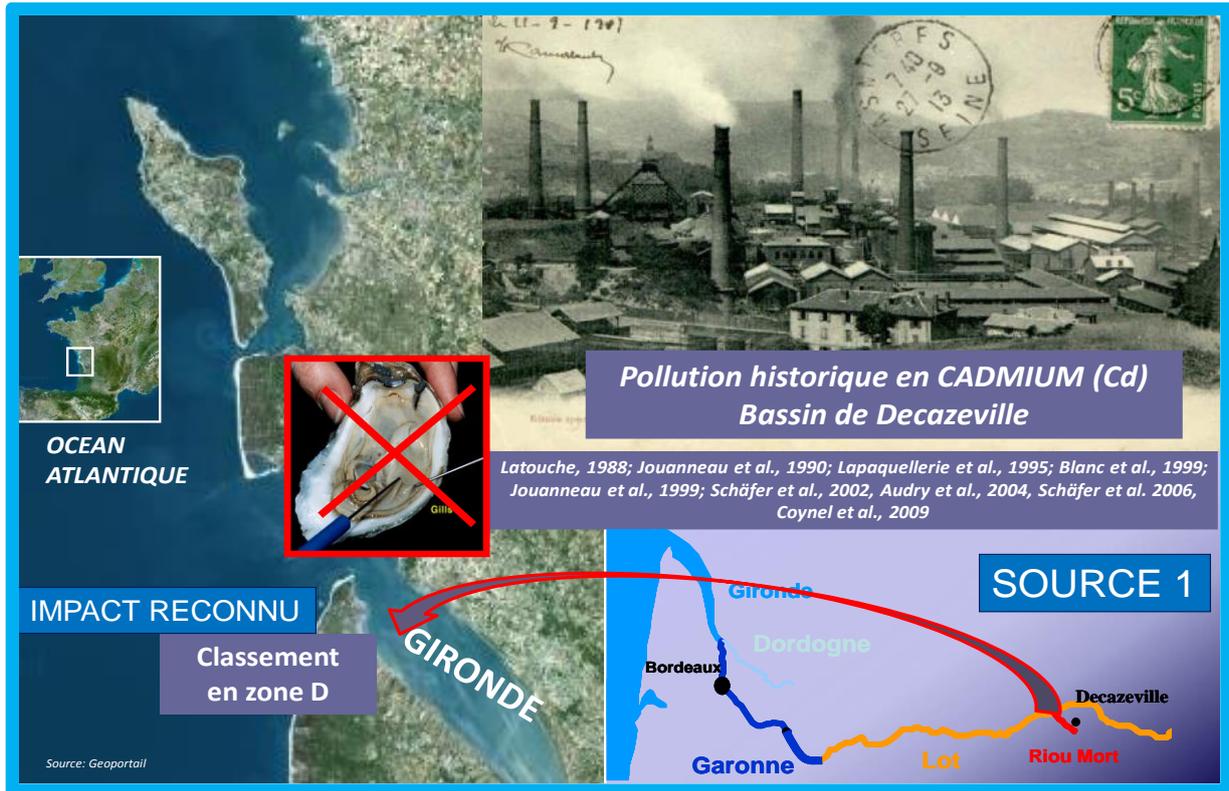


Figure 1 : Localisation de la source historique de cadmium (source 1). Visualisation du continuum fluvial : Riou-Mort, Lot, Garonne, Gironde, par lequel transite le cadmium.

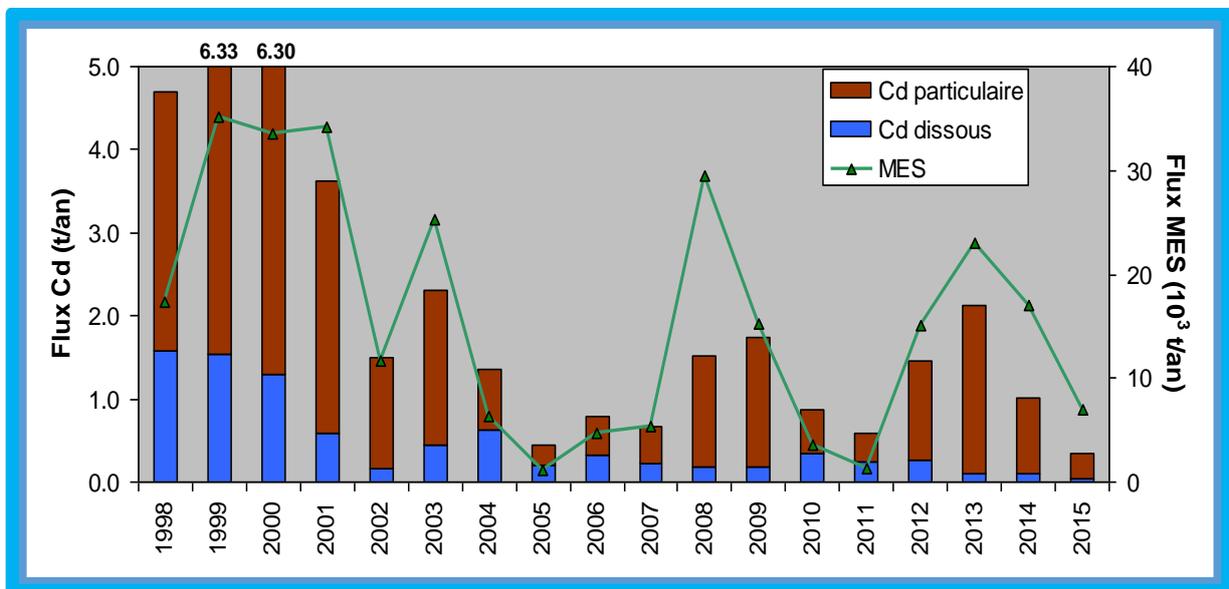


Figure 2 : Variation interannuelle des flux de cadmium en tonnes par an, à l'exutoire du Riou-Mort (site de Joanis, Bassin de Decazeville). La ligne verte représente les flux de MES en milliers de tonnes par an.

1- Introduction

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48. Cet élément, par définition indestructible dans l'environnement, est toxique à faibles doses pour de nombreuses espèces animales et végétales, aquatiques et terrestres, et pour l'homme. La pollution de cadmium en Gironde est connue depuis la fin des années 70 et a conduit, par arrêté préfectoral du 21/07/1995, au déclassement des eaux de l'estuaire de la Gironde en zone D, interdisant toute production ou ramassage de coquillages pour cause de dépassement de la norme de consommation fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Cette norme, relative au classement de salubrité des zones de production des coquillages, était de 10 mg/kg poids sec (p.s.). L'impact et les modes de la pollution cadmiée de l'estuaire ont été décrits par des travaux d'IFREMER (cf rapports RNO-ROCCH) et des publications scientifiques originales (e.g. Kraepiel et al., 1997, Blanc et al., 1999, Robert et al., 2004, Audry et al., 2003, 2004 a,b et c, 2005, 2006 et 2007a et b, Dabrin et al., 2009 et 2014, Strady et al., 2011a et b). Toutefois, la connaissance de sa décroissance nécessite encore des efforts de documentation pour démontrer une éventuelle résilience du système c'est-à-dire un retour progressif vers le bruit de fond géologique naturel. Si cette condition était totalement remplie, le développement durable d'une conchyliculture en Gironde serait assuré et l'impact girondin sur la conchyliculture de Marennes-Oléron serait éliminé. Dans ce document, seront résumés une quinzaine d'années de travaux scientifiques sur le cadmium en Gironde. Une première partie fera l'inventaire des sources et des actions entreprises ou à entreprendre pour s'affranchir de cette pollution de cadmium et ainsi envisager de reconsidérer la valeur patrimoniale du continuum Garonne-Gironde. La deuxième partie s'intéressera au transfert du cadmium vers Marennes-Oléron et proposera une action de dépollution de l'estuaire en lien avec la gestion des sédiments estuariens. **Concernant la pollution chronique de l'estuaire de la Gironde, la question qui se pose aujourd'hui est : devons-nous pratiquer une intervention salubre pour l'estuaire de la Gironde ou laisser perdurer les pratiques de gestion et d'exploitation actuelles au risque d'une poursuite de la dégradation de son état écologique ?**

2- Première partie : Les sources de cadmium en Gironde.

Bien évidemment, une dépollution de Cd de l'estuaire ne sera possible que si les sources historiques provenant du Lot se tarissent et que les autres sources faiblissent aussi. Ainsi dans ce qui suit, les sources en Cd seront décrites et hiérarchisées afin de définir les leviers d'actions susceptibles d'abaisser la pollution de la Gironde.

Source 1 « Lessivage des déchets de la métallurgie aveyronnaise »

Pourquoi le site de Viviez est un fort pourvoyeur de cadmium ?

Dans les matériaux terrestres, le cadmium n'existe pas à l'état natif, et le sulfure de Cd (CdS, la greenockite) est trop rare pour être exploité. Les propriétés chimiques de Cd sont proches de celles du zinc (Zn) et il est naturellement associé au principal minerai de zinc, la sphalérite (ZnS), à des teneurs de 100 à 500 mg/kg. Le cadmium constitue le principal sous-produit de la métallurgie du zinc, à raison de 3 kg/tonne de zinc produit en moyenne.

Plus d'un siècle de traitement de minerais de zinc importés sur le site de Viviez (Bassin de Decazeville, Aveyron), a produit 10 000 tonnes de Cd, majoritairement stocké sur place au sein de plus d'un million de tonnes sous forme de déchets thermiques et hydro-métallurgiques et un autre million de tonnes de sols contaminés à des teneurs en Cd variant de 10 à 2000 mg/kg, soit un à plus de trois ordres de grandeurs supérieures à des sols non contaminés. Le lessivage météorique de cette zone contaminée en Cd, mais aussi en de nombreux autres métaux (Zn, Cu, Pb, Ag, Hg, Sb ...) a conduit à la contamination amont-aval des nappes phréatiques locales, des eaux et des sédiments du Riou-Mort, Lot, Garonne, mais aussi de l'estuaire de la Gironde et de Marennes-Oléron (**Figure 1**).

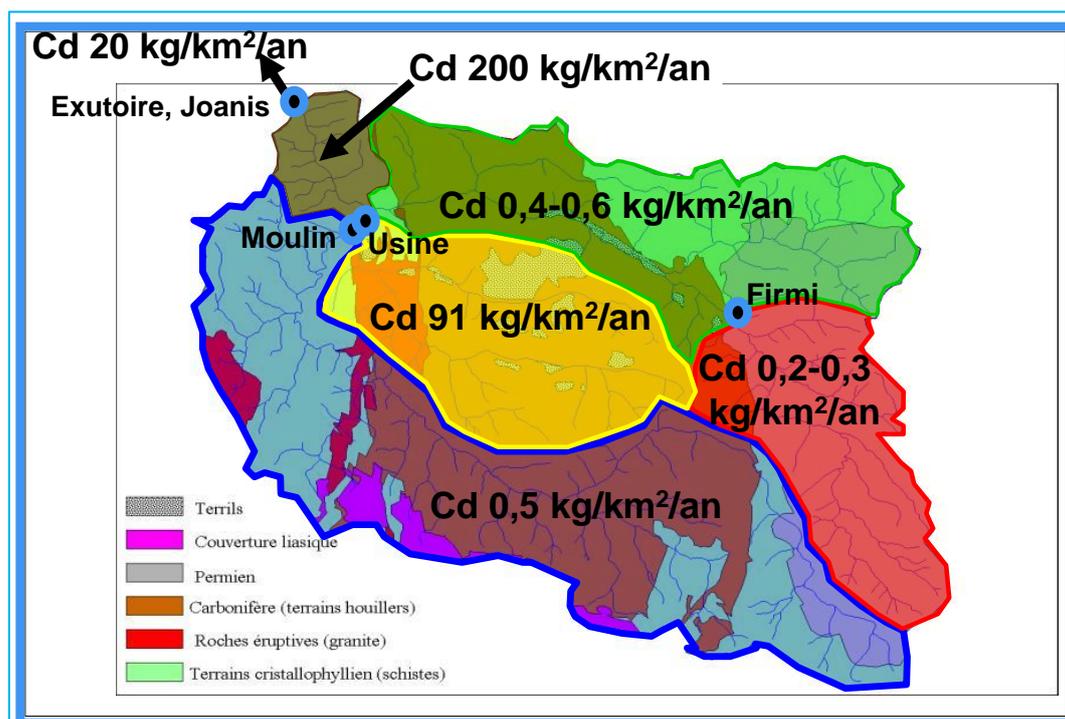


Figure 3 : Cartographie des flux spécifiques de cadmium en $\text{kg}/\text{km}^2/\text{an}$, des sous-bassins (en sur impression colorée) du bassin versant de Decazeville. Sur fond de carte géologique apparaissent aussi le réseau hydrographique et les points d'observation (Firmi, Moulin, Usine Umicore, et Joanis, l'exutoire) qui ont été suivis durant le programme «Défi Cadmium » (d'après Coynel et al., 2009).

La très forte mobilité et réactivité du cadmium dans les eaux douces et salées explique la propagation de sa pollution sur près de 500 km. De nombreuses publications scientifiques originales attestent de la prédominance de la source métallurgique aveyronnaise de cadmium, *Latouche, 1988; Jouanneau et al., 1990,1999; Lapaquellerie et al., 1995; Blanc et al., 1999; Grousset et al., 1999; Schäfer et Blanc, 2002 ; Schäfer et al., 2002; Robert et al., 2004 ; Audry et al., 2004a et b*. Le pic de pollution accidentel de 1986 dans le Lot a conduit en 1987, à l'arrêt de la production de Zn sur le site UMICORE de Viviez et à la mise en place de mesures opérationnelles pour limiter les rejets dans le milieu naturel.

Ces mesures de confinement des déchets et de retraitement des eaux souterraines ont considérablement contribué à la diminution de la pollution des huîtres sauvages en Gironde qui

sont le témoin le plus évident de la propagation d'une pollution métallurgique continentale vers le domaine côtier. Les travaux réalisés entre 2003 et 2006 en collaboration avec le métallurgiste UMICORE à Viviez, ont montré que 90 à 95% des flux de Cd et Zn à l'exutoire du bassin de Decazeville (150 km²) sont d'origine anthropique (Coynel et al., 2009). Les flux de cadmium ont considérablement baissé depuis environ 5 t/an entre 1998 et 2001 à environ 1 t/an entre 2002 et 2014 (Figure 2). Bien que le Riou-Mort représente seulement 1% de la décharge hydrique de la Garonne, le flux de cadmium à l'exutoire du Riou-Mort correspondait en 1999-2000 à une contribution de 47% à 62% du flux annuel de cadmium arrivant en Garonne (Audry et al., 2004c).

Jusqu'en 2006, 50% du flux de Cd du Riou-Mort était originaire d'une nappe alluviale polluée par les activités historiques de la métallurgie, à un niveau de concentrations extraordinaires de 10 à 20 mg/L, soit 1 million de fois plus concentré que les eaux du Lot en amont de la confluence avec le Riou-Mort (Coynel et al., 2007a). En 2003-2004, cet apport de Cd dissous a augmenté le flux spécifique de Cd de cette zone à hauteur de 200 kg/km²/an, soit 10 fois supérieur au flux spécifique de l'ensemble du bassin de Decazeville, sachant que les quatre cinquièmes de ce bassin présentent un flux spécifique naturel de 0,5 kg/km²/an (Coynel et al., 2009) (Figure 3). La résurgence de cette nappe a été identifiée en aval de l'usine et la zone a été excavée et traitée en priorité par « UMICORE » dans le plan de remédiation 2006-2017. En réponse à cette action les flux de cadmium dissous à l'exutoire ont baissé et sont aujourd'hui $\leq 0,1$ t/an. Bien que l'excavation et le confinement de plus d'un million de tonnes de déchets métallurgiques n'est pas sans conséquence sur le transfert de métaux vers l'aval par érosion de versants déstabilisés, les flux particuliers semblent amorcer une baisse significative en 2014-2015. En 2015, le flux de Cd total est de 350 kg, c'est le plus faible enregistré depuis 1998. Toutefois, il faudra attendre la fin du plan de remédiation pour connaître l'amplitude de la résilience du bassin de Decazeville. Pour atteindre la résilience totale du système, il faudrait que les flux totaux actuels de cadmium soient divisés par 10. Il faudra certainement des dizaines d'années pour s'approcher de ce niveau de résilience. Toutefois une diminution à l'horizon de quelques années faisant descendre le flux total de Cd en dessous de 0,3 t/an quelles que soient les amplitudes des débits, serait une victoire à la hauteur de l'investissement financier consenti à la remédiation du site. A tonnage égal, une mobilité (passage du particulaire vers le dissous) réduite est favorable à la bonne santé des écosystèmes.

Sachant que plus de 95% du cadmium transporté par le Riou-Mort était jusqu'alors facilement mobilisable et donc biodisponible dans l'estuaire de la Gironde (Audry et al., 2004a), il sera nécessaire, après le plan de remédiation, de tester le potentiel d'échange eau-particule du cadmium émis par le bassin de Decazeville.

Source 2 « Remise en suspension de sédiment du Lot »

Les retenues hydroélectriques situées sur le Lot en aval du Riou-Mort sont des pièges à matières en suspension (MES) et donc des pièges à métaux majoritairement fixés sur ces MES. Les travaux de géochimie-géophysique de 1992 estiment que 200 tonnes de Cd sont piégées dans les sédiments du Lot dont 30% dans la retenue la plus aval du Lot (Le Temple, 3,8 km², construit en 1951) (Lapaquellerie et al., 1995). Le barrage de Cajarc (0,3 km²), a été construit en 1950 à 25 km en aval de la confluence de Riou-Mort (Figure 4). Les facteurs d'enrichissement (FE) en Cd des sédiments datant de 1998-2001 sont de l'ordre de 20 par rapport aux concentrations des sédiments de Boisse-Penchot (amont Riou-Mort, environ

référence naturelle locale, FE proche de 1) qui sont majoritairement inférieures au mg/kg. Avant 1996, les FE sont majoritairement supérieurs à 100 et atteignent 300 en 1986, date de l'accident à l'origine de l'arrêt de la métallurgie sur le site de Viviez. En confrontant ces FE aux flux mesurés (**Figure 2**), nous pouvons déduire qu'avant 1996, les flux totaux de Cd déversés dans le Lot par le Riou-Mort devaient être au minimum de 25 t/an, et ont atteint les 75 tonnes en 1986.

Pour atteindre des concentrations de 1 mg/kg (valeur proche du bruit de fond) dans les sédiments de Cajarc, il faudrait que le flux de Cd du Riou-Mort soit de l'ordre de 250 kg/an.

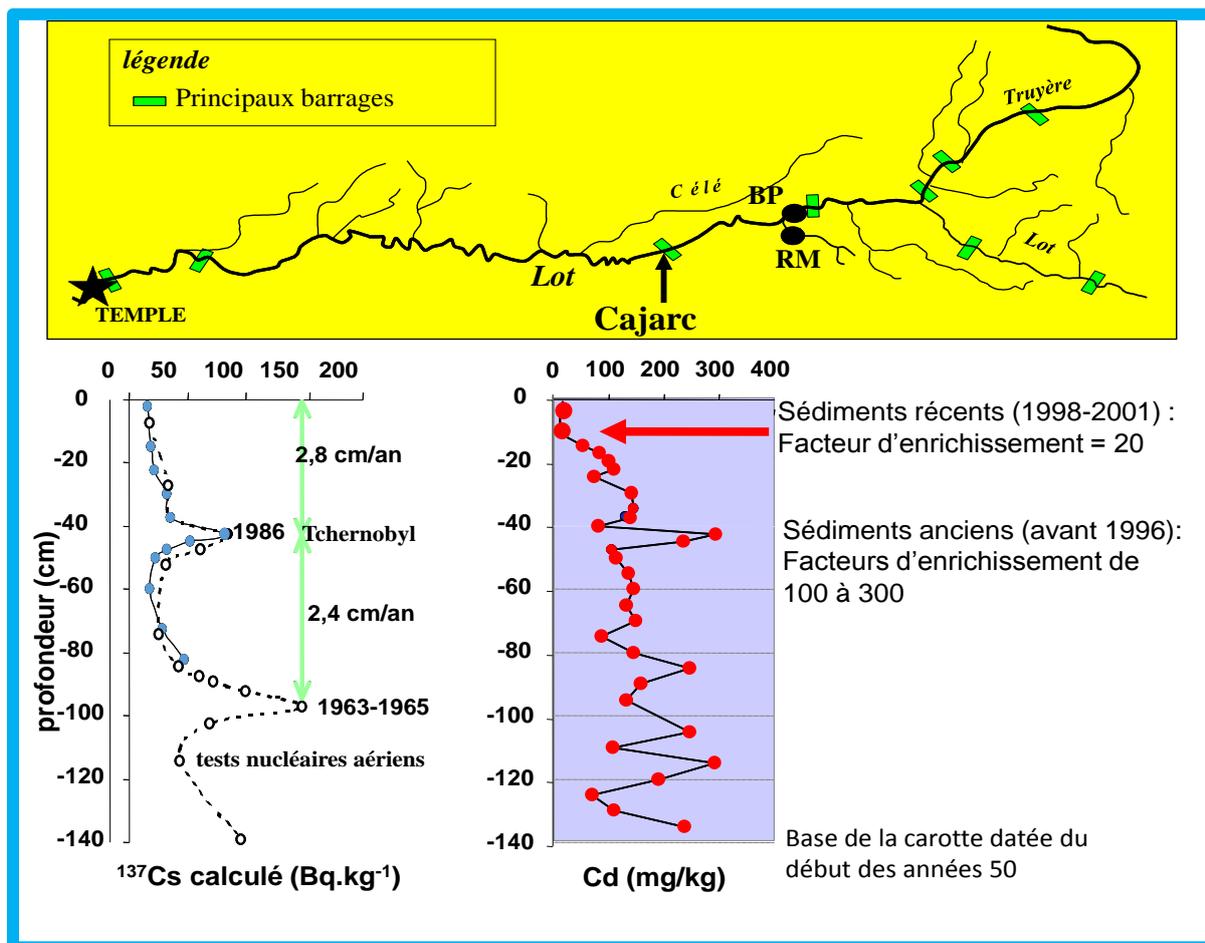


Figure 4 : Localisation des principaux barrages sur le Lot. Boisse-Penchat (BP) est situé en amont de la confluence avec le Riou-Mort (RM). Cajarc est la première grosse retenue localisée 25 km en aval de la confluence. La carotte est datée au ^{137}Cs . Les retombées de Tchernobyl datent parfaitement l'accident survenu à Vivier en 1986 (42-45 cm) caractérisé par un pic de concentration en cadmium à 300 mg/kg (d'après Audry et al., 2004b)

En conditions hydrologiques normales, les retenues du Lot fonctionnent comme des pièges de cadmium, et régulent les flux exportés par le Lot (1 à 2 t/an) à la Garonne. Toutefois, ces sédiments pollués en Cd constituent une source secondaire qui dévale jusqu'à la zone côtière lors d'événements de crue notamment lorsque l'onde de crue est susceptible de dépasser une hauteur critique au barrage de Temple, comme cela a été le cas en 2003 (Coynel et al., 2007b), et lors d'aménagements non contrôlés du lit majeur du Lot, comme cela a été le cas lors la

construction de l'écluse de Villeneuve-sur-Lot (département 47) (Figure 5) (Audry et al., 2004a, Blanc et al., 2006).

Ainsi les transferts de Cd vers l'estuaire peuvent être mis en relation avec le couplage entre les changements climatiques avec notamment l'augmentation du nombre d'évènements extrêmes et la capacité de gestion de ces événements par EDF.

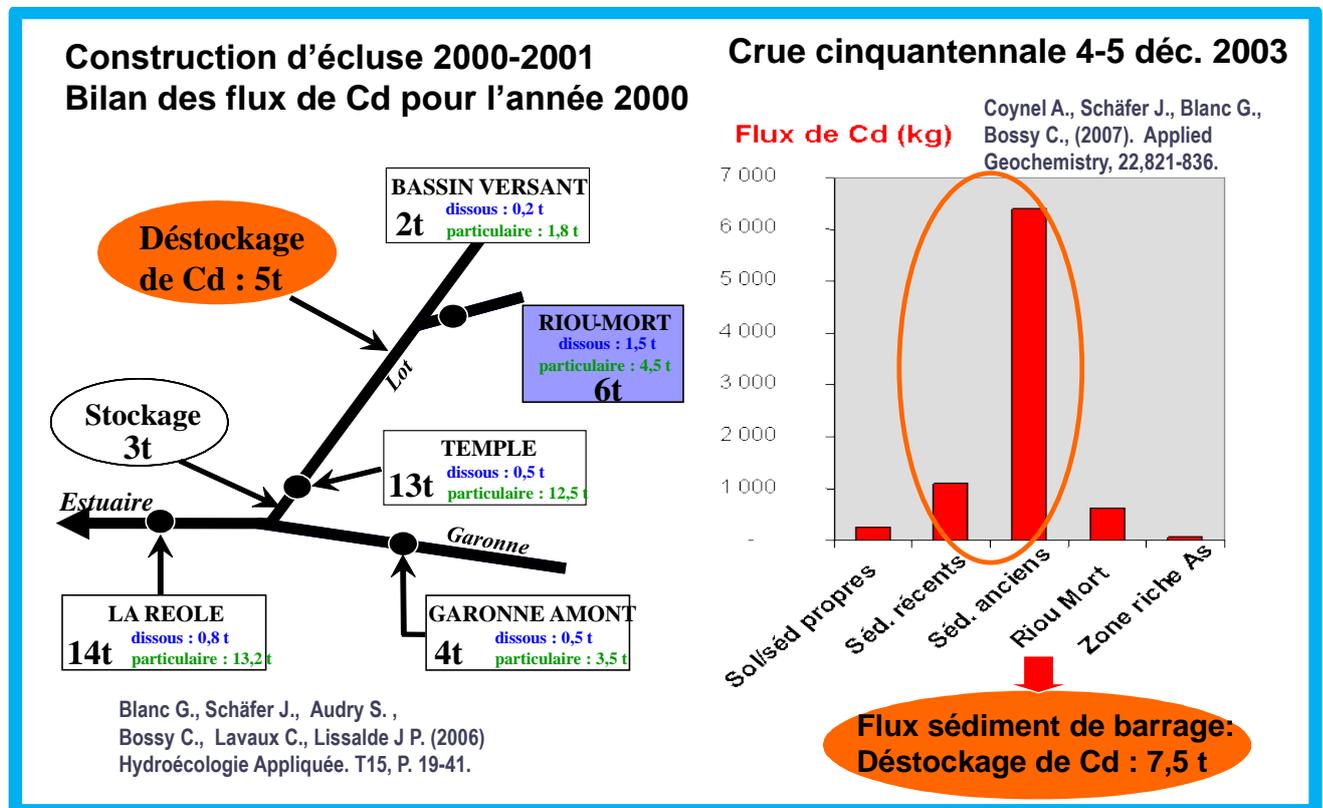


Figure 5 : Quantification des flux de cadmium exportés, résultant de situations susceptibles de déstocker du cadmium piégé dans les sédiments du Lot.

Les interventions humaines sur les cours d'eau fortement impactés comme le Lot nécessitent de considérer des procédures spécifiques visant à limiter le déplacement vers l'aval de sédiments pollués. Cela a été le cas lors construction de l'écluse de Fumel (département 46) pendant laquelle aucun transfert vers l'aval de Cd n'a été constaté (Coyne et al., 2006).

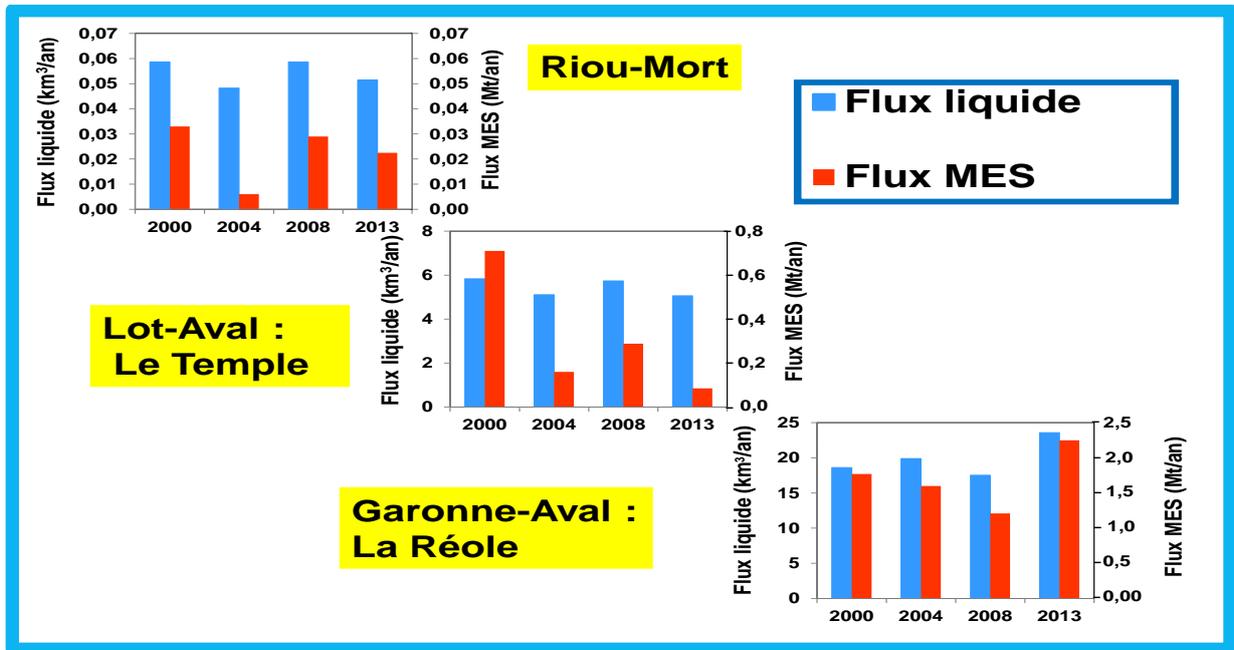


Figure 6 : Comparaison des flux liquides en km³/an et de MES en millions de tonnes par an (Mt/an) pour les années 2000, 2004, 2008, et 2013 au niveau des exutoires du Riou-Mort, du Lot et de la Garonne. Noter que les flux de MES dans le Lot en 2000 résultent majoritairement de la construction d'une écluse et que les flux de MES en Garonne en 2013 résultent de l'érosion des sols en amont de la confluence avec le Lot.

Source 3 « Lessivage des sols agricoles et épandages des boues urbaines »

Le cadmium est également présent dans des phosphates naturels à des teneurs comprises entre 2 et 400 mg/kg. Ainsi, l'apport de fertilisants phosphatés est un apport de Cd qui est mobilisé vers l'aval par l'érosion des sols. Cet apport de Cd est généralement estimé à 1 à 4 g/ha/an, ce qui représenterait un ordre de grandeur de 150 t de Cd en 30 ans pour l'ensemble du bassin de la Garonne. Les boues des deux principales stations d'épuration (STEPS) bordelaises présentent des facteurs d'enrichissements sévères à très sévères de 20 à 25 par rapport au niveau naturel (Deycard et al., 2014). En 2013, 9000 tonnes de ces boues ont servi de fertilisants, soit 200 kg de Cd dispersés sur les sols. Sur la base de ces données professionnelles, l'hypothèse à vérifier serait de montrer si l'épandage agricole des boues des STEPs représente dans certains cas, un apport de Cd aux sols équivalent à l'apport par les engrais phosphatés. La comparaison des flux hydriques, de MES et de Cd au niveau des stations d'observation TGM/AEAG pour quatre années (Figures 6 et 7) montre que les fortes pluies de 2013 surtout localisées sur les versants pyrénéens de la Garonne ont augmenté le flux de MES de 25% et que, malgré des concentrations de Cd particulières comparables inter annuellement, 70% des apports de cadmium particulière en 2013 dérivent de l'érosion des sols des versants garonnais en amont de la confluence avec le Lot. Ainsi, ce résultat indique que l'utilisation future d'engrais phosphatés à très faibles teneurs en cadmium semble une solution à privilégier sur les terres agricoles de la Garonne et que les limites légales de concentrations de Cd (10 mg/kg, arrêté 08/01/98) pour l'utilisation des boues pour l'agriculture devraient être divisées par 10. Les rejets anthropiques de Cd et d'autres métaux ainsi que l'érosion des sols accentués par l'agriculture intensive et les événements climatiques extrêmes contribuent à la pollution des eaux intermédiaires estuariennes.

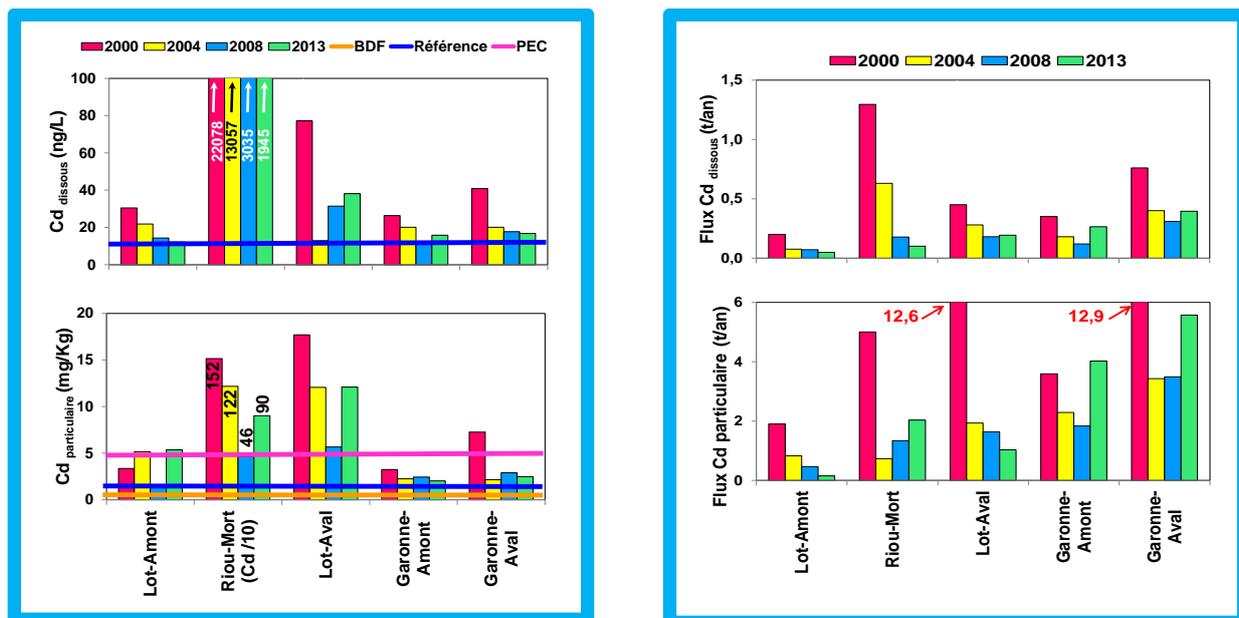


Figure 7 : Concentrations (à gauche) et flux (à droite) de Cd dissous et particulaire aux sites d'observation TGM/AEAG. BDF : bruit de fond géochimique de la Gironde (0,2 mg/kg) ; Références : 10 ng/L, 1 mg/kg sont les valeurs « rivière mondiale » ; PEC : 5 mg/kg, valeur au-dessus de laquelle un impact écotoxicologique existe.

Une amélioration significative de la situation actuelle passe certainement par une révision profonde des pratiques agricoles aux niveaux des amendements, de l'irrigation et des labours.

Source 4 « Rejet urbain de la ville de Bordeaux »

D'après les données acquises au cours de la thèse de Victoria **Deycard (2015)**, les rejets intra estuariens des STEPs de Bordeaux représentent 1% et 1‰ des apports de la Réole selon que l'on considère des rejets non traités ou traités. Près de 90% de Cd étant retenu dans les boues de station, il est regrettable que cette pré-concentration soit dispersée définitivement lors de l'épandage agricole de ces boues. Les estimations actuelles suggèrent que la contribution annuelle de Cd de l'ensemble de l'agglomération bordelaise serait de l'ordre de 2% par rapport aux apports de l'amont à la Réole (≈ 3 t/an). Toutefois, cette contribution augmente jusqu'à 5 à 40% pour des débits d'étiage de la Garonne ($Q < 200$ m³/s) (**Deycard et al., 2014**). L'abaissement du débit d'objectif d'étiage de 100 à 50 m³/s augmenterait certainement la contribution urbaine et accentuerait la médiocre qualité des eaux devant Bordeaux en période d'étiage.

Source 5 « Réactivité estuarienne : désorption du cadmium »

A La Réole, c'est-à-dire à l'interface continent-océan, en amont de la marée dynamique, le cadmium arrive à plus de 95 % transportés par les particules. Les concentrations de Cd dissous sont de l'ordre de 10-30 ng/L depuis 2002 (**Figure 8**). Au début des années 1990, des valeurs moyennes de l'ordre de 150 ng/L, qualifiaient les eaux de la Réole (**Lapaquellerie et al., 1995**). Ainsi, les eaux de La Réole sont en moyenne dix fois moins concentrées qu'elles ne l'étaient au début des années 90 et témoignent d'un bon état écologique du point de vue de la norme

DCE fixée à 90 ng/L. En 1981, des valeurs de 20 mg/kg ont été mesurées sur les particules transitant à la Réole (**Donard, 1983**).

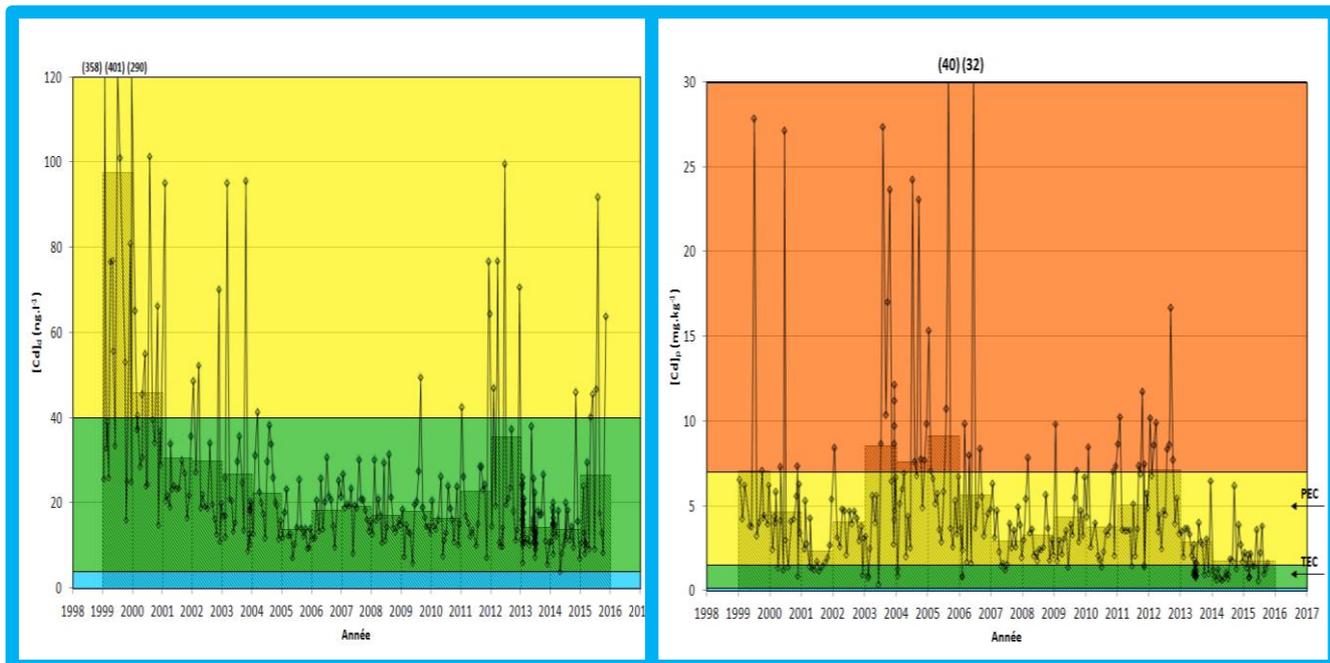


Figure 8 : Variations mensuelles et interannuelles (en sur impression) des concentrations en Cd dissous en ng/L (à gauche) et particulaire en mg/kg (à droite) au site d'observation TGM/AEAG de « La Réole » localisé en amont de la marée dynamique de 1999 à 2015.

Depuis 1990, les concentrations en Cd particulaire ont peu varié avec des valeurs de l'ordre de 5 mg/kg, ce qui néanmoins, indique une pollution sévère en référence à l'échelle GEODE adaptée aux sédiments des ports français (**Masson et al., 2006**). Depuis 2013, un décrochage de moitié est apparu (**Figure 8**) plausiblement pour des raisons de forte érosion mécanique de sol peu contaminé en relation avec les fortes pluies pyrénéennes associées à une plus faible pluviométrie dans l'Aveyron et le Lot au cours de cette récente période. Les changements de salinité dans l'estuaire causent une désorption de Cd depuis les particules vers la phase dissoute et la stabilisation de Cd en phase dissoute sous forme de chloro-complexes (**Figure 9**).

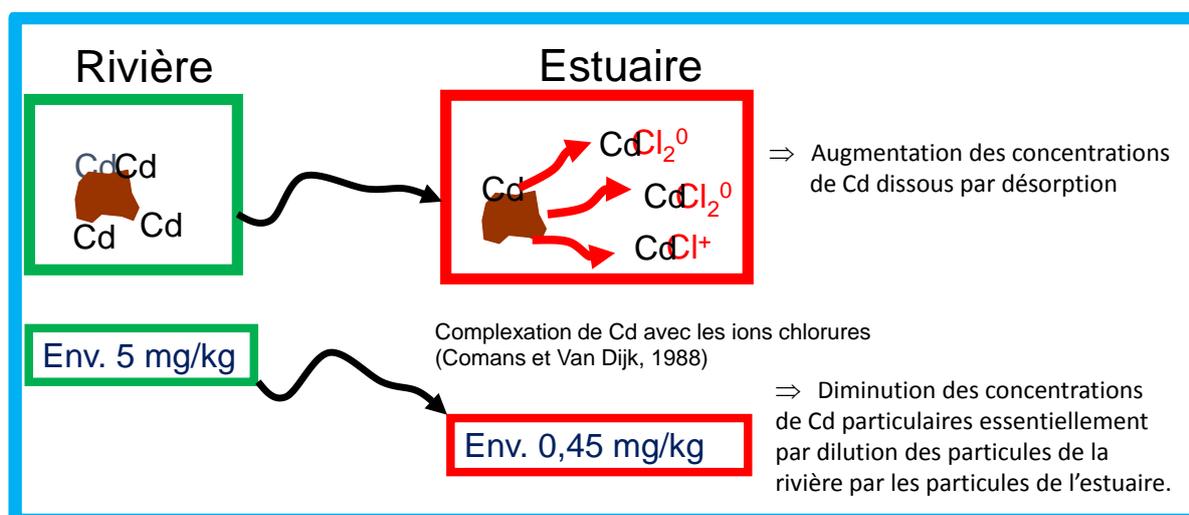


Figure 9 : Schéma du mécanisme de désorption du cadmium et stabilisation en phase dissoute sous forme de complexes chlorurés.

Les concentrations de Cd particulaire diminuent de 5 mg/kg à l'exutoire de la rivière à 0,45 mg/kg dans l'estuaire. Dans la zone de maximum de turbidité (ZMT), les concentrations en MES étant plus fortes, les concentrations en Cd le sont aussi jusqu'à 0,9 mg/kg. Ainsi une grande partie de Cd adsorbé sur les particules de la rivière (Audry et al., 2007a) est libérée sous forme dissoute biodisponible dans la colonne d'eau de l'estuaire. Ce phénomène fait varier les concentrations de Cd dissous selon des courbes en cloche (Figure 10), avec des concentrations atteignant les 150 ng/L, soit dix fois celles de la Réole. Les concentrations maximales déterminent les flux de Cd dissous (flux nets) exportés à la mer. La figure 11 montre une diminution des flux nets en fonction de la baisse de la pollution du bassin versant entre les années 1980 et les années 2000 (Strady, 2010). A débit constant le flux net exporté a diminué. Plus le temps de résidence des particules dans l'estuaire est élevé, plus les concentrations de Cd dissous sont fortes dans la zone 15-20 de salinité qui caractérise la masse d'eau aval de l'estuaire. C'est dans cette zone que le potentiel écotoxicologique est maximum. Ce potentiel écotoxicologique maximum (PEM) est cependant fonction de l'anthropisation du bassin versant et des variabilités extrêmes de la météorologie régionale. Ce processus de désorption est naturel. La répartition des teneurs en Cd entre les phases dissoutes et particulaires est fixée par ajustement permanent des équilibres thermodynamiques dans les gradients transitoires de salinité et de turbidité qui sont contrôlés par l'hydrodynamisme de l'estuaire. Les variations d'intensité de l'hydrodynamisme estuarien permettent la dispersion des particules polluées sur l'ensemble de l'estuaire. Ainsi, la seule façon d'agir sur ce phénomène est que la concentration de Cd particulaire se rapproche le plus possible de la valeur de 0,2 mg/kg qui correspond au bruit de fond géochimique régional non désorbable. Pour cela, il faut éviter que des particules ayant des concentrations supérieures à 0,2 mg/kg soient diluées dans le gradient de salinité estuarien.

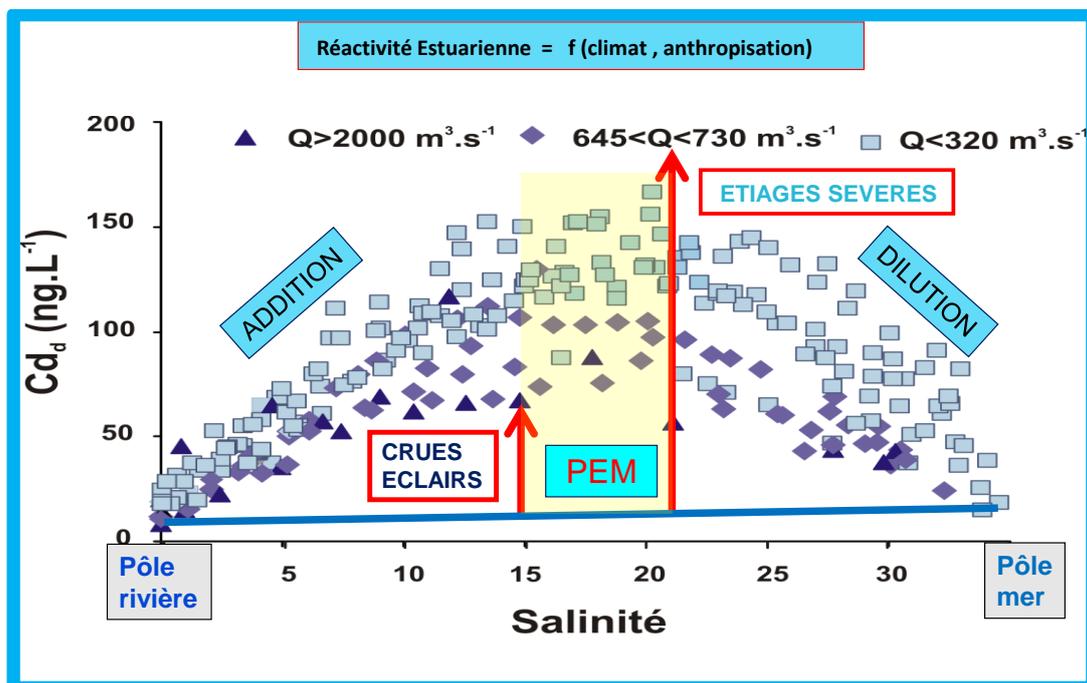
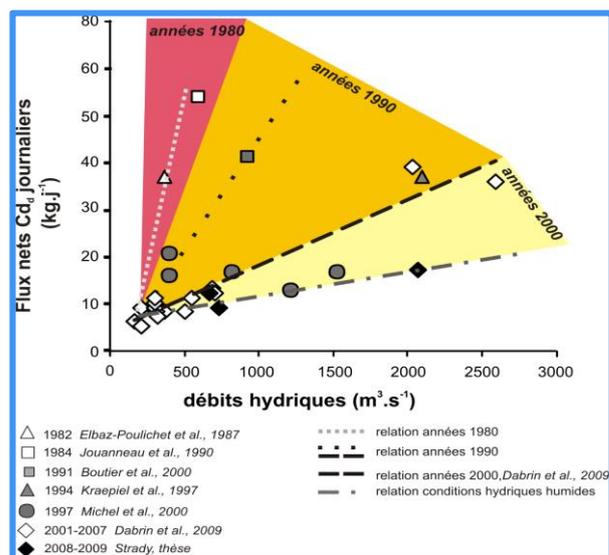


Figure 10 : Distribution des concentrations en Cd dissous en fonction de la salinité. Les courbes en cloche résultent de l'interdépendance des débits fluviaux et des coefficients de marée qui déterminent les temps de résidence de l'eau et des particules dans l'estuaire.

Figure 11 : Evolution décennale des flux nets journaliers de Cd en kg/jour, en fonction des débits hydriques en m^3/s , enregistrés lors des missions océanographiques effectuées sur l'estuaire de la Gironde de 1982 à 2009 (d'après Strady, 2010)



Source 6 « Remise en suspension des sédiments estuariens »

Les estuaires sont des zones de sédimentation. La remise en suspension des sédiments dépend des courants tidaux qui contribuent à la formation d'une ZMT (localement dénommée « bouchon vaseux ») dont la position dans l'estuaire dépend majoritairement du débit fluvial. Ainsi la répartition spatiale des concentrations de Cd dans les sédiments de surface de l'estuaire (**Figure 12**) résulte de l'hydrodynamisme de l'estuaire qui conditionne le dépôt des particules fines les plus enrichies en Cd.

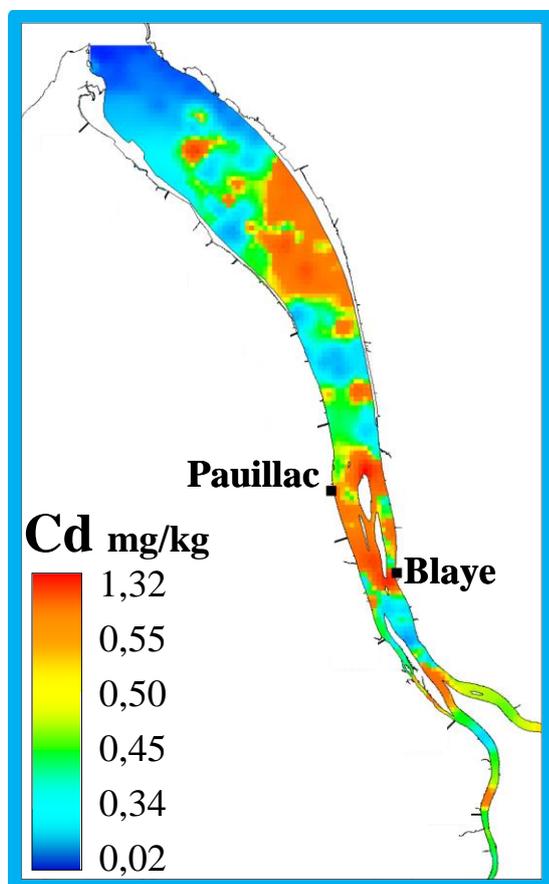


Figure 12 : Distribution des concentrations en cadmium dans les sédiments de surface (10 premiers centimètres) de l'estuaire. La zone bleu clair représente la concentration de 0,2 mg/kg qui correspond au bruit de fond géochimique naturel de l'ensemble du bassin de la Gironde. La zone verte correspond à la concentration moyenne (0,45 mg/kg) mesurées dans les MES des eaux de surface de l'estuaire.

Les zones de sédimentation, montrant les plus fortes concentrations en Cd sont en accord avec la modélisation de la distribution des concentrations en MES (Benaouda, 2008) et les observations satellitaires de la turbidité (Doxaran et al., 2009). Les deux zones principales d'accumulation de Cd sont les îles localisées entre Le Bec d'Ambés et Pauillac ainsi que la partie aval du canal de Saintonge, rive droite. Les concentrations, mesurées dans les dix premiers centimètres sur plus de dix ans d'observation, sont comprises entre 0,2 et 1,32 mg/kg, ce qui implique un stock significatif mais cependant relativement limité de Cd potentiellement désorbable. Cette distribution spatiale des concentrations en Cd permet d'estimer à 10 tonnes le stock total de Cd accumulé dans les 10 premiers centimètres de sédiment (Larrose et al., 2010), soit sans enrichissement en profondeur de l'ordre de 100 tonnes par mètre. La colonne sédimentaire du bassin à flot montre un enrichissement en Cd avec la profondeur correspondant aux années de fortes productions de Zn à Viviez (Jouanneau et al., 1999, Grousset et al., 1999) (Figure 13).

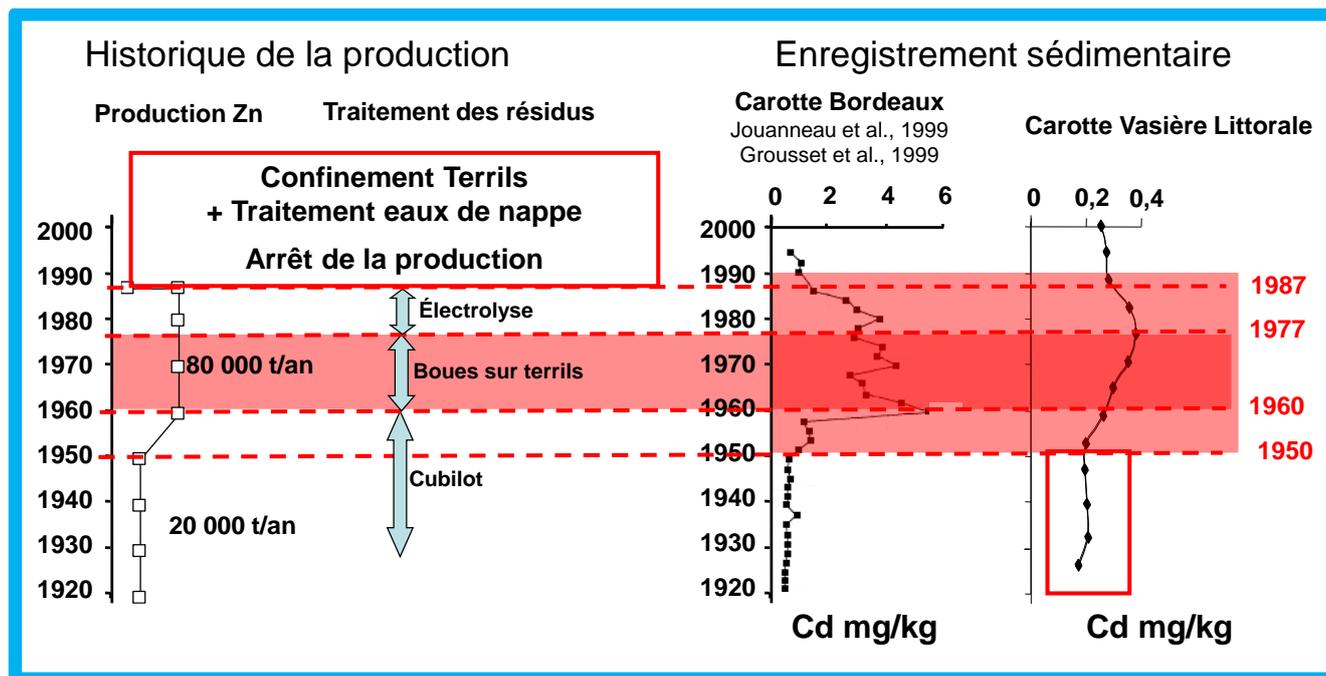


Figure 13 : Comparaison entre les concentrations en Cd dans les carottes de la vasière Ouest-Gironde et du bassin à flot de Bordeaux et l'historique de la production de zinc à Viviez (Aveyron). L'encadré rouge avant les années 50 indique le bruit de géochimie régional. L'augmentation des concentrations en Cd après 1950 correspond à l'augmentation de l'activité de la métallurgie de Decazeville (la production de Zn passe de 20 à 80 Mt/an). Les plus faibles concentrations correspondent à l'arrêt de la métallurgie de Decazeville. Les sédiments déposés en 2000 présentent des concentrations légèrement supérieures au bruit de fond géochimique.

Les valeurs trouvées dans les dix premiers centimètres de cette carotte sont comparables à celles trouvées dans les sédiments de surface de l'estuaire. Entre 10 et 110 cm, les valeurs mesurées sont plus fortes, centrées sur 3 mg/kg. En-dessous de 110 cm jusqu'à la base de la carotte (195 cm), les valeurs sont de l'ordre de 0,5 mg/kg. Considérant ces données, l'extrapolation à l'ensemble de l'estuaire donne un ordre de grandeur de 400 tonnes de Cd accumulés dans les 2 premiers mètres. Toutefois, ce tonnage correspond probablement à une surestimation car les particules sédimentant dans la partie aval de l'estuaire ont subi une désorption d'une partie de leur Cd vers la colonne d'eau. Ainsi, 200 à 300 tonnes de Cd seraient stockées dans les zones d'accumulation des particules fines (grain médian de l'ordre de 20 µm). Ainsi, ce stock sédimentaire de Cd estuarien serait comparable à celui des sédiments du Lot.

Un bilan de masse entre les flux totaux entrants (bruts) et sortants (nets) de Cd a pu être estimé pour l'année 2007 (**Dabrin, 2010**). La différence entre flux bruts et nets indique que la remise en suspension des sédiments de l'estuaire a contribué pour 40% du flux sortant, soit 2,5 tonnes (**Figure 14**). Les sédiments de la Gironde doivent être considérés comme une source de Cd. Cette source correspond essentiellement aux apports de Cd entre les années 50 et 80 (**Figure 13**).

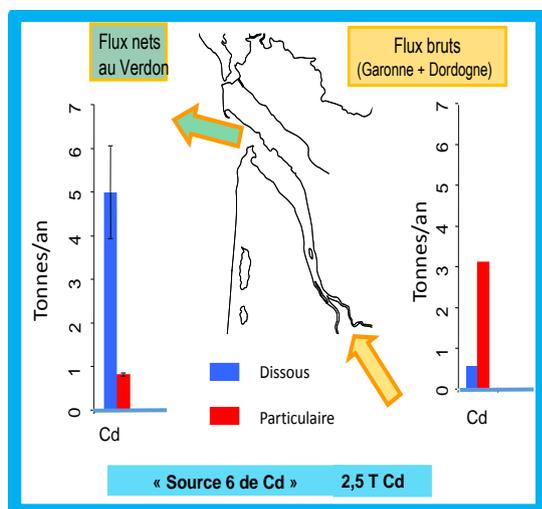


Figure 14 : Comparaison entre les flux de Cd dissous et particulaires entrants dans l'estuaire (bruts) et sortants de l'estuaire (nets) (*d'après Dabrin, 2010*)

Les processus responsables de la remise en suspension de particules sédimentaires correspondent à la remise en suspension naturelle de la crème de vase (CV : 50 g/L < [MES] < 500 g/L). Jouanneau et al., (1993) ont montré que la crème de vase pouvait concentrer jusqu'à 70% des particules de la ZMT de l'estuaire nommée « bouchon vaseux » dont le tonnage maximum est estimé à 6 millions de tonnes et qui concentre 90% des particules estuariennes (Jouanneau et al., 1990). Cette crème de vase se forme majoritairement en condition de faible débit fluvial (Sottolichio, 1999) et s'érode lors des forts courants hivernaux de jusant (Robert, 2003).

Les opérations d'entretien du chenal de navigation prélèvent par dragage environ 8,8 millions de tonnes de sédiments par an dont environ 20% sont rejetés à l'eau par surverse, à une concentration de 150 g/L sur le site de prélèvement et les 80% restants sont déposés sur des zones de clapage autorisées, en général localisées 15 km en aval du site de prélèvement (données PAB, pour 2001, com.perso.).

Les travaux de thèse de Sébastien Robert (2003) et ceux publiés dans « Marine Chemistry » par Audry et al. (2007a) montrent que la quantification des apports de Cd biodisponible dérivant des activités de dragage de l'estuaire, n'est possible que par l'intermédiaire d'un bilan de masse incluant tous les phénomènes biogéochimiques en relation avec la dissolution de Cd et sur un temps d'observation intégrant les temps de résidence des eaux (20 à 86 jours) et des particules (2 à 3 ans), (Castaing et Jouanneau, 1979). Les phénomènes à considérer sont :

- (i) L'impact de la dilution des particules de la rivière par les particules de la ZMT de l'estuaire ; cette ZMT (*bouchon vaseux*) joue un rôle régulateur pluriannuel vis-à-vis des quantités de cadmium désorbable dans l'estuaire.
- (ii) L'impact maximum des processus de désorption des particules du bouchon vaseux dans le gradient de salinité n'est possible que si les particules de la ZMT connaissent des conditions où le rapport salinité/concentrations en MES devient suffisamment élevé pendant un temps

suffisamment long pour que ces particules libèrent tout leur cadmium désorbable chaque année. Malgré cette hypothèse maximaliste, les calculs montrent que la ZMT (masse : 6 Mt) ne constitue pas un réservoir de Cd désorbable suffisant pour expliquer l'addition de Cd constatée dans l'estuaire de la Gironde.

- (iii) Les impacts des processus naturels que sont les processus de diffusion moléculaire à l'interface eau-sédiment, d'érosion-dépôt de la crème de vase (CV : 50 à 500 g/L de MES), de dilution des eaux interstitielles de cette CV représentent moins de 1% de l'addition de Cd dissous.
- (iv) L'impact de la remise en suspension par les opérations de dragage est double, une faible part (moins de 10%) résulte de l'oxydation de sédiment anoxique dans la colonne d'eau et une part majoritaire (20 à 45 %) dérive de la désorption de Cd lors la dilution des particules sédimentaires dans la colonne d'eau. Ce phénomène est favorisé par le déplacement vers l'aval, (vers de plus forte salinité) des sédiments dragués et par le fait que quelle que soit la zone de dépôt, les dépôts de drague seraient, selon des sorties récentes de modélisation hydrodynamique, dispersés sur l'ensemble de l'estuaire (ARTELIA, 2016, com.perso.).

Ces résultats montrent que les opérations de dragage dans l'estuaire de la Gironde sont en partie responsables du maintien des fortes concentrations en Cd dans le corps mou des huîtres girondines (20 mg/kg poids sec) et littorales, malgré une situation globalement favorable à la dépollution en cadmium du bassin versant. Ainsi, il semble raisonnable de réfléchir à des solutions alternatives de gestion des sédiments dragués. Pour cela, ces solutions alternatives devraient se mettre en place progressivement avec un contrôle de leurs conséquences sur plusieurs années.



Opérations de dragage dans l'estuaire de la Gironde conduites par le Grand Port de Bordeaux. (Photo Gérard Blanc, octobre 2015, Pauillac).

3- Deuxième partie : Comment est transféré le cadmium de la Gironde vers Marennes-Oléron ?

Le transfert de la pollution girondine en cadmium vers le bassin ostréicole de Marennes-Oléron reste, aujourd'hui sujet à discussion à cause de la difficulté d'acquisition et de représentativité des données en zone côtière. Toutefois, ci-dessous des résultats significatifs seront présentés dans le but de faire un état de l'art sur lequel repose une proposition concrète de remédiation à l'échelle de l'estuaire.

Selon les résultats du RNO-ROCCH de l'IFREMER (ROCCH, 2014), le niveau de contamination du corps mou des huîtres sauvages au site de La Fosse (aval Gironde) a diminué d'un facteur 5, passant d'environ 100 mg/kg poids sec (p.s.) à 20 mg/kg p.s. (Figure 15) entre la fin des années 80 et le début des années 2000. Depuis cette période, les concentrations mesurées dans les huîtres de la Fosse ne montrent pas une forte diminution et restent au-dessus de la norme de consommation fixée à 5 mg.kg p.s. en 2001 par la directive CEE/426/2001.

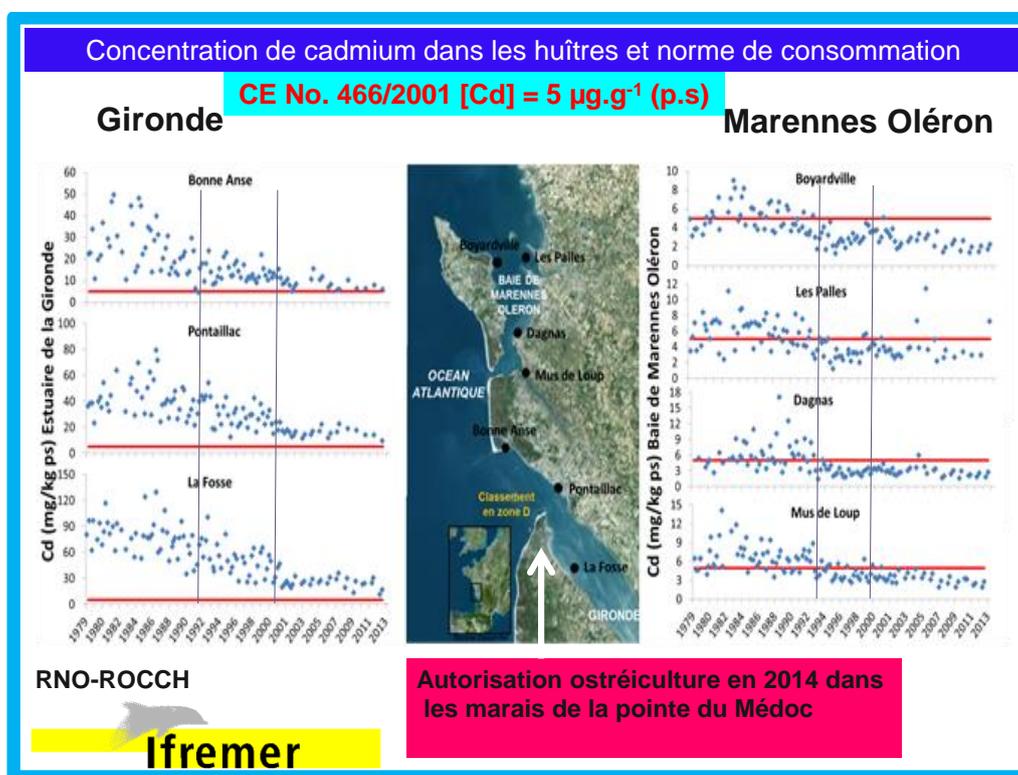


Figure 15 : Evolution du niveau de contamination des huîtres sauvages de la Gironde et de Marennes-Oléron. Après une baisse depuis 1979 à 2000, le niveau de contamination a peu varié depuis 2001. La flèche blanche indique l'affinage des huîtres dans les marais salants de la pointe du Médoc est autorisé depuis 2014.

Les concentrations mesurées sont un ordre de grandeur au-dessus de la médiane des concentrations mesurées sur l'ensemble des huîtres sauvages de la façade Atlantique (environ 2 mg/kg p.s.). La compilation des données de concentrations en Cd dans les huîtres sur les sites d'observation girondin et charentais montre clairement une diminution de la contamination des bivalves depuis le Sud vers le Nord suggérant que la contribution de la Gironde à la contamination des huîtres charentaises provient majoritairement des échanges d'eau au travers du Pertuis de Maumusson, au sud de l'île d'Oléron.

Cette hypothèse est en apparence contradiction avec le modèle mars 3D (PREVIMER) de l'Ifremer décrivant le déplacement des masses d'eaux salées en zone côtière (**Lazure et Jegou, 1998 ; Boutier et al., 2000**). Ces auteurs concluent que le cadmium est transféré majoritairement avec les masses d'eaux alimentant le bassin de Marennes-Oléron par le Pertuis d'Antioche (Nord Oléron).

Les travaux de thèse d'Aymeric **Dabrin (2010)** et d'Emilie **Strady (2010)** ont montré que le transfert de Cd par le Pertuis de Maumusson est plus crédible. Ces travaux pluridisciplinaires ont été effectués dans le cadre du programme « Défi Cadmium » mis en place de 2004 à 2010, cofinancé par l'AEAG, les CG33 et 17, l'Entente des départements 12, 46 et 47 et le métallurgiste « UMICORE » et aussi dans le cadre d'un projet INSU/MESR « Votr'Tram ». Lors de ce programme, 105 cartographies de l'extension du panache turbide de la Gironde ont été réalisées sur la base d'images satellitaires MODIS (résolution 250 m) échantillonnant toutes les conditions de vents, de débits et de coefficients de marée entre 2004 et 2007 (**Figure 16**).

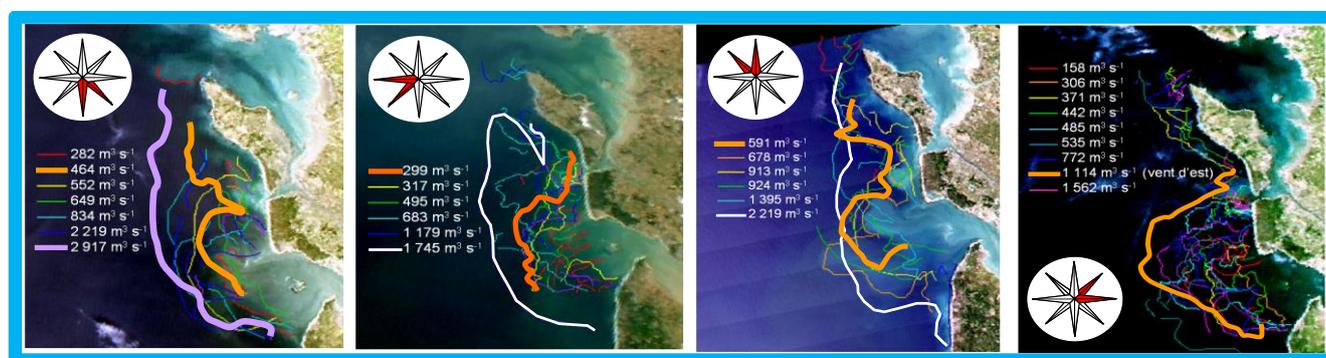


Figure 16 : Cartographies de l'extension du panache de la Gironde réalisées sur 105 images satellitaires MODIS (résolution 250 m) prises sur quatre ans (2004-2007) pour différentes conditions de vents (directions indiquées en rouge sur les rosaces) et de débits de la Gironde (m^3/s).

L'analyse de ces cartographies montre que le panache turbide de la Gironde est connecté avec le Pertuis de Maumusson de septembre à mai lors de faibles débits ($<500 m^3/s$) pour des vents Sud-Est et Nord-Ouest et pour des débits jusqu'à $1000 m^3/s$ par vents d'Est. La connexion avec le Pertuis d'Antioche n'est possible que pour des débits de l'ordre de $2900 m^3/s$ par vents de Sud et Sud-Est. La comparaison de ces observations avec 1460 valeurs de débit journalier sur quatre ans permet de déduire une connexion moyenne du panache girondin de 110 jours/an avec le Pertuis de Maumusson (30% de l'année de septembre à mai) et seulement de 3 jours/an avec le Pertuis d'Antioche (1% de l'année) (**Figure 17**).

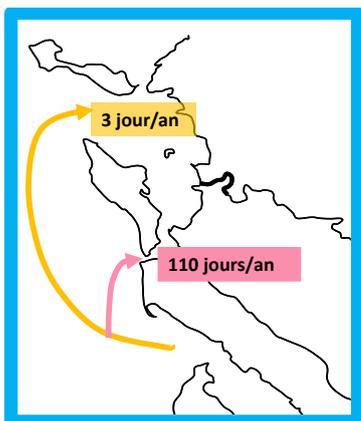


Figure 17 : Analyse des conditions de vents et de débits sur 1460 jours répartis sur 4 ans d'observations montrent que :

* 12 jours/4ans (1%) de connexion avec le Pertuis d'Antioche ;

* 451 jours/4 ans (30%) de connexion avec le Pertuis de Maumusson (105 jours en 2004, 108 jours en 2005, 114 jours en 2006, 114 jours en 2007).

De plus, des expérimentations en laboratoire montrent que lorsque les particules de la Gironde sont diluées dans des eaux ayant des concentrations en MES inférieures à 50 mg/l, rencontrées en zone côtière, le cadmium mobilisable est totalement libéré sous forme dissoute en quelques heures (**Blanc et al., 2006**).

Ainsi, les particules girondines arrivant au Nord de l'île d'Oléron auraient épuisé leur potentiel polluant en cadmium désorbable.

Cette hypothèse est soutenue par une observation temporelle effectuée en 2007 à Galon d'Or et à Port des Barques. Cette observation montre que les concentrations en cadmium dissous sont comprises entre 15 et 30 ng/L à l'embouchure de la Charente et entre 30 et 50 ng/L au niveau du Pertuis de Maumusson (**Figure 18**). De plus, les plus fortes concentrations sont mesurées en concomitance avec les plus forts débits de la Gironde.

L'ensemble de ces résultats indique que la pollution Girondine en cadmium se propage majoritairement dans le bassin de Marennes-Oléron par l'intermédiaire du Pertuis de Maumusson.

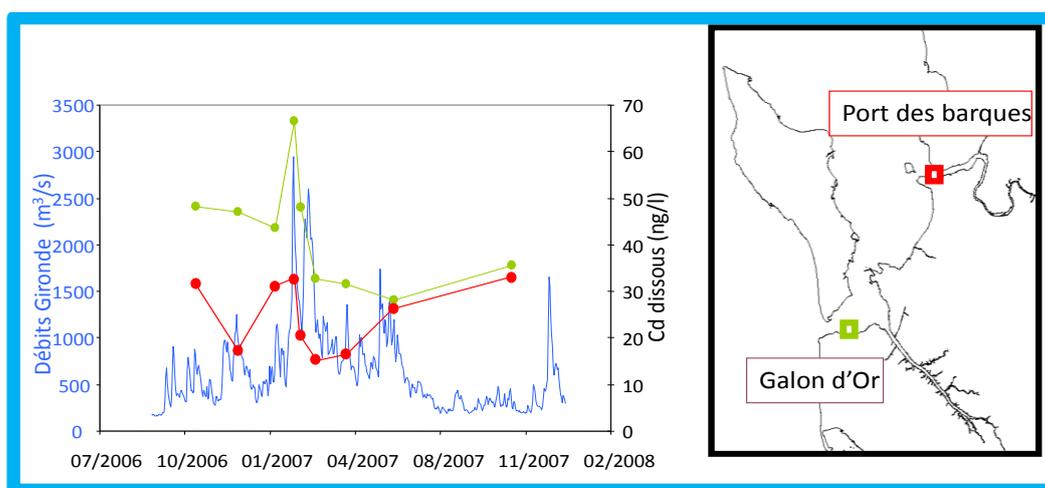


Figure 18 : Comparaison temporelle des débits de la Gironde en m³/s avec les concentrations en Cd en ng/L aux sites d'observation du programme Votr'Tram/INSU de Port des Barques (embouchure Charente, en rouge) et de Galon d'Or (Pertuis de Maumusson, en vert).

De plus, une compilation des données de cadmium acquises lors des campagnes IFREMER en janvier, mai et décembre 1991 (**Boutier et al., 2000**) et des données non publiées de 2006 (mission INSU MetoGir) montrent que le panache des concentrations en cadmium dissous est essentiellement connecté avec le Pertuis de Maumusson (Sud Oléron) (**Figure 19**).

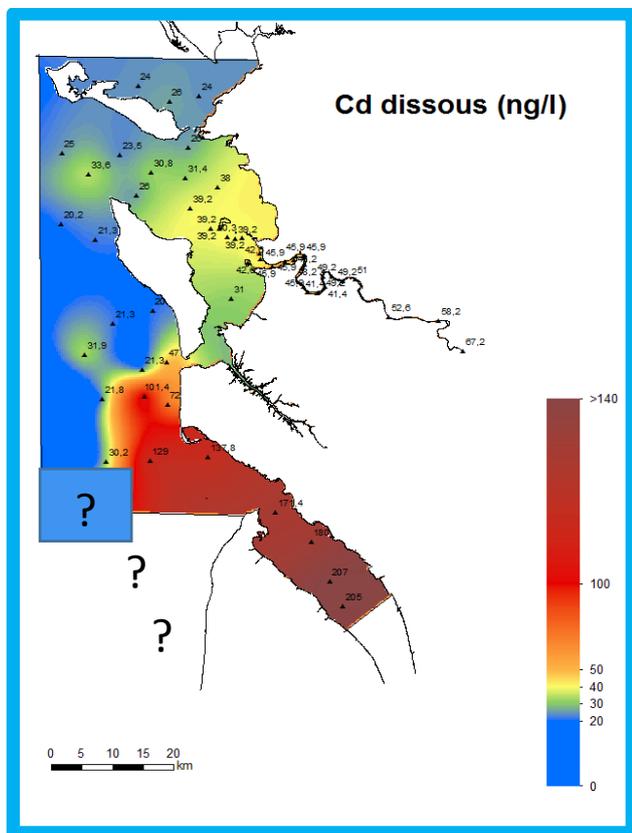


Figure 19 : Cartographie SIG des données de concentrations de cadmium dissous dans les eaux côtières de surface. Ces données ont été acquises sur des échantillons d’eau de mer prélevés en 1991 et en 2006 à bord de navires de la flotte nationale océanographique côtière.



Si cette cartographie des concentrations en Cd dissous (Figure 19) était mieux documentée par des campagnes futures, elle pourrait être utilisée comme guide de clapage en mer des sédiments pollués de la Gironde.

Les données de 1991 faisant référence à une pollution plus forte, suggèrent néanmoins qu’au nord de 45°50N et à l’ouest de 1°20W, les concentrations en Cd dans la colonne d’eau de mer sont comparables aux concentrations océaniques normales par effet de dilution infinie par les eaux marines.

Le problème à résoudre aujourd’hui est : à quelle distance des chenaux Ouest ou Sud-Gironde des clapages de sédiments estuariens pourraient être réalisés sans danger de pollution pour Marennes-Oléron ?



Toutefois, cette problématique nécessite de s'intéresser aux transports du cadmium fixé sur les matières en suspension côtières. Que savons-nous aujourd'hui ?

Pour calculer le flux exporté à la mer de Cd particulaire, il faut connaître le flux résiduel de MES. Pour accéder à ce flux, des données ont été acquises sur une section entre la pointe de Souzac et la pointe de Grave au cours de cinq missions à la mer INSU en 2007. Ces données incluent l'intégration des vitesses de courant (ADCP) et les concentrations en MES et en Cd particulaire (prélèvements manuels) sur l'ensemble de la section. Les vitesses de courant de flot et jusant varient de 0 à 200 cm/s et les concentrations en MES de 0,01 à près de 1 g/L. Les vitesses maximales sont obtenues en vives eaux et les concentrations maximales sont acquises pour les plus forts débits de la Gironde qui positionnent le bouchon vaseux (zone de maximum de turbidité : ZMT) à l'aval de l'estuaire dans une position favorable à l'expulsion vers la mer (Allen et al., 1977, Castaing et Allen, 1981, Sottolichio et Castaing, 1999, Doxaran et al., 2009). Les flux instantanés de MES ont été modélisés en affectant les concentrations mesurées, aux débits calculés pour des cellules de 100 m² à l'aide des vitesses de courant enregistrées par le profileur « ADCP ». L'extrapolation de ces flux à l'année inclut l'estimation faite par modélisation hydrodynamique « SIAM 3D » entre 700 et 2500 m³/s, soit 0,5 Mt (Benaouda, 2008) et montre que les 70% de l'expulsion se font lors des forts débits de la Gironde (>2500 m³/s) avec en 2007, deux jours de crues mais probablement un seul jour de forte expulsion (1 Mt). (Figure 20).

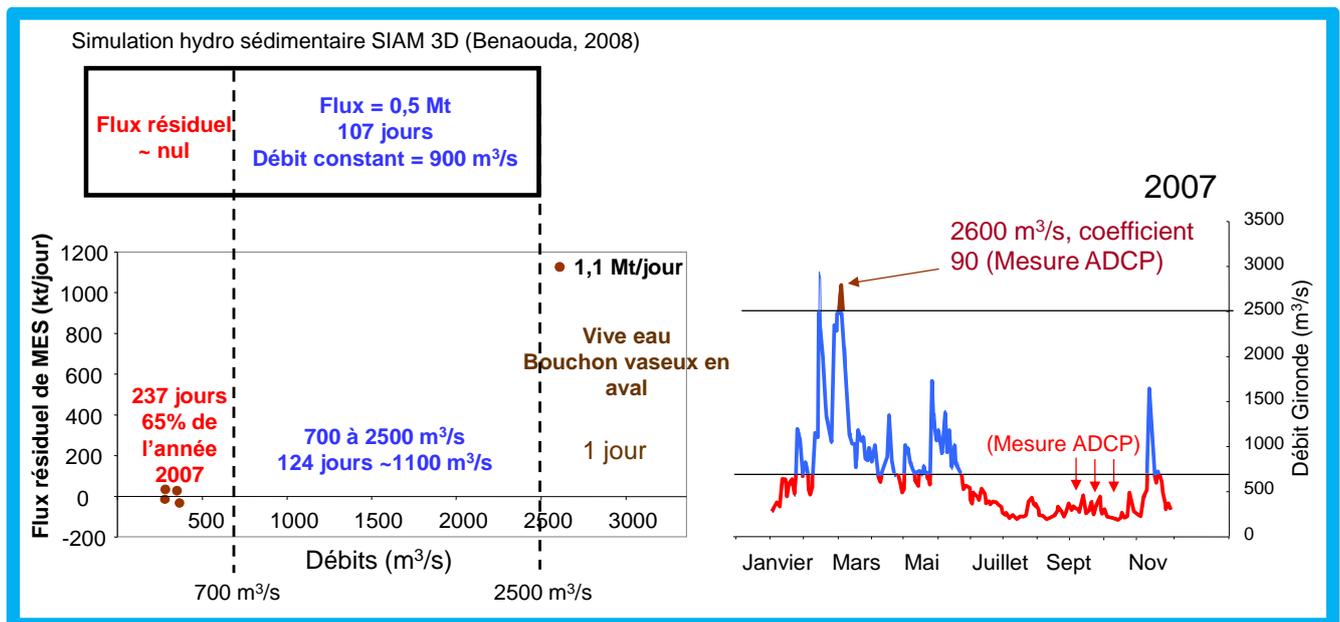


Figure 20 : Schéma conceptuel associant les résultats des flux de MES exportées, issus des mesures de terrain pour des débits de la Gironde inférieurs à 700 m³/s et supérieur à 2500 m³/s ainsi que le flux estimé par le modèle SIAM 3D pour des débits compris entre 700 et 2500 m³/s. Le flux net (sortant) de MES est estimé à 1,6 Mt pour l'année 2007.

Les concentrations en Cd particulaire sont peu influencées par les coefficients de marée et les débits. Elles sont de 0,44 +/- 0,04 mg/kg, fluctuant de 0,2 à 0,9 mg/kg et sont similaires aux concentrations mesurées dans les eaux de l'estuaire en 2001 (Robert et al., 2004) et en 1994 (Kraepiel et al., 1997).

La valeur de 0,2 mg/kg a été mesurée dans les sédiments datés d'avant 1950 de la vasière Nord-Gironde notée WGMP sur la **figure 21 (Larrose et al., 2010)** et correspond au bruit de fond géochimique du bassin versant de la Gironde (**Figure 21**).

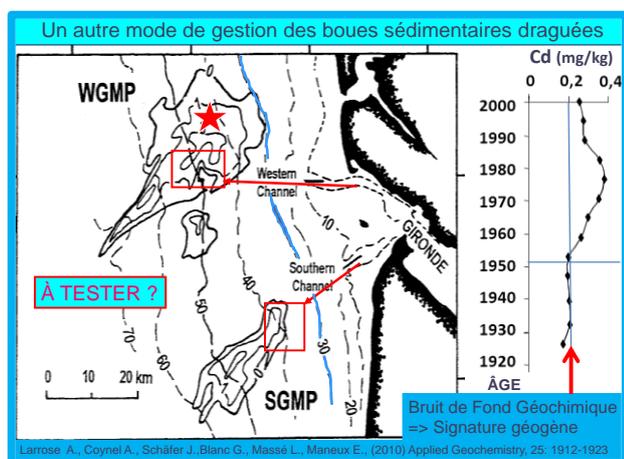


Figure 21 : Localisation de la carotte de la vasière Ouest-Gironde (WGMP), localisation de la vasière Sud-Gironde (SGMP), location de la carotte vasière littorale (étoile rouge) avec enregistrement sédimentaire daté par Schmidt et al., (2005), des concentrations de Cd en mg/kg (à droite) et visualisation de l'isobathe 30 mètres (ligne bleue).

A ces concentrations ($< 0,2$ mg/kg), le cadmium n'est pas biodisponible, il est piégé dans le réseau cristallin des silicates. Si toutes les MES estuariennes avaient cette valeur de 0,2 mg/kg, l'estuaire de la Gironde ne serait pas pollué en Cd et les huîtres sauvages auraient des valeurs de l'ordre de 2 mg/kg p.s., comparables aux sites non pollués de la façade atlantique. Ainsi, le potentiel de désorption en zone côtière correspond à (0,45-0,2 mg/kg) multiplié par la masse expulsée, 1,6 Mt en 2007 (ou arrondi à 2 Mt/an), soit 400-500 kg/an de Cd dissous. Ainsi la contribution de Cd biodisponible apportée par l'exportation de particules en zone côtière représente environ 10% du flux annuel de Cd dissous.

Ainsi le clapage à l'embouchure de la Gironde (salinité ≤ 25 , sites actuellement autorisés entre la pointe de Grave et le phare de Cordouan) de 2 Mt/an de sédiment estuarien contaminé à 0,9 mg/kg, pourrait contribuer à un apport supplémentaire maximum de Cd dissous biodisponible d'environ 1,5 t ($(0,9 - 0,2 \text{ g/t}) \times 2 \cdot 10^6 \text{ t} = 1,4 \text{ t}$). Dabrin (2010) estime que 5 à 15 % du flux annuel de Cd particulaire expulsé de la Gironde atteignent Marennes-Oléron par le Pertuis de Maumusson. Ainsi, environ 150 kg/an de Cd biodisponible supplémentaire pourraient être transférés à Marennes-Oléron. Ceci serait préjudiciable à la contamination des huîtres de Marennes.

Toutefois, les résultats disponibles actuellement permettent de poser l'hypothèse que si le clapage se fait dans des eaux de salinité ≥ 32 , dans la direction de la vasière Sud-Gironde voire Ouest-Gironde, cela n'aura pas de conséquence sur un transfert de cadmium vers Marennes-Oléron et aura l'avantage de dépolluer l'estuaire de son cadmium en quelques années tout en diminuant l'effort de dragage du chenal de navigation. D'après le modèle « Previmer », des eaux à salinité 32 et plus sont présentes de mai à novembre dans le Sud-Ouest de Cordouan, dans la direction de la vasière Sud-Gironde. Ainsi, le clapage de sédiments estuariens en mer franche devrait être plutôt être programmé en période estivale.

Bien évidemment, une étude d'impact côtier sera nécessaire pour valider la faisabilité d'un tel projet, certainement bénéfique à moyen et long terme d'un point de vue de l'écologie patrimoniale, de la réappropriation sociale de l'estuaire et de l'économie régionale. Il est à noter que beaucoup d'autres métaux (Cu, Ag, Hg, Pb...) mais aussi les PCBs et autres composés organiques, ont plus d'affinité que le cadmium pour les particules. Ainsi, l'opération de clapage en mer proposée devrait être considérée

comme une remédiation de nombreux polluants accumulés depuis de nombreuses années dans les sédiments de l'estuaire et qui sont redistribués sur l'ensemble de la colonne d'eau estuarienne par les opérations de dragage. L'analyse précise des sédiments à claper permettra de caractériser le cortège de polluants impliqués et de simuler leur impact lors du clapage en mer.

Les résultats de transferts de cadmium vers Marennes-Oléron, majoritairement par le Pertuis de Maumusson, sont aussi cohérents avec la distribution des concentrations de Cd dans les sédiments de la Baie de Marennes-Oléron. Ces sédiments présentent de faibles valeurs moyennes proches de 0,2 mg/kg (brassage intense des sédiments dans la colonne d'eau marine de la Baie), mais montrent des facteurs d'enrichissement plus élevés dans la partie Sud de La Baie (**Strady et al., 2011a**). Toutefois, les rapports métalliques normalisés déterminés sur la fraction non-réactive de particules collectées en Gironde, Charente et tout le secteur côtier, indiquent que les sédiments accumulés dans la baie de Marennes-Oléron sont de 50% à plus de 90%, majoritairement originaires des apports de la Gironde. La contribution moyenne calculée est de 84% (**Dabrin et al., 2014**). Les flux annuels de MES estimés au niveau du Pertuis de Maumusson représenteraient de 5 à 30 % de la totalité du flux annuel de MES expulsé par l'estuaire de la Gironde (**Dabrin et al., 2014**).

Un suivi pluridisciplinaire de contamination des huîtres durant trois mois (d'avril à juillet 2009) sur l'estran de Ronces-les-Bains (Sud baie de Marennes-Oléron) a également montré que (1) les huîtres se contaminent en cadmium en proportion équivalente par voie directe (branchies) et par voie trophique (glandes digestives) et (2) la distribution et la bioaccumulation du cadmium ne sont pas influencées par la remise en suspension des sédiments et planctons benthiques par les cycles tidaux sur les estrans mais sont principalement contrôlées par l'hydrodynamique régionale et les apports par la plume de la Gironde (**Strady et al., 2011b**). De plus, le mésozooplancton et plus spécifiquement les copépodes, pourraient jouer un rôle dans le transport de cadmium particulaire dans la zone côtière (**Miramand et al., 1998, 2001**).



Elevage des huîtres en table, estran de Ronces-les-Bains, (Photo Emile Strady, Juin 2009).

Les bilans de masse, calculés sur la base des données acquises dans le « Défi Cadmium », suggèrent qu'environ 80% du cadmium total (dissous + particulaire) sortant de la Gironde sont dilués dans l'océan ouvert. Toutefois, cette libération massive de cadmium en zone côtière n'impacte pas les concentrations de cadmium dissous et biodisponible des eaux marines (eaux de salinité ≥ 32) de surface. Ainsi, il est raisonnable de poser l'hypothèse que le clapage en mer de quantités contrôlées, dans des eaux ayant des bathymétries supérieures à 30-40 mètres, ne devrait pas avoir d'impact polluant dans la zone côtière (**Figures 18 et 21**). Cela mérite au moins d'être considéré et rigoureusement testé.

4- Conclusion

Les eaux côtières sont très efficaces pour limiter la propagation de la pollution au cadmium de l'estuaire de la Gironde (i) par désorption du cadmium labile et dilution infinie des concentrations en cadmium dissous par les eaux marines et (ii) par sédimentation permettant la séquestration du cadmium particulaire résiduel lithogène et de sa fraction labile restante. Les résultats acquis sont encourageants et pourraient être mis à profit dans de futurs plans de gestion des sédiments, plus favorables à une restauration progressive de la biodiversité estuarienne. Cette biodiversité sera contrainte de s'adapter aux inéluctables changements climatiques futurs mais continuera à se dégrader si aucune action n'est entreprise pour limiter la dispersion des polluants actifs dans les eaux estuariennes et côtières.

L'action de restauration proposée à l'issue de ce travail de synthèse scientifique, déplace une partie des sédiments pollués vers une zone de sédimentation de particules estuariennes fines de la zone marine franche. La vasière Sud-Gironde pourrait être un bon candidat à tester pour établir un protocole précis des relargages en mer dont le but serait une séquestration définitive d'une partie des polluants estuariens. La baisse des concentrations en cadmium dans les huîtres girondines et oléronaises sera le témoin de l'efficacité de la méthode.

La baisse de la pression de dragage dans l'estuaire devrait agir sur la turbidité des eaux et donc sur l'oxygénation des eaux en période critique d'étiage, mais aussi sur la dispersion et sur le temps de résidence des polluants transportés par les particules dans les masses d'eaux salées et douces de l'estuaire.

D'autres actions de séquestration sédimentaire pourraient être envisagées comme la séquestration passive vers des casiers en amont de Bordeaux alimentés à marée haute (coefficients moyens à forts) en période d'étiage lors de la remontée du « bouchon vaseux ». Une hydraulique permettant par un dispositif de seuils en chevrons successifs, de piéger les particules sur la rive et de rejeter l'eau ré-oxygénée à marée basse aurait certainement une action bénéfique sur l'oxygénation des eaux devant Bordeaux tout en confinant une majorité de polluants. Une végétalisation de la zone d'épandage par des plantes appropriées pourrait compléter ce dispositif passif de dépollution progressive.

Toutefois, chaque action entreprise devrait être initialement testée sous forme de pilote, suivie lors de sa mise en place et évaluée à posteriori, avant d'envisager une autre action. L'étalement temporel de la démarche a aussi des avantages sur la priorisation des fonds à investir en fonction de la pertinence des résultats acquis et devrait permettre de respecter les équilibres économiques des investisseurs en fournissant à ceux-ci une fenêtre publicitaire positive pour la sauvegarde des environnements aquatiques littoraux.

Références bibliographiques citées.

- Allen G.P., Sauzay G., Castaing P., Jouanneau J.M. (1977). Transport et deposition of suspended sediment in the Gironde Estuary, France. In : Wiley M. (Ed.). *Estuarine processes*, Galveston USA, 63-81.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J. (2003). Cadmium in the Lot-Garonne River system: Fluxes, empirical model and mass balance. *J. Phys. IV* 107:71-74.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G., Bossy C., Lavaux G. (2004a). Anthropogenic Components Of Heavy Metal Budgets (Cd, Zn, Cu And Pb) In The Lot-Garonne Fluvial System (France) *Applied Geochemistry* 19:769-786.
- Audry S., Schäfer J., Blanc G., Jouanneau J.M. (2004b): 50-Year Sedimentary Record Of Heavy Metal Pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) In The Lot River Reservoirs (France). *Environmental Pollution*. 132:413-426
- Audry, S, Blanc, G., Schäfer, J. (2004c). Cadmium fluxes in the Lot-Garonne River system (France) – temporal variability and empiric model. *The Science of the Total Environment* 319:197-213.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J. (2005). The impact of sulphide oxidation on dissolved metal (Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, U) inputs into the Lot-Garonne fluvial system (France). *Applied Geochemistry* 20: 919-931
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Robert S. (2006). Early diagenesis of trace metals (Cd, Cu, Co, Ni, U, Mo and V) in the freshwater reaches of a macrotidal estuary. *Geochimica Cosmochimica Acta* 70:2264-2282.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Guérin F., Masson M., Robert S. (2007a). Budgets of Mn, Cd and Cu in the macrotidal Gironde estuary (SW France). *Marine Chemistry* 107:433-448.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Robert S. (2007b). Effect of estuarine sediment resuspension on early diagenesis, sulfide oxidation and dissolved molybdenum and uranium distribution. *Chemical Geology*, 238:149-167.
- Benaouda A. (2008). Dynamique saisonnière des sédiments en suspension dans l'estuaire de la Gironde : Modélisation opérationnelle de réponse aux forçages hydrodynamiques. *Thèse doctorat de l'université de Bordeaux*, 291pp.
- Blanc G., Y. Lapaquellerie, N. Maillet, P Anschutz (1999).- A cadmium budget for the Lot-Garonne fluvial system (France). *Hydrobiologia*, 410, 331-341.
- Blanc G., Schäfer J., Audry S., Bossy C., Lavaux G., Lissalde J.P. (2006) Le Cadmium dans le Lot et la Garonne : Sources et Transport ». *Journal EDF Hydroécologie Appliquée* T15, P. 19-41.
- Boutier B., Chiffolleau J.M., Gonzalez J.L., Lazure P., Auger D., Truquet I. (2000). Influence de la Gironde Estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters : Consequences on the Marennes-Oléron bay (France). *Oceanologica Acta* 23(7 suppl.), 745-758.
- Castaing P., Jouanneau J.M. (1979). Temps de résidence des eaux et des suspensions dans l'estuaire de la Gironde. *Journal de Recherche en Océanographie*, 41-52.
- Castaing P., Allen G.P. (1981). Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Marine Geology* 40, 101-118.
- Comans R.N.J., Van Dijk C.P.J. (1988). Role of complexation processes in cadmium mobilization during estuarine mixing. *Nature* 336,151-154.
- Coynel A., Bossy C., Lissalde J.P., Lavaux G., Girardot N., Derriennic H., Schäfer J., Blanc G. (2006). Caractérisation et quantification des flux de cadmium potentiellement générés par les travaux d'aménagement du lit du Lot entre Cajarc et Luzech *Rapport scientifique final SATESE*, Conseil Général du Lot
- Coynel A., Schäfer J., Dabrin A., Girardot N., Blanc G. (2007a): Groundwater contributions to metal transport in a small river affected by mining and smelting waste. *Water Research*, 41:3420-3428.
- Coynel A., Schäfer J., Blanc G., Bossy C. (2007b). Scenario of particulate trace metal transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals. *Applied Geochemistry* 22:821-836.
- Coynel A., Blanc G., Marache A., Schäfer J., Dabrin A., Maneux E., Bossy C., Masson M., Lavaux G. (2009). Assessment of metal contamination in a small mining-affected watershed – high resolution monitoring coupled with spatial analysis by GIS. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 962-976
- Dabrin A., Schäfer J., Blanc G., Strady E., Masson M., Bossy C., Castelle S., Girardot N., Coynel A. (2009). Improving estuarine net flux estimates for dissolved cadmium export at the annual timescale: application to the Gironde estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 429-439.
- Dabrin A. (2010). Mécanismes de transfert des éléments Traces Métalliques et réactivité estuarienne – Cas des systèmes Gironde, Charente, Seudre et Baie de Marennes Oléron. *Thèse doctorat de l'université de Bordeaux*.363pp.

- Dabrin A., Schäfer J., Bertrand O., Masson M., Blanc G. (2014). Origin of suspended matter and sediment inferred from the residual metal fraction: application to the Marennes Oléron Bay, France. *Continental Shelf Research* 72:119-130.
- Deycard V.N., Schäfer J., Blanc G., Coynel A., Petit J.C.J., Lancelleur L., Bossy C., Dutruch L., Ventura A. (2014). Contributions and potential impacts of seven priority substances (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn) to a major European Estuary (Gironde Estuary, France) from urban wastewater. *Marine Chemistry*. 167:123-134.
- Deycard V.N. (2015). Etude la réactivité et l'efficacité de rétention des éléments traces métalliques dans les stations d'épuration de Bordeaux et leurs apports métalliques dans les eaux de la section Garonnaise de l'estuaire de la Gironde. *Thèse doctorat de l'université de Bordeaux*. 23/01/2015, 301pp.
- Donard O. (1983). Biogéochimie et hydrodynamique d'un système estuarien macrotidal. Application à l'étude du comportement de Hg et Cd dans l'estuaire de la Gironde. *Thèse doctorat de l'université de Bordeaux 1*, 249pp.
- Doxaran D., Froidefond J.M., Castaing P., Babin M. (2009). Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (The Gironde, France): Observations from field and MODIS satellite data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81(3), 321-332.
- Grousset F.E., Jouanneau J.M., Castaing P., Lavaux G., Latouche C. (1999). A 70 year record of contamination from industrial activity along the Garonne river and its tributaries (SW France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 48 (3), 401-414.
- Jouanneau J.M., Boutier B., Chiffolleau J.F., Latouche C., Phillips I. (1990). Cadmium in the Gironde fluvioestuarine system: Behaviour and flow. *Science of the Total Environment* 97-98, 465-479.
- Jouanneau J.M., Lapaquellerie Y., Latouche C. (1993). Origin and pathways of Cd contamination in the Gironde estuary, Garonne river and tributaries. *Vernet J.P. (Ed.). Environment contamination. Elsevier, Amst.* 373-389.
- Jouanneau J.M., Castaing P., Grousset F., Buat-Ménard P., Pedemay Ph. (1999). Recording and chronology of a cadmium contamination by 137 Cs in the Gironde estuary (SW France). *CRAS Earth and Planetary Sciences* s329, 265-270.
- Kraepiel A.M.V., Chiffolleau J.F., Martin, J.M., Morel F.M.M. (1997). Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61, 1421-1436.
- Lapaquellerie Y., Jouanneau J.M., Maillet N., Latouche C. (1995). Cadmium pollution in sediments of the Lot river (France), estimate of the mass of cadmium. *Environmental Technology* 16, 1145-1154.
- Larrose A., Coynel A., Schäfer J., Massé L., Maneux E., Blanc G. (2010). Assessing the current state of a major European estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment. *Applied Geochemistry* 25:1912-1923.
- Latouche C. (1988). La pollution en cadmium de l'estuaire de la Gironde. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine* 44, 15-21.
- Lazure P., Jegou A.M. (1998). 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta* 21(2), 165-177.
- Masson M., Blanc G., Schäfer J. (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its tributaries. *The Science of the Total Environment* 370:133-146
- Miramand P., Fichet D., Bentley D., Guary J.C., Caurant F. (1998). Heavy metal concentrations (Cd, Cu, Pb, Zn) at different levels of the pelagic trophic web collected along the gradient of salinity in the Seine estuary. *CRAS Earth and Planetary Science* 327, 259-264.
- Miramand P., Guyot T., Huet V., Pigeot J. (2001). Le cadmium dans les espèces planctoniques et suprabenthiques collectées dans l'estuaire et dans le panache de la Gironde. *In: Ifremer, A.d.c. (Ed.) Océanographie du Golfe de Gascogne*, 2-6 avril 2000, Biarritz, France.
- Robert S. (2003). Bilan géochimique des éléments traces métalliques dans l'estuaire de la Gironde. Réactivité interne et anthropisation. Thèse doctorat de l'université de Bordeaux 1. 342pp.
- Robert S., Blanc G., Schäfer J., Lavaux G., Abril G. (2004). Metal mobilisation in the fluid mud of the Gironde estuary (France) in low discharge regime. *Marine Chemistry*, 87:1-13.
- ROCCH, 2014. Bulletin de Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral; résultats acquis jusqu'en 2013, Edition 2014. Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais *Ifremer/ODE/LITTORAL/LER/PC/14-01*. 112pp.

- Schäfer S., and G. Blanc (2002). Relationship between ore deposits in river catchment and geochemistry or suspended particulate matter from six rivers in southwest France. *The Science of the Total Environment*, 298: 103-118. (IF : 2,2)
- Schäfer S., G. Blanc, Y. Lapaquellerie, E. Maneux and H. Etcheber. (2002). Ten-year-observation of the Gironde tributary fluvial system: Fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Marine Chemistry*, 79: 229-242.
- Schäfer J., Blanc G., Audry S., Cossa D., Bossy C. (2006): Mercury in the Lot-Garonne River system (France): Sources, fluxes and anthropogenic component. *Applied Geochemistry* 21:515-527. (IF : 2,3)
- Schmidt S., Tronczynski J., Guioy N., Lefevre I. (2005). Dating of sediments in the Biscay Bay: Implication for pollution chronology. *Radioprotection* 40(Suppl. 1), S655-S660.
- Sottolichio A. (1999). Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. Thèse doctorat de l'université de Bordeaux 1. 184pp.
- Sottolichio A., Castaing P. (1999). A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary. *C.R. Acad.Sci., Earth and Planetary Sciences* 329, 795-800.
- Strady E. (2010). Mécanismes biogéochimiques de la contamination des huîtres *Crassostrea gigas* en cadmium en baie de Marennes Oléron. *Thèse doctorat de l'université de Bordeaux*. 251pp.
- Strady E., Kervella S., Blanc G., Robert S., Stanisiere J.Y., Coynel A., Schäfer J. (2011a). Spatial and temporal variations in trace metal concentrations in surface sediments of the Marennes Oléron Bay. Relation to hydrodynamic forcing. *Continental Shelf Research*. 31:997-1007.
- Strady E., Blanc G., Baudrimont M., Schäfer J., Robert S., Lafon V. (2011b). Roles of regional hydrodynamic and trophic contamination in cadmium bioaccumulation by pacific oysters in the Marennes-Oléron Bay (France). *Chemosphere* 84:80-90.



