



Etude pluridisciplinaire d'une perturbation industrielle dans l'estuaire de la Gironde: implications du transport et de la dynamique de dégradation des débris végétaux sur le fonctionnement de la source froide du CNPE du Blayais

Ana Fuentes Cid

► To cite this version:

Ana Fuentes Cid. Etude pluridisciplinaire d'une perturbation industrielle dans l'estuaire de la Gironde: implications du transport et de la dynamique de dégradation des débris végétaux sur le fonctionnement de la source froide du CNPE du Blayais. Ecologie, Environnement. Université de Bordeaux, 2014. Français. NNT : 2014BORD0017 . tel-01202993

HAL Id: tel-01202993

<https://theses.hal.science/tel-01202993>

Submitted on 22 Sep 2015

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.

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE
DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES ET ENVIRONNEMENTS

SPÉCIALITÉ : **Biogéochimie et écosystèmes**

Par **Ana FUENTES CID**

Etude pluridisciplinaire d'une perturbation industrielle dans l'estuaire de la Gironde : Implications du transport et de la dynamique de dégradation des débris végétaux sur le fonctionnement de la source froide du CNPE du Blayais.

Sous la direction de : Henri ETCHEBER

Soutenue le 24 janvier 2014

Devant la commission d'examen formée de :

Mme Cristina CANHOTO
Mme Anniet LAVERMAN
M. Eric CHAUVET
M. Frédéric GARABETIAN
M. Aldo SOTTOLICHIO
M. Philippe BOËT
M. Eric DE-OLIVEIRA
Mme Sabine SCHMIDT
M. Henri ETCHEBER

Professeur, Univ. Coimbra (Portugal)
Chargée de recherche CNRS, Sisyphe, Univ. Paris VI
Directeur de recherche CNRS, EcoLab, Univ. Paul Sabatier
Professeur, EPOC, Univ. Bordeaux
Maître de conférences, EPOC, Univ. Bordeaux
Directeur de recherche, IRSTEA Bordeaux
Ingénieur-chercheur, EDF R&D, LNHE, Chatou
Directrice de recherche CNRS, EPOC, Bordeaux
Chargé de recherche CNRS, EPOC, Bordeaux

Rapportrice
Rapportrice
Examinateur
Président
Examinateur
Invité
Co-directeur
Co-directrice
Directeur

Résumé

Jusqu'à présent, la dynamique des fractions végétales n'avait jamais été étudiée dans les estuaires macrotidaux en raison de leur faible quantité, par rapports aux fortes charges en matières en suspension fines, et du manque de protocoles d'étude et d'échantillonnage adéquats. Les débris végétaux sont toutefois à l'origine de perturbations d'activités économiques qui impliquent la filtration de larges volumes d'eau. L'objectif de cette thèse était ainsi de comprendre la dynamique d'apport et de transit de ces débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde par la mise en œuvre d'un suivi spatio-temporel de leur distribution et de techniques nouvelles pour un tel estuaire hyper-turbide (incubations *in-situ* litter-bag, caractérisation biogéochimique, identification des sources). Les résultats principaux sont la mise en évidence du contrôle du régime hydrologique sur leur distribution et la détermination des échelles de temps de leur persistance dans l'estuaire de la Gironde.

Mots clé : estuaire de la Gironde, matière organique grossière, cinétique de dégradation, litter-bag, flux pulsé, crue, bouchon vaseux.

Abstract

Up to now, vegetal fraction dynamics has not been studied in macrotidal estuaries, due to its low quantity in comparison to the strong charge of suspended particulate matter, and due to the lack of appropriate protocols to sample and examine it. Nevertheless, vegetal debris have been identified as a factor able to disrupt a wide range of stakeholder activities that require huge volumes of water to filter. The objective of this PhD was to understand the input and transfer dynamics of vegetal debris in the Gironde Estuary by the implementation of a spatiotemporal track of their distribution and by the development of new techniques for this hyper-turbide estuary (*in situ* litter-bag incubations, biogeochemical characterization, and identification of the sources). Mean results highlight the influence of the hydrological regime in their distribution and reveal time scales of their persistence in the Gironde Estuary.

Keywords: Gironde Estuary, Coarse Particulate Organic Matter, decomposition kinetics, litter-bag, flood pulse, Turbidity Maximum Zone (TMZ).

Abréviations

AAR : Arrêt Automatique du Réacteur

BM : Basse Mer

BV : Bouchon Vaseux

CNPE : Centre Nucléaire de Production Electrique

COD : Carbone Organique Dissous

COP : Carbone Organique Particulaire

CPM : Coarse Particulate Matter (matière particulaire grossière)

CPOM : Coarse Particulate Organic Matter (matière particulaire organique grossière)

DIREN : DIrection Régionale de l'ENvionnement. Actuellement DREAL (Direction Régionale de L'environnement, de L'aménagement et du Logement).

EDF R&D : Electricité de France – Recherche et Développement

GV : Grande Vitesse

EPOC : Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux

MAGEST : MArel Gironde ESTuaire

ME : Mortes-eaux

MES : Matières En Suspension

NTU : Nephelometric Turbidity Unit

MV : Moyenne Vitesse

PM : Pleine Mer

PV : Petite Vitesse

SAU : Surface Agricole Utile

STH : Surface Toujours en Herbe

TMZ : Turbidity Maximum Zone (zone de turbidité maximale ou bouchon vaseux)

VE : Vives-Eaux

Avant-propos

Cette thèse est inscrite dans le cadre du projet international **SASHA** (« **S**izing for **A**vailability and **S**afety of **H**e**A**t sink »), dirigé et financé par **EDF R&D**, Département de Recherche et Développement du groupe EDF (« Electricité de France »).

Remerciements

Sans spécifier ma reconnaissance à l'ensemble des personnes qui ont fait partie de ce manuscrit de thèse, celui-ci resterait inachevé. Laisser une trace écrite de l'immense gratitude que je ressens n'est que justice.

En premier lieu, je voudrais remercier la direction de l'UMR 5805 EPOC et EDF R&D de m'avoir permis de mener cette thèse doctorale dans le cadre d'une collaboration industrie-université.

En deuxième lieu, je remercie chaque personne constituant le jury de la thèse, parce que j'ai apprécié la maîtrise (et le soin) avec laquelle chacun de vous avez traité mon travail. Je souligne spécialement ma gratitude envers les deux rapportrices, Cristina Canhoto et Anniet Laverman, pour votre immersion dans ce sujet, vos rapports constructifs, qui ont permis la soutenance de cette thèse et ont aidé à l'amélioration de son rendu final. De même, je vous remercie vivement, Philippe Böet et Frédéric Garabetian, pour vos suggestions diverses toujours bienvenues.

Ensuite, je voudrais adresser mes plus sincères remerciements aux trois principales personnes qui m'ont guidée tout au long de ce « processus de création ». Toute la psychopédagogie dont vous avez fait preuve est digne d'admiration. Elle m'a fait grandir, et bien que cela semble facile à écrire, l'empreinte de chacun de vous va rester en moi pour très longtemps. Henri, je ne serai jamais suffisamment capable de te remercier d'avoir toujours su me faire trouver la manière d'avancer, avec ta patience (un univers infini), ta sagesse (toujours gentiment partagée) et ta capacité innée (et contagieuse) à transmettre et à croire dans tout ce que tu as entre les mains. Sabine, je t'adresse un grand merci pour tout le temps et toute l'énergie que tu m'as consciencieusement consacrés, je suis énormément reconnaissante d'avoir pu compter sur ta rigueur et ton savoir-faire. Eric, je te remercie pour m'avoir fait bénéficier de ton côté pragmatique, pour ton soutien indéfectible et pour avoir stimulé mon esprit d'ouverture.

Je voudrais remercier chaleureusement deux personnes, qui ont parfaitement complété l'encadrement scientifique: Aldo Sottolichio, pour ton sens de la pédagogie, ta manière de relativiser et la pertinence de tes suggestions concernant l'élocution ; Eric Chauvet, pour avoir su me guider, même de loin, avec tes réflexions toujours soigneusement mesurées, mais énormément constructives.

Un remerciement tout particulier à François Delmas, pour son investissement toujours apprécié lors des diverses réunions de pilotage de cette thèse.

Puisque le travail sur le terrain a été une découverte constante dans cette thèse, je voudrais exprimer ma gratitude aux trois personnes le plus impliquées : Georges Oggian (sans toi, sans aucun doute, cette thèse n'aurait jamais été possible), Hervé Derriennic et Mariange Cornet. Je suis vraiment satisfaite d'avoir pu compter sur votre savoir-faire et aussi sur votre bonheur lors des heures hivernales, où il semble que les minutes ne passent pas. Je n'oublie pas non plus Pascal Lebleu et Guillaume Detant, que je remercie de m'avoir aidée sans hésiter quand j'en ai eu besoin. De la même manière, j'en profite pour exprimer ma gratitude à l'ensemble des organismes (IRSTEA-Bordeaux, SMIDDEST, EPIDOR, SMEAG), aux pêcheurs et aux observateurs terrain qui ont contribué par leurs connaissances et leur implication à ce travail, ainsi qu'à toutes les

maines amies qui lors de la chute des feuilles ont voulu partager (sans oublier les « rigolades ») avec moi l'expérience de ramasser « des tonnes de litière » pour faire avancer la science. J'adresse aussi mes remerciements à l'équipe de Logistique du Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais ainsi qu'aux deux personnes qui m'ont facilité la coordination de ce travail : Nicolas Murgia et Joana Marin. En même temps, je voudrais évoquer la collaboration offerte par le Grand Port Maritime de Bordeaux en remerciant très spécialement Alain Fort, Julie Filatreau et Julien Mas.

Concernant la partie analytique au laboratoire, plusieurs personnes (de la station marine d'Arcachon et du laboratoire à Talence) méritent un grand merci: Sabrina Bichon, Gérard Chabaud, Karine Charlier et Loïc Thiao-Layel. J'ajoute aussi l'équipe d'Isabelle Billy, ainsi que celle de Lionel Dutruch et Cécile Bossy, pour m'avoir facilité l'utilisation de vos équipements.

Aux doctorants que j'ai eu le plaisir de rencontrer au cours de la thèse, je dois vous dire que vous tous m'avez inspirée, chacun à votre façon, et pour ceci je vous dédie un grand merci: les 3 Aurélies (Larrose, Lanoux et Chaalali), Pierre, Gesa, Mélanie M., Sophie, J.B. (j'apprécierai pour toujours ta disposition et ton talent innés, concernant le format de ce manuscrit et autres), Benjamin, Sandra, Christian, Florent, Marie-Lise, entre autres... J'aimerais souligner, ma gratitude envers Alaïs, parce que sans ton esprit si équilibré au bureau, la pertinence de tes mots et ta vision de la réalité, je n'aurais pas été si constructive et efficace, jour après jour, dans mes réflexions autour de ce travail de doctorat. Ludivine, à toi un remerciement énorme pour tout ton soutien et ton aide, mais surtout, pour avoir partagé le flot d'énergie qui t'accompagne toujours dans chaque chose où tu décides de t'investir. Merci à vous deux, et « aux guides de la touraine », pour les moments légendaires inscrits dans ma mémoire.

Je ne veux pas finir ces remerciements sans exprimer ma gratitude à Laureline pour avoir veillé sur mon bonheur, depuis mon arrivée au laboratoire, dans et hors du monde de la recherche. Je n'oublie pas non plus l'ensemble des stagiaires (Maxime et Antero, entre autres) avec qui j'ai eu la satisfaction de travailler, que je remercie fortement pour leur implication et pour m'avoir fait partager (et remémorer) des réflexions toujours essentielles en début de tout parcours professionnel.

Bien qu'une part considérable de ma maîtrise de la langue française soit le résultat de la ténacité de toutes les personnes qui, avec leur patience et leur bonne humeur (merci Cathy Faitout pour tes blagues) m'ont corrigée infatigablement, je veux exprimer ma plus forte reconnaissance et mon énorme gratitude à la professeure de Français sur laquelle j'ai eu le privilège de compter depuis le début de mon séjour en France. Merci Véronique Torres d'avoir su stimuler et exploiter mes capacités linguistiques, cours après cours, et de m'avoir appris à les maîtriser et à les mettre en valeur, en suivant toujours le respect et l'affection avec laquelle tu traites cette langue. J'adresse une pensée spéciale à ma première professeure de Français (à l'école), Tita, car malgré le laps de temps, pour moi tu continues à être une référente au niveau humain.

Pour finir, je veux évoquer le plus précieux que j'ai dans cette vie: ma famille. Vous savez combien je vous admire, chacun de vous, en commençant par mes grand-parents (vous êtes ma fierté), en passant par l'ensemble des oncles/tantes, cousins/cousines (à tous ceux qui m'avez rendu visite et à ceux qui n'ont pas pu le faire...), mes amis de longue date (plus les années passent, plus je me sens fortunée de vous avoir dans ma vie) et ceux qui sont mes propres

racines : un immense merci à ma sœur et à mon frère, vous savez déjà combien j'apprécie votre existence dans ce monde. A mes parents, je vous dédie la réussite que tout ce travail représente pour moi, en vous remerciant d'avoir toujours ressenti ma joie comme la vôtre-même.

Mon humble hommage à ceux qui ne sont plus parmi nous car vous restez très présents dans chacun des moments importants de ma vie.

Table des matières

INTRODUCTION	15
CHAPITRE 1 : Etat de l'art	21
1. Le milieu estuarien macrotidal. L'estuaire de la Gironde.	23
1.1. Le concept « estuaire »	23
1.2. La France et ses estuaires de la façade Atlantique	23
1.3. L'estuaire de la Gironde	24
1.3.1. Présentation	24
1.3.2. Particularités	25
1.3.3. Contexte climatologique et hydrologique du système Garonne et Dordogne	31
1.3.4. Problématiques environnementales actuelles de l'estuaire de la Gironde	33
2. Les débris végétaux en milieux aquatiques : quantification, flux et dégradation	34
2.1. Définition	34
2.2. La quantification des flux	35
2.3. Le processus de décomposition	36
3. Impacts des débris dans les milieux aquatiques	40
3.1. Généralités	40
3.1.1. Le milieu marin: un territoire plus réputé pour les impacts de « <i>marine litter</i> »	40
3.1.2. Le milieu continental : où le matériel végétal risque d'être une source de perturbations.	41
3.2. Les évènements de colmatage dans les centres nucléaires de production électrique (CNPE).	41
3.2.1. Description synthétique du circuit de refroidissement d'un CNPE : cas du Blayais	41
3.2.2. Le phénomène des colmatages de la source froide au niveau mondial	43
3.2.3. Le phénomène des colmatages de la source froide par de débris végétaux dans le Parc Nucléaire Français	44
CHAPITRE 2 : Stratégie de l'étude et approches méthodologiques	47
1. Synthèse des travaux antérieurs	50
1.1. Nature des agents colmatant les tambours de filtration du CNPE	53
1.2. Origine et localisation des débris végétaux	54

1.3.	Mesures de la présence de « Sar » dans l'estuaire et des arrivées au CNPE	54
1.4.	Détection anticipée des colmatages	56
1.5.	Effet de la bathymétrie autour des prises d'eau sur les entraînements de colmatants.....	56
1.6.	Caractéristiques des événements de colmatage et effet des paramètres environnementaux	57
1.7.	Conclusion	58
2.	Stratégie de l'étude	59
3.	Approche méthodologique de l'étude	61
3.1.	Zones fluviales amont.....	61
3.2.	Zone fluvio-estuarienne.....	63
3.2.1.	Etude de l'évolution des débris végétaux in-situ : approche « Litter-bag ».....	63
3.2.2.	Dépôts de matière végétale dans le lit vaseux : campagne sur la Dordogne estuarienne.	67
3.3.	Estuaire central.....	69
3.3.1.	Mise en place du suivi mensuel estuarien	69
3.3.2.	Caractérisation biogéochimique et physique des échantillons	72
3.4.	Zone autour des prises d'eau du CNPE du Blayais	75
3.4.1.	Caractérisation des débris végétaux arrivant au CNPE.....	75
3.4.2.	Enregistrement des vitesses de rotation des tambours de filtration	77
3.4.3.	Campagne acoustique (IX-Survey et EDF R&D).....	79
 CHAPITRE 3 : Les débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde : Caractérisation et sources potentielles		81
1.	Définition et caractérisation des débris végétaux.....	85
1.1.	Les débris végétaux et le concept de « Sar »	85
1.2.	Caractérisation de débris végétaux	87
1.2.1.	Echantillons formolés (prélèvements des années antérieures à cette thèse).....	87
1.2.2.	Echantillons non formolés : prélèvements au cours de la thèse.	90
1.3.	Synthèse.....	98
2.	Sources émettrices potentielles des débris végétaux	100
2.1.	Le bassin versant de l'estuaire de la Gironde	101
2.1.1.	Présentation du bassin.....	101
2.1.2.	L'occupation actuelle du sol	103
2.1.3.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Gironde.....	113
2.2.	Le bassin versant de la Garonne	114
2.2.1.	Présentation du bassin.....	114
2.2.2.	L'occupation actuelle du sol et les activités économiques liées à la Garonne	115

2.2.3.	La Garonne et ses zones humides	116
2.2.4.	Fleuve et ripisylve.....	116
2.2.5.	Les boisements de la Garonne.....	117
2.2.6.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Garonne.....	119
2.3.	Bassin versant de la Dordogne.....	120
2.3.1.	Présentation du bassin.....	120
2.3.2.	Occupation actuelle du sol et activités économiques liées à la Dordogne.....	122
2.3.3.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Dordogne.....	126
2.4.	Synthèse des sources potentielles.....	126
3.	Equilibre entre apports et rétention des débris végétaux dans les rivières et les fleuves.....	128
3.1.	Sources et apports aux fleuves.....	128
3.2.	Capacité de rétention des milieux fluviaux	130
3.3.	Tendances actuelles et futures de l'évolution des débits de la Garonne et la Dordogne...	131
3.4.	Les approches sur le terrain:	134
3.4.1.	Tentative de mise en évidence de zone inondable préférentielle en Dordogne.....	134
3.4.2.	Existence de dépôts de débris végétaux en Dordogne moyenne	135
3.4.3.	Existence de dépôts de débris végétaux dans la zone fluvio estuarienne de la Dordogne.	137
3.5.	Synthèse de la dualité apport/rétention des débris végétaux en milieu fluvial.	139
4.	Synthèse du chapitre	141
	CHAPITRE 4 : Evolution de la qualité du matériel végétal.....	143
1.	Introduction.....	145
2.	Etude de la cinétique de dégradation du matériel végétal	146
2.1.	Influence of tidal current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary.	147
2.1.1.	Introduction	149
2.1.2.	Material and methods	149
2.1.3.	Results	155
2.1.4.	Discussion	160
2.1.5.	Conclusion.....	163
2.1.6.	Acknowledgements	164
2.2.	Résultats complémentaires	165
2.2.1.	Etude de la cinétique de dégradation du Platane	165

2.2.2.	Etude de l'effet de la température des eaux sur la cinétique de dégradation des feuilles	168
3.	Discussion sur le rôle de la composante biotique en tant qu'agent « contrôleur » du processus de décomposition de matériel végétal en Gironde	170
4.	Analogie entre les caractéristiques biogéochimiques des débris végétaux transitant dans l'estuaire et celles des produits de dégradation des incubations <i>litter-bag</i>.	172
4.1.	Les mesures de $\delta^{13}\text{C}$	172
4.2.	Les mesures C:N	173
5.	Conclusions	174
CHAPITRE 5 : Dynamique de transport des débris végétaux.....		177
1.	Mécanisme d'arrivée du Sar sur le CNPE : facteurs forçants.....	182
1.1.	Synthèse des conditions hydro climatologiques favorables aux colmatages	182
1.2.	Pouvoir colmatant des débris végétaux sur les filtres rotatifs.....	183
1.3.	Etude de l'influence du régime hydrologique.....	187
1.3.1.	Cycle lunaire semi-diurne	187
1.3.2.	Cycle lunaire bimensuel	189
1.3.3.	Débits fluviaux.....	190
1.4.	Etude des conditions locales	195
1.4.1.	Action du vent	196
1.4.2.	Effet de la pression atmosphérique.....	198
1.5.	Conclusions.....	198
2.	Comportement des débris végétaux dans la colonne d'eau.....	199
2.1.	Synthèse des connaissances sur le transport de matériel végétal dans les estuaires : application en Gironde	199
2.2.	Mobilisation et remise en suspension	200
2.3.	Vitesse de chute.....	204
2.4.	Synthèse.....	205
3.	Dynamique de la matière particulaire grossière dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Gironde	206
3.1.	Introduction.....	208
3.2.	Materials and methods	208
3.2.1.	Study area.....	208

3.2.2.	Sampling and analyses	210
3.3.	Results.....	211
3.3.1.	Reproducibility of the CPM sampling.....	211
3.3.2.	Hydrological context and TMZ occurrence.....	212
3.3.3.	Spatio-temporal variability of CPM contents	212
3.3.4.	Organic carbon content of the CPM	215
3.4.	Discussion.....	216
3.4.1.	Vegetal origin of coarse particulate organic matter	216
3.4.2.	Transport processes of coarse and fine particulate matter in the estuary	217
3.5.	Acknowledgements.....	219
4.	Connexions « bassin versant – estuaire »	220
4.1.	Estimation théorique des apports de débris végétaux lors d'une crue.....	220
4.2.	Déphasage entre les événements de crue et les perturbations dans les systèmes de filtration du CNPE.....	221
4.3.	Conclusions.....	222
5.	Synthèse du chapitre	223
CONCLUSION : Synthèse et perspectives.....		225
1.	Le Sar : nature, origine et évolution temporelle	228
1.1.	Débris végétaux ou Sar	228
1.2.	Quelle est l'origine des végétaux ?.....	228
1.3.	Le matériel foliaire automnal peut-il être à l'origine du Sar?.....	229
2.	Dynamique de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde	230
2.1.	Comment s'opère le transit des débris végétaux ?.....	230
2.1.1.	Le point de départ : la chute automnale dans les bassins versants.....	230
2.1.2.	Quand les débits fluviaux sont faibles.....	231
2.1.3.	Quand les débits fluviaux sont moyens.....	232
2.1.4.	Quand les débits fluviaux sont forts à très forts	232
2.1.5.	Existe-il une possibilité de stockage ou des zones de dépôt dans l'estuaire?	235
3.	Le mécanisme de colmatage de la maille filtrante des tambours rotatifs du CNPE	236
3.1.	Comment se produisent les colmatages si les concentrations de débris végétaux sont faibles à proximité du CNPE ?.....	236
3.2.	Les colmatages sont-ils dus à un problème exclusivement quantitatif ?.....	237

3.3.	Comment les débris disparaissent-ils ? Par expulsion ou par dégradation ? Existe-il un mécanisme d'expulsion à l'embouchure ? Et sur quelle échelle de temps ?	238
4.	Evolution potentielle des apports de débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde	239
5.	Perspectives	240
Références bibliographiques		243
Liste des figures et illustrations.....		263
Production Scientifique		271
Annexes		273

INTRODUCTION

- **Problématique**

Bien que les écosystèmes côtiers, y compris les estuaires, s'étendent sur environ 5% de la surface de la planète, ils génèrent un tiers de la valeur économique des services marins (Constanza et al., 1997). De surcroît, près de 60 % de la population mondiale vit dans une bande côtière de 100 km de large et ce phénomène risque de s'accélérer pour atteindre 75 % en 2030 (Kremer et al., 2005), accentuant encore les enjeux socioéconomiques et écologiques sur ces écosystèmes. Les zones littorales présentent en effet, en plus de leurs attraits écologiques et paysagers, des intérêts économiques qui les soumettent à des pressions et dégradations importantes de la part de l'Homme (transport maritime, pêche, industrie, urbanisation, tourisme). Les estuaires, zones naturelles d'interface entre le milieu continental et marin, constituent des systèmes en évolution constante où les habitats sont déjà soumis à de fortes pressions naturelles, comme l'hydrologie, les courants de marée, les effets des changements climatique (Harley et al., 2006).

L'importance des échanges des flux d'origine terrestre et marine qui ont lieu dans les estuaires rend complexe leur fonctionnement physique et biogéochimique. Le système fluvio-estuarien de la Gironde est représentatif d'un grand nombre d'estuaires européens de type macrotidal. Ces systèmes subissent de forts marnages, induisant des temps de résidence longs des eaux et des matières en suspension : cela en fait de véritables réacteurs chimiques favorisant des processus hétérotrophes. Dans certains estuaires macrotidaux, des bilans de carbone ont déjà été établis, comme pour la Gironde (Abril et al., 1999; Abril et al., 2002; Etcheber et al., 2007; Frankignoulle et al., 1998). Mais, jusqu'à présent, la dynamique des fractions végétales n'y avait jamais été étudiée, en raison de leur faible quantité par rapport aux fortes charges en matières en suspension fines, et du fait du manque de protocoles d'étude et d'échantillonnage adéquats.

Au-delà de son intérêt scientifique, cette fraction végétale est à l'origine de perturbations d'activités économiques qui impliquent la filtration de larges volumes d'eau, comme cela est observé en Gironde pour la pêche ou la production d'énergie. Ainsi, depuis plusieurs années, le fonctionnement du Centre Nucléaire de Production Electrique (CNPE) du Blayais est régulièrement perturbé par l'arrivée massive de débris végétaux qui colmatent les organes de filtration de son circuit de refroidissement (Travade, 2002; Travade and Guerin, 2009). L'intensité des colmatages et les pertes économiques associées varient significativement selon les années.

Afin de prévoir les périodes à risques et d'étudier des solutions curatives, le département R&D d'EDF, premier opérateur nucléaire en France, a lancé un programme de recherche : le projet SASHA (Issa, 2010). Ce projet vise, entre autres, à une meilleure connaissance de la nature des débris végétaux et à la compréhension de leur dynamique d'apport et de transit dans l'estuaire de la Gironde, tout en intégrant le rôle joué par les modifications ou les tendances environnementales auxquelles cet estuaire est progressivement soumis. Ce programme a deux objectifs finaux majeurs : la prévision des périodes à risques, objectif principal de cette thèse pour le CNPE du Blayais, et l'étude éventuelle de solutions curatives.

• Objectifs

Le but de ce travail est, en premier lieu, la compréhension des phénomènes d'apparition, de transport et de comportement des débris végétaux dans les eaux estuariennes d'un point de vue spatio-temporel. En second lieu, il s'agit de cerner les facteurs majeurs influant sur les phénomènes de colmatage des systèmes de filtration du circuit de refroidissement du CNPE du Blayais.

Plus particulièrement, ce travail vise à :

- **caractériser les** caractéristiques physiques et biogéochimiques de **la fraction végétale** présente dans l'estuaire;
- **estimer la distribution de la matière organique grossière d'origine végétale et sa contribution aux bilans** particuliers de l'estuaire de la Gironde ;
- **circonscrire la provenance des sources/apports** majoritaires des débris végétaux dans les eaux estuariennes et **déterminer leur cyclicité** et les **paramètres conditionnant cette variabilité** ;
- **comprendre la trajectoire parcourue par les débris végétaux**, depuis les zones sources jusqu'à l'estuaire central, et la temporalité de leur déplacement ;
- **évaluer le degré de persistance temporelle de ce matériel végétal** face aux conditions environnementales estuariennes ;
- améliorer la **compréhension des causes induisant les mécanismes de colmatage** perturbant le fonctionnement du **CNPE du Blayais**.

L'ensemble de ces objectifs vise à donner des réponses aux questions suivantes :

- quelles sont les **sources émettrices** de débris végétaux dérivant dans les eaux de l'estuaire ? Existe-il **un lien direct entre leur émission et leur transfert**, tant des points de vue spatiaux (existence de zones réceptrices préférentielles ?) que temporels (cycles saisonniers des végétaux et hydrologie) ?
- quelles sont les **échelles de temps des processus de dégradation** des débris végétaux entrant dans un milieu conditionné par la présence du bouchon vaseux ? quel est le **degré de régulation** induit par les **conditions environnementales** que subissent ces débris lors de leur transport?
- à quelle **tendance spatio-temporelle répond la distribution des fractions végétales dans l'estuaire** ? quels sont les paramètres majeurs capables de provoquer des modifications significatives ou soudaines dans ces bilans?

- existe-il un **parallélisme** entre le **comportement** des **débris végétaux en milieu estuarien** et les **perturbations** du fonctionnement de l'activité **au CNPE du Blayais** ?
- est-il possible d'**anticiper les évènements de colmatage** au CNPE du Blayais en s'appuyant sur les conditions hydro-climatiques du système fluvio-estuarien de la Gironde?

- **Organisation**

Ce manuscrit est articulé en six sections exposées ci-après:

Chapitre 1 : Contextualisation de l'étude.

Premièrement, il est procédé à une description synthétique de la particularité du système fluvio-estuarien de la Gironde et de son fonctionnement hydro-sédimentologique. Après un bref exposé sur la spécificité de la matière organique grossière, assimilée aux débris végétaux, sont abordés les problèmes liés à leur quantification et à leur dégradation en milieux aquatiques. Enfin, une revue bibliographique synthétique sur les impacts potentiels de ces débris en milieux aquatique est présentée, avec une attention particulière portée aux problèmes éventuels posés aux CNPE.

Chapitre 2 : Explication de la stratégie et des approches méthodologiques.

Ce chapitre est consacré à la description de l'approche méthodologique choisie qui, au vu de la diversité des sites étudiés (Garonne, Dordogne et estuaire de la Gironde) et des objectifs affichés, impose des approches très distinctes d'un site à l'autre. L'originalité de cette étude est mise en perspective grâce à la synthèse des travaux antérieurs.

Chapitre 3 : Détail des informations relatives à la nature et aux composantes des débris végétaux et à leur provenance.

Une fois décrits les résultats concernant la nature du matériel végétal, sont discutés sa provenance préférentielle et les possibilités de rétention durant son transfert dans les milieux aquatiques.

Chapitre 4 : Présentation des résultats concernant l'évolution de la qualité du matériel végétal.

L'approche classique « *litter-bag* », jamais utilisée jusqu'alors dans des estuaires macrotidaux et hyper turbides comme le système fluvio-estuarien de la Gironde, confère une originalité particulière aux résultats enregistrés.

Chapitre 5 : Interprétation et élucidation du processus de transport de matériel végétal en Gironde ; explication du mécanisme d'interaction avec les installations du CNPE du Blayais.

Ce chapitre cherche à comprendre comment le matériel végétal se comporte et se distribue dans les eaux de l'estuaire, si des zones d'accumulation préférentielles existent et comment ses concentrations dans les eaux proches au CNPE peuvent conduire à des colmatages.

Conclusion : Synthèse des résultats et perspectives.

Les résultats majeurs issus de ce travail sont brièvement synthétisés et leurs implications discutées selon plusieurs aspects : importance de la fraction végétale dans les estuaires, compréhension de la cyclicité globale de ces débris végétaux durant leur transfert, définition des conditions environnementales favorisant les colmatages au niveau du circuit de refroidissement du CNPE, et évolutions possibles dans un contexte de changement hydrologique. Des suggestions sont proposées pour améliorer la connaissance des débris végétaux dans les estuaires, notamment dans la perspective d'aboutir à des solutions concrètes pour limiter leurs nuisances.

« Il ne suffit pas d'acquérir la sagesse, il faut en profiter »

Marcus Tullius Cicero (106-43 a.C.); écrivain, orateur et politique romain.

CHAPITRE 1 :

Etat de l'art

1.	Le milieu estuarien macrotidal. L'estuaire de la Gironde.	23
1.1.	Le concept « estuaire »	23
1.2.	La France et ses estuaires de la façade Atlantique	23
1.3.	L'estuaire de la Gironde.....	24
1.3.1.	Présentation.....	24
1.3.2.	Particularités	25
1.3.3.	Contexte climatologique et hydrologique du système Garonne et Dordogne	31
1.3.4.	Problématiques environnementales actuelles de l'estuaire de la Gironde	33
2.	Les débris végétaux en milieux aquatiques : quantification, flux et dégradation	34
2.1.	Définition	34
2.2.	La quantification des flux	35
2.3.	Le processus de décomposition.....	36
3.	Impacts des débris dans les milieux aquatiques	40
3.1.	Généralités	40
3.1.1.	Le milieu marin: un territoire plus réputé pour les impacts de « <i>marine litter</i> ».....	40
3.1.2.	Le milieu continental : où le matériel végétal risque d'être une source de perturbations.	41
3.2.	Les événements de colmatage dans les centres nucléaires de production électrique (CNPE).	41
3.2.1.	Description synthétique du circuit de refroidissement d'un CNPE : cas du Blayais.....	41
3.2.2.	Le phénomène des colmatages de la source froide au niveau mondial	43
3.2.3.	Le phénomène des colmatages de la source froide par de débris végétaux dans le Parc Nucléaire Français.....	44

1. Le milieu estuarien macrotidal. L'estuaire de la Gironde.

1.1. Le concept « estuaire »

Issu du latin *aestuarium*, ce terme fait référence aux milieux où les eaux douces continentales sont soumises à l'influence de la marée avant d'arriver à la mer. Parmi la variété de définitions de « estuaire » énoncées par l'ensemble de la communauté scientifique, à ce jour, la formulation de Pritchard (1967) constitue une de plus reconnues, pour sa capacité à réunir les notions liées à la distribution de salinité et de densité, aux caractéristiques des processus de circulation et de mélange, et aux limites contrôlant la distribution et le mouvement des mélanges des eaux :

« Plans d'eau côtiers partiellement confinés, en connexion libre avec la mer, et dans lesquels l'eau de mer est diluée de façon mesurable par l'eau douce dérivée des ruissellements terrestres » (Pritchard 1967).

Néanmoins, une définition plus précise a été proposée en 1980 par Fairbridge, qui découpe l'estuaire en plusieurs secteurs :

« Un estuaire est un bras de mer pénétrant une vallée fluviale jusqu'à la limite amont de propagation de la marée, habituellement divisible en trois secteurs : un bas estuaire ou estuaire marin ; un estuaire moyen, sujet à des importants mélanges entre eaux douces et eaux salées ; un haut estuaire ou estuaire fluvial, caractérisé par l'eau douce mais sujet aux actions quotidiennes de la marée. Les limites entre ces trois secteurs sont variables et dépendantes des constantes variations du débit fluvial » (Fairbridge 1980).

Les milieux estuariens sont, d'une part, **très dynamiques**, pour constituer un lieu d'échanges de flux d'origine terrestre et marine, et d'autre part, des milieux **très complexes** englobant des dimensions hydrologiques, physicochimiques, hydrogéologiques, écologiques et humaines. Les estuaires sont ainsi des **systèmes en évolution constante**, où les habitats sont soumis à des pressions d'origine naturelle et anthropique. D'un point de vue sédimentaire, ils sont voués à un comblement à long terme dans le cas d'accumulation sédimentaire importante (Ray 2005).

1.2. La France et ses estuaires de la façade Atlantique

La France présente sur sa façade Manche-Atlantique plus d'une centaine d'estuaires de taille extrêmement variable, mais seulement 5% sont des embouchures de fleuves dont les débits moyens annuels dépassent $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Les trois plus grands estuaires de la côte Atlantique française sont la Seine, la Loire et la Gironde.

Ils sont soumis à un régime de marée semi-diurne dont l'amplitude varie avec une périodicité bimensuelle. Ces forts marnages font de ces estuaires des systèmes naturels ayant des caractéristiques très spécifiques, comme par exemple, la présence d'une zone où les sédiments fins en suspension sont fortement concentrés, communément appelée « bouchon vaseux ».

1.3. L'estuaire de la Gironde

1.3.1. Présentation

L'estuaire de la Gironde est situé dans le Sud-Ouest de la France (figure 1). Il est le plus vaste d'Europe de l'Ouest, avec une surface de 635 km² et un bassin versant de 71.000 km². Ses deux affluents principaux sont la Garonne et la Dordogne, sur lesquels la limite de l'intrusion saline se situe à environ 170 km de l'embouchure : à la Réole sur la Garonne et à Pessac sur la Dordogne.

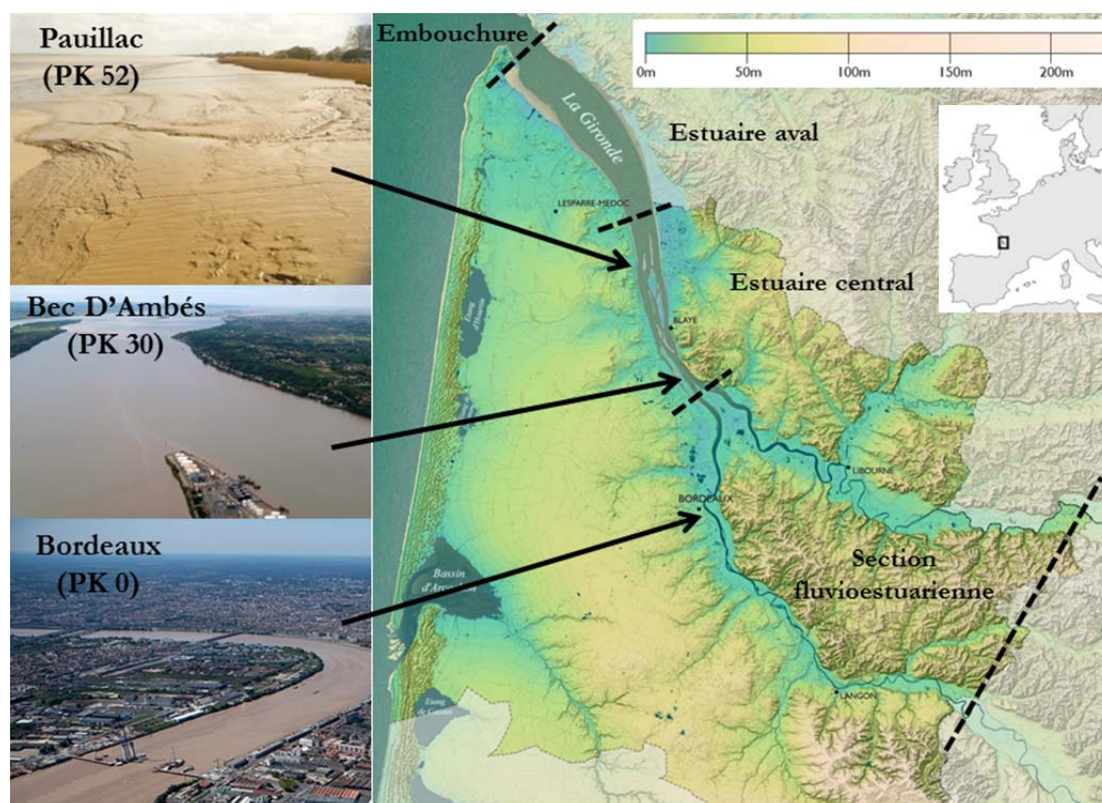


Figure 1: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (www.atlas-paysages.gironde.fr). Le point kilométrique 0 (PK 0) est défini à Bordeaux (Pont de Pierre). Les traits en pointillés indiquent les limites des différentes sections estuariennes.

L'estuaire est constitué de quatre zones distinctes:

- La section fluviale :
Comprise entre la limite amont de la marée dynamique (La Réole et Pessac) et le Bec D'Ambés. La Garonne et la Dordogne coulent ici en traçant des méandres. Il existe une prédominance de vase dans les chenaux.
- L'estuaire central :
Couvre la surface entre le Bec D'Ambés et Saint Christoly. Des îles et barres sableuses allongées parallèlement aux rives séparent deux chenaux. Le chenal principal, qui sert à la navigation, se trouve côté rive gauche. Sa profondeur est comprise entre 8 et 12 m, entretenue par dragage. A peine moins profond (7-10

m), le chenal secondaire, le chenal de Saintonge, est sur la rive droite. Ces chenaux sont surtout vaseux, mais en profondeur apparaissent des sables.

- L'estuaire aval :

S'étend entre Saint Christoly et l'embouchure. Ici les chenaux se rejoignent et les profondeurs dépassent 30 m. Les fonds vaseux deviennent progressivement sableux, surtout dans le chenal de navigation et à partir du PK 80.

- L'embouchure :

Au-delà de la Pointe de Grave, la morphologie de cette zone, marquée par la nature sableuse des fonds, résulte de l'action combinée de la houle et des courants de marée provenant de l'Océan.

1.3.2. Particularités

L'estuaire de la Gironde est caractérisé par une **faible profondeur** (7-10 m), un régime **macrotidal** (marnage de 1,7 à 5,1 m à l'embouchure) selon la classification de Davies (Davies 1964) et une **zone de turbidité élevée** (Allen et al. 1980; Allen et al. 1977; Castaing and Allen 1981; Sottolichio and Castaing 1999). Il se classe parmi les plus turbides d'Europe. La limitation de la pénétration de lumière dans les eaux d'un tel système hyperturbide en détermine le caractère **hétérotrophique** (Heip et al. 1995).

Les mécanismes associés à la formation et à la dynamique de ce *bouchon vaseux* ont été minutieusement examinés dans plusieurs travaux de référence (Allen 1972; Allen et al. 1980; Allen et al. 1977; Castaing and Allen 1981; Sottolichio 1999; Sottolichio and Castaing 1999; Sottolichio et al. 2000), dont les principales notions de base sont résumées ci-après.

- Le « *bouchon vaseux* » ou « **zone de turbidité maximale** » (TMZ) :

i) Définition

Cette zone est classée à part en raison des charges extrêmes en matières en suspension (MES) des eaux, qui sont de 10 à 100 fois plus turbides que dans l'estuaire aval (Glangeaud 1938). En Gironde, les concentrations de MES dépassent fréquemment 1g.L^{-1} dans les eaux de surface (Sottolichio et al. 2011) et 10g.L^{-1} dans les couches près du fond (Jouanneau and Latouche 1981). Quand ces concentrations du fond équivalent à plusieurs centaines de grammes par litre, apparaît la *crème de vase*, matière fine déposée au fond du lit et facilement mobilisable, dont la présence a des implications biogéochimiques comme un caractère anoxique (Abril et al. 1999). Le stock total de sédiments fins mobiles a été estimé (en 1977) à 5 millions de tonnes.

ii) Mécanismes associés à son apparition

Les moteurs de l'hydrologie et du transport sédimentaire dans les estuaires sont la circulation induite par la rencontre entre l'eau douce et l'eau salée (circulation de densité) et par les caractéristiques de la propagation de la marée.

- Circulation de densité

L'écoulement d'eau douce vers l'océan et la pénétration de l'eau marine dans l'estuaire induisent la rencontre et le mélange de masses d'eau de densités très contrastées et l'installation de gradients de salinité longitudinaux, verticaux et transversaux (Pritchard 1952). Si le gradient longitudinal est présent de manière indiscutable et permanente dans l'estuaire, le gradient vertical est lui modulé par l'intensité du mélange eau douce/eau salée et peut être plus ou moins marqué. De même, les gradients latéraux ne sont perceptibles que dans des estuaires suffisamment larges, ou bien dans ceux qui présentent d'importantes variations latérales de bathymétrie (Dyer 1973).

Une circulation résiduelle, moyenne sur un laps de temps caractéristique, est associée aux effets de ces gradients. La densité plus faible de l'eau douce fait que l'écoulement fluvial se fait préférentiellement en surface, tandis que les eaux marines pénètrent dans l'estuaire près du fond. Tout en se mélangeant aux eaux douces, les eaux marines atteignent un « point nodal » au-delà duquel il n'y a plus d'écoulement résiduel vers l'amont. Toute la masse d'eau est alors fluviale et se dirige vers l'aval (figure 2).

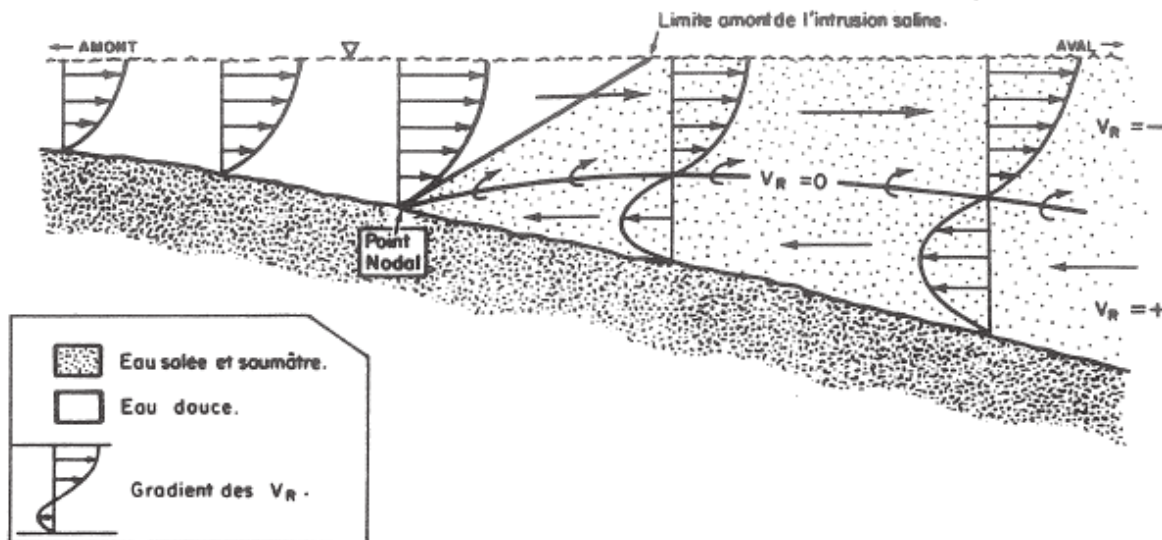


Figure 2: Circulation résiduelle de densité dans un estuaire (d'après Allen 1972, Sottolochio 1999)

- Propagation de la marée

En raison des faibles dimensions des estuaires (comparées aux bassins océaniques), la marée y est peu affectée par l'attraction des astres, mais résulte de la pénétration de l'onde océanique incidente. Lors de sa propagation à l'intérieur d'un estuaire, cette onde est déformée par différents facteurs (Allen et al. 1980; Salomon and Allen 1983):

- le **frottement sur le fond**, qui dissipe l'énergie de l'onde de marée, dont l'amplitude décroît alors de façon exponentielle depuis l'embouchure vers l'amont ;
- la **diminution de la hauteur d'eau**, qui provoque l'asymétrie de l'onde. Il a été démontré en effet que la vitesse de propagation d'une onde varie proportionnellement à la racine carrée de

la profondeur, l'onde de pleine mer se propage plus vite que l'onde de basse mer, provoquant l'inégalité de durées des flots et des jusants, ainsi que l'inégalité des vitesses d'écoulement associées ; tout se passe comme si une onde de pleine mer avait tendance à rattraper l'onde de basse mer qui la précède ;

-le **rétrécissement des sections** (ou convergence des rives) vers l'amont, qui entraîne la concentration de l'énergie de la marée et l'augmentation de l'amplitude ; en effet, l'amplitude de la marée est fonction inverse de la largeur, qui décroît vers l'amont généralement dans tous les estuaires; c'est donc un effet contraire de celui provoqué par le frottement sur le fond, et, selon la prédominance de l'un ou l'autre, qu'apparaissent trois situations (Le Floch 1961) (figure 3) :

- estuaire **hypersynchrone** : l'effet de rétrécissement est supérieur à l'effet de frottement, l'amplitude de la marée augmente vers l'amont avant de se dissiper très en amont dans l'estuaire ;
- estuaire **synchrone** : l'amplitude est relativement constante avant de se dissiper en amont ;
- estuaire **hyposynchrone** : l'amplitude de la marée décroît régulièrement à partir de l'embouchure.

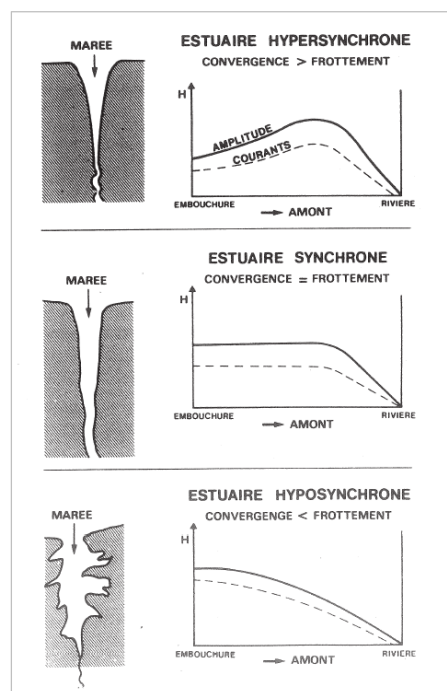


Figure 3: Types d'estuaire et distribution des amplitudes et des courants de marée en fonction de la prédominance des effets de rétrécissement des sections et du frottement (d'après Floch, 1961, in Salomon et Allen, 1983).

iii) Mécanismes mis en jeu

Les caractéristiques de la circulation estuarienne et des sédiments fins sont à l'origine du ralentissement de l'évacuation des suspensions transportées par les fleuves et de l'accumulation massive des sédiments en suspension dans le milieu. Si l'on tient compte séparément des facteurs

hydrodynamiques majeurs (déformation de l'onde de marée et circulation résiduelle de densité), les effets de chacun d'eux sur le transport des sédiments en suspension peuvent être à l'origine d'un maximum de turbidité (Allen et al. 1980; Castaing and Allen 1981; Dyer 1986).

- Bouchon vaseux de densité

Dans les estuaires où la stratification est importante, la circulation résiduelle (figure 4) est bien établie et l'écoulement vers l'aval se fait préférentiellement en surface tandis que l'écoulement vers l'amont se fait plus en profondeur. Les suspensions provenant du fleuve peuvent parvenir à l'embouchure ou être ramenées vers l'amont si elles chutent dans la partie inférieure de l'écoulement. Ce transport vers l'amont s'effectue jusqu'au point nodal de densité, en amont duquel l'écoulement sur toute la colonne d'eau est dirigé vers l'aval. Les particules peuvent alors amorcer un nouveau cycle.

Ce phénomène est concevable sans que les phases d'érosion et de dépôt soient nécessairement présentes. Dans les estuaires où le jeu de la marée est plus important, le mélange vertical des masses d'eau aura tendance à estomper ce mécanisme de transport de sédiments, qui théoriquement ne sera efficace qu'en mortes-eaux.

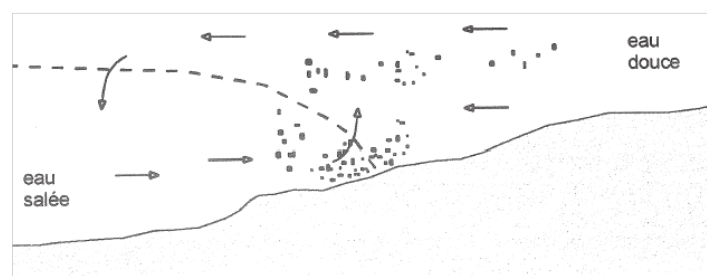


Figure 4: Effet de la circulation résiduelle sur le transport des sédiments fins (d'après Dyer, 1986, modifié).

- Bouchon vaseux « dynamique »

Si l'on fait abstraction de la circulation de densité, la propagation de la marée dans un estuaire (plus particulièrement macrotidal) peut, elle aussi, provoquer l'accumulation des particules en suspension (Allen et al. 1980; Meade 1972). L'asymétrie de la marée, exposée précédemment, est à l'origine de l'inégalité des vitesses d'écoulement, avec des vitesses plus fortes en flot qu'en jusant et, surtout, des renverses plus longues à pleine mer qu'à basse mer. Il s'ensuit :

- Une remise en suspension des sédiments plus forte en flot qu'en jusant ;
- Une masse transportée plus importante en flot qu'en jusant ;
- Une décantation des particules plus importante à pleine mer qu'à basse mer.

Ces facteurs induisent la remontée des particules (ou « pompage tidal » (Dyer 1978)), qui va s'effectuer jusqu'à un « point nodal de marée analogue au « point nodal de densité », où l'effet de

la marée s'amortit et l'écoulement fluvial devient prépondérant. Le bouchon vaseux ainsi formé est dit « dynamique » (figure 5).

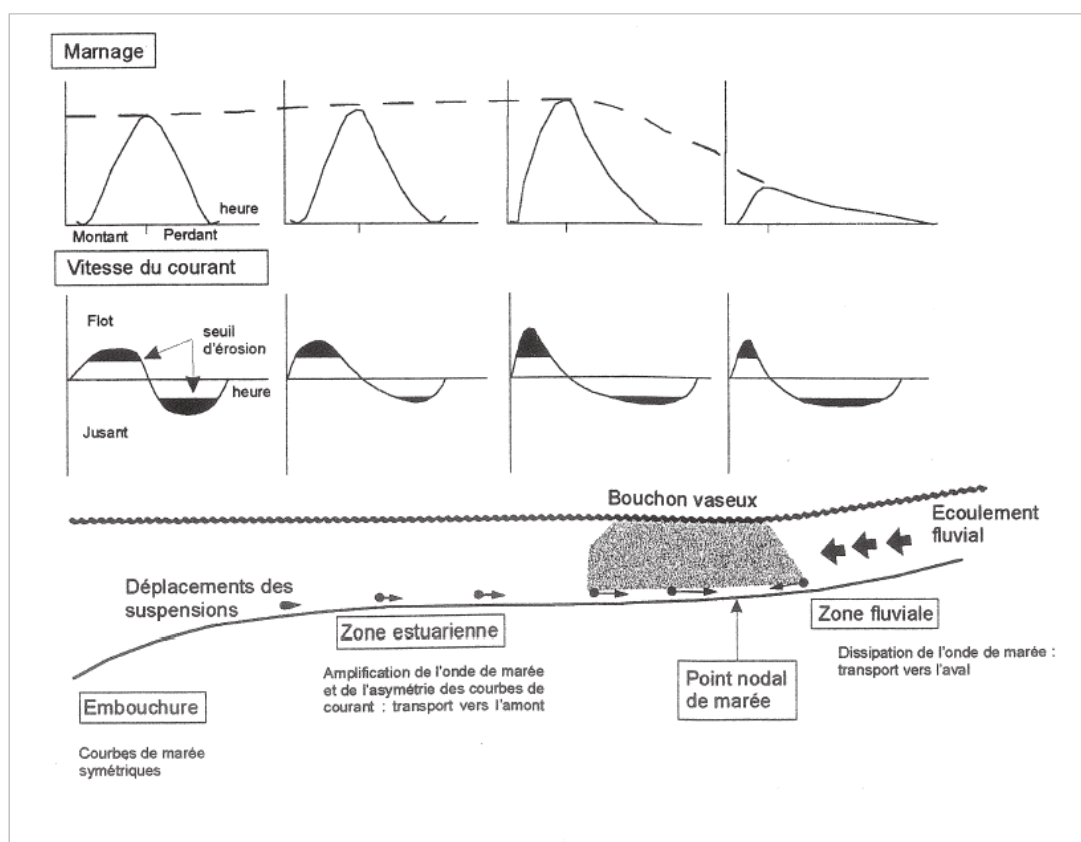


Figure 5: Piégeage des sédiments fins dans un estuaire macrotidal avec une circulation de densité faible (d'après Allen et al. 1980, Sottolichio 1999).

Dans l'estuaire de la Gironde, les travaux de Sottolichio et al. (2000) ont montré par modélisation 3D, que le bouchon vaseux est d'origine dynamique, dû à l'asymétrie de la marée. Mais les stratifications de densité sont un facteur important pour limiter la dispersion rapide des MES vers l'océan et donc pour stabiliser la masse du bouchon vaseux à l'intérieur de l'estuaire. Brenon et Le Hir (1999) avaient montré les mêmes fonctionnements pour le bouchon vaseux de l'estuaire de la Seine.

iv) Dynamique spatio-temporelle

Le bouchon vaseux constitue un vaste réservoir de MES piégées à la limite amont de l'intrusion saline. Il subit des fluctuations selon différentes échelles de temps:

a) Echelle semi-diurne :

La turbidité du bouchon vaseux montre deux phases d'augmentation à chaque cycle de marée. Elle est plus importante à mi-marée à cause de la remise en suspension des particules par les

courants de flot et de jusant. Elle diminue aux étales de pleine mer et basse mer (courants faibles et décantation des particules).

En raison de la déformation de l'onde de marée dans l'estuaire, la durée du flot (marée montante) est plus courte que la durée du jusant (marée descendante). Ceci induit des vitesses de courant plus élevées en marée montante et se traduit par une érosion plus forte en flot, une décantation plus importante à pleine mer et une remontée du bouchon vaseux vers l'amont.

b) Echelle mensuelle :

Avec un cycle similaire à plus grande échelle, lié au cycle lunaire bimensuel. En un mois il y a deux vives-eaux et deux mortes-eaux. En vives-eaux, la hauteur d'eau à pleine mer monte très haut et à basse mer descend très bas. En mortes-eaux, la différence entre la hauteur d'eau à pleine mer et à basse mer (marnage) atteint sa valeur minimale. La concentration de MES du bouchon vaseux est directement liée à l'intensité des courants, qui est elle-même liée à l'amplitude de la marée et au marnage. Les courants sont maximums en vives-eaux et la concentration dans le bouchon vaseux est aussi plus importante. La turbidité moyenne au sein du bouchon vaseux varie donc selon un cycle de 14 jours avec des phases d'élévation et de diminution en fonction des coefficients de marée.

c) Echelle saisonnière :

A cette échelle, le bouchon vaseux **migre selon l'axe longitudinal de l'estuaire en liaison avec les fluctuations des débits fluviaux**. En étiage, le bouchon vaseux remonte vers l'amont de l'estuaire sous l'effet prépondérant de l'onde de marée. En crue, il descend vers l'aval de l'estuaire quand le front de salinité est repoussé par les forts débits d'eau douce. En cas de fortes crues, ce déplacement peut conduire à une expulsion de matières à l'extérieur de l'estuaire sous forme de panaches.

Les données de turbidité acquises par le réseau MAGEST montrent que :

- La turbidité à Pauillac dans l'estuaire central est élevée tout au long de l'année, indiquant une présence quasi permanente du bouchon vaseux, peu sensible aux débits fluviaux (Pauillac, PK30) ;
- Les turbidités mesurées sur les stations amont (Bordeaux, Libourne, Portets) sont beaucoup plus variables. En étiage, elles peuvent atteindre des valeurs moyennes journalières beaucoup plus élevées qu'à Pauillac. Cela s'explique par le fait que, lorsque le bouchon vaseux remonte sur les axes fluviaux, la section est plus faible et il « se concentre ». Les sections estuariennes sont sensibles à la variabilité des débits fluviaux (figure 2); leur intensités régulent le déplacement du bouchon vaseux (Sottolichio et al. 2011).

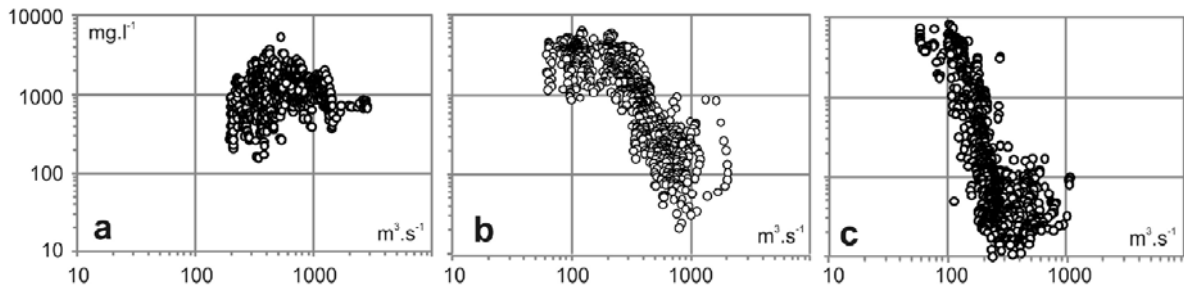


Figure 6: Matière En Suspension (moyenne journalière) en fonction des débits fluviaux (moyenne dix-journalière) aux trois stations du réseau MAGEST : a) Pauillac (estuaire central) ; b) Bordeaux (section estuarienne de la Garonne) ; c) Libourne (section estuarienne de la Dordogne). (extrait de Sottolichio et al 2011).

1.3.3. Contexte climatologique et hydrologique du système Garonne et Dordogne

a) Le climat régional

En Aquitaine prédomine un climat de type **tempéré océanique**. Les hivers sont doux et humides, entrecoupés de brèves vagues de froid. Le printemps est relativement chaud, mais pluvieux. L'été tardif débute par des temps lourds et orageux, suivis de périodes de chaleur. L'automne, plus frais, est souvent bien ensoleillé et les fortes pluies font généralement leur apparition à partir de fin d'octobre.

b) Contexte hydrologique

La Garonne et la Dordogne représentent respectivement 70% et 30 % des apports d'eau à la Gironde. Le régime hydrologique du système « Garonne + Dordogne » est marqué, d'une part, par des variations saisonnières importantes, résultant d'un **régime pluvio-nival** (figure 7), et d'autre part, à une échelle plus longue, par une **diminution significative des débits au cours des 30 dernières années**, de 1030 m. s⁻¹ en début des années 80 à 740 m³ s⁻¹ en fin des années 2000 (données Banque Hydro).

Outre cette tendance à long terme des débits moyens annuels, il faut aussi considérer l'existence de situations extrêmes:

- des débits estivaux bas qui peuvent donner lieu à de situations d'étiages sévères comme celle enregistrée en été 2006, avec des débits de la Garonne aval inférieurs à 100 m³.s⁻¹ pendant 68 jours ;
- des pics de crues, comme ceux enregistrés lors de la période hivernale des années 2003 (5560 m³.s⁻¹), 2009 (6060 m³.s⁻¹) ou 2013 (4000 m³.s⁻¹).

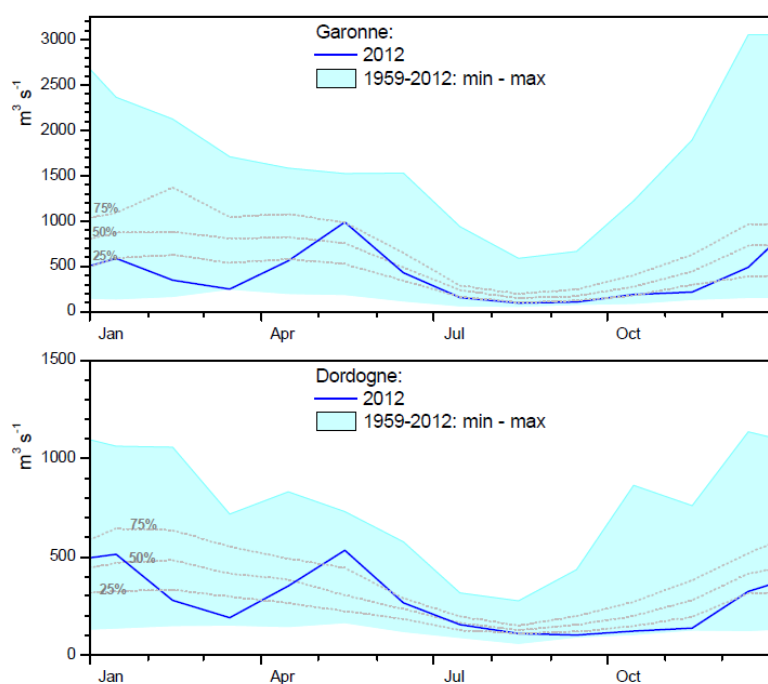


Figure 7 : Débits moyens mensuels de la Dordogne (mesurés à Pessac/Dordogne) et de la Garonne (mesurés à La Réole) au cours de l'année 2012. La zone en bleu indique la gamme de débits observés pendant la période 1959-2012 (quartiles). (extrait du rapport scientifique MAGEST 2012 (Schmidt et al. 2012)).

La tendance observée à la baisse des volumes d'eau douce (Etcheber et al. 2013) doit contribuer à deux phénomènes récents:

- une **salinisation du système** (David et al. 2005);
- une **remontée progressive du bouchon vaseux vers les sections fluviales** (Sottolichio et al. 2011).

c) Température, salinité, pH

Les températures moyennes des eaux estuariennes sont comprises entre 12 et 16 °C. Toutefois, les eaux fluviales ont tendance à être plus variables: plus froides en hiver (par exemple, jusqu'à 1°C en février 2012) et plus chaudes en été (jusqu'à 28°C). Les températures élevées (>25°C) multiplient les risques d'hypoxie des eaux dans la zone autour de l'agglomération bordelaise (Lanoux et al. 2013).

Quant à la salinité, elle commence à être conséquente en aval du Bec d'Ambès (environ 2), et croît régulièrement vers l'aval pour atteindre 25 à 35 à l'embouchure. Il est à noter que les étiages marqués favorisent l'intrusion marine et des salinités supérieures à 5 ont déjà été mesurées à Bordeaux (Schmidt et Sottolichio, 2013).

Dans les eaux amont, le pH est d'environ 8. En présence de fortes turbidités, les valeurs diminuent vers 7,6 - 7,8 (Donard 1983). Plus en aval, le pH remonte vers 8, sous l'influence des eaux marines, plus basiques que les eaux continentales.

1.3.4. Problématiques environnementales actuelles de l'estuaire de la Gironde

L'estuaire de la Gironde, espace majeur du littoral français, est relativement préservé d'un point de vue environnemental, notamment en comparaison de la Loire ou de la Seine. Il constitue un axe de développement de l'activité humaine en même temps qu'une fonction de réceptacle de toutes les influences de son bassin versant. Ces deux éléments lui confèrent une importance dans son rôle de développement économique régional.

Les principales activités sont basées sur la production d'énergie, un pôle industriel, largement dépendant du fonctionnement du Grand Port Maritime de Bordeaux (GPMB), et la pêche professionnelle et artisanale qui perdurent.

Vis-à-vis de l'état de l'environnement, il y a actuellement plusieurs problématiques associées à une variété de disciplines:

- la qualité des eaux soumise aux pressions anthropiques des bassins versants : contamination polymétallique (cadmium et zinc) (Schäfer et al. 2002), polluants organiques (PCB, HAP...) (Budzinski et al. 1998) ;
- les situations de désoxygénation sévère des eaux, voire d'hypoxie, associées à l'augmentation globale des températures et à la remontée du bouchon vaseux vers les zones fluviales et aux apports urbains (Lanoux 2013; Lanoux et al. 2013) ;
- la régression d'espèces à valeur halieutique, comme l'esturgeon européen (<http://www.migado.fr/php/Start.php>), la crevette ou l'anguille (Béguer 2009) ;
- des nuisances causées par des débris végétaux pour les activités qui requièrent la filtration de grands volumes d'eau.

2. Les débris végétaux en milieux aquatiques : quantification, flux et dégradation

Alors que de nombreux travaux se sont focalisés sur les particules fines en suspension ($0,45\mu\text{m}$ - $300\mu\text{m}$), matériel abondant dans l'estuaire de la Gironde, il n'y a quasiment aucune donnée sur la matière particulaire grossière ($> 300\mu\text{m}$) (Etcheber 1986).

L'étude des processus biogéochimiques gérant la décomposition de la matière organique remonte au milieu du XX^{ème} siècle, alors que ce paramètre fraction organique présentait auparavant un intérêt primordial pour la quantification des sources d'énergie et des transferts à travers les écosystèmes (Odum 1957; Tank et al. 2010).

2.1. Définition

Par convention, la matière organique présente dans les milieux aqueux est répartie selon deux catégories: particulaire ($> 0,45\mu\text{m}$) et dissoute ($< 0,45\mu\text{m}$). Cette classification répond uniquement à des besoins opérationnels et non à un phénomène réel. La **matière organique grossière**¹ (fraction $>300\mu\text{m}$ (Etcheber 1986) ou $>1\text{mm}$ (tableau 1)), est peu considérée dans la plupart des travaux sur la matière organique dans les milieux aquatiques. Cela s'explique par une reproductibilité problématique des mesures, quand les protocoles d'échantillonnage employés ne sont pas adaptés à cette fraction (Etcheber 1986). Pour cette raison, et parce que son caractère relativement éphémère réduit aussi considérablement l'efficacité des échantillonnages du point de vue spatio-temporel, cette fraction grossière n'a guère été prise en compte, à la différence de fractions dissoutes et fines.

Tableau 1: Catégories de matière organique grossière selon des critères de taille dans les eaux des rivières (adapté d'après Boling et al. 1975)

Nom		Taille (mm)	Constituants dominants
RPOM	Matière organique grossière résistante	$>64\text{mm}$	Rondins, branches, grosses brindilles, gros morceaux d'écorce
LVOM	Feuilles entières	$64 < > 14$	Amas de feuilles
LFOM	Fragments de feuilles	$16 < > 4$	Grosses feuilles, fragments d'écorces, fruits, graines, aiguilles de conifères
LPOM	Matière organique particulaire grossière	$4 < > 1$	Petits fragments de plantes

¹ Dans ce manuscrit seront utilisés les acronymes anglais : CPM et CPOM pour faire référence à la matière grossière et sa fraction organique.

2.2. La quantification des flux

Le transfert de la matière organique depuis les continents vers l'océan se produit en plusieurs étapes. Les aménagements humains connus pour modifier les transferts des MES ou des fractions organiques particulières ou dissoutes (comme les barrages, chenaux, zones aménagées...), doivent eux aussi induire des changements dans les masses de CPM transitant dans les milieux aquatiques, même si ces informations restent encore très mal connues.

- En systèmes d'eau douce :

La mesure quantitative des apports et des flux de matière organique dans un écosystème permet d'estimer d'une part, l'efficacité d'utilisation de différents types de végétation riparienne par des décomposeurs et, d'autre part, l'évaluation des changements dus aux perturbations auquel il est soumis (Pozo 2005).

La mesure des apports de CPM est comme un outil capable de détecter les altérations du fonctionnement écosystémique des fleuves par des perturbations d'origine anthropique (Pozo 2005). Bien que ce type de démarches devrait considérer idéalement la totalité des systèmes (Fisher and Likens 1973) sur une durée de temps longue (Cummins et al. 1983), la majorité des travaux existants ont été restreints à des tronçons réduits et à des périodes de temps inférieures à une année (Webster and Meyer 1997).

Quant à l'établissement des flux de CPM, ils illustrent la notion de leur déplacement vers l'aval. Dans les fleuves hétérotrophiques, la rétention et l'export de CPM et de ses éléments associés constituent des processus biogéochimiques fondamentaux qui influent sur la qualité des eaux, les réseaux trophiques et la complexité structurelle des milieux qu'ils traversent. Cependant, les travaux à des échelles pluriannuelles ou sous des conditions hydrologiques variables (crues, étiages) sont très rares (Heartsill Scalley et al. 2012). En conséquence, les connaissances autour des flux de CPM depuis leurs sources restent écartées de la réalité, et donc, la compréhension de ce type de transferts et de leurs facteurs de forçage n'est pas encore suffisamment étoffée.

- En systèmes d'eau salée :

Dans les milieux côtiers semi-ouverts, sous l'influence de la marée, la quantification des bilans d'exportation-importation de CPM vers la mer, a été tentée récemment dans des milieux caractérisés par une forte abondance de végétaux autochtones, comme sont, par exemple, les estuaires à eaux claires où il existe une productivité primaire élevée (Flindt et al. 2004; Flindt et al. 1997; Flindt et al. 1999), ou les mangroves (Kristensen and Alongi 2006). Précisons encore que Kataoka et al (2013) rapportent des travaux sur l'estimation des apports de macro-débris flottants dans la baie de Tokyo en lien avec les débits fluviaux.

La prise en compte de la CPM a révélé qu'elle contribue de manière significative aux flux de carbone, d'azote et de phosphore, et aux processus biogéochimiques associés qui ont lieu dans ces environnements (Flindt et al. 1999; Kristensen and Alongi 2006). Par exemple, des travaux dans deux estuaires européens (la lagune de Venise et le fjord Roskilde) mettent en évidence des sous-estimations des flux de nutriments exportés vers l'océan (18% et 60% respectivement pour

le flux d'azote, et de 23% et 44% pour celui-ci de phosphore), si la CPM est négligée (Flindt et al. 1999).

2.3. Le processus de décomposition

La décomposition de matériel végétal fait référence à des processus de nature physique ou chimique associés à la réduction de la litière à ses composants chimiques élémentaires. Pour cette raison, le recyclage de carbone et de nutriments pendant la décomposition est considéré comme un processus fondamental pour les écosystèmes (Swift 1979).

Dans l'étude considérée comme une référence pour les milieux aquatiques (Petersen and Cummins 1974), la décomposition d'une variété d'espèces végétales a été estimée à travers la mesure de la cinétique de ce processus. Une classification des coefficients de dégradation a alors été proposée : lentes ($<0.005 \text{ jour}^{-1}$), moyennes ($0.005-0.002 \text{ jour}^{-1}$) et rapides ($>0.02 \text{ jour}^{-1}$). Dans un premier temps, les auteurs ont adopté ces catégories à des processus de décomposition spécifiques de températures données (zones tempérées), afin de les appliquer à des cours d'eau des différents bassins versants, biomes et continents. Cependant, les travaux réalisés au cours des deux dernières décennies, hors des zones tempérées, ont démontré que cette approche hypothétique n'est pas strictement correcte (Abelho 2001).

Si la cinétique de dégradation permet de mesurer l'avancement du processus de dégradation, il existe aussi d'autres paramètres associés à la qualité du matériel végétal, capables de le tracer: rapport C:N (Taylor et al. 1989), concentration en lignine (Meentemeyer 1978), rapport lignine:azote (Melillo et al. 1982). En résumé, la matière végétale de haute qualité subit les effets des agents dégradants plus efficacement que celle de basse qualité et ceci se traduit, enfin, par un changement dans la cinétique de dégradation.

La distinction des paramètres capables de réguler ce processus critique constitue un élément essentiel pour la compréhension mécanistique des effets dans le fonctionnement d'un écosystème. Dans les écosystèmes aquatiques, lors de la transformation des végétaux en fragments de taille plus réduite, en dioxyde de carbone et eau, la matière organique se libère en carbone organique dissous ou particulaire, selon trois étapes concomitantes ou successives (Gessner et al. 1999; Petersen and Cummins 1974; Webster and Benfield 1986) :

- **Solubilisation :**
Phase habituellement rapide (de plusieurs heures à quelques jours) pendant laquelle les composants hydrosolubles (Bärlocher 2005; Davis III and Childers 2007) de nature organique (glucoses, protéines, composés phénoliques...) et inorganique (K, Ca, Mg et Mn) sont libérés.
- **Conditionnement :**
Lors de cette phase, la communauté microbienne (composée principalement par champignons et bactéries) colonise les tissus végétaux accélérant de cette manière la décomposition soit directement, à travers la macération, la métabolisation et l'incorporation pour la production secondaire, soit indirectement, augmentant la palatabilité et la valeur nutritionnelle des détritiques pour les organismes invertébrés

détritivores (Abelho 2001 ; Allan 1995). Les microorganismes produisent des enzymes (Cunha-Santiso et al. 2008) qui permettent de dégrader les composants majoritaires des tissus végétaux (cellulose, lignine et hemicellulose) en des composants structurellement moins complexes, plus facilement assimilables par des macro-invertébrés (Benfield 2007).

- **Fragmentation :**

Cette phase fait référence à l'augmentation de la surface susceptible d'être envahie par les microorganismes qui résulte du fractionnement de la matière végétale. Ce processus se produit de deux manières: biotique, à travers l'activité des microorganismes et des macro invertébrés ; abiotique, grâce à des phénomènes physiques, comme l'abrasion ou la fragmentation physique proprement dite (Abelho 2001 ; Gessner et al. 1999 ; Graça et al. 2001).

La régulation de ces trois étapes se trouve étroitement liée à des facteurs biotiques (activité des microorganismes et des macro invertébrés) et abiotiques (PH, salinité, température, ...) (Abelho 2001).

Depuis 1986, les études de décomposition dans les cours d'eau sont très communes. L'utilisation de méthodes uniques, comme les inter-comparaisons, l'apparition des nouvelles questions et les manipulations à grande échelle expérimentale ont continué à mettre en lumière la nature intrinsèque ou extrinsèque des régulateurs majeurs du processus décomposition (Tank et al. 2010).

La décomposition s'exprime généralement en termes de cinétique en raison de la sensibilité de ses réponses face à des stressors de nature anthropogénique : pollution, eutrophisation (Lecerf et al. 2006), régulation des fleuves (Casas et al. 2000; González et al. 2013), changements dans la couverture végétale riparienne (Lecerf et al. 2005), pertes de la biodiversité (Gessner et al. 2010)...). Elle est fréquemment mesurée pour l'évaluation des effets des changements environnementaux dans le fonctionnement écosystémique. En conséquence, la cinétique de dégradation est proposée comme un processus idéal pour le suivi de la détérioration fonctionnelle des rivières (Arroita et al. 2012; Castela et al. 2008; Gessner and Chauvet 2002). D'un point de vue général, les coefficients de dégradation élevés facilitent les transferts d'énergie alors que les plus bas favorisent l'accumulation des débris dans les systèmes aquatiques (Menéndez and Sanmartí 2007; Simões et al. 2011), les rendant moins disponibles pour les réseaux trophiques.

Par contre, en comparaison avec les systèmes d'eau douce, l'utilisation de la méthode classique *litter-bag* pour mesurer la cinétique de dégradation de la matière végétale (Bocock and Gilbert 1957; Chauvet 1987; Gessner and Chauvet 2002; Gessner et al. 1999) dans des eaux de transition, a été peu et seulement récemment répandue.

Les estuaires, en raison de leur nature côtière et fluviale, sont des milieux fortement changeants, induisant une large variabilité de la réactivité de la matière organique, autochtone et allochtone, à des échelles spatiales (dans et au long de l'estuaire), mais aussi temporelles (semi diurne, saisonnière, inter-annuelle). Malgré ces spécificités du milieu estuarien et des difficultés associées

aux conditions de terrain (accès restreint, limité...), les études réalisées dans des systèmes côtiers ont démontré être aussi valables pour refléter les réponses de l'environnement quand il est soumis à des pressions naturelles ou anthropiques (Apostolaki et al. 2009; Grout et al. 1997), présentant la même efficacité que les études entreprises dans des rivières (Dangles et al. 2004).

Du fait que la majorité des études ont été réalisées principalement dans des cours d'eau, rivières et lacs, il n'est pas surprenant, alors, de trouver un nombre conséquent de publications traitant majoritairement du rôle des facteurs abiotiques distinctifs de ces milieux sur la cinétique de dégradation (par exemple: la température (Dang et al. 2009) et l'oxygénation des eaux (Chauvet et al. 1997), les nutriments dissous (Gulis and Suberkropp 2003), l'acidité/alcalinité (Dangles et al. 2004)). Comparativement, **la cinétique de dégradation des végétaux en milieu côtier ou dans des eaux de transition/estuariennes a reçu une attention bien moindre** (tableau 2) **et quasi-exclusivement sur des espèces de caractère autochtone** (macrophytes, macroalgues et herbiers), négligeant ainsi les échelles spatiales auxquelles sont soumis les transferts de matière organique provenant des sources continentales.

Récemment la **salinité** du milieu estuarien a été considérée dans les expériences de décomposition (Lopes et al. 2011; Quintino et al. 2009). D'autres conditions physiques intrinsèques sont présentes dans les systèmes estuariens avec des gammes très variables (ex. turbidité, vitesse de courant...), mais n'ont pas été suffisamment considérées jusqu'à présent. L'influence de la **vitesse de courant** sur le contrôle du processus de dégradation, phénomène suggéré par plusieurs auteurs en rivière (Lepori et al. 2005) et en estuaire (Grout et al. 1997; Sangiorgio et al. 2008), se traduit particulièrement par l'amélioration des processus de fragmentation physique et de l'abrasion, et donc d'une accélération du processus de transformation de la matière organique. Néanmoins, ce type de travaux a été limité à des incubations dans des « canaux annulaires » (ou à d'autres conditions de laboratoire) et à des temps d'incubation relativement courts (Canton and Martinson 1990; Ferreira et al. 2006; Santos Fonseca et al. 2013), causant des simulations insuffisantes et éloignées des mécanismes produits dans la réalité. Par ailleurs, les implications des **fortes turbidités** des eaux dans les processus de dégradation de litière ne sont pas connues dans les estuaires. Toutefois, dans les milieux lotiques, des effets nocifs des particules fines (en suspension et déposées) ont déjà été rapportés (Wood and Armitage 1997). D'autre part, quelques études se sont focalisées sur les effets que la sédimentation a sur la cinétique de décomposition des macrophytes (Flindt et al. 1999), qui représentent le groupe de plantes le mieux étudié en estuaires peu profonds et productifs, avec les macro et les microalgues (Flindt et al. 1997).

En résumé, **une grande incertitude persiste autour du niveau de contribution de la composante abiotique face à la biotique dans le processus de décomposition des végétaux dans des eaux de transition estuariennes**. Ces 20 dernières années, quelques travaux ont tenté de pallier ce manque (Lopes et al. 2011; Mateo and Romero 1996; Montemayor et al. 2011; Quintino et al. 2009; Sangiorgio et al. 2008), prenant en compte les spécificités des milieux de transition par rapport aux systèmes aux conditions moins changeantes, considérés comme des « standards ».

Tableau 2 : Liste, non exhaustive, de travaux portant sur la cinétique de dégradation de matériel végétal sur des milieux côtiers et estuariens.

Reference	Localisation	Espèces
Lopes et al. (2011)	Ria de Aveiro	<i>Phragmites australis</i>
		<i>Fucus vesiculosus</i>
Montemayor et al. (2011)	Estuaire Bahia Blanca	<i>Spartina densiflora</i>
		<i>Spartina alterniflora</i>
Quintino et al. (2009)	Ria de Aveiro	<i>Phragmites australis</i>
Costantini et al. (2009)	Mer Adriatique	<i>Phragmites australis</i>
		<i>Spartina juncea</i>
		<i>Posidonia oceanica</i>
Lecerf et al. (2008)	Estuaire Escaut	<i>Salix tiandra</i>
Sangiorgio et al. (2008)	Mer Méditerranée et Noire	<i>Phragmites australis</i>
Anesio et al. (2003)	Lacune Patos	<i>Scirpus maritimus</i>
Grout et al. (1997)	Estuaire Fraser River	<i>Lythrum salicaria</i>
		<i>Carex lyngbey</i>
Mateo and Romero (1996)	Mer Méditerranée	<i>Posidonia oceanica</i>
Hemminga et al. (1991)	Estuaire Escaut	<i>Spartina anglica</i>
		<i>Elymus pycnanthus</i>

3. Impacts des débris dans les milieux aquatiques

3.1. Généralités

Les impacts dus aux débris marins ont été classifiés par l'EPA (Environmental Protection Agency) selon trois catégories : environnementales, économiques et relatives à la santé et à la sûreté humaines (Environmental Protection Agency 2002). **Dans la littérature en milieu marin, il n'existe pas de références signalant la présence et/ou la distribution des débris végétaux à la dérive comme éléments potentiellement perturbateurs pour les écosystèmes ou pour les activités humaines; ils sont simplement considérés comme sources de nutriment ou habitats pour les organismes** (Menzies and Rowe 1969; Menzies et al. 1967; Schoener and Rowe 1970; Wei et al. 2012; Wolff 1979).

Cependant, il y a un intérêt croissant pour les déchets marins (*marine litter*) (Galgani et al. 1995; Gilligan et al. 1992; Pruter 1987) depuis les années 70, principalement en raison des répercussions environnementales (Carr 1987; Coe 1990; Duguy 1998) et économiques (Nash 1992; Takehama 1990) qu'ils génèrent. Le terme « *marine litter* » est rattaché à tout le matériel solide manufacturé ou traité, disposé ou abandonné, directement ou indirectement, dans le milieu marin ou côtier (National Academy of Sciences 1975).

3.1.1. Le milieu marin: un territoire plus réputé pour les impacts de « *marine litter* »

Selon l'ONU (Organisation internationale des Nations Unies), au moins 267 espèces marines dans le monde sont touchées par les déchets marins. Chaque année, à titre d'exemple, environ 100.000 mammifères meurent à cause de l'enchevêtrement ou l'ingestion de déchets (Environmental Protection Agency 2002). Concernant les pertes économiques, leur chiffrage n'est pas bien connu aujourd'hui, mais les répercussions se rapportent surtout à l'industrie halieutique et commerciale (Nash 1992; Takehama 1990): dommages dans les coques, blocages des hélices, colmatages des pompes, pertes de captures en raison des interruptions...

A ce jour, au niveau quantitatif les recherches se sont majoritairement focalisées sur les débris flottants (Lecke-Mitchel and Mullin 1992; Mace 2012; Ryan 2013), ou aussi sur ceux déposés sur les plages (Nakashima et al. 2011; Pruter 1987), du fait de leur visibilité inesthétique, facilitant leur détection et leur accessibilité. Néanmoins, de fortes abondances ont aussi été mises en évidence dans les couches profondes des zones de convergence des courants océaniques (Pruter 1987), des zones d'activité de pêche (Pruter 1987) et des plateaux continentaux (Galgani et al. 1995; Galgani et al. 2000; Galgani et al. 1996; Koutsodendris et al. 2008; Mordecai et al. 2011). Leur distribution spatiale est directement corrélée à l'hydrologie, aux facteurs géomorphologiques, aux activités anthropogéniques et aux apports des fleuves (Galgani et al. 2000; Galgani et al. 1996).

Ces déchets marins sont une préoccupation internationale non seulement parce qu'ils échouent sur les plages et les rives à travers le monde, mais aussi parce que les déchets peuvent être transférés d'un pays à l'autre par les courants océaniques, qu'ils sont des vecteurs de polluants et qu'ils affectent la pêche commerciale de toute la planète. Le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement, <http://www.unep.org>) reconnaît l'existence d'un large et systématique manque de connaissance scientifique autour des quantités, sources, devenir, tendances et impacts associés aux déchets marins (UNEP 2009).

En vue d'éliminer ces déchets du milieu marin avant qu'ils ne deviennent une menace pour les habitats les plus sensibles (récifs coralliens, zones d'élevage...), des administrations ont initié des programmes ciblés sur l'amélioration de leur détection, leur quantification et l'atténuation de leur présence (Ministry of Environment of Japan 2007; Morishige and McElwee 2012). Les gouvernements ont aussi intégré des modifications au niveau international dans la législation, afin, par exemple, de réduire les apports depuis leurs sources, (ex. London Convention, MARPOL Convention, Cartagena Convention...) (Environmental Protection Agency 2002). La coopération et la coordination entre de nombreux pays deviennent primordiales pour combattre ce problème (GESAMP 2010).

3.1.2. Le milieu continental : où le matériel végétal risque d'être une source de perturbations.

En sachant que plus d'un tiers de la valeur monétaire des services est générée en zone côtière ou, plus spécifiquement, en 5% de la surface planétaire (Constanza et al. 1997), il n'est pas surprenant de trouver des publications sur les impacts générés par le matériel végétal vis-à-vis des services et activités humaines menées dans des baies, deltas, estuaires, grands fleuves...

Plusieurs auteurs ont identifié les **débris végétaux comme facteurs capables d'interrompre des nombreux secteurs d'activités intervenant ou intégrés dans ce type de systèmes continentaux: la pêche, les stations d'irrigation, les centres de production d'énergie hydraulique et nucléaire** (Batalla and Vericat 2009; Palau et al. 2004). En effet, les débris végétaux (Gómez et al. 2013) :

- **menacent occasionnellement les infrastructures ;**
- **réduisent la productivité des centres de production d'énergie et des systèmes de pompage ;**
- **augmentent le coût des opérations sur place.**

Si l'ampleur des répercussions est proportionnelle à la quantité d'eau qu'une activité requiert, les impacts les plus considérables se produisent sur les Centres Nucléaires de Production Electrique (CNPE), puisqu'ils sont largement reconnus par leur besoin de disposer de grands volumes d'eau en continu pour assurer le fonctionnement de leur circuit de refroidissement (indistinctement appelé « source froide »). En conséquence, les colmatages par des arrivées de matériel végétal provoquent, entre autres, des manques économiques associés aux pertes de productivité et aux coûts des protocoles nécessaires pour la remise en fonctionnement du processus de production énergétique. A titre d'exemple, nous citons ici les 70 jours de perte de production enregistrés suite aux événements de colmatage de l'année 2009 au CNPE du Blayais (Issa 2010).

3.2. Les événements de colmatage dans les centres nucléaires de production électrique (CNPE)

3.2.1. Description synthétique du circuit de refroidissement d'un CNPE : cas du Blayais

Le CNPE du Blayais est constitué de quatre tranches nucléaires de type REP (réacteur à eau pressurisée) de 900MW. Chaque tranche REP comporte trois circuits d'eau importants indépendants (figure 8 et 9), dont un circuit tertiaire qui assure le refroidissement du condenseur.

L'eau de refroidissement provient d'une « source froide » (fleuve, estuaire, mer) et transite dans le circuit tertiaire sous l'action de pompes de circulation. Premièrement, l'eau passe au travers de grilles (situées dans les prises d'eau et séparées de 10 cm) équipées de pertuis perpendiculaires à la direction de l'écoulement en Gironde, afin de permettre un nettoyage naturel à la renverse des courants. L'eau est amenée dans un bassin d'équilibre, dans lequel le niveau d'eau suit les fluctuations de la marée en Gironde. Un total de 8 pompes (4 pompes pour chacun des deux bassins) crée un débit d'aspiration égal à $163 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Chaque pompe de circulation ($\approx 20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) est associée à un tambour filtrant (rotatif) de 15 m de diamètre et 6,15 m de largeur, recouvert d'un tamis métallique de maille carrée de 3 mm et garni de godets. Tout ce qui est aspiré avec une dimension supérieure à 3 mm est alors plaqué sur la maille des tambours, récupéré par des rampes de lavage basse pression (environ 1 bar ; débit $\approx 160 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) et haute pression (3,5-4,5 bars ; débit $\approx 300 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) et rejeté dans l'estuaire.

La disponibilité en eau (quantité et qualité) de la source froide doit permettre de satisfaire, au travers d'un fonctionnement normal, la réfrigération des autres circuits intégrés dans et hors du cœur du réacteur.

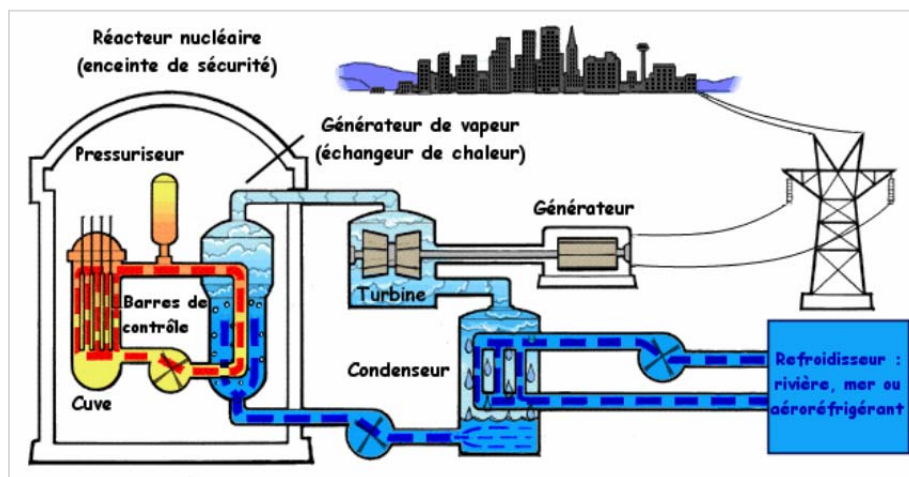


Figure 8: Schéma de principe d'un CNPE.

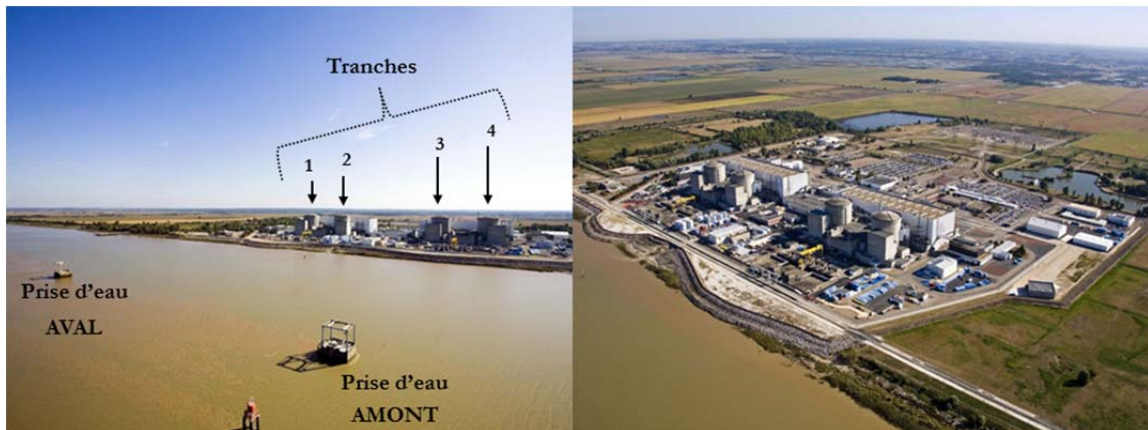


Figure 9: Disposition des quatre tranches et des deux prises d'eau du CNPE du Blayais par rapport à l'estuaire de la Gironde.

3.2.2. Le phénomène des colmatages de la source froide au niveau mondial

Des événements découlant d'obstructions des organes de filtration du circuit de refroidissement ont des effets négatifs, car ils peuvent être à l'origine d'une perte subite de l'eau de circulation dans les sub-circuits impliqués. Ceci risque, ensuite, de réduire les marges vis-à-vis de la sûreté lorsque cela affecte l'approvisionnement en eau de refroidissement des circuits liés à la sûreté ainsi que sur la fiabilité des centrales.

Bien que **l'industrie nucléaire dans le monde ait reconnu l'importance de ces événements** et ait pris des mesures pour les prévenir, la répétition de leur occurrence conduit à porter une attention plus soutenue à leurs causes (WANO 2008), afin d'être convenablement préparé à prévenir ou à résoudre des événements souvent prévisibles ou des conditions à l'origine d'obstructions. Parmi les 438 réacteurs nucléaires en service dans le monde (selon IAEA, International Atomic Energy Agency), la France en exploite 58 répartis sur 19 sites, fait qui lui confère une lisibilité à l'échelle mondiale dans le domaine nucléaire, grâce à sa capacité de surveillance et de retour d'expérience (REX). L'échange de REX avec les partenaires étrangers est un outil très reconnu dans le domaine nucléaire, car il permet d'enrichir les compétences et la maîtrise industrielle.

Selon une analyse réalisée par WANO (*World Association of Nuclear Operators*) englobant plus de 40 incidents à travers le monde (WANO 2008), **la forme la plus commune d'obstruction est strictement liée à la biocénose présente dans les écosystèmes aquatiques** (méduses, algues, alevins, plantes aquatiques...). D'autres événements sont attribués à l'accumulation de cristaux de glace d'eau de mer partiellement formés, de dépôts de sable et de vase. De rares colmatages ont résulté de la main de l'homme, comme les cas des marées noires. D'après ce rapport, les techniques de prédiction et de surveillance existantes s'avèrent, globalement, ineffectives, parce qu'elles ne sont pas capables d'alerter suffisamment à l'avance pour réagir face à un scénario de colmatages.

Un deuxième aspect significatif de ce type d'événements concerne les modifications des conditions environnementales relatives aux zones où se trouvent les centrales. Ces transformations ou ces évolutions n'ont pas souvent été prises en compte lors de la conception du plan de construction : par exemple, des modifications des modèles météorologiques et des

conditions environnementales à long terme rencontrées à proximité de toute centrale nucléaire. Ceci provoque des causes inattendues et des réponses soudaines (ex : modifications au sein des populations et du comportement d'organismes marins, variations des niveaux de débris végétaux et de vase à proximité des structures des prise d'eau...), auxquels la conception de départ de la centrale a peine à faire face (WANO 2008).

De nombreuses hypothèses de conception n'avaient pas envisagé ces modifications associées aux évolutions de l'environnement autour des CNPE. En France, la moyenne d'âge des unités de production est de 25 ans (moyenne mondiale : 28 ans) (données IAEA), chiffre permettant de mieux préciser l'échelle de temps à considérer entre l'élaboration de leur projet de construction et les problématiques actuelles.

En conséquence, il est souhaitable que le potentiel d'obstruction du système de filtration du circuit de refroidissement soit évalué sur les installations et de réaliser des revues périodiques des conditions environnementales locales pour s'assurer de la justesse des hypothèses de conception. Dans le cas où la conception originale du circuit de refroidissement ne peut pas faire face à des modifications environnementales inattendues, **une centrale devrait pouvoir développer des méthodes de surveillance et des méthodes prédictives, alertes suffisamment précoces d'une obstruction potentielle, pour anticiper et contrecarrer ou minimiser le risque de colmatage.**

3.2.3. Le phénomène des colmatages de la source froide par de débris végétaux dans le Parc Nucléaire Français

Le Parc Nucléaire Français (figure 10) est le premier du continent européen. En France, où presque 80% de l'énergie produite provient du secteur nucléaire, le fonctionnement de plusieurs centrales situés tant en bord de mer (ex. Paluel) comme en estuaire (ex. Blayais) ou en grands fleuves (ex. Cruas, Chooz, Tricastin) a été significativement perturbé **par des arrivées massives de matériel végétal aux organes de filtration, notamment au niveau des filtres rotatifs** (figure 11 et 12), de la source froide (Issa 2010). Alors que l'origine de ces végétaux à Paluel est marin (algues), dans les autres, les agents responsables des colmatages indiquent une provenance continentale, soit terrestre (herbes et morceaux de bois à Tricastin), soit aquatique (macrophytes à Cruas).

La localisation du CNPE du Blayais, situé à l'interface des eaux douces et des eaux salées, lui confère un caractère spécifique ; son système de filtration est actuellement soumis à deux types de perturbateurs, qui semblent avoir une provenance opposée : en hiver, des masses de débris végétaux, et en été, des populations de méduses. Alors que le phénomène de pullulation de méduses, très récent dans le cas du Blayais, est déjà connu dans d'autres sites nucléaires situés en bord de mer comme Gravelines, dans le nord de la France, ou St. Lucie sur la côte est des Etats-Unis, aucun CNPE situé dans un système estuarien n'a subi des débris végétaux comme agent colmatant.

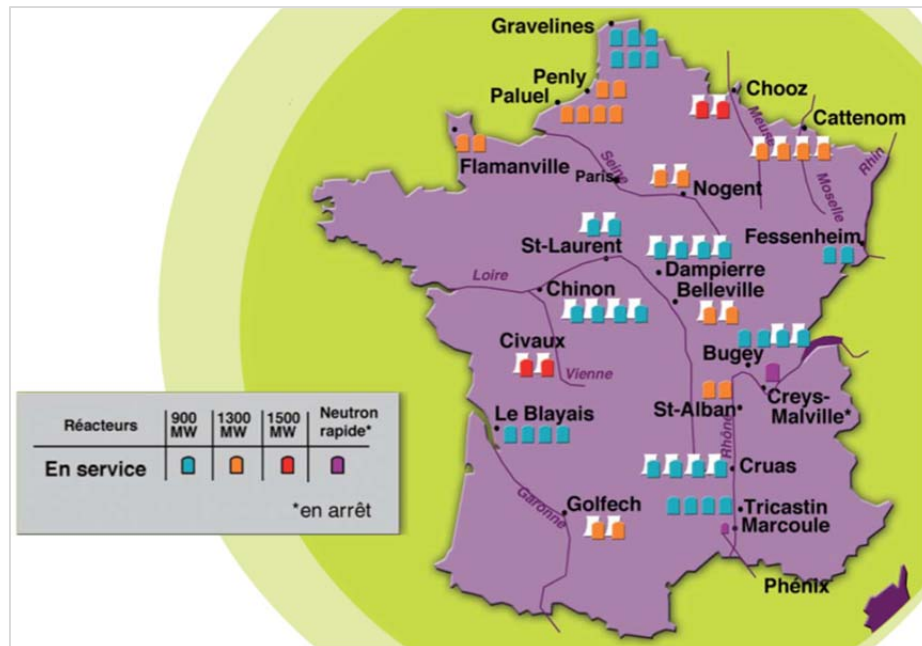


Figure 10: Localisation des CNPE du Parc France, en fonction de la puissance de leurs unités de production.

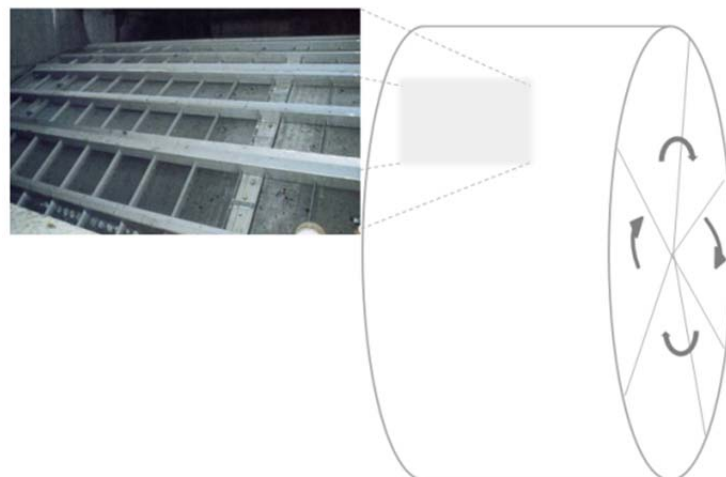


Figure 11: Schéma d'un tambour filtrant et photo de sa surface (maille filtrante, 3x3 mm).

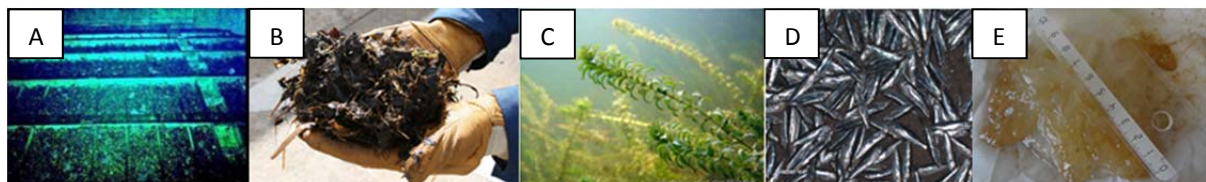


Figure 12: Agents colmatant des filtres rotatifs du circuit de refroidissement des différents CNPE du Parc Nucléaire Français: (A) Algues à Paluel (image sur un filtre rotatif); (B) Débris végétaux au Blayais; (C) Macrophytes à Cruas; (D) Alevins à Penly; (E) Méduses au Blayais.

Alors qu'au niveau mondial la fréquence de l'occurrence des événements de colmatage n'a pas substantiellement augmenté (WANO 2008), le site du Blayais a enregistré une croissance dans leur intensité au cours de cette dernière décennie, de la même manière que d'autres CNPE du Parc Français l'ont aussi expérimentée.

En vue de prévenir les événements de colmatage dans leurs installations, le Département de Recherche et Développement du Groupe EDF (premier opérateur électrique en France) a lancé un projet international (« SASHA »). Parmi ses objectifs, domine celui d'élargir la compréhension des connaissances autour des mécanismes de colmatage de la source froide, lesquels implique, comme il vient d'être exposé, l'approfondissement dans les modifications ou les tendances environnementales que les zones, sur lesquelles les centrales sont installées, expérimentent.

Cette thèse est inscrite dans ce projet et aborde la problématique autour des colmatages par des débris végétaux citée pour le CNPE du Blayais, situé sur la rive droite de l'estuaire de l'estuaire de la Gironde.

« Qui veut le miel, souffre l'abeille »

Proverbe égyptien.

CHAPITRE 2 :

Stratégie de l'étude et approches méthodologiques

1.	Synthèse des travaux antérieurs.....	50
1.1.	Nature des agents colmatant les tambours de filtration du CNPE	53
1.2.	Origine et localisation des débris végétaux.....	54
1.3.	Mesures de la présence de « Sar » dans l'estuaire et des arrivées au CNPE	54
1.4.	Détection anticipée des colmatages	56
1.5.	Effet de la bathymétrie autour des prises d'eau sur les entraînements de colmatants.....	56
1.6.	Caractéristiques des évènements de colmatage et effet des paramètres environnementaux	57
1.7.	Conclusion	58
2.	Stratégie de l'étude.....	59
3.	Approche méthodologique de l'étude	61
3.1.	Zones fluviales amont.....	61
3.2.	Zone fluvio-estuarienne.....	63
3.2.1.	Etude de l'évolution des débris végétaux in-situ : approche « Litter-bag ».....	63
3.2.2.	Dépôts de matière végétale dans le lit vaseux : campagne sur la Dordogne estuarienne.	67
3.3.	Estuaire central.....	69
3.3.1.	Mise en place du suivi mensuel estuarien	69
3.3.2.	Caractérisation biogéochimique et physique des échantillons	72
3.4.	Zone autour des prises d'eau du CNPE du Blayais	75
3.4.1.	Caractérisation des débris végétaux arrivant au CNPE.....	75
3.4.2.	Enregistrement des vitesses de rotation des tambours de filtration	77
3.4.3.	Campagne acoustique (IX-Survey et EDF R&D).....	79

Avant d'exposer la stratégie retenue dans cette étude et d'en spécifier les approches méthodologiques choisies, il a été procédé à une synthèse des travaux portant sur les mêmes problématiques de recherche, antérieurs au début de cette thèse (décembre 2010).

Dans cette synthèse, une fois les objectifs affichés, sont résumés les résultats majeurs obtenus.

Cette base de connaissances acquises de 2003 à 2010 a permis d'élaborer la stratégie de l'étude et de choisir les approches méthodologiques les mieux adaptés aux objectifs envisagés.

Ce chapitre est donc subdivisé en 3 parties présentant :

- la synthèse des travaux antérieurs (période 2003-2010)

- la stratégie de cette étude menée de 2010 à 2013, avec un bref rappel de ses objectifs, et la justification des approches adoptées ;

- la présentation détaillée de la méthodologie utilisée dans cette thèse, zone géographique par zone géographique.

1. Synthèse des travaux antérieurs

Tous les résultats synthétisés ici sont obtenus à partir des documents listés dans le tableau 1, fournis par les chercheurs de l'IRSTEA (anciennement CEMAGREF) et d'EDF R&D, couvrant la période 2002-2009, auxquels est adjointe la pré-étude effectuée à l'UMR EPOC en 2010.

Tableau 1: Liste de documents ayant permis la synthèse proposée ci-après.

Bellue, G., 2002. CNPE du Blayais. Etude des colmatages des tambours filtrants. Rapport EDF R&D LNHE HP-75/02/019/A.
Fuentes-Cid, A., Etcheber, H., Schmidt, S., 2010. Caractérisation, provenance et dynamique d'évolution des débris végétaux, qui perturbent les prises d'eau de la Centrale Nucléaire EDF du Blayais. Rapport UMR 5805/EPOC. Université Bordeaux 1. 34pp.
Girardin, M., Lepage, M., Gonthier, P., 2004. Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais: Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR). Rapport IRSTEA - Etude N°85 - Département Gestion des Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales. 19pp.
Girardin, M., Lepage, M., Gonthier, P., 2006. Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais: Campagnes de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR 2006). Rapport IRSTEA - Etude N°106 - Département Gestion des Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales. 18pp.
Guibert, A., Lebarh, R., 2008. Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais. Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagne GIRSAR 2008). Rapport IRSTEA - Département Gestion des Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales. 18pp.
Guibert, A., Ballion, B., Bouju, V., 2009. Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais. Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde. Rapport IRSTEA. Département Gestion des Milieux Aquatiques – Unité Ressources Aquatiques Continentales. 14p. 2009.
Lepage, M., Gonthier, P., Girardin, M., 2003. Colmatage des tambours filtrants du CNPE du Blayais. Campagnes de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR). Rapport IRSTEA – Etude N° 81 - Département Gestion des Milieux Aquatiques – Unité Ressources Aquatiques Continentales. 18pp.
Murgia, N., 2007. REX 2007 du colmatage de la source froide du CNPE du Blayais. Note technique EDF CNPE du Blayais D5150NTING0191.00.
Portela, S., Travade, F., 2009. Synthèse des colmatages des stations de pompage du CNPE du Blayais par les débris végétaux. Rapport EDF R&D LNHE HP-76/2008/04599/FR.
Pujo, H., 2003. Levé bathymétrique au sondeur multifaisceaux au droit des ouvrages de prise d'eau du CNPE du Blayais le 18 juin 2003. Rapport EDF R&D LNHE HP-75/2003/049/A.
Travade, F., 2002. CNPE du Blayais. Analyse des débris colmatant les tambours filtrants. Rapport EDF R&D LNHE HP-76/02/031/A.
Travade, F., Guerin, C., 2009. Colmatage des stations de pompage du CNPE du Blayais par les débris végétaux. Etudes in situ réalisées à la suite des événements de 2003. Analyse des facteurs propices aux incidents (1996-2003). Rapport EDF R&D LNHE HP-76-2009-00383-FR. 63pp.

Les campagnes et les études menées par l'IRSTEA et par EDF R&D dans l'estuaire de la Gironde entre 2003 et 2010 avaient deux objectifs majeurs :

- a) quantifier les débris végétaux présents dans la colonne d'eau dans la Gironde, en amont du CNPE et sur les tambours filtrants ; à cette fin, le défi principal a commencé par la mise au point d'une méthodologie d'échantillonnage performante (choix d'engin de prélèvement adapté au recueil des débris végétaux, reproductibilité des mesures) permettant de cerner au mieux la variabilité des teneurs en débris au cours de la marée, de la saison et même d'une année sur l'autre ;
- b) comprendre les mécanismes de dépôt/remise en suspension auxquels les débris végétaux sont soumis ; plus précisément, les démarches visaient à :
 - i) vérifier la possibilité d'existence de formation de dépôts localisés dans la zone amont proche du CNPE;
 - ii) mettre en évidence les facteurs forçant influant sur leur remise en suspension dans la colonne d'eau ;
 - iii) cerner les paramètres responsables de la dissymétrie de répartition des colmatants sur les quatre tranches du CNPE.

L'ensemble des campagnes réalisées lors de ces études est présenté dans le tableau 2.

Concernant les missions IRSTEA, il ressort qu'elles concernent toutes l'estuaire central exclusivement (PK 40 à PK 50) et qu'elles restent limitées dans le temps, portant essentiellement sur les périodes ayant enregistré des problèmes de fonctionnement au CNPE du Blayais. Les engins déployés pour prélever des débris végétaux sont très variés.

Pour les missions menées par l'UMR EPOC en 2010, les campagnes aux sites PK 30 et PK 52 ont toutes été conduites de façon similaire en période de coefficients de marée faible avec l'aide d'un filet à plancton pour récolter les débris végétaux.

Tableau 2: Liste des campagnes menées dans l'estuaire de la Gironde antérieurement à cette thèse.

Organisme	Année	Période des campagnes	Coefficients de marée	Engins employés	Zones d'étude
IRSTEA	2003 ²	Avril	Forts	Cadre (2m x 1.20m) sur patins Haveneaux (4m x 1m) Sondeur Simrad ES 60	PK 53 PK 40
	2004	Avril	Forts	Cadre (2m x 1.20m) sur patins Benne Shipeck (400 cm ²)	PK 53
	2006	Février et mars	Forts	Benne Smith Mc Intyre (0.1m ²) Carottier LNHE (11cm x 11cm x 2m) Sondeur Simrad ES 60	PK 53
	2008	Mars et avril	Faibles	Benne Smith Mc Intyre (0.1m ²)	PK 53
	2009*	Mars et avril	Faibles	Benne Smith Mc Intyre (0.1m ²)	PK 53
UMR 5805 EPOC	2010	Juin - Novembre	Faibles	Filet à plancton (200 µm)	PK 30 PK 52

1.1. Nature des agents colmatant les tambours de filtration du CNPE

Les agents colmatant responsables des déclenchements de pompes sont des débris végétaux composés essentiellement de feuilles d'arbres en décomposition, dénommés localement « Sar ». Ces débris, de couleur noire et de densité supérieure à celle de l'eau, sont de taille variable (de quelques mm² jusqu'à la feuille entière), avec une prédominance de fragments de petite taille (quelques millimètres). Le pouvoir colmatant de ces débris est très fort.

Concernant l'âge de ce matériel, une tentative de datation, basée sur la technique de traçage des matières en suspension au moyen du rapport isotopique de deux radioéléments naturels à courte demi-vie (⁷Be/²¹⁰Pb), a été testée sur des débris végétaux de l'estuaire (Fuentes-Cid et al. 2010). De ces mesures, il ressort:

* Campagne déroulée au plus près (quelques jours) des événements de colmatage des organes de filtration du circuit de refroidissement du CNPE du Blayais.

- une signature des débris végétaux (prélevés au filet à plancton) similaire ou faiblement supérieure aux MES du TMZ, indiquant un piégeage au maximum de quelques mois dans l'estuaire;
- une origine relativement récente (<1an) des débris végétaux récoltés au niveau des tambours du CNPE écartant ainsi toute possibilité d'accumulation locale en amont ou autour des prises d'eau depuis plusieurs années.

Néanmoins, les résultats de ce travail ont été limités par le nombre restreint des mesures mensuelles effectuées au cours de l'année hydrologique et par les quelques mesures ciblées liées au phénomène local d'apparition de Sar aux environs du CNPE du Blayais (dans les eaux estuariennes et dans la source froide de la centrale).

1.2. Origine et localisation des débris végétaux

En l'absence d'étude poussée sur l'origine précise des débris végétaux, une provenance majoritaire des bassins versants de la Garonne et de la Dordogne et très secondaire des berges de la Gironde a été simplement proposée et retenue.

Tenant compte de leur densité supérieure à celle de l'eau et de cycles probables de dépôt – resuspension en lien avec l'hydrologie, il avait été envisagé la possibilité de « piégeage » de ces débris végétaux dans les excavations (2 à 4 m de profondeur) présentes dans la zone d'extraction des granulats située à 5 km en amont de la centrale. Mais cette éventualité n'a pas été confirmée. La répartition des débris de façon plus ou moins homogène sur une grande partie de l'estuaire et notamment en amont du CNPE, est plus probable.

1.3. Mesures de la présence de « Sar » dans l'estuaire et des arrivées au CNPE

Le Sar est entraîné dans le circuit de refroidissement de la centrale lorsqu'il **est remis en suspension sous l'effet des courants de marée**. Les arrivées significatives dans les prises d'eau ont lieu lors des pics de vitesse d'écoulement au cours du cycle de marée, c'est à dire au jusan, entre 1h et 3h avant la basse mer et lors des coefficients de marée élevés (> 70-80 / hauteur d'eau à la basse mer inférieure à 1 mètre). Néanmoins, dans l'estuaire, en amont du CNPE, **ces débris ne sont pas remis en suspension dans toute la colonne d'eau** (hauteur moyenne de 4 m lors des mesures en bateau). En effet, lors du pic de remise en suspension, les débris ne sont pas présents dans le premier mètre sous la surface (profondeur d'action du filet de surface), alors que ce pic est intercepté par le filet de fond, qui inventorie une couche de 1 m au-dessus du fond de l'estuaire.

Lors d'une mission (avril 2003), **un dépôt de débris végétaux avait été mis en évidence sur plusieurs kilomètres de l'estuaire en amont de la centrale**: lors des mesures en bateau, les dépôts étaient présents à 15 km en amont du CNPE (PK 40, Blaye), mais les investigations n'avaient pas été poussées plus en amont.

Les dépôts de débris en amont immédiat du site (quelques centaines de mètres à l'amont des prises d'eau TR 3-4), mesurés en bateau du 14 au 17 avril 2003, semblaient concentrés sur

une bande d'une centaine de mètres de largeur, parallèle à la berge, située entre 200m et 300m de la berge. Leur **hétérogénéité est très forte** avec un rapport des concentrations de 20 à 30 entre la station située à 210 m de la berge (2700 à 8700 g/1000m³, concentrations exprimés en poids humide) et les stations situées à 140 m (200 à 500 g/1000m³), 350 m (c'est à dire dans l'axe des prises d'eau ; 170 à 300 g/1000m³) et 600 m de la berge (20 g/1000m³). Aucune mesure n'ayant été effectuée plus en amont, il n'est pas possible de savoir si cette répartition est strictement locale ou si elle est similaire sur un linéaire plus important de l'estuaire en amont du CNPE.

Enfin, **aucun dépôt de débris végétaux n'a été mis en évidence au voisinage strict de la prise d'eau du CNPE.**

Les concentrations en débris végétaux mesurées à la centrale (quantité rapportée au débit pompé par une pompe de circulation) sont supérieurs d'un facteur 10 à 20 à celles mesurées dans la colonne d'eau de l'estuaire.

Toutefois, il n'est guère possible de savoir, à l'issue de ces premières mesures, si cela provient d'un biais inhérent à l'engin d'échantillonnage utilisé sur le bateau (filet maintenu à 20 cm au-dessus du fond et maille du filet plus large que celle des tambours filtrants) ou s'il existe à proximité des prises d'eau des zones d'accumulation ou un profil bathymétrique concentrant les débris vers les aspirations.

Lors du maximum d'abondance entraînée sur le tambour filtrant inventorié (TF42 = Tranche 4, Voie 2) du 3 avril 2003 (52 kg/2 mn/tambour filtrant, soit 20 kg/1000 m³ d'eau pompée), il a été observé un colmatage sérieux pendant plus d'une heure. Lors de ce colmatage, la quantité de débris colmatant a pu être mesurée : elle est de l'ordre de 300 g/m² de tamis filtrant, ce qui correspond à une épaisseur de 0,3 mm d'un colmatant uniformément réparti et ayant la densité de l'eau. Ceci est cohérent avec la nature et la forme des débris colmatant composés en majorité de débris de feuilles dont l'épaisseur est inférieure ou égale à 0,3 mm.

Deux hypothèses pourraient expliquer la forte variabilité constatée dans les mesures obtenues sur cette période donnant lieu à des incidents à la centrale :

- diminution du stock de débris végétaux sédimentés dans l'estuaire en amont du CNPE soit par évacuation vers l'aval du site, soit par dégradation naturelle des débris,
- effet de facteurs autres que les courants de marée sur la remise en suspension des débris végétaux, tels que le vent par exemple par l'intermédiaire du clapot qui augmente la remise en suspension par effet mécanique sur les fonds et plus particulièrement dans les zones peu profondes proches des berges de l'estuaire (voir paragraphe 1.6).

1.4. Détection anticipée des colmatages

La prévision de l'arrivée d'un flux colmatant au CNPE par surveillance de l'estuaire en bateau est difficilement envisageable. En effet, les mesures effectuées simultanément dans l'estuaire à 5 et 15 km en amont du CNPE et sur les tambours filtrants de la centrale montrent que **la remise en suspension est synchrone sur les trois points** et se produit bien lors du pic de vitesse situé 1 h à 3 h avant la basse mer. De ce fait, une détection anticipée d'une arrivée de colmatant dans les prises d'eau n'est pas réalisable à l'aide d'une mesure dans l'estuaire en amont du CNPE, même si cette mesure est réalisée plusieurs kilomètres en amont du site.

La détection en temps réel des arrivées de colmatant par mesure de la turbidité de l'eau de Gironde a été tentée avec implantation d'un turbidimètre enregistreur dans le bassin d'équilibre (tranche 4) d'avril 2003 à avril 2004. Elle s'est avérée inefficace, en l'absence de coïncidence des pics de turbidité et des enclenchements dans les tambours filtrants.

Aucune relation linéaire n'existe entre la quantité de débris végétaux mesurée sur le fond de l'estuaire et l'intensité des colmatages sur les tranches 3 et 4, que ce soit en considérant la valeur moyenne ou la valeur maximale des abondances de Sar. Ce résultat est surprenant puisqu'il était envisagé que ce sont des débris végétaux déposés sur le fond de l'estuaire qui génèrent le colmatage. Il est très vraisemblable que ce résultat provient de la **très forte hétérogénéité de répartition spatiale de débris végétaux qui conduit à une mauvaise estimation des quantités déposées** (prélèvements récoltés à la benne). Une autre explication résiderait dans le fait qu'il y avait de faibles dépôts de débris végétaux (en 2007 et en 2008) et que les mesures obtenues correspondaient alors plus à une « valeur base » ou « bruit de fonds » des teneurs en débris végétaux qu'à celles probablement présentes lors de phénomène de colmatage.

1.5. Effet de la bathymétrie autour des prises d'eau sur les entraînements de colmatants

La mise en évidence **d'une structure bathymétrique particulière au voisinage des prises d'eau** et d'une hétérogénéité de répartition des débris végétaux dans la Gironde conduisent à faire l'hypothèse d'un mécanisme de concentration du flux de débris végétaux en dérive vers la prise d'eau des tranches 3-4. Il est en effet vraisemblable que le flux de débris qui semble se concentrer à proximité des berges (entre 100 et 300m) de la rive Saintonge de l'estuaire puisse être dévié par les atterrissements situés entre la prise d'eau (« tête de vipère ») et la berge et canalisé (avec un effet éventuel des affouillements situés au pied de la tête de vipère) vers l'entrée de la prise d'eau. Ceci expliquerait l'effet « d'ombrage » des prises d'eau TR1-2 par les prises d'eau TR3-4.

1.6. Caractéristiques des évènements de colmatage et effet des paramètres environnementaux

Une base de données regroupant les évènements de colmatages survenus au CNPE de 1996 à 2003 (mise en rotation GV des tambours des tranches 3 et 4) et les principaux paramètres hydrométéorologiques susceptibles d'influer sur les colmatages (saison, marée, débit fluvial, vent..) a été constituée.

L'analyse statistique préliminaire de cette base permet de proposer les conclusions suivantes :

- la **période à risque de colmatage s'étend de février à avril**, avec un maximum d'occurrence au mois de mars ;
- les divers tambours filtrants sont différemment affectés : **susceptibilité décroissante** du TF 42 (tambour filtrant de la tranche 4 et voie 2), le plus impacté, vers le TF 31, le moins impacté, c'est à dire **de l'amont vers l'aval de l'estuaire** (Figure 9 du chapitre 1) ;
- les épisodes de colmatage se déroulent **quasi-exclusivement au jusant** (marée descendante) et dans une plage de 1 h à 3h (moyenne 130 minutes) avant la basse mer, ce qui correspond au pic de vitesse d'écoulement dans l'estuaire ;
- les épisodes ont préférentiellement lieu **lors des coefficients de marée élevés** (> 80) ;
- les épisodes ont lieu **majoritairement lorsqu'il y a une décote, à basse mer**, sur les niveaux d'eau dans l'estuaire ;
- la direction du vent, dans les 24 heures précédant les colmatages, est **majoritairement du secteur Nord-Ouest** (secteurs NNO et ONO) et la vitesse du vent se situe **dans la gamme 4 à 5 Beaufort** ;
- les débits fluviaux, lors des évènements de colmatage, présentent une gamme étendue de valeurs: 600 à 1500 m³/s en Gironde ;
- **l'effet des débits fluviaux avant les évènements ne ressort pas clairement** : Par exemple, les colmatages de 2003 semblent avoir été déclenchés par un apport de débris lors d'une crue récente (5500 m³/s en Gironde) survenue une quarantaine de jours avant les premiers épisodes de colmatage. Mais il n'y a pas systématiquement une crue juste avant un colmatage dans la chronique du CNPE. Une hypothèse serait donc un phénomène d'apport « à mémoire » : l'importance des apports de débris sur une crue dépendrait vraisemblablement de l'hydrologie de la Garonne et de la Dordogne au cours des mois, voire des 3-4 années précédentes.

1.7. Conclusion

En résumé, de la synthèse de ces travaux, plusieurs conclusions majeures s'imposent:

- Le choix des engins de prélèvement est très lié à la spécificité du milieu étudié et au type d'échantillon recherché. Ainsi, le cadre sur patins a donné les meilleurs résultats pour les prélèvements de débris végétaux sur des fonds réguliers, mais son utilisation doit être écartée pour des morphologies irrégulières. Le carottier testé n'était pas adapté au milieu estuarien (pas assez lourd, pertes d'échantillon...). La benne Smith Mc Intyre a bien répondu lors des prélèvements aux étales de mer, ressortant les teneurs les plus notables à basse mer. Le filet à plancton (200µm) s'est révélé efficace lors de la récolte de matériel végétal grossier à des moments où les vitesses de courant sont les plus fortes (mi-jusant).
- Sont ressorties les premières notions sur la nature terrestre du « Sar » et son origine naturelle : l'apparition de ces débris végétaux dans l'estuaire est probablement corrélée aux conditions hydro-climatologiques des mois hivernaux.
- Ont été mises en évidence la nature des fonds et la présence de fosses (PK 53) : existence de dunes et d'ondulations inorganisées non négligeables dans la zone autour des prises d'eau du CNPE, témoins de l'existence de conditions locales particulières, non représentatives du milieu estuarien.
- Il y a une répartition spatiale de Sar très hétérogène en Gironde et une variabilité prononcée des mesures obtenues lors des différentes campagnes
- La concentration maximale de Sar est mesurée lors de prélèvements effectués entre 2 et 3 heures avant la basse mer, dans l'axe des prises d'eau du CNPE (zone entre 200 et 300 mètres de la rive).
- La variabilité interannuelle des quantités mesurées est très remarquable : les concentrations maximales de Sar ont été mesurées à l'amont de la centrale en 2003 lors des campagnes faites 10 et 25 jours respectivement après les arrêts des tranches. A cette période, la zone étudiée (PK 53) présentait des quantités élevées, potentiellement problématiques pour le bon fonctionnement du CNPE.
- L'hypothèse d'un stockage de Sar dans la zone d'extraction des granulats (PK 40) a été invalidée (exploitation entreprise de manière notable depuis les années 80).

Enfin, cette synthèse montre la nécessité de mettre en place des protocoles géochimiques adaptés aux milieux et aux types de matériel étudiés. En effet, il importe dans la problématique de ce travail d'avoir les informations les plus précises possibles sur la nature, l'âge et le degré de sénescence des échantillons concernés. Des mesures de paramètres géochimiques adaptés doivent répondre à cet impératif.

2. Stratégie de l'étude

En fonction des limites révélées par certaines conclusions obtenues lors des travaux antérieurs, une stratégie d'étude, synthétisée dans le tableau 3, a été mise en place en vue de progresser dans la connaissance du cycle d'apparition et d'évolution des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde.

Selon les zones géographiques étudiées, de l'amont vers l'aval, les problématiques changent et, en conséquence, les approches techniques diffèrent totalement, comme explicité à la suite (partie 3 de ce chapitre).

Néanmoins, la clé de la stratégie développée dans cette thèse consiste à confronter et lier les résultats obtenus avec ces approches variés et cependant complémentaires.

Toutes les actions entreprises reposent sur les interrogations autour des échelles de temps et des facteurs forçants présidant à la dynamique de transport et à l'évolution des débris végétaux dans le système fluvio-estuarien de la Gironde.

En amont (fleuves Garonne et Dordogne), seront ressorties la potentialité d'apports végétaux des deux fleuves comparée à celle du bassin versant estuarien « sensu stricto » et l'existence probable de zones de dépôt de ce matériel végétal, dont les caractéristiques principales seront précisées.

En zone fluvio estuarienne, la problématique portera principalement sur le devenir de ces végétaux, la possibilité de mettre en évidence des zones de stockage et d'étudier la cinétique de dégradation d'espèces foliaires ripariennes, représentatives des sources, en conditions environnementales diverses mais associées à la présence du bouchon vaseux.

Dans l'estuaire central, il sera précisé la présence et l'état physico-chimique du matériel végétal. L'étude des tendances relatives à son apparition spatio-temporelle sera aussi abordée.

Enfin, **à proximité du CNPE du Blayais** et autour de ses prises d'eau, sera débattue l'influence de divers facteurs forçants sur les arrivées massives de ces débris sur les tambours filtrants (appartenant à la source froide) et les concentrations de ces débris dans les eaux de la Gironde pouvant générer de tels problèmes.

Tableau 3 : Synthèse de la stratégie générale de l'étude. Les travaux signalés avec (*) indiquent les travaux complémentaires, dont les résultats seront utilisés dans le chapitre discussion générale (chapitre 6).

Où ?	Quoi ?	Réponses sur...	Comment ?
Bassins versants amont	Etat des connaissances autour des espèces ripariennes prédominantes dans le bassin versant : types, abondances, évolution...	Matériel caducifolié disponible dans les deux fleuves (Garonne et Dordogne)	Compilation bibliographique
	Evolution temporelle de zones sujettes à l'accumulation/sédimentation et leur réponse face à l'hydrologie.		Campagnes de prospection (ripisylve) Suivi de sites d'accumulation de débris végétaux potentiels Carottage
Zone fluvio-estuarienne	Cinétique de dégradation du matériel végétal en milieu estuarien : échelles de temps, influence des facteurs abiotiques et/ou biotiques.	Processus de décomposition du matériel végétal en milieu estuarien	Tests de dégradation in-situ : approche « litter-bag ». Mesures : C:N, $\delta^{13}\text{C}$ et résistance mécanique. Carottage
Estuaire central	Caractérisation physico-chimique du matériel végétal transitant dans les eaux.	Présence et état physico-chimique du matériel végétal dans l'estuaire central	Description du Sar : Fractions granulométriques, carbone organique particulaire (COP), C:N, $\delta^{13}\text{C}$.
	Quantification de CPM (matériel particulaire grossier) transitant dans les eaux estuariennes et réponse aux cycles hydrologiques, saisonniers...		Suivi mensuel des CPM
	Mécanisme de transport du CPM dans l'estuaire.		Travaux complémentaires*: Datation radioéléments (Schmidt 2010) ; Modélisation (Straubhaar 2012)
Zone autour des prises d'eau du CNPE du Blayais	Compréhension des mécanismes et des conditions favorables d'arrivée des débris végétaux aux prises d'eau du CNPE du Blayais.	Etude des conditions locales remarquables autour des prises d'eau du CNPE-Blayais	Mise en relation de la base de données (CNPE Blayais) et les observations dans l'estuaire: compréhension des épisodes de colmatages à partir des conditions hydrométéorologiques particulières. Campagne acoustique* IXSurvey 2011

3. Approche méthodologique de l'étude

Pour satisfaire aux objectifs affichés, il importe donc de rassembler des connaissances qui portent sur un domaine géographique très vaste (milieux fluviaux de la Garonne et de la Dordogne ; zone fluvio-estuarienne ; estuaire central ; zone proximale de la centrale).

Dans chacune de ces zones, les problématiques abordées ne sont pas les mêmes. Aussi, les approches techniques adoptées lors de cette étude sont-elles regroupées ici zone par zone, ce qui nous a semblé la présentation la plus pertinente.

3.1. Zones fluviales amont

L'abondance, le type et l'état de la végétation riparienne des zones fluviales amont de la Garonne et de la Dordogne ont été étudiés suite à une compilation bibliographique de documents produits par le Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'Estuaire (SMIDDEST), le Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne (SMEAG), et l'Etablissement Public Territorial du Bassin de la Dordogne (EPIDOR). Les connaissances acquises doivent permettre de dégager les zones préférentielles émettrices de débris végétaux.

En complément, trois séries de campagnes de prospection, assurées par l'UMR EPOC, ont eu lieu dans trois secteurs clés en vue de l'observation de la ripisylve comme source de végétaux :

- 1) la Dordogne fluviale (en aval d'Argentat) et estuarienne ;
- 2) la Garonne fluviale (en aval de Toulouse) et estuarienne ;
- 3) La ripisylve de l'estuaire central (essentiellement la zone comprise entre le Bec d'Ambès (PK 30) et Pauillac (PK 45)).

La liste des missions effectuées dans ces environnements durant la thèse est rassemblée dans le tableau 4.

Dans une deuxième phase de l'étude, des zones favorables à l'accumulation de détritus végétaux (méandres, plaines alluviales, bras morts) ont été ciblées afin de préciser la dynamique de piégeage et /ou de remobilisation de ces dépôts dans des zones représentatives du bassin versant de la Gironde. Ce travail a permis de documenter l'influence du régime hydrologique dans le transport et le stockage du matériel végétal, à travers des observations visuelles et d'avoir une appréciation de la vitesse de sédimentation de matériel en suspension dans le lit fluvial. Les campagnes ont été effectuées, en les planifiant avec l'aide de documents de support (cartes des zones inondables, des massifs forestiers jouxtant les lits des fleuves, des barrages, du type de substrat des fonds, etc...) et lors de débits faibles, permettant l'échantillonnage au début de la saison automnale. Des carottes sédimentaires ont été réalisées, à la main, avec des tubes en aluminium (10 cm de diamètre et 50 cm de longueur) et étudiées au laboratoire : ouverture, description, échantillonnage discret pour la granulométrie (granulomètre laser Malvern MASTERSIZER). De plus, les

activités de ^7Be , ^{210}Pb et ^{137}Cs ont été mesurées par spectrométrie gamma (S.Schmidt, EPOC) pour estimer les taux de sédimentation (cm.an^{-1}) et l'âge possible des dépôts sédimentaires.

Tableau 4: Liste des campagnes menées dans les zones fluviales de la Garonne et de la Dordogne durant la thèse.

- (1) Observation ripisylve
(2) Carottages

Année	Mois	Jour	Branche	Opérations	Lieu
2011	Février	28	Dordogne	1	Limeuil - Ste Foy La Grande
	Mars	1	Dordogne	1	Branne - Plassac
	Mai	30-31	Garonne	1	rive droite (PK 25 - PK 55)
			Garonne	1	rive gauche (Pauillac - Macau)
	Juin	8-9	Dordogne	1	Argentat
	Septembre	6-7-8	Garonne	1	confluence Ariège, Toulouse - Lamagistère, Aiguillon - La Réole, St. Louis de Montferrand
				1	
		20	Dordogne	1+2	Limeuil
		21	Garonne	1	La Réole et Castets en Dorthe
	Octobre	6	Garonne	1	La Réole et Castets en Dorthe
		7	Dordogne	1+2	Limeuil
	Novembre	24	Dordogne+Isle	1	Couteras-Libourne; Castillon-Branne
		25	Dordogne	1	Limeuil
2012	Février	2	Dordogne	1	Limeuil - Branne
	Mars	21	Dordogne	1	Castillon - Branne
	Juin	4	Dordogne	1	Limeuil
	Septembre	20	Dordogne	1+2	Limeuil
	Novembre	13	Dordogne	1	Ste Terre - Branne
		14	Dordogne	1+2	Limeuil

3.2. Zone fluvio-estuarienne

3.2.1. Etude de l'évolution des débris végétaux in-situ : approche « Litter-bag »

Le principe de confiner des quantités connues de litière pour suivre leur décomposition est utilisé depuis les années 30 (Falconer et al. 1933; Gustafson 1943; Lunt 1933; Lunt 1935), même si l'introduction de cette méthode est fréquemment attribuée à Bocock and Gilbert (Bocock and Gilbert 1957). En fait, c'est à partir de ce moment qu'il existe une multiplication des travaux destinés à mesurer les coefficients de dégradation de matériel végétal dans des milieux terrestres (Aerts 1997), riverains (Chauvet 1987; Chauvet 1988; Gessner and Chauvet 2002; Gessner et al. 1999; Lecerf et al. 2007), estuariens (Lopes et al. 2011; Montemayor et al. 2011; Quintino et al. 2009) et marins (Mateo and Romero 1996; Sangiorgio et al. 2008).

Des sacs en nylon, contenant une masse connue du matériel végétal, sont placés *in situ* (ou sous des conditions contrôlées en laboratoire) et leur perte de poids au cours de la durée de l'expérimentation est considérée comme un indicateur du processus de dégradation. Une telle méthode permet par exemple d'évaluer si certains paramètres associés à la typologie du milieu (pollution, réchauffement, aménagement du site étudié) ont une influence significative ou pas sur l'évolution de cette matière végétale.

Puisque, jusqu'à présent, n'existaient pas de références dans la littérature de l'utilisation de cette approche en milieu estuarien hyperturbide, dans un premier temps, des expérimentations *in situ* ont été lancées à titre de mises au point. Suite à des résultats concluants, ces expériences sont alors entreprises de manière à comprendre comment le matériel foliaire transféré des bassins versants réagit dans un environnement spécifique et fluctuant tel que le système fluvio-estuarien de la Gironde (présence du bouchon vaseux et de forts courants des eaux).

Une description très détaillée de la stratégie d'échantillonnage adoptée et des manipulations effectuées est développée dans le chapitre 4, dans le cadre d'un article en cours de soumission.

a) Préparation des sacs

Le matériel végétal mis en sac est constitué uniquement de feuilles mortes collectées juste après leur abscission. Sur le terrain, les feuilles sont sélectionnées de manière à éviter celles endommagées ou parasitées. Ensuite, les feuilles (ou litière, mot communément employé) sèchent à l'air (à température ambiante 20°C) durant une période minimale de 15 jours.

Des lots de $3g \pm 0.05$ g de litière sont introduits soigneusement dans chacun des sacs en évitant de les endommager lors de cette manipulation. Les sacs en nylon, (maille de 1mm) de dimensions 18 x 15 cm, sont fermés de sorte à obtenir des cages de forme tétraédrique garantissant une exposition plus naturelle de la litière (Jonsson et al. 2001). Théoriquement, les sacs à grosses mailles (GM) autorisent l'accès à la litière des plus gros invertébrés, alors que les sacs à fines mailles (FM) excluent l'ensemble de ces organismes mais permettent l'action des décomposeurs microbiens en même temps qu'un bon écoulement de l'eau en leur sein. Des essais sur des sacs de maille de 5 mm ont démontré: des problèmes de perte de litière de façon hétérogène et l'absence de l'influence des macro-invertébrés sur la dégradation. Ce dernier point s'explique par le fait que les macro-invertébrés ne sont guère présents dans ce milieu estuarien si changeant et

perturbé (Quintin et al. 2012). Pour ces travaux dans la Gironde, la maille de 1 mm s'avère le meilleur choix, garantissant un bon écoulement de l'eau tout en évitant des pertes de matière.

b) Manipulations sur le terrain d'étude et récupération des sacs.

Les sacs de litière sont préparés la veille de leur mise en place sur le terrain. Le transport des sacs est effectué dans des sachets plastiques hermétiquement fermés afin de préserver l'humidité de départ. Une fois sur le terrain, trois types d'installations sont adoptées selon les conditions d'étude choisies (colonne d'eau, en présence ou absence de courant, ou vase déposée).

- **Positionnement en pleine eau** (en présence (figure 1) ou absence (figure 2) de courant)

Les sacs sont fixés à des barres métalliques (diamètre 5 cm ; longueur 3 m) grâce à des colliers en plastique. Dix trous perforés tous les 12 cm dans les barres servent à attacher les sacs regroupés en paires. Les répliquats sont attachés à différentes barres afin d'éviter une perte massive et/ou totale des sacs due à des perturbations brutales possibles dans ce milieu soumis à de fortes vitesses de courant et au passage d'embâcles (branches, troncs d'arbres, etc...). Les barres sont fixées, en laissant la totalité des sacs submergés, à une structure permanente sur un ponton du Grand Port Maritime de Bordeaux (GPMB).



Figure 1: Mise en place des sacs dans l'eau. Ils sont attachés aux perches (gauche) qui sont fixées sur une structure permanente (droite).

L'immersion des sacs dans les eaux de la Garonne en absence de courants tidaux a été possible en plaçant les perches (même système que pour le cas avec courant) dans un bassin (volume : 1Mm^3 ; profondeur : 5 mètres) qui se trouve 500 mètres en amont du ponton du GPMB (figure 2), et qui reçoit directement et en continu les eaux de la Garonne (taux de renouvellement : 3

fois.jour⁻¹; estimation du GPMB). Ce site garantit une courantologie des plus réduites et des eaux identiques à celles du ponton (température, salinité...).



Figure 2 : Photo du bassin servant à placer les sacs en absence de courant.

- **Positionnement dans la vase** (figure 3)

Des structures géométriques parallélépipédiques (dimensions 50 x 20 x 100 cm), pourvues de quatre tiges verticales servant à les enfoncer dans la vase (pour éviter qu'elles ne soient emportées par les courants de marée), sont faites de cinq barres percées de cinq trous, chacune permettant de fixer les sacs qui se trouvent ainsi immergés et enfoncés dans les couches superficielles du sédiment vaseux.

La mise en place et la récupération des sacs sont effectuées à l'étale de basse mer en Zodiac, seul moment de la journée où les sacs sont visibles et accessibles. Pour le transport jusqu'au laboratoire, les sacs sont placés dans des poches plastiques.



Figure 3: Sacs en contact avec la vase.

L'emplacement proche (distance <500 mètres) d'une station de mesure en continu du réseau MAGEST (Etcheber et al. 2011) (site de Bordeaux) permet de caractériser la qualité des eaux lors

des expérimentations à travers l'enregistrement en continu de quatre paramètres : température, salinité, turbidité et oxygène.

c) Traitement des échantillons au laboratoire

Les feuilles provenant des sacs exposés sont rincées très minutieusement, une par une, à l'eau du robinet, afin de les débarrasser de la vase collée à leur surface.

Ensuite, dans cet état, la résistance mécanique de la feuille, définie comme la force nécessaire pour pénétrer sa cuticule (Arsuffi and Suberkropp 1984), est mesurée sur une partie du matériel végétal selon le principe décrit par Williams (Williams 1954) et exprimée en unités de pression (kPa). Cette propriété est considérée comme un bon indicateur, simple à mesurer, de la capacité de dégradation des feuilles par des macro et/ou micro invertébrés et de leur susceptibilité à la fragmentation physique.

La résistance mécanique de feuilles intactes est parfois contrôlée par deux composants chimiques (lignine et cellulose), lesquels donnent des résultats qui ne sont pas toujours strictement corrélés entre eux deux (Graça et al. 2005).

La masse requise (m en grammes) pour percer le matériel foliaire est intégrée dans l'équation suivante (Graça and Zimmer 2005) :

$$\text{Résistance (kPa)} = (m \times g) / S$$

avec g , la gravité, égale à 9.807 à 45° de latitude; S , la surface de la pointe qui perce (mm^2).

Le dispositif utilisé dans ce travail (avec une pointe de 2mm de diamètre) présente une limite de détection proche de 100 kPa.

La litière est ensuite séchée pendant 24 heures (minimum) dans une étuve à 60°C. Après remise à température ambiante, elle est pesée avec une précision de 0.01g, afin d'en déterminer sa masse sèche (MS).

d) Vitesse de décomposition et traitement statistique

La masse sèche de la litière restant dans les sacs après exposition est divisée par la masse sèche initiale afin d'obtenir la proportion de litière non décomposée. Ce paramètre constitue la base du calcul de la vitesse de décomposition. La perte de poids en fonction du temps est intégrée dans le modèle exponentiel simple (cinétique de premier ordre) décrit par Jenny et al. (Jenny et al. 1949), qui assume un taux de décomposition proportionnel à la quantité de matière organique restante. Ce modèle est un des plus utilisés (Suberkropp 2001), facilitant les inter-comparaisons entre les diverses études de dégradation de matériel végétal en milieux aquatiques (Olson 1963; Petersen and Cummins 1974) :

$$m_0 / m_t = e^{-kt},$$

où m_t représente le poids restant à un temps t , m_0 le poids initial et k le coefficient de dégradation exprimé en jours⁻¹ (k est aussi exprimé en degrés.jour⁻¹).

Une autre manière d'exprimer la vitesse de dégradation correspond aussi à l'estimation du temps de demi-vie du matériel foliaire ($T_{1/2} = \ln(2).k^{-1}$), correspondant au temps de disparition de 50% de sa masse.

Enfin, une analyse de covariance (ANCOVA) permet de préciser si les paramètres mesurés lors des expériences présentent des résultats d'évolution significatifs (si $p < 0.05$) dans le processus de dégradation des feuilles.

e) Rapport C:N

Pour les plantes continentales, le rapport C:N est reconnu pour être un indicateur de la qualité de la matière organique, abondamment utilisé dans les études de dégradation de litière à des échelles locales, régionales et globales (Gillon et al. 1999; Silver and Miya 2001). Ce paramètre est étroitement corrélé avec la qualité de la litière, qui est source de nutriments pour les décomposeurs (macro invertébrés, champignons, bactéries...). Ainsi, la cinétique du processus de décomposition des feuilles peut-elle être prédite par ces teneurs en carbone et en azote, permettant de calculer le rapport C:N (Taylor et al. 1989).

Le dosage de ces paramètres est effectué grâce à un analyseur « C N Analyzer ThermoFinnigan Flash EA1112 Series ». L'échantillon broyé est enfermé en capsules d'étain qui permettront l'oxydation du C et du N dans un four ($>1000^\circ\text{C}$). Les produits de réaction (CO_2 et NO_3) sont transportés par gaz vecteur, puis sont transférés vers un tube où NO_3 passe sous la forme N_2 . Enfin, les formes gazeuses, CO_2 et N_2 , sont dosés par un spectrophotomètre, permettant d'obtenir le rapport C:N recherché.

3.2.2. Dépôts de matière végétale dans le lit vaseux : campagne sur la Dordogne estuarienne.

Le secteur de la Dordogne où les eaux deviennent saisonnièrement turbides et les fonds vaseux affiche une présence accrue de ce phénomène, particulièrement depuis la dernière décennie (entre Castillon La Bataille et Branne). Une campagne a été programmée (figure 4) au mois de novembre 2012, moment où la saison automnale se trouvait bien avancée. L'objectif était de tester la possibilité d'un stockage de végétation riparienne entrée récemment dans le système, dans une zone favorisant la sédimentation de matériel en suspension, et le cas échéant, de quantifier ce stockage.

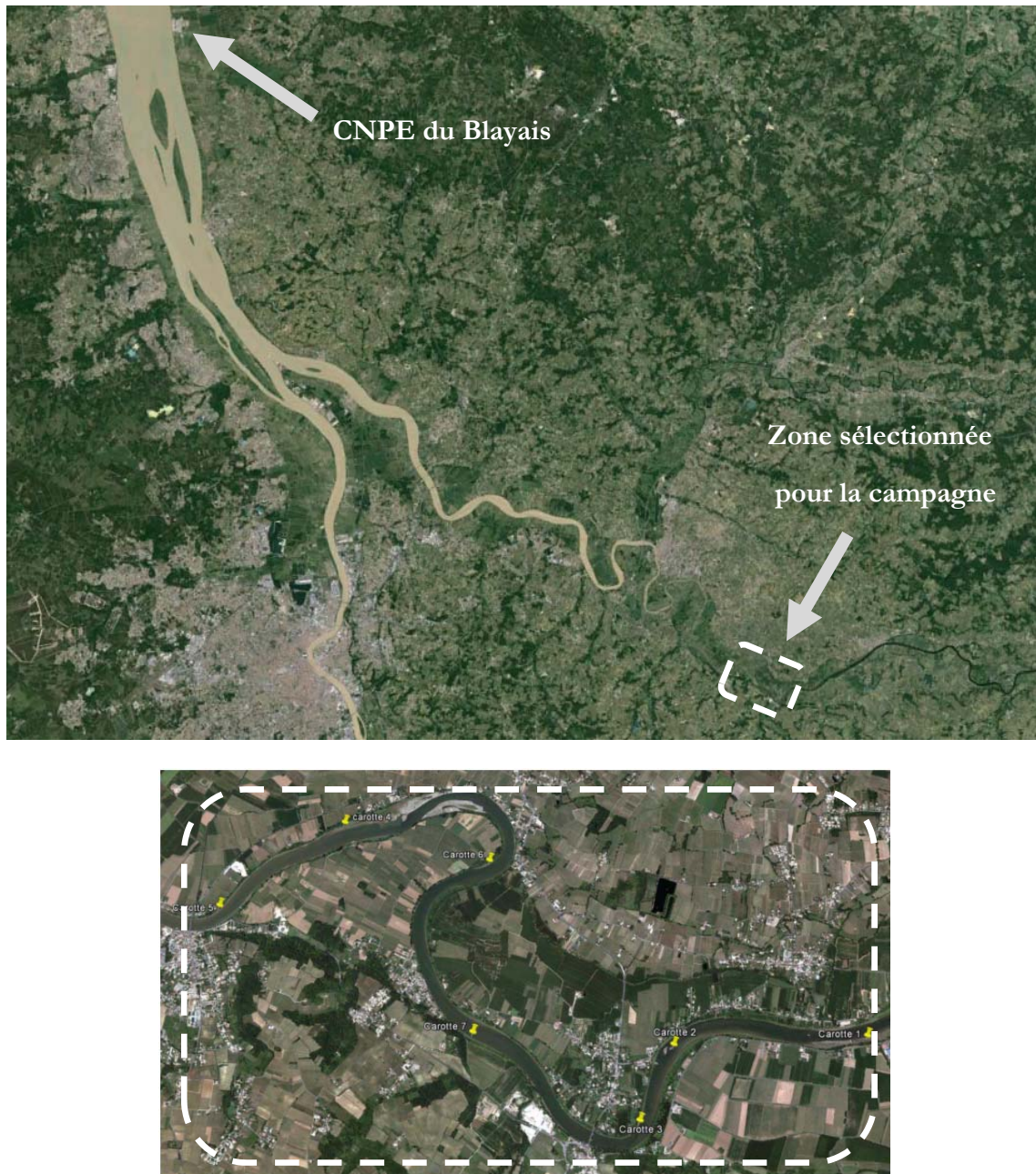


Figure 4: Zone sélectionnée pour la campagne.

a) Echantillonnage

Six carottes (de 1 à 2 mètres de longueur et 10 cm de diamètre, prélevées dans des tubes d'aluminium) ont été faites le 13 novembre 2012, à l'étape de basse mer. La hauteur d'eau minimale a favorisé l'accès au fond du lit mineur. En conséquence, la représentativité de ces couches de sédiment accumulées au fond est de premier ordre, car il s'agit bien de matériel en suspension déposé lors de période hydrodynamique calme dans le fond du fleuve.

Les zones d'échantillonnage sélectionnées correspondent aux rives convexes des méandres, sites de dépôt préférentiels de tout matériel en suspension transporté dans la colonne d'eau.

b) Etude des carottes

Après ouverture, les carottes sont photographiées par tronçons à l'aide d'un appareil photo numérique, en vue de mémoriser sa description à travers le logiciel Corel Draw. Deux carottes ont de plus été radiographiées pour visualiser l'organisation interne des sédiments et de mettre en évidence la présence possibles de structures, qui pourraient être invisibles lors de la description visuelle des carottes. Cette information sera très utile pour définir la nature des environnements de dépôt et la compréhension des processus dynamiques de mise en place des sédiments. L'information contenue dans les carottes aide à comprendre l'évolution de ces écosystèmes au fil du temps.

Enfin, des mesures de ^7Be , ^{210}Pb xs, et ^{137}Cs par spectrométrie gamma (réalisées par S.Schmidt), sur des échantillons discrets doivent permettre de préciser l'échelle de temps couverte par ces dépôts sédimentaires.

3.3. Estuaire central

3.3.1. Mise en place du suivi mensuel estuarien

Estimer le flux de matière grossière particulaire a déjà été réalisé en rivière de dimensions modérées (Allan 1995; Heartsill Scalley et al. 2012; Selva et al. 2007; Wallace et al. 1995) avec des méthodes classiques : des dispositifs attachés au fond du lit et munis d'un filet ou d'une grille métallique étendu(e) sur toute la largeur des rivières. Ceci n'était pas envisageable pour de grands fleuves comme la Garonne et la Dordogne. Aussi, au long de cette thèse, un suivi mensuel a été adopté en vue d'obtenir une première estimation de la répartition/présence spatio-temporelle de la matière organique grossière particulaire (constituant essentiel de la CPM, comme il sera montré) dans un estuaire macrotidal. Une tentative d'établissement de liens de ces paramètres avec l'hydrologie et les saisons sera faite, afin de mieux comprendre sa dynamique d'apparition et/ou de disparition dans des eaux estuariennes.

a) Échantillonnage

En 2011-2012-2013, des traits de filet à plancton (WP-200 μm ; figure 6) ont été réalisés à mi-jusant à deux niveaux dans la colonne d'eau (1 m de la surface et 1 m du fond) lors des programmes de surveillance SOMLIT-Blayais, qui existent en Gironde depuis 1997 et 1978 respectivement, et qui ont lieu lors des marées faibles à moyennes. L'avantage de cette méthode correspond à la prise en compte de volumes d'eau conséquents (de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres cubes d'eau), nécessaires pour avoir une bonne appréciation des teneurs en CPM dans des eaux estuariennes. Jusqu'à présent cette fraction grossière avait toujours été négligée en raison des très faibles volumes d'eau requis pour la récupération des particules fines.

Ces prélèvements ont eu lieu à 2 sites (figure 5) sous l'influence quasi permanente de la TMZ, avec des concentrations de MES de plusieurs centaines de mg.L^{-1} à quelques g.L^{-1} :

- Le site le plus amont est situé en aval de la confluence de la Garonne et de la Dordogne dans le chenal de Blaye au point kilométrique (PK : distance, en kilomètres des Bordeaux) 30 (coordonnées géographiques $\text{N}45^{\circ}04'1''/\text{W}0^{\circ}38'3''/10$). C'est le point sensible aux crues car il est fréquemment occupé par des eaux douces.
- Le second site dans l'estuaire central est situé dans le chenal médian (PK 52 ; coordonnées géographiques $\text{N}45^{\circ}14'8''/10\text{-W}0^{\circ}43'5''/10$). Il se trouve à 700 mètres au droit du CNPE du Blayais.

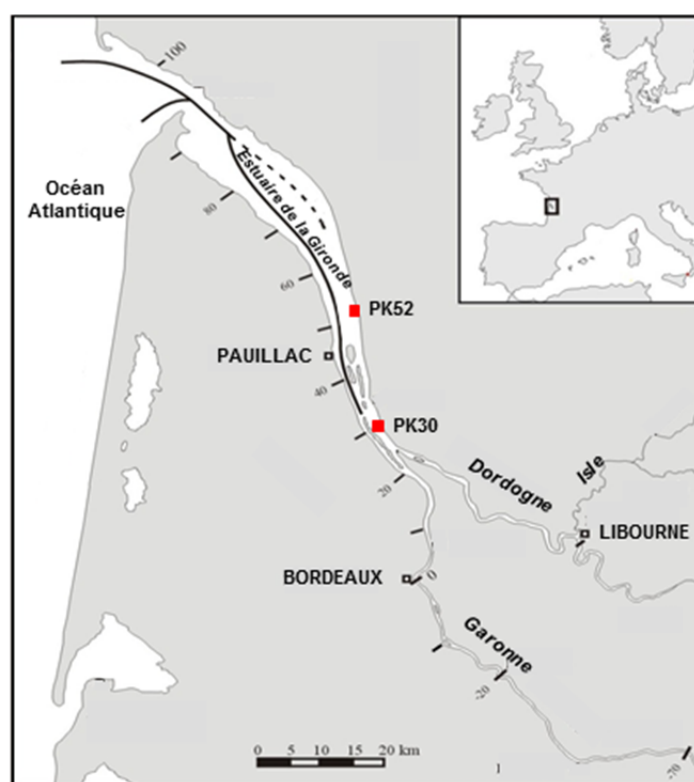


Figure 5: Carte de l'estuaire montrant les deux stations (PK 30 et PK 52) du suivi spatio-temporel des concentrations de CPM

Parallèlement aux traits de filet, les teneurs en MES des eaux estuariennes sont mesurées grâce à des prélèvements à la bouteille Niskin (2 ou 5 litres de capacité), de manière à tester l'existence de corrélations entre teneurs en MES et en CPM.

Puisque les campagnes des programmes de surveillance ne se déroulent pas dans les mois où les températures des eaux sont froides (décembre et janvier), une campagne supplémentaire a été ajoutée en janvier 2012 pour éviter l'absence de mesures dans la période hivernale, où la quantité des apports de matériel solide, en rapport avec une forte hydrologie, est théoriquement très supérieure à celle de toute autre saison de l'année.

En 2013, 4 campagnes lors des vives-eaux (une par mois entre janvier et avril) de deux jours (une station par jour) ont été menées. Compte tenu des conditions d'échantillonnage plus délicates lors de ces campagnes (vitesses de courant plus prononcées, charriage venant de l'amont...), un filet de maille supérieure (750 μ m) a été préparé en prévision de problèmes possibles (saturation, excès de pression dû aux courants des eaux...) avec le filet prédéterminé initialement pour le suivi (200 μ m).

La comparaison des résultats entre campagnes à forts et faibles coefficients de marée lors d'une même saison (tableau 5), devrait rendre possible la vérification de l'influence des coefficients de marée sur la présence de débris végétaux grossiers dans la colonne d'eau.

Tableau 5: Schéma de l'échantillonnage mensuel de matériel grossier dans l'estuaire central: (↓) indique des conditions de mortes-eaux et (↑) de vives-eaux.

Année	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2011		↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	
2012	↓	↓	↓	↓	↓	↓						
2013	↑	↑	↓↑	↓↑								

Chaque prélèvement de surface dure approximativement une minute, et environ la moitié de ce temps pour le prélèvement du fond. Le volu-compteur associé au filet permet d'estimer le volume d'eau filtrée lors de chaque prélèvement, cette mesure permettant de convertir les résultats en concentration de CPM en dérive dans la masse d'eau :

$$V = N^{\circ} \text{ tours} \times \text{constante du rotor} / 999\,999 \times 3.14 / 4$$

Où le volume (V) est exprimé en m³ et la constante du rotor est une valeur donnée par le fabricant (dans ce cas = 26873).



Figure 6: Filet WP-2 pourvu de volucompteur et lesté (≈30kg).

b) Tamisage des échantillons

Le matériel récolté au filet est alors tamisé sur deux mailles différentes afin d'obtenir (cf Tableau 1 chapitre 1) :

- La fraction >1mm : fraction communément appelée Coarse Particulate Organic Matter (CPOM) car le plus souvent constituée de débris végétaux. Sa concentration est fréquemment mesurée dans les eaux de rivières de faible gabarit (jusqu'à troisième ordre de Strahler) comme outil d'information pour des recherches visant aux transferts amont-aval (James and Henderson 2005), aux impacts des crues, aux impacts des «érosions ou aménagement des berges », etc...
- Fraction 200µm-1mm : Cette matière est souvent nommée FPOM (Fine Particulate Organic Matter) et connue comme un composant important de la matière organique particulaire transportée dans un fleuve (Jones and Smock 1991; Tank et al. 2010).
- Fraction <200µm : qui correspond à des MES piégées dans le matériel grossier lors des prélèvements.

3.3.2. Caractérisation biogéochimique et physique des échantillons

a) Détermination de la teneur en Carbone Organique Particulaire (COP)

Les échantillons de MES ou CPM secs sont homogénéisés à l'aide d'un vibro-broyeur (Vibrobroyeur Retsch MM400). La mesure est effectuée à l'aide d'un analyseur LECO CS 125. Elle est basée sur une combustion de l'échantillon à 850°C dans un four à induction et sous flux d'oxygène pur, qui, associé à un catalyseur (mélange Cu/Pt), assure à la fois une combustion complète et le transport du CO₂ produit vers une cellule infrarouge non dispersive (Abril et al. 2002; Cauwet et al. 1990). La calibration est réalisée sur des anneaux d'aciers de teneur en carbone connue. La précision de la mesure est de l'ordre de 3 à 5 % (Abril et al. 1999; Elfaquir 1993). Cette précision peut être moindre (de l'ordre de 10%) pour le CPM, du fait de l'hétérogénéité possible de la composition de ce matériel grossier organique.

b) Caractérisation biogéochimique : rapport C:N et $\delta^{13}\text{C}$

Le rapport C:N est considéré comme un descripteur de la matière organique largement utilisé dans la littérature comme vu antérieurement dans le point « 3.2.1.e », donnant une idée du niveau de dégradation du matériel végétal, et de son origine (marine/continentale) dans des eaux estuariennes.

Par ailleurs, l'origine de la matière organique peut être caractérisée au travers de sa composition isotopique en carbone. En effet, la composition isotopique en C permet de différencier les sources marines des sources continentales de matière organique (Cifuentes et al. 1988; Liu et al. 2006; Papadimitriou et al. 2005; Ramaswamy et al. 2008; Zhou et al. 2006), ainsi que parfois les différents types de végétaux continentaux (ex : plantes en C3 versus plantes en C4) et marins (ex : macroalgues, phanérogames marines...) (Dubois 2012). La composition isotopique de la matière organique résulte de processus ayant lieu lors de l'assimilation du carbone par les organismes

(O'Leary 1981), ainsi que de la signature isotopique de la source de carbone utilisée (Chanton and Lewis 1999).

La composition isotopique de la matière organique s'exprime sous la forme d'un rapport isotopique (isotope lourd sur isotope léger : $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) rapporté à un rapport isotopique de référence (celui d'un rostre de bélemnite de la formation géologique « Pee Dee » (Pee Dee Belemnite : PDB) dont le rapport vaut 0,0112372, exprimé classiquement pour les isotopes stables légers sous la forme d'un δ :

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{\left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{Échantillon}} - \left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{PDB}}}{\left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{PDB}}} \right) * 1000$$

Dans les végétaux continentaux, le $\delta^{13}\text{C}$ va être significativement différent en fonction du type de cycle photosynthétique utilisé par une plante. Deux grands types de cycle sont identifiés: C_3 ou C_4 . Les végétaux en C_4 ont une teneur en ^{13}C supérieure à ceux utilisant le C_3 , et ont donc un $\delta^{13}\text{C}$ nettement supérieur également. Les plantes en C_4 sont essentiellement des plantes tropicales ou désertiques, graminées de savane, mais des plantes telles que la canne à sucre et le maïs sont également en C_4 . Les grands arbres, eux, sont en C_3 .

Ainsi, dans le cadre de cette étude, mesurer le $\delta^{13}\text{C}$ des échantillons permettra de vérifier le type de végétaux impliqués dans la formation du *Sar* : les végétaux en C_3 possèdent un $\delta^{13}\text{C}$ autour de -22 à -30‰ (donc très appauvris), alors que les végétaux en C_4 sont plus riches avec un $\delta^{13}\text{C}$ d'environ -12‰.

c) Vitesse de chute : tests en colonne de décantation

L'érosion, le transport et le dépôt de débris végétaux sont fortement influencés par leur tendance à construire des agrégats de tailles, compositions et poids différents. Du fait de la grande hétérogénéité de ce matériel, son comportement peut différer grandement. La colonne de décantation (Figures 7 et 8) appartenant au LNHE (EDF R&D-Chatou) permet d'examiner la vitesse de chute des particules ayant une faible densité, tels que les débris végétaux, avec des tests de décantation simples.

Tous ces tests ont été réalisés en remplissant la colonne (d'un mètre de hauteur et 50 cm de diamètre) avec de l'eau du robinet à température ambiante.

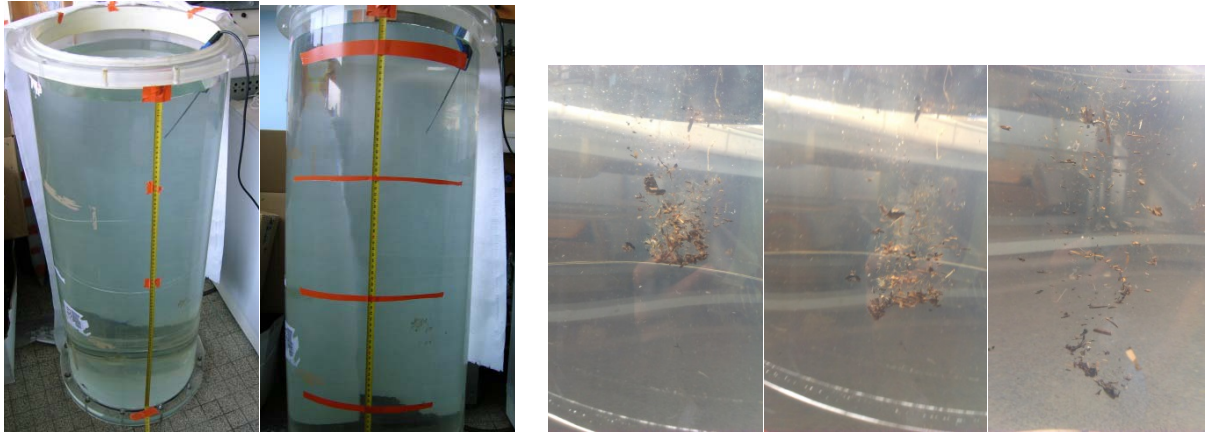


Figure 7: Colonne de décantation utilisée dans les tests de décantation (gauche) et images lors de tests (droite).



Figure 8: Eprouvette avec des débris végétaux.

Au départ des tests, une masse des débris végétaux est placée dans la partie supérieure de la colonne de décantation, de manière ce que l'ensemble de ces végétaux soient submergés dans les premiers centimètres d'eau. Ensuite, durant leur descente graduelle, un enregistrement vidéo permet de déterminer la vitesse de chute à l'aide de repères (bandes de scotch orange) tous les 20 cm, pour une meilleure visualisation de la descente parcourue. En raison de l'hétérogénéité du matériel, les vitesses de chute sont exprimées en valeur minimale-valeur maximale.

3.4. Zone autour des prises d'eau du CNPE du Blayais

3.4.1. Caractérisation des débris végétaux arrivant au CNPE

L'appellation « Sar », au sens des pêcheurs, correspond aux débris végétaux en état de décomposition, qui sont présents dans les eaux estuariennes, notamment après la saison automnale, matériel aperçu épisodiquement dans les tambours de filtration du CNPE sous certaines conditions hydro climatologiques.

a) Tamisage et description morphologique des débris végétaux

Des **tris granulométriques** sont réalisés à l'aide de tamis de 10 mm, 5 mm et 315µm, permettant d'obtenir trois classes, qui seront séchées à l'étuve à 60°C pendant 48 heures afin d'établir la contribution de chaque fraction (en pourcentage de poids sec) dans l'échantillon recueilli :

- ✓ >10mm
- ✓ 5-10 mm
- ✓ 3-5 mm : la limite inférieure est de 3 mm pour le cas des échantillons provenant du CNPE (dimensions de la maille de prélèvement).

Pour rappel : 315µm correspond à la limite inférieure pour les échantillons des campagnes à l'extérieur de la centrale.

Une **description morphologique** par observation visuelle permet d'identifier les composants majeurs de chacune des fractions obtenues. Cette approche facilitera, en particulier, les interprétations exposées dans les chapitres 3 et 4.

b) Caractérisation biogéochimique (C:N et $\delta^{13}\text{C}$)

L'obtention de ces mesures n'est possible que pour les échantillons n'ayant pas été formolés.

Des détails sur la finalité du dosage de C:N sont décrits dans les points 3.2.1 et dans le point 3.3.1, ce dernier abordant aussi l'exploitation possible de la mesure δC_{13} .

c) Types d'échantillonnage pour l'évaluation quantitative et/ou qualitative.

Echantillons prélevés dans les eaux de nettoyage des tambours filtrants du CNPE du Blayais au cours de cette thèse (figure 9).

Le débit de pompage de chaque tambour de filtration est de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Avec de tels débits il est nécessaire de mettre au point une stratégie de prélèvement bien spécifique, qui risque d'affecter la représentativité de l'échantillonnage recueilli, et limiter des comparaisons avec celui récolté dans les eaux estuariennes.

Pour des raisons de fonctionnement interne à la centrale, ces prélèvements sont faits dans les eaux sortant des tambours, qui transportent tout le matériel supérieur à la maille du tambour de filtration (3mm x 3mm). Ils ont été réalisés par l'équipe de Logistique du CNPE du Blayais: un filet de maille carré (3mm) est positionné quelques minutes dans la goulotte HP (haute pression ; débit = 300 m³/h) de la tranche située la plus en amont de la centrale (tranche 4). Le matériel récupéré est transvasé dans un flacon en plastique polypropylène et transporté au laboratoire.



Figure 9 : Prélèvement des débris végétaux dans les eaux de nettoyage des tambours filtrants de la source froide (CNPE du Blayais).

La stratégie d'échantillonnage tente de répondre en premier lieu au questionnement posé sur la nature de ces débris, sur les variabilités à la fois quantitatives et qualitatives, subies par ce matériel :

- pendant un **cycle lunaire semidiurne** : le 24 janvier 2011, prélèvements à basse mer, mi-flot, pleine mer et mi-jusant;
- pendant un **cycle lunaire bimensuel** : un prélèvement chaque jour, deux heures avant la basse mer pendant 5-8 jours, avec des coefficients de marée compris entre 70 et 110, au mois de février 2011 et en février-avril 2012);
- selon la **saison** et le **régime hydrologique** : prélèvements en octobre 2012, hors de la période à risque de colmatages, et de janvier à avril 2013, à chaque cycle de vives-eaux (prélèvements de trois répliquats à trois, deux et une heure avant la basse mer) ; par ailleurs, en 2013, le déroulement de ces prélèvements, simultanément à des prélèvements à l'extérieur des prises d'eau du CNPE (voir suivi mensuel), devrait permettre de mieux comprendre le biais, le degré de correspondance, ou plus simplement, la tendance existant entre ces deux types d'échantillonnage ; cette stratégie a pour but de mettre en évidence l'effet que la saison et le régime hydrologique ont sur les processus de remobilisation et présence de matériel végétal à travers la colonne d'eau et sur leur entrée perturbatrice concernant le fonctionnement de la source froide du CNPE.

Hormis les échantillons pris au CNPE dans la goulotte HP, ponctuellement, la prise en compte de deux échantillons (13/12/2010 et 19/4/2011), **ramassés directement sur la maille des tambours filtrants**, renforce les informations acquises avec les échantillonnages de la thèse.

Echantillons formolés des années antérieures : campagnes en Gironde et eaux de nettoyage des tambours de filtration (source froide, CNPE Blayais).

La prise en compte des résultats donnés par ces échantillons formolés, antérieurs à nos travaux, a été intégrée dans cette thèse à titre de comparaison avec nos propres données, mais aussi parce qu'une comparaison des données de concentration de CPM en Gironde et de débris végétaux au CNPE a été menée.

Des débris végétaux ont également été récupérés dans les eaux de nettoyage des tambours filtrants du CNPE du Blayais dans les années 2001-2002-2003-2007-2009. Dans l'annexe 1, un tableau détaille l'information associée à chaque échantillon : date et type d'engin employé pour le prélèvement.

En effet, en 2003 et 2009, suite aux perturbations de la source froide du Blayais par des arrivées de débris végétaux dans les filtres rotatifs, deux campagnes Girsar (Guibert et al. 2009; Lepage et al. 2003) ont été réalisées par le Cemagref de Bordeaux dans la zone proche du CNPE. Le but de ces campagnes était d'établir une éventuelle corrélation entre la dynamique d'arrivée des débris (identification et quantification) sur les tambours et celle du transit de ces débris en Gironde, de façon à pouvoir mettre en place des mesures en Gironde lors de la période à risque pour détecter, le plus à l'avance possible, toute éventualité de déclenchement des tranches. Les échantillonnages avaient été réalisés avec des filets de fond et de surface pendant le jusant et avec des bennes (type Smith McIntyre) aux étales de mer (en 2009 avec coefficients de marée faibles). Il est à signaler qu'aucune zone de stockage de ces débris végétaux n'a été révélée en amont du CNPE à ces moments-là.

3.4.2. Enregistrement des vitesses de rotation des tambours de filtration

En France, pour les 5 CNPE (Centres Nucléaires de Production Electrique) situés en bord de mer et au niveau estuarien, il existe un enregistrement des données à long terme (mise en place commanditée par la Division de Production Nucléaire) afin de caractériser et de suivre l'évolution temporelle des événements de colmatage de la source froide.

Une base de données « colmatage » a été créée par EDF R&D à partir de ces données : les enregistrements KIT du fonctionnement des tambours filtrants (vitesses de rotation des tambours, alarmes et Delta-P) et des pompes de circulation, les prélèvements d'échantillons de colmatants, les paniers de récupération des colmatants des dégrilleurs et les températures de l'eau de mer dans le chenal d'amenée.

L'objectif est d'établir un rapport entre l'analyse des enregistrements KIT (période 1996-2013) et celle des données hydro climatologiques de milieu qui leur sont associées.

Les tambours filtrants comportent trois vitesses de rotation (petite, moyenne et grande vitesse) qui sont enclenchées automatiquement en fonction de la perte de charge mesurée au niveau du filtre :

- en l'absence de colmatage du filtre, les tambours tournent en permanence en petite vitesse (PV = 2,6 m/min de défilement du tablier filtrant),
- lorsque la perte de charge atteint le seuil 1 (0,08 m), la moyenne vitesse (MV = 10 m/min de défilement du tablier filtrant) est enclenchée,
- lorsque la perte de charge atteint le seuil 2 (0,2 m) la grande vitesse (GV = 20 m/min de défilement du tablier filtrant) est enclenchée.

Chacune des trois vitesses de rotation des huit tambours sont enregistrées par le KIT. Il s'ensuit que, sous certains critères, un épisode de colmatage significatif des tambours correspond à la mise en rotation du tambour en « grande vitesse » (GV). Pour chaque épisode, les dates et heures de mise en marche et d'arrêt de la GV sont saisies, ce qui permet de déterminer la durée de marche de la GV, représentative, en principe, de l'intensité du colmatage.

Données de milieu associées aux enclenchements GV

Divers **paramètres caractérisant le milieu** dont l'influence sur les enclenchements GV semblait plausible, sont rassemblés dans une base de données. Ces paramètres sont les suivants :

- mois de l'année, permettant d'identifier la saison ;
- heure de la basse mer la plus proche (données SHOM) et durée de flot et jusant permettant de se situer par rapport au cycle de marée ;
- le coefficient de marée (données SHOM) ;
- la hauteur prédite de basse mer à la station de Pauillac (données SHOM), située face au CNPE en rive gauche ;
- la hauteur d'eau pour la basse mer la plus proche mesurée au marégraphe de Pauillac (données Port Autonome de Bordeaux) ;
- la hauteur d'eau instantanée mesurée au marégraphe de Pauillac (données Port Autonome de Bordeaux) ;
- les débits instantanés de la Garonne à La Réole, de la Dordogne à Pessac et de la Gironde (somme Garonne + Dordogne) (données EDF DTG et GPMB) ;
- les débits moyens, min et max de la Gironde dans les dix jours précédant l'enclenchement (données EDF DTG et GPMB) ;

- la vitesse et la direction du vent instantanées (données Météo France station CNPE Blayais) ;
- la direction dominante du vent dans les 24 heures précédant l'enclenchement (données Météo France station CNPE Blayais) ;
- les vitesses moyenne, min et max du vent dans les 24 heures précédant l'enclenchement (données Météo France station CNPE Blayais).

Les évènements de colmatage des tambours filtrants sont utilisés comme indicateurs d'une présence de débris végétaux significative dans les eaux estuariennes au cours des dernières années. Ainsi, en étudiant l'ensemble des paramètres précités accompagnant ces évènements, il est possible de **caractériser les conditions favorables** ou la conjecture propice à l'apparition de ce phénomène. Il est également possible de se livrer à des **estimations du temps de transport** du matériel végétal dans l'estuaire avec les données concernant les évènements de colmatage, qui ont eu lieu suite aux crues intenses des années 1996, 2003, 2009 et 2013 (lors de la troisième année de cette thèse) dans le système girondin.

3.4.3. Campagne acoustique (IX-Survey et EDF R&D)

Une campagne complémentaire d'étude acoustique a été entreprise autour des prises d'eau de la centrale (mars 2011) et dans une zone qui s'étend jusqu'à trois kilomètres en amont de ces prises d'eau (figure 10). Comme le but était d'estimer des concentrations maximales des débris végétaux en suspension dans la colonne d'eau et/ou déposés sur le fond, cette campagne a donc été programmée au mois de mars, au moment du cycle lunaire le plus favorable (vives-eaux) à de fort apports et remises en suspension de débris végétaux, comme l'a suggéré l'analyse de la base de données des rotations des tambours (Travade and Guerin 2009).



Figure 10: Zone d'étude délimitée pour la campagne acoustique (carrés rouge) autour des prises d'eau et dans la zone amont du CNPE du Blayais.

Les objectifs de cette campagne étaient :

- l'identification des zones potentielles de dépôts et d'accumulation de débris végétaux, faite avec balayage d'un sonar latéral (figure 11) ;

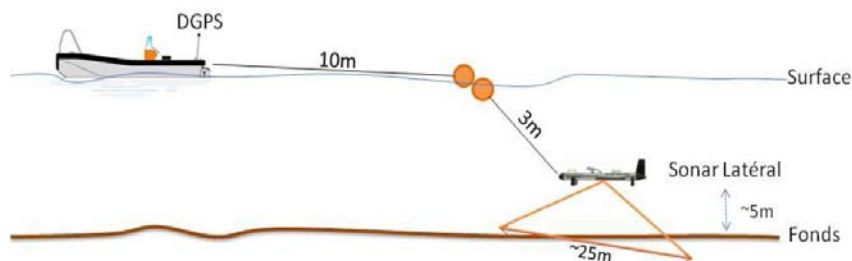


Figure 11: Représentation schématique du balayage à sonar latéral en Gironde.

- la faisabilité de la détection de débris végétaux dans la colonne d'eau avec des mesures en continu à l'aide des dispositifs acoustiques : sondeur mono faisceau, sonar latéral et deux caméras acoustiques. De tels enregistrements faits en point fixe ont été renforcés avec des prélèvements simultanés de débris végétaux recueillis à l'aide des filets de pêcheur et avec des mesures de turbidité avec un ADCP (figure 12).

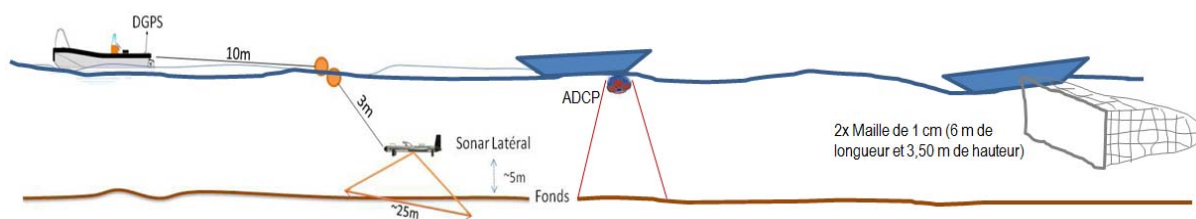


Figure 12: Représentation des enregistrements en point fixe: sonar latéral, ADCP et prélèvements avec le filet de pêcheur.

Des explications complémentaires des moyens utilisés ici sont proposées dans l'annexe 2.

« En toute chose, naturelle et humaine, l'origine est la plus élevée »

Platon (428-348 av. J-C) ; philosophe de la Grèce antique.

CHAPITRE 3 :

Les débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde :

Caractérisation et sources potentielles

1.	Définition et caractérisation des débris végétaux.	85
1.1.	Les débris végétaux et le concept de « Sar ».....	85
1.2.	Caractérisation de débris végétaux.....	87
1.2.1.	Echantillons formolés (prélèvements des années antérieures à cette thèse).....	87
1.2.2.	Echantillons non formolés : prélèvements au cours de la thèse.....	90
1.3.	Synthèse.....	98
2.	Sources émettrices potentielles des débris végétaux.....	100
2.1.	Le bassin versant de l'estuaire de la Gironde	101
2.1.1.	Présentation du bassin.....	101
2.1.2.	L'occupation actuelle du sol	103
2.1.3.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Gironde.....	113
2.2.	Le bassin versant de la Garonne	114
2.2.1.	Présentation du bassin.....	114
2.2.2.	L'occupation actuelle du sol et les activités économiques liées à la Garonne	115
2.2.3.	La Garonne et ses zones humides	116
2.2.4.	Fleuve et ripisylve.....	116
2.2.5.	Les boisements de la Garonne.....	117
2.2.6.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Garonne.....	119
2.3.	Bassin versant de la Dordogne.....	120
2.3.1.	Présentation du bassin.....	120
2.3.2.	Occupation actuelle du sol et activités économiques liées à la Dordogne.....	122
2.3.3.	Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Dordogne.....	126
2.4.	Synthèse des sources potentielles	126
3.	Equilibre entre apports et rétention des débris végétaux dans les rivières et les fleuves	128
3.1.	Sources et apports aux fleuves.....	128
3.2.	Capacité de rétention des milieux fluviaux	130
3.3.	Tendances actuelles et futures de l'évolution des débits de la Garonne et la Dordogne...	131
3.4.	Les approches sur le terrain:	134
3.4.1.	Tentative de mise en évidence de zone inondable préférentielle en Dordogne.....	134
3.4.2.	Existence de dépôts de débris végétaux en Dordogne moyenne	135
3.4.3.	Existence de dépôts de débris végétaux dans la zone fluvio estuarienne de la Dordogne.	137
3.5.	Synthèse de la dualité apport/rétention des débris végétaux en milieu fluvial.	139

4.	Synthèse du chapitre.....	141
-----------	----------------------------------	------------

Ce chapitre est divisé en 3 parties affichant des objectifs bien différenciés.

Une **première partie**, qui, suite aux définitions précises des appellations concernant débris végétaux, *Sar*, etc..., présente les caractéristiques globales de ce matériel (séparation par taille, description morphologique), auxquelles sont adjointes deux de leurs caractéristiques biogéochimiques ($\delta^{13}\text{C}$ et rapports C:N), renseignant respectivement sur leur origine et leur état de conservation.

Ce travail est fait sur :

- des échantillons antérieurs à cette thèse, fournis par EDF R&D, pris dans les eaux de l'estuaire central et sur les tambours filtrants de la Centrale du Blayais, tous ayant été formolés pour conservation;
- des échantillons pris également aux mêmes sites, lors de ce travail, et traités très rapidement après leur collecte, pour éviter toute détérioration de leur état.

Une **deuxième partie** donne toutes les informations concernant les sources émettrices potentielles de ce matériel végétal, subdivisées en 3 sous-ensembles (bassins versants de l'estuaire de la Gironde, de la Garonne et de la Dordogne). Sont présentées quelques caractéristiques géographiques générales, précisant notamment les occupations actuelles des sols, avec « zoom » sur les couvertures forestières de chacun de ces trois domaines.

Le but de ce chapitre est de mieux définir la provenance des débris végétaux, mais aussi d'appréhender la compréhension de leur cycle d'apparition au niveau estuarien.

Aussi, dans une **troisième partie**, sont débattues les notions d'apports de débris végétaux aux fleuves et rivières et la capacité de rétention de ce matériel dans les milieux aquatiques, avant la présentation d'une synthèse des enseignements majeurs apportés par ce chapitre.

1. Définition et caractérisation des débris végétaux.

1.1. Les débris végétaux et le concept de « Sar »

Sous le vocable de « débris végétaux », employé dans ce manuscrit, il est fait référence à l'ensemble des composants végétaux présents dans les eaux estuariennes de la Gironde, hormis les très grands débris tels que troncs d'arbre ou branches.

Quand ces débris végétaux viennent en masse obturer les filets des pêcheurs, ces derniers donnent à cette fraction organique dérivante différentes dénominations (« vert », « mousse », « bourre », « fond de barrage », « poil », ...), en fonction de son aspect, sa couleur, et ses composants, lesquels semblent subir des oscillations de leurs caractéristiques, probablement saisonnières, tidales ou autres (Travade, 2002).

L'appellation « Sar », elle aussi communément employée par les pêcheurs de l'estuaire, désigne les débris végétaux de couleur noire présents dans leur filet.

Au niveau du CNPE du Blayais, ce sont ces derniers types de débris, à fort pouvoir colmatant, qui forment un film organique adhésif sur les mailles de filtration, de 3 mm de côté, et qui induisent leur colmatage, les systèmes de nettoyage des tambours ayant des difficultés considérables à éliminer ces particules organiques détritiques.

A la lecture des travaux antérieurs à cette thèse (2003-2010), dont les résultats majeurs ont été récapitulés dans le chapitre 2, la définition la plus complète, jusqu'à aujourd'hui, du mot « Sar » correspond à : « ...des détritus végétaux de couleur noire et de densité supérieure à celle de l'eau, avec un pouvoir colmatant très fort, qui sont composés essentiellement de fragments de feuilles d'arbres en décomposition (de quelques mm² jusqu'à la feuille entière), avec une prédominance de fragments de petite taille... ».

De ces premières notions sur la nature terrestre du « Sar », il ressort son origine fondamentalement naturelle (sans influence d'aucune activité anthropique) et le fait que sa présence au niveau estuarien puisse être corrélée aux conditions hydro-climatologiques des saisons automnales et hivernales.

Dans la rédaction de ce manuscrit, le mot *Sar* sera uniquement consacré à désigner l'ensemble des débris végétaux noirs de taille réduite (<10 mm) transitant dans les eaux estuariennes (essentiellement faits de morceaux de feuilles).

Le terme *débris végétaux* correspondra lui à l'ensemble du matériel végétal (*Sar*, graminées, racines, etc...) présent dans les eaux fluviales et estuariennes.

Quelques illustrations rassemblées ci-après (Figure 1, Figure 2, Figure 3, Figure 4, Figure 5) donnent un aperçu de cette fraction végétale transitant dans l'estuaire.



Figure 1: Aspect « à sec » (gauche) et « en suspension dans l'eau » (droite) de débris végétaux riches en *Sar*, prélevés lors des campagnes Cemagref de 2003 (Lepage et al. 2003)



Figure 2 : Prélèvement (campagnes GirSar 2003), cadre de fond, composé à ~75% de « débris végétaux-marron » (Lepage et al. 2003).



Figure 3 : Prélèvement (campagnes GirSar 2004), cadre de fond, composé à ~90% de *Sar* (Girardin et al. 2004).



Figure 4: Prélèvement (campagnes GirSar 2004), cadre de fond, composé à 50-60% de « vert » (Girardin et al. 2004).



Figure 5: "Sar" (avril 2013)

1.2. Caractérisation de débris végétaux

Deux ensembles d'échantillons doivent être différenciés : des échantillons fournis par EDF R&D, conservés formolés, et des non formolés obtenus dans le cadre de cette thèse. Des premiers, seront donnés leurs composants et leur répartition par taille. Sur le deuxième ensemble, il a été en plus procédé à l'acquisition de caractéristiques biogéochimiques permettant de renseigner sur l'origine et le degré d'évolution de ce matériel.

1.2.1. Echantillons formolés (prélèvements des années antérieures à cette thèse)

Cet ensemble est constitué de 4 échantillons prélevés dans les eaux estuariennes, provenant des campagnes Girsar (IRSTEA), et de 19 provenant des eaux de nettoyage des tambours de filtration de la source froide de la centrale du Blayais. La présentation complète de ces résultats est donnée dans l'annexe 3.

1.2.1.1. Composants et espèces susceptibles d'être ou de devenir du *Sar*

a) Description de l'ensemble du matériel organique végétal détritique

De la recherche d'identification des différents composants végétaux (Tableau 1), trois groupes majeurs de végétaux terrestres ont été identifiés : feuilles, chaumes de graminées et racines, avec une très forte hétérogénéité concernant la contribution de ces composants, comme montré dans le Tableau 1, où, pour les 2 échantillons étudiés (5 aliquotes de chacun), les % de chaque composant sont très variables.

Globalement, le matériel présentait un aspect majoritairement filamenteux (racines, chaumes de graminées, nervures, graines...) mais aussi, en même temps, une contribution non négligeable

(>10 % en poids sec) de **deux types différents de feuilles** : a) feuilles allongées et fines, lesquelles sont des débris de graminées ; b) feuilles larges et planes, originaires de plantes dicotylédones, de dimensions variées. A la différence des restes filamenteux, les débris de feuilles réduits (pouvant être assimilés à du *Sar sensu stricto*) sont les constituants fondamentaux de la fraction retenue sur un tamis de 3 mm.

Tableau 1: Pourcentages des divers composants (% masse sèche) de deux échantillons provenant des tambours du CNPE. L'évaluation des pourcentages de chaque composant a été effectuée sur 5 aliquotes.

Date	Racines	Chaumes de graminées	Feuilles
29/03/2010	21-43 %	13-30 %	10-21 %
31/03/2010	7-19 %	21-41%	14-44 %

- b) Espèces susceptibles de devenir du *Sar (sensu stricto)* ou identification de feuilles caducifoliées

Suite à une étude qualitative des échantillons (Tableau 2), quelques espèces susceptibles de devenir *Sar* ont été identifiées : *Quercus robur*, *Salix alba*, *Populus nigra*, *Platanus hispanica/acerifolia*, *Alnus glutinosa*. Toutes ces feuilles, typiques de la forêt tempérée caducifoliée, sont des feuilles caduques (abscission foliaire en période hivernale), avec une seule exception (*Quercus*), qui est marcescent. La marcescence fait référence aux arbres et arbustes caducifoliés qui conservent la majorité de leurs feuilles mortes attachées aux branches lors de la saison froide et qui ne tombent que lors de la repousse des nouvelles au printemps.

En outre, tous les échantillons possèdent les mêmes composants accompagnateurs (tiges, chaumes de graminées, racines, nervures) et plus rarement, des composants non feuillus (graines, écorces, morceaux de bois, macrophytes, algues...).

Quelques exemples de photos de ces échantillons révèlent la difficulté à pouvoir identifier la nature de la feuille à l'origine du *Sar* (Figure 6).

Tableau 2: Nombre de feuilles entières identifiées.

	<i>Quercus</i>	<i>Salix</i>	<i>Populus</i>	<i>Alnus</i>	<i>Platanus</i>
CNPE	7	4	3	1	1
Campagnes Girsar	2	0	0	0	0

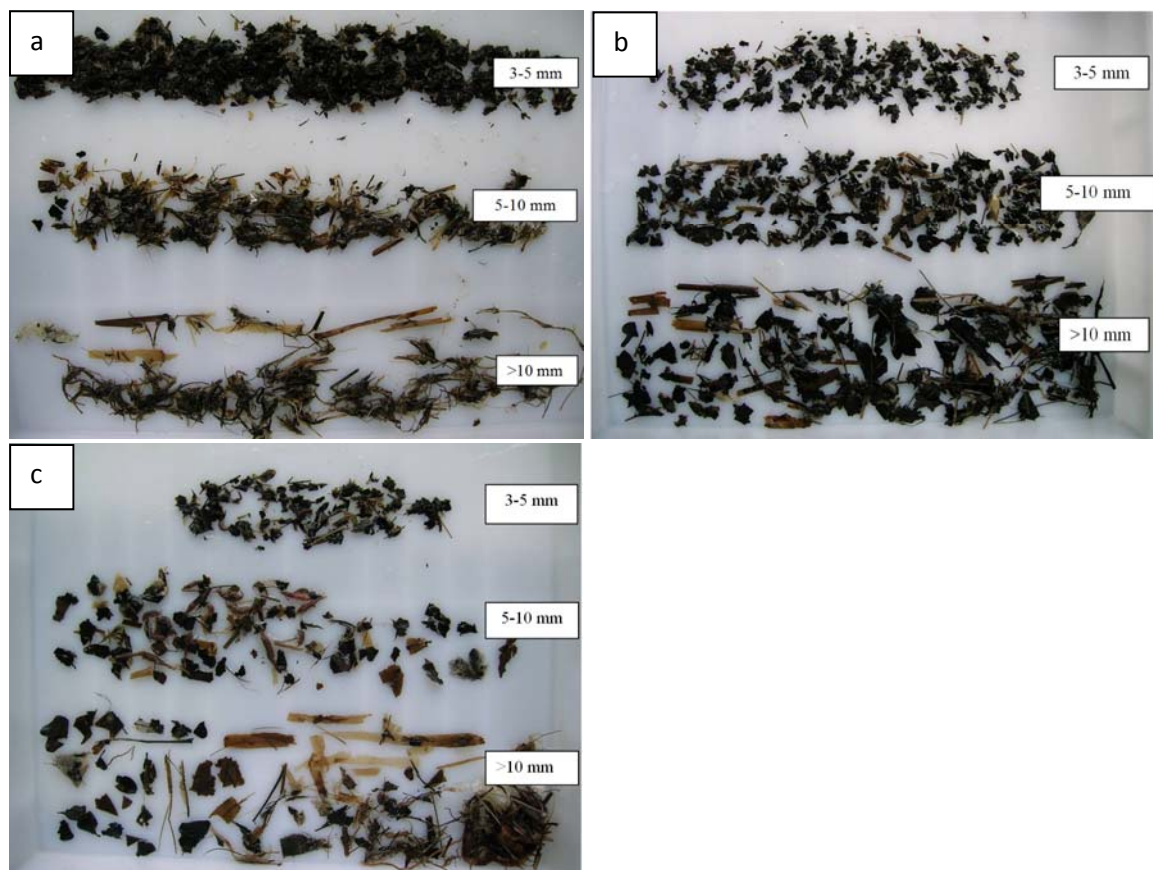


Figure 6: Séparation par taille des échantillons de : (a) CNPE (18/3/2002 ; (b) CNPE (26/2/2009) ; (c) campagne GirSar (2/4/2003).

1.2.1.2. Séparation par tamisage

La distribution des fractions par tailles (Figure 7), échantillon par échantillon, présente des profils hétérogènes et peu de tendances caractéristiques ne ressortent des deux ensembles d'échantillons étudiés (provenant du CNPE ou des campagnes GIRSAR).

La fraction granulométrique (3-5 mm), considérée comme la plus problématique pour le fonctionnement de la source froide de la centrale, représente en moyenne autour de 30% de l'ensemble du matériel végétal, pouvant atteindre même 50% du total. La fraction intermédiaire (5-10 mm), semble être celle qui contribue le moins par rapport aux deux autres, avec une moyenne de 20%, mais pouvant osciller entre 5 et 70%. Finalement, la contribution de la fraction > 10 mm représente approximativement 50% en moyenne, avec cependant des variations comprises entre 20 et 80%.

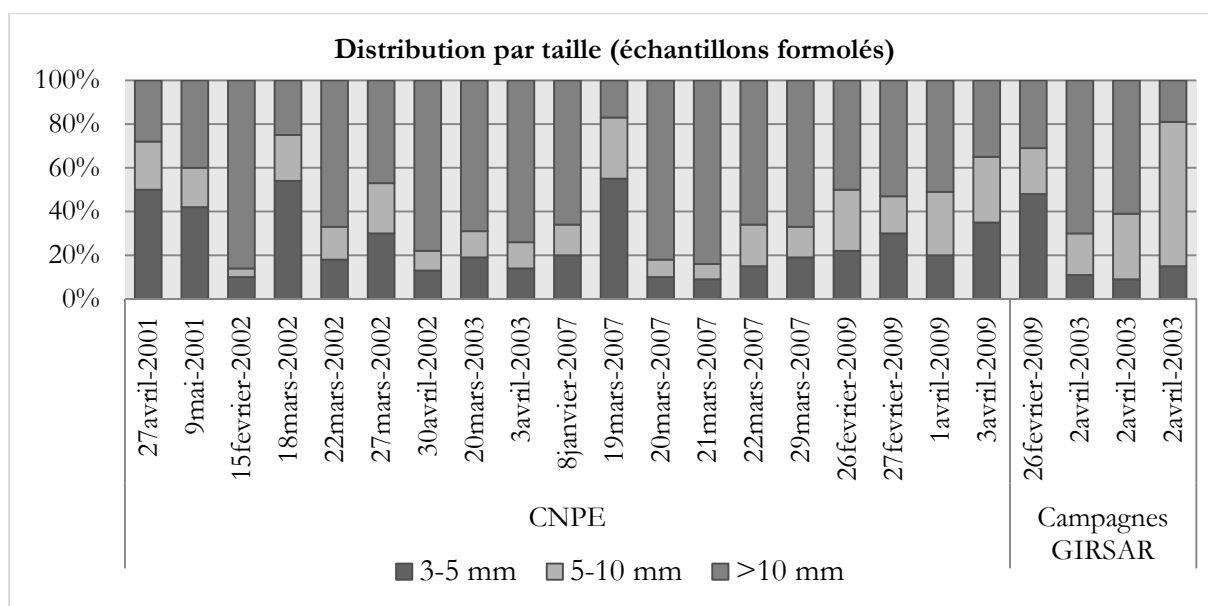


Figure 7: Distribution par taille (% masse sèche) des échantillons antérieurs à cette thèse.

Trois considérations majeures ressortent de la Figure 7:

Pour les échantillons du CNPE, si les échantillons sont pris au même moment de la marée (cas des 20-21-22/3/2007), il s'avère que les répartitions par taille sont très proches, témoignant de la cohérence de nos données. Il en est de même pour les 2 premiers échantillons récoltés le 2 avril 2003.

Si les échantillons sont pris à des horaires différents par rapport à la marée de ceux précités (19/3/2007 ou 3 échantillons du 2/4/2003), alors la répartition par taille change.

Le manque de protocoles d'échantillonnage adéquats (non prise en compte de la marée) limite donc considérablement les interprétations concernant la variabilité de nos données.

De même, le fait que, pour les campagnes GirSar, les échantillons aient été prélevés à la benne ou par trait de cadre de fond peut lui aussi suffire à expliquer la variabilité des répartitions par taille des débris végétaux (différences entre les échantillons du 26/2/2009 et ceux du 2/4/2003).

Enfin, il faut garder à l'esprit la nature très hétérogène du matériel végétal étudié et l'imprécision reconnue de l'opération de tamisage, due à la morphologie très dissemblable de chaque constituant végétal analysé.

1.2.2. Échantillons non formolés : prélèvements au cours de la thèse.

Sont traités ici des échantillons obtenus lors des campagnes mensuelles dans l'estuaire (SOMLIT-SOGIR en mortes-eaux et les campagnes de 2013 en vives-eaux) ainsi que les prélèvements réalisés au CNPE (en vives-eaux). Avant de commenter les résultats, il doit être expliqué la différence entre la taille des fractions recensées pour chacun des ensembles d'échantillons étudiés.

Les raisons d'avoir choisi des tailles non comparables résident fondamentalement dans la méthode de prélèvement utilisée.

La présentation complète des résultats est donnée dans l'annexe 3.

1.2.2.1. Composants et espèces susceptibles d'être ou de devenir du *Sar*

En ce qui concerne les échantillons du CNPE (Figure 8), les composants sont similaires à ceux décrits pour les échantillons formolés (cf. 1.2.1.1), présentant les mêmes composants et les mêmes types de feuillus quand ils sont identifiables. En effet les fractions provenant des échantillons de l'estuaire (Figure 9) affichent des gammes de taille différentes de celles des échantillons du CNPE, avec des dimensions beaucoup plus réduites, faisant notamment qu'il était très délicat de donner une origine précise de feuilles au matériel assimilé à du *Sar*.

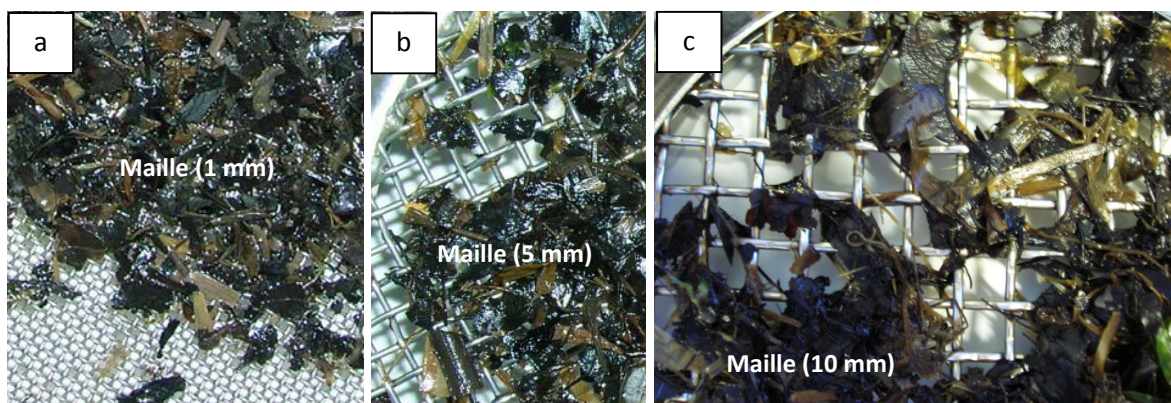


Figure 8: Tamisage par tailles (CNPE, 14 février 2013) : a) *3-5 mm ; b) 5-10 mm ; c) >10 mm. *La fraction 1-3 mm est supposée inexistante car le matériel est récupéré dans les eaux de lavage des tambours de filtration du CNPE (maille de 3 mm).

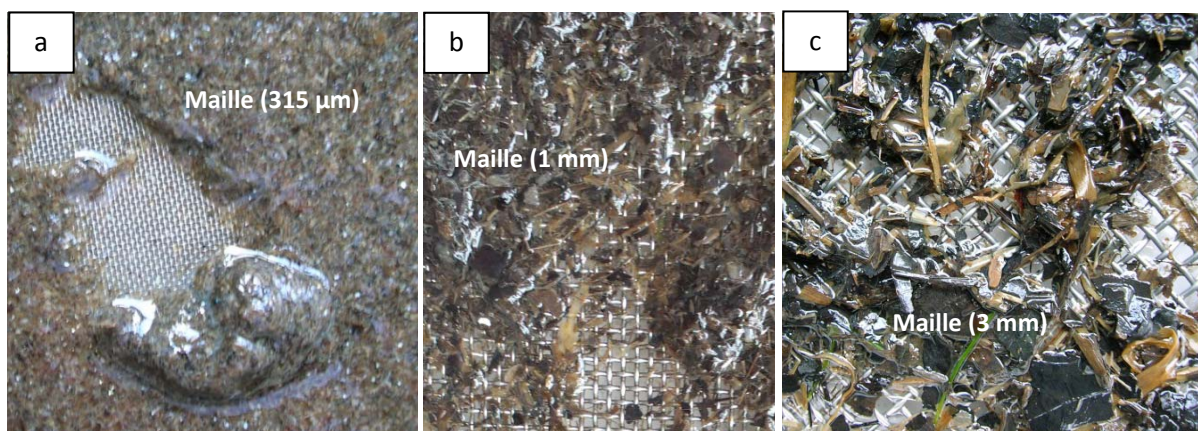


Figure 9: Tamisage par tailles (estuaire, mars et avril 2012) : a) 315 µm-1 mm ; b) 1-3 mm ; c) > 3 mm.

1.2.2.2. Séparation par tamisage

A titre de rappel, les échantillons obtenus lors des campagnes dans l'estuaire (Figure 10, Figure 11, Figure 12) ont été séparés en 2 fractions (315 μ m -1 mm, >1 mm). Cependant, 2 fractions supplémentaires ont dû être ajoutées lors des campagnes en vives-eaux (2013) en raison de la taille plus élevée des débris végétaux échantillonnés.

Concernant les échantillons du CNPE (annexe 3), le tri a reposé sur trois fractions (3-5 mm, 5-10 mm, >10mm).

Tous les résultats concernant les tamisages des échantillons sont rassemblés sous forme d'histogrammes dans l'annexe 3.

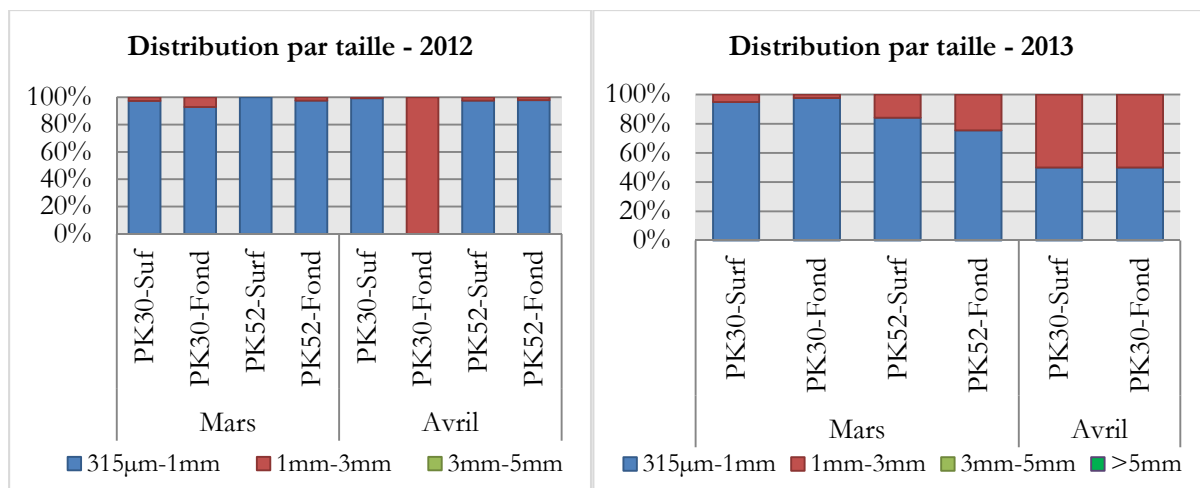


Figure 10: Distribution par taille en mortes-eaux (mois de mars et avril) : année 2012 et 2013.

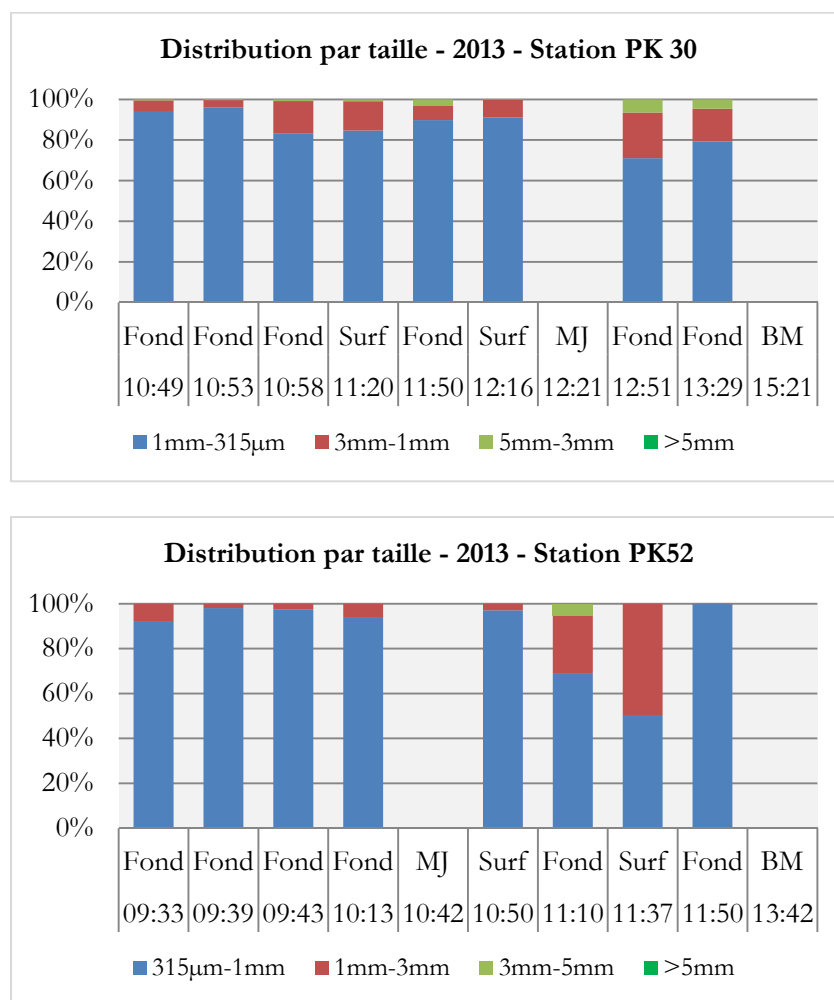


Figure 11: Distribution par taille en vives-eaux (mars 2013) aux deux stations : PK 30 (dessus) et PK 52 (dessous). (filet 200µm)

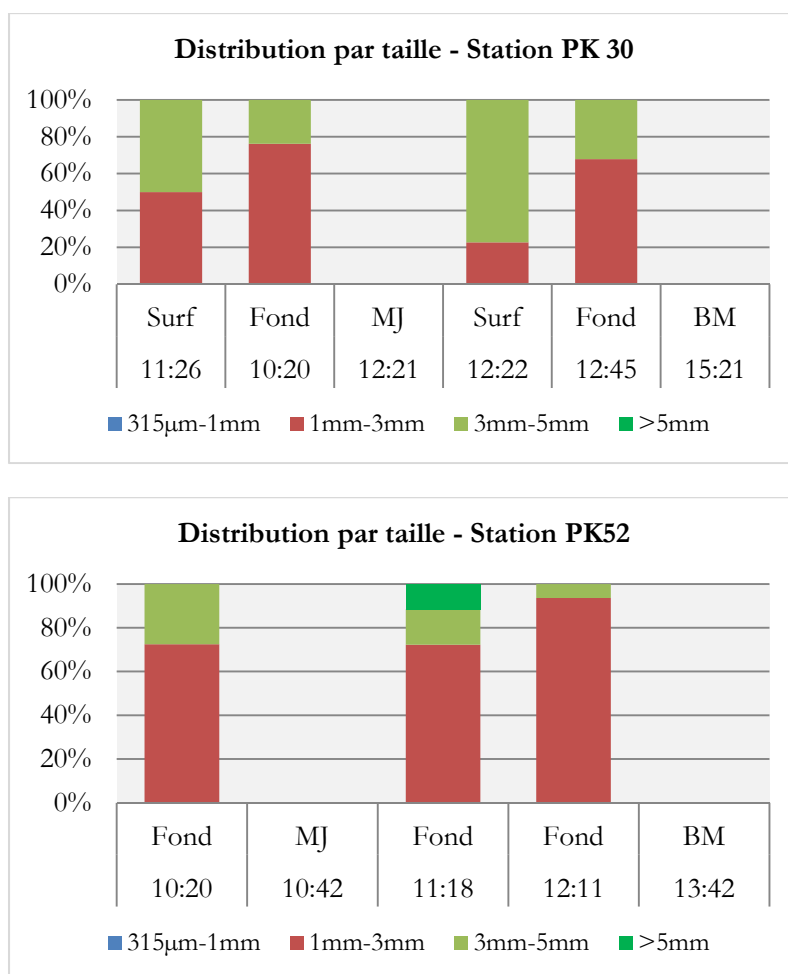


Figure 12: Distribution par taille en vives-eaux (mars 2013) aux deux stations : PK 30 (dessus) et PK 52 (dessous). (filet 750 µm)

- Variabilité **interannuelle**

Au CNPE, avec des échantillons prélevés systématiquement entre 3 et 2 heures avant la basse mer, l'année 2013 se différencie des deux précédentes par une contribution plus marquée des fractions < 10 mm, gamme de taille problématique pour le fonctionnement des tambours de filtration.

Dans les eaux estuariennes, les prélèvements mensuels obtenus en marée de mortes eaux montrent des contributions de la fraction 1-3 mm qui sont moins importantes en 2012 qu'en 2011 et 2013 (Figure 10), sans que des explications assurées puissent être proposées (hydrologie fluviale plus faible vraisemblablement).

- Variabilité surface/fond et **mortes-eaux/vives-eaux**

Aucune observation significative n'a été tirée de la comparaison surface/fond, sauf pour des échantillons récupérés en vives-eaux en 2013. L'importance de fractions plus grossières s'est fait légèrement sentir au fond au PK 52 après la crue de début d'année 2013.

C'est la conjugaison des facteurs crue et vives-eaux qu'il faut invoquer pour justifier les seuls moments où a été observée la présence notable de débris végétaux de taille supérieure à 3 mm.

L'utilisation d'un filet à plancton de maille 200 μm , dans ces conditions hydrodynamiques, montre aux PK 30 et PK 52 la présence de débris végétaux de tailles 3-5 mm (Figure 11). Mais pour des motifs de colmatage très rapide du filet, les temps de mise à l'eau de ce dernier ont été très courts (moins d'une minute) limitant considérablement la représentativité de notre échantillonnage (réduction du volume).

Ainsi, avons-nous dû utiliser un filet de maille 750 μm qui a permis d'échantillonner sur des laps de temps plus conséquents et donc intégrer des volumes accrus d'eau passée à travers le filet.

Il ressort de ces manipulations l'apparition de débris végétaux de taille 3-5 mm et même >5mm (PK 52, fond), vraisemblablement justifiée par un ensemble de facteurs :

- présence de ce matériel au PK 52, suite à la crue,
- forts courants de marée dus aux vives-eaux.

Ces résultats seront repris dans le chapitre 5 de ce manuscrit, où est discutée la dynamique de transport des débris végétaux dans les eaux estuariennes.

1.2.2.3. Caractéristiques biogéochimique des débris végétaux : $\delta^{13}\text{C}$ et rapport C:N.

- $\delta^{13}\text{C}$ (échantillons de l'estuaire et du CNPE)

L'ensemble des valeurs synthétisées dans l'annexe 4 montre que, quel que soit le type d'échantillon, les valeurs oscillent entre -26‰ et -30‰, présentant une valeur moyenne de -27,9 ‰ $\pm$ 1,0. Ces valeurs correspondent à des plantes terrestres en C_3 , dans lesquelles les espèces arborescentes de climat tempéré prennent leur place, comme le confirme le Tableau 3 et les rapports C:N abordés ci-après.

Tableau 3: $\delta^{13}\text{C}$ et rapport carbone organique particulaire/azote particulaire (COP/NP) des différents types de matériel présents dans les écosystèmes côtiers tempérés (modifié de (Dubois 2012)).

Matériel	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	C:N
MOP marine	-25 à -18	-
MOP rivière	-31 à -24	5 à 7
Phytoplancton	-24 à -17	6 à 8
Mycrophytobenthos	-24 à -10	6 à 10
Plantes terrestres en C3	-32 à -22	15 à >50
Plantes terrestres en C4	-16 à -9	15 à >50
Plantes des schorres en C3	-26 à -23	-
Plantes des schorres en C4	-14 à -12	-
Macroalgues	-28 à -8	9 à 62
Epiphytes	-20 à -13	6 à 10
Phanérogames marines	-15 à -3	15 à 29

- **C:N**

a) Echantillons des eaux de l'estuaire

Toutes les données sont rassemblées dans l'annexe 4.

La comparaison de l'ensemble de données obtenues au PK 30 et au PK 52 montre que, si les valeurs sont peu significativement différentes entre les deux jeux de données ($19,4 \pm 3,2$ au PK 30 et $16,6 \pm 3,8$ au PK 52), les C:N décroissent en moyenne de l'amont vers l'aval (Figure 13, a). Ceci pourrait traduire un avancement de l'état de dégradation de ce matériel lors de son déplacement vers l'aval avec notamment l'adjonction accrue de biomasse microbienne hétérotrophe.

Aux deux stations (PK 30 et PK 52), les données obtenus sur les débris végétaux prélevés en surface et au fond ne présentent aucune différence significative (Figure 13, b), témoignant du caractère effectif de mélange de ce matériel végétal à travers la colonne d'eau.

Les valeurs obtenues sur les échantillons de mars (Figure 13, c) montrent, comparées à celles des 2 mois précédents, une croissance significative des C:N ($20,1 \pm 3,5$). Il faut interpréter cela comme l'influence des événements hydrologiques forts (débits fluviaux élevés) des semaines précédentes qui ont alors amené vers l'aval du matériel végétal moins dégradé. L'effet des phases de crue s'atténue en avril.

A l'observation des valeurs C:N mesurées dans des fractions végétales de tailles différentes (Figure 13, d), il ressort clairement que plus la taille croît, plus les rapports C:N sont élevés : $15,2 \pm 2,8$ pour la fraction $315 \mu\text{m}$ -1mm, $17,6 \pm 3,2$ pour la fraction 1-3 mm, $21,3 \pm 3,2$ pour la fraction >3mm, les débris grossiers contenant plus de cellulose et de lignine riche en carbone.

Si l'on assume que, plus les débris végétaux sont petits, plus ils sont dégradés (ceci étant particulièrement vrai pour du matériel feuillu), la croissance de rapport C:N traduit bien le degré de dégradation de ce matériel végétal.

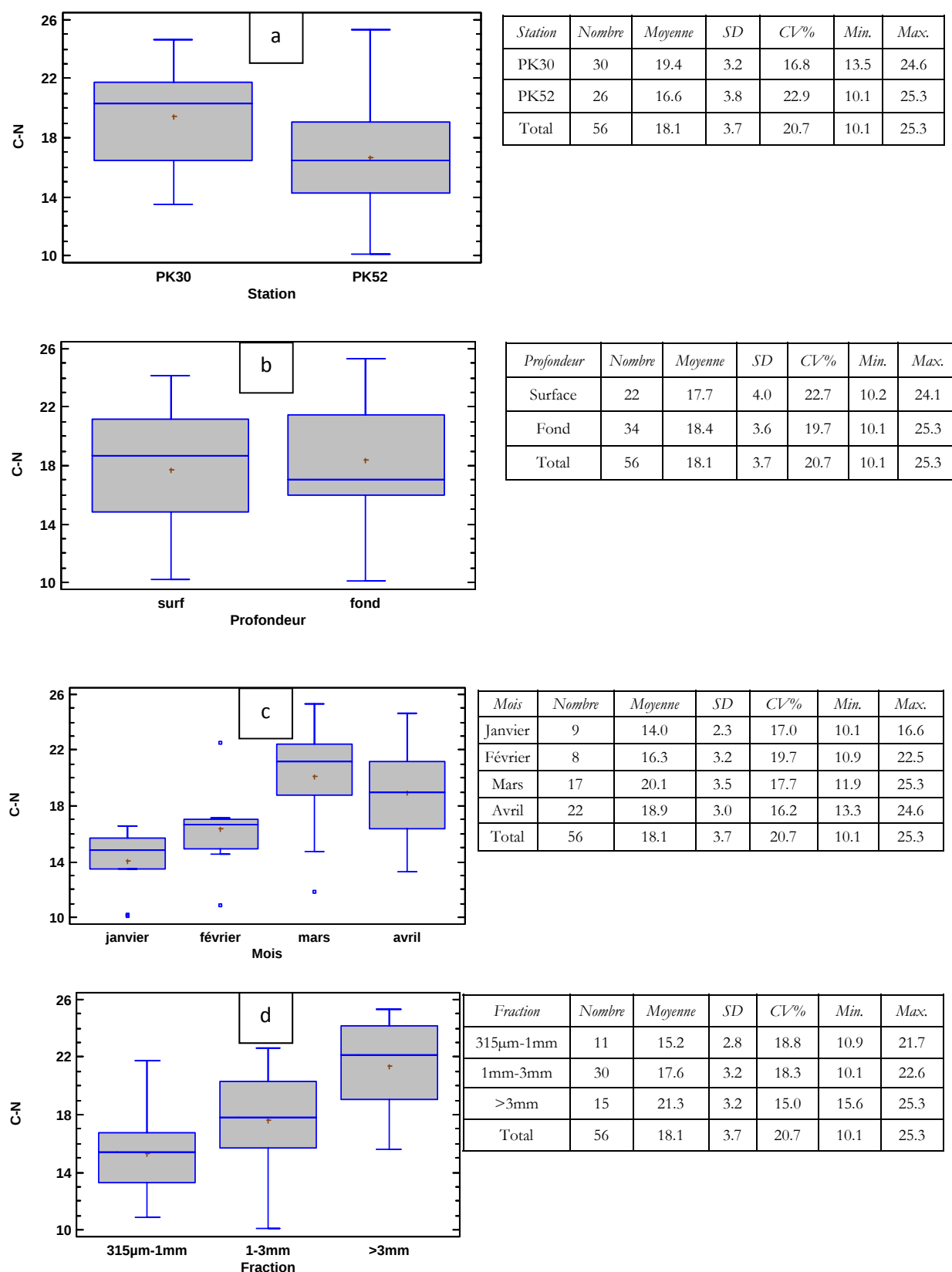


Figure 13 : Rapport C:N des prélèvements des débris végétaux dans l'estuaire selon : a) station ; b) profondeur ; c) mois ayant subi une crue ; d) taille.

b) Echantillons CNPE

Les valeurs des rapports C:N enregistrés dans les échantillons récoltés au CNPE doivent être interprétés dans le même sens que pour les échantillons de pleine eau : les échantillons de mars (3 répliquats d'un même échantillon) montrent eux aussi, un C:N très significativement élevé (effet de la crue) et, de plus, les répliquats faits sur l'ensemble des échantillons montrent une bonne reproductibilité dans la mesure de ce paramètre (Figure 14, a).

De même, la mesure du C:N sur différentes fractions montrent que le C:N est plus élevé (autour de 50) pour les tailles >10 mm (Figure 14, b), alors que, sur les fractions de *Sar sensu stricto*, les rapports C:N (autour de 12) signifient une dégradation plus avancée de ce matériel, comme cela sera bien explicité au chapitre 4.

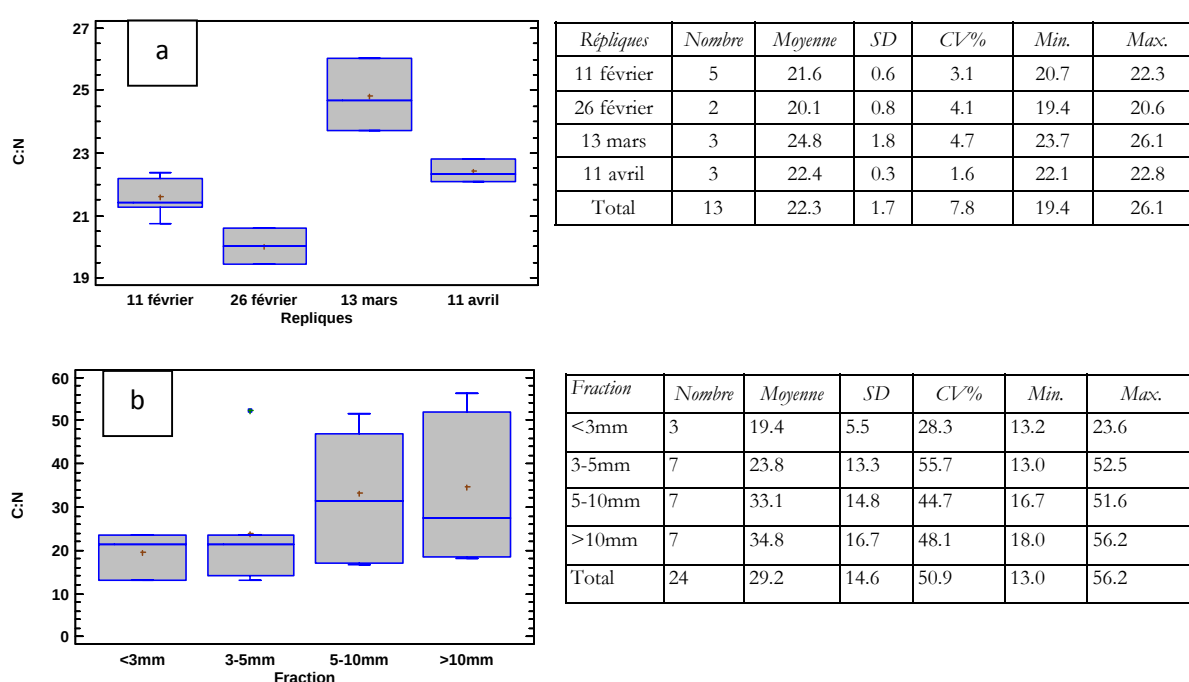


Figure 14: Rapport C:N des prélèvements des débris végétaux dans le CNPE en fonction: a) du mois sur une période ayant subi une crue ; b) de la taille des débris.

1.3. Synthèse

Dans ce manuscrit, le terme « Sar » fait référence aux débris végétaux feuillus, de tailles réduites (3-10 mm) et de couleur noire qui, sur les tambours filtrants du CNPE, présentent un très fort pouvoir colmatant venant perturber leur fonctionnement. L'appellation « débris végétaux » correspond à un assemblage de matériel foliaire, plus ou moins détritique, de chaumes de graminées et de racines.

A l'origine du *Sar*, plusieurs espèces de plantes dicotylédones arborescentes et arbustives ont été identifiées comme susceptibles de devenir *Sar* : celles caducifoliées comme *Populus spp.*, *Salix spp.*, *Platanus spp.*, *Alnus spp.* et une espèce marcescente, *Quercus spp.*

Après tamisage, la répartition par taille des débris végétaux révèle des distributions relativement hétérogènes selon les types d'échantillons étudiés (soit récoltés en pleine eau estuarienne, soit sur les goulottes du CNPE). Les techniques de prélèvements utilisées (benne, cadre de fond, filet à plancton) et même d'une année sur l'autre : ainsi, les résultats obtenus sur l'année 2012 diffèrent de ceux de 2011 et 2013. De plus, les tailles des échantillons ont tendance à augmenter à mi-jusant et surtout lors des crues, témoignage d'arrivée de matériel feuillu de taille plus grande, car moins dégradé.

Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ relevés témoignent de l'origine des débris végétaux (plantes terrestres en C_3 , en état de décomposition plus ou moins avancée), valeurs comprises entre -26‰ et -29‰. Systématiquement, les rapports C:N sont plus élevées quand les tailles des débris feuillus augmentent, témoignage d'une dégradation moins avancée de ces végétaux.

2. Sources émettrices potentielles des débris végétaux

Suite à une synthèse bibliographique, les spécificités des rivages de l'estuaire, puis celles des bassins versants de la Garonne et de la Dordogne sont successivement examinées.

Les documents utilisés pour les descriptions des 3 bassins versants (Gironde, Garonne, Dordogne) sont les suivants :

Conseil Général de la Gironde, Folléa-Gautier, GERE, Lavigne, C., Isthme, ChevalVert, 2013. Atlas des paysages de la Gironde. http://atlas-paysages.gironde.fr/ .
Association Française des EPTB, 2003. Etude monographique des fleuves et grandes rivières de France Rapport - Association Française des EPTB.
EPTB-Dordogne, 2008. Les zones humides de la Dordogne Atlantique. Rapport EPTB-Dordogne, 10pp.
EPTB-Garonne, 2002. Schéma directeur d'entretien coordonné du lit et des berges de la Garonne. Rapport EPTB-Garonne.
EPTB-Garonne, 2008. Plan Garonne. Volet paysager et culturel. Rapport EPTB-Garonne.

2.1. Le bassin versant de l'estuaire de la Gironde

2.1.1. Présentation du bassin

L'estuaire de la Gironde (Figure 15) *sensu stricto* prend corps à la confluence au Bec d'Ambès (à 70 km de l'embouchure océanique) de deux réseaux hydrographiques, celui de la Garonne (56 075 km²) et celui de la Dordogne (23 902 km²). Ces deux grands bassins versants représentent la majorité des apports en eau douce à l'estuaire et en déterminent le régime hydrologique. Les affluents de l'estuaire à l'aval du Bec d'Ambès et jusqu'à l'embouchure océanique drainent 2 297 km² de bassin versant superficiel. Au total, ce sont donc environ 82 300 km² de bassin versant qui sont drainés par le système fluvio-estuarien Garonne-Dordogne-Gironde. La part de superficie drainée due au bassin versant de l'estuaire *sensu stricto* est limitée à moins de 3% par rapport à l'ensemble du bassin versant.

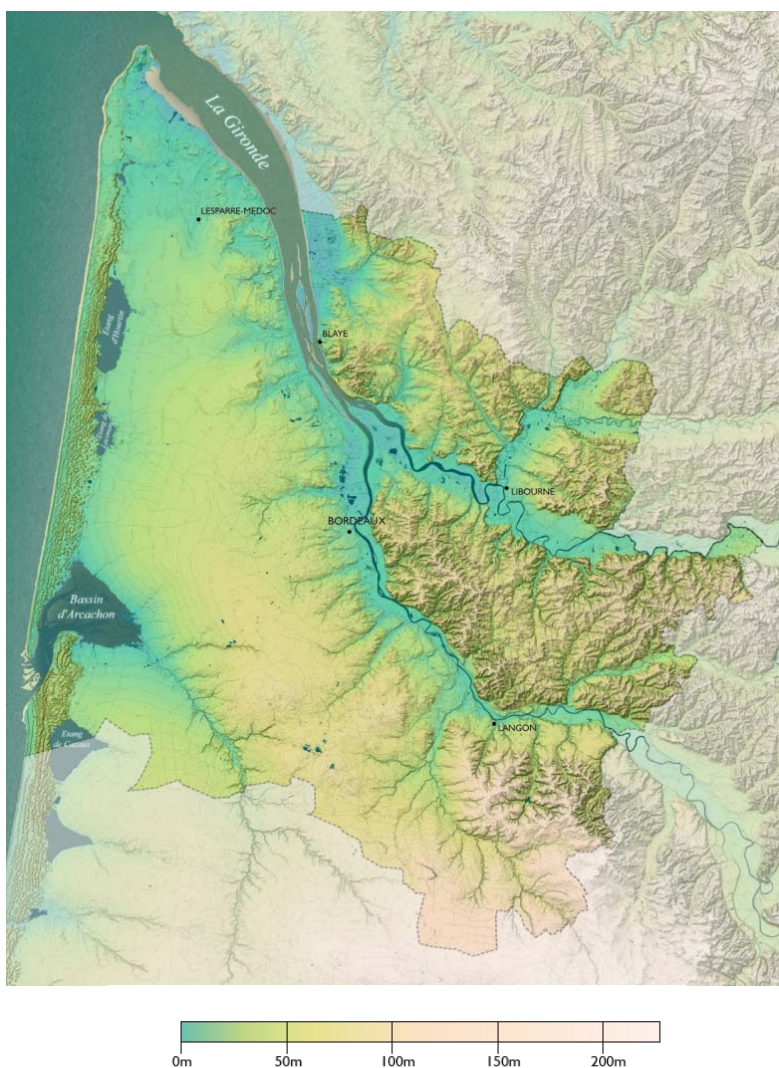


Figure 15: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (<http://atlas-paysages.gironde.fr>)

2.1.1.1. Les affluents latéraux à l'estuaire

Les affluents à l'estuaire sont caractérisés par un système en « arrêtes de poisson ». Un grand nombre d'affluents est observé (Tableau 4), de faible longueur (le plus grand étant la Livenne avec 42 km), dont les bassins versants sont indépendants les uns des autres. Ces affluents sont appelés aussi *chenaux*, *esteys* ou *jalles* (« jalles » correspond au terme gascon signifiant « cours d'eau »), et avec les zones humides littorales (marais/palus) forment les rives de l'estuaire. L'ensemble des affluents à l'estuaire représente un linéaire d'environ 3 500 km, dont les 18 cours d'eau principaux serpentent sur environ 400 km.

Tableau 4 : Affluents latéraux à l'estuaire de la Gironde

EXUTOIRE rivière	Nom rivière principale	Longueur total cours d'eau (km)	Dont longueur rivière principale (km)	Surface b.versant (Km ²)	Linéaire cours d'eau/Surface bassin versant (km/km ²)
Garonne	Eau Bourde	194	23	148	1,3
	Peugue	53	13	72	0,7
	Jalle de Blanquefort	440	32	366	1,2
	Gua	59	20	56	1,1
	Canal de Despartins	89	14	82	1,1
	Maqueline	20	9	20	1,0
Dordogne	Moron	197	24	208	0,9
Estuaire Rive Droite	Etier de Maubert	111	23	103	1,1
	Ferrat	112	14	87	1,3
	Livenne	387	42	365	1,1
	Brouillon	39	8	47	0,8
Estuaire Rive Gauche	Chenal du Gua	370	47	352	1,1
	Chenal de Guy	146	38	155	0,9
	Chenal de la Calupeyre	51	16	76	0,7
	Jalle du Breuil	34	10	51	0,7
	Jalle de Lhorthé et Berle	213	33	182	1,2
	Jalle de Castelnau	231	17	165	1,4
	Laurina	98	14	63	1,6

2.1.1.2. Variables hydrologiques

Le régime des eaux des rivières à l'intérieur du périmètre du SAGE (Schéma d'Aménagement et de gestion des Eaux de l'estuaire de la Gironde et des milieux associés) est très difficile à appréhender. En effet, un réseau peu dense de stations de mesure hydrologique est disponible, et de nombreux cours d'eau ont des régimes hydrologiques très influencés par des conditions hydrogéologiques locales (émergence de nappe), des conditions d'occupation du sol (impact de la forêt) et enfin une forte sensibilité à l'aménagement humain (réseau des crastes, drainage des marais, etc.).

Des informations existent en particulier sur le régime des crues qui sont déterminantes pour la sécurité des ouvrages. Une des principales variables statistiques reprenant les stations les plus proches du périmètre du SAGE concerne l'intensité hydrologique moyenne régionale (Q_{sm}), de l'ordre de 5 à 10 $L.s^{-1}$ et par km^2 , avec une moyenne fixée à 7 $L/s/km^2$. Les étiages sont très sévères, car le plus souvent couvrent des valeurs de moins de 0,5 $L/s/km^2$ (mais très dépendantes de l'hydrogéologie locale) et les crues sont relativement modestes en intensité (entre 150 et 300 $L/s/km^2$).

Ces apports liquides sont donc très mineurs (27 $m^3.s^{-1}$ obtenus ici) comparés aux flux des eaux fluviales venant de l'amont (750 $m^3.s^{-1}$ en moyenne annuelle).

2.1.2. L'occupation actuelle du sol

La carte ci-dessous (Figure 16) fait apparaître un seul grand centre urbain (Bordeaux). Le reste du territoire est marqué par l'agriculture et la présence de vastes espaces de forêt, essentiellement du pin et particulièrement en Médoc. Nos considérations porteront sur le périmètre SAGE (près de 3 800 km^2), directement connecté avec l'estuaire de la Gironde. Une description plus complète de l'estuaire et ses rivages est présentée dans l'annexe 5.

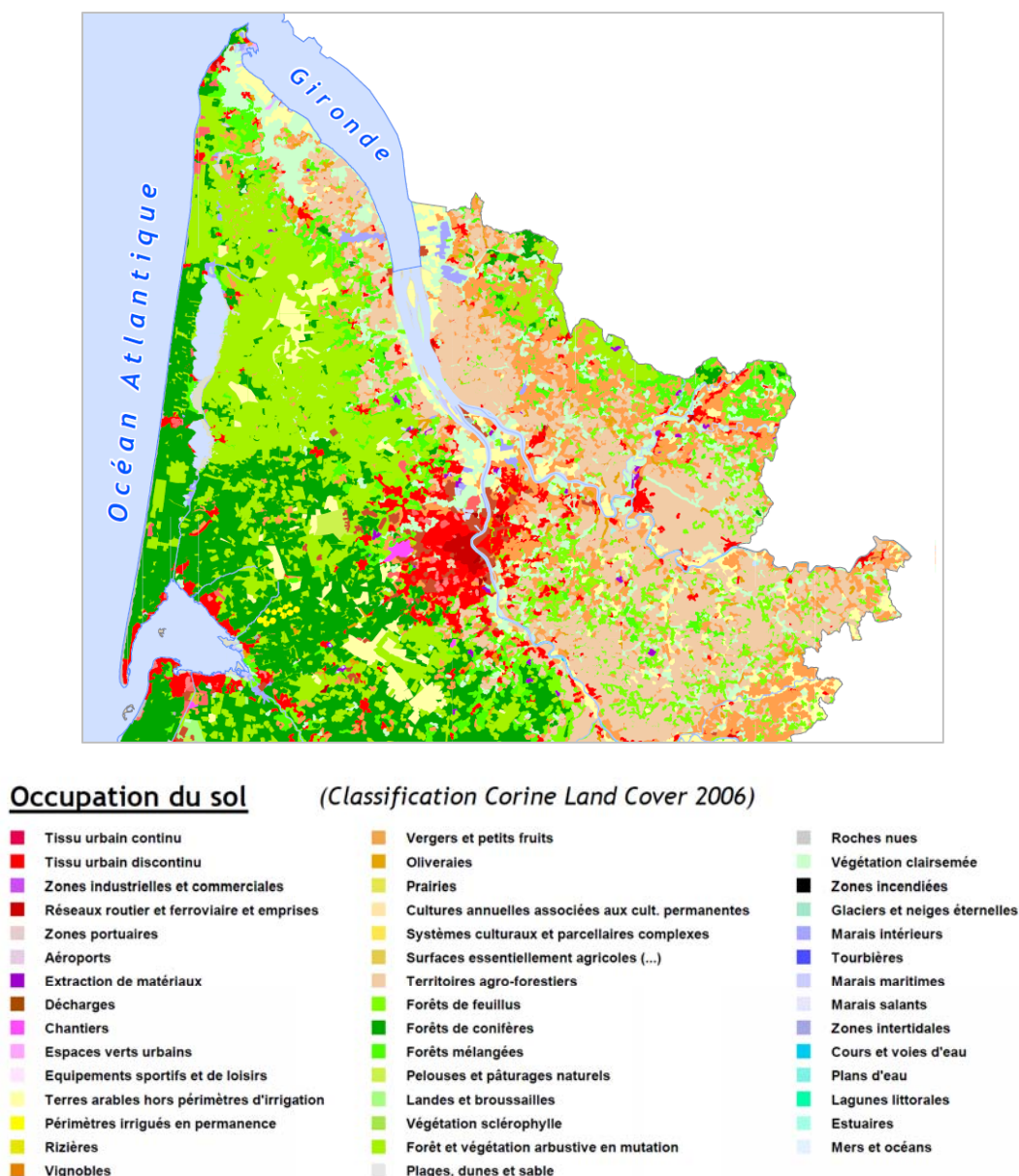


Figure 16: Carte d'occupation du sol en Gironde (2006) (source : CORINE Land Cover, <http://aquitaine.fr/institution/cartes-de-l-aquitaine/occupation-du-sol-clc-2006.html>)

Un territoire à dominante rurale

Le périmètre du SAGE compte environ 4 500 exploitations en 2000 pour une superficie totale cultivée de 119 000 ha (valeur similaire en 2005), soit 31 % du périmètre du SAGE. Les exploitations font en moyenne de 20 à 30 ha, mais sont sensiblement plus grandes en Pays Royannais.

Le nombre d'exploitations connaît un recul important sur tout le périmètre entre 1979 et 2000, parallèlement à une augmentation des surfaces cultivées. La tendance se confirme entre 2000 et 2005 au niveau départemental avec une réduction de 18% des exploitations, associée à une augmentation de 20% des exploitations de plus de 100 ha.

Le territoire est marqué par la viticulture (34% de la Surface Agricole Utile (SAU), en 2000), mais aussi par la culture des céréales (22 % de la SAU) dont une part importante en maïs (13% de la SAU) (Tableau 5). La forêt occupe également un large espace en particulier en Médoc. Chacun de ces modes de valorisation du sol noue des liens spécifiques entre agriculture et environnement décrits ci-après.

Tableau 5: Pourcentages respectifs des divers types d'occupation du sol dans le périmètre du SAGE.

	km ²	(%)
Surface estuaire	635	16,5
Marais	400	10,4
Viticulture	404	10,5
Elevage	250	6,5
Céréales	260	6,8
Forêt	1115	29
Occupations diverses	780	20,3

2.1.2.1. La viticulture

La viticulture contribue à la renommée de la région autour de 6 grandes aires géographiques de production : Médoc, Grave, Bordeaux, Entre Deux Mer, Côtes de Blaye et de Bourg, Cognac.

Les vignes sont plantées sur une large bande longeant la Garonne, la Dordogne et la Gironde. Les exploitations se répartissent entre les bourrelets alluviaux et les terrasses, mais sont absentes des zones basses de marais.

La surface plantée représente environ 40 400 ha en 2000, soit près de 10 % de la superficie du périmètre, dont 22 500 ha en rive droite et 17.900 ha en rive gauche (Figure 17: Evolution de la culture des vignes en Gironde de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007).). On dénombre 2 547 chais particuliers et 22 caves coopératives sur le périmètre du SAGE, pour une production totale de 2,3 Mhl de vin. Les surfaces en vigne augmentent de 10% entre 1979 et 2000. Cette évolution globale cache des disparités puisque les surfaces en Médoc connaissent une augmentation de 40% sur la même période, alors que l'on observe une diminution de 35% en pays Royannais.

Contrairement à ce que l'on pourrait penser, on observe, entre 2000 et 2005, un accroissement de 3 500 ha (+ 3%) des surfaces viticoles en Gironde. Seule la périphérie de la CUB (Communauté Urbaine de Bordeaux) voit ses surfaces en vigne diminuer en raison des possibilités de valorisation des terrains au profit du développement urbain.

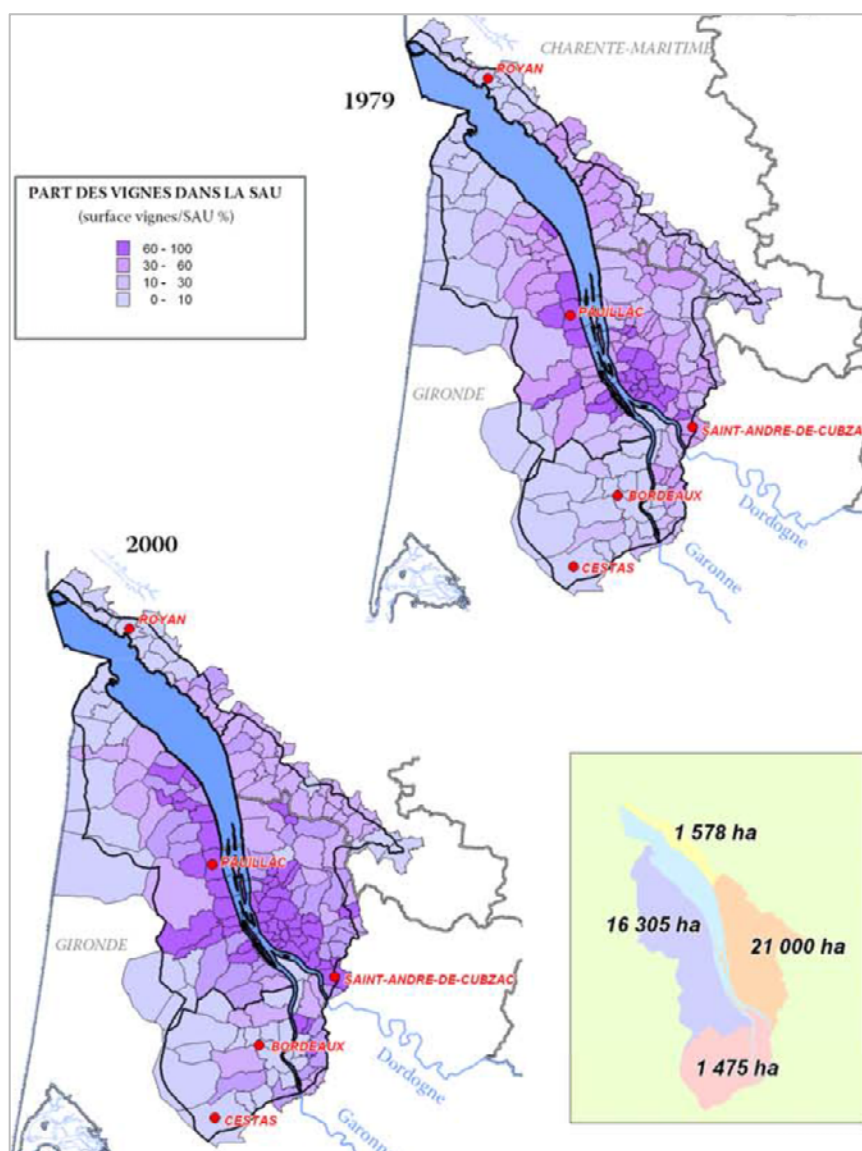


Figure 17: Evolution de la culture des vignes en Gironde de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007).

2.1.2.2. Les cultures céréalières

Les surfaces en céréales sont de l'ordre de 26 000 ha en 2000, dont 60% ensemencées en maïs (Figure 18). Les surfaces sont relativement stables entre 1979 et 2000, avec une augmentation de 50 % des surfaces en maïs sur la Haute Gironde - Haute Saintonge. La tendance s'inverse en 2005 avec une baisse de 8% des cultures de céréales en Gironde et de 12% des surfaces en maïs, soit 4 500 ha. En Charente-Maritime, les surfaces en céréales se maintiennent, mais avec le remplacement de surfaces en maïs grain (- 21%, soit 14 000) par d'autres cultures, dont le blé tendre, le blé dur et l'orge (+ 2 500, + 6 500, + 2 000 ha) et le maïs ensilage (+ 1000 ha).

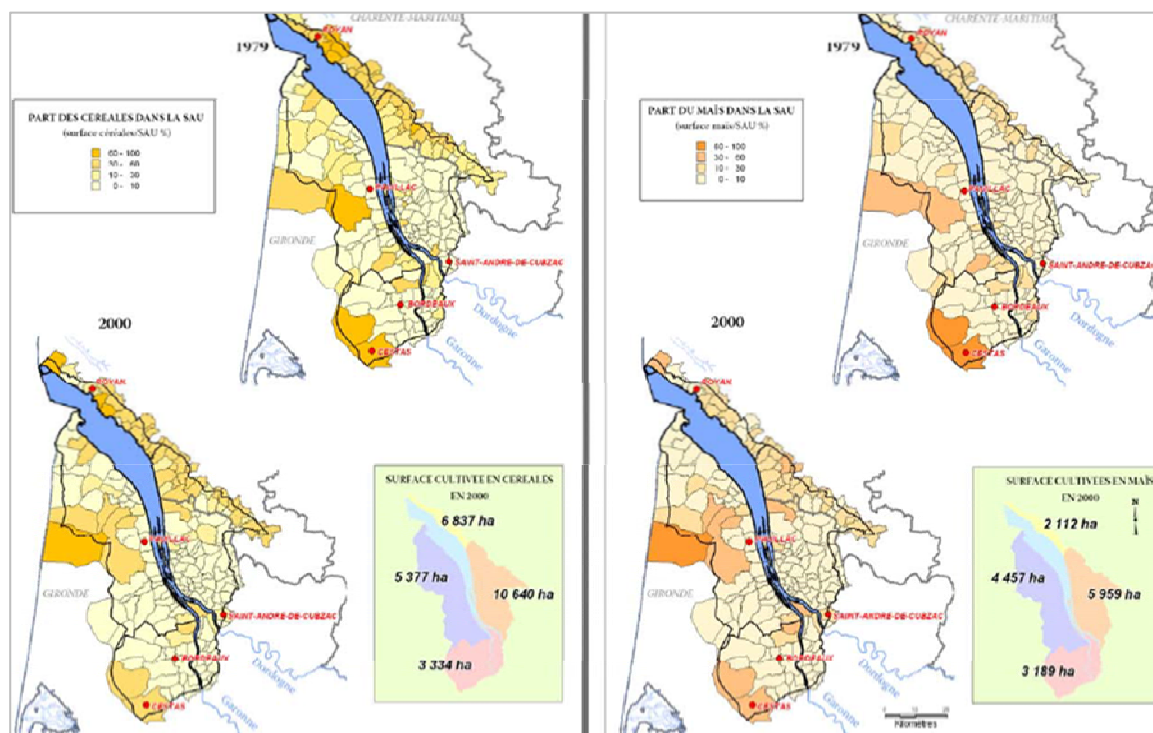


Figure 18: Evolution de la culture des céréales (gauche) et de maïs (droite) de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007)

2.1.2.3. L'élevage : La Surface toujours en Herbe (STH)

La Surface Toujours en Herbe (STH) représente environ 20% de la SAU en 2000 (Figure 19). Elle est en forte régression (-50% entre 1979 et 2000) sur tout le périmètre avec une évolution parallèle du nombre de bovins, estimé à 27 000 têtes en 2000.

Cette tendance est confirmée en 2005 avec une réduction de 5% des STH (soit une perte de 2000 ha de prairies sur chacun des départements) et une baisse d'environ 15% du cheptel bovin sur les deux départements. Même en Charente maritime, les prairies artificielles diminuent fortement entre 2000 et 2005, avec une baisse de 4 500 ha.

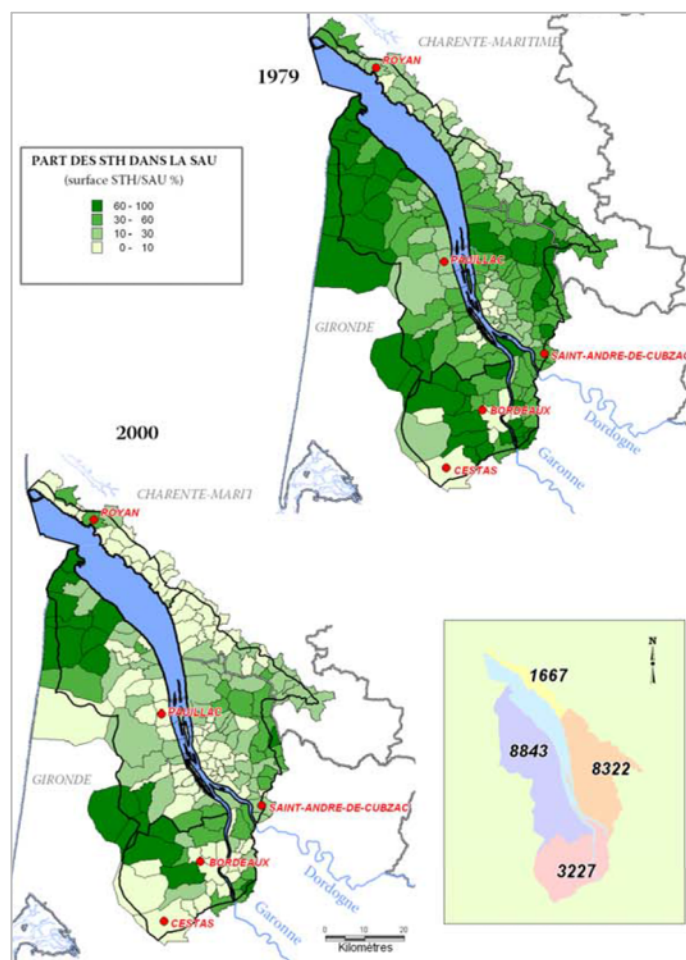


Figure 19: Evolution des Surfaces Toujours en Herbe (STH) de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007).

2.1.2.4. La forêt

La forêt occupe 29 % du territoire du SAGE, soit 1 115 ha, dont 900 ha en Médoc. Plus de 70% de la production est constituée par le bois d'industrie (pâte à papier) (Figure 20).

L'essentiel de l'activité sylvicole se situe en **Médoc**, territoire originellement, assez peu boisé. Il s'agit d'une forêt cultivée pour **la production de pins maritimes** au fonctionnement très artificiel qui structure le paysage et l'homogénéité du milieu. On trouve des boisements mixtes limités aux abords des cours d'eau dominés par des feuillus tels que le chêne ou l'aulne.

La forêt du bassin de la Livenne, essentiellement privée (99%), principale zone forestière en rive droite, est composée de peuplements de pins maritimes et de feuillus (châtaigniers, chênes). Enfin, **la forêt de Suzac** est domaniale (Nord de Royan) et composée de futaies de pins maritimes associés à des chênes verts.

En dépit de près de 30% d'occupation du sol, le fait que l'essentiel de la forêt concerne du pin maritime et que, comme il va être précisé ci-après, il y ait peu d'apports directs à l'estuaire entre zone forestière et eaux estuariennes, la provenance en abondance de débris végétaux feuillus issus de l'estuaire paraît très peu probable.

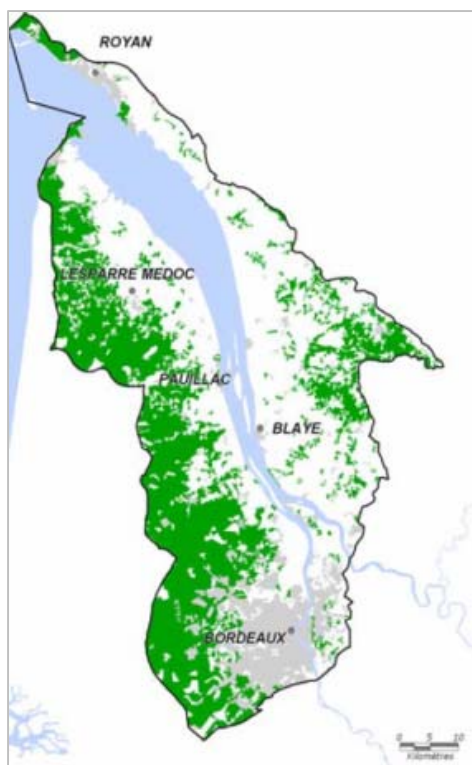


Figure 20: Surface boisée en Gironde (SMIDDEST, 2007)

2.1.2.5. Les marais estuariens

Après l'estuaire lui-même et la forêt, les marais sont les milieux qui recouvrent la plus grande superficie du périmètre du SAGE (400 km², soit environ 10% du périmètre). Ces espaces de transition abritent une grande richesse biologique et forment des entités à part entière du fonctionnement estuarien.

a) Fonctionnement et types

Les dynamiques hydro-sédimentaires de l'estuaire sont à l'origine des marais estuariens. Avant les aménagements et lors des débordements de l'estuaire, la perte de capacité de charge des eaux entrant dans le lit majeur a conduit à la formation d'un bourrelet de berge (Figure 21). Pour cette raison, les marais présentent souvent une pente inverse avec des zones basses (et donc plus difficiles à drainer) au contact du bassin versant et des zones plus élevées au contact de l'estuaire. Leur extension est parfois très importante avec des distances aux rives de l'estuaire qui dépassent les 5 km, voire plus, dans certaines vallées intérieures.

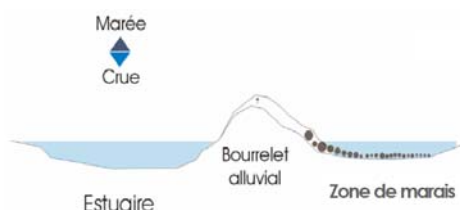


Figure 21: Schéma sur la formation du bourrelet alluvial.

Le bourrelet de berge dont la largeur varie de 500 à 800 mètres joue ainsi un rôle de barrage contre l'évacuation des eaux favorisant de longues et récurrentes inondations des zones dépressionnaires situées en arrière. Ces zones de cuvette sont alimentées par les eaux douces des bassins versants latéraux, les cours d'eaux se jetant dans l'estuaire par des exutoires creusés au travers du bourrelet.

Les zones en arrière des bourrelets sont hydromorphes et développent une végétation spécifique aboutissant à la formation de sols tourbeux. Ces zones, qui reposent parfois sur des placages alluvionnaires, favorisent des échanges très rapides avec la nappe superficielle. La rive droite repose majoritairement sur des calcaires du crétacé qui alimentent de nombreuses sources. La rive gauche, quant à elle, est caractérisée par la présence de la nappe superficielle du plioquaternaire au travers de laquelle s'opère une part importante des écoulements.

Le Forum des Marais Atlantiques (<http://www.forum-zones-humides.org/forum-marais-atlantiques.aspx>) propose une typologie qui différencie le marais mouillé, le marais desséché et le marais maritime, en fonction de la topographie, des aménagements, des types de sols et de la salinité (Figure 22):

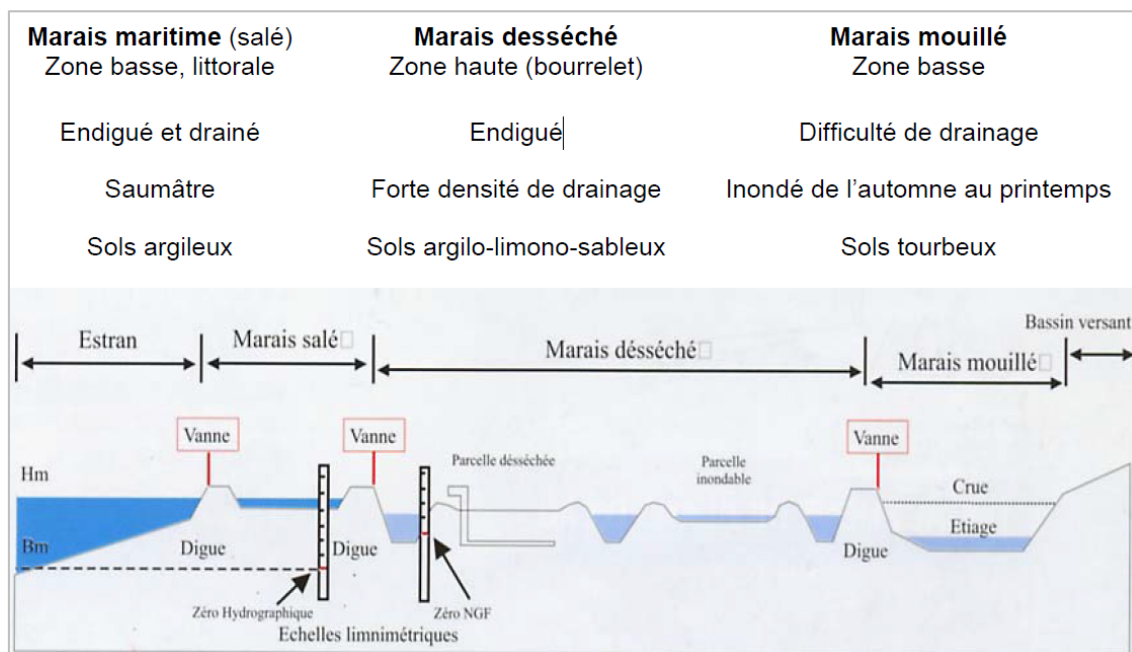


Figure 22: Aménagement des marais (<http://www.forum-zones-humides.org/centre-documentation.aspx>)

Ainsi, les marais situés sur le bourrelet de berge sont fortement drainés et ne développent pas de végétation hydrophile. Les marais situés en arrière du bourrelet ont un réseau de drainage moins dense. Les sols tourbeux qui se développent sur ces marais, à forte conductivité hydraulique, facilitent le drainage des sols. Cependant, ces sols sont situés dans les zones les plus basses et l'évacuation des eaux est difficile. Ils sont inondés durant tout l'hiver.

De manière synthétique, il semble important de distinguer les trois composants de l'entité «marais».

- i) Le **marais mouillé** ou **marais bas**: il est localisé à l'intérieur des terres, en pied de coteaux. Ce marais subit fréquemment des inondations l'hiver au vu de sa position basse. Son sol est de nature tourbeuse. Cette zone de marais a été modifiée (*polderisation hollandaise* du XVIIème) pour permettre sa mise en culture. C'est sur cet espace que sont concentrées la majorité des zones d'élevage. Ce marais peut être d'eau douce ou d'eau saumâtre, selon la gestion hydraulique. Un réseau de canaux et d'écluses en permet la gestion (entrée ou non d'eau de l'estuaire à marée haute et purge à marée basse).
- ii) Le **marais desséché** ou **marais haut** : il est situé en arrière de la digue. Son sol est composé de terre de bri (vase consolidée). Cette zone n'est pas soumise aux inondations hivernales. Elle constitue un secteur prisé pour les cultures.
- iii) Les **laisses de Gironde**: elles sont localisées en avant de la digue, sur la zone intertidale (zone de balancement des marées). Celles-ci se composent d'une partie nommée *slikke* (vases recouvertes à chaque marée) et d'une autre appelée *schorre* (seulement submergée aux marées d'équinoxe).

Cet espace est ponctuellement utilisé pour la mise en pâture de cheptels bovins.

Seuls deux marais maritimes existent sur le périmètre du SAGE dans les marais du Nord Médoc : les marais du Logis et du Conseiller.

Les marais maritimes ont pour vocation première la conchyliculture et la saliculture. La production d'huîtres, moules et coques a été interrompue en raison de la présence de cadmium dans les eaux de l'estuaire et reprise, sauf pour les huîtres, après 2003.

b) Echanges avec le milieu estuarien

En particulier, les marais peuvent avoir des échanges d'eau importants avec le bassin versant ou en être complètement isolés (Figure 23), comme le montre le schéma ci-dessous.

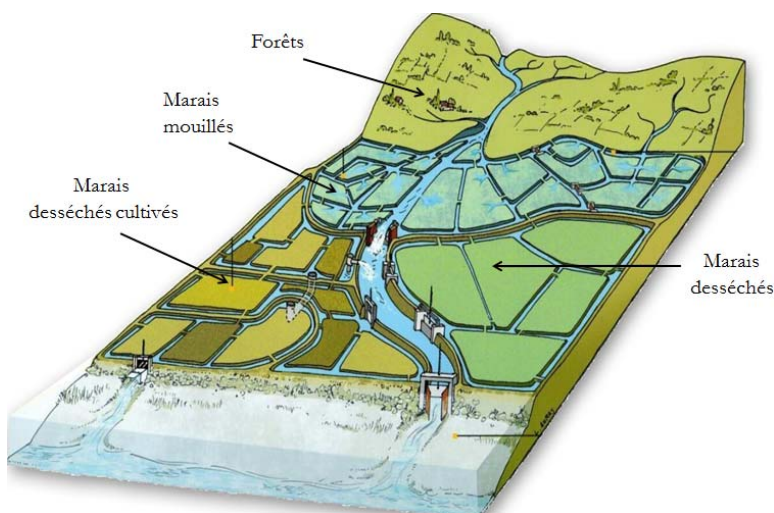


Figure 23: Echanges des marais avec son milieu (modifié de <http://www.migrateurs-loire.fr/?100-les-cotiers-vendeens>)

- **Connexions du marais avec son bassin versant**

Les eaux du bassin versant sont canalisées dans un chenal. Il est connecté avec les canaux du marais par des vannes. En fonction de la gestion des vannes, les eaux du bassin peuvent être soit :

- évacuées directement à l'estuaire sans passer par le marais qui, dans ce cas, est isolé du bassin versant (cas des marais de Blaye et de St Louis St Simon, par exemple) ;
- amenées dans le marais pour gérer les niveaux d'eau. Cas le plus fréquent, le marais bénéficie ainsi d'une partie des eaux du bassin versant, mais subit la qualité des eaux amont (cas du marais de Beychevelle, par exemple).

- **Connexions entre le marais et l'estuaire**

En général, excepté pour les marais maritimes, les eaux de l'estuaire ne pénètrent pas dans le marais. Dans certains cas, le plus souvent dans le domaine fluvio-estuarien à l'amont du Bec d'Ambès où les niveaux de salinité sont moindres, et dans la mesure où les intrusions d'eaux saumâtres ne nuisent pas aux activités existantes, des entrées d'eau estuarienne sont réalisées de façon ponctuelle. Elles permettent de réajuster les niveaux d'eau des canaux à marée haute.

Les espèces invasives

Les marais font l'objet d'intrusions d'espèces néfastes à leur équilibre écologique. Elles s'installent et vivent dans les marais en occupant la niche écologique d'autres espèces présentes. Pour les végétaux, on retrouve la jussie *Ludwigia peploides* et *L. grandiflora* qui se propagent peu à peu. Les marais estuariens ne sont pas épargnés, car la plante est halophile et tolère plus de 10 g.L⁻¹ de

sel. Seuls les marais maritimes très salés sont épargnés. On trouve aussi la présence de *Myriophylle* dans le marais de Lafite et des *Lagarosiphons* dans quelques autres marais.

c) L'évolution des pratiques agricoles dans les marais

L'agriculture est la vocation première des marais. Les marais desséchés, situés sur les bourrelets alluviaux, sont fortement drainés et cultivés (maïs, blé, orge, sorgho...). Les marais mouillés, moins densément drainés, sont favorables à l'élevage, la culture de jonc et la chasse. Ainsi, par le passé, dans l'organisation du territoire, les bêtes de labour pâturaient à proximité des champs cultivés.

Les politiques agricoles et la modernisation des techniques ont modifié progressivement ce premier schéma d'occupation du territoire.

Les marais desséchés connaissent une intensification des pratiques agricoles, avec un remembrement des parcelles et le comblement des canaux, remplacés par des drains enterrés.

La mise en place de systèmes de pompage (dans les canaux ou dans la nappe) permet d'assurer l'irrigation par aspersion. Dans les sols tourbeux, à forte conductivité hydraulique, le réseau de drains, utilisé pour le drainage en hiver, permet la réhumectation des sols par connexion avec les canaux en été.

Sur les marais mouillés, on assiste à un déclin de l'élevage. Les parcelles sont soit laissées à l'abandon, provoquant la fermeture des milieux, soit gagnées par la culture de maïs, qui, sur ces sols tourbeux, peut entraîner des phénomènes de tassement des sols, aggravant les difficultés de drainage. Les cultures de jonc, qui ne sont presque plus pratiquées aujourd'hui, sont parfois remplacées par la populiculture (culture de peupliers), qui se développe bien dans ces milieux.

L'aménagement initial des marais a été orienté pour accueillir les activités agricoles et d'élevage. Les progrès techniques (fertilisation, irrigation, machinisme, etc...) ont élargi très sensiblement les orientations culturelles possibles, mais les contraintes économiques aboutissent aussi à l'abandon de certaines parcelles. L'évolution des pratiques, de la répartition des cultures dans les marais et les transformations du système hydraulique initial conduisent à des conflits d'usages et, localement, à une modification profonde de l'écosystème : en résumé, l'agriculture est une activité en constante évolution.

2.1.3. Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Gironde

Pour plusieurs raisons détaillées ci-dessous, il est logique de conclure que les apports de débris végétaux feuillus à l'estuaire, provenant du bassin versant strict de l'estuaire, peuvent être considérées comme négligeables, comparés aux apports potentiels issus des bassins versants fluviaux de la Garonne, de la Dordogne et de leurs affluents. La superficie du bassin versant de l'estuaire représente moins de 3% par rapport aux 79977 km² des bassins versants Dordogne et Garonne.

Les débits des différents affluents latéraux restent inférieurs à 3% des flux d'eau douce entrant dans l'estuaire.

La couverture forestière, évaluée à 30% de la superficie du bassin versant de l'estuaire, est essentiellement constituée de pin et non d'arbres feuillus, qui eux se limitent de façon modérée à faible, à quelques boisements aux abords des cours d'eau latéraux.

La présence de marais fortement présents dans une grande partie de l'estuaire (près de 10% de la superficie du bassin versant) perturbe le système d'apport direct de ce type de végétaux à l'estuaire. Même la contribution de la végétation des berges (roseaux, graminées diverses) peut être pensée comme faible par rapport aux flux probables issus de l'amont. Outre ce cloisonnement, les faibles pentes et la faible hydrodynamique sont défavorables à un charriage significatif de débris végétaux vers l'estuaire.

2.2. Le bassin versant de la Garonne

2.2.1. Présentation du bassin

La Garonne, troisième fleuve français de la façade atlantique (après la Loire et la Seine), est un cours d'eau franco-espagnol de 525 kilomètres (47 en Val d'Aran (Espagne), puis 478 du Pont du Roy au Bec d'Ambès). Son bassin versant couvre 56 000 km² et représente 10 % du territoire français. Tout au long de son parcours, la Garonne s'enrichit de nombreux affluents (linéaire total des affluents : 2.437 km) : Ariège, Tarn, Aveyron, Lot, Gers, Baïse, entre autres (Figure 24). En son final il forme l'estuaire de la Gironde avec la Dordogne au Bec D'Ambès.

Trait d'union des systèmes hydrologiques des Pyrénées et du Massif Central, la Garonne, née pyrénéenne avec un régime pluvionival, voit ses écoulements fortement modifiés par les apports de ses affluents de régime pluvial océanique. Les variations de débits de la Garonne sont ainsi la résultante de ces apports d'eau, décalés en fonction de la géographie et des saisons. D'une part l'influence de l'Atlantique favorise les fortes pluies sur les massifs (mai à juin), à l'origine des plus fortes crues. L'océan influence aussi la barrière pyrénéenne et entraîne des hausses des débits de décembre à mars. Concernant le climat méditerranéen, il influence le bassin par le Massif central de par des pluies cévenoles avec des pics de crue en octobre.

L'ensemble de ces crues ont, depuis 1 siècle, et jusqu'aux années 1980, suite à la très forte crue de 1952, été la cause de nombreux endiguements : Toulouse s'est retranchée derrière des digues de béton et l'endiguement s'est systématisé dans les campagnes à partir du Lot et Garonne. Par contre, la Garonne est débordante entre Toulouse et son embouchure avec le Tarn : l'urbanisation y est très encadrée et il n'existe pas de système d'écrêtage des crues.

La Garonne traverse des territoires aux caractéristiques différentes tout en créant, par sa présence, un lien entre eux :

- La Garonne Pyrénéenne : rivière torrentielle.
- La Garonne de Piémont à Cazères : rivière vive qui s'élargit avec de nombreux aménagements hydroélectriques.
- La Garonne de Cazères à Toulouse : rivière plus encaissée.
- Le Garonne toulousaine jusqu'au Tarn : rivière dite « libre » débordante lors des crues.

- La moyenne Garonne : secteur où ont lieu les plus grandes inondations sous l'influence conjuguée du Tarn et de la Garonne.
- La Garonne maritime : sous l'influence de la marée.

Enfin, l'axe Garonne est relativement très urbanisé (un peu plus d'un million d'habitants) avec quelques grandes agglomérations (Toulouse, Agen, Bordeaux), sans commune mesure avec le fleuve Seine, par exemple.

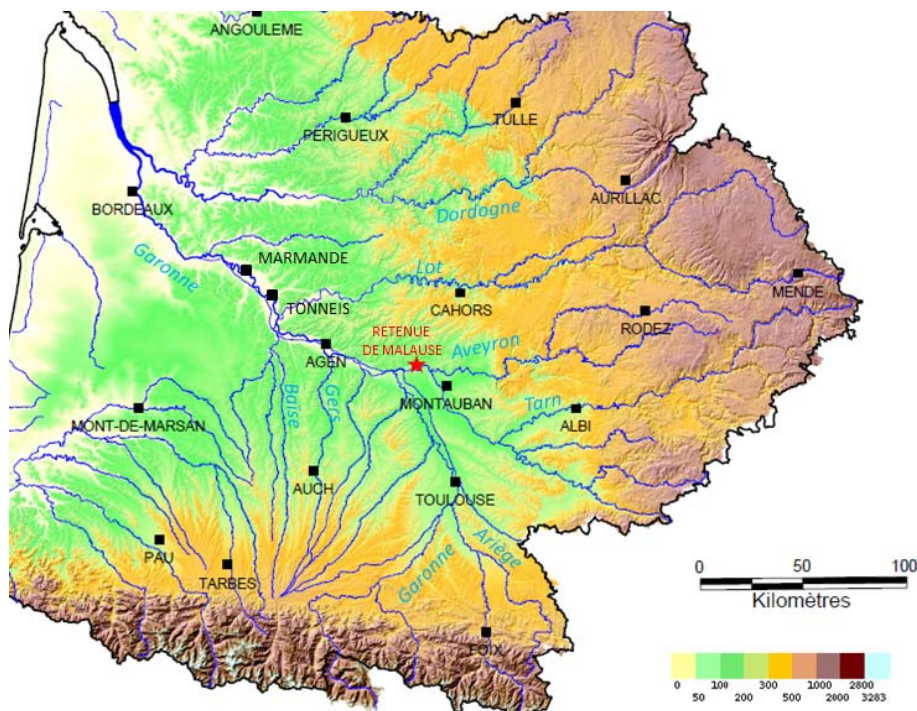


Figure 24: Relief du bassin versant de la Garonne (source : <http://www.eau-adour-garonne.fr>).

2.2.2. L'occupation actuelle du sol et les activités économiques liées à la Garonne

De façon très systématique, le bassin versant de la Garonne est un bassin versant à la fois rural et industriel, même si **l'agriculture reste dominante**. Au pied des Pyrénées se développent surtout l'élevage et les cultures fourragères, qui laissent place ensuite à la campagne toulousaine de la moyenne vallée, avec la céréaliculture (maïs, sorgho) en majorité, des cultures légumières et des vignes. La basse vallée est consacrée à la polyculture (céréale, prairie, fourrage, vigne, verger...). Plus de détails et notamment sur la ripisylve et la couverture forestière sont données dans le paragraphe 2.2.4.

Suite à son utilisation pour la **navigation** a débuté dès le XVIII^{ème} siècle la **construction de nombreux canaux** présents aujourd'hui (le canal latéral, le canal de Riquet, les canaux de Saint-Martory et de la Neste).

Au XX^{ème} siècle, **l'aménagement hydroélectrique** débuta à partir des années 1930 en Espagne et en France, représentant dans l'actualité un volume stocké de 346 Mm³ sur la Garonne et l'Ariège avec 44 barrages sur l'ensemble du bassin. Sur la Garonne existent 37 centrales (dont 29 en France, et 8 en Espagne). De la même manière, les aménagements hydroélectriques sur ses affluents peuvent être considérés significatifs (sur le Tarn, les stockages représentent 310 Mm³ et 650 Mm³ sur le Lot).

Finalement, les extractions de granulats en lit mineur sur le Garonne (activité entreprise entre les années 50 et 80 principalement) ont conduit à l'artificialisation du lit et notamment son abaissement. Celle-ci est considérée la principale cause de déstabilisation des berges (assèchements, déconnexions...). Actuellement les extractions en lit majeur comptent 54 sites, et représentent 9,9 Mt/an.)

2.2.3. La Garonne et ses zones humides

Les zones humides sont reliées aux cours d'eau par les crues, par le niveau de la nappe phréatique, et/ou par des canaux (tels que le canal latéral). Les flux d'eau, de sédiments et de matières nutritives déterminent le peuplement en espèces végétales et animales de ces milieux (prairies humides, bras morts, forêt alluviale...). Or, ils sont influencés par le développement de l'agriculture et de l'urbanisation et ont une tendance à être déconnectés du milieu aquatique.

Les caractéristiques et l'étendue des **zones humides** sont variables le long de la Garonne. Avec cinquante bras morts sur soixante-dix kilomètres de fleuve et 2 500 hectares de zones humides, principalement des forêts alluviales (saulaies, frênaies), la Garonne dite « débordante », entre Toulouse et la confluence du Tarn, est un secteur emblématique. Plus en aval, hérités de la mobilité historique du lit, certains anciens méandres en plaine abritent des zones humides, notamment des roselières.

2.2.4. Fleuve et ripisylve

Les considérations rapportées ici concernant majoritairement la végétation bordant et colonisant le fleuve, des illustrations et informations complémentaires concernant le lit et les berges de la Garonne sont rassemblées dans les annexes 6, 7 et 8. S'appuyer sur ces connaissances aide à mieux cerner les disponibilités en débris végétaux de l'environnement direct de la Garonne.

Dans la **partie pyrénéenne**, la ripisylve est constitué de feuillus (d'aulnes et de frênes majoritairement) en bordure et sur les îles. En effet, après chaque crue, des îles et des atterrissements peuvent apparaître. La végétation colonise rapidement les bancs de galets. Certains atterrissements de graves sont colonisés par une strate arbustive composée pour l'essentiel de saules et de peupliers spontanés, alors que d'autres sont colonisés par une végétation herbacée pionnière durant leur émergence saisonnière; d'autres encore sont dépourvus de végétaux. En revanche, les îles et îlots présentent une végétation semblable à celle des boisements de berges avec une dominante de peupliers et de saules.

Plus en aval, l'épaisseur de la ripisylve se module et constitue un filtre plus ou moins transparent. Le saule devient plus commun, les plages de galets s'étalent, et les îles et les méandres se multiplient.

Passé Toulouse, la Garonne est « débordante » et le lit s'élargit, perdant son caractère montagnard. Le développement forestier s'affirme dans la vallée, avec une succession de zones humides riveraines. L'aulne colonise alors les bras morts colmatés, le saule, les îles et les rives. Pour finir d'épaissir cette barrière végétale, s'ajoutent les peupleraies. Aujourd'hui, le saulaie-peupleraie, forêt alluviale originelle de Garonne est à l'état relictuel, car elle tend à évoluer vers la forêt à bois dur de type chênaie-frênaie, du fait de l'abaissement de la nappe alluviale, de l'incision

du lit et de la réduction des effets de crues. Des espèces végétales exotiques envahissent aussi ces milieux, telles que le buddleia ou lilas d'Espagne, la renouée du Japon, l'érable negundo ou la jussie.

Au-delà de Saint-Nicolas-de-la-Grave, le lit a en revanche été fortement stabilisé et les berges endiguées. La ripisylve et les boisements riverains sont limités à un simple liseré sur la berge, renforcé par les peupleraies.

La **Garonne marmandaise** de pente très faible accentue la sinuosité du fleuve et la création d'un grand nombre de méandres. Cette zone constitue une zone d'expansion de crues et la multiplication des ouvrages de protection contre les crues en témoignent. La ripisylve est très peu développée, réduite et fragmentée par une agriculture très présente et intensive (maïs, fruitier).

A partir de Castets-en-Dorthe, la Garonne change du fait de l'influence maritime que se ressent par la présence des vases recouvrant les berges. Les parties les plus humides des fonds de vallée restent le plus souvent cultivées avec des peupleraies. Vers l'aval, des terrains favorables aux vignes apparaissent. Globalement, la ripisylve s'amenuise puis disparaît en se transformant dans les paysages caractéristiques de la Garonne maritime, comme sont les marais, les vignobles...

2.2.5. Les boisements de la Garonne.

Ceux-ci sont présentés en 5 zones (Schéma directeur d'entretien coordonné du lit et des berges de la Garonne, 2002. EPTB-Garonne).

Haute Garonne (avant Toulouse)

Les **boisements de berges** de ce secteur sont relativement **bien préservés** avec un peuplement diversifié en espèces, en strates et en âges. Lorsque la vallée est encaissée, les boisements de berges sont réduits. Les coteaux sont recouverts par une chênaie, composée pour l'essentiel de chênes sessiles et pubescents. Ces boisements sont toutefois discontinus et comprennent quelques arbres situés en sommet des berges présentant des signes tangibles de chute à court terme. Les boisements de berges sont **réduits dans la traversée des agglomérations**, sur les pourtours des retenues et au droit des champs cultivés occupant le lit majeur. Ils demeurent toutefois continus et présentent une diversité notoire au droit des confluences des îles et des bras morts. Ils sont caractérisés par des communautés végétales de saulaies blanches, d'aulnaies et de peupleraies. Ponctuellement, ils sont prolongés par des boisements riverains constituant des peuplements denses. **Ce secteur comporte peu de zones humides annexes remarquables**. Les boisements de berges présents sur ce secteur se développent dans un espace limité entre la terrasse alluviale et le versant molassique et ils présentent un **peuplement dense et diversifié** avec toujours une succession végétale caractéristique : peuplements à bois tendre en pied des berges (saulaie-peupleraie) et des boisements à bois durs sur les talus et versants abrupts (robinier faux-acacia et chêne sessile).

Haute Garonne (après Toulouse)

Les boisements de berges présentent un **peuplement dense et diversifié similaire au précédent**. La composition floristique des boisements de berges est fortement influencée dans sa

traversée de l'agglomération toulousaine, où est fait un **entretien poussé de "type espace vert"** et où sont rencontrés des plantations d'espèces ornementales et des protections de berges maçonnées. Les boisements de berges sont **continus et d'épaisseur variable** demeurant globalement peu large. Toutefois, des boisements riverains se développent localement. Ailleurs, des peupleraies ont été implantées. Les boisements peuvent jouer un **rôle de tampon important** sur ce secteur (dissipation de l'énergie du fleuve lors des crues, contribution à l'épuration des eaux ruisselant du versant et dans une moindre mesure à l'épuration des eaux de la Garonne qui ont traversé l'agglomération toulousaine).

Tarn et Garonne : Garonne débordante

Les boisements naturels sont souvent **interrompus par les espaces cultivés** (peupleraies ou cultures annuelles). Ces boisements correspondent à la formation boisée traditionnelle de la Garonne débordante. Ils constituent des boisements souvent âgés et dépérissant (absence de jeunes formations végétales). La végétation tend d'ailleurs aujourd'hui au remplacement des essences à bois tendre par des essences à bois dur telles que les frênes, les érables et les noyers, avec des développements de robiniers et de ronciers sur les milieux perturbés. L'importance des enrochements prohibe localement le développement d'une ripisylve étagée, à strates variées en pied et sur le talus des berges. Les peuplements sont fréquemment denses et diversifiés. Ce caractère se retrouve principalement au tronçon de la retenue de Saint-Nicolas-de-la-Grave. Avec les boisements qui se forment sur le pourtour de la retenue, le site de Malause entre actuellement pleinement dans le cadre de la vocation de zone humide attribuée à la Garonne en Tarn-et-Garonne. **Plus en aval** sur le secteur, les zones de boisements de berges de bonne qualité sont plus rares et offrent même des **aspects médiocres** (faible épaisseur et faible diversité). Les profils abrupts de berges ne favorisent pas l'implantation de peuplements stratifiés. La pression des activités ne permet pas à l'heure actuelle le développement de boisements riverains naturels. Notons de plus que la retenue de Malause bloque vraisemblablement les apports végétaux venus de l'amont (gestion à ligne d'eau continue par débordement par-dessus l'ouvrage).

Lot et Garonne : moyenne Garonne

Les **boisements sont diversifiés** avec des parties denses au droit des falaises fluviales et d'autres plus étroites là où l'agriculture est très présente, y compris sur les sommets de berges. En aval de la zone urbaine d'Agen, les boisements s'améliorent mais n'offrent qu'un faible potentiel et sont trop épars pour espérer retrouver des peuplements naturels de qualité. A cela s'ajoute la présence de digues en bordure de berge qui constitue un obstacle majeur pour l'implantation de boisements riverains naturels en continuité avec les boisements de berges. Vers l'aval de cette zone, les **boisements de berges sont vieillissants et se composent presque exclusivement de peupliers de haut-jet**. Il existe une artificialisation des boisements riverains par la plantation de peupleraies d'exploitation qui viennent souvent jusqu'en bordure des berges. Les digues existantes le long des rives de la Garonne limitent l'extension latérale des boisements.

Garonne Maritime

Les boisements des berges et des rives qui constituent la ripisylve au sens large **sont très dégradés et de faible épaisseur** : diversité des essences, des âges et des strates faible. Les digues et les peupleraies d'exploitation sont un facteur très limitant pour l'installation de boisements

d'une épaisseur large tendant vers la forêt alluviale. D'autres paramètres interviennent également comme l'absence d'entretien régulier permettant la régénération des strates, les profils abrupts et artificialisés des berges ou encore l'enfoncement du lit. **Vers l'aval du secteur**, la ripisylve en présence est de faible qualité. Les boisements sont **très épars et souvent vieillissants**. L'artificialisation des berges pour les infrastructures portuaires, routière et de l'agglomération bordelaise réduit considérablement le linéaire de berge qui ne peut accueillir une ripisylve dense.

2.2.6. Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Garonne

Les espèces arboricoles majeures présentes sur le bassin versant sont données dans la Figure 25.

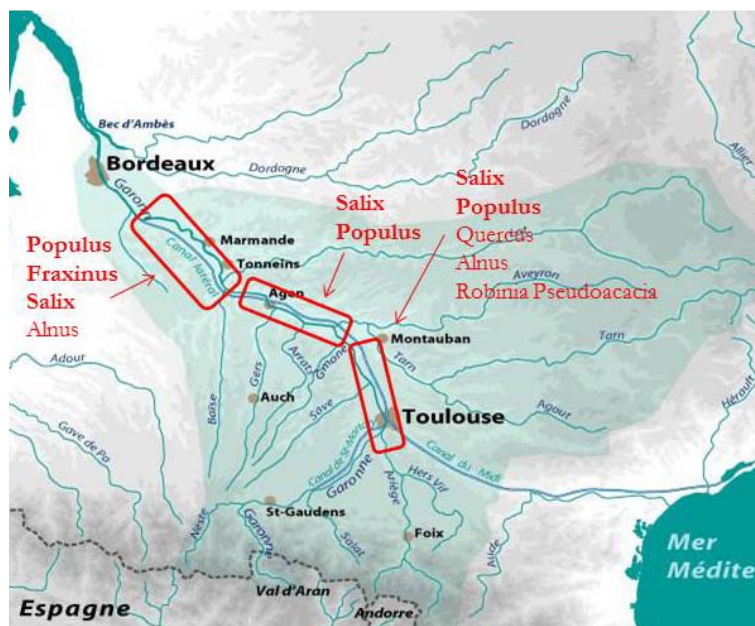


Figure 25: Présence des espèces arboricoles dans le bassin versant de la Garonne. En gras sont montrées les espèces prédominantes (Garonne amont, Garonne débordante, Garonne moyenne).

En haute Garonne, les boisements autour du fleuve sont bien préservés, denses et diversifiés (saules, aulnes, chênes et peupliers). Toutefois les barrages en amont de Toulouse interceptent la plus grande partie des flux de matériel végétal.

En Garonne débordante, les boisements sont parfois âgés et déperissant, avec remplacement des essences à bois tendre par des espèces à bois durs (frênes, chênes, érables, noyers).

En Garonne moyenne, les boisements sont diversifiés, puis, vers l'aval, deviennent vieillissants, graduellement remplacés par des vastes peupleraies d'exploitation, composés d'espèces hybrides. La retenue de Malaussène, interposée à la confluence de la Garonne et du Tarn, bloque et stocke les débris végétaux venant de l'amont, incluant leur intervention dans le transfert de *Sar* rencontré à l'aval.

Dans ces deux dernières zones, les ripisylves présentes sont parfois très réduites, quand il y a une artificialisation des berges et/ou la présence de zones de culture près du fleuve.

2.3. Bassin versant de la Dordogne

2.3.1. Présentation du bassin

La Dordogne est un fleuve du centre ouest de la France. Il naît dans le Puy de Dôme, au Puy de Sancy, à 1737 m d'altitude et parcourt 476 km. Le bassin de la Dordogne a 24 000 km² de superficie et englobe 150 cours d'eau de plus de 15 km de long, représentant 5300 km de longueur totale de cours d'eau (figure. 26). Ses principaux affluents sont la Cère et la Vézère.

Le climat du bassin de la Dordogne est essentiellement océanique, excepté dans le haut bassin où il prend un caractère continental et montagnard (Figure 27). Les précipitations y sont relativement abondantes avec un maximum très marqué en hiver et un second au printemps (mai), qui marquent le régime hydrologique (alimentation pluviale de la Dordogne essentiellement).

Les crues sont essentiellement des crues d'hiver (novembre à mars), provoquées par de fortes pluies et une influence faible de la fonte des neiges. La crue et la décrue s'effectuent assez rapidement. Il n'y a pas d'ouvrages écrêteurs de crues, mais l'importance de la capacité de stockage des retenues des barrages hydroélectriques du haut bassin permet d'induire un amortissement des crues modérées.

Les cours d'eau du bassin de la Dordogne connaissent des étiages très prononcés en été. Ceci est lié au tarissement naturel des cours d'eau en été, aggravé par le développement d'usages consommateurs d'eau, notamment l'irrigation. Les difficultés concernent principalement le bassin Isle-Dronne et les affluents de la Dordogne aval.

Sur ce bassin, l'urbanisation est faible (2% de l'occupation du sol) et les principales agglomérations sont dispersées sur l'ensemble du bassin versant (1 100 000 habitants) (Figure 28).

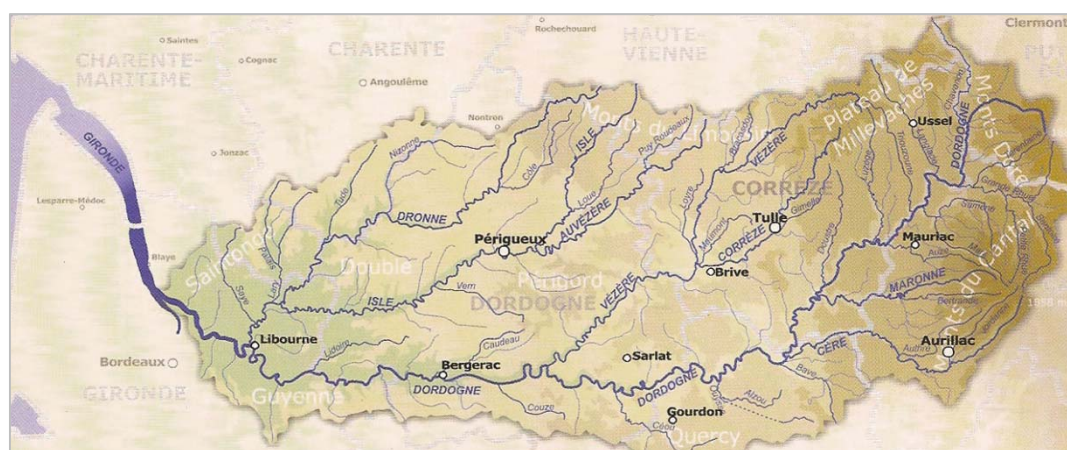


Figure 26: Bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)

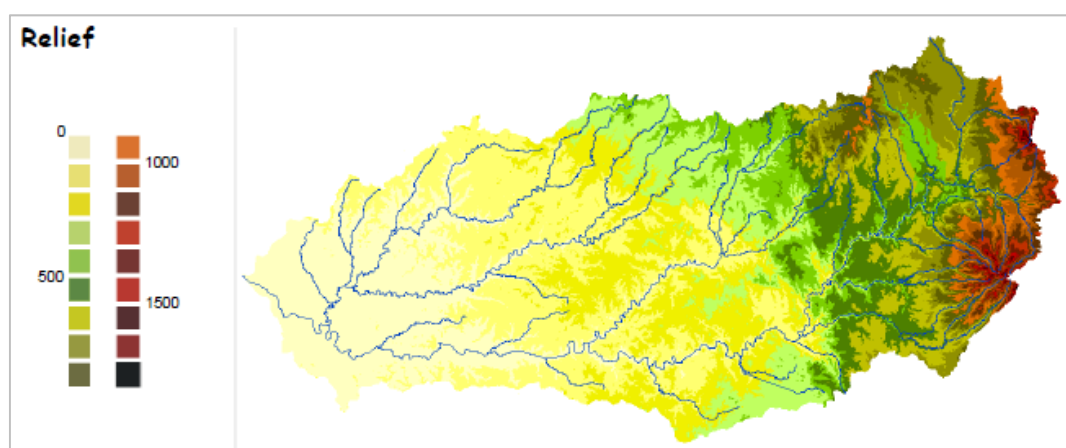


Figure 27: Relief du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)

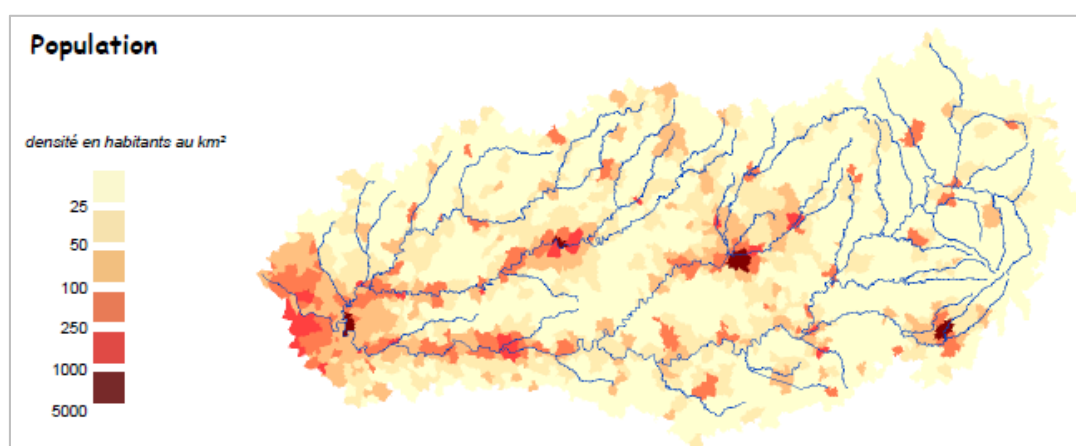


Figure 28: Population du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)

2.3.2. Occupation actuelle du sol et activités économiques liées à la Dordogne.

C'est un bassin versant sur lequel l'activité agricole (vigne et maïs) est prédominante (89%).

La couverture forestière avoisine les 38%, avec 27% de feuillus, 6% de conifères et 8% de forêts mélangées, sachant que prairies (18%), céréales (13%), vigne (12%) et autres (17%) couvrent tout ce bassin (Figure 29).

L'industrie est faiblement implantée. Le cours est utilisé pour de nombreux usages : l'irrigation, l'hydroélectricité, l'alimentation en eau potable, la navigation, la pêche...

Le bassin de la Dordogne est divisé en trois zones :

- La Haute Dordogne : des sources jusqu'à Argentat, on trouve principalement de l'élevage de bovins pour le lait et la viande, de l'hydroélectricité, et un fort développement des loisirs nautiques.
- La Moyenne Dordogne : d'Argentat à Limeuil, élevage des palmipèdes, mais le trait important est le développement de la polyculture (fraises, tabac, maïs).
- En Basse Dordogne : de Limeuil à l'estuaire, la vallée est plus large, la vigne et le maïs sont très présents, l'industrie est développée notamment dans l'estuaire, avec des papeteries, de l'agro-alimentaire et de la chimie.



Figure 29: Occupation du sol du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)

Le bassin de la Dordogne est très équipé en hydroélectricité. Elle comprend 52 barrages dont 24 intéressant la sécurité publique et 8 se trouvent sur l'axe principal. Le volume total d'eau stocké représente 1,1 milliard de m³ alimentant 28 usines (Figure 30). Les lacs artificiels les plus importants, en volume, sont les retenues de Bort et de l'Aigle. Ces grandes retenues et leur gestion ont une influence sur le régime du cours d'eau (éclusées) parce qu'elles réduisent le débit de pointe des crues moyennes sans, cependant, avoir d'incidence sur les très fortes crues.

Les plus gros aménagements ont été construits sur la Dordogne elle-même, entre Bort-les-Organes et Argentat, ainsi que sur la plupart de ses affluents, pendant et après la seconde guerre mondiale.

Mais, les trois barrages situés les plus en aval (Mauzac, Tulières et Bergerac) ont été ouverts fin XIX^{ème} siècle et début XX^{ème} siècle. Ces barrages sont des barrages « au fil de l'eau », lesquels par définition possèdent un réservoir d'une durée de remplissage inférieure à 2 heures (=constante de vidage <2h) et une hauteur inférieure à 30 mètres. Le débit d'eau est ainsi utilisé tel qu'il se présente. Les centrales au fil de l'eau utilisent une partie du débit des rivières pour produire de l'énergie électrique. Elles tournent en continu, car il n'existe pas de bassin d'accumulation pouvant retenir l'eau.

Les caractéristiques de ces trois barrages, exposées ci-dessous, doivent aider à mieux cerner leur rôle sur le transfert des débris végétaux.

a) Mauzac :

La mise en service pour la production d'hydroélectricité a été en 1925. Le barrage est de type mobile (hauteur : 6 m ; longueur en crête : 280 m) et la retenue a une capacité de 7,5 millions de m³ et d'une superficie de 250 ha.

b) Tulières :

Ce barrage mobile (de 19 m de hauteur et de 105 m de longueur) crée une retenue de 5 millions de m³ s'étendant sur 75 ha. En 2008 des travaux de modernisation ont dû être entrepris suite à la rupture du barrage le 29 janvier 2006. Cependant, sa mise en service pour la production hydroélectrique correspond à l'année 1908.

c) Bergerac :

Ce barrage type digue (5 mètres de hauteur et 165 de longueur) a été mis en service pour la production hydroélectrique en 1966, alors qu'il pré-existait déjà depuis 1839 pour la navigation. La retenue d'eau créée en amont représente seulement 2,6 millions de m³ et du fait de ses faibles dimensions et de son fonctionnement au fil de l'eau, ce barrage n'a qu'une faible influence sur les régimes hydrologiques.

Si l'on considère que les barrages de Chastang et Argentat (Figure 30), qui eux-mêmes font suite à ceux de L'Aigle, Neuvic, Mareges et Bort, de par leurs grandes dimensions sont susceptibles de bloquer complètement les transferts des débris végétaux vers l'aval de la Dordogne, les barrages au fil de l'eau devraient avoir un rôle plus modéré sur leur transit. Il est probable que, si les débits sont faibles à modérés, une grande partie des débris végétaux puissent décanter dans la retenue de ces barrages et y subir une dégradation plus ou moins poussée. Si les débits sont forts, en présence d'apports de débris végétaux issus de l'amont et de la remise en suspension de ceux décantés dans la retenue, l'ensemble du matériel végétal franchira cette barrière physique et continuera sa descente vers l'aval pour arriver dans la zone d'influence des marées, où leur comportement sera étudié dans les chapitres 4 et 5.

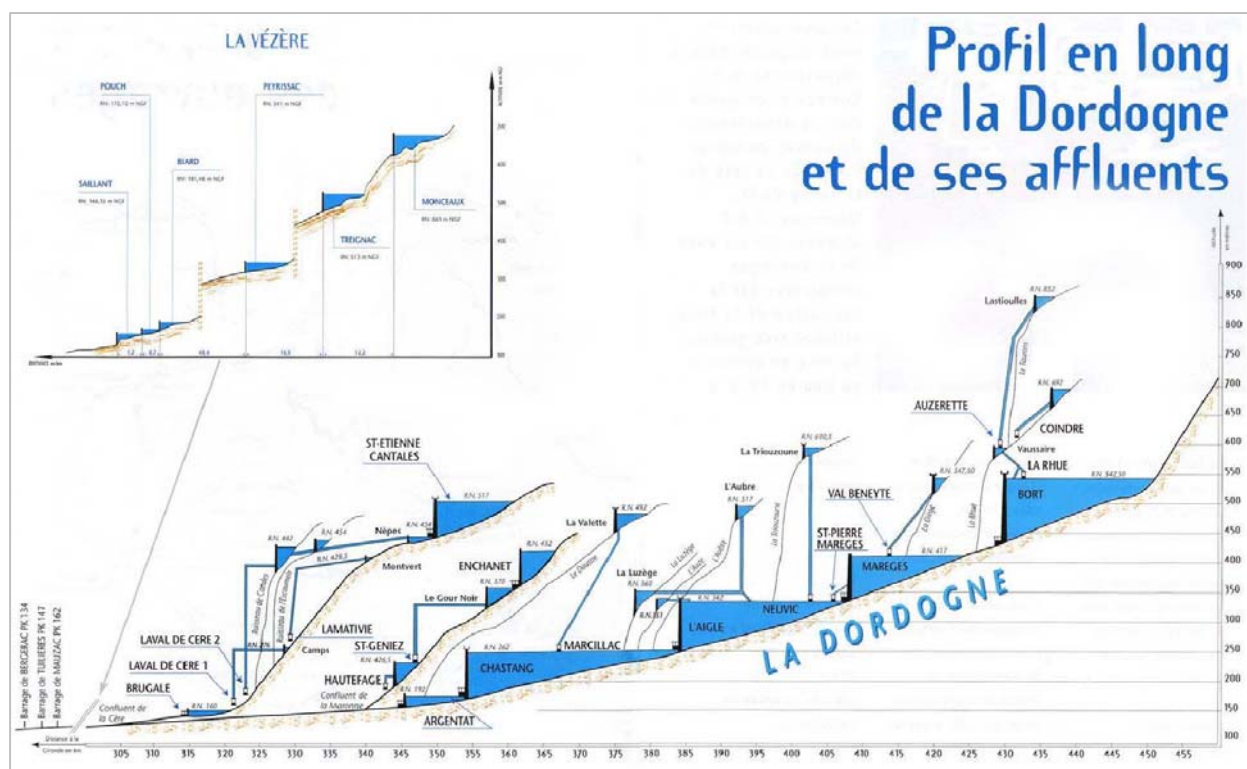


Figure 30: Les aménagements hydroélectriques de la Dordogne, de la Maronne, de la Cère et de la Vézère (d'après dépliant EDF).

- **Couverture forestière et milieux aquatiques du bassin**

La couverture forestière de ce bassin représente donc un fort pourcentage (38%) de l'étendue totale de ce dernier, avec une dominante forte des massifs feuillus (63%), loin devant les conifères (15%) et les forêts mélangées (22%).

Les milieux aquatiques et péri-aquatiques présents dans le bassin de la Dordogne, soumis à une pression anthropique relativement faible se situent principalement dans les fonds des vallées et en zone inondable. Ces milieux sont :

- les tourbières acides des plateaux cristallins du Massif Central
- les mares et étangs du Plateau de Millevaches
- les ripisylves et prairies humides des plaines alluviales de la Dordogne, de l'Isle et de la Dronne
- les palus riverains de la Dordogne soumise à l'influence des marées

Des illustrations des rives de la Dordogne sont fournies dans l'annexe 6.

Ils jouent un rôle important du fait de leur forte présence (5 à 9% du territoire), avec des boisements avoisinant les 15% de leur surface. De plus, ils sont à la base de l'apparition d'une végétation aquatique très fournie présente dans les eaux le plus souvent peu chargées en MES de la Dordogne qui méritent d'être brièvement évoquées.

La prolifération de certaines espèces exotiques est aussi constatée, ce qui provoque des déséquilibres sur les milieux et les usages. A titre d'exemple, il est cité la prolifération de l'érable négundo qui concurrence le saule et l'aulne et empêche le développement de la strate herbacée ; la Renouée du Japon, plante particulièrement envahissante des rives, qui entraîne la disparition d'espèces végétales locales, ou la jussie, espèce aquatique et envahissante aussi.

Concernant la végétation aquatique, la présence de la renoncule (*Ranunculus fluitans*), espèce rhéophile adaptée aux courants forts et aux faibles profondeurs, est très largement dominante. Selon les années elle représente de 50 à 80% des herbiers de la Dordogne. Elle figure dans 94 à 97% des herbiers rhéophiles, situés dans les courants, où elle occupe une position dominante dans 88 à 94% des cas.

La deuxième espèce la plus représentée est la myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) espèce dominante des herbiers potamophiles, qui se développent en zone de plus faibles courants. Leur présence dans des zones aux profondeurs et aux vitesses de courant très différents font que sa distribution est très large. Néanmoins, l'extension de ces herbiers montre une forte variabilité (Lascaux and Decamps 1991), liée au régime des crues plutôt qu'à la quantité de nutriments, qui en Dordogne n'est pas limitante pour la croissance des plantes aquatiques. Selon le stade de développement des herbiers, les périodes de crues entraînent le cisaillement des tiges ou la déstabilisation des ancrages des herbiers aquatiques. L'impact des événements de crue et des contraintes physiques associées, comme présenté dans différents travaux (Dawson 1988), est donc particulièrement important pour expliquer les évolutions des herbiers d'une année sur l'autre.

2.3.3. Synthèse des sources potentielles en débris végétaux en Dordogne

Le bassin de la Dordogne a donc une couverture forestière abondante, où dominent les massifs feuillus. Les espèces dominantes sont rassemblées dans la figure 31. En Dordogne moyenne et aval, les espèces dominantes varient significativement, avec présence de chêne et d'érable negundo, espèce qui prend la place du saule, car mieux adapté au stress hydrique présent. La présence des peupleraies d'exploitation est fréquente dans la forêt alluviale des zones moyenne et aval. Dans cette zone aval, on a aussi présence de frêne.

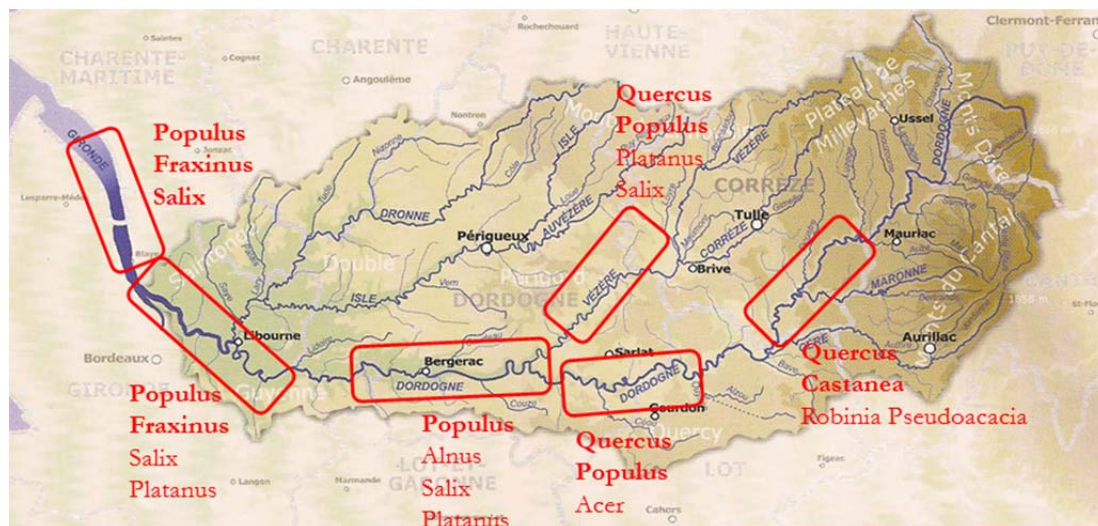


Figure 31: Présence des espèces arboricoles dans le bassin versant de la Dordogne.

2.4. Synthèse des sources potentielles

Le **territoire estuarien** est essentiellement marqué par la viticulture et la culture des céréales. **Seul les abords des cours d'eau latéraux sont colonisés par des boisements mixtes limités dominés par des feuillus**, mais l'hydrologie de ce réseau ne semble pas être suffisamment significative pour qu'il soit à l'origine de ces transferts. Par ailleurs, la présence notable des marais étendus dans tout l'estuaire, dédiés à l'agriculture céréalière, confirme la **faible contribution de la végétation des berges** dans la totalité des débris végétaux transitant les eaux de la Gironde. En conséquence, l'étude doit se concentrer sur les bassins versants de la Garonne et de la Dordogne où se trouvent ripisylve et couverture forestière plus conséquentes, riches notamment en espèces d'arbres feuillus.

Le **bassin versant de la Garonne**, plus grand et plus urbanisé que celui de la Dordogne connaît une occupation du sol dominée principalement par l'**activité agricole** (céréaliculture-maïs, vigne, polyculture...). Néanmoins, des espèces feuillues diversifiées sont présentes en Haute Garonne (chênes, aulnes, saules, peupliers). **Dans les plaines alluviales**, et plus particulièrement en Garonne débordante et moyenne, l'**implantation récente des peupleraies** caractérise le paysage fluvial, en plus des **prairies humides sources des graminées et/ou joncs**. La ripisylve bien

structurée, quand activités agricoles et artificialisation des berges ne la réduisent pas considérablement, tend graduellement à se dégrader quand on passe de la Haute Garonne à l'aval de la Garonne moyenne. Les apports côté Haute Garonne ne peuvent contribuer au phénomène de Sar qu'à l'aval de la retenue de Malause qui fonctionne sur un régime de surverse favorable à la rétention.

Dans le bassin versant de la Dordogne, la couverture forestière très présente de massifs feuillus varie elle aussi d'amont en aval, avec une succession d'espèces dominantes proches de celles de la Garonne. Le corridor fluvial est souvent bordé d'une abondante ripisylve. De même, la présence de peupleraies en aval y est conséquente comme en Garonne.

Au sein des deux bassins Garonne et Dordogne, des réseaux de barrages hydroélectriques modifient les débits ainsi que les transferts de matériel solide associé (MES, matières particulaires grossières, ...) de façon encore peu connue.

L'impact de ces ouvrages est très net en Dordogne, où existe un assortiment des débits des crues modérées et des soutiens d'étiage fort pratiqués. Ces effets sont beaucoup moins marqués en Garonne, où les barrages sont essentiellement situés dans le haut bassin. Néanmoins, la retenue d'eau du niveau de Malause, est connue, de par son étendue et ses modalités d'exploitation (surverse) comme pouvant être un sérieux obstacle au déplacement vers l'aval des débris végétaux issus de l'amont.

Aussi, dans ces deux bassins, la majorité des sources potentielles en débris végétaux et notamment en espèces feuillues doit-elle être localisée essentiellement dans les secteurs en aval des grandes retenues/barrages (Malause en Garonne et Argentat en Dordogne). Ceci correspond aux sections Garonne et Dordogne moyennes, caractérisées par des boisements denses, diversifiés, d'épaisseur variable et qui suivent une succession végétale caractéristique : peuplements à bois tendre en pieds de berge et des boisements à bois dur sur les talus et versants abrupts, comme précisé ci-après en rapport avec l'hydrologie.

La formation boisée traditionnelle, souvent âgée et déperissante, est interrompue par des espèces cultivées, surtout peupleraies, cas plus particulièrement représenté en Garonne.

Dans les deux bassins Garonne et Dordogne, le potentiel des zones d'émission en débris végétaux présente des tendances strictement liées aux régimes hydrologiques.

Du fait de la diminution régulière des débits fluviaux enregistrée depuis quelques décennies, les espèces ripariennes à bois tendre sont remplacées graduellement par des espèces à bois durs, moins demandeuses en eau.

L'augmentation des phénomènes de déconnexion des bras morts du cours principal, en raison de l'abaissement du lit et de la perte de mobilité latérale (due à l'installation d'épis en Garonne, par exemple) est aussi constatée. Lors des forts débits, de telles zones sont alors des pourvoyeurs potentiels très importants de débris végétaux, plus que les zones étendues inondables, où les potentiels d'apports sont considérés comme plus modérés.

3. Equilibre entre apports et rétention des débris végétaux dans les rivières et les fleuves

3.1. Sources et apports aux fleuves

Sachant que le *Sar* est assimilé à des débris feuillus provenant des ripisylves et/ou des couverts forestiers plus ou moins proches des cours d'eau liées à la Garonne et à la Dordogne, une revue bibliographique concernant le potentiel de production de litière dans cette région et, à titre de comparaison, dans divers environnements, a été menée et est résumée ci-après.

Sur le tronçon d'étude en aval de la confluence de l'Ariège, les retombées de litière des bois riverains de la Garonne (aulnaie, peupleraie, saulaie, formation mixte) ont produit en moyenne à 4,7 à 6,0 t.ha⁻¹.an⁻¹ (équivalent de 470 à 600 g.m⁻².an⁻¹) de litière totale (branches et troncs exclus), valeurs qui sont en général supérieures à celles des forêts caducifoliées françaises de milieu non humide (Chauvet et Jean-Louis, 1988).

L'apport direct de litière de saule (espèce avec une production sensiblement plus faible par rapport à d'autres espèces) mesurée par les auteurs a été maximal à 2 mètres (au-dessus) de la rive, en représentant 29 g.m⁻².an⁻¹ de feuilles mortes.

Les quantités de production de litière varient selon les espèces. Par exemple : les feuilles d'aulne glutineux sont les plus précoces (répartition bimodale au cours de l'année avec un pic en juillet et un autre en novembre) ; les chutes de feuilles de peuplier sont concentrées sur quelques semaines de septembre ou octobre ; les saulaies ont environ un mois de retard pour la chute des feuilles, tant en bordure du fleuve qu'en situation éloignée.

Chauvet et Jean-Louis (1988) précisent encore que, comme des nombreuses formations boisées des zones humides, les bois riverains de la Garonne sont caractérisés par une forte production de litière, supérieure à celle des autres forêts caducifoliées des régions de climat tempéré froid et comparable à celle des mangroves de climat tempéré et de forêts marécageuses du nord des Etats-Unis. Même dans le cas d'une rivière naturellement canalisée comme la Garonne au sud de Toulouse, les apports de litière terrestre sont élevés.

A la lecture du Tableau 6, où sont rassemblées tout un ensemble de données (Abelho 2011, modifié), les données proposées pour notre région (plusieurs centaines de g.m⁻².an⁻¹) sont retrouvés plusieurs fois par ailleurs.

Toutefois, schématiquement, les modalités d'apports aux fleuves des débris végétaux terrestres sont très diverses :

- apports éoliens, plus spécifiquement pour les feuilles ;
- apports directs des ripisylves ;
- apports par lessivage des litières des sols, plus ou moins éloignées des fleuves, suite à des pluies et/ou des inondations, et transport dans divers cours d'eau avant de parvenir au fleuve.

Mais, une fois parvenu au fleuve, ce matériel organique est soit transporté vers l'aval, soit déposé en fonction des conditions hydrologiques et hydrauliques, subissant alors divers processus de dégradation et/ou enfouissement, décrits dans la littérature (Abelho 2001).

A titre d'exemple, les travaux de Smock (1990) abordent la notion de l'enfouissement des litières dans le lit des rivières et montrent que le transfert de MOP fragmenté se fait pendant les crues de la plaine d'inondation vers la rivière. Bretshko (Bretschko 1990) observe, sur des rivières autrichiennes, une quantité de feuilles déposées en surface des sédiments variant de 6 à 30 g.m⁻² selon les saisons.

Aussi, nous a-t-il paru nécessaire pour cette étude :

- de mieux cerner l'évolution des débits de la Garonne et de la Dordogne en période automnale, période d'apports potentiels maximaux de matériel de litière ;
- de vérifier si des accumulations/dépôts de litière dans le lit de la Dordogne pouvaient être perçus en zone fluviale et en Dordogne estuarienne.

Tableau 6 : Apports de litière aux fleuves selon les aires géographiques (Abelho 2001, modifié).

Location	Vegetation	Litterfall (g.m ⁻² .year ⁻¹)	% of leaves	Annual distribution
Denmark	Deciduous	716 ^g	71	Autumn
Central Finland	-	310	87	Autumn
Central Germany	Mixed deciduous	700 ^b	-	-
Central Portugal	Mixed deciduous	715 ^c	63	Autumn
Spain	-	730-748 ^c	-	-
North Spain	Mixed deciduous	759 ^d	66	Autumn
	Eucalyptus plantation	517 ^d	60	Summer
Ontario, Canada	-	324	98	-
Quebec, Canada	Mixed deciduous	3-761 ^e	-	-
Alaska, U.S.	Mixed deciduous	37 ^b	-	-
Arizona, U.S	Mixed deciduous	13-146 ^d	-	Winter
Idaho, U.S.	Mixed deciduous	25-414 ^c	86-100	-
North Carolina, U.S.	Mixed deciduous	577-629 ^e	-	-
	Mixed deciduous	625-714 ^g	69-80	Even
	Mixed deciduous	338-387 ^{b,h}	-	-
Oregon, U.S.	Coniferous	1204-2789 ^e	-	-
	Coniferous	218-736 ^b	-	-
North Venezuela	Cloud forest	532 ^f	92	Dry season
NSW, Australia	Eucalyptus	678 ^g	65	Summer
Queensland, Australia	Tropical rainforest	502 ^d	71	Dry season
New Zealand	Willow+poplar	216	-	Autumn

Note : ^aAnnual distribution : even (when no clear seasonal pattern exists) or season when highest litterfall occurs; ^bVertical litterfall; ^cVertical litterfall in the riparian zone ; ^dVertical litterfall in the riparian zone+lateral movement; ^eVertical litterfall+lateral movement ; ^fVertical litterfall in the stream ; ^gVertical litterfall in the stream+lateral movement; ^hLeaf litter only

3.2. Capacité de rétention des milieux fluviaux

La capacité de rétention d'un fleuve est fonction de son hydrologie (intensité et durée des crues, par exemple) mais aussi des caractéristiques de son substratum (sinuosité, rugosité, présence d'obstacles, vitesses de courant). Le volume d'eau transporté par les fleuves joue un double rôle : il influence directement la capacité de rétention du matériel solide, mais il peut aussi provoquer le changement morphologique du lit (Snaddon et al. 1992). Les fleuves canalisés comme la Garonne sur un large tronçon montrent généralement une capacité de rétention assez faible, observée par ailleurs (Haapala and Muotka 1998).

Abelho (2001) classe les paramètres suivants comme régulateurs majeurs de la capacité de rétention :

- a) **Les débits** : Le potentiel de rétention a tendance à augmenter avec la diminution des débits, facteur le plus important pour expliquer la rétention de CPOM dans les rivières/fleuves (Quinn et al. 2007). Les apports majeurs de cette fraction organique arrivent donc lors des phases de crues fluviales. Par exemple, Wallace et al. (1995) ont montré que 63 à 77% de la matière organique exportée avaient été transportés pendant les 20 crues les plus importantes sur une période de 9 ans. Ainsi, est-il fréquemment constaté que le transport de CPOM est décrit comme étant « pulsé ». De plus, à une période d'étiage prolongée, peut succéder un apport massif de CPOM : ainsi Larned (2000) a-t-il observé une augmentation de 40% de CPOM exporté suite à un tel étiage dans un fleuve Hawaïen.
- b) **La végétation riparienne**: Son rôle est déterminant du fait de son potentiel à stabiliser les marges riveraines. L'importance des mécanismes de rétention liés à cette végétation a tendance à diminuer au fur et à mesure que les fleuves deviennent plus larges (Canhoto and Graça 1998).
- c) **Les types des feuilles**: La taille, la forme, la flexibilité et le caractère imperméable des feuilles constituent des éléments décisifs à mettre en relation avec l'efficacité du mécanisme de rétention. Canhoto et Graça (1998) expliquent que certains types de feuilles, les plus flexibles, comme l'aulne ou le châtaignier, ont plus de facilité à rester retenues que d'autres plus dures, comme l'eucalyptus ou le chêne.

En résumé, la rétention des apports de matière organique allochtone grossière est un processus intrinsèquement lié aux caractéristiques du fleuve, mais aussi à la nature du matériel feuillu.

3.3. Tendances actuelles et futures de l'évolution des débits de la Garonne et la Dordogne

Comprendre le rôle des débits fluviaux sur les phénomènes de transport ou de rétention de matériel végétal grossier nécessite de s'intéresser tout particulièrement aux périodes où cette fraction organique est maximale et donc, concernant les apports de litière, la prise en compte des débits de la saison automnale.

Des travaux récemment publiés (Etcheber et al. 2013) ressort la complexité de cerner la cyclicité des débits fluviaux du système Garonne+Dordogne, du fait de l'origine des cours d'eaux (Massif Central ou Pyrénées) et des différents types de régimes climatiques existants dans ces deux régions (nival, pluvio-nival, pluvial). De plus, la prise en compte des actions humaines (barrages hydro-électriques, prélèvements pour irrigation, aménagements pour navigation...) perturbant la cyclicité naturelle de ces débits, conduit à des projections peu précises de l'évolution future des débits (Etcheber et al. 2013).

De l'analyse des débits moyens annuels de la Garonne et de la Dordogne, à leur entrée dans le système estuarien de la Gironde (données de la banque HYDRO), il apparaît (Figure 32):

- a) une forte variabilité interannuelle de ces débits (300 à 900 m³s⁻¹ et 210 à 480 m³s⁻¹ pour la Garonne et la Dordogne respectivement) ;

- b) une diminution significative de ceux-ci sur les cinquante dernières années: de l'ordre de 25-30% pour la Garonne et de 20% pour la Dordogne.

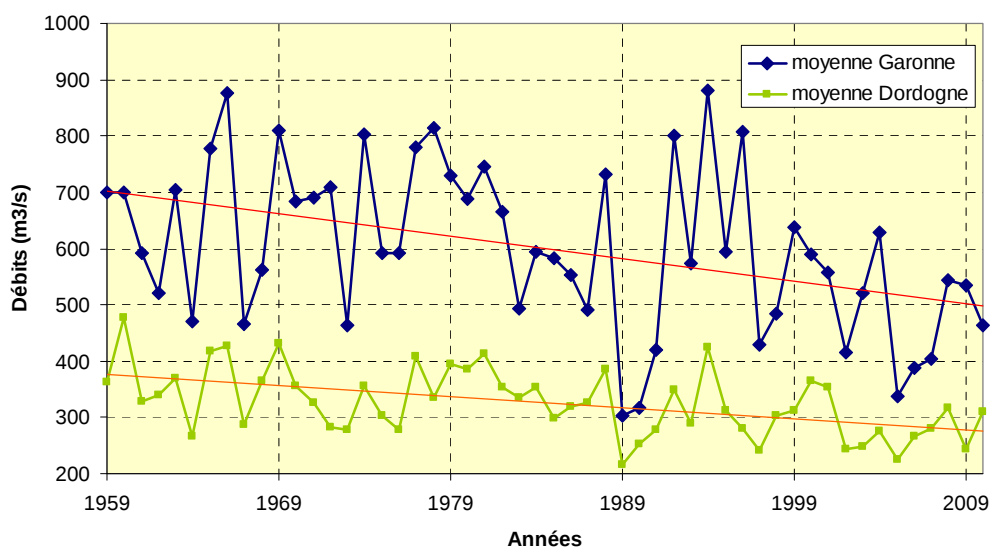


Figure 32: Moyenne annuelle des débits de la Garonne à Tonneins et de la Dordogne à Pessac sur Dordogne à l'entrée de l'estuaire de la Gironde (Etcheber et al. 2013).

La décroissance prévue des débits en rivière au cours du XXI^{ème} siècle en France sera un phénomène avec conséquences multiples qui imposeront des règles rigoureuses de l'utilisation de l'eau : gestion des barrages, partage et économies des eaux concernant autant agriculture qu'industries et besoins divers.

Cette diminution et ses impacts ont été majoritairement étudiés en période estivale, en raison de la répercussion prononcée des étiages sur la disponibilité en eaux pour les différents usages (irrigation, besoins industriels, ...) et sur la qualité elle-même des eaux (pollution, phénomènes d'hypoxie).

Mais, si l'on compare les tendances annuelles de l'évolution des débits moyens annuels et de ceux restreints à la période automnale pour Garonne+Dordogne (Figure 33), on voit clairement que la baisse graduelle des débits est plus prononcée lors de cette période automnale. De plus, cette baisse s'accroît sur les 17 dernières années.

La même approche faite séparément sur les fleuves Garonne et Dordogne, montre une diminution des débits plus marquée, pour les deux fleuves, lors de la période automnale étudiée sur les 17 dernières années que sur la période considérée de 53 ans (Figure 34). De plus, cette décroissance est plus accusée en Garonne qu'en Dordogne (rapports 4 et 3 respectivement pour la période 1995-2012 par rapport à celle 1959-2012).

En résumé, non seulement la perte de débit lors de la saison automnale est un constat, mais de plus cette évolution s'est accentuée lors des dernières années en Garonne et en Dordogne.

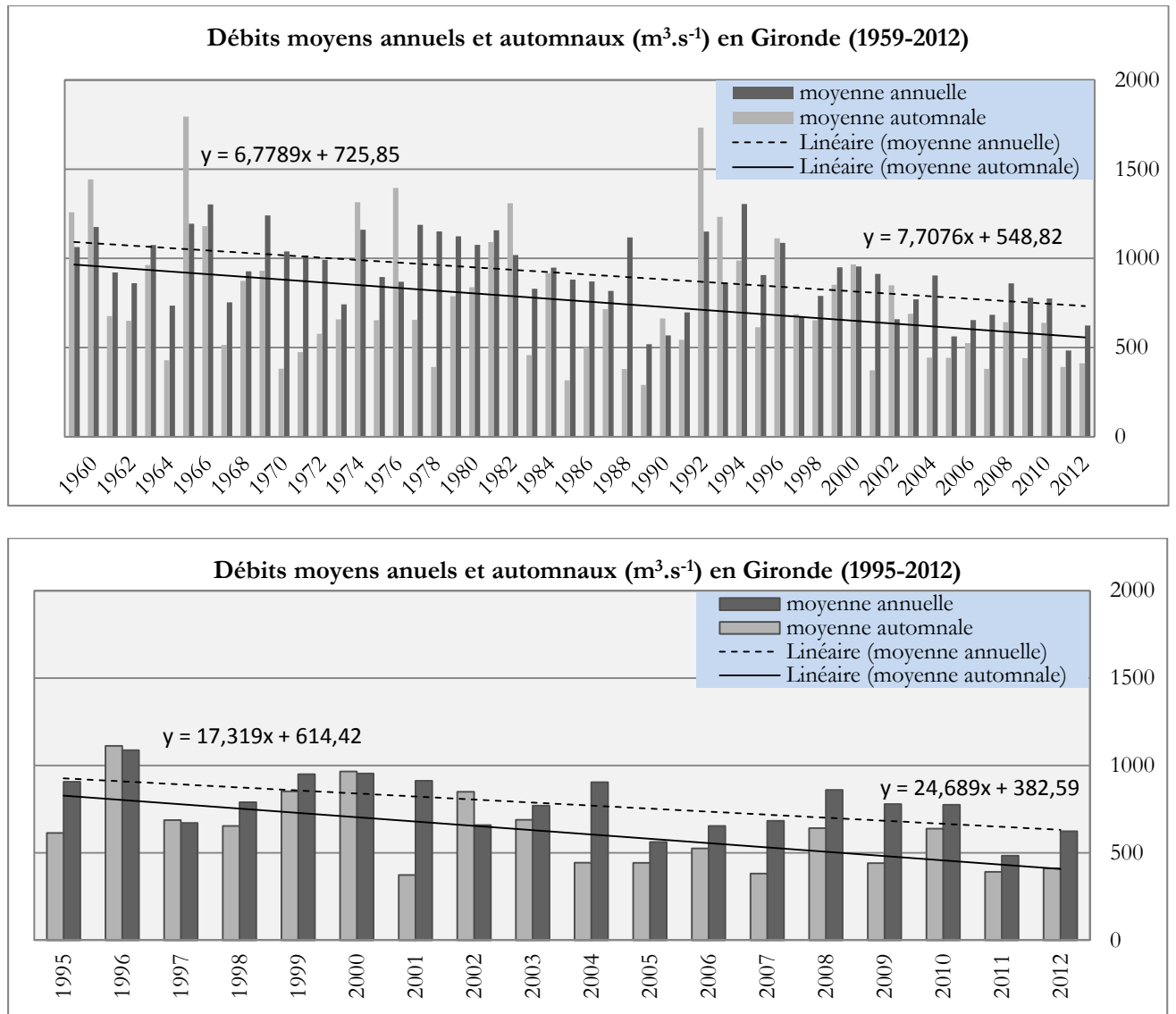


Figure 33: Tendence évolutive des débits moyens annuels et automnaux (Garonne+Dordogne) de 1959 à 2012 (dessus) et de 1995 à 2012 (dessous).

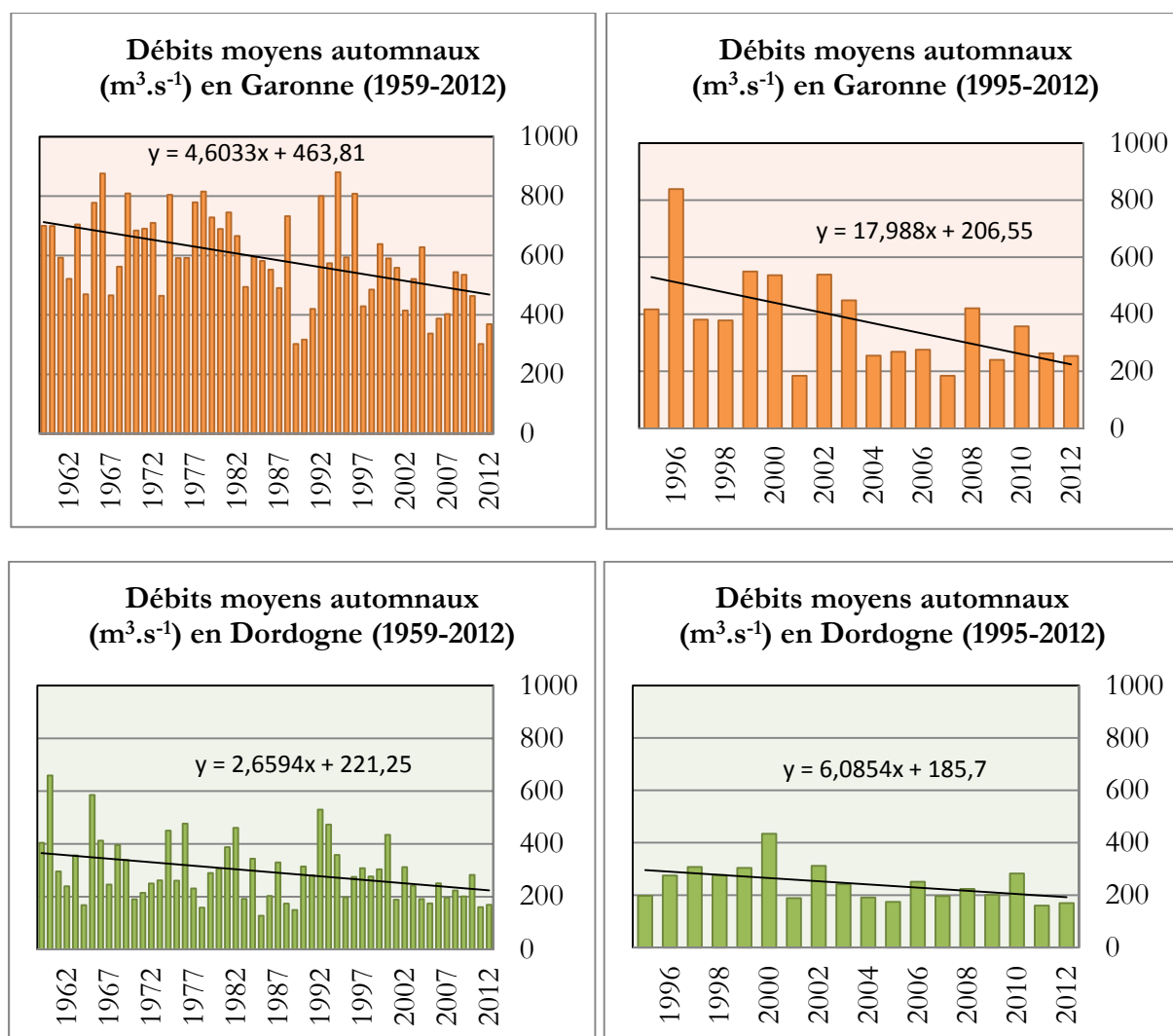


Figure 34: Tendence évolutive des débits moyens automnaux de la Garonne et de la Dordogne sur des périodes de 50 ans et de 17 ans.

Il faut donc s'attendre à ce que la rétention de matériel grossier issu du bassin versant et parvenant dans le lit des fleuves s'accroisse d'autant plus que la diminution des débits fluviaux est prononcée lors de la saison automnale, période où les apports en débris végétaux, notamment des ripisylves et des zones boisées à proximité des fleuves, devraient être maximaux.

3.4. Les approches sur le terrain:

3.4.1. Tentative de mise en évidence de zone inondable préférentielle en Dordogne.

L'étude des hauteurs d'eau théoriques nécessaires pour provoquer des inondations sur ces rives a été menée en 7 stations de la Dordogne (Tableau 7 : hauteurs théoriques données par des cartes de submersions issues de calculs établis à partir d'une crue type (Direction départementale de l'équipement de la Dordogne 2008)).

Tableau 7: Hauteurs d'eau, référencées aux stations de la Dordogne : a) valeurs théoriques pour générer des inondations et b) valeurs mesurées lors de crues.

Stations	Hauteur d'eau (m)			
	Théorique: cartes	Mesuré en pic de crue		
		2003 (février)	2009 (janvier)	2012 (mai)
Argentat	4	3,8	3,5	3,8
Beaulieu	3,5	2,2	1,9	x
Carennac	5	x	x	x
Souillac	3,6	3,2	3,3	3,7
Cenac	3,6	3,9	4,1	4,3
Limeuil	6	x	x	x
Bergerac	4,5	3,8	3,7	x

Lors de 3 crues en Dordogne (Tableau 8), les hauteurs d'eau ont été mesurées en 5 de ces 7 stations (données Banque Hydro) :

Tableau 8: Débits mesurés à Pessac sur Dordogne (limite estuaire amont) lors de 3 crues en Dordogne (années 2003, 2009 et 2012).

Date (pic de crue)	Pic de débit en Dordogne (m ³ .s ⁻¹)
04/02/2003	1360
24/01/2009	1300
01/05/2012	1600

Il s'en suit que, uniquement dans les stations de Souillac et Cenac, les hauteurs d'eau ont été suffisantes pour générer des inondations. Ceci fait de la Dordogne moyenne une zone préférentielle où les forêts alluviales devraient avoir une susceptibilité particulière aux montées des eaux et donc être des aires productives de débris végétaux lors de crues marquées de la Dordogne.

Afin de mieux relativiser le débit en Dordogne moyenne, il faut préciser :

- le débit mesuré pour la crue de janvier 2009 (hauteur de 4,1 m) était de 889 m³.s⁻¹ (débit mesuré dans la même station : Cenac), ce qui semble correspondre à un volume d'eau assez conséquent pour mener à bien la phase de transport ;
- les valeurs des crues de référence pour la station de Cenac sont : quinquennale en 2003 (1353 m³.s⁻¹); décennale en 2012 (1597 m³.s⁻¹).

3.4.2. Existence de dépôts de débris végétaux en Dordogne moyenne

De manière synthétique, la litière entrant dans les eaux fluviales est sujette aux processus de transport, déposition et dégradation. Si les feuilles mortes tombent dans une tête de bassin, du

fait de faibles débits elles se déposent et subissent alors une décomposition *in situ*. Dans la zone d'étude considérée ici, si les débits deviennent importants, les reprises de matériel foliaire vers l'aval se produisent et ce matériel reprend sa descente.

Suite à des campagnes de carottage menées en 2011-2012 en Dordogne moyenne (à Limeuil, 40 km en aval de la station de Cenac ou 120 km en amont de la limite de la marée dynamique), il a été démontré la possibilité d'un dépôt de débris végétaux dans le lit du fleuve, stockage dont la durée sera directement dépendante du régime hydrologique des mois suivant la chute de feuilles.

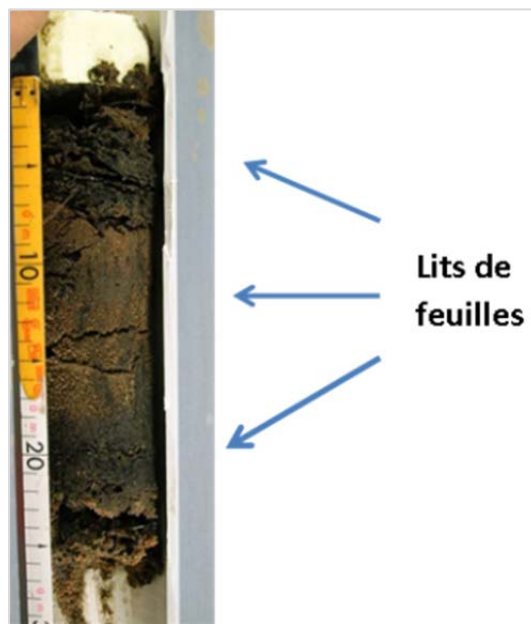


Figure 35: Carotte extrait du lit mineur (Limeuil, septembre 2011).

En septembre 2011, lors d'un étiage prononcé, une carotte (Figure 35) prélevée à Limeuil, dans le lit mineur, révélait trois couches de feuilles caducifoliées insérées dans un substrat essentiellement sableux où la couche la plus profonde de matériel foliaire était placée à 21 cm de profondeur.

La datation des sédiments (S. Schmidt) a montré que les deux couches situées entre la surface et 15 cm de profondeur avaient suivi une période de sédimentation inférieure à une année. Plus en profondeur, l'interprétation des mesures s'est montrée délicate, due à un signal perturbé. Concernant les feuilles, les résultats de datation assignent une valeur tournant autour de cinq mois. On a alors vraisemblablement affaire à des feuilles pouvant être restées de l'automne précédant (2010), avec une hydrologie calme toute l'année 2011 (Figure 36). A remarquer aussi le changement significatif de granulométrie au-dessus et au-dessous de la couche intermédiaire de feuilles, traduisant une grande variation dans les processus de sédimentation en cette station.

Un an après, en septembre 2012, des carottes réalisées à la même station ne révélaient plus aucune trace de couche de matériel foliaire à aucun niveau. Tout au plus, il a été noté la présence de MO très dégradée dans les 2-3 premiers centimètres de ces carottes.

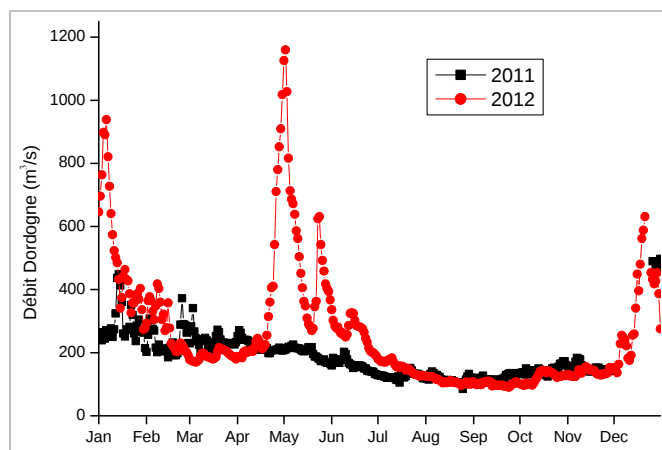


Figure 36: Débit journalière de la Dordogne (station de Pessac sur Dordogne) lors des années 2011 et 2012.

En septembre 2011, l'existence de dépôts de feuilles en Dordogne pourrait être corrélée à l'absence de débits supérieurs à $500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (débits mesurés à Pessac sur Dordogne) au cours du cycle hydrologique précédent. En revanche, l'année 2012 a connu une hydrologie plus forte, avec deux crues marquées en janvier (autour de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et en avril ($1200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), ce qui a vraisemblablement provoqué l'entraînement des restes de débris végétaux restant de la saison automnale précédente. Seule une modeste partie de l'ensemble des débris végétaux feuillus, dégradée en matériel humique (Figure 37), est restée en surface du lit, alors que la plupart des feuillus, plus ou moins dégradés, ont été repris et transportés vers l'aval au moment des crues 2012.



Figure 37: Surface d'une carotte extrait du lit mineur (Limeuil, septembre 2012).

3.4.3. Existence de dépôts de débris végétaux dans la zone fluvio estuarienne de la Dordogne.

Dans la Dordogne fluvio-estuarienne, soumise au balancement des marées, la présence du bouchon vaseux est très marquée dès que les débits sont faibles. La zone échantillonnée pour une série de carottages est caractérisée par un fort envasement et un marnage modéré, suggérant une courantologie liée à la marée, mais moindre que dans l'estuaire de la Gironde. L'ensemble des photographies des carottes prélevées est disponible dans l'annexe 9.

Après ouverture des deux carottes montrées dans la Figure 38, la plus en amont (n°2) et la plus en aval (n°5) distantes de 4 km, révèlent un sédiment très vaseux, dont les profils de datation de

Pb₂₁₀ indiquent une période de sédimentation de plusieurs années, avec une absence totale de couches de feuilles ou et même de détritus de feuillus. Les images RX (Figure 38) montrent une structuration horizontale des carottes, mais leur profil n'est pas similaire, avec des niveaux denses (foncés) et moins denses (clairs), vraisemblablement liés à des variations hydrologiques (crues/étiages) et, à moindre degré, tidales (mortes-eaux/vives-eaux), au vu de la position relativement amont de la zone échantillonnée.

L'absence de feuilles ne signifie pas obligatoirement qu'il n'existe pas de rétention de ce matériel dans cette zone. En effet, le contexte hydrologique est très favorable à des processus de dépôt, particulièrement en automne : bas débits de plus en plus fréquents à cette période et courants tidaux modérés le plus souvent.

Peuvent alors être invoqués des effets de dilutions du matériel feuillu dans la masse considérablement plus importante de matériel inorganique vaseux déposé dans cette section, directement relié à la présence du bouchon vaseux.

Une tentative simple d'évaluation maximale de flux de débris végétaux venant du bassin de la Dordogne amène au bilan exposé ci-après.

L'ensemble des cours d'eau du bassin de la Dordogne (affluents compris) représente un linéaire de 5300 km, qui peut être rabaissé à une moitié, si l'on s'en tient à l'aire à l'aval des Grands Barrages, soit 2650 km. En leur affectant la présence d'une ripisylve continue d'une dizaine de mètres et fournissant 400 à 600 g.m⁻².an⁻¹ de matériel végétal, ce sont 10 à 15 000 T de ce matériel qui entreraient chaque année dans la Dordogne. Ceci ne représenterait qu'un très faible pourcentage (<1% à 2% maximum) des apports de matériel solide entrant dans la section Dordogne (de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de tonnes par an).

Retrouver trace de ce matériel végétal plus ou moins dégradé (chapitre 4 de cette thèse) est donc très problématique et le fait de multiplier des missions de carottage pour mieux percevoir d'éventuels dépôts de débris feuillus ne devrait pas être couronné de plus de succès que la seule tentative présentée ici.

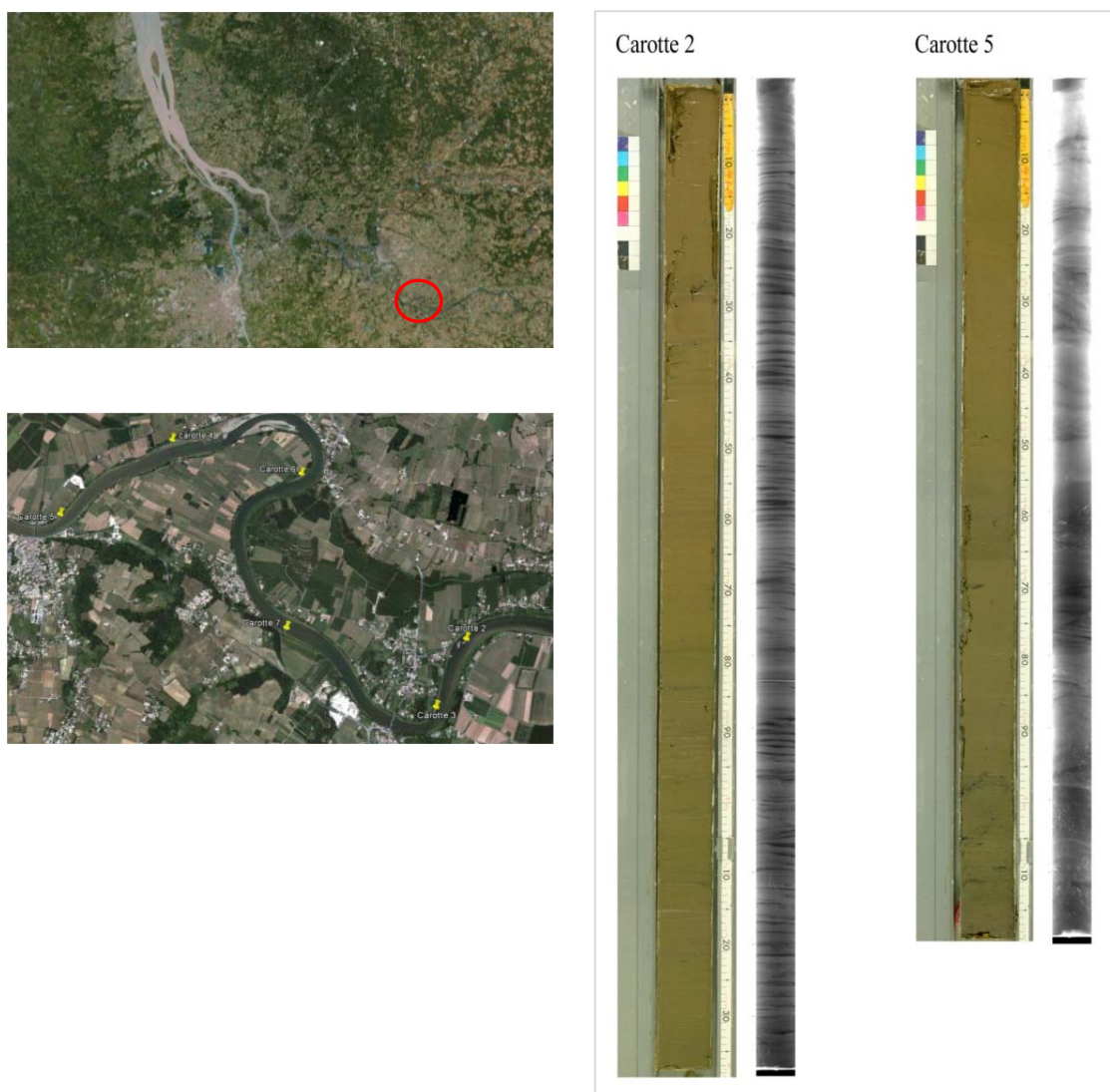


Figure 38 : Localisation de la zone étudiée (gauche) et photographie et image RX des carottes (droite), la plus en amont (n°2) et la plus en aval (n°5).

3.5. Synthèse de la dualité apport/rétention des débris végétaux en milieu fluvial.

Comme des nombreuses formations boisées des zones humides, les ripisylves et bois riverains du système Garonne-Dordogne sont caractérisés par une forte production de litière. Les processus de rétention dans le fleuve et/ou le transport vers l'aval de ces apports de matière organique allochtone constituent des mécanismes intrinsèquement liés aux caractéristiques du fleuve, mais aussi à la nature de ce matériel.

Néanmoins, le facteur primordial qui détermine la rétention ou le transfert des débris végétaux vers l'aval reste l'intensité des débits fluviaux. Sur les deux dernières décennies, la tendance actuelle à leur baisse en période automnale devrait favoriser une rétention maximale de ces débris en zone fluviale, d'autant plus que c'est à cette saison que les apports de végétaux, notamment feuillus, devraient être à leur maximum. Contrairement, toute période de crues en fin d'automne

ou hiver devrait reprendre ces débris, plus ou moins déposés dans le fleuve, et les transporter, en flux pulsé, vers l'aval.

Des dépôts de feuille dans le lit de la Dordogne moyenne ont pu être mis en évidence, en 2011, au début de la saison automnale, suite à une année marquée par une hydrologie faible. Néanmoins, cette observation faite à la même période de l'année 2012, suite à une forte crue, et au même site, a révélé la disparition et la reprise probable de ce matériel automnal enfoui après ce phénomène d'hydrologie forte.

En zone fluvio-estuarienne, du fait de la dispersion du matériel végétal feuillu dans la très conséquente masse de MES du bouchon vaseux sédimentées, aucune accumulation notable de matériel végétal ne se retrouve dans les carottes prélevées. Les conditions hydrosédimentologiques semblaient pourtant très favorables à ce processus, mais le matériel organique est vraisemblablement dilué dans la masse turbide présente dans cette section de la Dordogne.

4. Synthèse du chapitre

Les **débris végétaux** transitant dans les eaux estuariennes sont **constitués par trois groupes majeurs de végétaux terrestres** : feuilles, chaumes de graminées et racines. Le *Sar*, identifié comme élément le plus perturbant vis-à-vis du CNPE, correspond à des débris de matériel foliaire, de couleur noire, en état de décomposition avancée et de taille réduite (3-10 mm). Des feuilles de plusieurs **espèces de plantes dicotylédones ligneuses, caducifoliées et marcescentes**, ont été identifiées comme **susceptibles de devenir du *Sar*** : peuplier, chêne, aulne, saule... (Figure 39).

Il a fallu une crue marquée en Gironde pour que parvienne au CNPE du *Sar*, posant alors problème aux tambours de filtration du circuit de refroidissement. Le rapport C:N de ce matériel, plus élevé que de coutume, témoigne d'un **matériel feuillu moins dégradé, cause des perturbations survenues au CNPE**.

Si la **contribution de détritus feuillus** issus du **bassin versant *sensu stricto* de la Gironde** doit être considérée comme **très négligeable**, cette étude ne permet pas de confirmer la prépondérance de l'un des deux bassins Garonne-Dordogne en termes de quantités de matières organiques végétales amenées à l'estuaire.

Si, de par sa superficie et ses débits fluviaux, la Garonne débordante et moyenne pouvait être le pourvoyeur préférentiel, l'état des zones ripariennes et l'étendue de la couverture forestière de la Dordogne pourraient plaider en faveur de ce fleuve. Aucune donnée quantitative ne permet de trancher cette question.

Du fait des réseaux de barrages présents dans ces deux fleuves, essentiellement en Dordogne, il est permis de penser que c'est de la **Garonne moyenne** (aval de la retenue de Malause) **et de la basse Dordogne** (aval du barrage d'Argentat) que la **majorité des apports végétaux** devraient parvenir à l'estuaire de la Gironde (Figure 39).

Enfin, si l'essentiel des débris feuillus parvient aux fleuves en période automnale et/ou hivernale, la **tendance actuelle d'évolution des débits à la baisse**, surtout depuis les deux dernières décennies, plaidera **en faveur d'un accroissement de phénomènes de dépôt dans les zones fluviales de la Garonne et de la Dordogne**, comme mis en évidence lors d'une observation en Dordogne. De tels dépôts n'ont pu être observés dans les sections estuariennes de la Garonne et de la Dordogne, où les grandes quantités de vases sédimentées du bouchon vaseux, remonté en ces zones lors des faibles débits, diluent vraisemblablement les apports de débris végétaux feuillus (Figure 39).

Ce sont alors des crues sporadiques qui propulsent vers l'aval ce matériel présent dans les systèmes fluviaux, donnant un caractère de « flux pulsé » à ces apports.

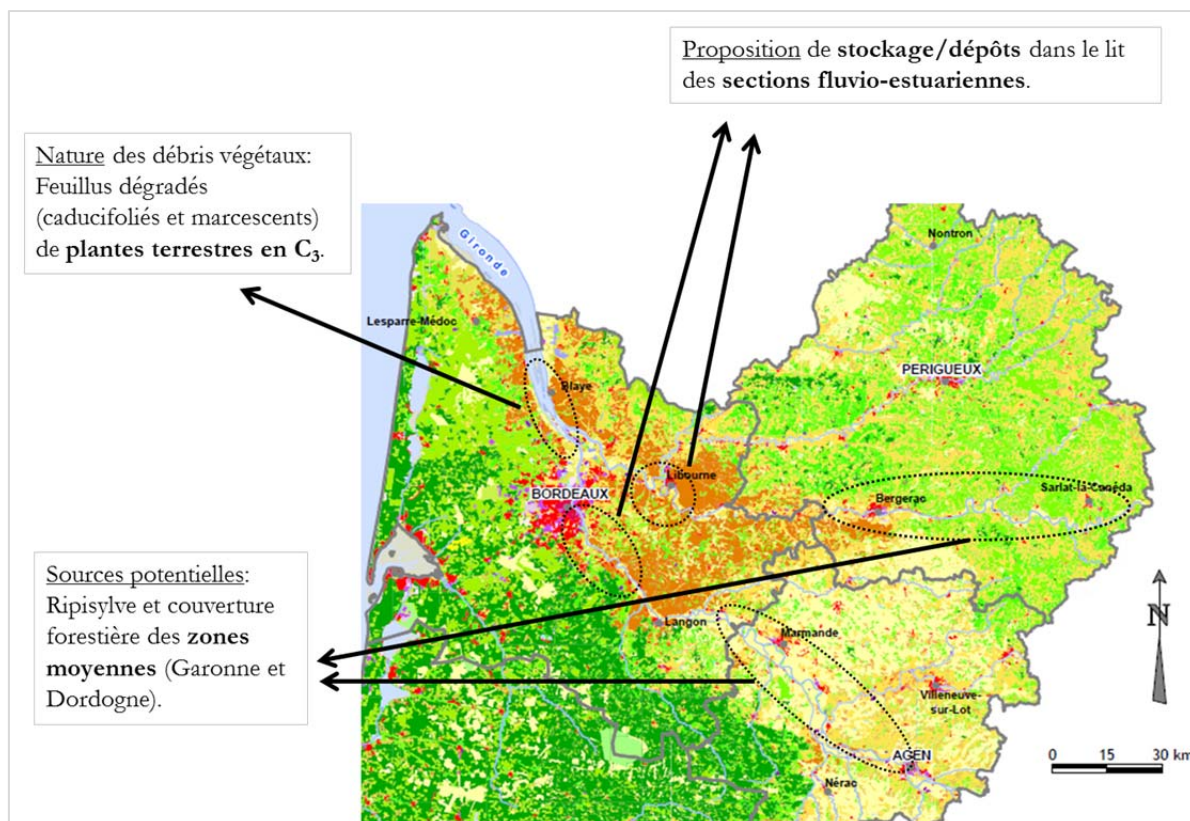


Figure 39: Schéma récapitulatif des enseignements tirés sur la nature, l'origine et la rétention probable des débris végétaux en milieu fluvio-estuarien.

« Le temps est l'image mobile de l'éternité immobile »

Platon (428-348 av. J-C) ; philosophe de la Grèce antique.

CHAPITRE 4 : Evolution de la qualité du matériel végétal

1.	Introduction	145
2.	Etude de la cinétique de dégradation du matériel végétal.....	146
2.1.	Influence of tidal current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary.	147
2.1.1.	Introduction	149
2.1.2.	Material and methods	149
2.1.3.	Results	155
2.1.4.	Discussion	160
2.1.5.	Conclusion.....	163
2.1.6.	Acknowledgements	164
2.2.	Résultats complémentaires	165
2.2.1.	Etude de la cinétique de dégradation du Platane	165
2.2.2.	Etude de l'effet de la température des eaux sur la cinétique de dégradation des feuilles	168
3.	Discussion sur le rôle de la composante biotique en tant qu'agent « contrôleur » du processus de décomposition de matériel végétal en Gironde	170
4.	Analogie entre les caractéristiques biogéochimiques des débris végétaux transitant dans l'estuaire et celles des produits de dégradation des incubations <i>litter-bag</i>.....	172
4.1.	Les mesures de $\delta^{13}\text{C}$	172
4.2.	Les mesures C:N	173
5.	Conclusions.....	174

1. Introduction

Comme la nature du Sar est nettement attribuée à du matériel foliaire, l'objectif de ce chapitre est d'en déterminer les **échelles de temps des processus de dégradation** dans les **conditions environnementales** que subissent ces débris lors de leur transport.

Ce chapitre est subdivisé en trois parties.

La première traite de la notion de cinétique de dégradation des débris végétaux dans le système fluvio-estuarien girondin.

L'objectif majeur de cette approche était de déterminer le degré de persistance de cette fraction organique, par l'approche *litter-bag*, sur des échelles de temps de quelques semaines à quelques mois. Cette étude s'est focalisée sur l'influence exercée par l'environnement abiotique dans lequel se trouve ce matériel (**courants tidaux, présence de crème de vase anoxique, température des eaux**), sachant que, dans un estuaire comme la Gironde, avec de très forts courants et turbidité, l'impact de la macro- et méio- faune, quasi absente, est négligeable.

Les résultats sont présentés sous forme d'un article scientifique, *Influence of water current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary*, soumis à la revue scientifique *Estuarine Coastal and Shelf Science*.

Des résultats complémentaires sur l'effet de la température sur le taux de décomposition des feuilles et sur l'espèce non incluse dans l'article sont ensuite discutés. En effet, l'article soumis présente uniquement les travaux réalisés sur deux espèces de feuilles (peuplier et chêne) représentatives du bassin versant, alors que les expériences sur le terrain ont porté sur trois espèces, incluant le platane, représentatives de la gamme de dégradabilité des espèces feuillues.

Précisons que l'annexe 10 présente un deuxième article, publié dans la revue *Geodinamica Acta*, qui présentent les résultats préliminaires des incubations menées dans l'estuaire de la Gironde.

La deuxième partie de ce chapitre est consacrée à une discussion succincte du rôle potentiel des décomposeurs dans l'estuaire de la Gironde face à la composante abiotique.

La troisième partie discute les similitudes entre le produit de dégradation issu des incubations par *litter-bag*, les débris végétaux transitant dans l'estuaire, prélevés mensuellement, et ceux prélevés au CNPE du Blayais, dont les caractéristiques biogéochimiques ont été données dans le chapitre 3.

2. Etude de la cinétique de dégradation du matériel végétal

Les premiers résultats des incubations *litter-bag* conduites dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Gironde font l'objet d'une publication dans la revue *Geodinamica Acta*. Ce travail suggère l'influence des conditions hydrodynamiques, associées à un estuaire macrotidal très turbide, sur la vitesse de décomposition du matériel foliaire terrestre. Un tel milieu impose de prendre en compte les modes de transport de ces débris depuis le bassin versant vers l'estuaire, qui contrôlent les processus de recyclage de cette matière organique grossière.

L'article inclus ci-après aborde ainsi l'influence majeure exercée par deux paramètres abiotiques, les courants de marée et la présence de crème de vase anoxique, comme régulateurs du taux de décomposition des apports feuillus (article soumis à la revue *Estuarine Coastal and Shelf Science* et en phase de révision). Il détaille le protocole expérimental de ces expériences, réalisées dans trois types d'environnement (colonne d'eau avec ou sans courant, crème de vase).

2.1. Influence of tidal current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary.

A.Fuentes-Cid^{1, 2}, E.Chauvet^{3, 4}, S.Schmidt⁵, A.Sottolichio¹, E.De-Oliveira², M. Pierre⁶, H.Etcheber⁵

Contact author: a.fuentes@epoc.u-bordeaux1.fr

Telephone: +33540002997

Fax: +330556840848

¹Univ. Bordeaux, EPOC, UMR 5805, Talence, F-33400 Talence, France.

²EDF R&D – LNHE, 6 quai Watier, Chatou, France

³Université de Toulouse; UPS, INPT; EcoLab; 118 route de Narbonne, F-31062 Toulouse Cedex 9, France

⁴CNRS; EcoLab; 31062 Toulouse cedex 9, France

⁵CNRS, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence, France

⁶Irstea, UR EPBX, 50 avenue de Verdun, Cestas cedex, F-33612, France

Résumé

La décomposition de litière a été étudiée dans la section fluviale d'un estuaire très turbide, l'Estuaire de la Gironde (Sud-Ouest France). La méthode « *litter-bag* » a été employée *in situ* pour étudier la cinétique de décomposition et les caractéristiques de ce processus de recyclage de matière organique. La stratégie a visé l'effet de deux facteurs abiotiques spécifiques de la physique estuarienne (courant tidal et présence de crème de vase) sur les coefficients de dégradation (k) de la matière organique végétale. Les évaluations ont porté sur deux espèces, à bois tendre et dur (peuplier et chêne, respectivement), immergées dans trois environnements différents (eau avec et sans courant, et en contact avec la vase). Les coefficients de dégradation sont compris entre 0,0009 et 0,0023 degrés.jours⁻¹ pour le peuplier et entre 0,0002 et 0,0009 degrés.jour⁻¹ pour le chêne. Des différences significatives ont été observées dans les coefficients de dégradation sous l'effet des paramètres étudiés séparément, celles-ci étant plus prononcées dans l'espèce à bois dur (chêne). L'exposition aux couches de vase anoxiques dans la Zone de Turbidité Maximale induit une décroissance du taux de décomposition d'environ 50%, tandis que la présence des courants tidaux se traduit par une augmentation d'environ 30%. Ces résultats confirment les rôles respectifs exercés par la dynamique tidale en pleine eau et par l'enfouissement dans la vase sur la cinétique du processus de décomposition de litière. Les conclusions de ce travail suggèrent les impacts réels des conditions environnementales sur la persistance des apports feuillus dans le système fluvio-estuarien, particulièrement dans le contexte actuel de modification des débits fluviaux résultant des changements globaux (climatiques ou anthropiques).

Mots clé : décomposition, coefficient de dégradation, litière, estuaire, Zone de Turbidité Maximal, crème de vase, courants tidaux.

Abstract

Decomposition of leaf litter was investigated in the fluvial section of a highly turbid macro-tidal estuary, the Gironde Estuary (S.W. France). The mesh-bag method was used to determine the rates and patterns of this important process in organic matter recycling. Efforts were focused on the effect of two abiotic factors specific to estuarine physics (tidal current and presence of mud layers) on the decomposition rates of plant organic matter. Leaf decomposition rates (k) of a softwood and hardwood deciduous tree species (poplar and oak, respectively) were determined under three different environmental conditions (water column with and without current and mud contact), and the k -values ranged between 0.0009 and 0.0023 degree.day⁻¹ for poplar and between 0.0002 and 0.0009 degree.day⁻¹ for oak. Significant differences in decomposition rates were observed relative to the tested abiotic effects and were more pronounced in the hardwood leaf litter. Exposure to anoxic mud layers in the Turbidity Maximum Zone led to decomposition rates reduced by 50%, whereas the presence of a tidal current increased these rates by close to 30%. These results highlight the relevant role that tidal currents and mud contact can exert on the litter decomposition processes. These findings suggest substantial impacts on the persistence of leaf litter in turbid fluvio-estuarine systems, especially in the current context of modification of fluvial discharges as a result of global or localised disturbances of human origin.

Keywords: Decomposition, decay rate, leaf litter, estuary, turbidity maximum zone, fluid mud, tidal current.

2.1.1. Introduction

The macrotidal Gironde Estuary, one of the largest in Europe, is characterised by a well-developed Turbidity Maximum Zone (TMZ) in which heterotrophic processes are dominant due to low light availability (Cole et al., 1992; Irigoien and Castel, 1997). Furthermore, riparian estuarine vegetation is underdeveloped and terrestrial semi-decomposed deciduous leaf debris (known as “Sar” in French) is swept along the watershed area, primarily during the litter fall season. During the last decade, the Blayais Nuclear Power Plant (NPP), which has been located in the central Gironde estuary since 1976, recorded several arrivals of uncommon quantities of vegetal debris, particularly at the end of the winter season. Such massive arrivals can disturb the functioning of the NPP by clogging the filtration units. Indeed, large volumes ($\sim 160 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) of estuarine waters are continuously pumped and filtered through the NPP cooling system.

In the literature on fluvial or estuarine waters, vegetal debris have been previously identified as a factor with the ability to disrupt a wide range of stakeholder activities, including fishing, irrigation pumping stations, and hydroelectric and nuclear power plants (Batalla and Vericat, 2009; Palau et al., 2004). More precisely, this vegetal debris threatens infrastructures, increases operating costs, and reduces the productivity of power-generating plants and water-pumping devices (Gómez et al., In press).

During transport in rivers, the leaves (the main component of litterfall in temperate deciduous riparian zones) can drastically evolve due to biotic and abiotic environmental factors (Webster and Benfield, 1986). Moreover, in estuaries, these plant matters undergo tide-induced repetitive cycles of deposition and re-suspension, which implicate unknown decomposition trends (Grabemann et al., 1997).

The transformation and fate of this fluvial coarse organic matter during its transfer from river to sea have been minimally investigated in the current literature (Lopes et al., 2011; Quintino et al., 2009). This study intends to investigate the in situ decomposition kinetics of leaves in the TMZ of a macrotidal estuary by focusing on specific factors: the presence of anoxic mud layers, the current velocity and the nature of the considered riparian leaf litter. The classical approach used to examine leaf degradation is the litter-bag technique currently applied in freshwater systems (Gessner and Chauvet, 2002; Gessner et al., 1999). In the current study, this technique is applied for the first time in a highly turbid macro-tidal estuary. The two main objectives are, first, to determine the influence of the deposition/re-suspension cycles on the decomposition rates, and second, to estimate whether terrestrial leaves can be transformed in few months into fine leaf debris (approximately 3-10 mm) that is able to disrupt the optimal functioning of filters or nets of anthropogenic estuarine activities.

2.1.2. Material and methods

a. Study site

The study was conducted in the Gironde fluvio-estuarine system located in southwest France, which drains the Aquitaine Basin (catchment area of $71\,000 \text{ km}^2$) primarily via its two tributaries, the Garonne River and the Dordogne River (65% and 35% of the fresh water inputs, respectively). The amount of particulate organic matter (POM) entering the Gironde estuary has

been quantified and its origin determined (Veyssy et al., 1998). The major portion of particulate organic carbon (POC) originates from allochthonous organic matter (50% from soil and 40% from litter), and the autochthonous (phytoplankton) compartment represents only 10%. As a consequence of the typical macrotidal functioning of the Gironde estuary (Sottolichio and Castaing, 1999), fine sediment dynamics are subjected to the variability of tidal currents following the semi-diurnal and fortnightly tidal cycles. In the TMZ, suspended sediment concentrations are regularly greater than 1 g.L^{-1} , even in surface waters (Sottolichio et al., 2011).

At the semi-diurnal tidal scale, the suspended particulate matter (SPM) concentration varies under the effects of cyclic bed erosion and deposition fluxes, which are governed by ebb/flood currents alternating with water slack periods (Grabemann et al., 1997). At decreasing tidal ranges, the decreasing velocities promote higher particle deposition flux from the TMZ, leading to the formation of fluid mud layers on the bottom (Allen et al., 1980; Le Hir et al., 2001; Parker et al., 1994). These highly concentrated benthic layers may reach a thickness of up to 2 m with average SPM concentrations of greater than 100 g L^{-1} and turn anoxic after several dozen minutes (Abril et al., 1999; Maurice, 1994; Sylvester and Ware, 1976). Particles alternating between the TMZ and fluid mud in the Gironde Estuary are thus subjected to oxic–anoxic oscillations (Abril et al., 2000). The residence time of the water within the estuarine system is estimated between 20 and 86 days, whereas the residence time of the suspended particles is estimated between 1 and 2 years (Jouanneau and Latouche, 1981; Saari et al., 2010).

We conducted our experiments at Bordeaux, where the presence of the TMZ is nearly permanent throughout the year. In this site, located in the fluvial section of the Gironde Estuary, deciduous leaves suffer the first effects of the typical physical stresses in estuarine systems: high concentrations of suspended particulate matter, tidal currents and deposition/re-suspension cycles. The TMZ moves along the axis of the Gironde estuary depending on the tidal cycles and fluvial discharges (Sottolichio and Castaing, 1999). Low discharges are usually encountered in autumn, corresponding to the peak of the litter fall, which mostly consists of leaves from riparian banks in temperate deciduous forests (Benfield, 1997). When these vegetal fluxes into the rivers coincide with a period of low discharge, an increase in litter accumulation on the river bed is expected (Abelho and Graça, 1996).

Since 2005, the Bordeaux site has been equipped with an automated continuous monitoring system, which is a component of the MAré Gironde ESTuary (MAGEST) network (Etcheber et al., 2011). The network provides real-time measurements of the water quality of the Gironde (temperature, salinity, turbidity and dissolved oxygen concentration) for waters pumped 1 m below the surface at time steps of 10 minutes (www.magest.fr). The automated station is located near the experimental site and provided information on the environmental conditions during the litter decomposition experiments. The mean, minimum and maximum values are summarised in Table I. The daily averaged water temperatures fell mostly the range between 5°C and 15°C . The averaged salinity values reveal a low marine intrusion, with values always less than 1. Therefore, the location of our station is independent of any salinity effects on the leaf litter decay rate, although this parameter is taken into consideration in transitional waters (Quintino et al., 2009). Finally, the turbidity presented the highest variability; the most frequent values range from several hundred milligrams to a few grams per litre relative to the oscillations of the TMZ around the experimental site.

Table I: Physico-chemical quality of water during experiments [data obtained from a MAGEST (MAREL Gironde ESTuary) station located close to the experimental site]. Recorded data correspond to instantaneous values measured every 10 minutes.

	Temperature	Salinity	Turbidity	Dissolved oxygen
	°C		g.L-1	mg.L-1
Average	9.2	0.15	1.56	9.41
Max	22.3	1.01	12	12.18
Min	1	0.03	0.01	5.73

b. Experimental setup and field procedures

Poplar (*Populus × euramericana*) and oak (*Quercus robur* L.) leaf species were chosen as a substrate for the litter decomposition experiment due to their abundance in riparian zones. Poplar nigra L. is an emblematic species of the riverine forests of Garonne and Dordogne rivers but it is currently in danger due to substitution by cultivated poplars that are more robust and have a faster growth rate (*Populus × euroamericana*, *deltoïdes*, etc.) than the native species. During the last twenty years, poplar wood exploitation has increased and represented now one of the main activities of the forestry cultivation sector. In France, poplar plantations take up an area of 230 000 ha, and in terms of surface exploitation, the Aquitaine (29 000 ha) is the most productive region. Particularly, poplar cultivars have been founded in the Garonne floodplains, where they have grown up with the highest intensity during recent years (estimation of approximately up to 15 tonnes/ha; personal evaluation).

Quercus Robur is likely the most abundant refractory species naturally present in the Dordogne watershed valley. In terms of biomass, this species represents the second most populous of the Aquitaine region (estimation of approximately 8 tonnes/ha; personal evaluation).

Freshly fallen leaves of poplar (*Populus × euramericana*) and oak (*Quercus robur* L.) were collected during the autumn season (years 2011 and 2012) from the nearby sites of the Garonne and Dordogne river floodplains, respectively. The collected leaves were dried at room temperature for 2 weeks and were subsequently stored in a carton box. For the experiments, the leaves were weighted into portions of 3.00 ± 0.05 g and placed in nylon bags (10 cm x 15 cm) with a mesh size of 1 mm. This mesh size has been used in other studies conducted in estuaries or transitional waters under tidal influence (Apostolaki et al., 2009; Grout et al., 1997; Mateo and Romero, 1996; Quintino et al., 2009). In addition, nylon bags of 5-mm mesh size, which also have been used in coastal environments (Costantini et al., 2009; Sangiorgio et al., 2008), were also employed such that access by medium- or small-sized detritivores was allowed. However, no occurrence of large detritivores and no perceptible impact on the decomposition were reported from our study area. The results of this paper therefore exclusively rely on leaf bags of 1-mm mesh size.

A total of 300 leaf bags were exposed in the field during the autumn and winter of 2011/2012 and 2012/2013, and 50% leaf decomposition was achieved in terms of mass (i.e., 1-6 months as

determined from the retrieved leaf bags). Five replicate bags per treatment were randomly retrieved after several days (see Table II for additional detail). Five additional bags were used on the first day to determine the residual water content in the leaves after oven drying at 60°C for at least 24 h.

Table II: Details of field experiments classified according to leaf species, environment of exposure [W (water-current), M (mud-contact), W-NC (water-no current)], number of used nylon bags and time of bag collections.

Species	Environment	Total number of	Time of bags collection
<i>Populus</i>	W-C	30	0-6-14-34-61-110
	M	30	0-29-78-118-149-176
	W-C and W-NC	25 + 25	0-14-34-67-110
<i>Quercus</i>	W-C	30	0-6-14-34-61-110
	M	30	0-29-78-118-149-176
	W-C and M	40+40	0-29-37-51-67-74-91-105
	W-C and W-NC	25 + 25	0-15-30-56-79

Three different environments were chosen within the same area (Fig. I): water column in the presence or absence of current (Water-Current, “W-C”, and Water-No Current, “W-NC”, respectively) and mud contact (“M”). The harsh hydrodynamic characteristics of this estuary have notably influenced the adaptation of field tools. In the W-C treatment, the litterbags were anchored to four bars (3 m long) and immersed in the water column. In the W-NC treatment, the leaf bags were also anchored to bars and were immersed in a nearby basin (average volume: 1 M m³; average depth: 5 m) located 500 m upstream and fed directly by estuarine waters (daily full renewal rate equivalent to three times). Litter bags exposed to this treatment were subject to water conditions similar to those prevailing in the W-C treatment except that they were not submitted to the tidal current. Finally, in the M treatment, sets of litterbags were anchored to three metallic structures placed at the sediment surface under conditions that favoured mud-layer formation in the intertidal zone. Access to this group of litterbags was only possible by boat at low-tide conditions.

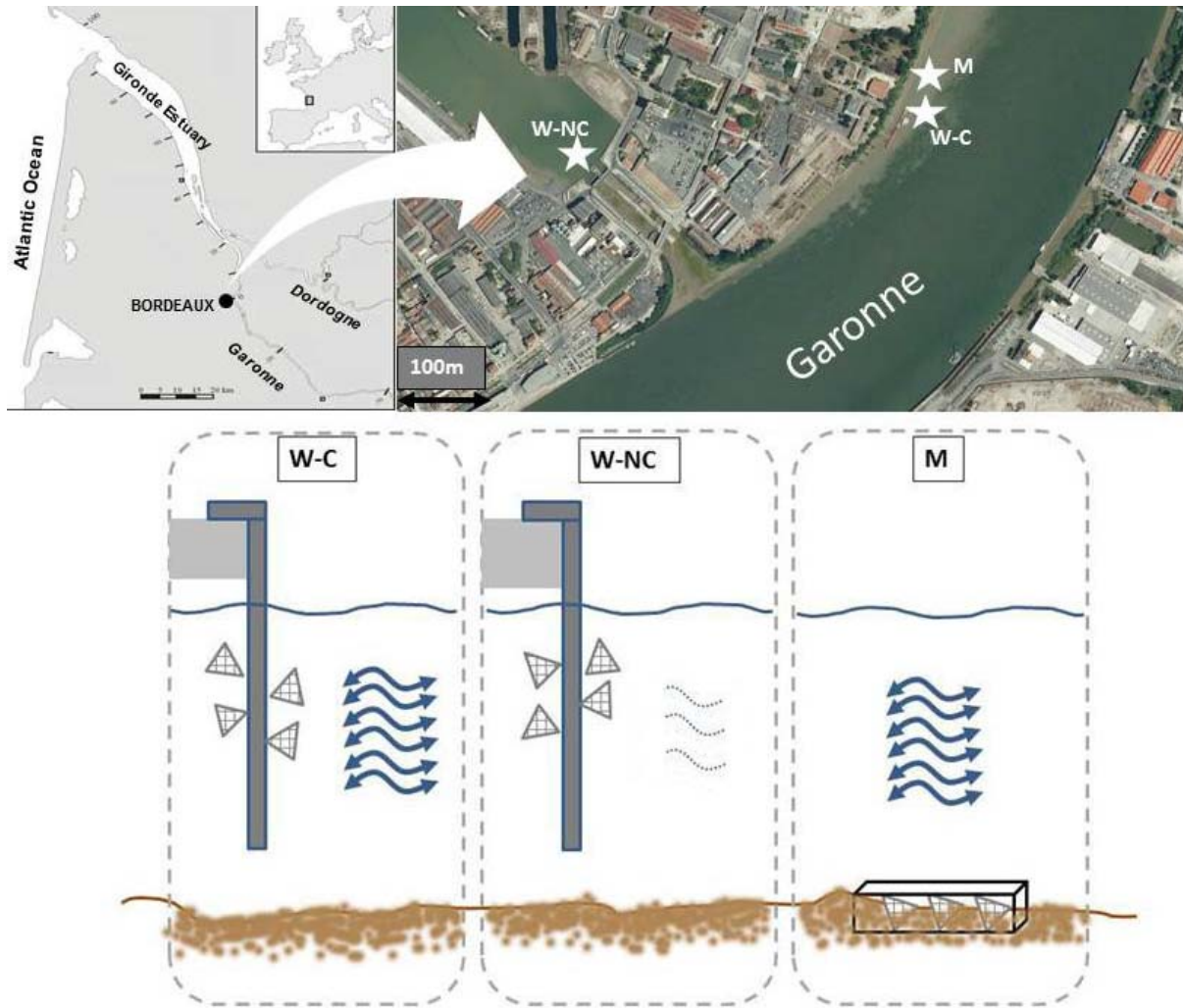


Figure I: Location map of the Gironde fluvial-estuarine system showing the main tributaries and the experimental site (Bordeaux, map from “Geoportail”). The stars represent the sites of the three different environments: W-C (water-current), W-NC (water-no current), M (mud-contact). In the lower panel, the simplified schema shows the setup of the litterbags (triangles) deployed in each environment.

Moreover, to simulate the decomposition under a flood event (leading to the transfer of accumulated plant matter from the bottom layers to the water column), an additional group of litterbags was exposed accordingly, i.e., with a first incubation conducted with the mud-contact treatment followed by transplantation to the W-C conditions at 67 days.

c. Determination of leaf mass loss, toughness and chemical composition

In the laboratory, leaves were removed from the litterbags and individually rinsed with tap water to remove adhered sediment. Next, the samples were dried at 60°C for at least 24 h and weighed to the nearest 0.01 g to estimate mass loss.

Leaf toughness can be expressed as the critical mass (g) of a penetrator required to penetrate the leaf with a standard punch. Alternatively, mass units can be transformed into penetration pressure (kPa) according to the following equation (Graça and Zimmer, 2005):

$$T = (m \cdot 9.807) / S$$

where m is the critical mass (g) needed to penetrate the leaf, 9.807 is the force of gravity ($m \cdot s^{-2}$) at 45° latitude, S is the area of the rod penetrating the leaf (mm^2), and the diameter of the punch is 2 mm.

Organic carbon (C) and nitrogen (N) were determined with a CHN elemental analyser ThermoFinnigan Flash EA1112 Series on dried leaf matter, which was ground using a Vibrobroyeur Retsch MM400.

d. Data treatment

Decomposition rates (k, expressed in day^{-1} or $degree \cdot day^{-1}$) were determined using following the exponential model (1) proposed by Olson (1963):

$$m_0 / m_t = e^{-kt} \quad (1)$$

where m_0 is the initial mass of leaf litter, and m_t is the remaining mass after a certain amount (t) of exposure time (days) or thermal sum ($degree \cdot days$). In this study, the decay rates were calculated per leaf type and per environment.

The k values were determined from linear regression of the log-transformed relationship.

The half-life ($T_{1/2}$, in day), or the time required for the leaf dry mass to decrease to half its value as measured at the beginning of the experiment (M_0), was also calculated according to:

$$T_{1/2} = \ln(2) / k \quad (2)$$

An analysis of covariance (ANCOVA) was used to compare the decomposition rates to test whether the presence of water current or the anoxic mud layers induced significant effects on the litter mass remaining. When significant differences were detected, post-hoc pair-wise comparisons were performed using the Tukey-HSD test. For the particular case in which litter bags were transplanted (from “mud-contact” to “water-column”) at the middle of the incubation time, the Wilcoxon signed rank test was used to estimate the differences in percentage biomass remaining compared with that of the reference group of litter bags.

The values of $p < 0.05$ reveal that the groups differ significantly in both tests.

2.1.3. Results

a. Litter decomposition rates

The remaining dry masses of the two leaf species over the course of decomposition under the three environmental conditions are shown in Fig. II. During this time, for all studied cases, a more or less pronounced loss of weight occurred and similar trends are highlighted for both species. Depending on the environment, these profiles vary following different proportions. For poplar, the time to loss of 50% of the weight is at least double in M (≈ 100 days) than in W-C (≈ 40 days); for oak, this difference represents three times more in M (≈ 180 days) than in W-C (≈ 60 days). Therefore, the decomposition processes of poplar leaves are faster and more effective in terms of kinetics ($k = 0.0009\text{--}0.0023 \text{ degree.day}^{-1}$) and remaining biomass than those of oak ($k = 0.0003\text{--}0.0008 \text{ degree.day}^{-1}$) (Table III). The half-lives of the leaves tested for decomposition cover a large range, from 45 days to 250 days. Specifically, the time intervals according to the type of species are 45-85 days for poplar and 90-250 days for oak (Fig. III).

When exposed in W-NC, the decomposition of litter was slower than in W-C. To a lesser extent, the same trend was observed in the anoxic mud layers (Fig. II and III, Tab. III). Both effects were more pronounced in oak than in poplar, even if no significant effects were noted when comparing the degradation of oak between W-NC and M (Table IV). Next, for the most influenced leaf species, the tidal current favours the effectiveness of the decomposition process (oak persistence in the aquatic system decreases to near 50%), whereas contact with anoxic mud layers increases the persistence of the oak by approximately 60%.

After transferring the nylon bags at the 68th day (from mud-contact to water-column), the degradation pattern showed a significant difference ($p\text{-value: } 7.578\text{e-}05$) according to the reference group placed in this environment (W-C). The kinetics of degradation of the oak leaves in this second environment seem to be restrained or delayed in a manner similar to that in mud-contact (see previous paragraph).

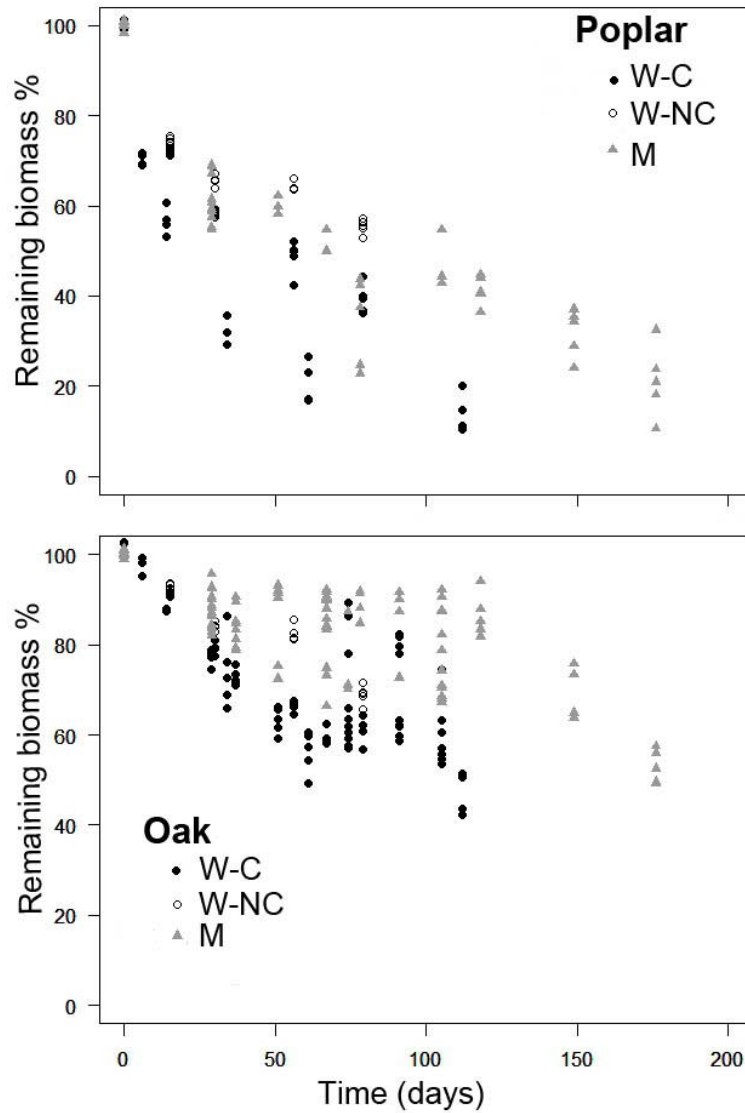


Figure II: Changes in the remaining biomass of poplar and oak during the decay period in three different environments (“water-column”, “water without current”, “mud-contact”) in Bordeaux, Gironde Estuary. The litter bags experienced more time in mud contact than in water to allow a final remaining mass less than 50%.

Table III: Degradation coefficients (k , in day⁻¹ and degree.day⁻¹) and corresponding half-lives ($T_{1/2}$, in day-1 and degree.day-1) with deviation standards. Environment of experiments (W-C, M, W-NC): See Table II.

Leaf	Environment	k	k	$T_{1/2}$	$T_{1/2}$
		(day ⁻¹)	(degree.day ⁻¹)	(day)	(degree.day)
Poplar	W-C	0.0167±0.0054	0.0020±0.0004	43±14	348±72
	M	0.0088±0.0002	0.001±0.0001	78±2	658±103
	W-NC	0.0084	0.0011	81	616
Oak	W-C	0.0068±0.0005	0.0008±0	100±7	792±34
	M	0.0026±0.0003	0.0003±0.0001	262±31	2035±367
	W-NC	0.0044	0.0006	156	1149

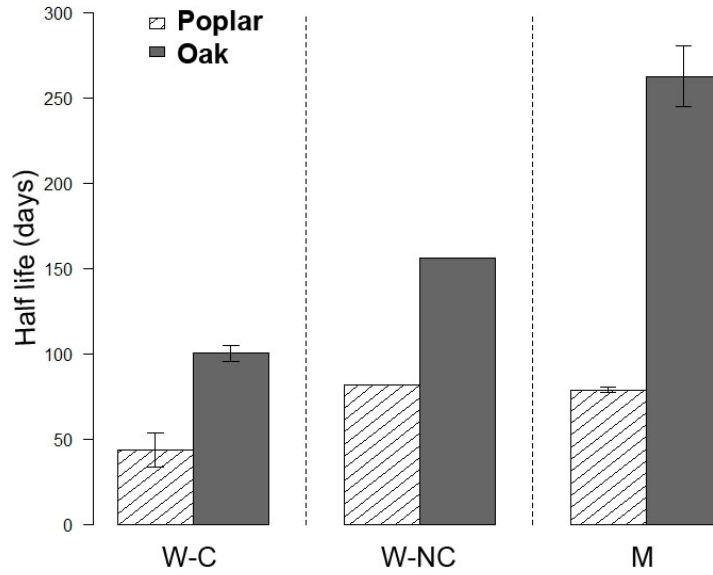


Figure III: Half-life ($t_{1/2}$, day) for each leaf species (poplar and oak) depending on the environment.

Table IV: The p-values resulting from the ANCOVA and Tukey-HSD tests applied to compare the remaining biomass of the three tree species according to the influence of the environmental conditions. p-value: probability level (NS: not significant; significant difference; *: p value < 0.05; ***: p value<0.001).

	Populus	Quercus
Water column - water without current	0.0473 *	0.0005 ***
Water column - mud	0.9604 (NS)	<1e-05 ***
Water without current - mud	0.0291 *	0.9748 (NS)

b. Physical and chemical quality of litter

The toughness is considered as a good indicator of the potential activity of macro- and micro-fauna and of the susceptibility of leaves to physical fragmentation (Graça et al., 2005). The two tested litter species differ in their initial toughness, with measured values for oak leaves that were 20% higher than that of poplar leaves (Fig. IV).

Poplar and oak exhibited a marked decrease in leaf toughness during decomposition of up to 85%, but they differed in their response to the three environmental contexts. Both leaf species actually showed the same drastic decrease in the water column, which occurred within the first five weeks. The same pattern in the water column without a current was observed for poplar, and oak showed a gradual decrease to a value that was 3 times as high as that in the presence of a current (Fig. IV). Mud contact led to a reduced decrease in poplar and oak, with both species reaching a similar toughness at the end of the decomposition experiment.

The C:N ratios decreased through time in both leaf species and in the three tested environments to reach a minimum value of approximately 20 (mean initial values of approximately 60) (Fig. V). This decrease seems to have occurred primarily during the early decomposition stages. For both species, the patterns were similar in the presence and absence of a tidal current. When leaves were exposed to mud layers, the decrease was slightly delayed, and the values reached by the end of the experiment remained higher than those observed in the two other conditions.

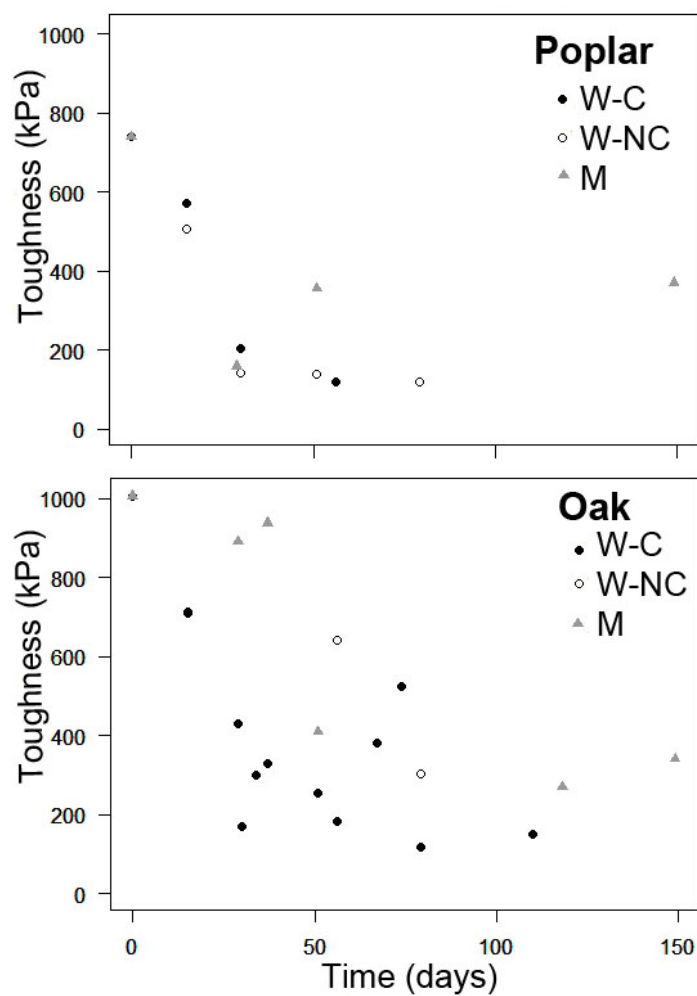


Figure IV: Changes in the toughness of poplar and oak leaves during the decay period depending on the environments.

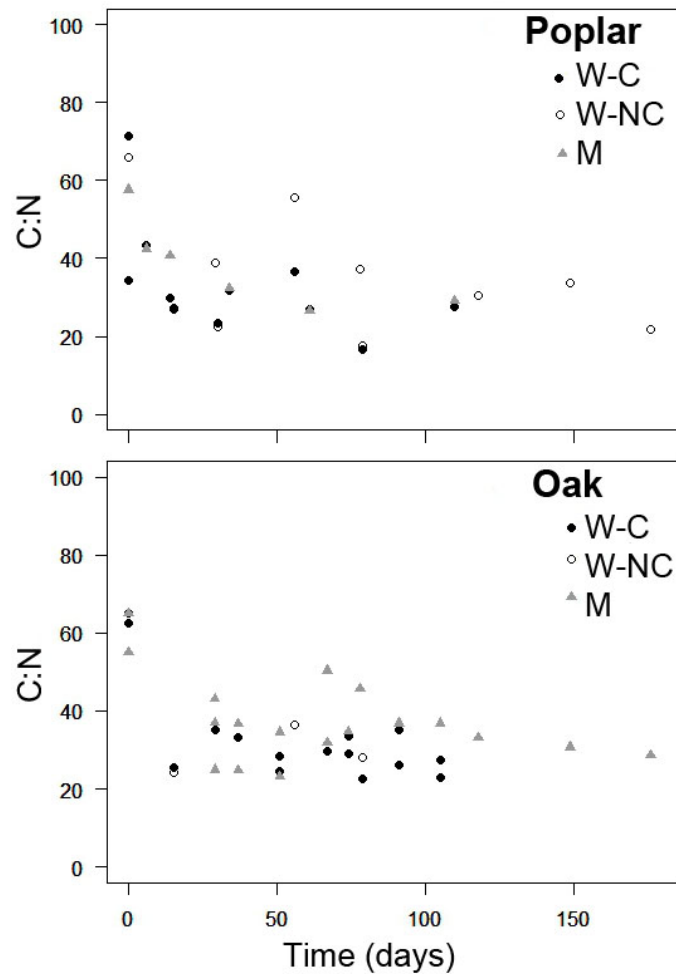


Figure V: Changes in the C:N ratio of poplar and oak leaves during the decay period depending on the environments.

2.1.4. Discussion

a. Tidal current as a major driver of decomposition.

Our field experiments in the macro-tidal Gironde Estuary clearly reveal a direct link between the water current velocity and the leaf litter decay rates, regardless of the refractory character of the studied leaf litter from the watershed. Such a result was expected in this estuary in which the current velocity oscillates between 0.2 m.s^{-1} to 2 m.s^{-1} most of the time (Allen et al., 1980).

In transitional waters, it has been suggested that the tidal current is an abiotic factor that plays the role of a driver of the decomposition processes (Grout et al., 1997; Sangiorgio et al., 2008), which is particularly evident in our results.

First, most of these studies were performed on macrophytes or soft wood leaf species (*Alnus*, *Salix*, etc.) (Ferreira et al., 2006; Santos Fonseca et al., 2013) belonging to the faster group ($k > 0.01 \text{ day}^{-1}$), according to the Petersen & Cummins classification (Petersen and Cummins, 1974).

This fact limits the understanding of the mechanical impact of current velocity on leaf degradation.

Second, these studies were conducted quasi-exclusively in artificial channels (Canton and Martinson, 1990; Ferreira et al., 2006; Santos Fonseca et al., 2013) under low speed currents (Table V), except for the experiment of Ferreira (2006) in which the current speed reached 2.35 m.s⁻¹. In fact, these experiments were characterised by laboratory constraints (short term experiment, wrong capacity for simulating high suspended matter contents of waters), and therefore, these reasons contribute to results that are not strictly representative of the reality.

Table V: Works investigating the influence of current water on decay rates.

Reference	Current speed (m s ⁻¹)	Experimental site
(Ferreira et al., 2006)	0.05 - 2.35	Artificial channel
(Ferreira et al., 2006)	0.003 - 1.228	S. João stream
(Chergui and Pattee, 1988)	0 - 0.44	Moroccan stream
(Canton and Martinson, 1990)	0.12 - 0.31	Artificial channel
(Santos Fonseca et al., 2013)	0 - 0.1	Artificial channel
This study	0.2-2	Gironde Estuary

In the case of stream environments in which water flows vary spatially (Naiman et al., 2008), certain authors highlight the role of physical/mechanical degradation and fragmentation related to the velocity of water flow (Lepori et al., 2005) and underline that the results of decomposition studies can be influenced by the location of the leaf detritus (Ferreira et al., 2006).

Nevertheless, there is always a synergistic influence or an additive result of the physical forces with other biotic factors (Cummins et al., 1983; Graça and Canhoto, 2006) because of the action of invertebrates (Robertson and Mann, 1980) or microorganisms (Lettice et al., 2011). In the Gironde Estuary, decadal sampling shows that the presence of invertebrates is notably low (Quintin et al., 2011). Therefore, their role in the degradation processes of leaf litter is unimportant, whereas the role of microorganisms is obvious because leaf decay rates are observed even in the absence of tidal currents.

b. Effect of settling/re-suspension cycles.

Our field experiments demonstrate that the deposition of leaves in the estuarine fluid mud slows the decay rates regardless of the species considered. Classically, burial has been shown to reduce the rate of leaf litter decomposition (Herbst, 1980; Metzler and Smock, 1990; Naamane et al., 1999; Reice, 1974; Rounick and Winterbourn, 1983), but this effect has not been taken into account in an estuarine context. At least three main reasons can explain this phenomenon in the Gironde Estuary. The first reason is that fluid mud is almost instantaneously (several dozen minutes) anoxic (Abril et al., 1999), which induces a real decrease of any aerobic microbial activity

(Naamane et al., 1999). The second reason is the absence of physical abrasion due to currents due to the high content of suspended particulate matter (Sottolichio et al., 2011). Indeed, within the fluid mud and highly concentrated benthic suspensions (over several g.L^{-1}), turbulence is highly damped (Winterwerp et al., 2000), and eddy movements are therefore low, limiting any collision of leaves with fine and silt particles. As a consequence, there is an important reduction of the stress/break leaf fibres and a significant decrease in the decay rates. Finally, although the activities of benthic fauna (temporally living on the surface or within the sediments) have been recognised to influence the breakdown of buried coarse organic matter sediment in many works (Herbst, 1980; Mayack et al., 1989; Metzler and Smock, 1990; Quintino et al., 2011; Smith and Lake, 1993), they seem to be unimportant in the fluid mud. The surface mud layers are extreme unstable because they are subjected to daily oscillations depending on the dynamic tides variations (deposition at slack waters, re-suspension at mid-tides); moreover, their thickness is continuously changing, increasing during neap tides and decreasing during spring tides (Abril et al., 1999). Such an environment is not suitable for the permanent presence of benthic macro-invertebrates, which remain really rare (Laane et al., 1987) and play a minimal role in the decomposition process.

It has been proven that the transport of estuarine coarse particulate matter primarily occurs near the bedload surface (Odum, 1984), and at the same time, our result show that a real decrease of their degradation rate is related to the mud contact of leaves.

The present-day investigation on decomposition rates of leaves in the upper estuary gives rise to consideration of future trends, taking into account that human and stakeholder activities impacted by vegetal debris will increase or at least will be maintained at a high level in the estuary. The freshwater flow in the Garonne and Dordogne rivers has decreased significantly, especially during the last 30 years. Climate change and human use of water for irrigation along the watershed are suspected as the main causes (Etcheber et al., 2013). As a result of and in addition to changes in the topography of the rivers, at the present-day, the TMZ is located in an upstream position more often than in the past. The tendency towards an upstream persistence of the TMZ is likely to occur in the future (Sottolichio et al., 2011).

Therefore, if river flow discharges continue to decrease in next decades as expected (Etcheber et al., 2013), one could assume an increase in the successions of deposition/re-suspension cycles in the fluvial estuarine section. Consequently, the downstream transport of leaves will be of longer duration than in the past, which could induce a significant increase in the residence times of leaves inside the estuary because the decay rates of leaf litter remain restrained when deposited. Nevertheless, this longstanding effect will only moderately affect the final degradation of leaves.

c. Decay rates according to leaf species.

Our results obtained in the Gironde Estuary environment clearly indicate that leaf decay rates are strictly dependent on the studied leaf specie. If we refer to the Cummins classification, poplar and oak can be classified as medium-faster and slower-medium, respectively, and our results can be globally considered as coherent. Nevertheless, it must be kept in mind that such a partitioning

is purely indicative because these categories, which take into account climatic specifications, are based on assumptions that are subject to debate (Abelho, 2001).

For example, the decay rates of poplar obtained in the water column of the Gironde Estuary are higher (by two or three times) than those observed in the literature, except for the values revealed by Langhans (Langhans et al., 2008), which are likely due to the gravel-bed nature of the Tagliamento River, which favours mechanical degradation. This fact enhances the important role of abrasion processes due to the high turbidity of the Gironde estuarine waters. In contrast, the decay rates observed in the fluid mud fall within the ranges reported in the literature, except in two cases, due to cold temperatures in Wisconsin and the absence of high currents, respectively (Gasith and Lawacz, 1976; Herbst, 1980).

For oak, the decay rates in this study agree with those in the literature, except for works in which the temperatures were notably low during the experiments (Castela et al., 2008; Molinero et al., 1996; Yoshimura et al., 2008).

The litter quality index and the leaf structure parameter (C:N ratio and toughness, respectively), which are used in many studies as predictors of the decomposition grade (Aber and Melillo, 1980; Gallardo and Merino, 1993), confirm the trends of leaf litter degradation observed during our field experiments. In terms of mechanical resistance (toughness) and quality structure (C:N), better preservation of leaves occurs in anoxic fluid mud and in the absence of current than in the estuarine water column for the two studied species.

2.1.5. Conclusion

In the fluvial section of the Gironde Estuary, leaf litter decay rates are highly dependent on two major environmental abiotic factors: tidal currents and the presence of fluid mud on the bottom.

For the first time, we show the major influence of the highly variable tidal currents as an important driver of the leaf decay rates. In contrast, the deposition of leaves in the fluid mud slows the decay rates and improves the persistence of foliar matter in the aquatic system, which can be extended over several months. In short, our results emphasise the relevance of the estuarine hydrodynamics in leaf litter decomposition.

Decomposition studies conducted on transitional waters with high tidal currents should integrate this forcing factor into their strategies to avoid systematic overestimations of the contribution of the biotic factors, which frequently is the case.

Our results highlight the susceptibility that exists in modifications associated with the hydrodynamics and sedimentary functioning of the Gironde fluvio-estuarine system. In future, global changes (climatic and/or anthropogenic) likely related to the decrease of fluvial discharge will favour modifications in the fluvio-estuarine area, the preferential zone of reception of the vegetal organic matter from the watershed. It is likely that terrestrial leaves will increase their persistence inside the estuary. However, their final state of degradation will remain similar to that of the present (transformation into fine debris in a few months).

2.1.6. Acknowledgements

The authors are especially grateful to Herve Derriennic and Mariange Cornet for field-work in the winter seasons and are indebted to Georges Oggian for logistic support. The authors also thank Alain Fort, Julien Mas and Pascal Riou (Bordeaux Harbour, GPMB) for the facilities work in their installations. The Magest network is acknowledged for data availability. This work was financed by the Research & Development Department of “Electricité de France”.

2.2. Résultats complémentaires

Sont regroupés ici deux types de résultats complémentaires :

- d'une part, ceux associés à la troisième espèce feuillue (platane) sur laquelle la totalité des expériences de cinétique de dégradation n'avaient pas été pratiquées, ce qui nuisait à la cohérence de l'article soumis ;
- d'autre part, l'étude de l'influence de la température sur la dégradation de ce matériel organique végétal dans le système girondin dont sont exposées les conclusions majeures.

2.2.1. Etude de la cinétique de dégradation du Platane

• Suivi de la cinétique de dégradation

Lors des incubations hivernales menées en pleine eau, avec et sans courant (W-C et W-WC respectivement) dans le cadre de cette thèse, *Platanus sp.* (platane) a aussi été étudiée (Tableau 1), C'est une espèce à bois dur, le plus souvent présente sur les rives des cours d'eau aménagés par l'homme : le long des canaux (ex. canal latéral à la Garonne), zones urbaines et portuaires, ...

Tableau 1: Incubations in-situ de feuilles de platane en présence (W-C) ou absence (W-NC) des courants tidaux.

Espèce	Milieu	Nombre des sacs utilisés	Temps de récupération des sacs (jours)
Platane	W-C	30	0-14-34-67-110-133
	W-NC	30	0-14-34-67-110-133

Indépendamment de l'effet des courants tidaux, cette espèce (platane) montre, des vitesses de dégradation plus lentes, par comparaison avec celles obtenues pour le peuplier (six fois moindre) ou le chêne (trois fois moindre) (tableau 2, figure 1, figure 2). Ainsi, sur la base du temps de demi-vie ($t_{1/2}$), le temps correspondant à une décomposition de 50% du matériel foliaire initial, le temps de persistance du platane dans le système estuarien dépasse largement les échelles de temps calculées pour le peuplier et le chêne: l'estimation pour ces deux espèces s'étend de 1 à 4 mois, alors que, pour le platane, ce paramètre peut atteindre l'année (Fig. 1 et 2).

Par ailleurs, ressort nettement la tendance suivie par le rapport des coefficients de dégradation obtenus par espèce en fonction de la présence/absence de courants tidaux (tableau 2). Il tend à diminuer de façon directement proportionnelle au caractère réfractaire des espèces : si, dans le cas du peuplier (la plus labile), ce rapport est d'environ 2, dans le cas du chêne ou du platane, il est significativement inférieur (autour de 1,6). Ce fait témoigne de la prédisposition des espèces de bois tendre et de bois dur (dans ce cas à un moindre degré) à subir les effets d'une dégradation mécanique induite par les courants tidaux. En effet, le mouvement des masses d'eau sous l'action de la marée favorise le lessivage des constituants hydrosolubles et surtout la fragmentation de la

structure foliaire formée de composants plus résistants, tout en favorisant l'installation (colonisation) des organismes microbiens.

Tableau 2 : Coefficients de dégradation et temps de demi-vie obtenus pour trois espèces, sous et en absence de courants tidaux, exprimés en fonction du temps et de la température.

Espèce	Environnement	k (jour ⁻¹)	k_{W-C}/k_{W-NC}	k (degré.jour ⁻¹)	$t_{1/2}$ (jour)	$t_{1/2}$ (degré.jour)
Peuplier	W-C	0,0166±0,0054	1,9	0,0020±0,0004	43±14	348±72
	W-NC	0,0084		0,0011	81	616
Chêne	W-C	0,0068±0,0005	1,5	0,0008	100±7	792±34
	W-NC	0,0044		0,0006	156	1149
Platane	W-C	0,0023	1,6	0,0002	301	3466
	W-NC	0,0014		0,0001	495	6931

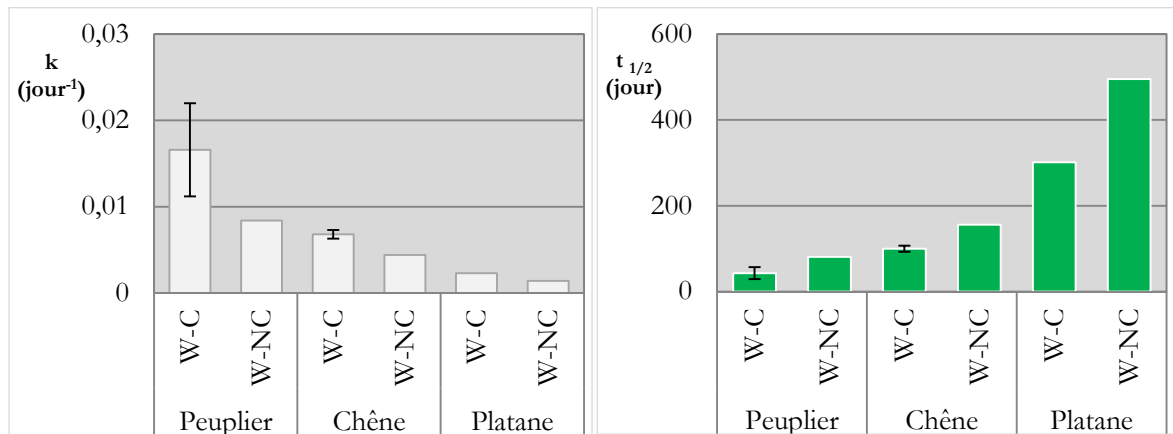


Figure 1: Coefficients de dégradation (gauche) et temps de demi-vie (droite), exprimés en unités journalières (moyenne±erreur standard), obtenus pour trois espèces (peuplier, chêne et platane), sous et sans l'influence des courants tidaux (W-C et W-NC respectivement).

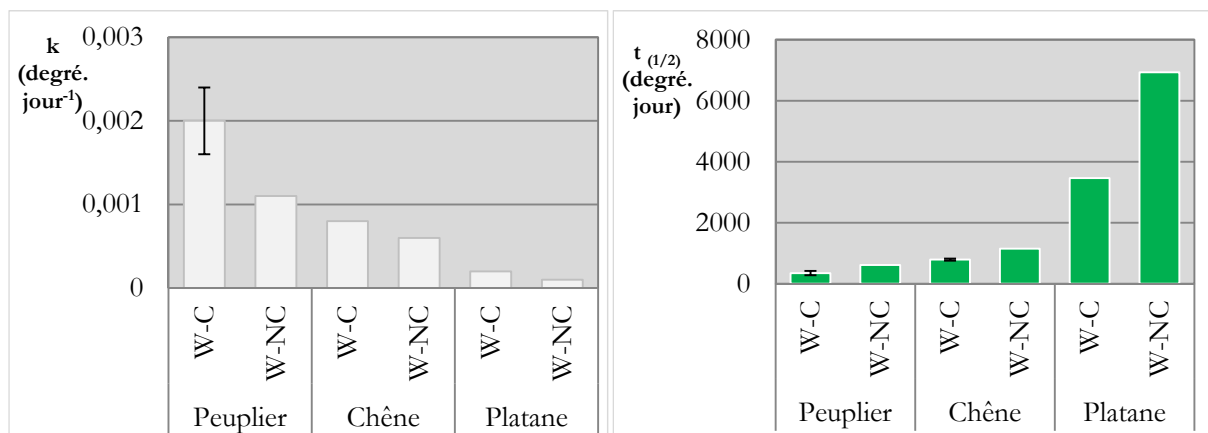


Figure 2: Coefficients de dégradation (gauche) et temps de demi-vie (droite), exprimés en fonction de la température cumulée (moyenne±erreur standard), obtenus pour trois espèces (peuplier, chêne et platane) sous et sans l'influence du courant tidal (W-C et W-NC respectivement).

De la comparaison des coefficients de dégradation d'une feuille de platane obtenus dans ce travail avec ceux rapportés par d'autres auteurs (tableau 3), il ressort que nos résultats sont similaires à ceux de Casas and Gessner (1999), mais inférieurs à ceux publiés par d'autres auteurs (Baldy et al., 1995; Gessner and Chauvet, 1994; Sponseller and Benfield, 2001).

Tableau 3: Compilation des coefficients de dégradation de feuilles de platane publiés.

Espèce	N° d'ordre du cours d'eau	Location	k (day ⁻¹)	Référence
<i>Platanus hybrida</i>	3	France (sud)	0,0052	Gessner and Chauvet, 1994
<i>Platanus hybrida</i>	7	France (sud)	0,0045	Baldy et al., 1995
<i>Platanus occidentalis</i>		Etats Unis (Virginia)	0,0051-0,0180	Sponseller and Benfield, 2001
<i>Platanus orientalis</i>	2	Espagne (Andalusia)	0,0024-0,0033	Casas and Gessner, 1999
<i>Platanus hybrida</i>	7	France (sud-ouest)	0,0014-0,0023	Cette étude

• Rapport C:N et résistance mécanique

De nos résultats il ressort que le **rapport C:N** diminue considérablement, de 80 et plus à moins de 40, au cours des deux premiers mois d'incubation (figure 3). Puis, sur un laps de temps équivalent, ce rapport décroît encore et se stabilise autour de 25 à 35. Une telle décroissance témoigne d'une colonisation microbienne qui provoque l'immobilisation de N, que les microbes retirent de formes inorganiques dissoutes dans l'eau, et de la perte de C, liée à la décomposition de composés carbonés pauvres en N (carbohydrates ou composants phénoliques, par exemple). Ainsi, un rapport C:N d'environ 25 témoigne d'un état optimal pour la croissance microbienne. Il est toutefois à noter que des rapports C:N plus élevés peuvent aussi traduire la présence de champignons et bactéries décomposant les substrats (Heal et al., 1997). Ainsi, la fourchette du rapport C:N, de 25 à 35, à l'issue des incubations confirme la présence microbienne et son état quasi-optimal de conditionnement.

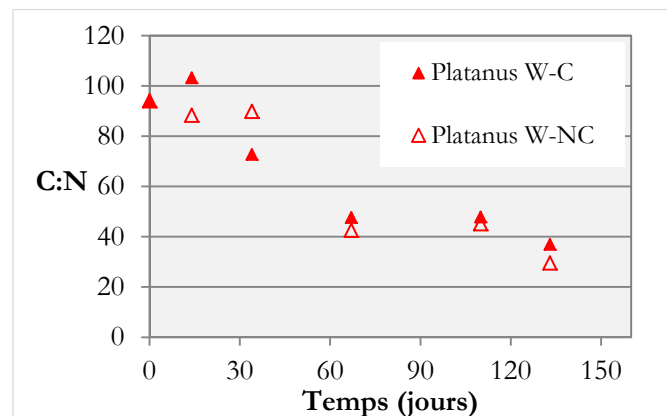


Figure 3: Evolution temporelle du rapport C:N lors des incubations en présence (W-C) et en absence (W-NC) de courants tidaux.

L'interprétation de la mesure de **résistance mécanique** de la feuille montre que le mouvement des eaux associé à la marée a un impact sur la structure de la feuille de platane (fortement réfractaire), mais que cet effet sur la résistance (300 kPa) n'est perceptible qu'autour du deuxième mois de dégradation (Fig.4).

Pour une telle espèce foliaire, cataloguée comme difficilement dégradable, le comportement observé dans la colonne d'eau (avec et sans courants tidaux) suggère que l'effet physique des courants et des fortes turbidités (« processus érosifs » forts) n'interfère vraiment au niveau structural de la feuille qu'après un travail préparatoire des bactéries.

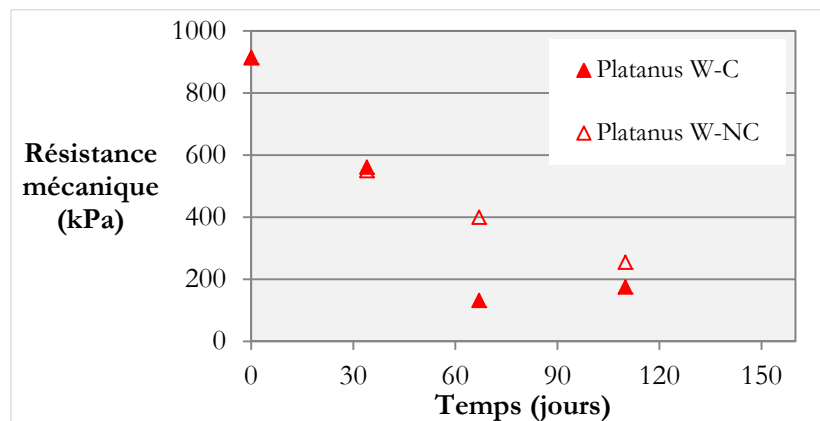


Figure 4: Evolution au cours du temps de la résistance mécanique de la feuille de platane lors des incubations avec et sans courants tidaux (W-C et W-NC).

Dans le cas de feuilles moins résistantes (peuplier, chêne), l'effet simple des processus physiques apparaît clairement avec des différences des cinétiques de dégradation avec ou sans courant (Fuentes et al, soumis). Toutefois, les incubations ont montré des dégradations très notables de ces matériels végétaux même en absence de courant. Ces dernières ne peuvent être imputées qu'à des processus microbiens, les populations de macro-invertébrés étant quasi inexistantes.

L'ensemble des résultats concernant la résistance physique des trois espèces (platane, peuplier et chêne) démontre que les courants tidaux contribuent au processus de décomposition des feuilles réfractaires, mais essentiellement quand celles-ci ont déjà subi un certain degré de colonisation microbienne, lequel atteint son niveau maximal après deux mois dans les eaux girondines.

2.2.2. Etude de l'effet de la température des eaux sur la cinétique de dégradation des feuilles

Des expériences in-vitro ont déjà démontré l'influence de la température sur la cinétique de décomposition des feuilles à bois tendre et dure pour les eaux stagnantes et courantes (Kaushik and Hynes, 1971; Suberkropp et al., 1975).

A l'origine de l'effet de la température sur l'accélération du processus de décomposition est sa capacité à induire des modifications associées à la composante biotique. Ce type d'effet a été déjà

fréquemment répertorié dans la littérature (Graça et al., 2001; Petersen and Cummins, 1974; Reice, 1974; Webster and Benfield, 1986). Généralement, la température agit sur les cinétiques de croissance microbiennes et accélère donc les processus relatifs à leur métabolisme (Dang et al., 2009; Ferreira and Chauvet, 2011). Si des travaux concluant à des idées opposées existent (vitesses plus rapides en milieux plus froids), la stimulation de l'activité des macro-invertébrés a alors été suggérée (Taylor and Andrushchenko, 2013) entre autres hypothèses, toutes basées sur des composantes biotiques (Baldy et al., 1995; Chauvet et al., 1993). Certaines études menées sur le terrain ont aussi remis en question la variation concomitante de variables autres que la biologie avec la température (nutriments, cycles de vie des détritivores, ...), pouvant justifier une partie des changements de cinétique.

Les résultats issus de ce travail confirment l'effet additif que la température peut exercer sur la cinétique de dégradation. Après comparaison des résultats obtenus en saison hivernale (température moyenne des eaux lors des incubations : 9°C) et estivale (température moyenne des eaux lors des incubations : 17°C), il ressort que pour des feuilles de chêne, la vitesse de dégradation est multipliée par 3 (Tableau 4, voir unités en degré.jour⁻¹). Ceci confirme une capacité de réaction face à la température plus prononcée dans le cas de matériel foliaire récalcitrant. A l'origine de ces effets sont le développement de l'activité microbienne et l'impact mécanique associé. L'espèce la plus labile (peuplier) montre des cinétiques de dégradation qui restent similaires dans les deux saisons, l'effet de la température n'étant pas observable.

Dans l'estuaire fluvial, que ce soit en section Garonne ou Dordogne, la température des eaux au cours de l'année est comprise entre 2°C (hiver) et 28 °C (été), ce qui à l'égard des conditions de température de nos expériences constitue une marge suffisamment réaliste pour la connaissance du niveau d'influence associée à la température. Par exemple, des travaux ont démontré que les enzymes microbiennes à 0°C ne présentent que 30% de leur activité à 25°C (Sinsabaugh et al., 1981). En effet, les perturbations de température modifient la réponse des enzymes à court terme, ce qui, compte tenu du réchauffement climatique en cours, risque de provoquer un changement important sur les processus de dégradation microbien des débris végétaux (Sinsabaugh et al., 2002).

De plus, l'activité enzymatique qui contrôle le processus de dégradation peut être réduite sous des conditions de températures déterminées, mais aussi en absence d'oxygène. Il est important de rappeler le caractère anoxique de la vase du TMZ de l'estuaire. Les conditions anaérobies annulent l'activité de certains enzymes (ex. phenoloxidase), conduisant au ralentissement de la décomposition de la fraction récalcitrante du matériel feuillu (Fenner and Freeman, 2011).

Tableau 4: Coefficients de dégradation et temps de demie obtenus pour deux espèces, en hiver et en été, exprimés en fonction des jours et de la température.

Espèce	Saison	k (jour ⁻¹)	k (degré.jour ⁻¹)	$t_{1/2}$ (jour)	$t_{1/2}$ (degré.jour)
Peuplier	Hiver	0,0166±0,0054	0,0020±0,0004	43±14	348±72
	Eté	0,0371	0,0021	19	330
Chêne	Hiver	0,0068±0,0005	0,0008	100±7	792±34
	Eté	0,0431	0,0027	16	257

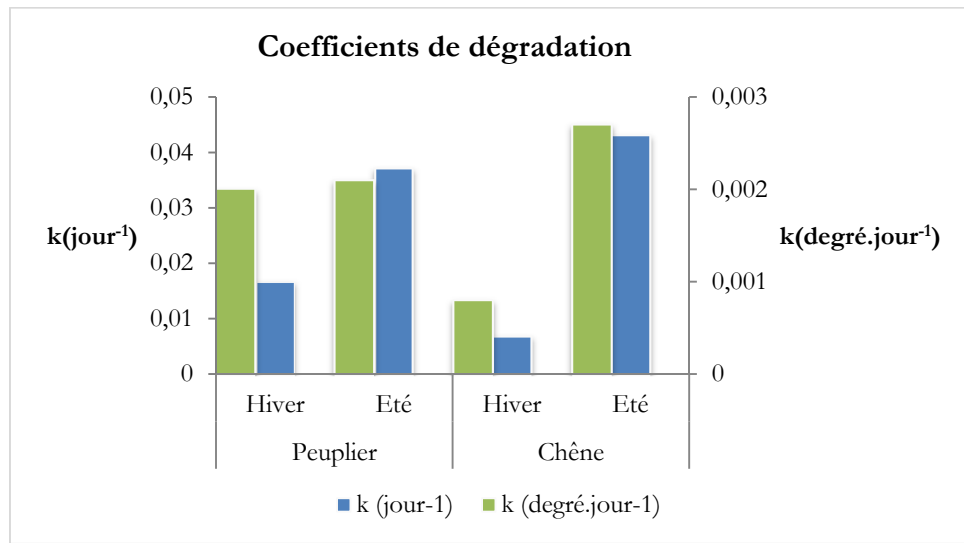


Figure 5: Coefficients de dégradation pour deux espèces (peuplier, chêne), en hiver et en été, exprimés en fonction du temps (jour) et de la température cumulée (degrés.jour⁻¹).

Dans le cadre de la problématique abordée dans cette thèse, deux comportements de l'évolution des débris végétaux peuvent être évoqués :

En saison estivale, s'il existe encore un stock de matériel foliaire dans l'estuaire, issu des apports allochtones de l'automne précédent, la hausse de température devrait agir directement sur la cinétique de dégradation, par la stimulation de l'activité microbienne. Cet effet s'ajoute à la dégradation mécanique, prévisible en pleine eau, liés aux cycles tidaux de dépôt/remise en suspension de ce matériel. Les possibilités de disparition de ce stock dit « annuel » seraient ainsi notablement accrues.

Selon l'hypothèse admise d'un impact essentiel de la température pendant la première phase du processus de décomposition (Ibrahim et al., 2008), lors des premières semaines du contact « matériel foliaire – système aquatique », la récurrence, affichée précédemment et prévisible dans le futur, de saisons automnales plus chaudes pourrait favoriser la dégradation de litière dans le milieu estuarien, de façon plus prononcée pour les espèces de bois dur.

3. Discussion sur le rôle de la composante biotique en tant qu'agent « contrôleur » du processus de décomposition de matériel végétal en Gironde

Dans le bouchon vaseux de la Gironde, l'activité hétérotrophique est majoritairement dominée par des assemblages bactériens et, à un degré bien moindre, par la macro- ou la meiofaune

(Goosen et al., 1999; Irigoien and Castel, 1997), dont les abondances sont très faibles dans ce type de milieu très turbide (Quintin et al., 2012).

Des résultats présentés précédemment, il ressort clairement que l'activité microbienne joue un rôle majeur sur la dégradation de litière en Gironde. En effet, la comparaison des données *litter-bag* en pleine eau, avec courant et sans courant, montre clairement que, en l'absence d'impact mécanique prononcé, dû aux forts courants tidaux, les feuilles subissent une dégradation significative. Du fait de la faible présence des populations macrofauniques et meiofauniques, il est logique de penser que les activités microbiennes soient responsables de ces processus, de par les bactéries présentes dans les TMZ (Crump et al., 1998; Zimmermann, 1997).

Lors de leur piégeage dans la crème de vase, les expériences ont montré que la cinétique de dégradation des feuilles est inférieure à celle mesurée en pleine eau. Certes, il n'y a plus d'effet mécanique notable dans cet environnement. Mais, de plus, au vu du caractère anoxique de ce milieu (Abril et al., 1999), il est probable que les bactéries aérobies attachées aux particules du bouchon vaseux voient leur activité diminuer, voire s'annuler complètement en quelques jours, suivie par l'apparition progressive de bactéries anaérobies au pouvoir dégradant vraisemblablement moindre. En outre, inversement, lors de l'étape de resuspension des particules, la croissance des bactéries de type aérobie est de nouveau fortement stimulée (Abril et al., 1999).

En milieu fluvial, lors de processus de décomposition de matériel végétal, si l'on considère les contributions relatives des champignons et des bactéries à ces mécanismes, la biomasse fongique est théoriquement dominante dans les premières étapes de décomposition, pour ensuite décroître, à l'opposé des bactéries, alors en phase de croissance (Abelho, 2001; Baldy et al., 1995). Les champignons dominent donc lors des phases initiales de dégradation des végétaux, le rôle des bactéries devenant plus prépondérant au fur et à mesure de l'avancement des processus de dégradation et, vraisemblablement, au fur et à mesure de la diminution de la taille des fractions végétales en décomposition (Abelho, 2001). Mentionnons que rien n'a été entrepris dans notre étude pour différencier le rôle de ces deux pools d'agents biotiques dans notre milieu estuarien. Précisons enfin qu'il est pertinent de souligner que divers paramètres environnementaux sont capables d'intervenir sur l'abondance, le développement ou l'activité des bactéries et jouent ainsi un rôle majeur : température, pH, disponibilité de nutriments (N et P), en sont des exemples (Abelho, 2001).

A partir de ce premier travail conduit dans un milieu estuarien soumis à un régime tidal très marqué, comme la Gironde, il n'est pas possible d'estimer avec exactitude la contribution des composantes abiotiques et biotiques sur la dégradation du matériel végétal contenu dans les eaux estuariennes. Néanmoins, ces expériences montrent que, dans un tel environnement, les processus de dégradation ne sont pas à relier uniquement à des processus biotiques, mais qu'il faut tenir compte de processus abiotiques. Dans la littérature, quelques travaux ayant abordé cette question soutiennent cette affirmation. Les travaux de Mateo and Romero (1996) sur la dégradation de feuilles de *Posidonia oceanica* en mer Méditerranée ont démontré que seulement environ 40% de la perte de poids observée suite à des expériences *litter-bag* correspondaient à la consommation métabolique, alors que la perte restante résultait de facteurs mécaniques.

Enfin, les données acquises en Gironde, montrent que paramètres abiotiques (courant, température des eaux, ...) et biotiques (activités bactériennes) agissent le plus souvent de concert et font que les végétaux apportés sont rapidement dégradés : les résultats sur la résistance mécanique de ce matériel révèlent ainsi une augmentation de la dégradation physique lors des étapes de colonisation microbienne maximale.

4. Analogie entre les caractéristiques biogéochimiques des débris végétaux transitant dans l'estuaire et celles des produits de dégradation des incubations *litter-bag*.

Comme explicité en postulat de départ dans le chapitre, des fragments de feuilles de couleur noire sont à la source des problèmes de colmatage des tambours de filtration, qui perturbent le fonctionnement de la source froide du CNPE du Blayais.

Les feuilles générant ces débris ont leur origine dans des bassins versants de la Garonne et de la Dordogne (chapitre 3) et c'est en quelques semaines à quelques mois qu'elles se décomposent en fragments de quelques millimètres, comme l'ont révélé les expériences *litter-bag* exposées ci-avant.

La problématique abordée ici est de savoir si le matériel récupéré en fin de manipulation *litter-bag*, à l'aspect visuel très proche des débris de couleur noire générateurs de problèmes au CNPE, et si celui-ci présente des caractéristiques biogéochimiques identiques à celles des débris végétaux flottants dans les eaux estuariennes ou présents sur les tambours filtrants du CNPE. Ce fait avéré confirmerait l'origine de ce matériel et aiderait à mieux cerner son mode de transport dans l'estuaire (durée, cycle de dépôt/remise en suspension), thème de recherche du chapitre suivant.

4.1. Les mesures de $\delta^{13}\text{C}$

Le tableau 5 montre que les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des feuilles restent comprises entre -30 et -25‰ au cours des expériences *litter-bag*. Cette gamme de -30 et -25‰ est caractéristique des feuilles de plantes supérieures terrestres en C_3 , indépendant de leur état de décomposition.

De telles fourchettes de valeurs sont retrouvées pour les échantillons de débris végétaux recueillis en pleine eau ou sur les tambours de filtration, attestant d'une origine commune.

Tableau 5: Valeurs de C:N et $\delta^{13}\text{C}$, avant (t=0 jours) et après (t=fin) dégradation en milieu aqueux, pour trois espèces de feuilles d'arbre : peuplier, chêne, platane. La valeur de « graminée » (*Phragmites australis*) sert comme référence (t=0 jours) pour la famille des graminées, néanmoins, les valeurs indiquées pour t=fin (« l'après dégradation ») correspondent à des graminées extraits des prélèvements des débris végétaux effectués au CNPE, et non à la fin des incubations *litter-bag*.

		$\delta^{13}\text{C}$	C:N
t = 0 jour	peuplier	-27.8	43,7
	chêne	-28.11	82,7
	platane	-30.27	130,9
	graminée	-25.23	62,6
t = fin	peuplier	-28.75	16,7-21,7
	chêne	-27.56	22,1-36,8
	platane	-30.3	29,6-37,0
	graminée	-27.61	34,5

4.2. Les mesures C:N

En début d'expérience *litter-bag*, le rapport C:N couvre une gamme très large de valeurs de 40 à 130 (Tableau 5), selon le type de feuillus étudiés. En fin d'incubation, ce rapport chute à des valeurs comprises entre 16,7 et 37,0 selon le type d'espèce étudiée. Il est nécessaire de préciser que toutes ces mesures ont été déterminées sur l'ensemble des constituants des feuilles (limbe foliaire+tige+nervure).

Des mesures de C:N ont été effectuées sur le limbe foliaire de divers types de feuilles (sauf pour le chêne pour des problèmes de disponibilité de feuilles lors de l'expérience). Alors que, au départ des expériences, les valeurs C:N de cette fraction ou de l'ensemble de la feuille étaient proches, les rapports C:N du limbe foliaire en fin d'incubation présentent des valeurs très basses, témoignant d'une dégradation avancée (tableau 6). Ce premier test montre que cette partie de la feuille est beaucoup plus dégradable que l'ensemble incluant la tige et les nervures.

Tableau 6: Rapport C:N du limbe foliaire après un mois d'incubation dans l'eau

Espèces	C:N
peuplier	12,3
platane	36
aulne	12,3
saule	12

Le tableau 7 rassemble l'ensemble des valeurs du rapport C:N des feuilles de peuplier, chêne et platane en fin d'incubations *litter-bag* pratiquées dans les trois environnements (W-C ; W-NC et M).

Tableau 7: Rapport C:N des espèces feuillues à la fin des différentes incubations *litter-bag*. La durée des immersions est indiquée, ainsi que le type de milieu : eau avec courant (W-C), eau sans courant (W-NC) et en contact avec la vase (M).

Espèces	Milieu	Temps incubation	C:N
peuplier	W-C	79	16,7
peuplier	W-NC	79	17,6
peuplier	M	176	21,7
chêne	W-C	105	23
chêne	W-C	110	29,1
chêne	W-C	133	22,1
chêne	W-NC	79	28,1
chêne	M	105	36,8
chêne	M	176	28,5
chêne	M et W-C	105	27,3
platane	W-C	133	37
platane	W-NC	133	29,6

Il ressort que, au fur et à mesure que la décomposition des feuilles avance, le rapport C:N décroît. L'explication réside, comme cela a déjà été précisé, par la colonisation bactérienne de la surface des détritiques feuillus.

Deux conclusions majeures ressortent de ces données C:N :

- Le rapport baisse d'autant plus que l'environnement est « agressif » vis-à-vis du matériel végétal considéré (peuplier, chêne), dans l'ordre pleine eau avec courant: pleine eau sans et crème de vase.
- les valeurs obtenues pour les feuilles de platane ne confirment pas cette tendance, mais la diminution du rapport C:N est telle (130 → 37 et 29,6) que peut-être doit-on tenir compte du fait que l'écart entre ces 2 dernières mesures est minime par rapport à l'amplitude de cette décroissance ;
- Il y a une forte similitude entre les valeurs C:N obtenues en fin de manipulation *litter-bag* (Tableau 7) et celles des débris végétaux transitant dans l'estuaire (15 à 35) et du matériel récolté sur les tambours filtrants (20 à 25). Il est à noter que ces deux types de matériel végétal sont des mélanges d'espèces végétales diverses, la comparaison porte sur les ordres de grandeur.

5. Conclusions

Les apports foliaires de forêts ou de boisements riverains susceptibles d'intégrer le système fluvio-estuarien englobent une variété de caractéristiques structurales, qui déterminent le temps de transformation vers leur produit de dégradation.

Dans ce chapitre, le temps de persistance dans l'estuaire de la Gironde (temps de demi-vie) de trois espèces représentatives de son bassin versant a été comparé. Ce temps est toujours inférieur à l'année, et pour les espèces dégradables à moyennement dégradables, il varie de 1 à 4 mois. En

outre, il ressort que le taux de dégradation est directement corrélé aux conditions environnementales dans lesquelles se produit le transport de la fraction végétale. En pleine eau et en présence de courant, les temps de persistance sont minimaux (impacts physiques des particules), alors que lors des phases de dépôt dans la crème de vase, ces temps sont maximaux (activités bactériennes réduites ; protection).

De plus, la hausse saisonnière de température, par son influence sur le comportement des compartiments biologiques, accélère le processus de décomposition du matériel foliaire, phénomène encore plus marqué pour les espèces réfractaires. Ceci a un impact probable sur le devenir des apports automnaux en végétaux (stock dit « annuel ») au cours de l'année, car, lors de périodes de températures élevées, leur dégradation s'accroît.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude de cinétique, la première menée dans un estuaire macrotidal très turbide, mettent en évidence l'efficacité de la composante abiotique comme régulatrice de la décomposition dans des eaux estuariennes, même si la composante microbienne joue aussi un rôle majeur.

L'interprétation des échelles de temps de l'évolution du matériel végétal et de ses caractéristiques biogéochimiques permet d'affirmer que le mécanisme d'apparition de Sar dans l'estuaire est relativement court (quelques mois), et que sa nature foliaire terrestre est confirmée.

En résumé, après avoir examiné la réponse temporelle de trois espèces foliaires aux agents forçants (physiques notamment) spécifiques d'un contexte fluvio-estuarien, il ressort l'influence décisive de la phase de transport sur la manière dont la matière organique foliaire évolue (cycles dépôt/remise en suspension), notamment par son rôle sur la durée et le mode de transit à travers l'estuaire. Les questions relatives aux processus de transport des débris végétaux dans l'estuaire sont critiques et sont détaillées dans le chapitre suivant (chapitre 5).

« On ne se baigne jamais deux fois dans le même fleuve »

Héraclite d'Ephèse (fin du VI^{ème} siècle av. J-C) ; philosophe de la Grèce antique.

CHAPITRE 5 : Dynamique de transport des débris végétaux

1.	Mécanisme d'arrivée du Sar sur le CNPE : facteurs forçants.	182
1.1.	Synthèse des conditions hydro climatologiques favorables aux colmatages	182
1.2.	Pouvoir colmatant des débris végétaux sur les filtres rotatifs.....	183
1.3.	Etude de l'influence du régime hydrologique.....	187
1.3.1.	Cycle lunaire semi-diurne	187
1.3.2.	Cycle lunaire bimensuel.....	189
1.3.3.	Débits fluviaux.....	190
1.4.	Etude des conditions locales.....	195
1.4.1.	Action du vent	196
1.4.2.	Effet de la pression atmosphérique.....	198
1.5.	Conclusions.....	198
2.	Comportement des débris végétaux dans la colonne d'eau	199
2.1.	Synthèse des connaissances sur le transport de matériel végétal dans les estuaires : application en Gironde	199
2.2.	Mobilisation et remise en suspension.....	200
2.3.	Vitesse de chute.....	204
2.4.	Synthèse.....	205
3.	Dynamique de la matière particulaire grossière dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Gironde	206
3.1.	Introduction.....	208
3.2.	Materials and methods	208
3.2.1.	Study area.....	208
3.2.2.	Sampling and analyses	210
3.3.	Results.....	211
3.3.1.	Reproducibility of the CPM sampling.....	211
3.3.2.	Hydrological context and TMZ occurrence.....	212
3.3.3.	Spatio-temporal variability of CPM contents	212
3.3.4.	Organic carbon content of the CPM	215
3.4.	Discussion.....	216
3.4.1.	Vegetal origin of coarse particulate organic matter	216
3.4.2.	Transport processes of coarse and fine particulate matter in the estuary	217
3.5.	Acknowledgements.....	219

4.	Connexions « bassin versant – estuaire »	220
4.1.	Estimation théorique des apports de débris végétaux lors d'une crue.....	220
4.2.	Déphasage entre les événements de crue et les perturbations dans les systèmes de filtration du CNPE.....	221
4.3.	Conclusions.....	222
5.	Synthèse du chapitre.....	223

Les flux et bilans de masse des débris végétaux transitant dans les estuaires sont largement méconnus et insuffisamment documentés. Outre le peu d'intérêt porté à ce sujet dans les estuaires macro tidaux et hyper-turbides, cette connaissance est limitée par les difficultés d'échantillonnage, dues en partie au mode de transport des débris. Pour cette raison, il était nécessaire dans cette thèse de décrire les caractéristiques et de quantifier l'importance du transport « végétal ».

Ce chapitre a ainsi pour objectifs d'améliorer la connaissance de la distribution et des conditions de présence des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde et, d'identifier les facteurs qui agissent sur leur transport et sur la variabilité spatio-temporelle de celui-ci.

Quatre parties constituent ce chapitre, schématisées dans la figure 1 :

- Localement, la première partie sert à contextualiser les arrivées de débris végétaux sur le CNPE du Blayais, en vue de comprendre les mécanismes régulant son apparition dans les organes de filtration. La démarche repose, dans un premier temps, sur une synthèse critique des conditions hydro climatologiques favorables aux événements de colmatage des filtres rotatifs, puis, sur une analyse approfondie de l'influence du régime hydrologique (cycle lunaire semi-diurne, cycle lunaire bimensuelle, débits fluviaux) et des conditions locales de vent et de pression atmosphérique sur la présence de débris végétaux perturbant la source froide du CNPE.
- A l'échelle de l'estuaire, la deuxième partie aborde le comportement physique des débris végétaux, qui peuvent fluctuer entre la colonne d'eau et les couches d'eaux proches du fond. L'approche a consisté en une étude en laboratoire de la capacité de mouvement des débris végétaux.
- La troisième partie présente le suivi spatio-temporel de débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde, conduit en 2011 et en 2013 sous des conditions hydrologiques différentes. L'objectif est d'identifier les facteurs responsables de la variabilité de ses concentrations et l'intensité des réponses en lien avec les changements de débit. Cette partie est présentée sous forme d'article scientifique (soumis à la revue *Comptes Rendus Geoscience*).
- La quatrième partie est focalisée sur la compréhension des connexions bassin versant-estuaire, des points de vue quantitatif et temporel.

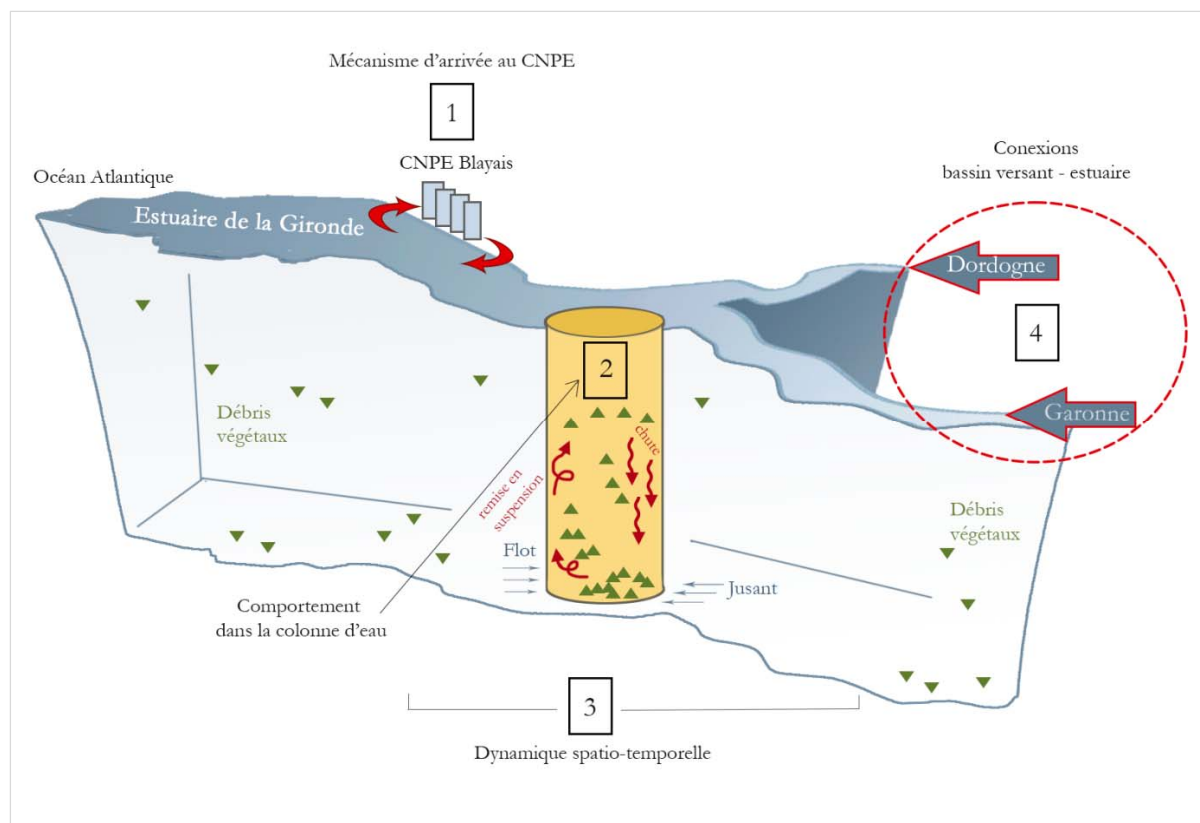


Figure 1: Schéma illustratif de l'organisation de ce chapitre.

1. Mécanisme d'arrivée du Sar sur le CNPE : facteurs forçants.

1.1. Synthèse des conditions hydro climatologiques favorables aux colmatages

Dans le chapitre 2 (section 1.6), une synthèse générale expose les conclusions majeures ressortant de l'analyse préliminaire de la base de données qui regroupe les événements de colmatage survenus au CNPE (1996-2003) et les principaux paramètres hydrométéorologiques susceptibles d'influer sur les colmatages (Travade and Guerin 2009). Afin de compléter le contexte environnemental sous lequel se produisent les perturbations dans les tambours, un examen plus approfondi de cette synthèse doit être faite. Ainsi, des données environnementales associées aux enregistrements des vitesses de rotation des filtres, il ressort que:

- il existe effectivement une correspondance entre les années avec un nombre élevé de passages GV (Grande Vitesse) et les années où des événements de colmatage se sont produits (1996-2000-2002-2003). Un « événement de colmatage » fait référence à un déclenchement/arrêt de pompe ; si deux pompes d'une même tranche sont concernées, il se produit un arrêt automatique du réacteur (AAR).
- plus de 65% des enclenchements GV ont une durée inférieure à 30 minutes et près de 80% ont une durée inférieure à 1 heure. La tranche localisée le plus en amont enregistre les durées maximales (51 minutes en moyenne).
- 82% des enclenchements se produisent au jusant, et 60% exactement entre 1 et 3 heures avant BM. Ceci signifie que 60% des cas sont restreints à 2 heures des 12 heures et 25 minutes que dure un cycle de marée.
- près des 85% des enclenchements se produisent à des coefficients >80 , ce qui se traduit par une prépondérance des forts coefficients en relation aux enclenchements GV. Afin de prendre en compte la répartition non uniforme des coefficients de marée au long de l'année, cette analyse a intégré une correction.
- la majorité des colmatages (plus de 55 %) a lieu pour une hauteur d'eau comprise entre 1,2 m et 2 m (référée au réseau IGN69). A Pauillac la BM est de 0,3 m lors des vives-eaux et de 1.6 m lors des mortes-eaux (en se référant au même réseau de mesure). Cette information concernant les hauteurs d'eau est précisée pour faciliter la compréhension de la suite du chapitre.
- l'examen des directions des vents instantanés ne fait apparaître aucune direction dominante particulière, si ce n'est une légère dominance des vents d'ouest (OSO et ONO) mais qui présentent chacun moins de 20 % d'occurrence. Les vitesses instantanées sont majoritairement des vents faibles compris entre 3 et 7 m.s⁻¹.
En relation à la direction dominante du vent sur les 24 heures précédant les enclenchements en GV, il y a une très nette dominance de vent du Nord et tout particulièrement les vents de NNO (près de 40 % d'occurrence) et d'ONO (21 %

d'occurrence). Il s'agit en fait de vents soufflant dans l'axe de l'estuaire (orientation NO-SE). Les vitesses moyennes de vent sont aussi faibles à moyennes (3 à 7 m.s⁻¹) et les vitesses maximales sur la même période sont essentiellement dans la gamme 5 à 9 m.s⁻¹.

Lors des mesures de débris végétaux effectuées à la centrale du Blayais et dans l'estuaire en avril 2003 (Travade and Guerin 2009), il avait été noté une recrudescence d'arrivées de débris végétaux sur les tambours filtrants concomitante avec un renforcement du vent de direction Nord-Ouest. On peut en déduire une augmentation significative du clapot par les vents NO, qui pourrait générer une remise en suspension des débris végétaux sur les zones peu profondes près des berges.

- on aurait pu s'attendre à ce qu'il y ait systématiquement des crues d'hiver (décembre à février) importantes les années où la centrale a été perturbée et faibles les années sans perturbation. Néanmoins, si des arrêts de pompes ont eu lieu suite à de crues hivernales dans les années 1996, 2000 et 2003, en 2002, un AAR s'est produit sur la tranche 4 en absence de crue, voire avec des débits fluviaux extrêmement faibles à l'automne-hiver précédant. A contrario, des crues hivernales en 1996-97 (4600 m³.s⁻¹ le 2/12/96) et en 1997-98 (4860 m³.s⁻¹ le 21/01/98) n'avaient pas été suivies d'évènements de colmatage au CNPE.

1.2. Pouvoir colmatant des débris végétaux sur les filtres rotatifs

La quantité de débris nécessaires pour obtenir un colmatage sévère du filtre à l'unité de surface et sur la gamme de surface de filtration d'un tambour a été déduite. Cette opération a été réalisée avec du matériel récolté lors d'un colmatage sévère, une dizaine de jours après les AAR (arrêts automatiques des pompes) enregistrés en mars 2003. La quantité minimale de débris (poids frais et égoutté) assurant la couverture totale d'un tamis filtrant est d'environ **300 g.m⁻²** (Travade and Guerin 2009). L'épaisseur pour colmater a été évaluée à 0,3 mm, répartie uniformément, ce qui est cohérent avec la nature feuillue du végétal.

Il est très difficile d'évaluer si cette quantité est représentative de la réalité du colmatage des filtres rotatifs, dans la mesure où il n'y a aucune information sur comment se disposent les débris sur la maille de filtration des tambours, ni sur la perte de charge qu'entraîne réellement la couverture du filtre par une couche uniforme de débris végétaux telle qu'elle a été réalisée.

Par rapport à l'aire effective de filtration des tambours, les surfaces de filtration minimale et maximale ont été calculées en fonction des caractéristiques géométriques et du calage en altitude du tambour, selon la formule :

$$S = R \times L \times C [\pi - 2 \arcsin((Z_{axe} - Z_{eau})/R)]$$

Avec :

S : surface filtrante effective du tambour en fonction de la hauteur d'eau (m²)

R : rayon du tambour (m) : 7,5 m pour le Blayais

L : largeur du tambour (m) : 5,8 m pour le Blayais

C : coefficient de surface réelle de filtration par rapport à la surface brute de tambour immergée. C a été déterminé en mesurant la surface réelle de filtration [(Nbre de rangées de panneaux filtrants = 64) x (surface d'une rangée de panneaux filtrants = 3,24 m²)] et en la comparant à la surface brute du tambour. C = 0,759.

Zaxe : cote de l'axe du tambour (m) : -0,75m NGF pour le Blayais

Zeau : cote du plan d'eau à l'extérieur du tambour (m) dans le même système de référence que la cote de l'axe du tambour.

La surface filtrante réelle (207 m²) représente 3/4 de la surface totale brute (273 m²) du tambour. De plus, en fonction de la hauteur d'eau dans l'estuaire, la surface filtrante réelle varie (figure 2). **Aux plus basses eaux (PBE : -3,9 m), la surface utile filtrante est voisine de 75 m² et aux plus hautes eaux (PHE : 4,2 m) elle est de l'ordre de 150 m².** Il doit donc être souligné l'effet régulateur que la marée elle-même est capable d'exercer par rapport à la concentration de débris végétaux colmatant les tambours filtrants.

Comme les mesures antérieures à cette thèse étaient exprimées en poids humide, un facteur de correction (1/10) est nécessaire pour obtenir les résultats en poids sec et ainsi permettre les comparaisons avec les résultats acquis dans ce travail.

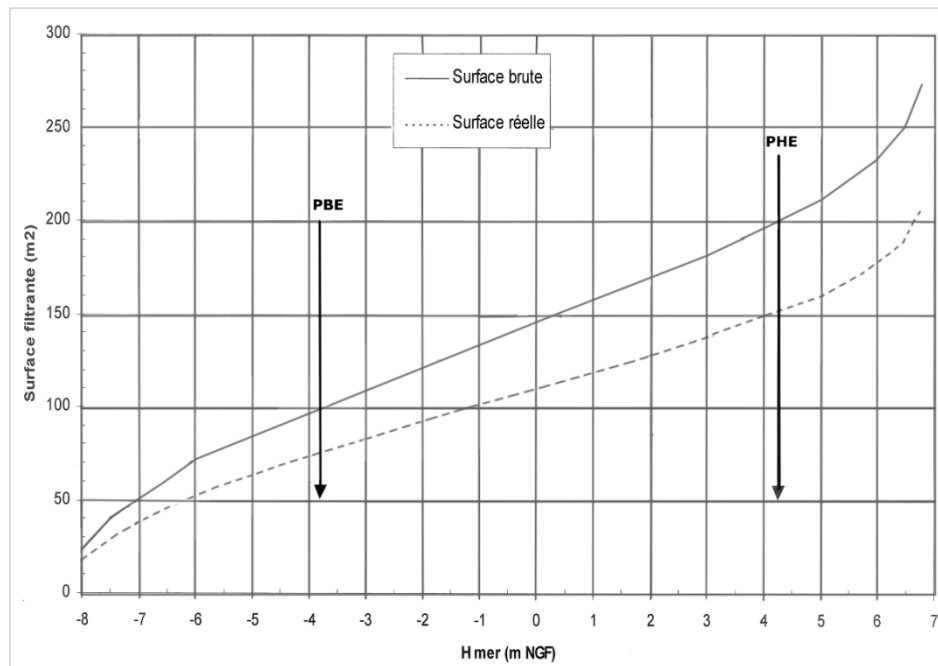


Figure 2 : Surface brute et surface filtrante immergée d'un tambour filtrant du Blayais en fonction de la hauteur d'eau de marée (PBH : plus basses eaux ; PHE : plus hautes eaux).

Selon l'hypothèse où la couverture totale de la maille filtrante est nécessaire pour entraîner un colmatage sévère du tambour rotatif, cela équivaut à une quantité instantanée présente sur le filtre de :

Basse mer (BM) : 22,5 kg

Pleine mer (PM) : 45 kg

En supposant que cette quantité présente uniformément sur le filtre est extraite en totalité lors de la rotation du tambour (absence de recyclage vers la cellule du tambour), la quantité restituée dans les eaux de lavage du tambour, en fonction du mode de rotation, varierait de 0,400 à 4,760 kg.m⁻³ (valeurs extrêmes) selon les modes de rotation du tambour (tableau 1).

Tableau 1 : Concentration de débris végétaux dans les eaux de lavage du tambour, en fonction du mode de rotation. L'intervalle correspondant aux situations des basses eaux (BE) et des hautes eaux (HE).

Mode de rotation	Vitesse de rotation périphérique (m.min ⁻¹)	Surface de défilement de tamis (m ² .min ⁻¹)	Concentration de débris végétaux dans les eaux de lavage – haute pression	
			Poids humide (g.m ⁻³)	Poids sec (g.m ⁻³)
Petite vitesse (PV)	2,6	11,5	3900-6200	390-620
Moyenne vitesse (MV)	10	44	15000-23800	1500-2380
Grande vitesse (GV)	20	88	30000-47600	3000-4760

Ce tableau montre de manière très nette comment la « résilience » du tambour aux colmatages sévères augmente au fur et à mesure que la vitesse de rotation augmente. La capacité d'un tambour à réceptionner des débris végétaux s'amplifie d'un facteur 8 en changeant son mode de rotation (de petite à grande vitesse).

- **Variations interannuelles des concentrations de débris végétaux dans les filtres rotatifs**

Au cours de la thèse, plusieurs campagnes de prélèvement des débris végétaux dans les eaux de nettoyage des tambours ont été réalisées pendant plusieurs périodes hydrologiques caractéristiques. Des différences remarquables sont observables entre les années 2011, 2012 et 2013. En 2011 et 2012, la majorité des concentrations étaient d'environ 0,2 g.m⁻³, et toutes inférieures à 4,3 g.m⁻³. Par contre, en 2013, seulement 1/3 des concentrations étaient inférieures à 2 g.m⁻³, et 2/3 comprises entre 6 et 101 g.m⁻³ (moyenne : 22,3 ; médiane : 14). Il doit être noté qu'en 2013 (février et mars notamment) les tambours ont été assez perturbés (temps enregistré en mode de rotation GV élevé et un arrêt de pompe le 23 mars). Ainsi les mesures de février et mars 2013 constituent les données disponibles les plus proches de situation de colmatages potentiellement perturbateurs pour les systèmes de filtration.

Si ces concentrations sont comparées avec celles théoriques, estimées dans les eaux de lavage en fonction du mode de rotation (tableau 1), il ressort une différence remarquable, les valeurs mesurées étant notablement inférieures. Ceci suggère la possibilité d'une surestimation dans les calculs de concentrations théoriques des débris végétaux évacués à travers les eaux de lavage. Une raison pourrait résider dans l'hypothèse de transfert complet (100%) des débris végétaux des filtres aux eaux de lavage. Mesurer le taux de rétention des débris végétaux sur la surface des tambours n'est pas réalisable, mais il est probable que ce phénomène ne soit pas négligeable comme il avait été admis dans le calcul théorique. Prendre en compte une accumulation partielle des débris végétaux sur la maille de filtration conduirait à des concentrations théoriques (de débris végétaux dans les eaux de lavage) plus basses, et en conséquence, et ainsi plus proches des valeurs mesurées.

Par ailleurs, tous les prélèvements ont été réalisés en mode de rotation PV (sauf ceux du 27 mars 2013). Ce mode de rotation est considéré le moins efficace vis-à-vis de sa capacité de nettoyage. Par contre, si le mode de rotation GV favorise le transfert des débris végétaux accumulés sur la maille de filtration vers les eaux de lavage, les mesures de concentration de débris végétaux dans les eaux de lavage sous ce mode de fonctionnement devraient être en meilleure adéquation avec l'hypothèse du calcul théorique.

Pour tester cela, il faut comparer les concentrations mesurées lors des vitesses de rotation GV du tambour (ce travail : 27 mars 2013 ; campagnes IRSTEA-EDF R&D 2003) avec les concentrations estimées (tableau 1).

Le 27 mars 2013, les concentrations sont d'environ 40 g.m^{-3} , soit au moins 10 fois inférieures à celle mesurée le 3 avril 2003 (520 g.m^{-3}) lors d'une perte de charge au niveau du tambour et passages GV de plus d'une heure et quelques jours après des AAR: (Travade and Guerin 2009). D'ailleurs, cette valeur de 2003 tombe dans l'intervalle théorique pour des concentrations dans les eaux de lavage (Tableau 1). En sachant que les mesures de l'année 2003 sont caractéristiques d'une situation assez extrême en termes de colmatage, les estimations proposées dans le tableau pourraient être considérées comme représentatives de ce type de contexte.

Ces mesures sont les seules disponibles pour le lavage HP (haute pression), considéré le plus efficace. Ceci empêche les comparaisons avec des données des années précédentes en raison de leur origine associé au lavage BP (basse pression), qui assure plutôt la récupération des organismes vivants (crevettes, poissons...) piégés sur la maille de filtration et sous-estime donc la quantité de débris végétaux présentes.

En résumé, il apparaît que le nombre insuffisant de prélèvements réalisés en période de perturbations dans les filtres rotatifs ne permet pas de valider définitivement les estimations théoriques. Les ordres de grandeur obtenus sont néanmoins réalistes, bien qu'imprécis en raison de possibles sous-estimations du taux d'accumulation de débris dans la maille filtrante.

Après cette tentative d'estimation (calcul, mesures) de la "capacité de saturation" des tambours filtrants et les niveaux de concentration de débris végétaux que sont évacués par les eaux de lavage, il semble opportun de se focaliser sur le flux entrant aux tambours (apporté par l'eau pompée directement de l'estuaire), afin de mieux comprendre les concentrations de CPM, dans les eaux de l'estuaire (environ le PK 52), pouvant induire des colmatages sévères.

- **Quelle est la concentration nécessaire en débris végétaux de l'eau pompée dans la Gironde pour induire des colmatages sévères ?**

Afin d'obtenir les concentrations approximatives de débris végétaux dans les eaux estuariennes (zone autour du CNPE) nécessaires pour colmater un tambour, le calcul considère :

- la surface de défilement du tamis par minute de pompage (tableau 1)
- la quantité minimale de débris (poids sec) assurant la couverture totale d'un tamis filtrant (30 g.m^{-2})
- le volume d'eau qui circule à travers la surface filtrante d'un tambour par minute (1200 m^3)

Si les tambours fonctionnent à leur vitesse habituelle (PV), le colmatage de la maille de filtration se produirait pour une eau estuarienne pompée ayant une concentration minimale en débris végétaux de $0,28 \text{ g.m}^{-3}$. Dans le cas où la rotation GV est activée, une concentration presque 10 fois supérieure ($2,2 \text{ g.m}^{-3}$) devrait être présente pour entraîner un colmatage.

La comparaison avec des mesures *in situ*, devrait permettre de valider ces estimations:

- Les concentrations mesurées lors de cette thèse sont exposées dans le point 3 de ce chapitre (correspondant au suivi spatio-temporel des débris végétaux dans l'estuaire). Cette comparaison est discutée dans la synthèse (chapitre 6).
- Les données des travaux antérieurs suggèrent que l'estimation est réaliste : par exemple, la concentration maximale mesurée lors des campagnes IRSTEA de 2003 est de $\sim 0,87 \text{ g.m}^{-3}$ quelques jours après les événements de colmatage.

1.3. Etude de l'influence du régime hydrologique

1.3.1. Cycle lunaire semi-diurne

Le cycle de flux et de reflux semi-diurne auquel les eaux estuariennes sont soumises quotidiennement, influe de deux manières sur la réception des débris végétaux dans les tambours rotatifs de la centrale. D'une part, la marée régule la hauteur des eaux, laquelle est directement corrélée avec la surface effective de filtration des tambours rotatifs (voir explication dans le paragraphe précédent, 1.2). D'autre part, la variation des courants de marée a un effet sur les concentrations en particules en suspension dans la colonne d'eau. Un exemple se trouve dans les enregistrements haute fréquence du réseau MAGEST (Etcheber et al. 2011) montrant comment la turbidité présente des variations cycliques d'érosion-dépôt, typiques de la Gironde et des estuaires macrotidaux (Allen et al. 1980; Sottolichio and Castaing 1999). Au cours d'un cycle de marée semi-diurne, deux maxima de turbidité peuvent être détectés, l'un pendant le flot, l'autre pendant le jusant, résultant de la remise en suspension par les courants (Figure 3). Les minima de turbidité en surface ont lieu à pleine mer et à basse mer, corrélés avec les étales (minimum) de courant. Dans le cas présenté sur la figure 3, les maxima de turbidité sont nettement plus élevés à

mi- jusant qu'à mi-flot, ce qui peut être dû à la position amont du bouchon vaseux par rapport à la station de mesures

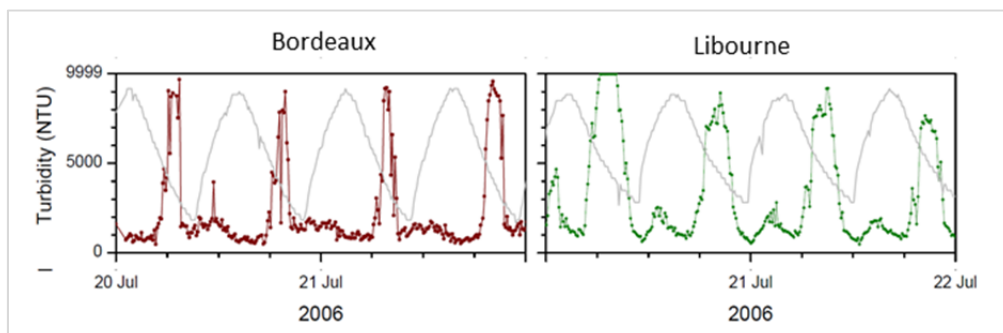


Figure 3 : Variation de la turbidité pendant des cycles de marée consécutifs (lignes gris indiquent la hauteur d'eau) à Bordeaux (gauche) et à Libourne (droite). (extrait d'Etcheber et al. 2011).

Dans les tambours de filtration (Figure 4), les quantités les plus élevées de débris végétaux sont mesurée à mi-jusant et à mi-flot, et les plus basses à pleine mer et à basse mer. Cette tendance est similaire à celle des MES. De plus, ceci est cohérent avec le fait que les prélèvements dans les eaux de lavage des tambours filtrants représentent les particules de la colonne d'eau, dans la mesure où la prise d'eau aspire à une hauteur d'eau de 3m au-dessus du fond.

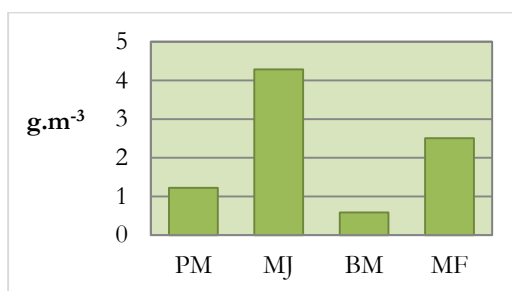


Figure 4 : Concentration (en poids sec) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours lors d'un cycle de marée (PM : pleine mer ; MJ : mi-jusant ; BM : basse mer ; MF : mi-flot). Données du 24 janvier 2011, avec un coefficient de marée de 93.

Ceci indique que les vitesses de courant de marée sont capables de favoriser la resuspension et la remobilisation des débris végétaux hypothétiquement déposés, ou présents dans les couches les plus profondes de la colonne d'eau. Les concentrations de débris végétaux évacués par les eaux de lavage des tambours rotatifs peuvent être de 2 à 4 fois plus importantes à à mi-flot (MF) ou à mi-jusant (MJ) respectivement, en comparaison avec des valeurs relevées aux étales (Figure 4).

Cependant, la distinction entre étales et mi-marée (mi-flot et mi-jusant) est relativement grossière. En effet, pendant une période où les perturbations dans les filtres rotatifs se produisent abondamment et pendant plusieurs semaines, la quantité de débris végétaux peut varier considérablement au cours d'une phase de flot ou de jusant. Ainsi, des différences plus notables

(jusqu'à 40 fois plus) peuvent-elles exister entre deux mesures réalisées à 1 ou 2 heures d'intervalle pendant le mi-jusant. Ces résultats sont montrés plus en détail dans le point 1.3.3, qui aborde l'influence des débits fluviaux.

En résumé, par rapport aux quantités des débris végétaux sortant par les eaux de lavage, le moment où la remise en suspension se produit est un facteur plus important que le volume d'eau filtré (déterminée par la hauteur de la marée). Cette observation est cohérente avec l'occurrence des passages GV des tambours filtrants dans la période comprise entre 3 et 1 heure avant la BM.

1.3.2. Cycle lunaire bimensuel

Dans l'estuaire, la vitesse des courants de marée est soumise à des modulations par le cycle lunaire bimensuel, auquel se superpose le cycle de marée semi diurne. Les variations de vitesse selon les marées de vives-eaux ou de mortes-eaux pourraient expliquer la variabilité observée dans la quantité de débris végétaux dans la colonne d'eau estuarienne, et dans les eaux de lavage des tambours de rotation du CNPE.

Afin d'isoler l'action induite par les coefficients de marée, plusieurs périodes à débits fluviaux constants (séries de 4-7 jours consécutifs) ont été considérées (Figure 5, années 2011-2012-2013). Le résultat révèle que, indépendamment du contexte, et quelles que soient les perturbations dans les tambours filtrants, l'augmentation des coefficients de marée peut induire un accroissement proportionnel (jusqu'à 4 fois supérieur) de la concentration de débris végétaux présents dans la colonne d'eau. Par exemple, en avril 2012, la concentration augmente de $0,13 \text{ g.m}^{-3}$ à $0,31 \text{ g.m}^{-3}$ (facteur 3) lors du revif (coefficients de marée de 79 à 106) et ensuite diminue, plus légèrement, de $0,31$ à $0,24 \text{ g.m}^{-3}$, lors du déchet (coefficients de marée de 106 à 78). Cette même année, à la fin du mois de février, la différence de concentrations constatée en fonction des coefficients de marée représente seulement un facteur deux : lors du revif (coefficients de marée de 84 à 95) la concentration augmente de $0,17 \text{ g.m}^{-3}$ à $0,29 \text{ g.m}^{-3}$ pour ensuite diminuer lors du déchet (coefficients de marée de 95 à 91) de $0,29 \text{ g.m}^{-3}$ à $0,21 \text{ g.m}^{-3}$. De la même manière, en février 2013, lors d'une phase de déchet (coefficients de marée de 106 à 75) la concentration décroît d'un facteur 3, de 28 g.m^{-3} à 9 g.m^{-3} . Néanmoins, cette tendance observée en 2012 et 2013, n'est pas vérifiée dans la série de prélèvements de l'année 2011, et dans deux des quatre séries de l'année 2012 (mi-février et début mars). Une raison de cette différence pourrait être la disponibilité de débris végétaux dans la zone près des prises d'eau du CNPE. En effet, en 2011 et 2012, les concentrations de débris végétaux n'ont pas dépassé $0,4 \text{ g.m}^{-3}$ alors qu'en 2013, elles présentaient une gamme de variation entre 9 et 28 g.m^{-3} . Ceci représente un ordre de grandeur de 22 à 70 fois supérieur par rapport aux concentrations enregistrées lors des deux premières années du suivi mensuel.

Comme expliqué au 1.3.1, il existe une similitude entre la réponse des débris végétaux et celle de la turbidité en relation aux cycles de marée vives-eaux et mortes-eaux. Plus fort est le coefficient de marée, plus fortes sont les concentrations en MES et en débris végétaux. Néanmoins, l'augmentation est bien plus prononcée pour les MES (facteur 1 à 100, selon l'efficacité des remises en suspension de crème de vase). Ceci peut être expliqué par une quantité de débris végétaux disponible plus faible ou une remise en suspension moindre.

En conclusion, MES et débris végétaux réagissent similairement face aux mêmes facteurs hydrodynamiques (vitesses de courant de marée), mais la variabilité de la concentration de débris

végétaux est plus limitée en raison d'une disponibilité dans la zone moindre en comparaison avec les MES.

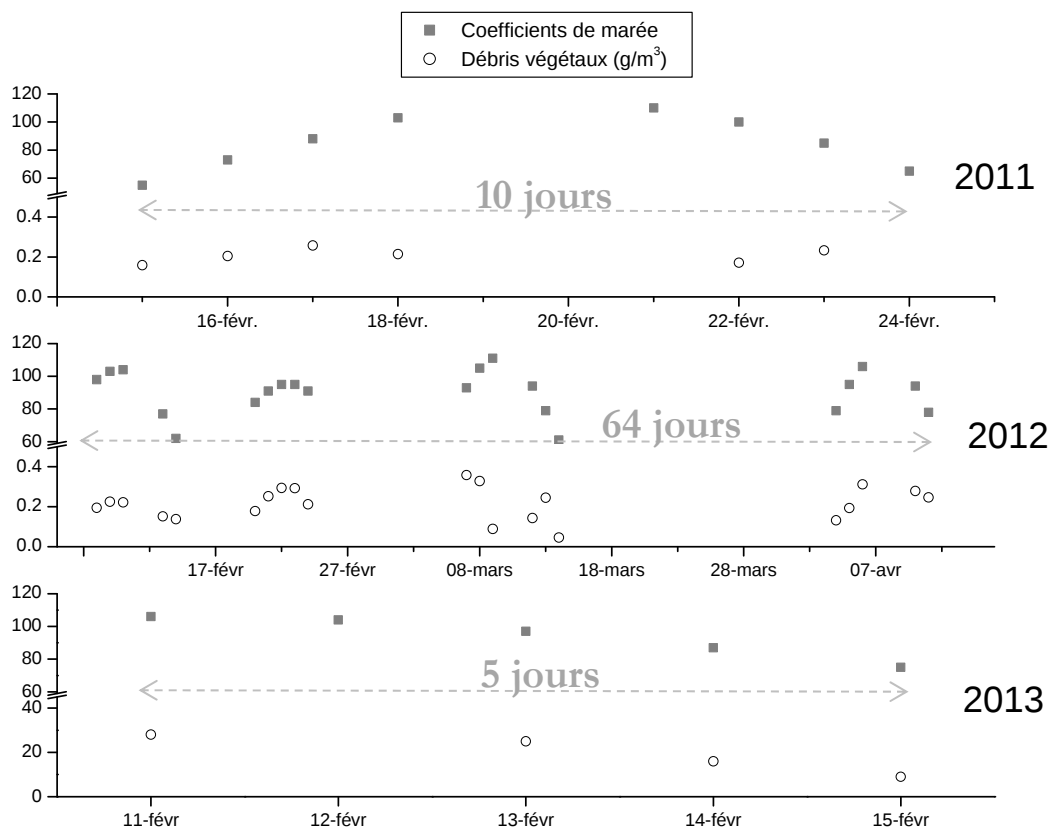


Figure 5 : Concentration (g m^{-3}) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours selon les coefficients de marée, dans une même période de temps. Données disponibles lors de jours consécutifs de la période à risque de colmatages du CNPE des années 2011 (sur une durée de 10 jours), 2012 (quatre campagnes sur une durée totale de 64 jours) et 2013 (sur une durée de 5 jours). Le protocole des prélèvements est détaillé dans le chapitre 2.

1.3.3. Débits fluviaux

a) Apports fluviaux et effet de crue

L'écoulement fluvial (Garonne et Dordogne) constitue, au même titre que la marée, un paramètre fondamental dans les processus de transfert des suspensions de la Gironde à l'océan. Il faut non seulement considérer les débits fluviaux comme un agent dynamique, mais aussi comme une source des matériaux apportés à l'estuaire. Le régime fluvial crée des situations très contrastées. Le rapport entre les volumes d'eaux marines et fluviales introduits au cours d'une marée passe de 10 à 500 entre la crue et l'étiage. L'estuaire contient 71% d'eau douce en crue, contre 43 % seulement en étiage (Jouanneau and Latouche 1981). Cette notion doit être prise en compte, si on estime la masse solide que les eaux fluviales amènent sur tout leur parcours depuis leurs sources amont.

La masse de matériel fluvial apporté, assimilée au débit solide des fleuves, est directement liée au débit liquide (Jouanneau and Latouche 1981). Dans les cas de matériel végétal, issu

majoritairement des bassins versants amont, l'augmentation des débits fluviaux facilite et améliore l'efficacité de leur transport dans l'estuaire vers l'aval. Ce processus est, par conséquent, le contributeur majeur et le principal facteur responsable des apports de débris végétaux à l'estuaire central. Il est aussi, en conséquence, le facteur principal des risques des perturbations dans les systèmes de filtration du CNPE.

L'influence du débit fluvial apparaît illustrée dans la large différence existant entre les concentrations de débris végétaux qui sont évacuées par les rampes de lavage des tambours de filtration lors de deux contextes hydrologiques contrastés : une période des débits fluviaux moyens (2011 et 2012) et une autre où les débits fluviaux sont forts (année 2013) (Figure 6).

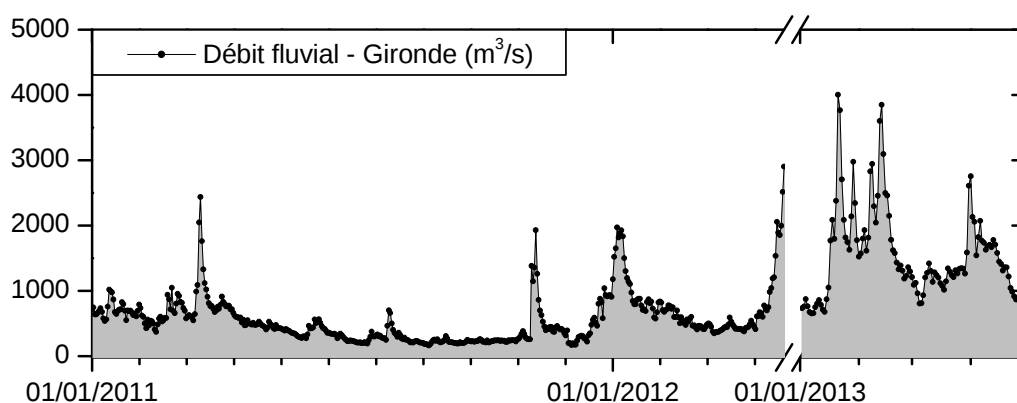


Figure 6 : Débits fluviaux (Dordogne+Garonne) pour deux périodes opposés : une période sèche, du 1 janvier 2011 au 30 avril 2012 ; et une période humide, du 1 janvier au 30 avril 2013.

Dans la première situation (année 2011 et 2012), les concentrations instantanées ne dépassent pas 4 g.m^{-3} (Figures 4 et 5) alors qu'en 2013 (Figure 5 et 7), après une crue d'environ $4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en Gironde, la concentration maximale mesurée est de 110 g.m^{-3} . En 2013, les mesures sont basées sur 3 prélèvements consécutifs, espacés de moins de 10 minutes chacun, et l'écart des mesures peut être considéré comme satisfaisant (moyenne : 21% ; médiane : 14%).

La mesure de ces concentrations ne peut pas être employée pour établir des liens précis avec ce qui se passe dans l'estuaire car l'effet des tambours entraîne un degré de pré-concentration (de débris végétaux dans les eaux de lavage). L'ampleur de ce processus de pré-concentration, est probablement variable avec la quantité de débris végétaux présente dans la maille filtrante. Cependant, elle illustre bien l'évolution temporelle des débris végétaux arrivant aux tambours, et donc, la présence de débris végétaux dans cette zone de l'estuaire, centrée autour du PK 52, rive droite.

De plus, ces observations confirment la sensibilité des tambours face aux arrivées des débris végétaux lors du jusant, sous l'influence des forts débits fluviaux hivernaux. L'écart horaire (1 ou 2 heures) des mesures montre comment les variations de concentration peuvent devenir considérables (amplification jusqu'à 7 fois) sur une brève période de temps.

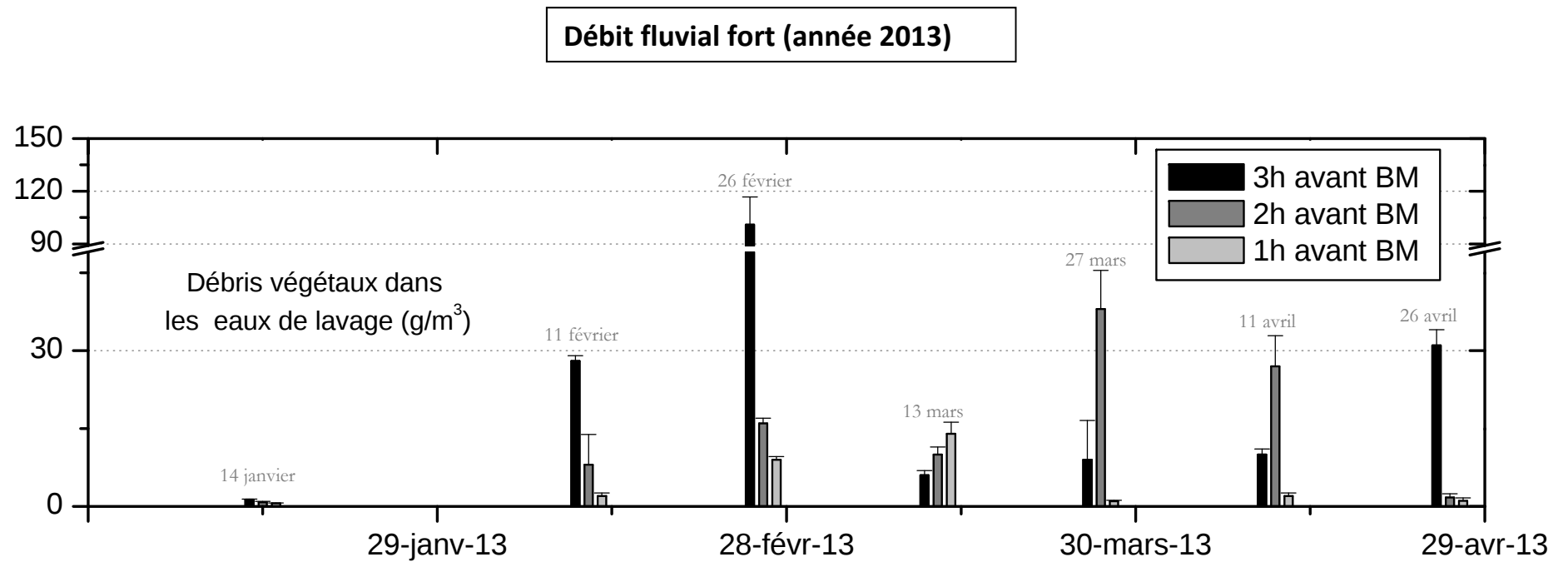


Figure 7 : Concentration (en poids sec) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours en 2013 (janvier-avril). Des prélèvements par triplicat ont été réalisés en continu, à trois moments (à 3, 2 et 1 heures avant la basse mer-BM).

b) Influence des forts débits fluviaux sur les perturbations des tambours rotatifs.

Les crues hivernales peuvent induire des changements de vitesse de rotation des tambours filtrants, voire des enregistrements d'évènements de colmatage.

- **Influence sur la vitesse de rotation**

La correspondance entre les mesures de concentration de débris végétaux dans les eaux de lavage des tambours de filtration (figure 7) et les enregistrements du mode de rotation « grande vitesse » (GV) des tambours filtrants (figure 8) est examinée pour l'année 2013.

Sur 4 des 7 campagnes de prélèvements de 2013, la concentration maximale apparaît 3 heures avant la basse mer (figure 7). Ceci peut être considéré comme la tendance « normale ». Cette tendance rejoint le comportement vu à l'échelle du cycle de marée semi-diurne, où la concentration maximale, de MES ou de débris végétaux dans la colonne d'eau, est observée à mi-marée (figure 4). Si le moment optimal pour la présence de débris végétaux dans la colonne d'eau est 3 heures avant la BM, ceci doit coïncider avec le moment où la concentration des débris végétaux dans les eaux de sortie est maximale.

Par contre, trois exceptions à la tendance normale ont été notées. Ce type d'exceptions sera appelée « altération de tendance ». En effet, les trois exceptions ont été produites simultanément à des fortes perturbations dans les tambours (rotation en GV): mi-mars, fin mars et mi-avril (figure 7 et 8).

Les « altérations de tendance » pourraient être expliquées par la saturation évidente du tambour ou au manque d'efficacité de nettoyage. Si le moment optimal pour la présence de débris végétaux dans la colonne d'eau est 3 heures avant la BM et les concentrations de sortie sont supérieures dans les 1 ou 2 heures suivantes, ceci indique que les tambours ne sont pas capables d'évacuer de manière normale ou efficace le matériel végétal « collé » à la maille filtrante, empêchant le passage des eaux vers les pompes du système de refroidissement.

L'examen du moment d'occurrence des passages GV (figure 8) montre que le pic de passages GV du 12-14 mars coïncide avec l'altération de tendance repérée au même moment (figure 7). A ce moment-là, il existait une accumulation de débris dans le tambour, mais la concentration mesurée dans les eaux de lavage (Figure 7) n'était pas spécialement élevée, ou au moins, n'était pas aussi considérable que celle mesurée lors de la campagne précédente (fin février), où les passages GV ont été beaucoup moins nombreux et intenses.

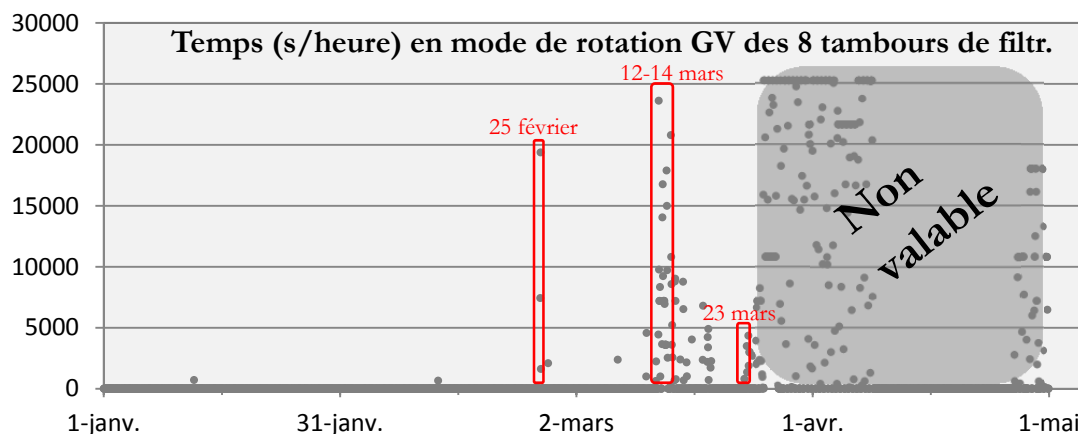


Figure 8 : Temps (s/heure) en mode de fonctionnement GV des 8 tambours de filtration du CNPE. Le 23 mars un arrêt de pompes a été enregistré avec un coefficient de marée 45. En prévision d'un accroissement du risque de colmatages en s'approchant des vives-eaux, à partir du 23 mars, le mode de rotation GV des tambours a été déclenché manuellement à chaque basse mer (entre 3 heures avant et 1 heure après), et ils ne peuvent pas être considérés comme une réponse automatique du système de filtration face à une perte de charge. Pour cette raison, seulement les interprétations des données antérieures au 23 mars sont estimées valables.

Avec la stratégie d'échantillonnage mise en place dans cette thèse, il n'est pas possible d'élucider les raisons d'un rendement insuffisant du système de nettoyage. Il peut s'agir de facteurs quantitatifs (augmentation démesurée du matériel végétal entrant) ou qualitatifs (caractéristiques spécifiques du matériel feuillu qui améliorent leur pouvoir colmatant). Toutefois, les « altérations de tendance » observées, changement de profil entre 3 et 1 heure avant BM ($1 < 2 > 3$ ou $1 < 2 < 3$), indiquent de façon claire une diminution très rapide (moins d'une heure) de l'efficacité du système de nettoyage des tambours, causant une accumulation des débris végétaux potentiellement problématique, mais qui semble n'être pas directement corrélée avec la quantité sinon avec la qualité. En conséquence, il semble opportun de suggérer la nécessité de renforcer le processus de filtration lors de ces courts moments, considérés comme critiques.

- **Influence sur les événements de colmatage**

Lier les effets d'une crue au fonctionnement des tambours rotatifs est complexe. La raison est que certaines années où une crue hivernale (entre décembre et mars) s'est produite, un déclenchement des pompes a été enregistré, comme en 1996, 2000, 2003, 2009, et 2013. En revanche, d'autres années en dépit de crues importantes n'ont pas vu le déclenchement des pompes (années 1997, 1998, 2004, 2006 et 2008). Enfin, certaines années sans crue hivernale ont vu se produire des déclenchements de pompes (années 2002 et 2007).

Une des raisons pour expliquer ces différences pourrait provenir de la contribution des tributaires en termes de volume à la crue elle-même. Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons étudié la contribution, de chaque tributaire, à la crue précédant les événements de colmatage des années avec et sans déclenchements de pompes. Dans ce dernier cas (sans déclenchement de pompes)

nous avons examiné la relation avec les passages en GV des tambours filtrants quand ils ont été nombreux et longs dans le temps (tableau 2).

A l'examen des données du tableau 2, aucune tendance claire ne se dégage, en dehors d'une contribution de la Dordogne aux crues associées aux perturbations au CNPE représentant moins d'un tiers du débit total en Gironde. Sur la base des perturbations les plus sévères de ces 10 dernières années, c'est à dire les années 2003 et 2009, où se sont produit des AAR (arrêt automatique du réacteur), le débit apporté par la Dordogne contribue seulement au 1/4 du débit total de la crue, les 3/4 étant apportés par la Garonne.

Ce résultat révèle de manière nette que la Garonne est le vecteur principal du transport de matériel végétal dans l'axe longitudinal de l'estuaire depuis les sources jusqu'au CNPE.

Tableau 2 : Contribution des débits de la Dordogne et la Garonne aux crues qui sont suspectées d'avoir provoqué des événements de colmatage dans les tambours rotatifs (CNPE Blayais).

Colmatage		CRUE				
		Débit Gironde (m.s ⁻¹)	Débit Garonne (m.s ⁻¹)	Débit Dordogne (m.s ⁻¹)	Débit Garonne (%)	Débit Dordogne (%)
Arrêts de pompes	1996	4750	3293	1457	69,3	30,7
	2000	4130	2913	1217	70,5	29,5
	2003	5560	4196	1364	75,5	24,5
	2009	6070	4738	1332	78,1	21,9
	2013	4000	3396	604	84,9	15,1
Passages GV	1997	4640	3710	930	80	20
	1998	4860	3293	1567	67,8	32,2
	2004	4460	3884	576	87,1	12,9
	2006	5000	4029	974	80,5	19,5
	2008	2949	2099	850	71,2	28,8

1.4. Etude des conditions locales

Il existe une relation étroite entre les pertes de charge des tambours filtrants et la hauteur d'eau à BM : les colmatages les plus sévères se sont produits lorsque la hauteur réelle était inférieure à celle prévue par l'annuaire de marées émis par le GPMB. Cette observation suggère l'existence, d'un phénomène de concentration de débris végétaux des eaux estuariennes. Toute réduction du volume des eaux provoque forcément une augmentation de la concentration des débris végétaux. A Pauillac, la différence entre le niveau d'eau de BM en vives-eaux et en mortes-eaux est de 1,3 m, et pour une même masse totale de débris dans la colonne d'eau, par exemple, cette diminution de hauteur entraînerait une augmentation de la concentration d'environ 20% (au maximum), ce qui ne semble pas suffisant pour expliquer les colmatages au CNPE.

Les facteurs principaux qui peuvent modifier le marnage sont :

- i) les débits fluviaux ;
- ii) le vent ;
- iii) la pression atmosphérique.

L'effet du débit fluvial est essentiellement observé en amont du Bec D'Ambès (Jouanneau and Latouche 1981), raison pour laquelle ce paramètre ne sera pas abordé ici.

L'effet du vent sera abordé, mais faisant référence à sa capacité de générer de vagues. En effet, les vagues sont associées à des contraintes de cisaillement supérieures à celles induites par les courants de marée. La conséquence de ce frottement additionnel serait la remise en suspension dans la colonne d'eau des débris végétaux présents près du fond.

L'influence de la pression atmosphérique sera évoquée seulement très brièvement.

1.4.1. Action du vent

L'action du vent sur l'hydrodynamique de l'estuaire est peu documentée dans la littérature scientifique. Par exemple, Salomon (2002) estime que ce paramètre a toujours été sous-estimé, en évoquant les effets non prévisibles de la tempête de 1999 dans l'estuaire de la Gironde.

D'après l'annuaire des marées de l'estuaire de la Gironde, édité par le GPMB, les vents modérés du large, du secteur S à NNO, augmentent la hauteur des marées de 0,10 m à 0,40 m, sans changer l'heure. Les coups de vent de la même direction augmentent la hauteur des marées de 0,80 m à 0,90 m, et avancent les pleines mers de 10 à 15 minutes. Les vents modérés de terre sont sans influence sensible sur la marée. Les vents forts de NNO à S retardent la marée de 10 à 15 minutes et diminuent sa hauteur de 0,30 m environ.

Si le vent est capable d'augmenter ou de diminuer la hauteur de la marée, le vent pourrait entraîner un effet de « concentration » des débris végétaux dans les eaux estuariennes. Lors des événements de colmatage les plus intenses survenus en 2003 et 2009 (avec AAR : arrêt automatique du réacteur) le vent soufflait du Nord-Ouest, mais cette influence ne semble pas être majeure.

Ces effets semblent avoir peu d'incidence sur l'action de la marée et des courants associés sur le transport des débris végétaux. Néanmoins, le vent intervient dans l'hydrodynamique côtière de manière significative de deux façons :

- en générant des vagues : leurs contraintes de cisaillement associées, pourraient favoriser la remise en suspension des matériaux déposés près du fond.
- en entraînant la masse d'eau de surface dans sa direction.

La dernière notion, non abordée dans cette étude, concernerait principalement les cas où la hauteur d'eau serait faible.

Les vagues (ou clapot) se propageant à l'intérieur de l'estuaire peuvent générer une contrainte de cisaillement au fond qui s'ajoute à celle due aux courants de marée seuls. Leur superposition pourrait avoir provoqué une plus forte remise en suspension du matériel végétal éventuellement déposé dans la zone autour des prises d'eau du CNPE. Cette hypothèse paraît plausible, dans la mesure où la rive droite de l'estuaire est beaucoup plus exposée aux vagues (et éventuellement aux houles résiduelles) qui remontent l'estuaire en direction du S.E. Les vents locaux, eux aussi, jouent un rôle important sur le régime d'agitation des eaux dans la zone.

Les vagues (ou clapot) dues au vent local apparaissent, dans une direction très proche de celui-ci, dès que la vitesse du vent excède 3 à 4 m.s⁻¹ (Pond and Pickard 1978). Les caractéristiques des vagues dépendent de la vitesse du vent, de la durée pendant laquelle il souffle, mais aussi de l'étendue d'eau qu'il affecte (le « fetch »). Or, le fetch de l'estuaire de la Gironde peut être suffisamment étendu dans certaines directions (tableau 3 et figure 9) pour que des vagues importantes puissent se former. Par exemple, lors de la tempête exceptionnelle de 1999, le vent (autour de 180 km.h⁻¹, du secteur ouest) avait levé une houle avec des creux de 1,50 m selon les données officielles et des hauteurs significatives de l'ordre de 2 m ont été observées au déferlement en rive droite, particulièrement exposée (Salomon 2002).

Tableau 3 : Distances de fetch théorique (km) pour des vents soufflants vers la zone des prises d'eau du CNPE du Blayais, selon la direction du vent.

Direction vent	Fetch (km)
O	5
SO	6
NO	13
N/NO	30
330°	40

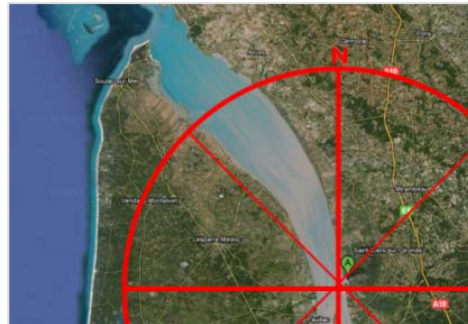


Figure 9 : Illustration des directions possibles du vent, par rapport à l'emplacement du CNPE du Blayais.

La seule information disponible actuellement concernant la formation des vagues dans la zone près du CNPE correspond à des données statistiques et numériques (données fournies par EDF R&D et non publiées). Il en ressort que, les seules vagues susceptibles de se propager dans cette zone sont celles dues au vent local. La houle d'origine océanique est négligeable dans cette portion de l'estuaire. De plus, un temps très court (1 heure) est suffisant pour générer des vagues près de la centrale, sous l'action des vents.

Par ailleurs, en absence de mesures réelles près du CNPE du Blayais, nous avons calculé les caractéristiques des vagues théoriques pouvant se former dans la zone du CNPE. Le détail de ces calculs se trouve dans l'annexe 11. Puis, nous avons calculé le frottement sur le fond lié à ces vagues, que nous avons comparé à celui dû aux courants de marée (annexe 11). Ainsi, le vent

aurait-il une influence sur les débris végétaux susceptibles d'être déposés sur les couches profondes de la colonne d'eau, dans le cas où le frottement lié aux vagues était égal ou supérieur à celui induit par les courants de marée.

D'après nos résultats, l'apparition des vagues aurait une incidence, seulement dans le cas où le vent soufflerait sur un fetch supérieur à 30 km (direction soit N/NO, soit dans l'axe 330°) et avec une vitesse supérieure à 10 m.s⁻¹. La profondeur concernée ne devrait pas dépasser les 4 et 6 mètres, pour des fetchs de 30 et 40 km respectivement. En sachant que la profondeur à Pauillac, à basse mer correspond à 4,7 m lors des vives-eaux et 5,5 m lors de mortes-eaux, la prise en compte de notre supposition de départ (le vent comme générateur de vagues) est pertinente car les résultats semblent relier les conditions réelles du contexte de l'étude.

Cependant, d'après les enregistrements météorologiques lors des événements de colmatage des années 2003 et 2009, la vitesse du vent n'a atteint en aucun cas 10 m.s⁻¹ ; elle est restée majoritairement dans des valeurs comprises entre 7 et 8 m.s⁻¹. En 2013, le jour précédant l'arrêt de pompe survenue au CNPE, la vitesse du vent a atteint 12 m.s⁻¹, mais en soufflant de la direction sud-ouest.

En conséquence, bien que cette approche exploratoire s'appuie sur un clapot théorique, déterminé en négligeant un des paramètres essentiels (durée du coup de vent), il en ressort, que le vent est un forçage qui ne semble pas être absolument négligeable en termes de contrainte de cisaillement.

1.4.2. Effet de la pression atmosphérique

L'effet de la pression atmosphérique est notable seulement en aval du Bec d'Ambés (Jouanneau and Latouche 1981). Une pression correspondant à 1039,9 hPa pourra abaisser de 27 cm le niveau marin, et une pression de 980 hPa pourra le surélever de 33 cm.

Lors des événements de colmatage de 2003 et 2009, la pression enregistrée oscillait entre 1030 et 1025 hPa. Par conséquent, il semble que la haute pression atmosphérique ait pu jouer un rôle favorisant l'arrivée de Sar aux tambours filtrants. Néanmoins, comme les systèmes de hautes pressions sont favorables à la génération de vents forts, il semble logique de penser à ce rapport pour expliquer l'incidence que la pression atmosphérique a sur les événements de colmatage au CNPE.

1.5. Conclusions

Les mécanismes d'arrivée de Sar au CNPE semblent être bien régulés, premièrement, par les conditions déterminées du régime hydrologique, et dans un deuxième temps, par les conditions locales. La condition préalable pour retrouver des concentrations de débris végétaux potentiellement problématiques pour le fonctionnement du CNPE est une hausse des débits fluviaux. La marée, quant à elle, favorise l'arrivée de débris végétaux dans les filtres rotatifs lors du jusant et lors de vives-eaux; ce fait est démontré à travers les mesures in situ effectuées lors de cette thèse. Les enregistrements de fonctionnement en grande vitesse des filtres rotatifs,

considérés comme des indicateurs des colmatages ou des perturbations des filtres, rejoignent ces observations. A l'échelle très locale, le vent est un paramètre important car, d'après notre étude théorique, les vagues qu'il est capable d'induire peuvent contribuer à l'augmentation de la contrainte de cisaillement sur le fond, responsable de la remise en suspension des débris. Cependant, lors d'événements de colmatage l'action du vent et des vagues n'est pas démontrée.

2. Comportement des débris végétaux dans la colonne d'eau

2.1. Synthèse des connaissances sur le transport de matériel végétal dans les estuaires : application en Gironde

Les estimations autour des flux de masse d'importation-exportation de matériel végétal dans les estuaires se heurtent à la prise en compte incorrecte de la charge qui passe près du fond. Ce transport est encore négligé aujourd'hui, principalement en raison des difficultés à échantillonner correctement (Flindt et al. 2004; Odum et al. 1979).

Cependant, plusieurs travaux ciblés sur le transport de matériel autochtone ont abordé ce sujet dans des systèmes estuariens ou côtiers peu profonds et productifs (Bouchard and Lefeuvre 2000; Flindt et al. 2004; Flindt et al. 1997; Flindt et al. 1999; Kristensen and Alongi 2006). Par rapport à la manière selon laquelle ce transport se produit (en se référant à des macrophytes, algues et herbiers), Flindt explique que les débris végétaux ont la capacité à :

- décrire des transferts verticaux dans la colonne d'eau, lorsque un seuil de vitesse défini comme « de remise en suspension » est dépassé ;
- être transportés par l'eau près du fond (transport « bedload »), lorsque un autre seuil, défini comme « de mobilisation », est atteint mais restant au-dessous du seuil « de remise en suspension ». De plus, quand les débris végétaux se déposent, contrairement aux sédiments cohésifs, ils ne subissent a priori pas de tassement, ce fait qui favorise des valeurs basses de seuil de vitesse.

Flindt et al. (2004) ont synthétisé des connaissances sur les caractéristiques physiques du transport de matériel végétal autochtone dans les estuaires, en particulier les plantes aquatiques. En raison du manque de bibliographie plus pertinente relative au transport de matériel allochtone, ces travaux seront utilisés à titre de référence dans notre étude. Il va de soi que les arguments exposés par Flindt et al. (2004) ne sont pas tous adaptés à notre cas. Par exemple des processus spécifiques dans le tissu végétal, qui ont une influence sur la flottabilité des plantes aquatiques, ne s'appliquent pas aux végétaux d'origine terrestre introduits dans l'estuaire.

Afin de cerner et comprendre les mécanismes de transport des débris végétaux en Gironde, il faut rappeler, dans un premier temps et de manière plus générale, les facteurs agissant sur le transfert des particules dans un écoulement (Le Hir 2008). Il s'agit principalement de :

- la vitesse de frottement ou contrainte de cisaillement, proportionnelle à l'intensité turbulente, ou encore au gradient vertical des vitesses au-dessus du fond (dans la zone de la couche limite benthique) ; cette variable exprime la force agissant sur la mise en mouvement des particules déposées ;

- la vitesse de chute des particules, souvent fonction plus ou moins complexe de leur taille, forme et densité ;
- la vitesse des courants, qui agit sur le transport des particules déjà en mouvement, par advection et par diffusion (ou mélange) vertical et horizontal.

D'après Flindt (2004), le transport de matériel végétal dans un estuaire est déterminé fondamentalement par :

- a) les conditions associées à la bathymétrie. Si le transport se produit vers une zone côtière plus profonde que la région d'origine, la majorité du matériel végétal transporté est transféré. Par exemple, Flindt et al. (1997) montrent que 90% de la masse végétale contenue dans la lagune de Venise (régime mesotidal et 1 m de profondeur en moyenne) est exportée en continu vers la Mer Adriatique (20-50 m de profondeur);
- b) certains travaux font toutefois état d'un transfert moins efficace dans le cas des marais salants européens (Hemminga et al. 1996; Hemminga et al. 1993) ou dans l'estuaire macrotidal Mondego, où la majorité de la production reste retenue dans le système. (Bouchard and Lefevre, 2000) ;
- c) les caractéristiques des courants, lesquelles sont contrôlées par la bathymétrie ;
- d) Le type de végétation qui domine dans la zone.

Dans le cadre de cette étude dans l'estuaire de la Gironde, la connaissance du transport de débris végétaux foliaires d'origine allochtone requiert l'obtention des paramètres physiques spécifiques à ce type de tissus végétaux. Ceux-ci peuvent être utiles en vue de développer, dans des travaux futures, des modèles prédictifs de transport dans les estuaires et d'estimer des bilans de masse réalistes, ces connaissances restent indispensables.

2.2. Mobilisation et remise en suspension

Dans son travail sur la dynamique des débris végétaux, Flindt (2004) a défini deux paramètres essentiels contrôlant le processus de transport en fonction de la vitesse de courant :

- a) Vitesse critique de **mobilisation** : vitesse à laquelle un fluide est capable de déplacer un matériel.

Par exemple, les travaux avec des macroalgues dans la lagune de Venise (Flindt et al. 1997), indiquent que le déplacement des macroalgues, indépendamment de leur taille ou forme, commençait sous forme de traction, à des vitesses de courant basses (2-4 cm.s⁻¹).

- b) Vitesse de **remise en suspension** : vitesse à laquelle se produit une remise en suspension des particules à travers la colonne d'eau.

La remise en suspension des macroalgues de la lagune de Venise se produisait à des vitesses de 6-9 cm.s⁻¹ (Flindt et al. 1997).

Entre les quatre types d'algues étudiées par Flindt, des différences sont ressorties. Celles-ci s'expliquent à travers leurs pertes d'oxygène et leur changement conséquent de densité et de flottabilité. Néanmoins, d'autres tests additionnels en laboratoire, sans bulles d'oxygène associées aux algues, ont confirmé que les algues suivent une même tendance : elles commencent leur mouvement à des vitesses de courant faibles, et elles sont remises en suspension à 9 cm.s^{-1} .

Finalement, quand ces auteurs ont reproduit sur le terrain les mesures de laboratoire, des estimations de vitesse de mobilisation supérieures ont été obtenues ($6\text{-}16 \text{ cm.s}^{-1}$) par rapport à celles observées en laboratoire ($2\text{-}4 \text{ cm.s}^{-1}$). L'explication à cet écart tient dans des paramètres tels que les différences de rugosité (laboratoire vs terrain) et la plus grande imprécision des mesures de terrain à petite échelle, par rapport à celles qui peuvent être réalisées en laboratoire.

Dans le cas des débris végétaux de l'estuaire de la Gironde, des tests spécifiques ont été réalisés pour déterminer les vitesses critiques de mise en mouvement. Ils ont été effectués dans le canal annulaire appartenant au laboratoire RWTH de l'Université d'Aachen (Schüttrumpf et al. 2010 ; Schüttrumpf et al. 2011). La vitesse de remise en suspension obtenue dans ces travaux est originellement exprimée en termes de contrainte de cisaillement ($\tau=0,02\text{-}0,06 \text{ N.m}^{-2}$). Afin de pouvoir utiliser ce seuil de remise en suspension des débris végétaux, cette valeur est exprimée en vitesse de courant des eaux (à un mètre du fond), à travers deux équations :

- a) La première pour obtenir la **vitesse de frottement** (m.s^{-1}) à partir de la contrainte de cisaillement (N.m^{-2}) :

$$U^* = \sqrt{\tau / \rho}$$

$$\rho : 1000 \text{ Kg.m}^{-3}$$

- b) La deuxième permettant de calculer la **vitesse de courant des eaux** (m.s^{-1}) à une distance de z mètres au-dessus du fond (dans notre cas = 1 mètre) à partir de la vitesse de frottement.

$$U(z) = (u^*/k) \cdot \ln(z/z_0)$$

k : constante de Karman (0,04)

z : 1 m

z_0 : longueur de rugosité, qui dépend de la nature morpho-sédimentaire du fond. Deux types de rugosités ont été retenus : une rugosité pour illustrer un milieu très vaseux ($z_0=0,0001$) et une autre pour représenter un fond moins vaseux et légèrement sableux ($z_0=0,01$)

Le résultat (tableau 4) indique que si le milieu est très vaseux ($z_0=0,0001$), la vitesse de courant des eaux à laquelle les débris végétaux seront remis en suspension (selon la contrainte de

cisaillement obtenue par Schüttrumpf dans le chenal annulaire) oscille entre 0,1-0,17 m.s^{-1} . Par contre, si on suppose un milieu moins vaseux et un peu sableux ($z_0=0,01$), la vitesse des eaux nécessaire pour remettre en suspension les débris végétaux est inférieure (0,05 et 0,08 m.s^{-1}).

Tableau 4 : Vitesse de courant des eaux (près du fond) calculées à partir des contraintes de cisaillement obtenues par Schüttrumpf (2011) relatives à la remise en suspension des débris végétaux.

Schüttrumpf		Notre calcul	
τ (N.m^{-2})	U^* (m.s^{-1})	z_0	$u(z)$ (m.s^{-1})
0,02	0,0044	0,01	0,05
0,02	0,0044	0,0001	0,1
0,06	0,0077	0,01	0,08
0,06	0,0077	0,0001	0,17

En vue d'estimer le temps pendant lequel les débris végétaux de l'estuaire peuvent être réellement déposés ou en suspension dans la colonne d'eau, une comparaison peut être faite entre des mesures de vitesse de courant obtenues sur le terrain et les vitesses de courant qui viennent d'être déterminées comme seuil de remise en suspension des débris.

Les données de vitesse de courant choisies pour cet objectif correspondent à des enregistrements sur plusieurs cycles de marée (vives eaux et mortes eaux) au PK 52 (à 1 mètre du fond) lors des campagnes menées par le LNHE (EDF R&D) en août 2006. Pour plus de détails sur ces campagnes voir la thèse de Benaouda (Benaouda 2008).

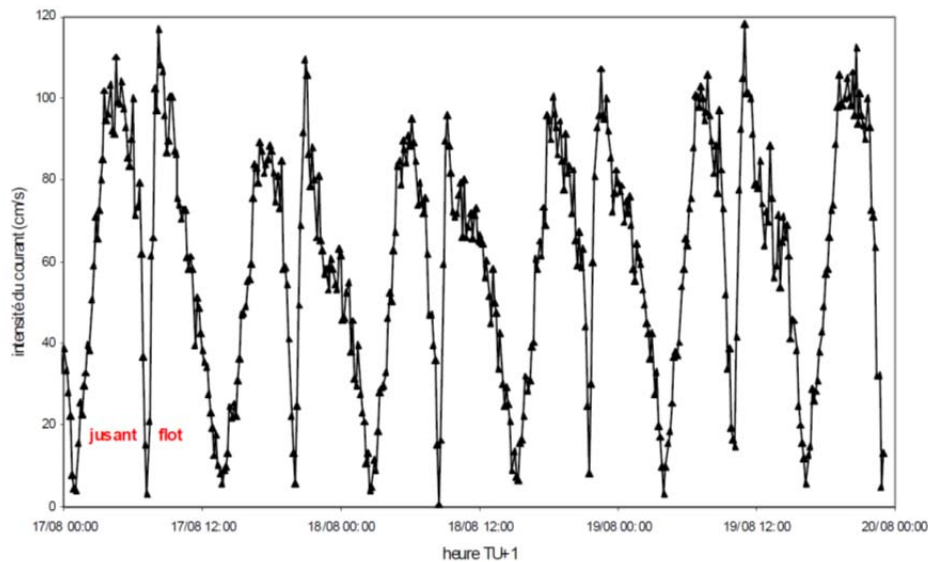


Figure 10 : Vitesse de courant (intensité de courant) mesurée près du fond au PK 52 (août 2006) lors de mortes eaux (extrait de Benaouda 2008).

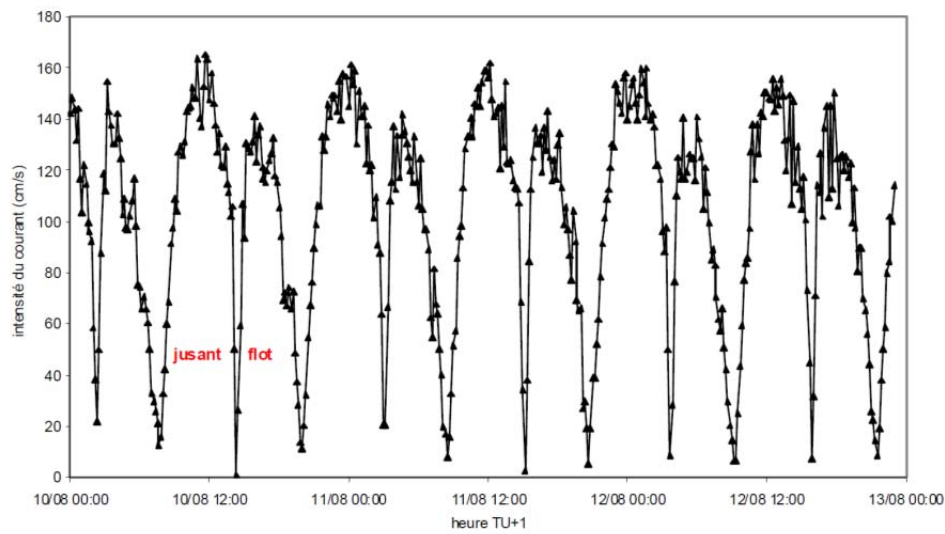


Figure 11 : Vitesse de courant (intensité de courant) mesurée près du fond au PK 52 (août 2006) lors de vives eaux (extrait de Benaouda 2008).

La comparaison des vitesses indique que les débris végétaux, aux alentours du CNPE du Blayais, sont près du fond seulement 6-10% et 2-7% du temps par cycle de marée semi-diurne lors des mortes et de vives eaux respectivement. Cela démontre que, la majorité du temps les débris végétaux sont en suspension dans la colonne d'eau.

Tableau 5 : Temps par cycle de marée semi diurne (exprimé en minutes et en %) pendant lequel le seuil de remise en suspension des débris végétaux n'est pas dépassé par les vitesses de courant mesurées en Gironde (PK 52) lors des mortes eaux et vives eaux.

	Temps par marée (minutes)		Temps par marée (%)	
	>0,08 m.s ⁻¹	>0,17 m.s ⁻¹	>0,08 m.s ⁻¹	>0,17 m.s ⁻¹
Mortes eaux	45	75	6,2	10,4
Vives eaux	15	50	2	6,9

Ces résultats sont d'ailleurs cohérents avec la contrainte de cisaillement induite par les courants de marée, calculée précédemment de manière théorique (point 1.4.1. de ce chapitre, relatif à l'action du vent) puisque elle est très supérieure ($\tau = 17 \text{ N.m}^{-2}$) au seuil de remise en suspension des débris végétaux donné par Schüttrumpf (2011) en termes de contrainte de cisaillement ($0,02\text{-}0,06 \text{ N.m}^{-2}$).

En résumé, ces différentes approches mettent en évidence l'importance du transport de matériel végétal à chaque marée, pointant la capacité réelle des courants à mobiliser des masses considérables de ce matériel. Les vitesses de courant sont sous le seuil de remise en suspension des débris végétaux moins du 6% du temps de chaque cycle de marée semi diurne, autour des étales de pleine mer et basse mer. En conséquence, le processus de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde est vraisemblablement dominé par la phase de suspension dans la colonne d'eau, plutôt que par le déplacement en contact avec le fond.

Ces analyses constituent une première approche quantitative, dans laquelle plusieurs mécanismes ont été volontairement simplifiés, faute de connaissances suffisantes. Par exemple, le dépôt simultané de MES (de nature cohésive) et de masse végétale peut modifier le seuil de remise en suspension estimé pour les débris seuls. Cependant la quantité de MES qui se dépose avec les débris, et son effet sur l'érodabilité du fond ne sont pas connus

2.3. Vitesse de chute

La vitesse de chute dépend de plusieurs facteurs, dont les caractéristiques physiques du matériel (masse volumique, taille et forme) et le régime d'écoulement autour des fragments végétaux (Dietrich 1982). La vitesse de chute est un paramètre critique pour décrire le matériel en suspension dans les modèles de transport hydro sédimentaires. En effet, le flux de dépôt sédimentaire en dépend directement, et le calcul de la concentration en MES par les modèles est, en fait, très sensible à ce paramètre. Généralement, une vitesse de chute faible réduit les possibilités de dépôt, et donc favorise le transfert des particules par les courants de marée sur une plus grande distance.

Le tableau 6 affiche les vitesses de chute et les densités, déterminées expérimentalement au laboratoire, pour des débris végétaux prélevés dans la colonne d'eau aux PK 30 et au PK 52, au mois de mars 2013, en conditions de vives-eaux. Globalement, ces vitesses sont assez élevées : entre 1,7-4 cm.s^{-1} au PK 30 et légèrement supérieures (2,2-5 cm.s^{-1}) au PK 52. Ces vitesses de chute ont des implications sur le nombre de cycle de décantation que peut subir ce matériel. Au PK 52 (zone aval de l'estuaire central), la masse végétale semble être soumise à des oscillations plus rapides qu'au PK 30 (zone amont de l'estuaire central) et, ainsi à un nombre supérieur d'interactions avec le fond. Ceci indiquerait que les propriétés physiques inhérentes aux débris végétaux de la Gironde induisent un ralentissement de leur déplacement longitudinal net qui sera plus marqué au fur et à mesure que la zone considérée se trouve en aval. Ces différences du comportement physique doivent trouver leur origine dans les changements de structure du tissu végétale.

Tableau 6 : Vitesses de chute (cm.s^{-1}) et densité en poids humide (g.L^{-1}) des débris végétaux prélevés à deux stations de l'estuaire (PK 30 et PK 52) en mars 2013.

Stations	Vitesse de chute (cm.s^{-1})	Densité en poids humide (g.L^{-1})
PK 30	1,7 - 4	1010
PK 52	2,2 - 5	1065

Nos observations sont en accord avec les travaux de Flindt et al. (1997). Ces derniers avaient conclu que, indépendamment de la taille et de la forme, les végétaux (macroalgues dans leur cas) ont des vitesses de chute relativement élevées (tableau 7), comprises entre 0,83 et 2,22 cm.s^{-1} . En effet, les vitesses de chute des macroalgues sont, par exemple, entre 1000-5000 plus rapides que celles attribuées à d'autres organismes du milieu côtier comme le phytoplancton (Flindt et al. 2004).

Tableau 7 : Vitesse de chute (cm.s^{-1}) (obtenues en laboratoire) des macroalgues (Flind et al. 1997).

Espèces	Vitesse de chute (cm.s^{-1})
Chondrus	2,22
Gracilaria	2,22
Cymodocea	1,66
Polysiphonia	0,83

2.4. Synthèse

La première étape de ce travail a montré que la fluctuation des débris végétaux dans la colonne d'eau est contrôlée par le seuil de remise en suspension. Celui-ci a des valeurs supérieures à 5 cm.s^{-1} , du même ordre de grandeur que pour d'autres végétaux aquatiques (comme les macroalgues). De la comparaison entre ce seuil de remise en suspension obtenue en laboratoire et les vitesses de courant mesurées dans l'estuaire central, il a été possible de calculer le temps approximatif pendant lequel les débris végétaux restent déposés sur le fond. Ce calcul démontre que les débris végétaux sont en général en suspension dans la colonne d'eau, passant moins de 6% du temps d'un cycle de marée semi diurne en contact avec le fond, même lors des vives eaux.

Dans un deuxième temps, des expériences en laboratoire ont permis d'obtenir la vitesse de chute des débris végétaux, prélevés dans l'estuaire, paramètre fondamental régissant leur comportement physique dans les eaux estuariennes. De manière générale, la vitesse de chute est élevée, $1,7$ à 5 cm.s^{-1} , comparable à celle des macroalgues par exemple. Il y a une légère différence en fonction de la zone où les débris ont été prélevés: la vitesse de chute croît vers l'aval. Cette observation associée au comportement physique reflète la difficulté accrue des débris végétaux en aval à être emportés par les courants de marée, ce qui réduit, en conséquence, leur déplacement net.

L'intégration de ces paramètres dans des modèles hydrodynamiques de l'estuaire permettrait d'améliorer la détection des zones préférentielles, probablement éphémères, de mobilisation et de dépôt de débris végétaux, et la trajectoire associée à leur transport dès les sources.

3. Dynamique de la matière particulaire grossière dans la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Gironde

Dynamics of coarse particulate matter in the turbidity maximum zone of the Gironde Estuary

A.Fuentes-Cid^{1,2}, H.Etcheber³, S.Schmidt³, G.Abril³, E.De-Oliveira², Mario Lepage⁴, A.Sottolichio¹

Corresponding author: a.fuentes@gmail.com

Telephone: +33540002997

Fax: +330556840848

¹Univ. Bordeaux, EPOC, UMR 5805, Talence, F-33400 Talence, France.

²EDF R&D – LNHE, 6 quai Watier, Chatou, France.

³CNRS, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence, France.

⁴Irstea – groupement de Bordeaux, 50 avenue de Verdun-Gazinet, 33612 Cestas, France.

Abstract

There is a lack of studies dedicated to coarse particulate matter (CPM) in estuaries, although this fraction can disturb activities that filter large volumes of water, such as industrial or fishery activities. In the macrotidal and highly turbid Gironde Estuary, a monthly sampling of CPM was performed in 2011 and 2013 at two stations in the Turbidity Maximum Zone (TMZ) to understand its seasonal, tidal and hydrological dynamics. Regardless of the season and station, low quantities of CPM (few g.m^{-3}) were observed in comparison with suspended particulate matter (several 10^3 g.m^{-3}). The highest concentrations were consistently recorded in bottom waters and at the upstream station. Whereas there is no clear link between the CPM present in the column water and spring or neap tides, an increase of the CPM size has been identified at the two stations after a flood event, fact potentially critical regarding filtering functioning of estuarine activities.

Keywords : Gironde Estuary, Coarse Particulate Matter (CPM), Coarse Particulate Organic Carbon (CPOC), Concentrations, Budgets

Résumé

Il existe un manque d'études dédiés à la matière particulaire grossière (MPG) en estuaires, bien que cette fraction puisse perturber les activités qui impliquent la filtration de larges volumes d'eau, comme les activités halieutiques ou industrielles. Dans l'estuaire de la Gironde, un système macrotidal et très turbide, un suivi mensuel de cette fraction a été mené en 2011 et 2013 à deux stations dans la zone de turbidité maximale (TMZ), pour en comprendre la dynamique saisonnière en lien avec la marée et l'hydrologie. Indépendamment de la saison ou de la station considérée, de très faibles quantités de MPG (quelques g.m^{-3}) ont été observées par opposition à celles de matière fine en suspension (plusieurs 10^3 g.m^{-3}). Les concentrations les plus élevées ont été systématiquement mesurées dans les couches d'eau près du fond et à la station la plus en amont. Alors qu'il ne ressort aucun lien clair entre la présence de MPG dans la colonne d'eau et les coefficients de marée (vives-eaux ou mortes-eaux), une augmentation de la taille de MPG a été identifiée à ces deux stations après une crue, un fait potentiellement critique pour le bon fonctionnement des activités qui requièrent des filtrations de grand volume d'eau dans l'estuaire.

Mots clé : Estuaire de la Gironde, matière organique grossière (MOG), matière particulaire organique grossier (MPOG), concentration, flux.

3.1. Introduction

Vegetation debris have been identified as a factor able to disrupt a wide range of stakeholder activities, including fishing, irrigation pumping stations, and hydroelectric and nuclear power plants (Batalla and Vericat, 2009; Palau et al., 2004). More precisely, vegetation debris occasionally threatens infrastructures, increases operating costs, and reduces the productivity of power-generating plants and water-pumping devices (Gómez et al., 2013). Until recent years, few studies have focused on natural, plant derived debris. Scientific literature has mainly considered biogenic detrital matter as sources of food or habitat (Wei et al., 2012).

Marine litter, defined as manufactured or processed solid material disposed or abandoned, either directly or indirectly, in the marine and coastal environment (Derraik, 2002; Hastings and Potts, 2013), is nowadays recognized to have worldwide repercussions leading to an increased international interest to address problem associated to it. Because marine and transitional environments provide important services for society, marine litter and natural debris occurrence results in unmeasured economic and environmental costs (Kirkley and McConnell, 1997). Estimating fluxes of debris is therefore crucial in order to understand their potential impacts (Kataoka et al., 2013).

There have been no previous investigations in highly-turbid, macrotidal estuaries, where high concentrations of suspended particulate matter (SPM) conceal this coarse fraction (Etcheber et al., 2007; Savoye et al., 2012) although plant detritus can be trapped in the turbidity maximum zone (TMZ) and subject to tidal resuspension for several weeks (Suzuki et al., 2012). In Western Europe, the Gironde Estuary is the largest fluvio-estuarine system, characterized by a well-developed TMZ (Allen et al., 1980; Jouanneau and Latouche, 1981). In recent years, a new economic impact of vegetation debris (according to the Environmental Protection Agency (EPA) impact classification) is reported in the Gironde Estuary: the electricity production process of Blayais Nuclear Power Plant (NPP), located since 1976 in the central estuary, has been disturbed after the reception of large and sporadic amounts of terrestrial vegetation debris, particularly at the end of the winter season (Travade and Guerin, 2009). Because large volumes ($\sim 160 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) of estuarine waters are continuously pumped and filtered through the NPP cooling system, the functioning of the NPP can thus be interrupted by clogging of the filtration units.

This study is, consequently, the first attempt to investigate the spatio-temporal distribution of coarse particulate matter (CPM) in the Gironde Estuary. Our objectives were: to describe CPM trends during neap and spring tides, to understand the seasonal and interannual dynamics of CPM, in relation to hydrological context, and the impact of a flood on CPM. Finally, we present the first estimate of the contribution of CPM organic fraction to the carbon budget of the Gironde Estuary.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Study area

The Gironde fluvio-estuarine system (SW France, 170 km, fig. I) drains a watershed with an area of 71000 km². During its propagation along the estuary, the tidal wave becomes asymmetrical, favoring flood dominance in the upper reaches (Allen et al., 1977). The resulting residual

circulation, combined to the length of the estuary, induce long residence time of water and particles, which have been estimated to be approximately 20-86 days for water and 12-24 months for SPM, depending on river discharges (Jouanneau and Latouche, 1981; Saari et al., 2010). The high residence times generally favors the existence of a highly concentrated TMZ (Uncles et al., 2002). Thus, suspended sediment concentrations in the Gironde are regularly greater than 1 g.L^{-1} , even in surface waters (Sottolichio et al., 2011), and up to 10 g.L^{-1} near the bottom (Jouanneau and Latouche, 1981). In the TMZ, exchange of particles between the water column and the bed are intense and mainly controlled by tidal currents at the scale of the semi-diurnal tidal cycle. At the fortnightly tidal scale (14-d lunar cycle), a modulation of current velocities occurs, leading to periods of net bed erosion and maximum SPM in the water (spring tides) and periods of net bed sedimentation and minimum SPM (neap tides). These latter favor the formation of fluid mud on the bed, where concentration exceeds 100 g.L^{-1} (Allen et al., 1977).

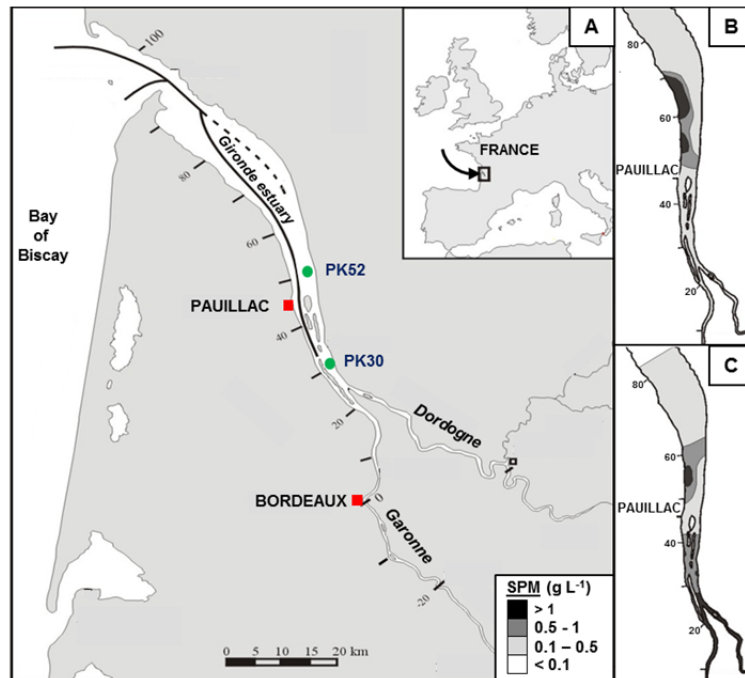


Figure I : Location map of the Gironde fluvial-estuarine system showing the main tributaries (Garonne and Dordogne) and the mean position of the TMZ (A). The two sampling sites, PK30 and PK52 (PK = kilometric distance of the site from Bordeaux city), are located in the TMZ. Pauillac and Bordeaux are equipped with real-time automated stations. The TMZ moves up and down along the estuary depending on the tidal cycle and fluvial discharge. The insets show SPM concentrations in surface waters at low tide under moderate (B) and low (C) river flow conditions (modified from Sottolichio and Castaing, 1999).

In addition to the tidal effects, the TMZ moves along the estuary axis according to the water discharge (Selva et al., 2007). When the water discharge increases, the TMZ moves down the estuary (PK20-PK80) (Fig. IB/C). In contrast, during low river flow periods, the TMZ is localized in the fluvial and central estuary (PK0-PK50; PK: kilometric distance from Bordeaux City). Consistently with these river flow variations, fluid mud deposited upstream during low river discharge can be swept out during flood events (Abril et al., 1999). Estuarine particulate

material is flushed in the Bay of Biscay under extreme hydrological conditions, including series of floods, high water discharges ($>3000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) and spring tides (Castaing and Allen, 1981). Most of particulate matter exports toward the adjacent shelf occurs as large plumes (Froidefond et al., 1999), and also within benthic nepheloid layers (Jouanneau et al., 1999)

The supply of particles by riverine transport into the TMZ is continuous through the year (Abril et al., 1999; Jouanneau and Latouche, 1981) and is estimated at two to three million tons (Veyssy et al., 1998). Estuarine particles are mainly composed of clays and silts (Castaing et al., 1984), predominant in this estuary (Jouanneau et al., 1999); their organic content is about 1.5%, with negligible seasonal change and main terrestrial origin. The low penetration of light prevents photosynthetic activity (Irigoien and Castel, 1997) and favors heterotrophic processes (Crump et al., 1998; Goosen et al., 1999). Therefore, the percentage of estuarine autochthonous particulate organic matter (estuarine phytoplankton and/or macrophytes) is negligible in comparison to the terrestrial organic fraction (Etcheber et al., 2007; Savoye et al., 2012).

3.2.2. Sampling and analyses

This investigation was conducted at two stations located in the central estuary, PK30 and PK52 (Fig. I), where the TMZ is present most of the year (Sottolichio et al., 2011). These stations were sampled monthly in two different years: from February to November 2011, and from January to April 2013, to encompass different hydrological contexts. Sampling was conducted at medium/neap tides during 2011 and at spring and neap (March, April) tides during 2013. During each surveyed semi-diurnal tidal cycle, SPM and CPM were sampled in surface and bottom waters at mid-ebbing, when concentrations of particles are the most abundant due to resuspension (Sottolichio et al., 2011). The determination of SPM concentrations was obtained by the filtration of a known volume (10-100 ml) of water on precombusted and preweighed Whatman GF/F filters, which were dried at 50°C and weighed. Currently, there is no standardized method for the recovery of coarse fractions in transitional waters. In rivers, classical approaches for estimating CPM river budgets are used (Allan, 1995; Heartsill Scalley et al., 2012; Selva et al., 2007; Wallace et al., 1995), whereas in open waters (ocean areas), probably due to the growing interest in marine litter, new systems/techniques are being developed (Mace, 2012; Ryan, 2013). In this study we have developed a method using a phytoplankton net (WP 200 μm) equipped with a flow meter to filter a large volume of estuarine waters (several cubic meters) required to recover the coarse fraction. After filtering the known volumes, the samples were then separated mainly into two size fractions (0.3-1 mm; 1-3 mm) and, when necessary, another two more size fractions have been added (3-5mm; $>5\text{mm}$), dried for 24 hours at 50°C and weighed to determine CPM concentration. To verify the reproducibility of CPM sampling during the sampling window (mid-ebb), triplicate samples of bottom waters at the two sites have been recovered, to determine the sampling error associated with this type of coarse material estimate.

The organic carbon contents of SPM and of the two size fractions of CPM were determined by combustion in a LECO CS 200 analyzer (Etcheber et al., 1999; Etcheber et al., 2007). Samples were acidified in crucibles with 2N HCl, drop by drop (100 to 200 μl), to remove potential inorganic carbon. The analyses were performed by direct combustion in an induction furnace, and the CO_2 produced was determined quantitatively by IR absorption. Particulate and coarse

particulate organic carbon (POC and CPOC) refer to the particulate carbon of SPM and CPM, respectively.

River discharge and turbidity were used as complementary variables. River discharges in the Dordogne and Garonne rivers are measured, at sites selected at the upstream limit of propagation of the tide, by the French service of fluvial discharge measurement (DREAL Midi-Pyrénées; DDT Dordogne). Since 2005, an automated continuous monitoring network, called MAGEST (MArel Gironde ESTuary), provide the real-time measurements of subsurface turbidity in the Gironde at four stations, including Pauillac and Bordeaux (Fig. I) (Etcheber et al., 2011). The turbidity sensor measures values between 0 and 9999 NTU, with a precision of 10%; 9999 NTU corresponds to a SPM concentration of approximately 10 g.L⁻¹.

3.3. Results

3.3.1. Reproducibility of the CPM sampling

In order to estimate the reproducibility of the CPM contents in estuarine waters, we measured CPM concentrations in four sets of triplicate samples. Mean values and standard deviation are indicated in the figure II: for example, 2.30 ± 0.22 g.m⁻³ for the size fraction 0.3-1 mm. One heterogeneous sample (PK52, 0.3-1mm: mixing of fine sands, mineral micas and different shapes and sizes of vegetal debris) presents a large scattering of values (factor 3: 0.81 to 2.59 g.m⁻³).

However, considering the very low concentrations of the coarse material, which are less than a few grams per cubic meter, we consider these differences as natural variability within the sampling window. Our results present logical and interpretable spatio-temporal trends of CPM concentrations, considered in the discussion.

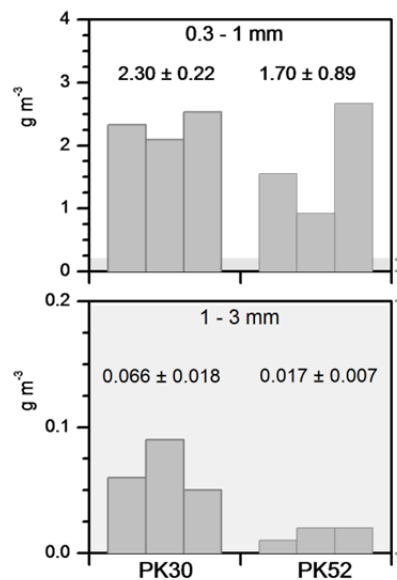


Figure II : Reproducibility in the CPM determination based on triplicate samples collected in February 2012 at sites PK30 and PK52 (see the method section for details). Mean value and standard deviation is given for each triplicate series. The results are plotted separately for the two size fractions, 0.3-1 mm and 1-3 mm, due to the large differences in the concentration ranges. The grey areas and the accolade indicate the correspondence between the scales of the two graphs.

3.3.2. Hydrological context and TMZ occurrence

The main parameters controlling TMZ position in the fluvio-estuarine system of the Gironde are river flow and tides (Etcheber et al., 2011; Sottolichio et al., 2011). The comparison of turbidity recorded at Pauillac (central estuary) and Bordeaux was used then to detect the precise location of the TMZ, according to river discharge (Fig. III).

During 2011, the fluvial discharge was characterized by two moderate flood events in March and November; the period of low discharge continued from May to late October (Fig. III). At Pauillac, the average daily turbidity is between 421 and 4597 NTU, which confirms the persistence of the TMZ in the central estuary. Upstream, Bordeaux presents a large range of turbidity values, from negligible values (minimum of 91 NTU) during flooding to 9613 NTU, which are the highest values recorded at low-discharge period during summer.

Concerning the year 2013, a first peak of freshwater flow occurred on January 21st ($4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), once our sampling had started (Fig. III). After, fluvial discharge remained higher than $1500 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ during almost two months, with a second significant peak of $3800 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ on February 13th (23 days after the first one). As a consequence of the large volume of freshwater flowing between these discharge peaks, the daily-averaged turbidity at Bordeaux decreased drastically from 607 NTU to 40 NTU, and at Pauillac from 2680 NTU to 158 NTU respectively. After these events, the fluvial discharge remained steady, between 1000 and $2000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, which favoured the recreation of the TMZ in the central estuary.

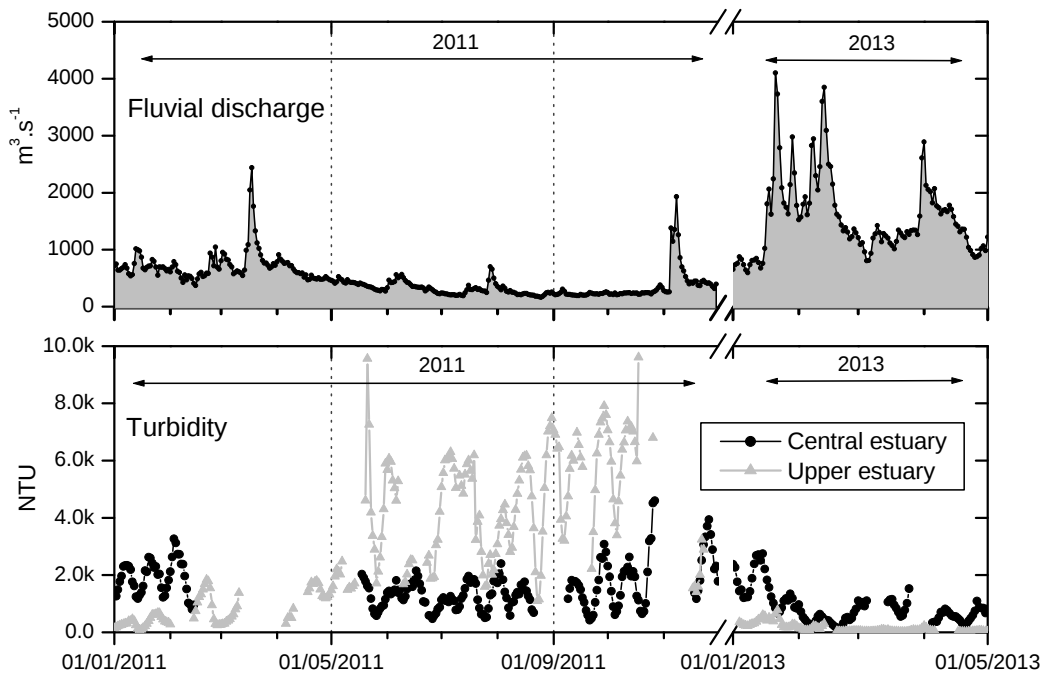


Figure III : Evolution of daily-averaged fluvial discharge ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) and turbidity (NTU) in the central and upper estuary from January to November 2011 and January to April 2013.

3.3.3. Spatio-temporal variability of CPM contents

For the year 2011 (Fig. IV), regardless of the season or the coarse particulate fraction (0.3-1 mm or >1 mm), the CPM concentrations are 3-10 times higher at the PK30 station than at the PK52

station. Furthermore, the concentrations are systematically higher in the bottom waters than in the surface waters, except for the size fraction 0.3-1 mm in October at PK30. In comparison to the SPM concentrations, however, the CPM concentrations are generally moderate at the PK30 station (0.3-1 mm: 0.1-1.6 g.m⁻³; >1 mm: 0.01-0.29 g.m⁻³) and much lower at the PK52 station (0.3-1 mm: 0.01-0.2 g.m⁻³; >1 mm: 0.01-0.1 g.m⁻³). Only one marked increase is observed in February for both fractions at the PK30 station (0.3-1 mm: up to 1.6 g.m⁻³; >1 mm: up to 3.1 g.m⁻³). During summer and autumn low fluvial discharge, the 0.3-1 mm fraction increases at the PK30 station (1 to 2 g.m⁻³), simultaneously to the high turbidity of waters at this upstream station.

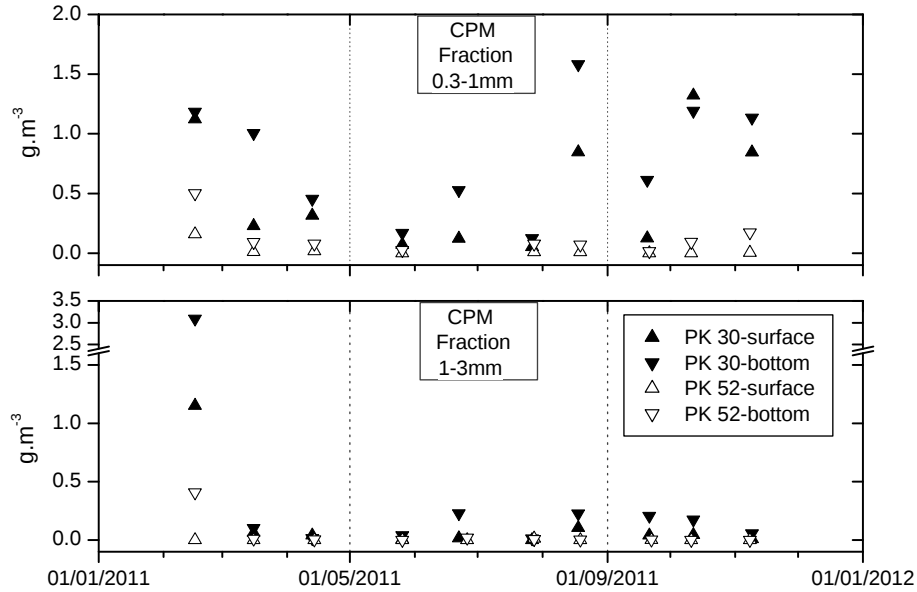


Figure IV : Coarse Particulate Matter concentration (g.m⁻³) at neap tides, from February to November 2011. Two fractions are showed (0.3-1 mm and 1-3 mm) for two levels of water column depth (surface and bottom) and for both stations (PK 30 and PK 52).

In 2013, globally, CPM concentrations (Fig. V and VI) were in the same range of those measured in 2011 and showed most of the time, similarly, higher CPM contents at PK 30 than at PK 52. However, one of the main differences was the record of two additional fractions (3-5 mm and >5 mm) during the spring tides of March. Indeed, the size of the CPM in previous sampling was systematically lower than 3mm. The fraction >5mm was exclusively found at PK 52 (this fraction is not represented in Fig. V and VI).

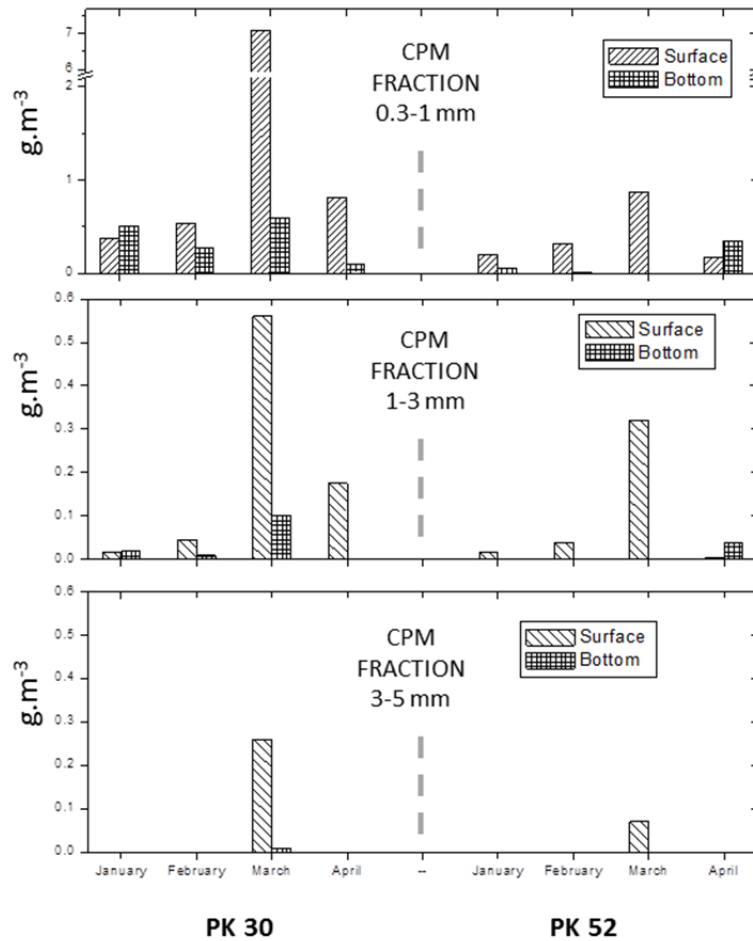


Figure V : Coarse Particulate Matter concentrations (g.m^{-3}) at spring tides, from January to April 2013. Three fractions are showed (0.3-1 mm, 1-3 mm and 3-5 mm) for two levels of water column depth (surface and bottom) and for both stations (PK 30 and PK 52). The fraction $>5\text{mm}$ is not represented due to the existence of only one value (in March, at PK 52, surface) equal to 0.03 g.m^{-3} .

Concerning the monthly evolution from January to April 2013, there is, at both stations, a perceptible increase of the smallest CPM fractions in March (0.3-1 mm: up to 7.1 g.m^{-3} ; 1-3 mm up to 0.56 g.m^{-3} ; Fig. V) in comparison to those registered the rest of this period. In addition, this increase of CPM contents was more pronounced at PK 52 station (x 10) than at PK 30 (x 6). This highlights a higher sensibility of the central estuary facing to the modifications of the CPM content, in spite of systematic higher CPM contents at PK 30 station (upstream station). The link with the hydrological context is detailed in the discussion section.

Furthermore, the highest values of CPM concentrations are observed in surface waters during spring tides from January to March 2013. Such result is the opposite of the trend that we have regularly observed at neap tides, where the highest values were always obtained in bottom waters (Fig. VI). March was the only month where CPM concentrations of the fraction 1-3mm reached higher values during neap tides than during spring tides (regardless of the depth and station).

Finally, at both stations, the comparison of coarse and fine particulate matter concentrations over the course of the entire year shows that the coarse fractions, regardless of the fortnightly tidal cycle, never exceed 0.2% of the estuarine SPM and most part of the time, remain below 0.05%.

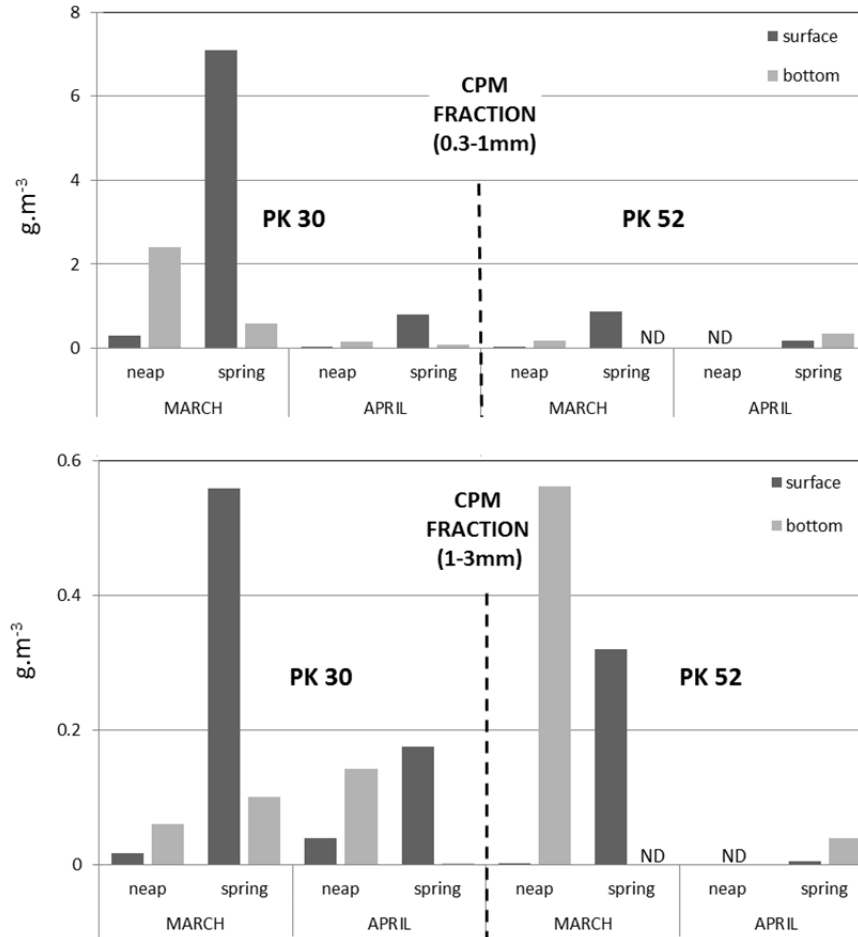


Figure VI : Comparison of CPM concentrations (g.m⁻³) according to neap or spring tides in March and April, 2013, at stations PK30 and PK52. Two fractions are showed (0.3-1 mm and 1-3 mm) in surface and bottom waters. ND: Not Determined.

3.3.4. Organic carbon content of the CPM

The organic carbon content of CPM (expressed in the percentage of dried matter) shows large variability (Table I) as a result of the eventual presence of fine sands and mineral micas in the samples. The 0.3-1 mm fraction contains 16-25% organic carbon; the percentage increases in the 1-3 mm fraction (32-38% organic carbon) and in the largest fractions only recovered in March 2013 (3-5mm: 42.2%; >5mm: 41.1%). In the central estuary, the POC percentage of the abundant fine particles ranges between 1.3-1.7% (average value: 1.5%) (Abril et al., 2002). Therefore, the ratio of CPOC to POC in the Gironde Estuary never exceeds 3% and remains approximately 1.3% at station PK30 and 0.1% at station PK52. This low contribution is the result of the large difference in CPM and SPM concentration, measured in g.m⁻³ and g.L⁻¹ respectively.

Table I : Contribution of CPOC to POC (in %; n: number of samples; $\pm$: standard deviation), according to CPM size class at stations PK30 and PK52 in the TMZ of the Gironde Estuary. Data concerning the year 2011 corresponds to neap tides whereas for 2013 data is related to spring tides.

Year	Station	Size fraction	CPOC (%)		
			n	mean	$\pm$
2011	PK30	0.3-1 mm	20	16.5	6.4
		1-3 mm	20	35.5	8.4
	PK52	0.3-1 mm	19	24.3	10.2
		1-3 mm	10	32.7	18.8
2013	PK30	0.3-1 mm	7	19.3	1.7
		1-3 mm	7	38.4	1.6
		3-5 mm	1	42.2	1.4
	PK52	0.3-1 mm	8	20.0	4
		1-3 mm	8	36.0	2
		3-5 mm	3	37.0	1
		>5 mm	1	41.1	ND

3.4. Discussion

3.4.1. Vegetal origin of coarse particulate organic matter

As nearly no autochthonous organic matter is produced inside the estuary by submerged macrophytes or phytoplankton, the predominant fine terrestrial POC and the CPOC are transported from upstream during high water discharges (Etcheber et al., 2007; Savoye et al., 2012). The high CPOC content and a visual identification clearly suggest that vegetation debris is predominant in the coarse organic fraction. The measured C/N ratios (>20 , (Fuentes-Cid, 2014)) are characteristic of terrestrial plants (Meyers, 1994) and confirm this hypothesis. In a macrotidal estuary such as the Gironde, where residence times of particles are long enough (several months) to allow physico-chemical transformation of the labile fraction of the CPOC, the presence of vegetation material in a large range of sizes, densities and degrees of degradation is expected.

A riparian origin of CPOC has been studied in numerous streams (Abelho, 2001; Heartsill Scalley et al., 2012; Wallace et al., 1995; Webster and Benfield, 1986); however, very few studies have focused on large river systems (Kendall et al., 2001), and none on the CPOC in macrotidal estuarine systems. The main reasons must be related to POM sampling frequently biased towards the fine-fraction of suspended matter and difficulty to sample in large river systems. Indeed the huge concentration in fine particles implies sampling of small water volumes, typically < 100 mL, which are not able to capture larger-sized terrestrial debris.

In spite of the low concentrations of the coarse material, which are less than a few grams per cubic meter, and the heterogeneous nature of the coarse matter, our work demonstrates the

possible collecting of this material by using an appropriate sampling strategy and put in evidence logical trends of spatiotemporal CPM concentrations.

3.4.2. Transport processes of coarse and fine particulate matter in the estuary

Particulate organic matter transport in estuaries is determined by the interaction of the physical and chemical properties of waters and sediments, hydrodynamic variability and retention mechanisms (Golladay et al., 1987; Jacobson et al., 2000; Naiman, 1982; Pozo, 2005; Tank et al., 2010). Thus, estuaries can be considered as filters for particulate matter, due to trapping, settling and transport processes.

a) Tidal control in the CPM dynamics

As described for the fine particles, the transport and behavior of CPM are expected to be governed by river flow and by the repeated deposition and resuspension cycles. These cycles are driven by ebb and flood currents, which are modulated by tidal range. The resuspension of the largest CPM fractions is expected to be more effective under highest velocity currents, which occur mainly at spring tides (Fig. VI). In our survey, the largest CPM fractions (>3mm) were detected only in March 2013, during spring tides. This confirms the existence of a tidal control on CPM resuspension.

Because of its physical properties (mainly weight, but also size and shape), CPM is recognized to be transferred preferentially by bedload transport to the central estuary (Odum et al., 1979). That trend is coherent with the CPM survey of 2011 and 2013 (the group of samples obtained at neap tides) when CPM concentrations were systematically higher in bottom waters compared to surface waters. However, in 2013, CPM concentrations at spring tides did not follow this rule, with higher values in surface than in bottom waters.

b) The flood-pulsed transport of CPM

The smaller the particle size, the more closely its transport is related to hydrological conditions (Thomas et al., 2001). In this study, hydrological contexts were remarkably different during the two sampling periods; discharge was particularly high during the first semester of 2013.

If floods do not occur in autumn/winter, as observed in 2011, fine particles are trapped in the upstream estuary, and the TMZ extends toward the fluvial section of the Gironde Estuary. The low river discharge is then unfavorable to the downstream transport of CPM from the rivers, when CPM is released from the falling of autumn leaves. Therefore CPM remains mainly upstream through the year and exclusively a minor part of the CPM riparian load that achieves to enter into the central estuary (as observed in 2011). For this reason, CPM in the central estuary is dominated by the smallest fraction and the highest CPM concentrations are observed in the upstream estuary, close to its source (riparian watershed).

On the contrary, when an increase of the fluvial discharge occurs in autumn/winter, there are large changes in SPM and CPM distributions. Indeed, the increase of the fluvial discharge in 2013 was rapidly followed by a downstream translation of TMZ toward the central estuary close to the Blayais NPP. Thereafter, there is a successive and delayed appearance of the different CPM fractions at station PK 52. First, there is a translation of TMZ simultaneously to discharge increase. Then the smallest fractions of CPM (0.3-1 mm and 1-3 mm) increase, and lastly, the largest ones (3-5 mm and >5 mm) were observed at the central estuary 66 days after the discharge peak ($4000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), and about 37 days after the downstream TMZ displacement.

There is an obvious increase of the temporal lag in the arrival of the CPM to the central estuary, with increasing particle size. Miliša et al. (2006) have previously shown the decreasing influence of flow velocity with the increase of the size of organic particles. Our result supports the critical role of flood on the CPM estuarine dynamics, although other factors could be, initially, thought decisive as well (season, fortnightly tidal cycle, interannual variability). During the rise of fluvial discharge, the resuspension and carriage of the coarse material, deposited in the fluid mud (on river bottoms) or on the riverbanks, are likely to create pulsed inputs of vegetation derived coarse organic matter. The flood-pulsed input of CPM has been detected in the central estuary for two reasons: the rising of CPM concentrations but, above all, the appearance of the largest fractions (> 3 mm) in the water column in March 2013. In addition, the disappearance of flood-pulsed effects happens in a short period of time, less than two weeks under the conditions of this study, as traced by the rapid decrease of CPM concentrations in April 2013.

This study highlights the difficulty to sample and observe such increases in CPM concentration that occur on short time scale, less than 2-3 weeks, in the central estuary following a flood event. In fact, the lack of a continuous daily sampling does not allow to accurately define if the arrival of the largest CPM fractions is sudden or progressive over several tidal cycles or days.

c) Contribution of CPM to the POC budget

The long residence time of particles in the Gironde Estuary (Jouanneau and Latouche, 1981; Saari et al., 2008) contributes to the degradation of CPM, which is a factor that can also explain the difference of CPM concentrations between the two studied stations.

The upstream CPOC (1.25% of the POC carbon, in total mass) is close to values reported by Wallace et al. (1995) who found a contribution of the CPOC to the total exported carbon comprised between 1.8 and 3.8% for Appalachian streams. However, a comparison of these values with those obtained for the central estuary (PK 52 station), show that the contribution of the CPOC diminishes by a factor of 10. In fact, there is a clear difference of data in these two estuarine stations, both located in the TMZ and only separated by 22 km. This result fits with the idea that the transfer of CPOC between the two stations can last a long time, but during flood events, this difference could hypothetically disappear due to a short transfer time.

Even in shallow and non-turbid estuaries, where the contribution of plant matter has been demonstrated to be permanent and essential to food sources (Flindt et al., 1997; Flindt et al.,

1999; Salomonsen et al., 1999; Salomonsen et al., 1997), no CPM and CPOC balances have been conducted.

This study shows, for the first time, the negligible contribution of CPM and CPOC, in comparison to fine material (SPM and POC), to the mass and carbon budget in the highly turbid Gironde Estuary. Nevertheless, the occurrence of CPM, in addition to its distribution, can be a threat for industry filtering large volumes of estuarine waters.

d) The need of further investigations of CPM in estuaries

Over the last 30 years, the flow rate of the Gironde decreased significantly ($1030 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the early 1980s to $740 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in late 2000), causing salinization of the system (David et al., 2005). A gradual upstream displacement of the TMZ, in the fluvial estuarine area, is known to occur (Sottolichio et al., 2011); accordingly, the accumulation of CPM would be favored in these fluvial sections. During high discharge periods, more pronounced flood-pulsed inputs of CPM in the central estuary can then be expected, causing more complex disturbances for human estuarine activities. A better knowledge of the conditions of critical CPM fluxes is now required in order to minimize economic impacts in transitional waters.

Up to now CPM has been often neglected in estuarine mass balances. The main reasons of this shortcoming are its physical characteristics (size, shape) and its preferential bedload transport in estuaries (Odum et al., 1979) that makes difficult its sampling. This study demonstrates the feasibility of estuarine CPM sampling. The sampling approach presented in this study will facilitate the development of further studies of CPM in large estuarine systems, which play an important role of estuaries in world economies where more than one third of the monetary value of services is generated in these coastal areas, almost 5% of the planet surface (Constanza et al., 1997).

3.5. Acknowledgements

The authors are especially grateful to Georges Oggian, Hervé Derriennic and Mariange Cornet for their field support and to the SOGIR (SOMLIT/Blayais) survey for ship availability. The MAGEST network is acknowledged for data availability. This study was financed by EDF R&D.

We thank the two reviewers, Tamara Heartsill Scalley and Maria da Conceição Freitas, for their comments and suggestions which have improved our manuscript.

4. Connexions « bassin versant – estuaire »

4.1. Estimation théorique des apports de débris végétaux lors d'une crue

En période de forts débits fluviaux, des apports « frais » entrent dans l'estuaire provenant de l'amont. Les transferts des matières en suspension apportés par la Garonne ont déjà été abondamment étudiés (Coyne 2005; Maneux et al. 1999; Veyssy et al. 1998). A l'issue de travaux sur l'érosion mécanique des sols et les transferts dans les bassins versants, Coyne et al. (2005) mettent en évidence que 70% de l'apport annuel de MES se produit lors de phases de crue majeures (supérieures à $3000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Afin d'estimer les apports de débris végétaux qu'une crue serait capable d'entraîner (exprimés en termes de concentration), l'hypothèse retenue est que le flux des débris est analogue à celui des MES, et que 70% du transfert annuel se produit lors de phases de crues. Le but est l'obtention des concentrations théoriques des débris végétaux apportés par les crues survenues en 2003 et en 2009 (tableau 8). Elles sont calculées à partir des flux annuels de MES effectivement mesurés à l'entrée de l'estuaire en Garonne (données non publiées, équipe TGM-EPOC, Université Bordeaux 1). La proportion entre le matériel grossier (dont le débris végétaux) et fin (MES) correspond au rapport CPM/MES, mesuré lors du suivi mensuel des débris végétaux dans l'estuaire. La valeur moyenne et maximale de ce rapport est de 0,05 % et 0,2 %.

Pour tester l'effet des crues sur le transfert, deux années de débit moyen annuel similaire sont considérées: 2008 ($544 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et 2009 ($535 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), mais seule l'année 2009 a subi une crue.

Tableau 8 : Estimation des concentrations en débris végétaux (CPM) apportés à l'estuaire lors d'une crue.

Crue				CPM/MES (%)	CPM lors crues (T)	Concentration de CPM ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
Année	Date	Durée (jours)	Pic ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)			
2003	29 janvier – 16 février et 5-9 mars	19+5	5562	0,2	3578,4	0,71
				0,05	894,6	0,18
2009	23 janvier - 1 février	15	6068	0,02	1822,8	0,6
				0,05	455,7	0,15

Deux conclusions majeures ressortent :

- a) les apports entrainés lors des crues de 2003 et 2009 tombent dans une gamme de valeurs autour de $0,1 \text{ g.m}^{-3}$ (cas min.) et $0,7 \text{ g.m}^{-3}$ (cas max.), ce qui représente un résultat assez réaliste, par rapport aux concentrations maximales obtenues lors du suivi mensuel dans l'estuaire;
- b) la concentration de débris végétaux transférés des zones fluviales à l'estuaire est multipliée par cinq en période de crue. Ce résultat est aussi en accord avec le suivi mensuel: l'effet de la crue de 2013 multiplie par six la concentration mesurée dans la station la plus amont (PK 30) et par dix celle observée dans la station aval (PK 52).

Par ailleurs, la comparaison des concentrations de débris végétaux potentiellement transportés lors d'une crue, avec la quantité nécessaire pour provoquer des colmatages au CNPE ($0,28\text{-}2,2 \text{ g.m}^{-3}$ selon la vitesse de rotation des tambours) révèle une bonne cohérence. Il en ressort qu'effectivement la quantité de débris végétaux transportés par une crue peut suffire à provoquer des perturbations dans le système de filtration au CNPE.

4.2. Déphasage entre les évènements de crue et les perturbations dans les systèmes de filtration du CNPE

La figure 12 renseigne pour les différents évènements de colmatage (arrêt d'une ou deux pompes) dans les tambours rotatifs du CNPE du Blayais, la relation entre le débit fluvial et le décalage temporel, entre le moment du pic de crue et la date relative à l'arrêt des pompes du CNPE. A noter que le débit fluvial est mesuré 120 km en amont du CNPE, dans les limites amont de l'estuaire. Cette relation traduit donc la vitesse d'arrivée des débris végétaux jusqu'à la centrale, apportés par les crues.

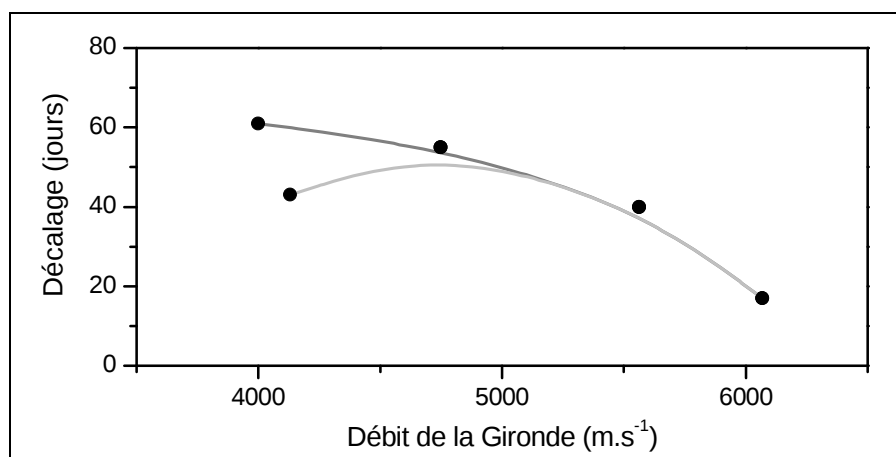


Figure 12 : Décalage en temps (jour) entre l'occurrence d'une crue en Gironde et un évènement de colmatage dans le système de filtration du CNPE du Blayais. Les courbes donnent l'enveloppe de répartition des décalages temporels (Δt) entre la date du pic (Q) de crue et l'observation de colmatage. Les équations de ces courbes, pour des débits $> 4000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sont pour la fourchette minimale: $\Delta t = -2\text{E-}05Q^2 + 0.23Q - 497$ ($R^2 = 99\%$), et pour la fourchette maximale: $\Delta t = -1\text{E-}05Q^2 + 0.10Q - 145$ ($R^2 = 99\%$)

Dans le cas de la crue la plus forte ($6068 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), enregistrée en 2009, les perturbations dans le système de filtration se sont produites 17 jours après, ce qui peut se traduire par une vitesse de déplacement des débris végétaux de 7 km.jour^{-1} (ou $0,3 \text{ km.h}^{-1}$). Dans le cas d'une crue moins intense, autour de $4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, l'effet perturbateur au CNPE a été subi en 2013 61 jours après, indiquant une vitesse de transport d'environ 2 km.jour^{-1} (ou $0,08 \text{ km.h}^{-1}$).

Dans l'estuaire, **suite à une crue** au-dessus de $4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, les **débris végétaux** adoptent ainsi une **vitesse de déplacement** apparente **comprise entre 2 et 7 km par jour** :

Dans leur étude des expulsions du bouchon vaseux dans l'estuaire, (Jouanneau and Latouche 1981), avaient trouvé des vitesses de déplacement des MES (tableau 9) très rapides, entre 9 et $14,5 \text{ km.jour}^{-1}$, indiquant que le transport des particules fines comparé est plus synchrone à celui des masses d'eau que dans le cas des débris végétaux. Le transport de ces derniers requiert plus de temps.

Or, pour Migniot, le facteur responsable d'une vitesse observée par Jouanneau et Latouche (1986) 2 fois supérieure à celle calculée de façon théorique (en 1971), se trouve dans la section efficace de l'estuaire (celle-ci est moindre que la section totale mouillée, favorisant un transport plus rapide), laquelle est centrée sur le chenal de la rive gauche de la Gironde. Sachant que nos observations sont focalisées sur la rive droite (où est placé le CNPE du Blayais), ceci tendrait à prouver l'existence d'un transport effectif rapide dans le chenal de la rive droite, au moins, jusqu'au PK 52. De plus, le phénomène de dessalure de la rive droite par rapport à la rive gauche, signalé par plusieurs auteurs (Allen et al. 1977; Sottolichio 1999), met en évidence l'efficacité accrue des transferts provenant des bassins versants, rive droite par rapport à la rive gauche.

Tableau 9 : Vitesses de déplacement associées au bouchon vaseux lors d'une crue en Gironde (extraits de (Jouanneau and Latouche 1981)).

Crue		Déplacement		
Date	Débit ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Tronçon mesuré	Vitesse	
			(Km.heure^{-1})	(Km.jour^{-1})
8-juillet-1977	3400	Agen au PK 120	0,33	9
22-mai-1977	3850	PK -20 au PK 120	0,6	14
26-janv-1978	3000	PK -20 au PK 120	0,65	14,5

4.3. Conclusions

La quantité estimée de débris végétaux transportés lors d'une crue représente 5 fois la quantité transitant en conditions normales. Ces concentrations correspondent à l'ordre de grandeur des mesures obtenues dans l'estuaire de la Gironde après la crue de 2013 et, à la quantité de débris végétaux suffisants pour augmenter le risque de colmatages au CNPE du Blayais.

De plus, il existe un second argument qui met en évidence le lien entre les crues et les colmatages : le déphasage temporel qui sépare le pic de crue et le moment où les événements de colmatages se produisent au CNPE. Ce déphasage, compris entre deux semaines et deux mois,

est fonction directe de l'intensité de la crue, dans la gamme 4000 et 6068 $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. La vitesse de déplacement apparente des débris végétaux a pu ainsi être estimée autour de 2-7 km par jour dans l'estuaire amont et central.

5. Synthèse du chapitre

Le forçage hydrodynamique et hydrologique est décisif dans la dynamique de transport des débris végétaux dans l'estuaire, et en conséquence, dans le risque de colmatage associé des organes de filtration du CNPE.

D'une part, **les débits fluviaux hivernaux et printaniers forts (> 3 à $4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) permettent l'entrée et la présence des débris végétaux dans l'estuaire central.** A l'inverse, aux débits faibles ($< 2000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) leurs concentrations sont négligeables. De même, l'intensité des débits fluviaux régit la durée de leur présence et la magnitude des concentrations dans l'estuaire central. Par exemple, les effets maximaux de la crue étudiée pendant l'hiver 2013, ont été détectés 2 mois après un pic de débit à $4000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Par ailleurs, le suivi mensuel a montré que les changements induits par une crue sont plus prononcés dans la zone aval de l'estuaire central (PK 52, aux alentours du CNPE) que dans sa partie amont (PK 30, zone de confluence de la Garonne et la Dordogne).

D'autre part, **les courants tidaux contrôlent la resuspension des débris végétaux.** Alors qu'en mortes-eaux les eaux de fond sont systématiquement plus concentrées en débris végétaux que celles de surface, cette règle peut être altérée lors de vives-eaux. De plus, les fractions de taille $> 3\text{mm}$ apparaissent dans la colonne d'eau, quand les vitesses de courant sont maximales, lors de vives-eaux.

Dans l'estuaire, les vitesses de courant atteignent partout le seuil de mobilisation et de mise en suspension du matériel végétal transitant dans la Gironde. Ceci favorise la capacité des débris végétaux à être emporté et transporté assez facilement par les courants tidaux. Cependant, la vitesse de chute élevée témoigne de **l'existence probable des nombreux cycles de dépôt / suspension au cours de leur déplacement.** Les déterminations des vitesses de chute en laboratoire n'ont pas tenu compte de la nature des fonds, constitués majoritairement de sédiments cohésifs dans la partie amont et centrale de l'estuaire. **La coexistence des débris végétaux et des fortes concentrations en MES, voire de crème de vase, a probablement des répercussions significatives dans leur capacité de mouvement.**

Les campagnes de terrain mensuelles de 2010 à 2013 ont permis de suivre l'évolution spatio-temporelle du matériel végétal allochtone dans l'estuaire central. L'analyse de ce suivi montre que la **dynamique de transport suit un comportement de type « flux-pulsé »**, le facteur déclenchant étant une crue hivernale. La concentration des débris végétaux dans l'estuaire central augmente alors d'un facteur 6 à 10 dans les zones amont ou aval de l'estuaire central respectivement. Il y a donc une sensibilité plus accentuée de la zone aval de l'estuaire central (PK 52) aux effets d'une crue par rapport à la zone amont (PK 30). Toutefois, les données montrent

qu'il y a un blocage des débris végétaux quasi permanent dans l'estuaire amont ou central en fonction des débits.

Il existe donc un lien entre l'intensité des crues hivernales et la présence de débris végétaux dans l'estuaire central. Les perturbations des tambours filtrants du CNPE coïncideraient avec les fluctuations « massives » des débris végétaux dans la colonne d'eau. **La vitesse de déplacement des débris végétaux entre la limite amont de l'estuaire et le CNPE serait de 2 et 7 km par jour pour une crue supérieure à 4000 m³.s⁻¹.** Par ailleurs, la crue de 2009 (autour de 6000 m³.s⁻¹), susceptible d'être directement liée aux AAR du CNPE quelques jours après, a été simulée par modélisation numérique hydro-sédimentaire (Straubhaar 2012). Les remontées de trajectoire entre le moment où des événements de colmatage s'étaient produits et la date du pic de crue ne confirment pas la **provenance** exacte des **débris végétaux**, mais **signalent la Dordogne comme source privilégiée**, et plus spécifiquement, la zone en amont des limites du modèle, c'est-à-dire, au-delà de Pessac sur Dordogne.

Les **évolutions hydrologiques récentes indiquent une tendance à une** salinisation de l'estuaire, à une diminution des débits et à une remontée du bouchon vaseux vers les sections fluviale. Dans un tel contexte, les implications d'une dynamique de transport « flux pulsé » dans l'estuaire de la Gironde pourraient être un **blocage préférentiel du matériel végétal dans les sections fluviales de l'estuaire**. Les crues seraient alors à l'**origine de la remobilisation d'une plus grande quantité de débris végétaux et de flux vers l'estuaire central potentiellement plus prononcés/aigus**. Cette masse de débris végétaux qui arriverait ainsi dans la zone autour des prises d'eau du CNPE créerait des risques accrus de colmatage.

Enfin, le mécanisme **d'arrivée de débris végétaux aux tambours filtrants du CNPE** semble être **régulé**, dans un premier temps, **par le régime hydrologique fluvial** et, dans un deuxième temps, par les conditions hydrodynamiques locales.

Une fois que les débris végétaux sont constatés dans l'estuaire central, leur apparition dans les tambours de filtration suit les mêmes tendances que celles observées dans les eaux estuariennes. La marée favorise **l'arrivée de débris végétaux dans les filtres rotatifs lors de vitesses de courant maximales**, c'est-à-dire, à mi-marée et lors des vives-eaux. Les mesures *in situ* sont confortées par les enregistrements de rotation grande vitesse des filtres rotatifs, considérés comme des indicateurs de perturbations des filtres. Leur occurrence se produit majoritairement entre 3 et 1 heure avant la basse mer. Si, en règle générale, la quantité maximale des débris végétaux sortant par les rampes de lavage est constatée 3 heures avant la basse mer, moment où leur entrée dans les tambours filtrants est aussi maximale, il a été vu comment un décalage temporel de cette tendance (1 ou 2 heures) peut être associé à **l'origine des perturbations dans le système de filtration**. Ce fait signale l'apparition d'un **phénomène d'accumulation des débris végétaux dans la surface filtrante** mais qui n'est pas expliqué ni explicable exclusivement en termes quantitatifs.

« Le monde est un casse-tête que chaque un d'entre nous arme de manière différente »

David Viscott (1938-1996) ; psychiatre américain, écrivain, professeur.

CONCLUSION :

Synthèse et perspectives

1.	Le Sar : nature, origine et évolution temporelle.....	228
1.1.	Débris végétaux ou Sar	228
1.2.	Quelle est l'origine des végétaux ?.....	228
1.3.	Le matériel foliaire automnal peut-il être à l'origine du Sar?.....	229
2.	Dynamique de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde	230
2.1.	Comment s'opère le transit des débris végétaux ?.....	230
2.1.1.	Le point de départ : la chute automnale dans les bassins versants.....	230
2.1.2.	Quand les débits fluviaux sont faibles.....	231
2.1.3.	Quand les débits fluviaux sont moyens.....	232
2.1.4.	Quand les débits fluviaux sont forts à très forts	232
2.1.5.	Existe-il une possibilité de stockage ou des zones de dépôt dans l'estuaire?	235
3.	Le mécanisme de colmatage de la maille filtrante des tambours rotatifs du CNPE	236
3.1.	Comment se produisent les colmatages si les concentrations de débris végétaux sont faibles à proximité du CNPE ?.....	236
3.2.	Les colmatages sont-ils dus à un problème exclusivement quantitatif ?.....	237
3.3.	Comment les débris disparaissent-ils ? Par expulsion ou par dégradation ? Existe-il un mécanisme d'expulsion à l'embouchure ? Et sur quelle échelle de temps ?.....	238
4.	Evolution potentielle des apports de débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde.....	239
5.	Perspectives	240

Le fonctionnement du CNPE du Blayais (estuaire de la Gironde) est régulièrement perturbé par des débris végétaux à la dérive qui colmatent les tambours filtrants de la source froide. L'enjeu principal de cette thèse était de définir la nature et la dynamique d'apport et de transit de ces débris végétaux dans l'estuaire afin de comprendre les facteurs favorisant le mécanisme de colmatage lui-même.

La conclusion comprend la synthèse de ce travail autour de quatre thèmes :

- Le Sar : nature, origine et évolution temporelle,
- Le cycle de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde,
- Le mécanisme de colmatage de la maille filtrante des tambours rotatifs du CNPE,
- L'évolution potentielle des apports de débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde.

Les résultats acquis et les hypothèses qui en découlent alimenteront ensuite les perspectives abordées selon les secteurs identifiés comme critiques dans la dynamique des débris végétaux et de leur nuisance possible :

- Bassins versants et sections fluvio-estuariennes de l'estuaire,
- Estuaire central,
- CNPE du Blayais.

1. Le Sar : nature, origine et évolution temporelle

Cette section s'appuie essentiellement sur les chapitres 3 et 4.

1.1. Débris végétaux ou Sar

Trois composantes majeurs de végétaux terrestres (feuilles, chaumes de graminées et racines) composent la masse de débris végétaux prélevés dans les eaux de l'estuaire et dans celles de lavage des tambours rotatifs du CNPE.

Si, d'une façon générale, l'appellation « débris végétaux » est utilisée pour faire référence à la masse végétale brute, le mot « Sar » (fraction végétale responsable des colmatages au CNPE) désigne les fragments de matériel foliaire de couleur noire et de taille réduite (<10 mm) qui transitent dans les eaux estuariennes. Cette composante feuillue est issue principalement de plusieurs espèces de plantes dicotylédones: celles caducifoliées comme *Populus spp.* (peuplier), *Salix spp.* (saule), *Platanus spp.* (platane), *Alnus spp.* (aulne) et une espèce marcescente, *Quercus sp.*(chêne). La couleur noircie du sar reflète un état de décomposition avancé des tissus végétaux.

1.2. Quelle est l'origine des végétaux ?

Les abords des cours d'eau latéraux au territoire estuarien sont colonisés par des boisements mixtes, d'abondance modérée à faible, dominés par des feuillus, mais l'hydrologie de ce réseau ne semble pas être suffisant pour permettre des transferts efficaces de ce matériel. Par ailleurs, la présence notable de marais étendus dans tout l'estuaire, dédiés à l'agriculture céréalière, confirme la faible contribution de la végétation des berges aux flux de débris végétaux transitant dans les eaux de la Gironde. En conséquence, l'étude devait se concentrer sur les bassins versants de la Garonne et de la Dordogne où se trouve une ripisylve plus importante.

Cette hypothèse ciblant l'origine du Sar dans les bassins versants est appuyée par les travaux de Strubhaar (2012) qui, à travers la modélisation des conditions hydrodynamiques dans l'estuaire de la Gironde (modèle numérique Telemac), a simulé la crue de l'année 2009. Cette crue était potentiellement liée aux AAR (Arrêt Automatique du Réacteur) du CNPE, qui avaient eu lieu une dizaine de jours après. Les remontées de trajectoire entre le moment des événements de colmatage et la date du pic de crue n'ont pas pu confirmer la provenance exacte des débris végétaux, mais signalent la Dordogne comme la source privilégiée, et plus spécifiquement, indiquent la zone en amont des limites du modèle, c'est-à-dire, au-delà de Pessac-sur-Dordogne.

Bien que les résultats du modèle pointent uniquement la Dordogne, le bassin versant garonnais ne peut être ni écarté ni négligé, car sa surface est plus étendue que celui de la Dordogne. De même, la lame d'eau associée à l'écoulement fluvial augmente la magnitude et l'efficacité des transferts. En outre, dans le paysage fluvial des secteurs moyens et aval de la Garonne, il existe une implantation plus marquée de boisements cultivés, essentiellement des peupleraies, qui coexistent avec des formations boisées traditionnelles, souvent âgées et déperissantes, ce qui doit contribuer au bilan total des apports automnaux.

Par ailleurs, au sein de ces deux bassins, un réseau important de retenues de barrages hydroélectriques modifie les débits et les transferts de matériel solide associés (matières en suspension, matériel particulaire grossier...) à un degré encore inconnu, dont les impacts n'ont

pas été abordés dans cette thèse. Or, si la rétention (ou la disponibilité) des apports végétaux dans les zones amont est corrélée avec l'hydrologie, la section moyenne de la Dordogne devrait garder un stock plus notable que celui de la Garonne puisque la régulation du régime hydrologique imposée par le réseau de barrages est plus stricte en Dordogne qu'en Garonne. L'augmentation des déconnexions des bras morts du cours principal résultant des faibles débits est une réalité et elle contribue à favoriser le stockage foliaire en amont.

Par ailleurs, au cours des dernières décennies, la Garonne a connu une perte de débit moyen annuel plus accentuée que dans le cas de la Dordogne, encore plus accusée si la période automnale seule est considérée. Ceci a dû modifier les transferts de litière depuis le bassin versant de la Garonne et notamment favoriser l'accroissement de la quantité de biomasse végétale pouvant être accumulée dans les zones adjacentes au cours d'eau principal des sections moyenne et aval en périodes automnale et hivernale.

Enfin, les zones considérées comme émettrices de débris végétaux doivent être circonscrites majoritairement dans les sections moyennes des bassins versants de la Garonne et de la Dordogne. Ces zones sont caractérisées par des boisements denses, diversifiés et d'épaisseurs variables, et sont des sections sensibles à la montée des débits fluviaux.

Pour ces différentes raisons, privilégier l'un de ces deux bassins versants comme source prépondérante de débris végétaux ne peut être définitivement conclu à l'issue de ce travail.

1.3. Le matériel foliaire automnal peut-il être à l'origine du Sar?

Les apports foliaires ripariens ou des couvertures forestières des bassins versants, susceptibles d'entrer dans le système estuarien, englobent une variété de caractéristiques structurales. Ces dernières, en plus des paramètres biotiques et abiotiques, vont influencer le temps de transformation vers leur produit de dégradation.

L'étude de la cinétique de dégradation des feuilles menée dans cette thèse est la première expérience, basée sur la technique *litter-bag*, conduite dans un estuaire macrotidal hyper-turbide. Elle a permis d'obtenir les temps de persistance (exprimés en « temps de demi-vie » : le temps nécessaire pour la perte de la moitié de la masse initiale) de trois espèces représentatives des bassins versants en fonction de trois contextes hydro sédimentaires différents. Ces temps sont toujours inférieurs à l'année, compris entre 1 et 4 mois selon les espèces considérées, plus ou moins résistantes. De plus, les **cinétiques de dégradation sont directement corrélées au milieu d'incubation (pleine eau avec ou sans courant, crème de vase)**, que peut rencontrer la fraction végétale en transit dans l'estuaire (Figure 1). Ceci démontre que toute variation hydrodynamique ou morphologique en Gironde aura des conséquences sur la persistance des feuilles et leur cinétique de dégradation.

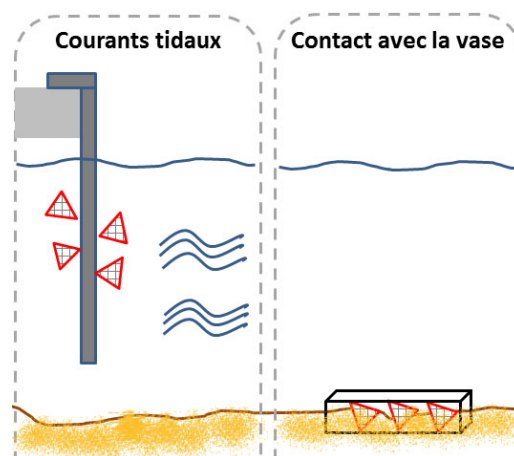


Figure 1: Schéma conceptuel de la dégradation de matériel foliaire : (gauche) les courants tidaux induisent une augmentation de sa cinétique de dégradation (+ 30%) ; (droite) en contact avec les dépôts de vase, la cinétique de dégradation du matériel foliaire diminue (-50%).

Un autre paramètre peut influencer les cinétiques de dégradation du matériel foliaire: la température, qui, si elle augmente, provoque une accélération de ce processus, notamment pour les espèces réfractaires. Ceci peut influencer le stock annuel, en accélérant la dégradation des débris végétaux, renouvelés en automne, avec l'augmentation des températures printanières et estivales.

Enfin, l'analyse des échelles de temps associées aux processus de dégradation du matériel végétal, obtenues dans ce travail, permet d'affirmer que le mécanisme d'apparition de Sar dans l'estuaire est relativement court (quelques mois) et qu'il démarre lors de la saison automnale.

2. Dynamique de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde

Cette section s'appuie essentiellement sur le chapitre 5.

2.1. Comment s'opère le transit des débris végétaux ?

2.1.1. Le point de départ: la chute automnale dans les bassins versants.

Les bois riverains de la Garonne et de la Dordogne sont caractérisés par une forte production de litière, supérieure à celle d'autres forêts caducifoliées des régions de climat tempéré froid. La rétention des apports de matière végétale automnale constitue un processus intrinsèquement lié aux caractéristiques du fleuve et du matériel feuillu. L'hypothèse retenue est que les débits fluviaux sont les vecteurs majeurs régissant les apports et le transport de matériel solide. Cela implique que le mécanisme de rétention de matériel issu du bassin versant dans le lit des fleuves, ou déposé sur leurs berges, est inversement proportionnel aux écoulements fluviaux capables de l'emporter. Réciproquement, le mécanisme de descente et de re-distribution des apports végétaux automnaux sont donc dominés dans un premier temps, par les débits fluviaux, et, une fois arrivés dans les eaux estuariennes, par la combinaison de la marée et de l'hydrologie fluviale.

Selon cette hypothèse, et en faisant abstraction du stock potentiel (ripisylve, couverture forestière) de débris végétaux de ces deux bassins versants (Garonne; Dordogne), *la Garonne devrait être le vecteur principal du transport de matériel végétal depuis les sources jusqu'au CNPE, et donc, du déplacement de matériel végétal dans l'axe longitudinal de l'estuaire*. Toutefois, ceci doit être modulé par l'importance des apports respectifs en matière végétale de ces cours d'eau, qui ne sont pas chiffrés. Il n'est pas possible à l'issue de ce travail d'établir précisément si la source Garonne ou Dordogne est dominante dans ces apports de végétaux. Toutefois le facteur hydrologique est important à retenir, les débits de la Gironde, dominés par les apports de la Garonne, doivent favoriser un déplacement rapide des débris végétaux, indépendamment de leur source, depuis Bec d'Ambès vers le centre de l'estuaire (« effet poussoir »).

En effet, la Garonne constitue en moyenne 2/3 du débit fluvial total, et 3/4 lors des crues hivernales majeures de la dernière décennie. Dans un contexte de diminution des débits automnaux et de la fréquence des crues de la Garonne lors des dernières décennies, cela peut se traduire par une modification du rythme des apports, avec des conditions favorables aux apports moins fréquents, mais plus importants quand ils ont lieu.

Enfin, c'est le comportement hydrologique qui détermine la dynamique de transport de la biomasse végétale susceptible de descendre vers l'aval : soit en continu (progressivement), soit de façon pulsée (« flux pulsé »).

Ce travail a permis de proposer un schéma de transport du matériel végétal depuis les rivières, selon des critères hydrologiques détaillés comme suit et schématisé sur la figure 2.

2.1.2. Quand les débits fluviaux sont faibles...

Lorsque les débits fluviaux sont faibles ($<400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$: Garonne+Dordogne), pendant la période automne-hiver, les débris végétaux sont peu présents dans l'estuaire central. Ce travail permet de proposer deux raisons pour expliquer cette observation.

La première, étayée par une investigation de terrain réalisée en Dordogne, concerne l'existence de dépôts de feuilles dans les lits des cours d'eau, liés à l'absence de débits moyens et/ou forts au cours de l'année hydrologique précédente. Si ce matériel feuillu accumulé n'a pas été emporté par le courant, cela implique que l'intensité et la durée de l'étiage ne permettent pas de remettre en suspension et d'entraîner ce matériel végétal déposé sur les rives ou sur les plaines alluviales adjacentes au fleuve.

La deuxième explication, qu'une unique campagne de carottage dans la Dordogne tidale n'a toutefois pas permis de prouver, consisterait dans l'existence d'une accumulation de matériel végétal fluvial dans la zone de confrontation amont des eaux fluviales et marines (sections fluvio-estuariennes). Ce stockage devrait être largement favorisé dans cette interface, de préférence aux autres zones soumises au régime tidal, car c'est la zone qui reçoit directement les apports de l'amont, alors que la descente vers l'aval à partir de cette zone devient spécialement lente lorsque l'hydrologie fluviale est faible. Ces secteurs de confrontation des masses d'eau présentent le plus souvent une turbidité très élevée avec l'apparition de crème de vase. Son caractère anoxique

ralentit la dégradation du matériel foliaire susceptible de s'y déposer, idée qui renforce le concept d'accumulation possible tout au long des sections fluviales.

2.1.3. Quand les débits fluviaux sont moyens...

Quand les débits fluviaux, lors de la période automne/hiver sont compris entre 400 et 1200 m³.s⁻¹, la descente du matériel foliaire, dont celui temporairement déposé dans le lit des fleuves, est assez efficace jusqu'à l'arrivée dans la zone de balancement de marée. Le suivi conduit de 2010 à 2013 dans l'estuaire central confirme cette arrivée des débris végétaux. Au niveau du Bec d'Ambés (PK30, limite amont de l'estuaire central), la concentration de fraction végétale est détectable et d'un ordre de grandeur supérieur à celle mesurée 20 km en aval aux environs du CNPE, où elle est souvent négligeable. Ceci témoigne de la proximité des sources de débris végétaux en amont.

L'hypothèse, proposée pour expliquer ces faits, est basée sur l'interaction probable du matériel foliaire avec l'hydrologie et les matières en suspension (MES), de nature cohésive, dans l'estuaire amont. Une fois le matériel soumis aux courants tidaux, il connaît des cycles de dépôt et de remise en suspension, similaires à ceux des MES. La coexistence des débris végétaux et des MES peut compromettre la dynamique propre du matériel végétal, en rendant plus difficile sa remise en suspension. Ce phénomène a pour effet de prolonger son temps de persistance dans le système.

Cette situation type « débit moyen » représente le cas de distribution des débris végétaux le plus fréquemment observé lors de cette thèse.

2.1.4. Quand les débits fluviaux sont forts à très forts

Les débits fluviaux forts ou très forts (> 1200 m³.s⁻¹), en hiver ou début de printemps, permettent l'arrivée et la présence des débris végétaux dans l'estuaire central, voire aval. L'intensité des débits fluviaux régit strictement le temps de transit depuis l'amont et l'intensité des concentrations dans l'estuaire.

A titre d'exemple, le décalage temporel entre le pic de crue en 2013 (4000 m³.s⁻¹) et la présence maximale de débris végétaux au PK52 est de 2 mois. Au-delà de ce seuil de débits, le temps d'arrivée décroît de manière non linéaire, tendance établie à partir de l'historique des enregistrements des événements de colmatage au CNPE suite à des crues hivernales. A mesure que l'intensité de la crue augmente, le temps d'arrivée à l'estuaire central décroît d'une manière plus accusée. Le cas le plus rapide enregistré correspond à la crue survenue en 2009 (6060 m³.s⁻¹), qui a provoqué des AAR au CNPE 17 jours après.

Pour des crues supérieures à 4000 m³.s⁻¹, il y a ainsi une réponse directe entre l'intensité du débit et la vitesse du déplacement des débris végétaux dans l'estuaire, et ainsi une forte probabilité d'arrivée massive de débris végétaux. Pour les crues de moindre importance (<4000 m³.s⁻¹), la prévision du temps d'arrivée au CNPE en fonction du débit est moins nette.

Par ailleurs, le suivi mensuel a permis d'observer l'augmentation des concentrations en débris végétaux qu'une crue peut induire dans les eaux de l'estuaire central. Contrairement au postulat de départ, cet accroissement est plus prononcé aux alentours du CNPE que dans la zone de confluence de la Garonne et la Dordogne. Une explication serait l'existence d'un accroissement de l'efficacité du mécanisme de transport depuis l'amont jusqu'à l'estuaire central au moins. De manière métaphorique, une crue pourrait être considérée comme « un pont » qui lie les parties amont et aval de l'estuaire, permettant une évacuation en continu. En absence de crue, cette communication est bloquée, du fait du fonctionnement hydrodynamique de l'estuaire soumis à l'influence de la marée.

Lors d'une crue, le transfert de débris végétaux depuis l'amont doit s'opérer dans les eaux de surface, lesquelles circulent :

- préférentiellement par la rive droite, qui est plus dessalée que la rive gauche au niveau de l'estuaire central (au moins jusqu'au PK 52) ;
- pendant une durée de temps de jusant plus longue formant une lame d'eau douce au-dessus des eaux salines qui remontent par le fond lors du flot en direction opposée.

Un transport plus efficace est en accord avec la nature des débris végétaux fluctuants autour du CNPE, comme observée après la crue de 2013. De par la comparaison des caractéristiques biogéochimiques des collectes avant et après la crue, le matériel végétal post-crue dans l'estuaire central témoigne d'un niveau de dégradation moindre et comprenait des fractions de taille supérieure (> 3 mm, spécifique de la maille des tambours de filtration). C'est l'unique période (2013) où cette fraction grossière a été détectée lors du suivi estuarien mensuel mené dans cette thèse.

Ces résultats confortent l'idée d'un transport rapide et direct des débris végétaux depuis les bassins versants, sans étapes estuariennes intermédiaires.

En résumé, toutes ces observations permettent de confirmer que la dynamique de transport des débris végétaux suit un comportement de « flux-pulsé », avec la présence nécessaire d'une crue hivernale, voire de début de printemps, comme facteur déclenchant et régulant.

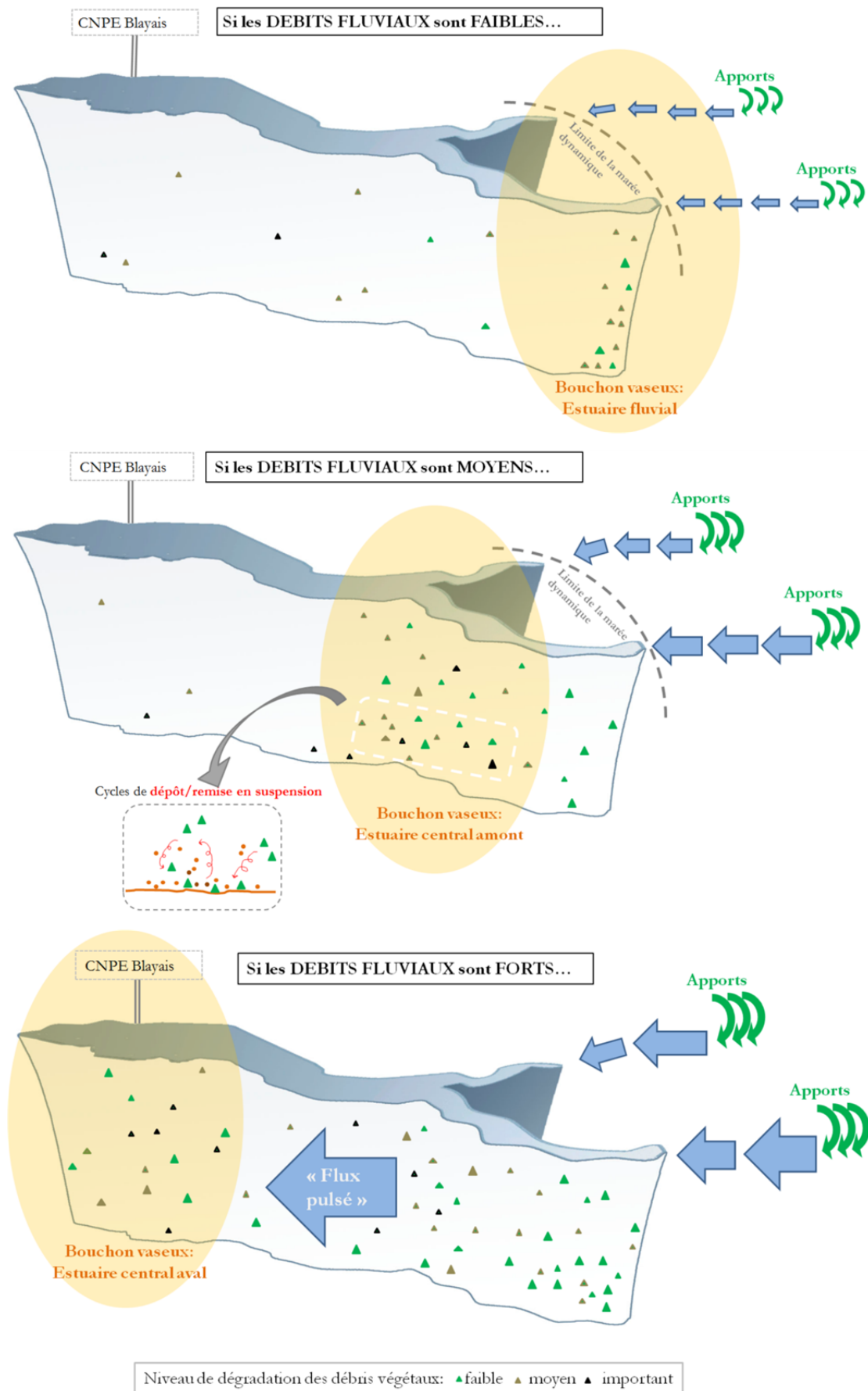


Figure 2: Schéma conceptuel du transport des débris végétaux dans l'estuaire.

2.1.5. Existe-il une possibilité de stockage ou des zones de dépôt dans l'estuaire?

Ce concept d'apports pulsés de débris végétaux depuis les sources amont n'est pas favorable à l'hypothèse de zones de stockages temporaires au sein de l'estuaire, avancée par les études antérieures et dont aucune localisation n'a été clairement mise en évidence.

Les chenaux de navigation, même s'ils constituent les sections à travers lesquelles doivent circuler les quantités maximales de matériel végétal, ne sont pas à priori des zones favorables à une accumulation ou des dépôts du fait des fortes vitesses de courant y circulant et des opérations régulières de dragages pour l'entretien du chenal.

Hors des voies de navigation, une campagne réalisée en mars 2011 par IX-Survey, en collaboration avec EDF R&D, visait à vérifier la possibilité de dépôts de débris végétaux près du CNPE, dans l'aire immédiatement en amont, par méthode acoustique (Germond, 2011). Les résultats ont révélé des fonds de nature très homogènes, type crème de vase, et exempte de débris. Simultanément, aucune des méthodes acoustiques déployées n'a démontré la présence de débris en suspension dans la colonne d'eau. Ce résultat était en accord avec les prélèvements (filet) qui n'ont révélé aucune présence de débris végétaux. Il est à noter que cette même année le CNPE n'a pas enregistré de perturbations dans la source froide. Néanmoins, cette campagne a permis d'améliorer la connaissance de la nature et de la morphologie des fonds, mettant en évidence l'existence de mega-rides perpendiculaires à la rive (0,6 m de hauteur et 5 m de longueur d'onde). Ce type de corps sédimentaire pourrait éventuellement servir de piège très ponctuel, par exemple à l'échelle de temps de la marée semi-diurne, des débris végétaux qui arrivent dans ce secteur emportés par la crue. La morphologie des fonds retiendrait éventuellement les débris végétaux, en augmentant donc leur quantité dans la colonne d'eau après leur remise en suspension. Par ailleurs, dans la zone d'aspiration des prises d'eau, des modèles numériques développés par EDF R&D ont permis de mettre en évidence les phénomènes hydrauliques au sein des prises d'eau et d'y optimiser le dragage, réduisant ainsi les concentrations à l'aspiration de plus de 50% (Issa et al. 2010).

Il est à noter que les systèmes de détection, basés sur l'imagerie acoustique, se sont révélés efficaces pour l'observation de la colonne d'eau, mais leur utilisation (notamment celle des caméras acoustiques) n'a pas été probante en raison de la visibilité réduite et la saturation évidente induite par la très forte turbidité des eaux. De plus, l'absence de débris végétaux dans la zone lors de la campagne a empêché d'aller plus loin dans la performance et la mise au point de cette méthodologie basée sur des moyens acoustiques.

3. Le mécanisme de colmatage de la maille filtrante des tambours rotatifs du CNPE

Cette section s'appuie essentiellement sur le chapitre 5.

3.1. Comment se produisent les colmatages si les concentrations de débris végétaux sont faibles à proximité du CNPE ?

Les prises d'eau du CNPE servant à aspirer l'eau nécessaire pour satisfaire les besoins du circuit de refroidissement sont situées dans la colonne d'eau à environ trois mètres de profondeur. Habituellement, dans un contexte hydrologique moyen, l'eau dans cette zone présente une quantité de débris végétaux très faible, voire inexistante. Cependant, deux paramètres peuvent modifier la quantité des débris végétaux présents dans les eaux et leur qualité: une crue provenant des bassins versants, vecteur d'apport et de transport de ce matériel végétal, ou la remise en suspension des débris végétaux éventuellement déposés sur les fonds, phénomène favorisé principalement par les courants tidaux ou par l'action du vent.

- Crue:

Il se produit alors une dynamique de transport des débris végétaux dans l'estuaire en « flux pulsé » car, d'une part, la montée des eaux dans les zones ripariennes et/ou inondables des bassins versants lors d'une crue génère la remobilisation des débris végétaux demeurant sur ces zones adjacentes au lit principal et, d'autre part, les eaux à courantologie rapide provoquent leur déplacement rapide vers l'aval.

Le flux pulsé a été étudié selon différentes approches :

- a) mesures in situ (eaux estuariennes) : la crue de 2013 a provoqué une augmentation de concentration des débris végétaux dans la zone du CNPE (x10 fois) ainsi qu'une augmentation de la taille (fractions supérieures à 3mm), dimensions critiques pour les colmatages des tambours.
- b) estimation théorique des apports lors d'une crue : la concentration des débris végétaux qui entrent à l'estuaire lors d'une crue est estimée à 5 fois celle enregistrée lors des débits moyens à faibles.

De la comparaison de ces deux approches, il ressort que :

- i) les quantités de débris végétaux obtenues sont du même ordre de grandeur ;
- ii) le degré d'accroissement de concentration de débris végétaux lors d'une crue reste encore du même ordre de grandeur.

Par ailleurs, en vue de tenter de relier la quantité des débris végétaux présents dans l'estuaire central à celles provoquant des perturbations au CNPE, un calcul exploratoire a été mené pour estimer la concentration des débris végétaux contenus dans les eaux entrantes requise pour provoquer un colmatage. Il indique que, malgré l'apparente faible concentration des débris végétaux mesurée dans la colonne d'eau lors de la crue de 2013, cette dernière est très proche de celle requise pour colmater un tambour filtrant du CNPE.

En résumé, les débris végétaux transportés par une crue sont suffisantes pour générer des colmatages au CNPE.

- Remise en suspension : courants tidaux et vent.

La remise en suspension des dépôts sédimentaires augmente la quantité de débris végétaux fluctuant dans la colonne d'eau. Ce mécanisme est favorisé notamment par les courants tidaux ou par l'action du vent sur la zone.

a) Courants tidaux

Au cours d'un cycle de marée semi-diurne, les courants de mi-marée favorisent la présence de débris végétaux dans la colonne d'eau, notamment lors du mi-jusant. A l'échelle bimensuelle, alors qu'en mortes-eaux, les eaux profondes sont systématiquement plus concentrées en débris végétaux que celles de surface, lors de vives-eaux cette règle est transgressée. De plus, les fractions végétales feuillues de dimensions les plus larges ($>3\text{mm}$), qui sont problématiques pour le CNPE, apparaissent dans la colonne d'eau, quand les vitesses de courant sont maximales, lors des vives-eaux.

Tenant compte du comportement physique des débris végétaux, il a été estimé que le temps approximatif pendant lequel les débris végétaux restent déposés sur le fond n'excède pas 6% du temps d'un cycle de marée semi-diurne, même lors des mortes-eaux. Les débris végétaux sont en suspension dans la colonne d'eau la majorité du temps.

b) Vent

Le vent est un paramètre important car, d'après notre étude théorique, les vagues qu'il peut induire dans la zone du CNPE peuvent contribuer à l'augmentation de la contrainte de cisaillement sur le fond, responsable de la remise en suspension des débris. Cependant, l'action du vent et des vagues n'a pas pu être démontrée clairement lors d'évènements de colmatage.

Une fois que les débris végétaux sont transportés lors d'une crue jusqu'à l'estuaire central, leur apparition dans les tambours de filtration suit les mêmes tendances que celles observées dans l'hydrodynamique des eaux estuariennes. La marée favorise l'arrivée de débris végétaux dans les filtres rotatifs lors de vitesses de courant maximales, c'est-à-dire, à mi-marée (de jusant) et lors de vives-eaux. L'action locale du vent, peut effectivement contribuer à renforcer cet effet des courants tidaux, mais nous n'avons pas pu le mettre en évidence au-delà des calculs théoriques.

3.2. Les colmatages sont-ils dus à un problème exclusivement quantitatif ?

Certes, les colmatages se produisent lors d'un accroissement de matériel végétal en termes quantitatifs, mais tout indique que les propriétés structurales jouent un rôle important associé directement à la difficulté rencontrée par le système de nettoyage des tambours de filtration en présence de matériel foliaire :

D'une part, l'apparition de phénomène d'accumulation des débris végétaux sur la surface filtrante des tambours est justifiée en termes quantitatifs, mais non comme un paramètre exclusive, comme montrent les mesures du CNPE corrélées avec l'historique des vitesses de rotation des tambours.

D'autre part, en cohérence avec le mécanisme de transport décrit précédemment, les colmatages seront dus à des débris de matériel foliaire déplacés par « flux pulsé », dont leur état de dégradation est relativement moins avancé que celui des débris présents habituellement dans la zone des prises d'eau.

3.3. Comment les débris disparaissent-ils ? Par expulsion ou par dégradation ? Existe-il un mécanisme d'expulsion à l'embouchure ? Et sur quelle échelle de temps ?

Dans le travail sur le terrain abordé dans cette thèse, le PK 52 est pris comme la limite aval de notre zone d'étude. Cependant, des échantillons de débris végétaux prélevés à l'embouchure de l'estuaire, fournis par l'IRSTEA, ont révélé des concentrations maximales dans leurs prélèvements du mois de février 2013 menés sur la rive droite (Meschers, PK 90), et qui présentent une vitesse de déplacement dans l'estuaire comprise dans l'intervalle de temps que nous avons déterminé (2-7 km par jour). Ceci prouve qu'effectivement les débris végétaux provenant des bassins versants sont capables d'atteindre l'embouchure une vingtaine de jours après un pic de crue, sachant qu'une part de ces débris végétaux reste vraisemblablement encore bloquée en transit dans l'estuaire central (effet des marées).

L'estimation du temps de résidence des débris végétaux dans l'estuaire est très complexe, mais il est légèrement inférieur à celui attribué aux MES, entre 5 et 13 mois en fonction de la capacité de renouvellement des eaux imposée par les débits fluviaux.

Au-delà de la zone proche au CNPE, les débris végétaux pourront être emportés jusqu'à l'embouchure, mais avec un déplacement notamment plus lente dû à l'intrusion saline. En raison des processus de dégradation auxquels les débris végétaux sont soumis dans cette période de temps (cinétiques de dégradation maximales dans la colonne d'eau, où ils passent la quasi-totalité de leur temps), la décomposition (solubilisation, minéralisation, ou formation de débris végétaux de tailles micrométriques) apparaît comme le facteur principal à l'origine de la disparition des débris végétaux dans la zone autour du CNPE.

Le devenir de ces débris végétaux sera: soit une dégradation, variable selon les espèces, qui fera qu'ils ne seront plus gênants pour le CNPE, ou une expulsion vers les régions côtières lors de contexte favorable (crue + vives-eaux).

4. Evolution potentielle des apports de débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde

Ce travail a validé l'hypothèse que la dynamique d'apports et de transport des débris végétaux dans l'estuaire de la Gironde suit un comportement de type « flux pulsés », fortement tributaire des débits fluviaux. Tout facteur susceptible d'affecter ce mécanisme devra être pris en compte pour prédire les tendances futures.

Les projections hydro-climatologiques pour la Région Aquitaine confirment une tendance à la baisse des débits fluviaux, déjà observée lors des deux dernières décennies. Les effets attendus sont notamment des situations d'étiage plus longues et tardives (Etcheber et al., 2013).

Par contre les prévisions relatives aux phénomènes de précipitations extrêmes sont encore imprécises, mais la tendance admise serait une augmentation du nombre et de l'intensité de ce type de phénomènes dans le monde.

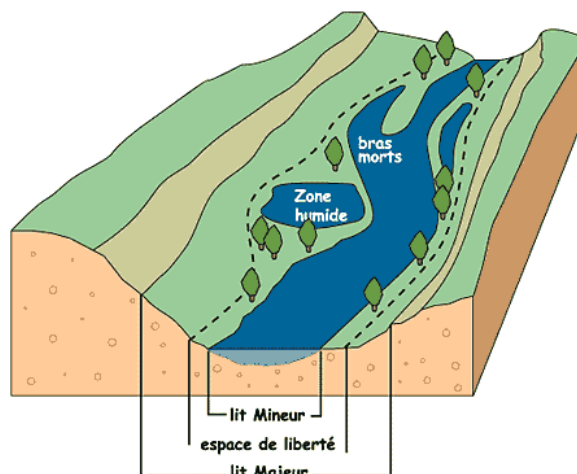


Figure 3: Illustration des limites des fleuves en fonction des débits: lit majeur et mineur (<http://www.espace-riviere.org>)

Si les débits fluviaux, vecteurs majeurs d'apport et de transport de matériel foliaire depuis leurs sources, tendent à diminuer lors de la saison automnale, la probabilité que les litières à l'automne restent dans les zones ripariennes et dans des bras déconnectés du cours d'eau principal sera plus élevée (Fig. 3). Au lieu d'apports diffus sur plusieurs semaines, ce matériel ne serait alors remobilisé que lorsque le lit majeur est inondé. La conséquence serait alors des crues charriant des flux de débris végétaux encore plus prononcés, capables de transiter directement jusqu'à l'estuaire central. Cette évolution possible doit être prise en compte, car elle conduirait à des risques accrus pour le fonctionnement du CNPE, même à des débits $< 4000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Une autre conséquence du stress hydrique est à la base d'autre évolution, mais à plus longue échelle : le remplacement des essences à bois tendre (plus rapidement dégradables) par des essences à bois dur (vitesse de dégradation plus lente).

De plus, une incidence indirecte du changement des débits concerne la remontée du bouchon vaseux vers les sections fluviales. Les tendances actuelles y indiquent une présence accrue en

durée, avec des concentrations de MES très fortes. Les implications sur le transport des débris végétaux devraient être un blocage de matériel végétal dans les sections amont. Ceci pourrait constituer une zone de piégeage de ce matériel, qui se dégraderait alors de façon lente, s'il y a enfouissement dans de la crème de vase, et qui pourrait être ensuite remobilisé à la fin des périodes d'étiage.

5. Perspectives

Suite à la synthèse de ce travail et afin de confirmer certaines hypothèses émises dans cette thèse, des études complémentaires sont proposées pour chacune des zones géographiques critiques pour la compréhension de la dynamique des débris végétaux dans le système fluvio-estuarien de la Gironde et les impacts sur le CPNE (Fig.4):

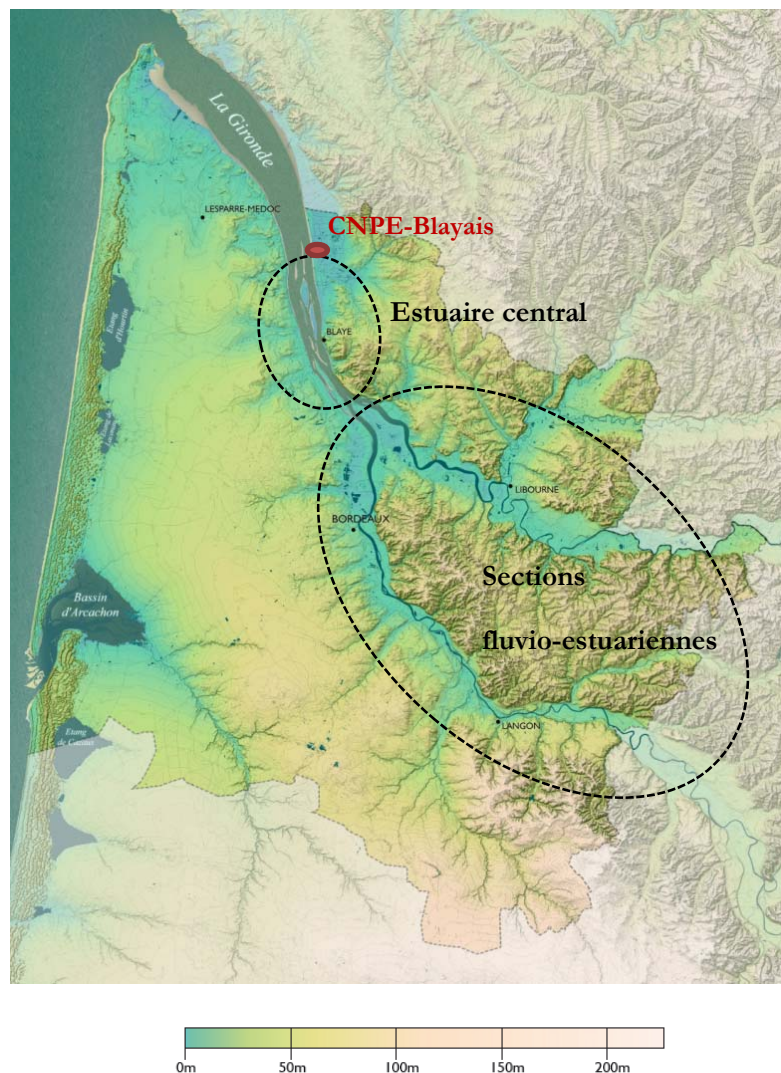


Figure 4: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (source: <http://atlas-paysages.gironde.fr/>).

a) Bassins versants et sections fluvio-estuariennes de l'estuaire :

- Avant d'entreprendre des travaux plus détaillés dans les bassins versants de la Garonne et de la Dordogne, il reste à définir **plus précisément les zones « sources » et/ou la contribution de matériel foliaire relative à chacun de ces cours d'eau**. En effet, les mesures de concentration de débris végétaux dans les eaux estuariennes obtenues dans cette thèse ont été limitées à la zone centrale de l'estuaire. En conséquence, il s'avère nécessaire de résoudre cette question à travers, soit de mesures terrain, soit d'autres approches adaptées, comme l'utilisation des marqueurs génétiques...) avant de cibler un bassin versant pour y approfondir l'étude de la dynamique des débris végétaux.

Dans l'hypothèse où les débris végétaux provenant de la **Dordogne** seraient, indirectement, les responsables principaux des colmatages au CNPE en termes d'apports, comme la simulation numérique de Straubhaar (2012) sur la crue de 2009 le suggérerait, il serait pertinent **d'intégrer la présence du réseau de retenues et barrages**, infrastructures négligées dans cette thèse, pour comprendre leur impact sur la quantité et la dynamique temporelle. Par exemple, dans les barrages du Tarn, le phénomène d'apparition de « gros paquets des feuilles noires » a déjà été mentionné (Travade, communication personnelle). Enfin, ce type de problématique reste encore très rarement abordée dans la littérature, ce qui constituerait une voie « nouvelle » à développer, intéressante pour l'ensemble de la communauté d'acteurs qui ont besoin de comprendre et de mesurer l'impact que ces structures entraînent, afin de minimiser les perturbations que leur présence provoque sur l'environnement.

Dans un deuxième temps, dans l'estuaire, il faudrait approfondir la simulation numérique (selon l'approche Straubhaar 2012) par des tests plus nombreux et représentatifs de différents contextes hydrologiques, comme par exemple, le printemps de 2011 où la Garonne seule a subi une augmentation forte du débit.

Dans les sections moyennes du fleuve, il faudrait développer une modélisation numérique des écoulements d'eau qui aiderait, elle aussi, à mieux comprendre les échelles de temps et les apports mis en jeu lors des processus de transport.

Dans l'hypothèse, à ne pas négliger, où la **Garonne** serait responsable des colmatages en termes d'apports, la stratégie qui consisterait à approfondir la connaissance des tributaires majeurs (Lot, Baïse, Gers, Tarn...), en utilisant le même type d'approches terrain et théoriques que celles décrites pour la Dordogne, rendrait possible la hiérarchisation de la contribution par tronçons.

b) Estuaire central :

- **L'intégration des caractéristiques physiques des débris végétaux transitant dans l'estuaire**, lesquelles ont été définies dans cette thèse, rendrait possible une **amélioration des simulations relatives à leur dynamique de transport** dans l'estuaire de la Gironde (obtenues à travers la modélisation hydrodynamique, Telemac). Ceci contribuerait à la détection (ou vérification) des zones préférentielles, probablement éphémères, de dépôt

et de mobilisation de débris végétaux, et de la trajectoire associée à leur transport dès leurs sources.

- Envisager un **système de prévision de risque de colmatages, basé sur des mesures en continu**, implique la prise en compte des échelles temporelles associées à la dynamique de transport des débris végétaux. En effet, si l'objectif du CNPE est de disposer d'une marge de temps suffisante pour anticiper l'arrivée de débris végétaux, ce laps de temps de prévision devrait, au moins, représenter 2 cycles de marée (1 jour). Sur la base d'une vitesse de déplacement des débris végétaux entre 2 et 7 km par jour (établie pour des crues comprises entre 4000 et 6000 m³.s⁻¹), il est raisonnable de considérer la zone **10 km en amont du CNPE comme l'endroit le plus adéquat/opportun pour l'installation d'un éventuel système de détection** de débris végétaux dans la colonne d'eau (autour du PK 43). **Les moyens acoustiques couplés à d'autres capteurs (marégraphe...), constituent probablement la voie la plus performante, voire la seule opérationnelle à l'heure actuelle, pour alerter des masses de débris végétaux transitant dans la zone, compte-tenu de la forte turbidité de cet estuaire.**

c) CNPE du Blayais :

- La mise en évidence, dans cette thèse, d'une accumulation de débris végétaux dans la maille des tambours qui n'est pas exclusivement expliquée en termes quantitatifs suggère la **nécessité d'améliorer les connaissances concernant l'efficacité du système de nettoyage de la maille filtrante** (des tambours rotatifs). Eventuellement, **il serait conseillé de renforcer ce processus de filtration** par des mécanismes capables de fonctionner **pendant des périodes très courtes** (durant 1-2 heures les plus critiques de chaque cycle de marée) **mais** avec une capacité de nettoyage supérieure ou plus **adaptée à une gamme plus large de matériel végétal foliaire**.
- **Renforcer la base de données** des quantités de débris végétaux présentes sur la maille des tambours de filtration **lors des périodes de colmatage** reste essentiel, malgré les limites évidentes pour l'acquisition de ce type de mesures, **en vue d'établir des seuils plus précis ou des consignes mieux ajustées**, relatives aux alertes de perturbations, après leur mise en relation avec les données environnementales. Par exemple, **ce travail de thèse a examiné et illustré les effets directs qu'une crue de 4000 m³.s⁻¹ avait entraînés sur les filtres rotatifs, alors que la consigne actuelle pour activer les protocoles de risques de colmatages est établie pour des crues au-dessus de 5000 m³.s⁻¹.**
- Au niveau des prises d'eau, l'installation d'un système de détection en continu des débris végétaux ne serait pas très efficace, dans une perspective opérationnelle, comme système d'alerte compte-tenu de la marge de manœuvre réduite. Toutefois, une étude plus poussée sur les éventuelles corrélations de ces enregistrements avec les conditions locales servirait à mieux comprendre l'occurrence des mécanismes d'arrivée de débris végétaux aux prises d'eau.

Références bibliographiques

- Abelho M (2001). From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The scientific world*. 1:656-80.
- Abelho M & Graça M (1996). Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*. 324:195-204.
- Aber JD & Melillo JM (1980). Litter decomposition: measuring relative contributions of organic matter and nitrogen to forest soils. *Canadian Journal of Botany*. 58:416-21.
- Abril G, Commarieu M-V, Etcheber H, Deborde J, Deflandre B, Živadinović MK, Chaillou G & Anschütz P (2010). In vitro simulation of oxic/suboxic diagenesis in an estuarine fluid mud subjected to redox oscillations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 88:279-91.
- Abril G, Etcheber H, Le Hir P, Bassoulet P, Boutier B & Frankignoulle M (1999). Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology and Oceanography*. 44:1304-15.
- Abril G, Nogueira M, Etcheber H, Cabéçadas G, Lemaire E & Brogueira MJ (2002). Behaviour of Organic Carbon in Nine Contrasting European Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54:241-62.
- Abril G, Riou SA, Etcheber H, Frankignoulle M, de Wit R & Middelburg JJ (2000). Transient, Tidal Time-scale, Nitrogen Transformations in an Estuarine Turbidity Maximum—Fluid Mud System (The Gironde, South-west France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 50:703-15.
- Aerts R (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*. 79:439-49.
- Allan JD, editor. Structure and function of running waters 1995.
- Allen GP (1972). Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.314pp.
- Allen GP, Salomon JC, Bassoullet P, Du Penhoat Y & de Grandpré C (1980). Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology*. 26:69-90.
- Allen GP, Sauzay G, Castaing P & Jouanneau JM (1977). Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde Estuary. *France Estuarine Processes*. 63-81.
- Anesio AM, Abreu PC & Biddanda BA (2003). The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56:197-201.
- Apostolaki ET, Marbà N, Holmer M & Karakassis I (2009). Fish farming impact on decomposition of *Posidonia oceanica* litter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 369:58-64.
- Arroita M, Aristi I, Flores L, Larrañaga A, Díez J, Mora J, Romani AM & Eloisei A (2012). The use of wooden sticks to assess stream ecosystem functioning: Comparison with leaf breakdown rates. *Science of The Total Environment*. 440:115-22.
- Arsuffi TL & Suberkropp K (1984). Leaf processing capabilities of aquatic hyphomycetes: interspecific differences and influence on shredder feeding preferences. *Oikos*. 42:144-54.

- Association Française des EPTB (2003). Etude monographique des fleuves et grandes rivières de France
Rapport - Association Française des EPTB.
- Baldy V, Gessner MO & Chauvet E (1995). Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river.
Oikos. 74:93-102.
- Bärlocher F (2005). Leaching. In: *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. 33-6.
- Batalla RJ & Vericat D (2009). Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows: implications for management in large Mediterranean Rivers. *River Research and Applications*. 25:297-314.
- Béguyer M (2009). Réponses d'une population aux forçages environnementaux et anthropiques: le suivi à long terme de la crevette Palaemon longirostris de l'estuaire de la Gironde (1979-2007). *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.250pp.
- Bellue G (2002). CNPE du Blayais. Etude des colmatages des tambours filtrants. *Rapport EDF R&D LNHE HP-75/02/019/A*.
- Benaouda A (2008). Dynamique saisonnier des sédiments en suspension dans l'estuaire de la Gironde: modélisation opérationnelle de la réponse aux forçages hydrodynamiques. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.
- Benfield EF (1997). Comparison of litterfall input to streams. Stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society* 16.
- Benfield EF (2007). Decomposition of leaf material. In: *Methods in stream ecology Second Edition Academic Press, San Diego, CA*. 711-20.
- Biggs RB & Howell BA (1984). Estuary as a Sediment Trap: Alternate Approaches to Estimating Its Filtering Efficiency. *The Estuary as a Filter, Academic Press, Orlando FL 1984 p 107-129, 2 fig, 4 tab, 61 ref X-003256-01*.
- Bocock KL & Gilbert OJW (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil*. 9:179-85.
- Boling RH, Petersen RC & Cummings KW (1975). Ecosystem modeling for small woodland streams. In: B.C. Patten, (ed.) *System Analysis and Simulation in Ecology*. Vol.3. Academic Press, Inc., New York.:601pp.
- Boling RH, Petersen RC & Cummings KW (1975). Ecosystem modeling for small woodland streams. In: B.C. Patten, (ed.) *System Analysis and Simulation in Ecology*. Vol.3. Academic Press, Inc., New York.:601pp.
- Bouchard V & Lefeuvre J-C (2000). Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. *Aquatic Botany*. 67:23-42.
- Boyer L, Pearson RG, Gessner MO, Barmuta LA, Ferreira V, Graça MA, Dudgeon D, Boulton AJ, Callisto M & Chauvet E (2011). A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*. 14:289-94.
- Brenon I & Le Hir P (1996). Modelling fine sediment dynamics in the Seine estuary: Interaction between turbidity patterns and sediment balance. *8th International Biennial Conference on Physics of Estuaries and Coastal Seas The Hague (The Netherlands)*.
- Bretschko G (1990). The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free of debris dams (Rirodat-Lunz study area). *Hydrobiologia* 203: 15-28. *Hydrobiologia*. 203.

- Budzinski H, Jones I, Bellocq J, Piérard C & Garrigues P (1998). Evaluation of the sediment contamination by PAHs in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*. 58:85-97.
- Canhoto C & Graça M (1998). Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verhandlungen-Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*. 26:990-3.
- Canhoto C & Graça MA (1996). Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia*. 333:79-85.
- Canton SP & Martinson RJ (1990). The Effects of Varying Current on Weight Loss from Willow Leaf Packs. *Journal of Freshwater Ecology*. 5:413-5.
- Carr A (1987). Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. *Marine Pollution Bulletin*. 18:352-6.
- Casas J & Gessner M (1999). Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. *Freshwater Biology*. 41:781-93.
- Casas JJ, Zamora-Muñoz C, Archila F & Alba-Tercedor J (2000). The effect of a headwater dam on the use of leaf bags by invertebrate communities. *Regulated Rivers: Research & Management*. 16:577-91.
- Castaing P & Allen GP (1981). Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Marine Geology*. 40:101-18.
- Castaing P, Jouanneau JM, Prieur D & Rangel-Davalos C (1984). Variations spatio-temporelles de la granulometrie des suspensions de l'estuaire de la Gironde. *Journal Research Oceanography*. 9:115-9.
- Castela J, Ferreira V & Graça MAS (2008). Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*. 153:440-9.
- Cauwet G, Sempéré R & Saliot A (1990). Carbone organique dissous dans l'eau de mer: confirmation de al sous-estimation antérieure. *Compte rendu de l'Academie des Sciences Paris* 311:1061-6.
- Chanton JP & Lewis FG (1999). Plankton and dissolved inorganic carbon isotopic composition in a river-dominated estuary: Apalachicola Bay, Florida. *Estuaries*. 22:575-83.
- Chauvet E (1987). Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. *Hydrobiologia*. 148:35-44.
- Chauvet E (1988). Influence of the environment on willow leaf litter decomposition in the alluvial corridor of the Garonne River. *Archiv für Hydrobiologie Stuttgart*. 112:371-86.
- Chauvet E (1997). Leaf litter decomposition in large rivers: the case of the river Garonne. *Limnetica*. 13:65-70.
- Chauvet É. Production, flux et décomposition des litières en milieu alluvial 1989.
- Chauvet E & Decamps H (1989). Lateral interactions in a fluvial landscape: the River Garonne, France. *Journal of the North American Benthological Society*. 9:9-17.
- Chauvet E & Fabre A (1990). Dynamics of seston constituents in the Ariège and Garonne rivers (France). *Hydrobiologia*. 192:183-90.
- Chauvet E, Giani N & Gessner M (1993). Breakdown and Invertebrate Colonization of Leaf Litter in Two Contrasting Streams, Significance of Oligochaetes in a Large River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50:488-95.
- Chauvet E & Jean-Louis A (1988). Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta oecologica Oecologia generalis*. 9:265-79.

- Chergui H & Pattee E (1988). The effect of water current on the decomposition of dead leaves and needles. *Verh Internat Verein Limnol* 23:1294-8.
- Chergui H & Pattee E (1990). The influence of season on the breakdown of submerged leaves. *Archiv Für Hydrobiologie*. 120:1-12.
- Cifuentes LA, Sharp JH & Fogel ML (1988). Stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry in the Delaware estuary. *Limnology and Oceanography*. 33:1102-15.
- Cloern JE (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. 210:223-53.
- Coe JM (1990). A review of marine debris research, education, and mitigation in the North Pacific. In *Proceedings of the second International Conference on Marine Debris*, ed R S Shomura, ML Godfrey Honolulu, Hawaii, 2-7 April 1989 US Department of Commerce; NOAA-TM-NMFS-SWFC-154.19-49.
- Cole JJ, Caraco NF & Peierls BL (1992). Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary? *Limnol Oceanogr*. 37.
- Conseil Général de la Gironde, Folléa-Gautier, GEREa, Lavigne C, Isthme & ChevalVert (2013). Atlas des paysages de la Gironde. <http://atlas-paysagesgironde.fr/>.
- Constanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, V.O'Neill R, Paruelo J, G.Raskin R, Sutton P & Van Den Belt M (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387:253-60.
- Cornut J, Elger A, Greugny A, Bonnet M & Chauvet E (2012). Coarse particulate organic matter in the interstitial zone of three French headwater streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48:303-13.
- Cornut J, Elger A, Lambrigt D, Marmonier P & Chauvet E (2010). Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology*. 55:2541-56.
- Costantini ML, Rossi L, Fazi S & Rossi D (2009). Detritus accumulation and decomposition in a coastal lake (Acquatina—southern Italy). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 19:566-74.
- Coyne A (2005). Erosion mécanique des sols et transferts géochimiques dans le bassin Adour-Garonne. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux 1*.
- Crump BC, Baross JA & Simenstad CA (1998). Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aquatic Microbial Ecology*. 14:7-18.
- Cummins KW, Sedell JR, Swanson FJ, Minshall GW, Fisher SG, Cushing CE, Petersen RC & Vannote RL (1983). Organic Matter Budgets for Stream Ecosystems: Problems in their Evaluation. In: Barnes J, Minshall GW, editors. *Stream Ecology*: Springer US. p. 299-353.
- Cunha-Santiso MB, Sciessere L & Bianchini I, Jr. (2008). As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*. 12:30-41.
- Dang CK, Schindler M, Chauvet E & Gessner MO (2009). Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology*. 90:122-31.
- Dangles O, Gessner MO, Guerold F & Chauvet E (2004). Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*. 41:365-78.
- David V, Sautour B, Chardy P & Leconte M (2005). Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64:171-84.

- Davies JL (1964). A morphogenetic approach to world shorelines. *Z Geomorph.* 8:127-42.
- Davis Iii SE & Childers DL (2007). Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 71:194-201.
- Dawson FH (1988). Water Flow and the Vegetation of Running Waters. In: Symoens JJ, editor. *Vegetation of inland waters.* Handbook of vegetation science. 15-1: Springer Netherlands. p. 283-309.
- Death RG, Dewson ZS & James ABW (2009). Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity? *Freshwater Biology.* 54:2037-50.
- Decamps GPH, Chauvet E & Fustec E (1990). Functions of ecotones in fluvial systems. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.* 4:141.
- Derraik JGB (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin.* 44:842-52.
- Dietrich WE (1982). Settling Velocity of Natural Particles. *Water Resources Research.* 18:1615-26.
- Direction départementale de l'équipement de la Dordogne (2008). Cartes des zones inondées pour différentes hauteurs d'eau à l'échelle des stations de la Dordogne. *Cartes.*
- Donard O (1983). Biogéochimie et hydrodynamique d'un système estuarien macrotidal. application à l'étude du comportement du Hg et du Cd dans l'estuaire de la Gironde. Optimisation d'une méthode de dosage du Hg total. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.249pp.
- Donard OFX (1983). Biogéochimie et hydrodynamique d'un système estuarien macrotidal - Application à l'étude du comportement du Hg et du Cd dans l'estuaire de la Gironde. Optimisation d'une méthode de dosage du Hg total. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.249pp.
- Dubois S (2012). Composition et transfert trophique de la matière organique particulaire dans le Bassin d'Arcachon. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.
- Duguy R, Moriniere P & Le Milinaire C (1998). Facteurs de mortalité observés chez les tortues marines dans le golfe de Gascogne. *Oceanologica Acta.* 21:383-8.
- Dyer KR (1973). Estuaries: A physical introduction. *John Wiley & Sons.* 140pp.
- Dyer KR, editor. The balance of suspended sediment in the Gironde and Thames Estuaries: University of South Carolina Press; 1978.
- Dyer KR (1986). Coastal and estuarine sediment dynamics. *John Wiley & Sons, Chichester.* 342pp.
- Elfaquir M (1993). Etude de la matière organique sur la marge continentale: quantité, qualité, bilan et réponse benthique aux flux. Cas du Canyon du Cap-Ferret. . . *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.146pp.
- Environmental Protection Agency (2002). Assessing and Monitoring Floatable Debris. *Report EPA (Oceans and Coastal Protection Division; Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds-Office of Water).* 57.
- EPTB-Dordogne (2008). Les zones humides de la Dordogne Atlantique. *Rapport EPTB-Dordogne.* 10pp.
- EPTB-Garonne (2002). Schéma directeur d'entretien coordonné du lit et des berges de la Garonne *Rapport EPTB-Garonne.*
- EPTB-Garonne (2008). Plan Garonne. Volet paysager et culturel. *Rapport EPTB-Garonne.*
- Etcheber H (1986). Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien: comportement, bilan, propriétés. Cas de la Gironde. *Mémoires de l'Institut de Géologie du Bassin d'Aquitaine.* 19:379pp.

- Etcheber H, Coynel A, Sauquet E & Couprie B (2013). Disponibilité des eaux de surface. *in: Le treut, H (Ed), Les impacts du changement climatique en Aquitaine Presses universitaires de Bordeaux*.265-74.
- Etcheber H, Relexans J-C, Beliard M, Weber O, Buscail R & Heussner S (1999). Distribution and quality of sedimentary organic matter on the Aquitanian margin (Bay of Biscay). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 46:2249-88.
- Etcheber H, Schmidt S, Sottolichio A, Maneux E, Chabaux G, Escalier JM, Wennekes H, Derriennic H, Schmeltz M, Quémener L, Repecaud M, Woerther P & Castaing P (2011). Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrol Earth Syst Sci*. 15:831-40.
- Etcheber H, Taillez A, Abril G, Garnier J, Servais P, Moatar F & Commarieu M-V (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*. 588:245-59.
- Fairbridge RW (1980). The estuary: its definition and geodynamic cycle. *In : Chemistry and biochemistry of Estuaries (Eds E Olausson et I Cato), Wiley*.1-35.
- Falconer GJ, Wright JW & Beall HW (1933). The decomposition of certain types of fresh litter under field conditions. *American Journal of Botany* 20:196-203.
- Fenner N & Freeman C (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*. 4:895-900.
- Ferreira V & Chauvet E (2011). Future increase in temperature more than decrease in litter quality can affect microbial litter decomposition in streams. *Oecologia*.1-13.
- Ferreira V, Graça MA, de Lima JL & Gomes R (2006). Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Archiv für Hydrobiologie*. 165:493-513.
- Fisher SG & Likens GE (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs*. 43:421-39.
- Flindt M, Neto J, Amos C, Pardal M, Bergamasco A, Pedersen C & Andersen F (2004). Plant Bound Nutrient Transport. Mass Transport In Estuaries And Lagoons. In: Nielsen S, Banta G, Pedersen M, editors. *Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers*. Aquatic Ecology Book Series. 2: Springer Netherlands. p. 93-128.
- Flindt M, Salomonsen J, Carrer M, Bocci M & Kamp-Nielsen L (1997). Loss, growth and transport dynamics of *Chaetomorpha aerea* and *Ulva rigida* in the Lagoon of Venice during an early summer field campaign. *Ecological Modelling*. 102:133-41.
- Flindt MR, Pardal MÂ, Lillebø AI, Martins I & Marques JC (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica*. 20:237-48.
- Frankignoulle M, Abril G, Borges A, Bourge I, Canon C, Delille B, Libert E & Théate J-M (1998). Carbon Dioxide Emission from European Estuaries. *Science*. 282:434-6.
- Froidefond J-M, Castaing P & Prud'homme R (1999). Monitoring suspended particulate matter fluxes and patterns with the AVHRR/NOAA-11 satellite: application to the Bay of Biscay. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 46:2029-55.
- Fuentes-Cid A, Chauvet E, Schmidt S, Sottolichio A, De-Oliveira E, Pierre M & Etcheber H (soumis). Influence of tidal current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*

- Fuentes-Cid A, Etcheber H & Schmidt S (2010). Caractérisation, provenance et dynamique d'évolution des débris végétaux, qui perturbent les prises d'eau de la Centrale Nucléaire EDF du Blayais *Rapport UMR 5805/EPOC Université Bordeaux* 1.34pp.
- Galgani F, Burgeot T, Bocquéné G, Vincent F, Leauté JP, Labastie J, Forest A & Guichet R (1995). Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and in Seine Bay. *Marine Pollution Bulletin*. 30:58-62.
- Galgani F, Leauté JP, Moguedet P, Souplet A, Verin Y, Carpentier A, Goraguer H, Latrouite D, Andral B, Cadiou Y, Mahe JC, Poulard JC & Nerisson P (2000). Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin*. 40:516-27.
- Galgani F, Souplet A & Cadiou Y (1996). Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series*. 142:225-34.
- Gallardo A & Merino J (1993). Leaf Decomposition in Two Mediterranean Ecosystems of Southwest Spain: Influence of Substrate Quality. *Ecology*. 74:152-61.
- Garnier J, Dufayt O, Billen G & Roulier M (2001). Eutrophisation et gestion des apports de phosphore dans le bassin de la Seine. *Colloque Scientifiques and Décideurs: agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux Lyon (France) CDROM*
- Gasith A & Lawacz W (1976). Breakdown of leaf litter in the littoral zone of a eutrophic lake. *EkoPol*. 24:421-30.
- Germond F (2011). Campagne d'étude acoustique - CNPE du Blayais. *Rapport de campagne (IX-Survey)*.43pp.
- GESAMP (2010). (2010, IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection); Bowmer, T. and Kershaw, P.J., Proceedings of the GESAMP International Workshop on plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. *GESAMP Rep Stud* 82:68pp.
- Gessner M, Suberkropp K & Chauvet E (1997). Decomposition of plant litter by fungi in marine and freshwater ecosystems. In: DT Wicklow & B Söderström (eds), *The Mycota Vol 4: Environmental and Microbial Relationships, 1st edn*: Springer Verlag, Berlin. p. 303-22.
- Gessner MO (1991). Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. *Freshwater Biology*. 26:387-98.
- Gessner MO (2000). Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*. 66:9-20.
- Gessner MO & Chauvet E (1994). Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*. 75:1807-17.
- Gessner MO & Chauvet E (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*. 12:498-510.
- Gessner MO, Chauvet E & Dobson M (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*. 85:377-84.
- Gessner MO, Inchausti P, Persson L, Raffaelli DG & Giller PS (2004). Biodiversity effects on ecosystem functioning: insights from aquatic systems. *Oikos*. 104:419-22.
- Gilligan MR, Pitts RS, Richardson JP & Kozel TR (1992). Rates of accumulation of marine debris in Chatham County, Georgia. *Marine Pollution Bulletin*. 24:436-41.

- Gillon D, Joffre R & Ibrahima A (1999). Can litter decomposability be predicted by near infrared reflectance spectroscopy? . *Ecology*. 80:175-86.
- Girardin M, Lepage M & Gonthier P (2004). Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais: Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR). . *Rapport Cemagref- Etude N°85 - Département Gestion des Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales*.19pp.
- Girardin M, Lepage M & Gonthier P (2006). Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais: Campagnes de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR 2006). *Rapport - Etude N°106 - Département Gestion des Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales*.18pp.
- Glangeaud L (1938). Transport et sédimentation dans l'estuaire et l'embouchure de la Gironde. Caractères pétrographiques des formations fluviales, saumâtres, littorales et néritiques. *Bulletin de la Société Géologique de France*. 8:599-630.
- Golladay SW, Webster JR & Benfield EF (1987). Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 6:1-11.
- Gómez CM, Pérez-Blanco CD & Batalla RJ (2013). Tradeoffs in river restoration: Flushing flows vs. hydropower generation in the Lower Ebro River, Spain. *Journal of Hydrology*.
- González J, Mollá S, Roblas N, Descals E, Moya Ó & Casado C (2013). Small dams decrease leaf litter breakdown rates in Mediterranean mountain streams. *Hydrobiologia*. 712:117-28.
- Goosen NK, Kromkamp J, Peene J, van Rijswijk P & van Breugel P (1999). Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Marine Systems*. 22:151-71.
- Grabemann I, Uncles RJ, Krause G & Stephens JA (1997). Behaviour of Turbidity Maxima in the Tamar (U.K.) and Weser (F.R.G.) Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 45:235-46.
- Grabemann I, Uncles RJ, Krause G & Stephens JA (1997). Behaviour of Turbidity Maxima in the Tamar (U.K.) and Weser (F.R.G.) Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 45:235-46.
- Graca M (1993). Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologia*. 23.
- Graça M, Ferreira R & Coimbra C (2001). Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *Journal of the North American Benthological Society*. 20:408-20.
- Graça M & Zimmer M (2005). Leaf toughness. *Methods to Study Litter Decomposition*.121-5.
- Graça MA, Bärlocher F, Gessner MO & eds.). *Methods to study litter decomposition: a practical guide*: Springer Verlag, Dordrecht, The Netherlands; 2005.
- Graça MA & Canhoto C (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*. 25:1-10.
- Grout J, Levings C & Richardson J (1997). Decomposition rates of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and Lyngbyei's sedge (*Carex lyngbyei*) in the Fraser River estuary. *Estuaries*. 20:96-102.
- Guibert A, Ballion B & Bouju V (2009). Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais. Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde. *Rapport Cemagref Département Gestion des Milieux Aquatiques – Unité Ressources Aquatiques Continentales*.14pp.
- Guibert A & Lebarh R (2008). Colmatage des tambours filtrants du Centre Nucléaire de Production Electrique du Blayais. Campagne de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagne GIRSAR 2008). *Rapport - Département Gestion de Milieux Aquatiques - Unité Ressources Aquatiques Continentales*.18pp.

- Gulis V & Suberkropp K (2003). Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*. 48:123-34.
- Gustafson FG (1943). Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions. *Plant Physiology*. 18.
- Haapala A & Muotka T (1998). Seasonal dynamics of detritus and associated macroinvertebrates in a channelized boreal stream. *Arch Hydrobiol* 142:171-89.
- Haapala A, Muotka T & Markkola A (2001). Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 20:395-407.
- Harley CDG, Randall Hughes A, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJB, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L & Williams SL (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*. 9:228-41.
- Hastings E & Potts T (2013). Marine litter: Progress in developing an integrated policy approach in Scotland. *Marine Policy*. 42:49-55.
- Heal OW, Anderson JM & Swift MJ (1997). Plant litter quality and decomposition: an historical overview.
- Heartsill Scalley T, Scatena FN, Moya S & Lugo AE (2012). Long-term dynamics of organic matter and elements exported as coarse particulates from two Caribbean montane watersheds. *Journal of Tropical Ecology*. 28:127-39.
- Hedges JI & Keil RG (1999). Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences. *Marine Chemistry*. 65:55-65.
- Heip, Goosen NK, Herman, Kromkamp J, Middelburg JJ & Soetaert K (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*. 33:1-149.
- Hemminga MA, Cattrijsse A & Wielemaker A (1996). Bedload and Nearbed Detritus Transport in a Tidal Saltmarsh Creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 42:55-62.
- Hemminga MA, Klap VA, Soelen JV & Boon JJ (1993). Effect of salt marsh inundation on estuarine particulate organic matter characteristics. *Marine Ecology Progress Series*. 99:153-61.
- Hemminga MA, Leeuw J, Munek W & Koutstaal BP (1991). Decomposition in estuarine salt marshes: the effect of soil salinity and soil water content. *Vegetatio*. 94:25-33.
- Herbst GN (1980). Effects of burial on food value and consumption of leaf detritus by aquatic invertebrates in a lowland forest stream. *Oikos*. 35:411-24.
- Ibrahim A, Gillon D & Joffre R (2008). Leaf Litter Decomposition of Mediterranean Tree Species in Relation to Temperature and Initial Water Imbibition under Microcosm Experiments. *Research Journal of Biological Sciences*. 3:294-300.
- Irigoin X & Castel J (1997). Light Limitation and Distribution of Chlorophyll Pigments in a Highly Turbid Estuary: the Gironde (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44:507-17.
- Issa R (2010). Projet "SASHA" P10W90: contrat de projet - Version A. Rapport EDF R&D. *Rapport EDF R&D*. 53pp.
- Issa R, Durand N, Monfort D & Villaret C (2010). Problématique "Colmatage par les débris végétaux au CNPE de Blayais" : Compréhension des phénomènes et optimisation de dragage par modélisation numérique. *Rapport EDF - H-P74-2010-03423-FR - accessibilité restreinte*. 66pp.

- Jacobson PJ, Jacobson KM, Angermeier PL & Cherry DS (2000). Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology*. 44:481-91.
- James ABW & Henderson IM (2005). Comparison of coarse particulate organic matter retention in meandering and straightened sections of a third-order New Zealand stream. *River Research and Applications*. 21:641-50.
- Jenny H, Gessel S & Bingham F (1949). Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*. 68:419-32.
- Jones JB & Smock LA (1991). Transport and retention of particulate organic matter in two low-gradient headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 10:115-26.
- Jonsson M, Malmqvist B & Hoffsten P-O (2001). Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? *Freshwater Biology*. 46:161-71.
- Jouanneau JM & Latouche C (1981). The Gironde Estuary. *Contribution to Sedimentology* (Fürchtbauer, H, Lisitzyn, AP, Millerman, JD, Seibold, E Eds) E Schweizerbart'sche Verlagsbuch-handlung, Stuttgart. 10:1-115.
- Jouanneau JM, Weber O, Cremer M & Castaing P (1999). Fine-grained sediment budget on the continental margin of the Bay of Biscay. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 46:2205-20.
- Kataoka T, Hinata H & Nihei Y (2013). Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 134:69-79.
- Kaushik NK & Hynes HBN (1971). The fate of the dead leaves that fall into streams. *Arch Hydrobiol*. 68:465-515.
- Keil RG, Mayer LM, Quay PD, Richey JE & Hedges JI (1997). Loss of organic matter from riverine particles in deltas. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 61:1507-11.
- Kendall C, Silva SR & Kelly VJ (2001). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrological Processes*. 15:1301-46.
- Kirkley J & McConnell K (1997). Marine Debris: Benefits, Costs, and Choices. In: Coe J, Rogers D, editors. *Marine Debris*. Springer Series on Environmental Management: Springer New York. p. 171-85.
- Komada T & Reimers CE (2001). Resuspension-induced partitioning of organic carbon between solid and solution phases from a river-ocean transition. *Marine Chemistry*. 76:155-74.
- Koutsodendris A, Papatheodorou G, Kougiorouki O & Georgiadis M (2008). Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 77:501-12.
- Kremer HH, Changes." IG-BPG & Change IHDPOE. Land-ocean Interactions in the Coastal Zone: Science Plan and Implementation Strategy: International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP); 2005.
- Kristensen E & Alongi DM (2006). Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avisennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnology and Oceanography*. 51:1557-71.
- Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T & Marchand C (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*. 89:201-19.

- Laane RWPM, Etcheber H & Relexans JC (1987). The nutritive value of particle organic matter in estuaries and its ecological implication for macrobenthos. . *Mitt Geol - Palaont Inst Univ Hamburg* 64:71-91.
- Langhans SD, Tiegs SD, Gessner MO & Tockner K (2008). Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences*. 70:337-46.
- Lanoux A (2013). Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. *Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Bordeaux* 1.222pp.
- Lanoux A, Etcheber H, Schmidt S, Sottolichio A, Chabaud G, Richard M & Abril G (2013). Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental Science: Processes & Impacts*. 15:585-95.
- Larned ST (2000). Dynamics of coarse riparian detritus in a Hawaiian stream ecosystem: a comparison of drought and post-drought conditions. *Journal of the North American Benthological Society*. 19:215-34.
- Lascaux JM & Decamps H (1991). Les herbiers de la Dordogne entre Argentat et Vayrac: évolution, typologie, propositions d'aménagement. *Rapport-Agencede l'Eau Adour Garonne*.34pp.
- Le Floch P (1961). Propagation de la marée dans l'estuaire de la Seine et en Seine-Maritime. *Université de Paris*.507pp.
- Le Hir P (2008). Aide mémoire de dynamique sédimentaire. 7ème édition. *Rapport Ifremer*.74pp.
- Le Hir P, Bassoullet P & Jestin H (2000). Application of the continuous modeling concept to simulate high-concentration suspended sediment in a macrotidal estuary. In: William HM, Ashish JM, editors. *Proceedings in Marine Science*. Volume 3: Elsevier. p. 229-47.
- Lecerf A & Chauvet E (2008). Diversity and functions of leaf-decaying fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology*. 53:1658-72.
- Lecerf A, Dobson M, Dang CK & Chauvet E (2005). Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia*. 146:432-42.
- Lecerf A, Risnoveanu G, Popescu C, Gessner MO & Chauvet E (2007). Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology*. 88:219-27.
- Lecerf A, Usseglio-Polatera P, Charcosset JY, Lambrigot D, Bracht B & Chauvet E (2006). Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv Hydrobiolog*. 165:105-26.
- Lecke-Mitchell KM & Mullin K (1992). Distribution and abundance of large floating plastic in the north-central Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 24:598-601.
- Lefeuvre JC, Bertru G, Burel F, Briant L, Creach V, Gueuné Y, Levasseur J, Mariotti A, Radureau A, Retière C, Savouré B & Troccaz O, editors. Comparative studies on salt marsh processes in the baie du Mont Saint-Michel: a multi-disciplinary study1994.
- Lepage M, Gonthier P & Girardin M (2003). Colmatage des tambours filtrants du CNPE du Blayais. Campagnes de mesures dans l'estuaire de la Gironde (Campagnes GIRSAR). *Rapport Cemagref – Etude N° 81 - Département Gestion des Milieux Aquatiques – Unité Ressources Aquatiques Continentales*.18pp.
- Lepori F, Palm D & Malmqvist B (2005). Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology*. 42:228-38.

- Lettice S, Jansen MAK & Chapman DV (2011). Differential decomposition patterns of marine and terrestrial biomass in a coastal lagoon. *Geo-Eco-Marina*. 17:51-8.
- Liu M, Hou LJ, Xu SY, Ou DN, Yang Y, Yu J & Wang Q (2006). Organic carbon and nitrogen stable isotopes in the intertidal sediments from the Yangtze Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*. 52:1625-33.
- Lopes ML, Martins P, Ricardo F, Rodrigues AM & Quintino V (2011). In situ experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92:573-80.
- Lunt HA (1933). Effects of weathering upon composition of hardwood leaves. *Journal of Forestry*. 31:43-5.
- Lunt HA (1935). Effects of weathering upon dry matter and composition of hardwood leaves. *Journal of Forestry* 33:607-9.
- Mace TH (2012). At-sea detection of marine debris: Overview of technologies, processes, issues, and options. *Marine Pollution Bulletin*. 65:23-7.
- Maneux E, Dumas J, Clément O, Etcheber H, Charritton X, Etchart J, Veyssy E & Rimmelín P (1999). Assessment of suspended matter input into the oceans by small mountainous coastal rivers: the case of the Bay of Biscay. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*. 329:413-20.
- Mariotti A (1982). Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote. *Thèse de doctorat d'état, Université Paris 6*.
- Mariotti A (1991). Le carbone 13 en abondance naturelle, traceur de la dynamique de la matière organique des sols et de l'évolution des paléoenvironnements continentaux. *CabOrstom, serPedol XXVI*.299-313.
- Marmonier P, Piscart C, Sarriquet PE, Azam D & Chauvet E (2010). Relevance of large litter bag burial for the study of leaf breakdown in the hyporheic zone. *Hydrobiologia*. 641:203-14.
- Mateo MA & Romero J (1996). Evaluating seagrass leaf litter decomposition: an experimental comparison between litter-bag and oxygen-uptake methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 202:97-106.
- Maurice L (1994). Biodégradabilité de la matière organique dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire. *Oceanologica Acta*. 17:501-16.
- Mayack DT, Thorp JH & Cothran M (1989). Effects of burial and floodplain retention on stream processing of allochthonous litter. *Oikos*. 54:378-88.
- Meade RH (1972). Transport and deposition of sediments in estuaries. *Geological Society of America*. 133:91-120.
- Meentemeyer V (1978). Macroclimate and Lignin Control of Litter Decomposition Rates. *Ecology*. 59:465-72.
- Melillo JM, Aber JD & Muratore JF (1982). Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics. *Ecology*. 63:621-6.
- Menéndez M & Sanmartí N (2007). Geratology and decomposition of *Spartina versicolor* in a brackish Mediterranean marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74:320-30.
- Menzies RJ & Rowe GT (1969). The Distribution and Significance of Detrital Turtle Grass, *Thalassia testudinata*, on the Deep-Sea Floor off North Carolina. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 54:217-22.

- Menzies RJ, Zaneveld JS & Pratt RM (1967). Transported turtle grass as a source of organic enrichment of abyssal sediments off North Carolina. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*. 14:111-2.
- Metzler GM & Smock LA (1990). Storage and Dynamics of Subsurface Detritus in a Sand-Bottomed Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47:588-94.
- Meyers PA (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*. 114:289-302.
- Middelburg JJ & Herman PMJ (2007). Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry*. 106:127-47.
- Miliša M, Habdija I, Primc-Habdija B, Radanović I & Kepčija R (2006). The Role of Flow Velocity in the Vertical Distribution of Particulate Organic Matter on Moss-covered Travertine Barriers of the Plitvice Lakes (Croatia). *Hydrobiologia*. 553:231-43.
- Ministry of Environment of Japan (2007). Report of the project “The Study on the Methods of Diminishing Marine Debris” Conducted by Global Environment Bureau, Ministry of Environment of Japan in the 2006 Fiscal Year.
- Molinero J, Pozo J & Gonzalez E (1996). Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwater Biology*. 36:745-56.
- Montemayor DI, Addino M, Fanjul E, Escapa M, Alvarez MF, Botto F & Iribarne OO (2011). Effect of dominant *Spartina* species on salt marsh detritus production in SW Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research*. 66:104-10.
- Mordecai G, Tyler PA, Masson DG & Huvenne VAI (2011). Litter in submarine canyons off the west coast of Portugal. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 58:2489-96.
- Morishige C & McElwee K (2012). At-sea detection of derelict fishing gear in the North Pacific: An overview. *Marine Pollution Bulletin*. 65:1-6.
- Murgia N (2007). REX 2007 du colmatage de la source froide du CNPE du Blayais. *Note technique EDF CNPE du Blayais D5150NTING019100*.
- Naamane B, Chergui H & Pattee E (1999). The breakdown of leaves of poplar and holm oak in three Moroccan streams : effect of burial in the sediment. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 35:263-75.
- Naiman RJ (1982). Characteristics of Sediment and Organic Carbon Export from Pristine Boreal Forest Watersheds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 39:1699-718.
- Naiman RJ, Latterell JJ, Pettit NE & Olden JD (2008). Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience*. 340:629-43.
- Nakashima E, Isobe A, Magome S, Kako S & Deki N (2011). Using aerial photography and in situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches. *Marine Pollution Bulletin*. 62:762-9.
- Nash AD (1992). Impacts of marine debris on subsistence fishermen An exploratory study. *Marine Pollution Bulletin*. 24:150-6.
- National Academy of Sciences (1975). Marine Litter. In *Assessing Potential Ocean Pollutants (A Report of the Study Panel on Assessing Potential Ocean Pollutants to the Ocean Affairs Board) Commission on Natural Resources, Natural Research Council, National Academy of Sciences, Washington, DC, USA*.
- Nichols M & Biggs R, editors. Estuaries: In Coastal sedimentary environments. Ed. Davis, R.; 1985.

- Nielsen SL, Banta GT & Pedersen MF, editors. Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers 2004.
- Odum EP, editor. Ecology. Holt, Rinehart and Winston, New York 1963.
- Odum HT (1957). Trophic Structure and Productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological Monographs*. 27:55-112.
- Odum W, Fisher J & Pickral J (1979). Factors Controlling the Flux of Particulate Organic Carbon from Estuarine Wetlands. In: Livingston R, editor. *Ecological Processes in Coastal and Marine Systems*. Marine Science. 10: Springer US. p. 69-80.
- Odum WE (1984). Dual-Gradient Concept of Detritus Transport and Processing in Estuaries. *Bulletin of Marine Science*. 35:510-21.
- O'Leary MH (1981). Carbon isotope fractionation in plants. *Phytochemistry*. 20:553-67.
- Olson JS (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology*. 44:322-31.
- Pabst S, Scheifhacken N, Hesselschwerdt J & Wantzen K (2008). Leaf litter degradation in the wave impact zone of a pre-alpine lake. In: Wantzen K, Rothhaupt K-O, Mörtl M, Cantonati M, Tóth L, Fischer P, editors. *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes*. Developments in Hydrobiology. 204: Springer Netherlands. p. 117-31.
- Palau A, Batalla RJ, Rosico E, Meseguer A & Vericat D (2004). Management of water level and design of flushing floods for environmental river maintenance downstream of the Riba-roja reservoir (Lower Ebro River, NE Spain). . In: *HYDRO 2004: A New Era for Hydropower Porto-Portugal*.
- Papadimitriou S, Kennedy H, Kennedy DP, Duarte CM & Marbá N (2005). Sources of organic matter in seagrass-colonized sediments: A stable isotope study of the silt and clay fraction from Posidonia oceanica meadows in the western Mediterranean. *Organic Geochemistry*. 36:949-61.
- Parker WR, Marshall LD & Parfitt AJ (1994). Modulation of dissolved oxygen levels in a hypertidal estuary by sediment resuspension. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. 28:347-52.
- Pattee E & Chergui H (1994). On the incomplete breakdown of submerged leaves. *On the incomplete breakdown of submerged leaves Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 25:1545-8.
- Petersen RC & Cummins KW (1974). Leaf processing in a woodland stream*. *Freshwater Biology*. 4:343-68.
- Pond S & Pickard G, editors. Introductory Dynamical Oceanography: Pergamon Press, Oxford; 1978.
- Portela S & Travade F (2009). Synthèse des colmatages des stations de pompage du CNPE du Blayais par les débris végétaux. *Rapport EDF R&D LNHE HP-76/2008/04599/FR*. 51pp.
- Pozo J (2005). Coarse Particulate Organic Matter Budgets. In: Graça MS, Bärlocher F, Gessner M, editors. *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer Netherlands. p. 43-50.
- Pritchard DW (1952). Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuarine system. *J Marine Res.* XI:106-23.
- Pritchard DW (1967). What is an estuary: a physical viewpoint. In: *Estuaries (EdGH Lauff), AAS Publications*. 3-5.
- Pruter AT (1987). Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 18:305-10.
- Pujo H (2003). Levé bathymétrique au sondeur multifaisceaux au droit des ouvrages de prise d'eau du CNPE du Blayais le 18 juin 2003. *Rapport EDF R&D LNHE HP-75/2003/049/A*.

- Quinn JM, Phillips NR & Parkyn SM (2007). Factors influencing retention of coarse particulate organic matter in streams. *Earth Surface Processes and Landforms*. 32:1186-203.
- Quintin JY, Etcheber H, Sottolichio A, Oggian G, Derriennic H, Mallet C, Roux Ducept A, Sautour B, Parra R, Bachelet G & Leconte M (2012). Surveillance écologique du site du Blayais, année 2011. Rapp IFREMER RST DYNECO/AG/12-02. 2011
- Quintino V, Sangiorgio F, Mamede R, Ricardo F, Sampaio L, Martins R, Freitas R, Rodrigues AM & Basset A (2011). The leaf-bag and the sediment sample: Two sides of the same ecological quality story? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 95:326-37.
- Quintino V, Sangiorgio F, Ricardo F, Mamede R, Pires A, Freitas R, Rodrigues AM & Basset A (2009). In situ experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85:497-506.
- Ramaswamy V, Gaye B, Shirodkar PV, Rao PS, Chivas AR, Wheeler D & Thwin S (2008). Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopic signatures in sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Marine Chemistry*. 111:137-50.
- Ray GC (2005). Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64:18-32.
- Reice SR (1974). Environmental Patchiness and the Breakdown of Leaf Litter in a Woodland Stream. *Ecology*. 55:1271-82.
- Robertson AI & Mann KH (1980). The role of isopods and amphipods in the initial fragmentation of eelgrass detritus in Nova Scotia, Canada. *Mar Biol*. 59:63-9.
- Rounick JS & Winterbourn MJ (1983). Leaf processing in two contrasting beech forest streams: Effects of physical and biotic factors on Utter breakdown. *Archiv Für Hydrobiologie*. 96:448-74.
- Ryan PG (2013). A simple technique for counting marine debris at sea reveals steep litter gradients between the Straits of Malacca and the Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin*. 69:128-36.
- Saari HK, Schmidt S, Castaing P, Blanc G, Sautour B, Masson O & Cochran JK (2010). The particulate $^{7}\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ and $^{234}\text{Th}/^{210}\text{Pb}$ activity ratios as tracers for tidal-to-seasonal particle dynamics in the Gironde estuary (France): implications for the budget of particle-associated contaminants. *The Science of the total environment*. 408:4784-94.
- Saari H-K, Schmidt S, Huguet S & Lanoux A (2008). Spatiotemporal variation of dissolved ^{238}U in the Gironde fluvial–estuarine system (France). *Journal of Environmental Radioactivity*. 99:426-35.
- Salomon JC & Allen GP (1983). Rôle sédimentologique de la marée dans les estuaires à fort marnage. *CEP Notes et Mémoires*. 18:35-44.
- Salomon JN (2002). Flooding in the Garonne valley and the Gironde estuary caused by the "storm of the century" (27-28 December 1999). *Géomorphologie: relief, processus, environnement*. 2:127-34.
- Salomonsen J, Flindt M, Geertz-Hansen O & Johansen C (1999). Modelling advective transport of *Ulva lactuca* (L) in the sheltered bay, Møllekrogen, Roskilde Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*. 397:241-52.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997). Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102:129-32.
- Sampaio A, Cortes R & Leão C (2001). Invertebrate and Microbial Colonisation in Native and Exotic Leaf Litter Species in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*. 86:527-40.
- Sandin L & Solimini AG (2009). Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*. 54:2017-24.

- Sangiorgio F, Basset A, Pinna M, Sabetta L, Abbiati M, Ponti M, Minocci M, Orfanidis S, Nicolaidou A, Moncheva S, Trayanova A, Georgescu L, Dragan S, Beqiraj S, Koutsoubas D, Evagelopoulos A & Reizopoulou S (2008). Environmental factors affecting *Phragmites australis* litter decomposition in Mediterranean and Black Sea transitional waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18:S16-S26.
- Santos Fonseca A, Bianchini I, Jr., Pimenta C, Soares C & Mangiavacchi N (2013). The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia*. 703:59-67.
- Savoye N, David V, Morisseau F, Etcheber H, Abril G, Billy I, Charlier K, Oggian G, Derriennic H & Sautour B (2012). Origin and composition of particulate organic matter in a macrotidal turbid estuary: The Gironde Estuary, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 108:16-28.
- Schäfer J, Blanc G, Lapaquellerie Y, Maillet N, Maneux E & Etcheber H (2002). Ten-year observation of the Gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Marine Chemistry*. 79:229-42.
- Schmidt S (2010). Tentative de datation des débris végétaux selon la technique de traçage des végétaux et des matières en suspension au moyen des radioéléments. *Rapport EPOC - EDF R&D*.
- Schmidt S, Lanoux A, Sottolichio A & Etcheber H (2012). La réseau MAGEST: rapport scientifique annuel 28pp.
- Schmidt S & Sottolichio A (2013). A 9-year continuous monitoring of salinity in the Gironde estuary (S-W France) reveals marked inter-annual variability in marine intrusion. *Geophysical Research Abstracts*. 15:1845.
- Schoener A & Rowe GT (1970). Pelagic Sargassum and its presence among the deep-sea benthos. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts* 17:923-5.
- Schüttrumpf H, Eisenbeis P & Roger S (2011). Study on the erosion of vegetal debris in the Gironde Estuary clogging the coolant intake of a nuclear power plant - 2nd phase. *Rapport - Institute of Hydraulic Engineering and Water Resources Management (IWW), RWTH Aachen University*.
- Schüttrumpf H, Roger S & Eisenbeis P (2010). Study on the erosion of vegetal debris in the Gironde estuary clogging the cooling intake of a nuclear power plant. *Report-not published*.
- Selva EC, Couto EG, Johnson MS & Lehmann J (2007). Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology*. 23:329-35.
- Silver W & Miya R (2001). Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*. 129:407-19.
- Simões MP, Calado ML, Madeira M & Gazarini LC (2011). Decomposition and nutrient release in halophytes of a Mediterranean salt marsh. *Aquatic Botany*. 94:119-26.
- Sinsabaugh RL, Benfield EF & Linkins AE (1981). Cellulase activity associated with the decomposition of leaf litter in a woodland stream. *Oikos*. 36:184-90.
- Sinsabaugh RL, Carreiro MM & Repert DA (2002). Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, N deposition, and mass loss. *Biogeochemistry*. 60:1-24.
- SMIDDEST (2007). Schéma d'aménagement et de gestion des eaux "estuaire de la Gironde et milieux associés". *Rapport - SMIDDEST*.
- Smith J & Lake PS (1993). The breakdown of buried and surface-placed leaf litter in an upland stream. *Hydrobiologia*. 271:141-8.

- Smock LA (1990). Spatial and temporal variation in organic matter storage in low-gradient, headwater streams. *Archiv Für Hydrobiologie*. 118:169-84.
- Snaddon CD, B.A. Stewart, and B.R. Davies (1992). The effect of discharge on leaf retention in two headwater streams. *Arch. Hydrobiol.* 125: 109-120. *Arch Hydrobiol.* 125:109-20.
- Sottolichio A (1999). Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. *Thèse Univ Bordeaux* 1.184pp.
- Sottolichio A & Castaing P (1999). A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*. 329:795-800.
- Sottolichio A, Castaing P, Etcheber H, Maneux E, Schmeltz M & Schmidt S (2011). Observations of suspended sediment dynamics in a highly turbid macrotidal estuary, derived from continuous monitoring. *Journal of Coastal Research*.
- Sottolichio A, Hir PL & Castaing P (2000). Modeling mechanisms for the stability of the turbidity maximum in the Gironde estuary, France. In: William HM, Ashish JM, editors. *Proceedings in Marine Science*. Volume 3: Elsevier. p. 373-86.
- Sponseller RA & Benfield EF (2001). Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 20.
- Straubhaar B (2012). Modelisation des conditions hydrodynamiques du transport des débris végétaux dans le système estuarien Dordogne - Garonne - Gironde. *Projet de Fin d'Etudes*.35pp.
- Suberkropp K (2001). Microorganisms and organic matter. *River and management: lessons from Pacific Coastal Ecoregion* 6:120-43.
- Suberkropp K & Chauvet E (1995). Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*.1433-45.
- Suberkropp K, Klug MJ & Cummings KW (1975). Community processing of leaf litter in a woodland stream. *IntVerTheor.AngewLimnol Verb* 19:1653-8.
- Suzuki K, Kasai A, Nakayama K & Tanaka M (2012). Year-round accumulation of particulate organic matter in the estuarine turbidity maximum: comparative observations in three macrotidal estuaries (Chikugo, Midori, and Kuma Rivers), southwestern Japan. *J Oceanogr.* 68:453-71.
- Swift MJ (1979). Decomposition in terrestrial ecosystems *MJ Swift, OW Heal & JM Anderson Oxford: Blackwell*.
- Sylvester AJ & Ware GC (1976). Anaerobiosis of fluid mud. *Nature*. 264.
- Takehama S (1990). Estimation of damages to fishing vessels caused by marine debris, based on insurance statistics. In: *Shomura RS Godfrey hIL (eds) Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris Honolulu, Hawaii, April 2-7, 1989 US Dept of Commerce, NOAA/ATM-NMFS-SWFSC-154, Washington, DC*.792-809.
- Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entrekin SA & Stephen ML (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 29:118-46.
- Taylor B & Andrushchenko I (2013). Interaction of water temperature and shredders on leaf litter breakdown: a comparison of streams in Canada and Norway. *Hydrobiologia*.1-12.
- Taylor BR, Parkinson D & Parsons WFJ (1989). Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test. *Ecology*. 70:97-104.

- Thomas SA, Newbold JD, Monaghan MT, Minshall GW, Georgian T & Cushing CE (2001). The influence of particle size on seston deposition in streams. *Limnology and Oceanography*. 46:1415-24.
- Travade F (2002). CNPE du Blayais. Analyse des débris colmatant les tambours filtrants. *Rapport EDF R&D LNHE HP-76/02/031/A*
- Travade F & Guerin C (2009). Colmatage des stations de pompage du CNPE du Blayais par les débris végétaux. Etudes in situ réalisées à la suite des événements de 2003. Analyse des facteurs propices aux incidents (1996-2003). *Rapport EDF R&D LNHE HP-76-2009-00383-FR*. 63pp.
- Uncles RJ, Stephens JA & Smith RE (2002). The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. *Continental Shelf Research*. 22:1835-56.
- UNEP (2009). Marine litter - a global challenge. *United Nations Environment Programme*. 232pp.
- Van den Berg JH, Boersma JR & A. VG (2007). Diagnostic sedimentary structures of the fluvial-tidal transition zone. Evidence from deposits of the Rhine Delta. *Netherlands Journal of Geosciences* 86:287-306.
- Veyssy E, Etcheber H, Lin RG, Buat-Menard P & Maneux E (1998). Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne River at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia*. 391:113-26.
- Wallace JB, Whiles MR, Eggert S, Cuffney TF, Lugthart GJ & Chung K (1995). Long-Term Dynamics of Coarse Particulate Organic Matter in Three Appalachian Mountain Streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 14:217-32.
- WANO (2008). Nouvelles instructions de WANO. *Inside WANO The magazine of the World Association of Nuclear Operators*. 16:14-5.
- Webster JR & Benfield EF (1986). Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17:567-94.
- Webster JR & Meyer JL (1997). Stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society*. 16:3-161.
- Wei C-L, Rowe GT, Nunnally CC & Wicksten MK (2012). Anthropogenic “Litter” and macrophyte detritus in the deep Northern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 64:966-73.
- Wetzel RG (1995). Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*. 33:83-9.
- Williams LH (1954). The feeding habits and food preferences of acrididae and the factors which determine them *Transactions of the Royal Entomological Society of London*. 105:423-54.
- Winterwerp JC, Uittenbogaard RE & de Kok JM (2000). Rapid siltation from saturated mud suspensions. In: William HM, Ashish JM, editors. *Proceedings in Marine Science*. Volume 3: Elsevier. p. 125-46.
- Wolff T (1979). Macrofaunal utilization of plant remains in the deep sea. *Sarsia*. 64:117-43.
- Wood PJ & Armitage PD (1997). Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management*. 21:203-17.
- Yoshimura C, Gessner MO, Tockner K & Furumai H (2008). Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter. *Journal of the North American Benthological Society*. 27:664-73.
- Zhou J, Wu Y, Zhang J, Kang Q & Liu Z (2006). Carbon and nitrogen composition and stable isotope as potential indicators of source and fate of organic matter in the salt marsh of the Changjiang Estuary, China. 65:310-7.

Zimmermann H (1997). The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. *Aquatic Microbial Ecology*. 13:37-46.

Liste des figures et illustrations

Chapitre 1

Figure 1: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (www.atlas-paysages.gironde.fr). Le point kilométrique 0 (PK 0) est défini à Bordeaux (Pont de Pierre). Les traits en pointillés indiquent les limites des différentes sections estuariennes.....	24
Figure 2: Circulation résiduelle de densité dans un estuaire (d'après Allen 1972, Sottolichio 1999)	26
Figure 3: Types d'estuaire et distribution des amplitudes et des courants de marée en fonction de la prédominance des effets de rétrécissement des sections et du frottement (d'après Floch, 1961, in Salomon et Allen, 1983).....	27
Figure 4: Effet de la circulation résiduelle sur le transport des sédiments fins (d'après Dyer, 1986, modifié).	28
Figure 5: Piégeage des sédiments fins dans un estuaire macrotidal avec une circulation de densité faible (d'après Allen et al. 1980, Sottolichio 1999).	29
Figure 6: Matière En Suspension (moyenne journalière) en fonction des débits fluviaux (moyenne dix-journalière) aux trois stations du réseau MAGEST : a) Pauillac (estuaire central) ; b) Bordeaux (section estuarienne de la Garonne) ; c) Libourne (section estuarienne de la Dordogne). (extrait de Sottolichio et al 2011).	31
Figure 7 : Débits moyens mensuels de la Dordogne (mesurés à Pessac/Dordogne) et de la Garonne (mesurés à La Réole) au cours de l'année 2012. La zone en bleu indique la gamme de débits observés pendant la période 1959-2012 (quartiles). (extrait du rapport scientifique MAGEST 2012 (Schmidt et al. 2012)).....	32
Tableau 1: Catégories de matière organique grossière selon des critères de taille dans les eaux des rivières (adapté d'après Boling et al. 1975)	34
Tableau 2 : Liste, non exhaustive, de travaux portant sur la cinétique de dégradation de matériel végétal sur des milieux côtiers et estuariens.	39
Figure 8: Schéma de principe d'un CNPE.	42
Figure 9: Disposition des quatre tranches et des deux prises d'eau du CNPE du Blayais par rapport à l'estuaire de la Gironde.	43
Figure 10: Localisation des CNPE du Parc France, en fonction de la puissance de leurs unités de production.....	45
Figure 11: Schéma d'un tambour filtrant et photo de sa surface (maille filtrante, 3x3 mm).....	45
Figure 12: Agents colmatant des filtres rotatifs du circuit de refroidissement des différents CNPE du Parc Nucléaire Français: (A) Algues à Paluel (image sur un filtre rotatif); (B) Débris végétaux au Blayais; (C) Macrophytes à Cruas; (D) Alevins à Penly; (E) Méduses au Blayais.	45

Chapitre 2

Tableau 1: Liste de documents ayant permis la synthèse proposée ci-après.....	51
Tableau 2: Liste des campagnes menées dans l'estuaire de la Gironde antérieurement à cette thèse.	53
Tableau 3 : Synthèse de la stratégie générale de l'étude. Les travaux signalées avec (*) indiquent les travaux complémentaires, dont les résultats seront utilisés dans le chapitre discussion générale (chapitre 6).....	60
Tableau 4: Liste des campagnes menées dans les zones fluviales de la Garonne et de la Dordogne durant la thèse.	62
Figure 1: Mise en place des sacs dans l'eau. Ils sont attachés aux perches (gauche) qui sont fixées sur une structure permanente (droite).	64
Figure 2 : Photo du bassin servant à placer les sacs en absence de courant.	65
Figure 3: Sacs en contact avec la vase.	65
Figure 4: Zone sélectionnée pour la campagne.	68
Figure 5: Carte de l'estuaire montrant les deux stations (PK 30 et PK 52) du suivi spatio-temporel des concentrations de CPM	70
Tableau 5: Schéma de l'échantillonnage mensuel de matériel grossier dans l'estuaire central: (↓) indique des conditions de mortes-eaux et (↑) de vives-eaux.....	71
Figure 6: Filet WP-2 pourvu de volucompteur et lesté (≈30kg).....	71
Figure 7: Colonne de décantation utilisée dans les tests de décantation (gauche) et images lors de tests (droite).	74
Figure 8: Eprouvette avec des débris végétaux.	74
Figure 9 : Prélèvement des débris végétaux dans les eaux de nettoyage des tambours filtrants de la source froide (CNPE du Blayais).....	76
Figure 10: Zone d'étude délimitée pour la campagne acoustique (carrés rouge) autour des prises d'eau et dans la zone amont du CNPE du Blayais.....	79
Figure 11: Représentation schématique du balayage à sonar latéral en Gironde.	80
Figure 12: Représentation des enregistrements en point fixe: sonar latéral, ADCP et prélèvements avec le filet de pêcheur.....	80

Chapitre 3

Figure 1: Aspect « à sec » (gauche) et « en suspension dans l'eau » (droite) de débris végétaux riches en <i>Sar</i> , prélevés lors des campagnes Cemagref de 2003 (Lepage et al. 2003)	86
Figure 2 : Prélèvement (campagnes GirSar 2003), cadre de fond, composé à ~75% de « débris végétaux-marron » (Lepage et al. 2003).....	86
Figure 3 : Prélèvement (campagnes GirSar 2004), cadre de fond, composé à ~90% de <i>Sar</i>	86
Figure 4: Prélèvement (campagnes GirSar 2004), cadre de fond, composé à 50-60% de « vert »	86
Figure 5: "Sar" (avril 2013).....	87

Tableau 1: Pourcentages des divers composants (% masse sèche) de deux échantillons provenant des tambours du CNPE. L'évaluation des pourcentages de chaque composant a été effectuée sur 5 aliquotes.....	88
Tableau 2: Nombre de feuilles entières identifiées.	88
Figure 6: Séparation par taille des échantillons de : (a) CNPE (18/3/2002 ; (b) CNPE (26/2/2009) ; (c) campagne GirSar (2/4/2003).	89
Figure 7: Distribution par taille (% masse sèche) des échantillons antérieurs à cette thèse.	90
Figure 8: Tamisage par tailles (CNPE, 14 février 2013) : a) *3-5 mm ; b) 5-10 mm ; c) >10 mm. *La fraction 1-3 mm est supposée inexistante car le matériel est récupéré dans les eaux de lavage des tambours de filtration du CNPE (maille de 3 mm).....	91
Figure 9: Tamisage par tailles (estuaire, mars et avril 2012) : a) 315 µm-1 mm ; b) 1-3 mm ; c) > 3 mm. ...	91
Figure 10: Distribution par taille en mortes-eaux (mois de mars et avril) : année 2012 et 2013.	93
Figure 11: Distribution par taille en vives-eaux (mars 2013) aux deux stations : PK 30 (dessus) et PK 52 (dessous). (filet 200µm).....	93
Figure 12: Distribution par taille en vives-eaux (mars 2013) aux deux stations : PK 30 (dessus) et PK 52 (dessous). (filet 750 µm).....	94
Tableau 3: $\delta^{13}\text{C}$ et rapport carbone organique particulaire/azote particulaire (COP/NP) des différents types de matériel présents dans les écosystèmes côtiers tempérés (modifié de (Dubois 2012))...	96
Figure 13 : Rapport C:N des prélèvements des débris végétaux dans l'estuaire selon : a) station ; b) profondeur ; c) mois ayant subi une crue ; d) taille.	97
Figure 14: Rapport C:N des prélèvements des débris végétaux dans le CNPE en fonction: a) du mois sur une période ayant subi une crue ; b) de la taille des débris.	98
Figure 15: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (http://atlas-paysages.gironde.fr)	101
Tableau 4 : Affluents latéraux à l'estuaire de la Gironde	102
Figure 16: Carte d'occupation du sol en Gironde (2006) (source : CORINE Land Cover, http://aquitaine.fr/institution/cartes-de-l-aquitaine/occupation-du-sol-clc-2006.html).....	104
Tableau 5: Pourcentages respectifs des divers types d'occupation du sol dans le périmètre du SAGE.....	105
Figure 17: Evolution de la culture des vignes en Gironde de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007).	106
Figure 18: Evolution de la culture des céréales (gauche) et de maïs (droite) de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007)	107
Figure 19: Evolution des Surfaces Toujours en Herbe (STH) de 1979 à 2000 (SMIDDEST, 2007).....	108
Figure 20: Surface boisée en Gironde (SMIDDEST, 2007).....	109
Figure 21: Schéma sur la formation du bourrelet alluvial.	109
Figure 22: Aménagement des marais (http://www.forum-zones-humides.org/centre-documentation.aspx)	110
Figure 23: Echanges des marais avec son milieu (modifié de http://www.migrateurs-loire.fr/?100-les-cotiers-vendeens)	112
Figure 24: Relief du bassin versant de la Garonne (source : http://www.eau-adour-garonne.fr).	115

Figure 25: Présence des espèces arboricoles dans le bassin versant de la Garonne. En gras sont montrées les espèces prédominantes (Garonne amont, Garonne débordante, Garonne moyenne).....	119
Figure 26: Bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)	121
Figure 27: Relief du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)	121
Figure 28: Population du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)	121
Figure 29: Occupation du sol du bassin versant de la Dordogne (http://www.eptb-dordogne.fr/public/content_files/poster_a2_01-12-05.pdf)	122
Figure 30: Les aménagements hydroélectriques de la Dordogne, de la Maronne, de la Cère et de la Vézère (d'après dépliant EDF).....	124
Figure 31: Présence des espèces arboricoles dans le bassin versant de la Dordogne.....	126
Tableau 6 : Apports de litière aux fleuves selon les aires géographiques (Abelho 2001, modifié).....	130
Figure 32: Moyenne annuelle des débits de la Garonne à Tonneins et de la Dordogne à Pessac sur Dordogne à l'entrée de l'estuaire de la Gironde (Etcheber et al. 2013).	132
Figure 33: Tendence évolutive des débits moyens annuels et automnaux (Garonne+Dordogne) de 1959 à 2012 (dessus) et de 1995 à 2012 (dessous).....	133
Figure 34: Tendence évolutive des débits moyens automnaux de la Garonne et de la Dordogne sur des périodes de 50 ans et de 17 ans.	134
Tableau 7: Hauteurs d'eau, référenciées aux stations de la Dordogne : a) valeurs théoriques pour générer des inondations et b) valeurs mesurées lors de crues.....	135
Tableau 8: Débits mesurés à Pessac sur Dordogne (limite estuaire amont) lors de 3 crues en Dordogne (années 2003, 2009 et 2012).....	135
Figure 35: Carotte extrait du lit mineur (Limeuil, septembre 2011).....	136
Figure 36: Débit journalière de la Dordogne (station de Pessac sur Dordogne) lors des années 2011 et 2012.....	137
Figure 37: Surface d'une carotte extrait du lit mineur (Limeuil, septembre 2012).....	137
Figure 38 : Localisation de la zone étudiée (gauche) et photographie et image RX des carottes (droite), la plus en amont (n°2) et la plus en aval (n°5).	139
Figure 39: Schéma récapitulatif des enseignements tirés sur la nature, l'origine et la rétention probable des débris végétaux en milieu fluvio-estuarien.....	142

Chapitre 4

Table I: Physico-chemical quality of water during experiments [data obtained from a MAGEST (MAREL Gironde ESTuary) station located close to the experimental site]. Recorded data correspond to instantaneous values measured every 10 minutes.....	151
Table II: Details of field experiments classified according to leaf species, environment of exposure [W (water-current), M (mud-contact), W-NC (water-no current)], number of used nylon bags and time of bag collections.	152
Figure I: Location map of the Gironde fluvial-estuarine system showing the main tributaries and the experimental site (Bordeaux, map from “Geoportail”). The stars represent the sites of the three different environments: W-C (water-current), W-NC (water-no current), M (mud-contact). In the lower panel, the simplified schema shows the setup of the litterbags (triangles) deployed in each environment.	153
Figure II: Changes in the remaining biomass of poplar and oak during the decay period in three different environments (“water-column”, “water without current”, “mud-contact”) in Bordeaux, Gironde Estuary. The litter bags experienced more time in mud contact than in water to allow a final remaining mass less than 50%.	156
Table III: Degradation coefficients (k , in day ⁻¹ and degree.day ⁻¹) and corresponding half-lives ($T_{1/2}$, in day-1 and degree.day-1) with deviation standards. Environment of experiments (W-C, M, W-NC): See Table II.....	157
Figure III: Half-life ($t_{1/2}$, day) for each leaf species (poplar and oak) depending on the environment. ..	157
Table IV: The p-values resulting from the ANCOVA and Tukey-HSD tests applied to compare the remaining biomass of the three tree species according to the influence of the environmental conditions. p-value: probability level (NS: not significant; significant difference; *: p value < 0.05; ***: p value<0.001).	158
Figure IV: Changes in the toughness of poplar and oak leaves during the decay period depending on the environments.	159
Figure V: Changes in the C:N ratio of poplar and oak leaves during the decay period depending on the environments.	160
Table V: Works investigating the influence of current water on decay rates.	161
Tableau 1: Incubations in-situ de feuilles de platane en présence (W-C) ou absence (W-NC) des courants tidaux.	165
Tableau 2 : Coefficients de dégradation et temps de demi-vie obtenus pour trois espèces, sous et en absence de courants tidaux, exprimés en fonction du temps et de la température.....	166
Figure 1: Coefficients de dégradation (gauche) et temps de demi-vie (droite), exprimés en unités journalières (moyenne±erreur standard), obtenus pour trois espèces (peuplier, chêne et platane), sous et sans l’influence des courants tidaux (W-C et W-NC respectivement).....	166
Figure 2: Coefficients de dégradation (gauche) et temps de demi-vie (droite), exprimés en fonction de la température cumulée (moyenne±erreur standard), obtenus pour trois espèces (peuplier, chêne et platane) sous et sans l’influence du courant tidal (W-C et W-NC respectivement).....	166
Tableau 3: Compilation des coefficients de dégradation de feuilles de platane publiés.....	167

Figure 3: Evolution temporelle du rapport C:N lors des incubations en présence (W-C) et en absence (W-NC) de courants tidaux.....	167
Tableau 4: Coefficients de dégradation et temps de demie obtenus pour deux espèces, en hiver et en été, exprimés en fonction des jours et de la température.	169
Figure 5: Coefficients de dégradation pour deux espèces (peuplier, chêne), en hiver et en été, exprimés en fonction du temps (jour) et de la température cumulée (degrés.jour ⁻¹).....	170
Tableau 5: Valeurs de C:N et $\delta^{13}\text{C}$, avant (t=0 jours) et après (t=fin) dégradation en milieu aqueux, pour trois espèces de feuilles d'arbre : peuplier, chêne, platane. La valeur de « graminée » (<i>Phragmites australis</i>) sert comme référence (t=0 jours) pour la famille des graminées, néanmoins, les valeurs indiquées pour t=fin (« l'après dégradation ») correspondent à des graminées extraits des prélèvements des débris végétaux effectués au CNPE, et non à la fin des incubations <i>litter-bag</i>	173
Tableau 6: Rapport C:N du limbe foliaire après un mois d'incubation dans l'eau	173
Tableau 7: Rapport C:N des espèces feuillues à la fin des différentes incubations <i>litter-bag</i> . La durée des immersions est indiquée, ainsi que le type de milieu : eau avec courant (W-C), eau sans courant (W-NC) et en contact avec la vase (M).	174

Chapitre 5

Figure 1: Schéma illustratif de l'organisation de ce chapitre.....	181
Figure 2 : Surface brute et surface filtrante immergée d'un tambour filtrant du Blayais en fonction de la hauteur d'eau de marée (PBH : plus basses eaux ; PHE : plus hautes eaux).....	184
Tableau 1 : Concentration de débris végétaux dans les eaux de lavage du tambour, en fonction du mode de rotation. L'intervalle correspondant aux situations des basses eaux (BE) et des hautes eaux (HE).	185
Figure 3 : Variation de la turbidité pendant des cycles de marée consécutifs (lignes gris indiquent la hauteur d'eau) à Bordeaux (gauche) et à Libourne (droite). (extrait d'Etcheber et al. 2011).	188
Figure 4 : Concentration (en poids sec) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours lors d'un cycle de marée (PM : pleine mer ; MJ : mi-jusant ; BM : basse mer ; MF : mi-flot). Données du 24 janvier 2011, avec un coefficient de marée de 93.....	188
Figure 5 : Concentration (g m ⁻³) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours selon les coefficients de marée, dans une même période de temps. Données disponibles lors de jours consécutifs de la période à risque de colmatages du CNPE des années 2011 (sur une durée de 10 jours), 2012 (quatre campagnes sur une durée totale de 64 jours) et 2013 (sur une durée de 5 jours). Le protocole des prélèvements est détaillé dans le chapitre 2.....	190
Figure 6 : Débits fluviaux (Dordogne+Garonne) pour deux périodes opposés : une période sèche, du 1 janvier 2011 au 30 avril 2012 ; et une période humide, du 1 janvier au 30 avril 2013.....	191
Figure 7 : Concentration (en poids sec) des débris végétaux prélevés dans les eaux de lavage des tambours en 2013 (janvier-avril). Des prélèvements par triplicat ont été réalisés en continu, à trois moments (à 3, 2 et 1 heures avant la basse mer-BM).	192
Figure 8 : Temps (s/heure) en mode de fonctionnement GV des 8 tambours de filtration du CNPE. Le 23 mars un arrêt de pompes a été enregistré avec un coefficient de marée 45. En prévision d'un	

accroissement du risque de colmatages en s'approchant des vives-eaux, à partir du 23 mars, le mode de rotation GV des tambours a été déclenché manuellement à chaque basse mer (entre 3 heures avant et 1 heure après), et ils ne peuvent pas être considérés comme une réponse automatique du système de filtration face à une perte de charge. Pour cette raison, seulement les interprétations des données antérieures au 23 mars sont estimées valables.....	194
Tableau 2 : Contribution des débits de la Dordogne et la Garonne aux crues qui sont suspectées d'avoir provoqué des événements de colmatage dans les tambours rotatifs (CNPE Blayais).....	195
Tableau 3 : Distances de fetch théorique (km) pour des vents soufflants vers la zone des prises d'eau du CNPE du Blayais, selon la direction du vent.	197
Figure 9 : Illustration des directions possibles du vent, par rapport à l'emplacement du CNPE du Blayais.	197
Tableau 4 : Vitesse de courant des eaux (près du fond) calculées à partir des contraintes de cisaillement obtenues par Schüttrumpf (2011) relatives à la remise en suspension des débris végétaux.	202
Figure 10 : Vitesse de courant (intensité de courant) mesurée près du fond au PK 52 (août 2006) lors de mortes eaux (extrait de Benaouda 2008).....	202
Figure 11 : Vitesse de courant (intensité de courant) mesurée près du fond au PK 52 (août 2006) lors de vives eaux (extrait de Benaouda 2008).....	203
Tableau 5 : Temps par cycle de marée semi diurne (exprimé en minutes et en %) pendant lequel le seuil de remise en suspension des débris végétaux n'est pas dépassé par les vitesses de courant mesurées en Gironde (PK 52) lors des mortes eaux et vives eaux.	203
Figure I : Location map of the Gironde fluvial-estuarine system showing the main tributaries (Garonne and Dordogne) and the mean position of the TMZ (A). The two sampling sites, PK30 and PK52 (PK = kilometric distance of the site from Bordeaux city), are located in the TMZ. Pauillac and Bordeaux are equipped with real-time automated stations. The TMZ moves up and down along the estuary depending on the tidal cycle and fluvial discharge. The insets show SPM concentrations in surface waters at low tide under moderate (B) and low (C) river flow conditions (modified from Sottolichio and Castaing, 1999).....	209
Figure II : Reproducibility in the CPM determination based on triplicate samples collected in February 2012 at sites PK30 and PK52 (see the method section for details). Mean value and standard deviation is given for each triplicate series. The results are plotted separately for the two size fractions, 0.3-1 mm and 1-3 mm, due to the large differences in the concentration ranges. The grey areas and the accolade indicate the correspondence between the scales of the two graphs.	211
Figure III : Evolution of daily-averaged fluvial discharge ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) and turbidity (NTU) in the central and upper estuary from January to November 2011 and January to April 2013.	212
Figure IV : Coarse Particulate Matter concentration (g.m^{-3}) at neap tides, from February to November 2011. Two fractions are showed (0.3-1 mm and 1-3 mm) for two levels of water column depth (surface and bottom) and for both stations (PK 30 and PK 52).	213
Figure V : Coarse Particulate Matter concentrations (g.m^{-3}) at spring tides, from January to April 2013. Three fractions are showed (0.3-1 mm, 1-3 mm and 3-5 mm) for two levels of water column depth (surface and bottom) and for both stations (PK 30 and PK 52). The fraction $>5\text{mm}$ is not represented due to the existence of only one value (in March, at PK 52, surface) equal to 0.03 g.m^{-3}	214

Figure VI : Comparison of CPM concentrations ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) according to neap or spring tides in March and April, 2013, at stations PK30 and PK52. Two fractions are showed (0.3-1 mm and 1-3 mm) in surface and bottom waters. ND: Not Determined.	215
Table I : Contribution of CPOC to POC (in %; n: number of samples; $\pm$: standard deviation), according to CPM size class at stations PK30 and PK52 in the TMZ of the Gironde Estuary. Data concerning the year 2011 corresponds to neap tides whereas for 2013 data is related to spring tides.	216
Tableau 8 : Estimation des concentrations en débris végétaux (CPM) apportés à l'estuaire lors d'une crue.	220
Figure 12 : Décalage en temps (jour) entre l'occurrence d'une crue en Gironde et un évènement de colmatage dans le système de filtration du CNPE du Blayais. Les courbes donnent l'enveloppe de répartition des décalages temporels (Δt) entre la date du pic (Q) de crue et l'observation de colmatage. Les équations de ces courbes, pour des débits $> 4000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sont pour la fourchette minimale: $\Delta t = -2\text{E-}^{05}\text{Q}^2 + 0.23\text{Q} - 497$ ($\text{R}^2 = 99\%$), et pour la fourchette maximale: $\Delta t = -1\text{E-}^{05}\text{Q}^2 + 0.10\text{Q} - 145$ ($\text{R}^2 = 99\%$).....	221
Tableau 9 : Vitesses de déplacement associées au bouchon vaseux lors d'une crue en Gironde (extraits de (Jouanneau and Latouche 1981)).	222

Conclusion

Figure 1: Schéma conceptuel de la dégradation de matériel foliaire : (gauche) les courants tidaux induisent une augmentation de sa cinétique de dégradation (+ 30%) ; (droite) en contact avec les dépôts de vase, la cinétique de dégradation du matériel foliaire diminue (-50%).	230
Figure 2: Schéma conceptuel du transport des débris végétaux dans l'estuaire.	234
Figure 3: Illustration des limites des fleuves en fonction des débits: lit majeur et mineur (http://www.espace-riviere.org)	239
Figure 4: Carte des reliefs de l'estuaire de la Gironde (source: http://atlas-paysages.gironde.fr/).....	240

Production Scientifique

- **Publications:**

Fuentes-Cid, A.; Etcheber, H.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; De-Oliveira, E.; Oggian, G.; Derriennic, H. (2012) Dynamique spatio-temporelle du matériel végétal grossier dans l'estuaire de la Gironde. **Paralia**, 281-288, DOI:10.5150/jngcgc.2012.029-F.

Fuentes-Cid, A.; Chauvet, E.; Etcheber, H.; De-Oliveira, E. ; Sottolichio, A. ; Schmidt, S. (2013) Leaf litter degradation in highly turbid transitional waters : preliminary results from litter-bag experiments in the Gironde Estuary. **Geodinamica Acta**, 1-18, DOI: 10.1080/09853111.2013.877233.

Fuentes-Cid, A.; Etcheber, H.; Schmidt, S.; Abril, G.; De-Oliveira, E.; Lepage, M.; Sottolichio, A. (2014) Dynamics of coarse particulate matter in the turbidity maximum zone of the Gironde Estuary. **Comptes Rendus Geoscience**, DOI: 10.1016/j.crte.2014.03.001.

Fuentes-Cid, A.; Chauvet, E.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; De-Oliveira, E.; Pierre, M.; Etcheber, H. (soumis) Influence of tidal current and anoxic mud-layers on litter decomposition in a European macrotidal estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**.

Fuentes-Cid, A.; Etcheber, H.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; De-Oliveira, E. (soumis) Contribution of a multidisciplinary study of vegetal debris in the Gironde Estuary to understand clogging events of the cooling circuit of the Blayais Nuclear Power Plant. **Hydroécologie Appliquée**.

- **Communication à des congrès :** communications orales (O), poster (P).

(O) **Fuentes-Cid, A.**; Etcheber, H.; De-Oliveira, E.; Schmidt, S.; Chauvet, E.; Sottolichio, A. What is the fate of the coarse particulate organic matter in the Gironde estuary? IS.Rivers 2012, 1st international conference on Integrative sciences and sustainable development of rivers . Juin 2012, Lyon, France.

Fuentes-Cid, A.; Etcheber, H.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; De-Oliveira, E.; Oggian, G.; Derriennic, H. Dynamique spatio-temporelle du matériel végétal grossier dans l'estuaire de la Gironde. XII^{èmes} Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil. Juin 2012, Cherbourg, France.

(P) **Fuentes-Cid, A.**; Etcheber, H.; Schmidt, S.; De-Oliveira, E.; Sottolichio, A. Spatiotemporal dynamic of Coarse and Fine Particulate Organic Matter in the Gironde estuary: implication for carbon budget. XIII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY13). Avril 2012, Santander, Espagne.

(O) **Fuentes-Cid, A.**; Etcheber, H.; De-Oliveira, E.; Chauvet, E.; Schmidt, S.; Sottolichio, A. Impact of terrestrial coarse matter on coastal waters: case of the Gironde estuary. Coastal ecosystems vulnerability to global change and extreme events. Octobre 2011, Biarritz, France.

Annexes

Annexe 1

Echantillons formolés provenant des campagnes Girsar (plus de détails sur les rapports Cemagref 2003, 2004, 2006 et 2009).

Date	Observations
2/4/2003	PRELEVEMENT 5
2/4/2003	PRELEVEMENT 11
2/4/2003	PRELEVEMENT 12
26/2/2009	BENNE, POINT T-10

Echantillons formolées prélevées des tambours filtrants de la CNPE du Blayais

Date	Heure	Tranche	Voie	Observations
27/4/2001	13 :30	3	2	GOUL. BP
9/5/2001	12 :59	3	2	GOUL. BP, N°4
18/3/2002	13 :30	4	1	GOUL. BP
15/2/2002	15 :57	3	2	GOUL. BP, temps 8 min
22/3/2002	8 :00	4	2	
27/03/2002	14 :00	4		GOUL. BP
30/4/2002		4	2	GOUL. BP
20/3/2003		4	2	GOUL. BP
3/4/2003	13 :00	4	2	
8/1/2007		1	1	
19/3/2007	23 :00	4	2	
20/3/2007	12 :00-14 :15	4	2	
21/03/2007	00 :15-02 :15	4	2	
22/03/2007	00 :30-02 :45	4	2	
29/03/2007	12 :00-14 :30	4	2	
26/2/2009	10 :45	4	1	
27/2/2009	12 :00			
1/4/2009		3		
3/4/2009		3		A marée montante (9 :00)

Annexe 2

Outils acoustiques employés dans la campagne-acoustique (mars 2011)

- Sonar Lateral (iXSEA ELICS 400-1350 kHz)

Il permet de détecter et localiser tout objet affleurant sur le fond, donc il est efficace pour établir une cartographie des structures sédimentaires. Il donne une bonne indication sur la nature physique du fonds grâce à l'indice de rétrodiffusion. Les zones de faibles réflectivités se traduisent par des fonds non consolidés de type crème de vase. Les zones de fortes réflectivités peuvent se traduire par la présence de sable ou de vase compactée.

- Sondeur mono faisceau (ODOM Echotrack III)

Ce sondeur émet une impulsion sonore au travers d'un faisceau dirigé selon la verticale du navire, permettant une exploitation du signal retour acoustique de toute la colonne d'eau et d'observer selon le cas les couches sédimentaires.

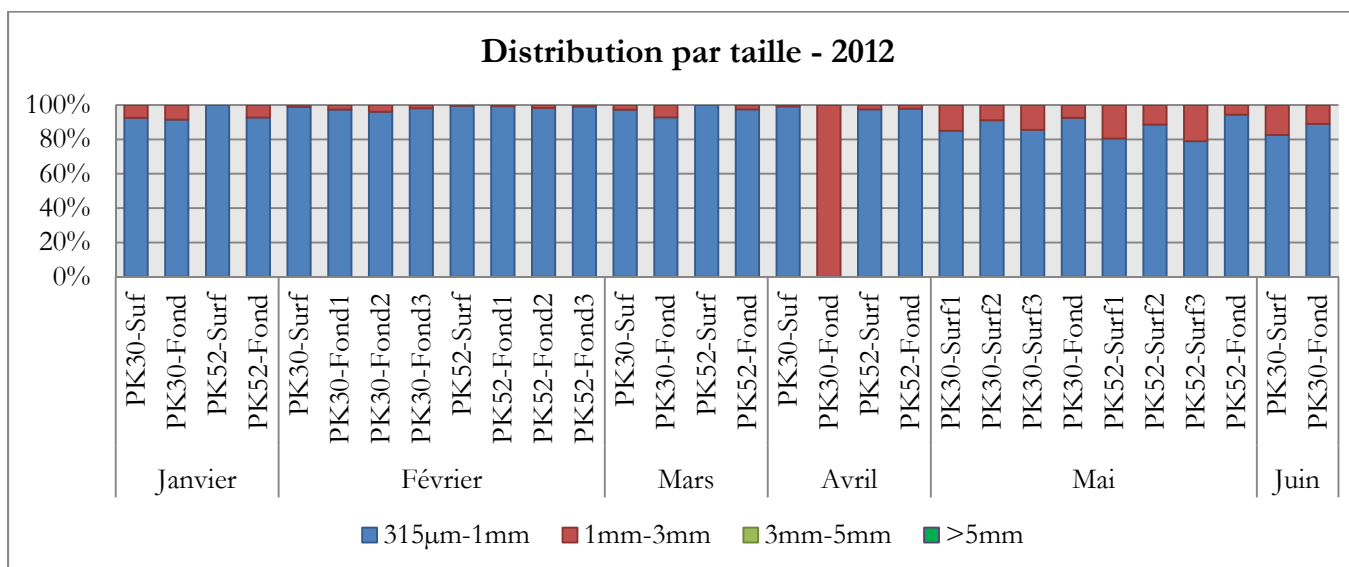
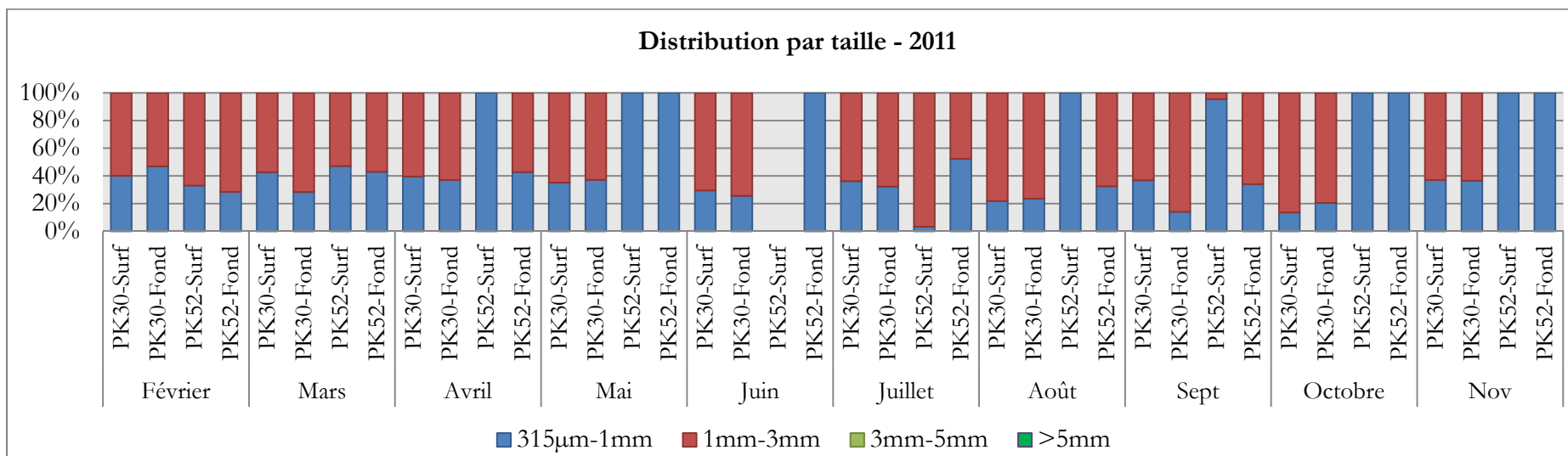
- Caméras acoustiques

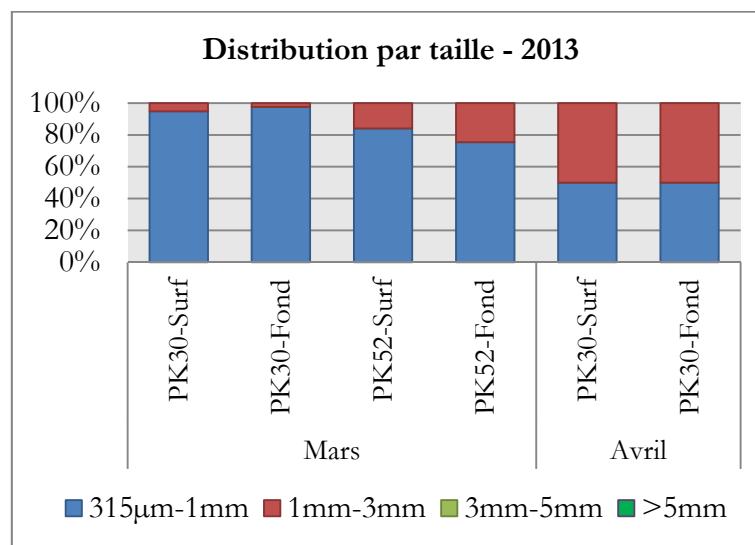
Les modèles DIDSON (1 100 et 1 800 kHz) et BlueView BV 5000 MB1350 (1350 kHz) sont utilisés comme sonar très haute fréquence capables d'identifier des objets immergés dans des eaux totalement opaques.

- ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler)

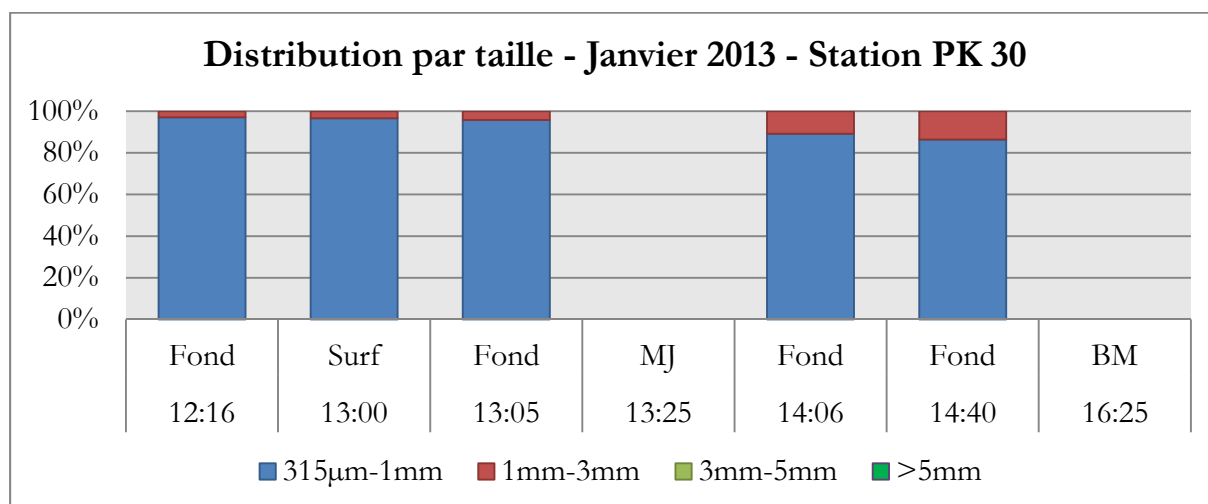
Mesure de la vitesse de courant grâce à la propagation et la réflexion des ondes acoustiques sur des particules en suspension dans l'eau. L'utilisation des particules comme réflecteurs pose de problèmes dans le signal dans une eau extrêmement turbide.

Distribution par taille (%) sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30 et PK 52) lors des mortes-eaux (années 2011, 2012 et 2013).

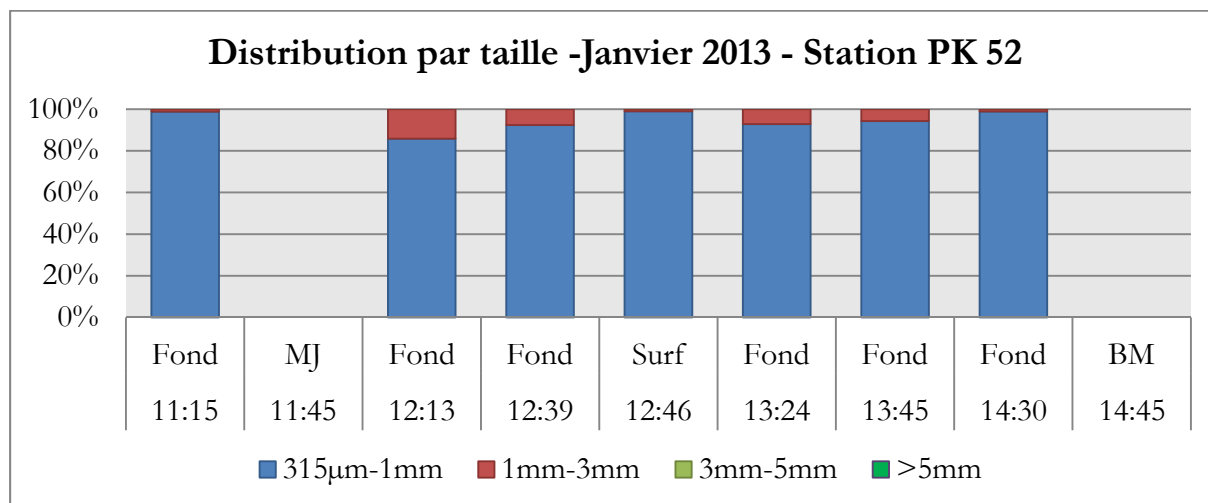




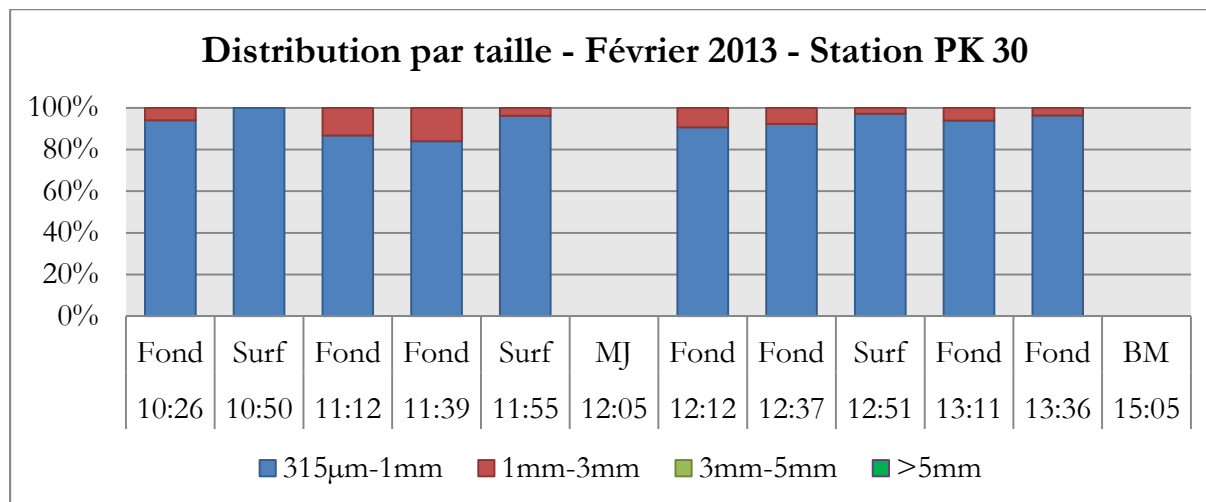
Distribution par taille (%) sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30 et PK 52) lors des mortes-eaux (PK 30 et PK 52) lors des vives-eaux (année 2013 ; mois : janvier, février, mars, avril).



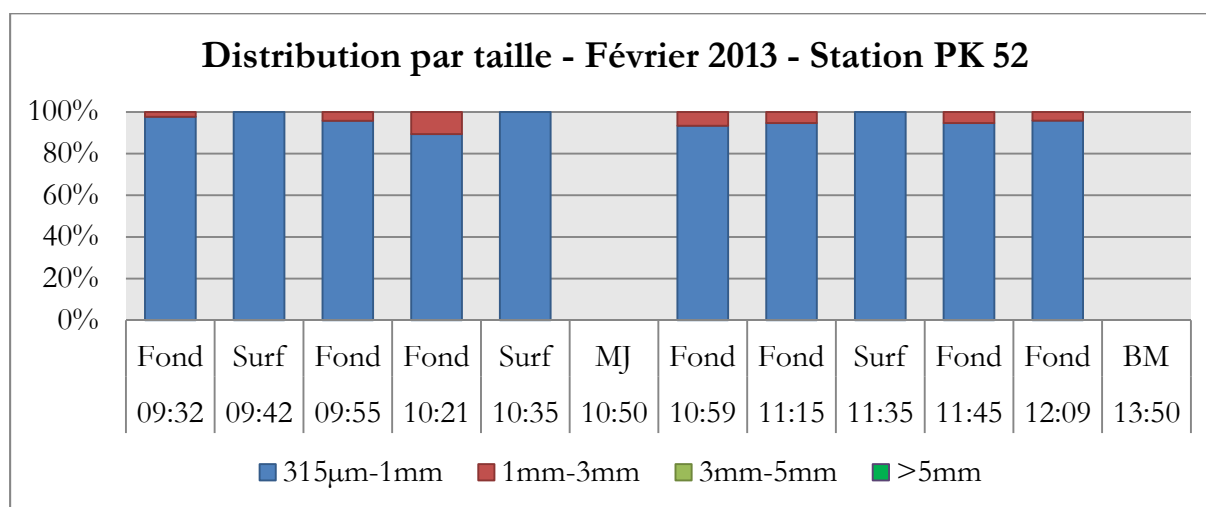
Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois janvier).



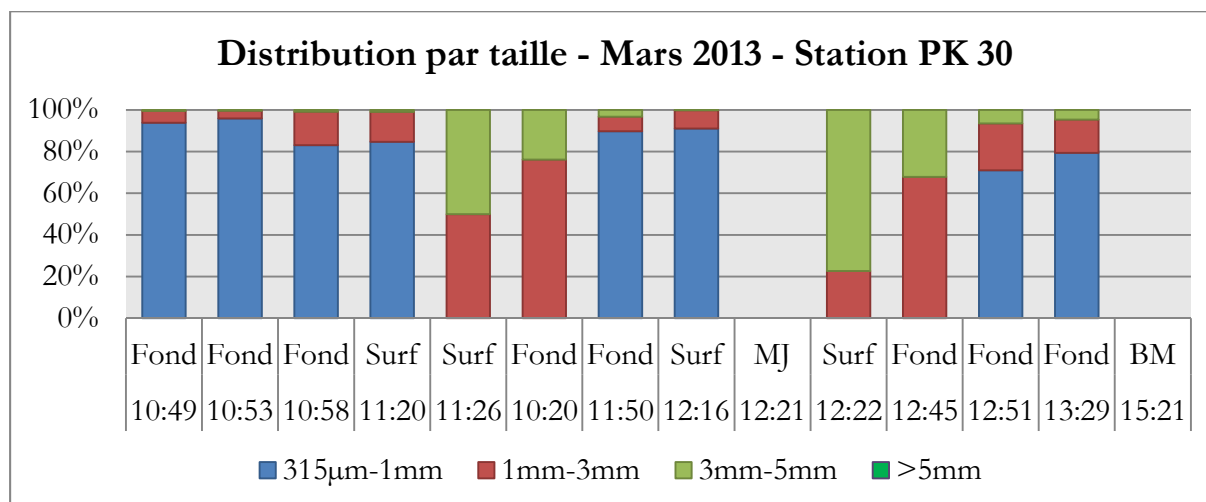
Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 52) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois janvier).



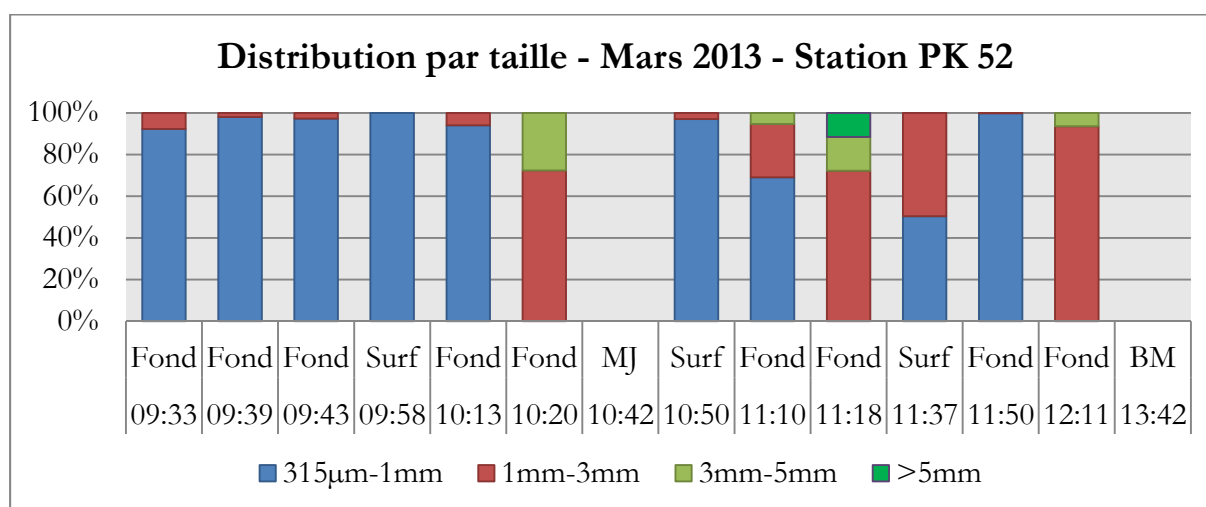
Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois février).



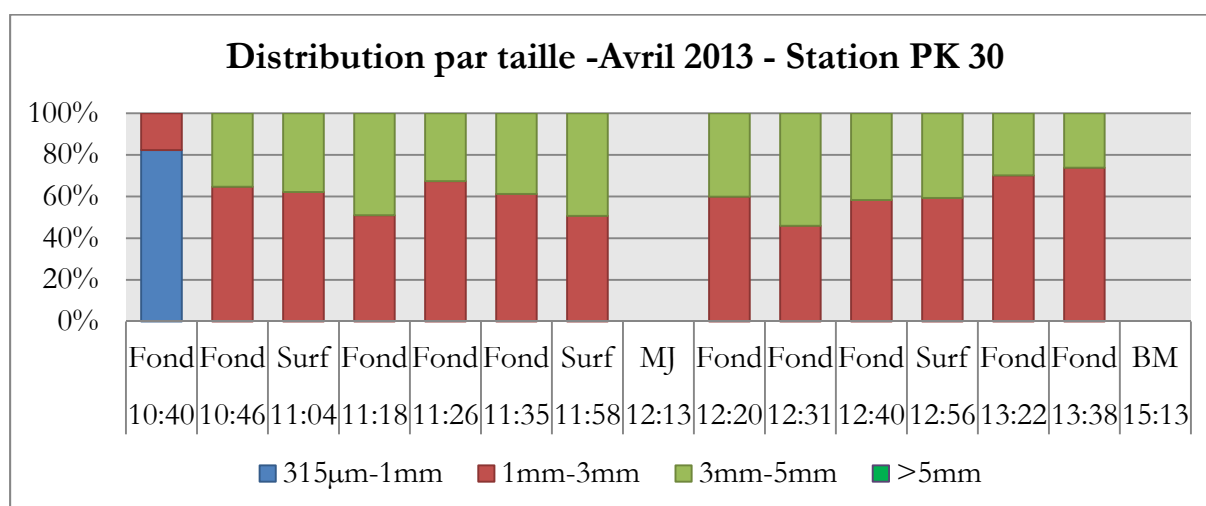
Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 52) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois février).



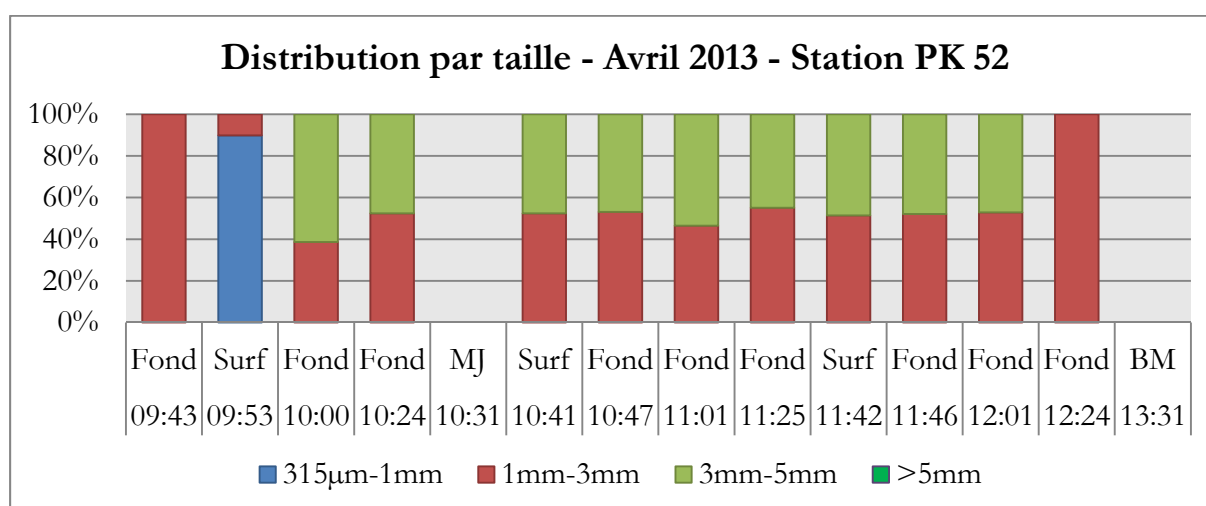
Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois mars).



Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 52) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois mars).

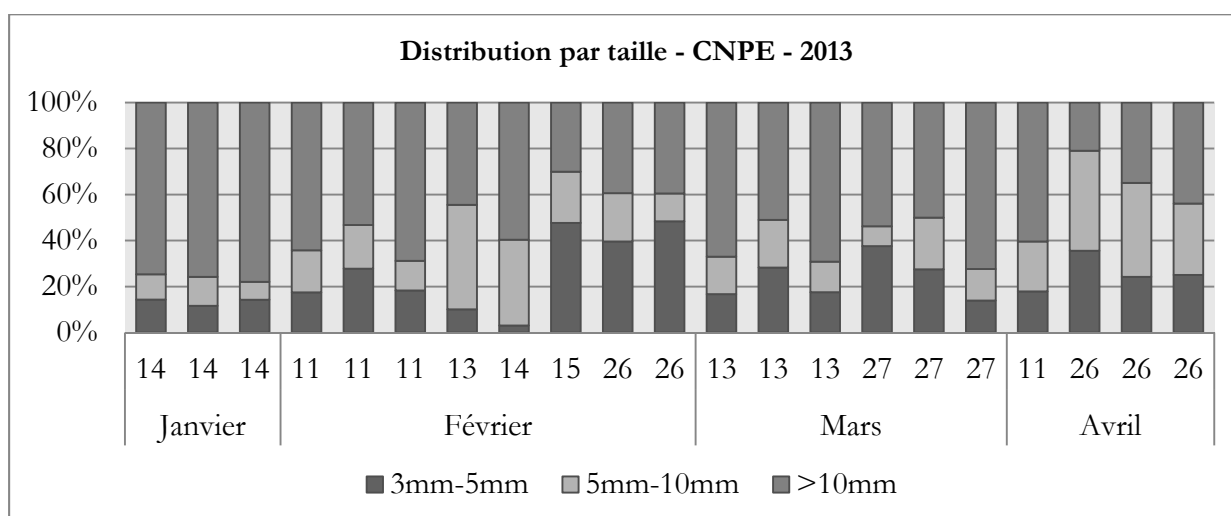
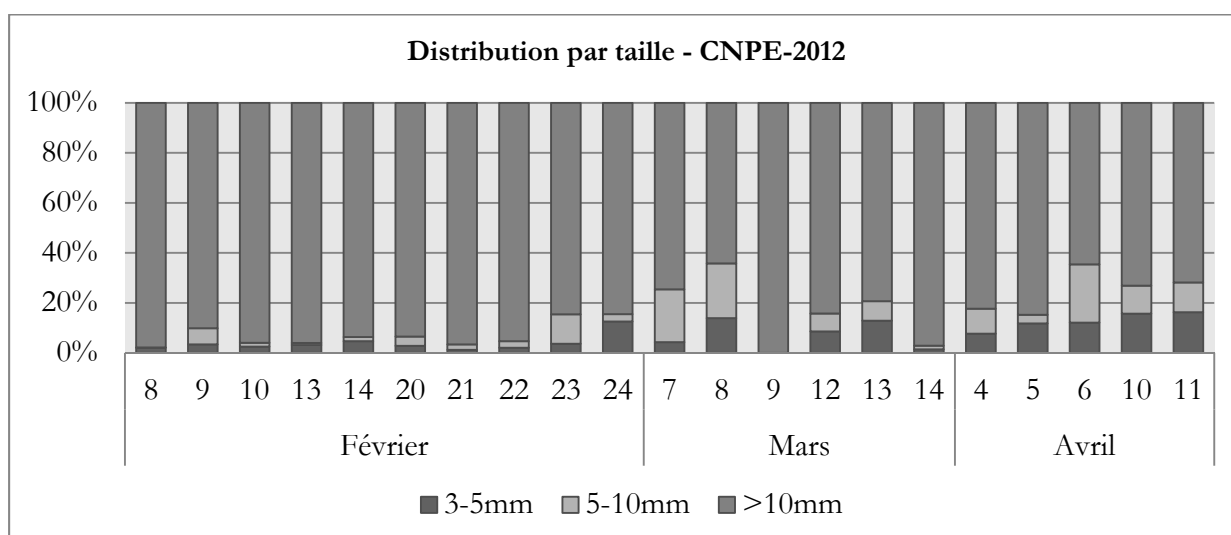
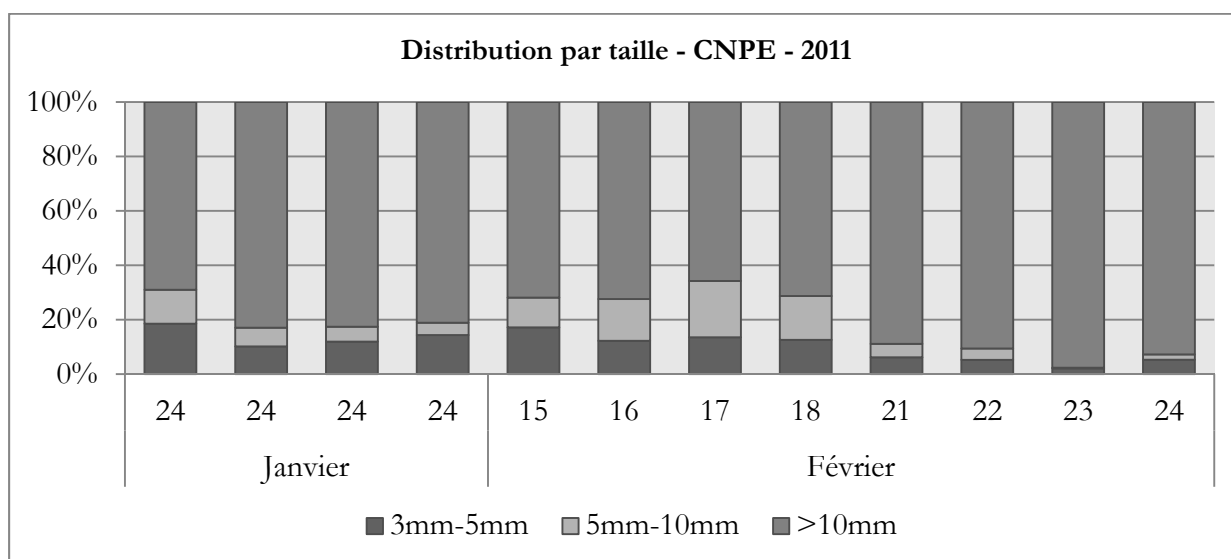


Distribution taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 30) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois avril).



Distribution par taille sur des échantillons prélevés dans l'estuaire (PK 52) lors de la descente de la marée à vives-eaux (année 2013, mois avril).

Distribution par taille des échantillons prélevés au CNPE (années 2011, 2012, 2013) lors de la période à risque de colmatages.



Annexe 4

COP sur des échantillons (estuaire) de 2011

Station	Fraction	COP (%)		
		N	moyenne	±
PK30	315 µm - 1 mm	20	16,5	6,4
	> 1 mm	20	35,5	8,4
PK52	315 µm - 1 mm	19	24,3	10,2
	> 1 mm	10	32,7	18,8

COP sur des échantillons (estuaire) de 2012

Station	Fraction	COP (%)		
		N	moyenne	±
PK30	315 µm - 1 mm	14	19,9	11,2
	> 1 mm	11	37	11,2
PK52	315 µm - 1 mm	12	23,7	9
	> 1 mm	9	37,8	11,7

COP sur des échantillons (estuaire) de 2013

Station	Fraction	COP (%)		
		N	moyenne	±
PK 30	315µm-1mm	25	19,3	1,7
	1-3mm	41	38,4	1,6
	3-5mm	24	42,2	1,4
	>5mm	0		
PK 52	315µm-1mm	27	20	4
	1-3mm	40	36	2
	3-5mm	14	37	1
	>5mm	1	41,1	

$\delta^{13}\text{C}$ et rapport C:N des échantillons (débris végétaux) de l'estuaire et du CNPE.

	C:N	$\delta^{13}\text{C}$
CNPE	26,2	-28,7
	28,1	-29,4
	23,5	-29,5
	34,5	-27,6
	14,8	-26,7
	20,7	-28,1
	29,2	-28,5
	33,2	-28,5
	28,4	-28,9
	27,7	-28,7
	28,2	-28,9
	29,4	-28,8
	22,3	-27,8
Estuaire	23,8	-28,5
	23,6	-28,6
	25,1	-28,9
	14,7	-26,3
	17,8	-26,8
	17,5	-27,2
	16,3	-26,8
	18,6	-27,5
	19,8	-26,2
	19,9	-27,5
	13,3	-25,9
	19,4	-27,6
	27,9	-26,7

Cycle marée	Année	Prélèvement	Mois	Fraction	Station	Profondeur	C:N
ME	2011	filet-estuaire	août	>1 mm	PK30		19,4
ME	2012	filet-estuaire	janvier	315µm-1mm	PK30	surf	14,6
ME	2012	filet-estuaire	avril	>1 mm	PK52	surf	17,7
ME	2012	filet-estuaire	avril	>1 mm	PK52	surf	7,41
ME	2012	filet-estuaire	avril	315µm-1 mm	PK52	surf	10,1
ME	2012	filet-estuaire	avril	>1 mm	PK52	fond	13,3
ME	2012	filet-estuaire	mai	>1 mm	PK30	surf	14,2
ME	2012	filet-estuaire	mai	>1 mm	PK30	fond	22,2
ME	2012	filet-estuaire	mai	315-1	PK52	surf	10,5
ME	2012	filet-estuaire	mai	315-1	PK52	fond	14,8
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK52	surf	10,2
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK52	fond	16,2
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK52	fond	10,1
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK52	fond	16,6
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK52	fond	14,3
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK30	surf	14,8
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK30	fond	15,7
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK30	fond	14,9
VE	2013	filet-estuaire	janvier	>1	PK30	fond	13,5
VE	2013	filet-estuaire	février	315-1	PK52	surf	10,9
VE	2013	filet-estuaire	février	315-1	PK52	fond	14,5
VE	2013	filet-estuaire	février	315-1	PK30	surf	15,4
VE	2013	filet-estuaire	février	315-1	PK30	fond	17,0
VE	2013	filet-estuaire	février	>1	PK52	fond	16,9
VE	2013	filet-estuaire	février	>1	PK30	surf	16,5
VE	2013	filet-estuaire	février	>1	PK30	fond	17,1
VE	2013	filet-estuaire	février	>3	PK52	fond	22,5
VE	2013	filet-estuaire	mars	>3	PK52	fond	25,3
VE	2013	filet-estuaire	mars	>3	PK52	fond	15,6
VE	2013	filet-estuaire	mars	>1	PK52	fond	17,0
VE	2013	filet-estuaire	mars	>3	PK52	fond	22,1
VE	2013	filet-estuaire	mars	>1	PK52	fond	20,1
VE	2013	filet-estuaire	mars	315-1	PK52	fond	14,7
VE	2013	filet-estuaire	mars	>3	PK52	surf	20,5
VE	2013	filet-estuaire	mars	>1	PK52	surf	19,3
VE	2013	filet-estuaire	mars	315-1	PK52	surf	11,9

Cycle marée	Année	Prélèvement	Mois	Fraction	Station	Profondeur	C:N
VE	2013	filet-estuaire	mars	1-3 mm	PK30	fond	21,4
VE	2013	filet-estuaire	mars	1-3 mm	PK30	fond	22,6
VE	2013	filet-estuaire	mars	315 µm-1 mm	PK30	fond	21,7
VE	2013	filet-estuaire	mars	3-5 mm	PK30	surf	24,1
VE	2013	filet-estuaire	mars	1-3 mm	PK30	surf	21,2
VE	2013	filet-estuaire	mars	3-5 mm	PK30	surf	22,4
VE	2013	filet-estuaire	mars	1-3 mm	PK30	surf	18,8
VE	2013	filet-estuaire	avril	315µm-1mm	PK52	surf	13,3
VE	2013	filet-estuaire	avril	315µm-1mm	PK30	fond	16,8
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK52	fond	18,6
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK52	surf	14,1
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK52	fond	18,8
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK52	surf	18,6
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	fond	21,5
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	surf	20,7
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	surf	21,2
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	fond	20,0
VE	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	surf	20,4
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK52	fond	19,1
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK52	fond	16,3
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK52	fond	16,0
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK30	surf	22,0
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK30	fond	24,6
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK30	fond	24,3
VE	2013	filet-estuaire	avril	3-5 mm	PK30	surf	21,7
ME	2013	filet-estuaire	avril	315 µm-1 mm	PK30	surf	15,4
ME	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	surf	16,6
ME	2013	filet-estuaire	avril	315µm-1mm	PK30	fond	16,4
ME	2013	filet-estuaire	avril	1-3 mm	PK30	fond	20,3

Cycle de marée	Année	Prélèvement	Mois	Fraction	C:N
VE	2011	CNPE	février	3-5 mm	15,6
VE	2012	CNPE	octobre	tot	22,2
VE	2012	CNPE	octobre	tot	13,2
VE	2012	CNPE	octobre	tot	18,2
VE	2012	CNPE	octobre	tot	17,9
VE	2012	CNPE	octobre	3-5 mm	21,9
VE	2013	CNPE	janvier	>10 mm	18,5
VE	2013	CNPE	janvier	5-10 mm	17,0
VE	2013	CNPE	janvier	3-5 mm	14,0
VE	2013	CNPE	janvier	>10 mm	18,0
VE	2013	CNPE	janvier	5-10 mm	16,7
VE	2013	CNPE	janvier	3-5 mm	13,0
VE	2013	CNPE	janvier	>10 mm	27,5
VE	2013	CNPE	janvier	5-10 mm	45,0
VE	2013	CNPE	janvier	3-5 mm	52,5
VE	2013	CNPE	février	tot	21,0
VE	2013	CNPE	février	tot	22,0
VE	2013	CNPE	février	tot	20,2
VE	2013	CNPE	février	>10 mm	51,9
VE	2013	CNPE	février	>10 mm	48,7
VE	2013	CNPE	février	>10 mm	56,2
VE	2013	CNPE	février	5-10 mm	51,6
VE	2013	CNPE	février	5-10 mm	47,0
VE	2013	CNPE	février	5-10 mm	31,4
VE	2013	CNPE	février	1-5 mm	20,4
VE	2013	CNPE	février	1-5 mm	22,0
VE	2013	CNPE	février	1-5 mm	21,4
VE	2013	CNPE	février	315µm -1 mm	13,2
VE	2013	CNPE	février	315µm-1 mm	21,5
VE	2013	CNPE	février	315µm-1 mm	23,6
VE	2013	CNPE	avril	1-5 mm	23,4
VE	2013	CNPE	avril	5-10 mm	22,8
VE	2013	CNPE	avril	>10 mm	23,0
VE	2013	CNPE	11 février	tot	20,7
VE	2013	CNPE	11 février	tot	22,4
VE	2013	CNPE	11 février	tot	22,2
VE	2013	CNPE	11 février	tot	21,3
VE	2013	CNPE	11 février	tot	21,4
VE	2013	CNPE	26 février	tot	19,5
VE	2013	CNPE	26 février	tot	20,6
VE	2013	CNPE	13 mars	tot	23,7

Cycle de marée	Année	Prélèvement	Mois	Fraction	C:N
VE	2013	CNPE	13 mars	tot	24,7
VE	2013	CNPE	11 avril	tot	22,3
VE	2013	CNPE	11 avril	tot	22,8
VE	2013	CNPE	11 avril	tot	22,1

Annexe 5

L'estuaire et ses rivages

(Synthèse « Atlas des paysages de la Gironde »)

Depuis sa naissance à la confluence Dordogne-Garonne jusqu'à son embouchure maritime, l'estuaire se divise en un grand nombre d'unités de paysage. A la rencontre des deux fleuves, l'accumulation d'alluvions a formé **le Bec d'Ambès**, extension marécageuse de l'Entre-Deux-Mers. En rive droite, un ancien méandre a laissé la place au **marais de Prignac-et-Marcamps**, replat agricole au pied des coteaux de Bourg, annonciateur des plus vastes espaces agricoles du **marais de Braud-et-Saint-Louis**, en aval. En rive gauche, après les palus de **Ludon-Médoc**, terres humides aux portes de Bordeaux, les terrasses graveleuses et marais forment différents paysages dans le Médoc viticole : **le Médoc de Margaux** et ses vignobles prestigieux ; **la clairière de Listrac**, encadrée par le massif forestier ; **le Médoc de Pauillac**, résolument tourné vers l'estuaire ; **le Médoc de Saint-Christoly**, territoire partagé entre vignes et marais ; le Médoc des Mattes, aux terres gagnées sur les eaux, nettement marqué par les marais agricoles. A l'embouchure enfin, **la pointe de Grave** forme la connexion entre Gironde et Atlantique, et clôture les paysages de **l'estuaire et ses îles**. Onze unités de paysages se dégagent ainsi pour l'estuaire :

Bec D'ambes

Avec la confluence de la Dordogne et de la Garonne naît le plus grand estuaire d'Europe, et à ce point de rencontre s'étire le Bec d'Ambès, langue d'alluvions accumulées lentement par les deux fleuves. Si la presqu'île ainsi formée prolonge les derniers reliefs des collines calcaires de l'Entre-Deux-Mers, elle appartient davantage, par sa position et surtout par ses paysages, aux berges de la Gironde. Continuant aujourd'hui encore à accumuler des dépôts, s'étirant imperceptiblement vers l'aval, cette avancée d'une dizaine de kilomètres accueille à la fois agriculture, urbanisation et implantations industrielles, sur des terres marécageuses transformées par l'homme au fil des siècles.

Le marais de Prignac-et Marcamps

En contrebas des collines du Blayais et du Cubzadais, le marais de Prignac-et-Marcamps forme une petite unité d'à peine quatre kilomètres sur deux, ouverte sur la Dordogne. Encadré par des versants assez doux, il dessine un paysage très ouvert, dont les limites correspondent plus ou moins au tracé de la RD669.

Les palus de Parempuyre

Au nord de l'agglomération bordelaise, face au Bec d'Ambès, l'urbanisation laisse très vite la place à des milieux humides, presque dénués de toute trace de bâti. De la réserve naturelle des marais de Bruges aux premières vignes de Macau, les palus de Parempuyre forment une longue plaine marécageuse d'une douzaine de kilomètres, traversée par plus de dix canaux. Ce réseau

hydraulique, ainsi que les longues digues qui bordent la berge, ont permis la conquête de ces terres sur l'estuaire, et forment aujourd'hui la structure de base d'un paysage périurbain atypique, mêlant marais arborés et installations industrielles, entre l'agglomération et le fleuve.

Le Médoc de Margaux

Le Médoc de Margaux s'élève à la naissance de l'estuaire, face à l'Ile Verte et à l'Ile du Nord : surplombant la Gironde sur sa rive gauche, il est le premier des prestigieux paysages viticoles médocains en venant de Bordeaux. De Ludon-Médoc à Cussac-Fort-Médoc, les domaines renommés se succèdent sur une vingtaine de kilomètres, implantés sur les modestes pentes (moins de vingt mètres de dénivelé) en contrebas du plateau forestier. La berge elle-même est bordée d'une frange marécageuse d'un peu plus d'un kilomètre de large, distincte des coteaux autant par son relief que par les réseaux hydrauliques ou l'agriculture qui la caractérisent.

La clairière de Listrac

En retrait des coteaux de la rive gauche de l'estuaire, la clairière de Listrac est un petit territoire viticole à l'ouest de Margaux, encadré par la forêt du plateau landais et relié au fleuve par quelques jalles accompagnées de boisements. Avec une emprise d'environ huit kilomètres du nord au sud et six kilomètres d'est en ouest, c'est une modeste enclave au cœur de la pinède. Son socle géologique, calcaire et plus ancien (ère tertiaire), se démarque nettement des terres alentour, constituées en grande partie d'une base argilo-sableuse du secondaire, et explique la nature particulière de ces paysages, bien distincts de la forêt du plateau landais.

Le Médoc de Pauillac

Le Médoc de Pauillac est situé en rive gauche de la Gironde, entre Saint-Julien-Beychevelle au sud et Saint-Estèphe au nord, soit une quinzaine de kilomètres de berges. Le territoire de cette unité de paysage s'étend sur sept à huit kilomètres vers l'intérieur des terres, regroupant une étroite bande littorale marécageuse et des coteaux viticoles. Les cours d'eau du marais de Beychevelle (jalle du Nord, chenal du Milieu et jalle du Sud) forment une rupture nette au sud, de même que le chenal de la Calupeyre et l'estey d'Un au nord. La morphologie et les sols autour de ces canaux ont maintenu, en arrière des coteaux, quelques poches exemptes de vigne, exceptions notables dans ces paysages de terroirs.

Le Médoc de Saint-Christoly

Alors que l'estuaire commence à s'évaser, et qu'en rive droite le département de la Gironde laisse place à celui de la Charente Maritime, les ultimes reliefs du Médoc prennent la forme d'un éperon très peu marqué à l'est de Lesparre. A proximité des berges, quelques légères buttes de graves dessinent les dernières 'îles' viticoles conséquentes au nord du département. Le Médoc de Saint-

Christoly s'étend de Saint-Seurin-de-Cadourne au sud à Valeyrac au nord, soit une vingtaine de kilomètres de rivage ; tandis qu'entre la forêt des Landes et l'estuaire, c'est sur environ dix kilomètres que se succèdent vignobles et marais.

Le Médoc des mattes

A la pointe nord de la Gironde, le Médoc des mattes - dernière unité estuarienne avant la pointe du Verdon, plus tournée vers l'océan - est en très grande partie constitué de terres gagnées sur les eaux après les grands travaux du XVIII^{ème} siècle. Cette particularité se lit d'ailleurs très bien dans la constitution des sols : le socle, bien délimité, est principalement formé d'alluvions modernes de l'holocène, tout comme l'estuaire en lui-même. Ces vastes marais s'étendent entre Lesparre-Médoc et le Verdon-sur-Mer, soit environ 25 km du nord au sud, et entre 5 et 10 km dans les terres, jusqu'à la lisière de la forêt des Landes girondines.

La pointe de Grave

A l'extrémité de la presqu'île médocaine, la pointe du Verdon s'avance entre estuaire et océan, soulignant à la fois la rencontre et la limite entre ces deux univers. Sur une surface réduite - une langue sableuse d'à peine une dizaine de kilomètres de long - elle réunit de nombreuses composantes des territoires rencontrés plus au sud : dunes, pinède, côte sableuse, ville balnéaire, installations portuaires et marais s'organisent ici en un ensemble complexe. Ce concentré de paysages, entrée maritime du département, est confronté aux larges horizons de l'estuaire girondin et à ceux, infinis, de l'océan Atlantique.

Le marais de Braud-et-Saint-Louis

En rive droite de l'estuaire, au nord de Blaye, les abrupts coteaux calcaires s'adoucissent et s'écartent vers l'est pour laisser la place à de vastes marais, qui s'étendent jusqu'à Mortagne-sur-Gironde, en Charente-Maritime. C'est sur environ 15 000 ha et 40 km du nord au sud - dont une vingtaine sur le territoire girondin - que ces grands espaces plats et dégagés s'offrent à la vue, ponctués de rares bâtiments et d'arbres isolés qui soulignent l'ampleur de l'horizon. Autrefois territoire de l'estuaire, ces terres ont été asséchées par des ingénieurs hollandais au XVII^{ème} siècle (polderisation hollandaise) pour permettre sa mise en culture, grâce à un réseau de digues et de canaux.

L'estuaire et ses îles.

De la pointe du Bec d'Ambès à celle du Verdon, l'estuaire de la Gironde s'étire sur plus de 70 km de longueur, s'évasant au fur et à mesure pour atteindre 10 km de large avant son embouchure. Ces dimensions monumentales en font le plus grand d'Europe, représentant plus de 600 km². Même si les rives qui le bordent déterminent en partie ses paysages, ses dimensions énormes, ses

îles, ses activités spécifiques, en font un lieu en soi, emblématique du département et précieux en termes de milieux naturels. Quelques villes s'approchent jusqu'aux berges mêmes : Pauillac et Le Verdon-sur-Mer sur la rive gauche; Bourg et Blaye sur la rive droite. Aucun pont ne franchit cette large encoche maritime, ce qui laisse isolées les populations du nord Médoc, mais fait de la Gironde un des estuaires les plus préservés d'Europe

Annexe 6

La Garonne



La Garonne à la confluence avec l'Ariège (avant Toulouse).



La Garonne débordante à Bourret (entre Toulouse et la retenue de Malause).



La Garonne moyenne à Aiguillon.



La Garonne moyenne à Meilhan (avec peupleraie), près de La Réole.

La Dordogne



La Dordogne moyenne (près de La Roque Gageac).



La Basse Dordogne (à Tuilières).



La Basse Dordogne (à Mouleydier).

Annexe 7

Le lit de la Garonne

(EPTB-Garonne, 2002. Schéma directeur d'entretien coordonné du lit et des berges de la Garonne Rapport EPTB-Garonne)

Haute Garonne (Avant Toulouse) : Garonne montagnarde

Le secteur de la Garonne amont représente la ressource sédimentaire. **Le lit de la Garonne est étroit** et chemine dans une auge glacière où alternent des rétrécissements de la vallée (appelés *verrous*) et des élargissements (appelés *ombilics*). Il en résulte une plaine d'inondation étroite et un tracé faiblement sinueux, évoluant peu du fait de la nature du substrat des berges et de leur couverture végétale.

Toutefois les caractéristiques naturelles sont fortement influencées par la **présence d'ouvrages** (barrages et retenues) **qui modifient les débits liquides (section à débits réservés) et solides (transparences) du fleuve.**

Il présente un substrat à granulométrie grossière et des faciès d'écoulements variés.

Des îles et îlots, des plages de graviers et des atterrissements graveleux sont accolés aux berges alors que d'autres s'étalent dans le chenal. Dans la partie aval de cette zone, on peut observer les **premiers seuils rocheux dans le lit mineur ainsi que des plages de graviers se développant à l'intérieur des méandres.**

Haute Garonne (Après Toulouse)

Le lit a été aménagé à maintes reprises depuis le développement de l'agglomération toulousaine. Il est aujourd'hui endigué et les berges sont stabilisées dans leur traversée de l'agglomération. En effet, en amont de Toulouse, la morphologie du lit est influencée par la confluence avec l'Ariège. L'espace de divagation est cependant toujours limité entre la terrasse alluviale en rive gauche et le versant molassique en rive droite. Des plages de graviers se développent à la faveur de la convexité des méandres et sont souvent colonisées par une végétation composée d'espèces herbacées et de jeunes arbustes (peupliers et saules). L'enfoncement du lit est observé et se traduit par la formation d'une **succession de seuils naturels rocheux**. L'évolution de cet enfoncement semble être aujourd'hui moins rapide qu'il y a une dizaine d'années (arrêt des extractions au cours des années 1980). Peu d'évolutions morphologiques sont à attendre concernant le lit de ce secteur, du fait des infrastructures existantes et du contexte géologique. La **partie amont** du secteur demeure dans un contexte urbain. La Garonne y présente un lit contraint par de **nombreux aménagements de stabilisation et d'endiguements**. En aval du secteur, les agglomérations s'éloignent et le lit retrouve progressivement **un espace de libre divagation**, dessinant des méandres qui viennent s'adosser localement sur une terrasse alluviale. La possibilité d'étalement des crues en dehors du tracé du lit devient ici une vocation de la Garonne. Elle doit permettre d'écarter une partie des crues et d'alimenter en eau les milieux humides associés (bras morts, prairies, boisements riverains...).

Tarn et Garonne : Garonne débordante

L'évolution transversale du lit a été jugulée artificiellement par l'installation d'enrochements et d'épis. Cette perte de la mobilité latérale a contribué à la **déconnexion des zones humides annexes**, à la création d'un chenal unique. De nombreux atterrissements végétalisés sont présents à l'intérieur des méandres. L'enfoncement du lit (de 1 à 2,60 m) est visible et il se traduit par la formation d'une succession de seuils rocheux et par l'augmentation des déconnexions des bras morts du cours principal de la Garonne. Le plan d'eau de Saint-Nicolas-de-la-Grave constitue **une singularité fondamentale sur la Garonne**. **L'envasement de la retenue** est désormais important et des chenaux d'écoulement préférentiel se forment. Les parties comblées se végétalisent et donnent naissance à des **habitats écologiquement très riches**. A l'aval de Malaussène, le lit est très monotone suite à son recalibrage au droit de la centrale nucléaire de Golfech et aux seuils de la centrale qui favorisent la stabilisation du lit.

Lot et Garonne : Moyenne Garonne

Le lit présente un **profil transversal d'écoulement des eaux très homogène**. Ses possibilités de mobilité latérale sont réduites par les aménagements existants (endiguements, urbanisation des rives...). **Le lit est figé** dans la majeure partie de son linéaire par un encaissement ou des endiguements et présente une faible diversité des habitats. Quelques atterrissements végétalisés rompent toutefois cette monotonie. Quelques méandres de faible amplitude sont présents et permettent le développement d'atterrissements végétalisés uniquement par des herbacées. Continuant vers l'aval, le lit décrit de très amples méandres mais leur progression spatiale apparaît limitée par les endiguements et les implantations humaines. Quelques embâcles sont parfois signalés. Des **atterrissements présents** dans les méandres permettent une diversification des profils morphologiques du lit. **L'enfoncement du lit sur ce secteur est important**.

Garonne Maritime

Le lit a **peu de possibilités de divagation** par la présence de digues. Le seuil de La Réole constitue **la limite amont de l'influence de la marée dynamique**. Le lit décrit des méandres à l'aval du tronçon. De **nombreux atterrissements sont présents** dans les intrados des méandres mais le lit reste le plus souvent composé d'un chenal unique et régulier. Le lit bénéficie **d'une surveillance et d'un entretien régulier (dragage du lit)** pour assurer le maintien d'un chenal navigable (GPMB). Ainsi, on ne compte pas d'encombrement majeur du lit par des embâcles ou des atterrissements. Après un enfoncement important, le lit subit désormais un **envasement**. Il a peu de possibilités de divagation (digues longitudinales et présence humaine importante sur les rives). Le lit est soumis aux phénomènes liés à sa **situation estuarienne : le marnage important et le bouchon vaseux**. Le fond du lit est composé d'une épaisse couche de vase.

Annexe 8

Les berges de la Garonne

(EPTB-Garonne, 2002. Schéma directeur d'entretien coordonné du lit et des berges de la Garonne Rapport EPTB-Garonne)

Haute Garonne (Avant Toulouse) : Garonne montagnarde

Les berges sont naturellement stables de par leur substrat, leur hauteur et le développement de boisements de berges étoffés. On dénombre néanmoins **quelques encoches d'érosions** liées à la dynamique naturelle et/ou à des arbres déstabilisés qui sont susceptibles de tomber dans le lit et de former des embâcles plus ou moins conséquents et perturbateurs pour le milieu. **Les berges sont globalement stables**. Seuls existent des points de fragilité à l'extérieur des méandres (extrados) et en aval des barrages. La structure transversale des berges dépend directement des conditions hydrauliques liées à la gestion de ces barrages. Vers l'aval, les berges présentent des profils disparates à l'échelle du secteur : basses ou façonnées en falaises fluviales, naturelles ou artificielles au droit des barrages.

Elles sont **instables en rive concave** des méandres et lorsqu'elles sont façonnées **en falaise fluviale**. Ces falaises constituent des espaces à préserver de toutes constructions ou implantation d'infrastructures. Les interventions doivent être réduites aux instabilités les plus menaçantes pour les intérêts socioéconomiques actuels. Les berges présentent ici un profil particulier puisqu'elles sont façonnées en **falaises fluviales** dans les formations molassiques du Volvestre à l'extérieur des méandres et en berge basse à l'intérieur des méandres. Ces falaises sont continuellement grignotées sous l'effet de la circulation d'eau souterraine, du gel, de la gravité et du sapement du pied par le fleuve.

Haute Garonne (Après Toulouse)

Les berges retrouvent progressivement un profil plus bas avec l'éloignement des terrasses. Elles sont **globalement stables ou stabilisées artificiellement** dans les traversées des agglomérations et plus particulièrement à Toulouse où se succèdent différents types de protections artificielles. Quelques encoches d'érosion sont toujours constatées à l'extérieur des méandres. L'implantation humaine très forte demande désormais une protection des berges quasi systématique sur ce secteur.

De nouvelles falaises fluviales, de nature instable, sont façonnées dans la terrasse alluviale en rive gauche. Quelques **encoches d'érosion** dans l'extrados des méandres sont constatées.

Tarn et Garonne : Garonne débordante

Les berges ont été stabilisées artificiellement par des travaux de protection en enrochements dans la plupart des extrados des méandres. Toutefois, quelques encoches d'érosions subsistent dans les méandres. De nombreux enrochements, datant de 1973, ont été réalisés pour figer les berges au droit des seuils et des ponts existant entre Malause et Golfech. De **multiples encoches d'érosions** sont visibles sur les berges de ce secteur soumises à l'influence des faibles débits qui transitent par la Garonne court-circuitée et quelques jours par an aux forts débits de crues. Les

berges sont hautes et plus naturelles sur la partie aval du secteur. La stabilité des berges constitue un enjeu important sur ce secteur car les nombreux aménagements humains limitent les possibilités de déplacement du lit.

Lot et Garonne : Moyenne Garonne

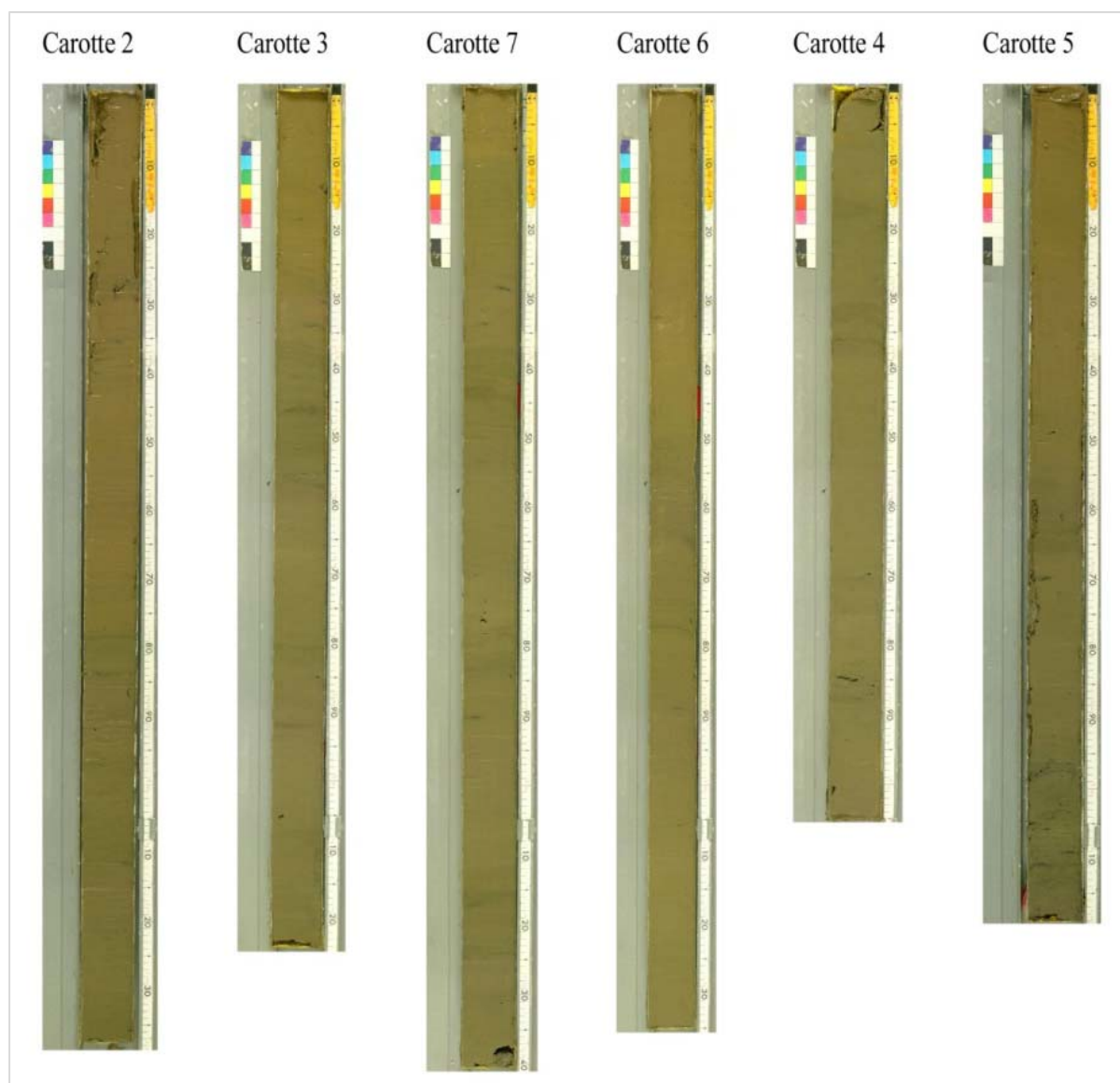
Elles sont globalement **stables**, avec des profils qui varient quelque peu en dépit d'anciens enrochements en pied de berges. Néanmoins, lors des crues, elles restent fragiles comme les falaises fluviales, ceux qui présentent des instabilités plus prononcées. Les berges sur ce secteur offrent **des profils très disparates**. Elles sont très largement artificialisées **dans la traversée d'Agen** par leur rehaussement récent en digues de protection contre les crues. Leur **profil est donc désormais figé, vertical et monotone**. Le **reste du tronçon** présente des **berges globalement stables** et qui offrent des profils plus variés notamment à la faveur des méandres. Les profils de berges restent toutefois la plupart du temps relativement verticaux. Leur stabilité semble acquise malgré l'implantation des digues. La présence d'importantes infrastructures humaines à proximité du lit rend la protection de berges fréquemment obligatoire sur ce secteur. Seul le tronçon le plus en amont du secteur offre des berges stables avec des profils certes réguliers mais de pente modérée. Ailleurs **les berges sont dégradées**. Cette dégradation se manifeste par les nombreuses érosions qui apparaissent préférentiellement en rive concave des méandres et où la végétation est insuffisante pour assurer la stabilité. A terme, la dégradation des berges met en péril les digues de protection contre les inondations. En outre, les **profils de berges sont verticaux et très homogènes** du fait des rideaux de pieux et des anciens enrochements qui les ont figés. La faible diversité de ces berges et incidemment de l'habitat est défavorable à la flore et la faune. Les érosions peuvent en effet constituer une source de dissipation d'énergie du fleuve au profit du lit ainsi qu'un moyen de diversifier les habitats.

Garonne Maritime

Le secteur possède des **berges hautes, figées** par un rideau de pieux et des enrochements. Des **érosions importantes** sont apparues et mettent en péril les digues de protection contre les inondations. Ce secteur présente des berges qui sont hautes et souvent proches des digues, ce qui leur confère des **profils très homogènes** avec de faibles potentialités de développement de boisements stratifiés. Les pieds de berges sont constitués de vase à faible tenue. Des **encoches d'érosions sont souvent visibles**, notamment dans les méandres et là où les boisements sont clairsemés. La **marée dynamique et le mascaret constituent deux facteurs aggravant** les érosions des berges sur l'ensemble de ce secteur. Vers l'aval de ce secteur, les berges sont très fortement soumises aux courants de marée dynamique ce qui leur confère une **fragilité importante**. Les **berges sont artificialisées** soit partiellement (sommet de berge), soit entièrement (digues et quais de Bordeaux). Les pieds de berges sont en pente douce et laissent découvrir à marée basse des vasières qui n'offrent qu'une faible tenue.

Annexe 9

Photographies des carottes prélevées dans la section fluvio-estuarienne de la Dordogne (n°2 : la plus en amont ; n°5 : la plus en aval).



Annexe 10

Leaf litter degradation in highly turbid transitional waters: preliminary results from litter-bag experiments in the Gironde Estuary

A. Fuentes-Cid^{1,2,*}, E. Chauvet^{3,4}, H. Etcheber⁵, E. De-Oliveira², A. Sottolichio¹, S.Schmidt⁵

¹ *Univ. Bordeaux, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence, France*

² *EDF R&D - LNHE, 6 quai Watier, Chatou, France*

³ *Université de Toulouse ; INP, UPS; EcoLab; F-31062 Toulouse, France*

⁴ *CNRS; EcoLab; F-31062 Toulouse, France*

⁵ *CNRS, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence, France*

**: corresponding author: Ana Fuentes-Cid, a.fuentes.cid@gmail.com*

Leaf litter degradation in highly turbid transitional waters: preliminary results from litter-bag experiments in the Gironde Estuary

The rates of decomposition of oak (*Quercus robur*) leaves have been examined using litter-bags in a very high turbidity macrotidal estuary, the Gironde Estuary (S.W. France). The first experiments show a marked decrease in the decomposition rate of oak leaves at the water-sediment interface (mud-contact: anoxic conditions, reduced physical fragmentation) in comparison to the water column. The results point out the impact of hydrodynamic conditions on leaf litter degradation in such fluvio-estuarine systems. Regarding the aquatic-terrestrial linkage, our observations suggest direct changes in leaf decomposition kinetics and then, a potential delay on the recycling and transport processes of coarse particulate organic matter, especially in a context of modification of the natural water flow, due to global and land use changes.

Keywords: coarse particulate organic matter; macrotidal estuary; decomposition kinetics.

1. Introduction

In European macrotidal estuaries, the tidal influence induces long residence times for water and suspended matter and causes the formation of a turbidity maximum zone (TMZ), where low light availability strongly limits photosynthesis (Cole et al., 1992, Irigoien & Castel, 1997), while bacterial activity is very high (Heip et al., 1995). Consequently, TMZ is a heterotrophic system where respiration dominates over production (Goosen et al., 1999). Furthermore, residence times in macrotidal estuaries are long enough to allow the labile fraction of the organic matter to be mineralized at a seasonal scale. The organic matter amount in the TMZ and its biodegradability are major ecological factors controlling the oxygenation level of waters and estuarine aquatic life (Etcheber et al., 2007). From a sedimentological perspective, present-day estuaries are ephemeral environments acting as highly effective traps of sediments issued from the watershed (Biggs et al., 1984, Meade, 1972, Nichols, 1985). Tidally-induced repetitive cycles of deposition and resuspension of estuarine particles are essential for the transformation and degradation of riverine carbon inputs, modifying their characteristics during the transfer from the river to the sea (Middelburg & Herman, 2007), and in sustaining the heterotrophic status of estuaries (Heip et al., 1995, Middelburg & Herman, 2007). In addition, the modifications of the natural water flows, due to changes in climate and local land use, disrupt the patterns of material transport and dynamics, availability of resources, and composition of biological communities, thus altering the ecosystem services (Naiman et al., 2008).

The Gironde Estuary is the largest estuary of the European Atlantic coast, with a well-developed TMZ. Different pools of particulate organic matter (POM) entering the Gironde estuary have already been quantified (Veyssy et al., 1998). The major particulate organic carbon (POC) sources originate from allochthonous organic matter (50% soil and 40% litter) and only 10% are autochthonous (phytoplankton). The contribution of coarse particulate matter (CPM) and its associated fraction, coarse particulate organic carbon (CPOC), to the mass and carbon budgets was estimated to be minor in the TMZ in comparison to fine particulate material (Fuentes-Cid et al., 2014). However, little is known about the transit time and transformation of this specific organic matter in the estuarine system.

The purposes of this work are to improve our knowledge about rates of litter degradation in the TMZ of a macrotidal estuary and to discuss the contribution of this process to the recycling of coarse particulate organic matter in this environment. We have applied the litter-bag technique, a common measure of functional integrity in streams (Death et al., 2009, Gessner & Chauvet, 2002, Sandin & Solimini, 2009), because decomposition rates are supposed to reflect changes in the environment (Graça, 1993). However, there are only a few studies that have been carried out using this method in transitional aquatic ecosystems (Lopes et al., 2011, Quintino et al., 2009, Sangiorgio et al., 2008). Here we describe the first results of an *in-situ* degradation experiment in a highly turbid estuarine system.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The study was conducted in the Gironde fluvio-estuarine system (Figure 1), located in southwestern France. It is the marine-influenced part (635 km² of area) of the hydrological system that drains the Aquitaine Basin (catchment area of 71000 km²) through the Garonne and the Dordogne Rivers (65% and 35% of the fresh water inputs, respectively). Water residence time is estimated to be 20-86 days, compared to 1 and 2 years for suspended particles (Jouanneau & Latouche, 1981).

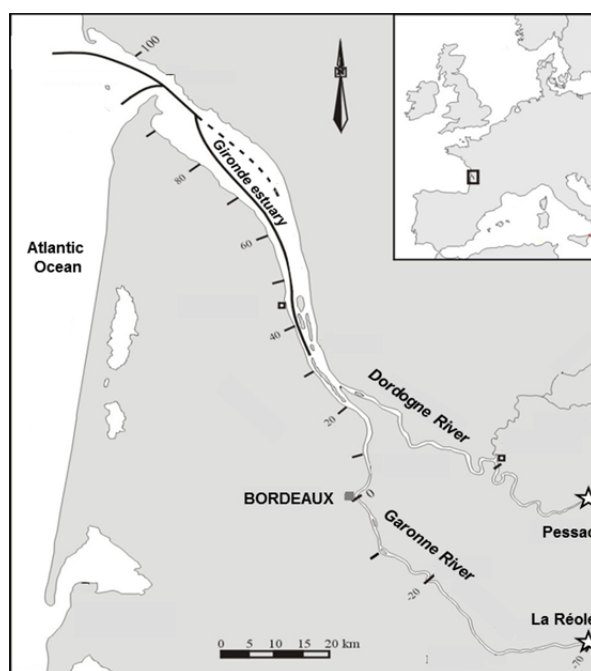


Figure 1: Location map of the Gironde fluvial-estuarine system showing the main tributaries, the upstream limit of the dynamic tidal zone (“stars” in La Réole, Garonne River; Pessac, Dordogne River), and the experiment site in the tidal section of Garonne. Graduations indicate the kilometric distance from Bordeaux city.

This macrotidal estuary is characterized by a TMZ that presents suspended sediment concentrations $> 1 \text{ g.L}^{-1}$ in surface waters (Sottolichio et al., 2011). This TMZ moves along the estuary depending on fluvial discharges and tidal regime. During the period of low discharge (May–November) the TMZ moves up estuary, oscillating between PK30 and PK-20 (Fig. 2); on the contrary, during high fluvial discharge (December–May) the TMZ moves down-estuary (between stations PK30 and PK70) (Allen et al., 1977; Saari et al., 2010). There is a clear relationship between low fluvial discharge periods and the presence of the TMZ in the fluvial sections of the Gironde Estuary. This context is usually encountered in autumn, i.e. corresponding to and the peak of litterfall and riparian vegetation inputs. During the past 30 years, the year-averaged river flow of the cumulated Garonne + Dordogne system decreased significantly, from

1030 m³.s⁻¹ in early 80s to 740 m³.s⁻¹ in late 2000: this fact causes a salinization of the system (David et al., 2005) and promotes the presence of TMZ in the estuarine fluvial sections (Sottolichio et al., 2011).

Moreover, the Gironde is a typical macrotidal estuary, where fine sediment dynamics and TMZ are submitted to the variability of tidal currents, following semi-diurnal and fortnightly tidal cycles. At semi-diurnal tidal scale, suspended particulate matter (SPM) concentration varies under the effect of following erosion/deposition fluxes, which are governed by ebb/flood currents alternating with water slack periods (Grabemann et al., 1997). At decreasing tidal ranges, decreasing velocities promote higher TMZ particles deposition flux, leading to the formation of fluid mud layers on the bottom (Allen, 1980; Parker et al., 1994). These highly concentrated benthic layers may reach a thickness of up to 2 m, with average SPM concentrations exceeding 100 g.L⁻¹ and turn anoxic after several hours (Abril et al., 1999; Sylvester & Ware, 1976; Maurice, 1994). In the Gironde Estuary it has been proved that particles alternating between the TMZ and fluid muds are subject to oxic–anoxic oscillations (Abril et al., 2000). These recurrent changes in environmental conditions may induce repartitioning of organic matter between particulate and dissolved phases with major consequences for the composition and degradability of organic matter (Hedges & Keil, 1999; Keil et al., 1997; Komada, 2001). Then riverine organic matter is likely to be extensively modified in tidal estuaries before its transfer to coastal waters.

2.2. Experimental conditions

Since 2005, an automated continuous monitoring network, so called MAGEST (MArel Gironde ESTuary), provides real-time measurement of the water quality of the Gironde at four stations, including Bordeaux (Etcheber et al., 2011) (Figure 1). Every 10 minutes, temperature, salinity, turbidity and dissolved oxygen concentration in waters pumped 1 m below the surface are determined. The turbidity sensor measures values between 0 and 9999 NTU, with a precision of 10% on the value; 9999 NTU correspond to about 12 g L⁻¹. The architecture and the details of these automated stations are described in (Etcheber et al., 2011).

2.3. Litter-bag experiments

Sampling of leaf litter

Freshly fallen leaves of oak (*Quercus robur*) were collected from the floodplain of the Dordogne River. These leaves were dried at room temperature for 2 weeks and stored in carton boxes. For the experiments, leaves were weighted into portions of 3.00 ± 0.05 g and enclosed in nylon bags (18 × 15 cm) with a mesh size of 1 mm.

Mass loss experiments

To study the impact of high turbidity on leaf decomposition, we deployed two sets of litter bags from 4 November 2011 to 30 May 2012 at the Bordeaux station. This site is localized in the fluvial section of the Gironde, where TMZ is present in summer and autumn (Lanoux et al., 2013), in close links with the watershed. It is instrumented with a real-time measurement system of water quality (see above). To evaluate the effects of high turbidity on the leaf decomposition rate, 30 litter bags were anchored to three bars (3 m) and immersed in the water column. A second set of 30 litter bags were anchored to two structures placed at the sediment surface, at the same location. Five additional bags were used the first day to determine the residual leaf content in water.

After 6, 14, 28, 34, 61 and 110 days of immersion in water, and 29, 78, 118, 149, 176 days at the water-mud interface, five bags were retrieved from both conditions and returned to the laboratory in a zip plastic bag.

In the laboratory, leaves were removed from the litter bags and individually rinsed with water to remove adhering sediments. Afterwards, they were dried at 60°C for at least 24 h and weighed to the nearest 0.01 g.

For water-column and water-mud-contact experiments, decomposition rates (k , day⁻¹) were determined by fitting the percentage of leaf dry mass remaining to the exponential model (1):

$$M_t = M_0 e^{-kt} \quad (1)$$

where M_t is the leaf dry mass remaining at time t (in days), M_0 the leaf dry mass at the initial time, and k the breakdown rate (Petersen & Cummins, 1974).

Half-life ($t_{1/2}$), defined as the time required for the leaf dry mass to fall to half its value as measured at the beginning of the experiment (M_0) is calculated according to:

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{k} \quad (2)$$

3. Results

3.1. Hydrological context

During the litter-bag experiment, mean-daily water temperatures recorded by the automated station were comprised between 10 and 20°C, except for a short cold period at mid-February, when temperature decreased close to 0°C (Figure 2A). Daily-averaged salinity reveals a low marine intrusion, with values always lower to 0.4. Turbidity is the parameter that presented the highest variability, with values ranging from 51 NTU in January to 4217 NTU (about 5 g L⁻¹) in April (Figure 2B). It has to be noted that salinity

and turbidity peaks occurred at the same time, suggesting an upward shift of salinity front and TMZ due to a decrease in the river discharge.

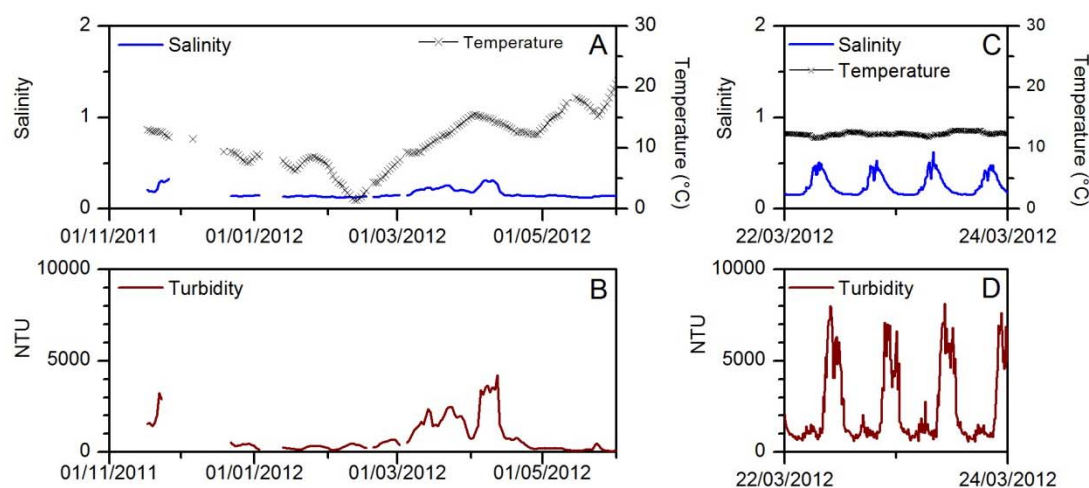


Figure 2: Daily-averaged values for salinity (A), temperature (A) and turbidity (B) at Bordeaux from November, 1, 2011, to June, 1, 2012. An example of high-frequency record (every 10 minutes) of these parameters is shown (C; D). Missing data correspond to automated station failure.

Figure 2C and 2D show an example of raw data recorded at the time step of 10 min. The semi-diurnal tidal cycle can be inferred from changes on salinity, with maximum values (close to 0.5) occurring at high tide and minimum (0.1) at low tide, while temperature remained in the range comprised between 12 and 14°C. Turbidity values follow the typical pattern resulting from bottom erosion and deposition processes, with significant peaks during flood and ebb phases. In the example shown here, ebb increase is much higher than flood (peak of 8000 NTU versus less than 2000 NTU respectively) because of the contribution of lateral advection from the tidal flat. At high and low tides, turbidity decays to minimum values due to deposition at slack waters.

3.2. Litter decomposition

Leaf mass loss at the water-mud interface was clearly delayed, especially during the first four months, when compared to suspended conditions (Table 1, Fig. 3). Accordingly, half-life was longer when decomposition occurred at the water-mud interface (256 days) than in the water column (91 days). Beside the few published breakdown rates for oak leaves concerning fluvial environments, decomposition rate obtained in the estuarine water column falls in the range of these values (Table 1); whereas, k obtained in mud contact environment is lower compared with these ones.

Table 1. Breakdown rates and half-life of oak leaves (*Quercus robur*) in the Gironde estuary. Note: Comparison with equivalent work in the South-West Europa.

Stream order	Location		Duration (day)	k (day ⁻¹)	t _{1/2} (day)	Reference
7	South-West France	estuary	110	0.0076	91	This study (water column)
7	South-West France	estuary	176	0.0027	256	This study (mud contact)
1	North Spain	river	155	0.0037 - 0.0051	136 - 190	Molinero et al. 1996
2	North Portugal	river	61	0.0084	83	Sampaiao et al. 2001
3	Central Portugal	river	63	0.0058 - 0.0273	25 - 120	Castela et al. 2008

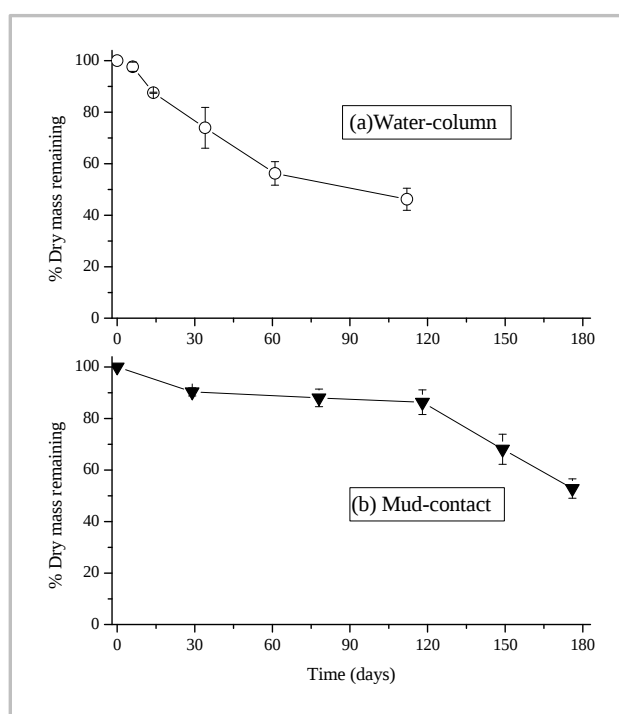


Figure 3: Leaf dry mass remaining (%) during decomposition in the water column (a) and at the water-mud interface (b). Mean of N=5±SE.

4. Discussion

Breakdown rate of submerged leaves is known to strongly depend on the characteristics of the aquatic environment (Chergui & Pattee, 1990; Rounick & Winterbourn, 1983), in addition to other factors as leaf species (Webster & Benfield, 1986) or season (Chergui & Pattee, 1990; Reice, 1974). In aquatic ecosystems, three stages are recognized (leaching, conditioning and fragmentation) for controlling the

decomposition of organic matter (Petersen & Cummins, 1974; Webster & Benfield, 1986) and for being related to many biotic (microfungi and invertebrates activities...) and abiotic factors (hydrodynamics, temperature, salinity, pH, nutrients, etc.) (Abelho, 2001).

The extent of organic matter burial in large rivers and estuarine ecosystems is poorly known. So far, most studies on differences in breakdown rates between buried litter and litter exposed to sediment surface have been conducted in headwater streams (Herbst, 1980; Metzler & Smock, 1990; Naamane et al., 1999; Smith & Lake, 1993; Cornut et al., 2010; Cornut et al., 2012). In streams, the amount of buried leaf material depends on the timing and the quantity of leaf litter input, the degree of sediment movement (which is directly related to the geomorphological characteristics of the stream bed) and discharge levels (Pattee & Chergui, 1994). Previous works (Herbst, 1980; Smock, 1990) have reported that approximately 25- 46% of leaf material entering channels become buried within stream sediments.

Breakdown rates of buried leaves are mainly linked to the physical abrasion and fragmentation phase together with two driving abiotic factors (oxygen concentration and the surface exposed to biological activity): i) physical abrasion, which enhances decomposition, is both related to the water current velocity and the size fraction of the suspended substratum; ii) the level of dissolved oxygen may limit the activity of microbial decomposers; and iii) finally, the mass of deposited sediment provokes compaction of the leaves thereby reducing the surface exposed to microorganisms and invertebrates.

In addition, the breakdown of buried organic matter is supposed to be largely influenced by the activity of benthic organisms temporarily residing within the interstitial environment (Smith & Lake, 1993; Mayack et al., 1989). However, in the Gironde Estuary, the implication of benthic macrofauna is probably minor. Monthly, over 30 years, ecological surveys in the Gironde Estuary show that species richness of benthic macrofauna is very low in the TMZ, as typical for meso- and oligohalins areas in estuaries (Quintin et al., 2011). Hence, we consider physical abrasion, fragmentation phase and oxygen concentration (abiotic factor directly related with microbial activity) to be the main driving responsible for the decomposition of suspended or surface placed-litter in the Gironde Estuary.

As the fluvial-tidal transition zone can be considered as a separate sedimentary environment (Van den Berg et al., 2007), the breakdown rate of leaf litter that enters in the system is deeply marked by tidal, hydrological and seasonal trends, as a result of suspended matter dynamics. At the scale of the semi-diurnal tidal cycle, leaf litter experiences resuspension/deposition cycles, and advection processes. During ebb or flood phase, as long as tidal currents are higher than the erosion threshold, leaf litter is expected to be in suspension in the water column and thus more exposed to physical abrasion due to ambient turbulence. It has to be noted that current velocity is extremely high in the Gironde Estuary (typical values of 2 m.s⁻¹ at the surface, Allen, 1980), therefore abrasion is postulated to be a categorically determinant factor favouring degradation. When slack water approaches, leaves can settle and thus be temporarily protected from abrasion and placed in a context of a very reduced biotic activity (anoxic conditions).

Because of spring-neap tidal cycles, there is a significant variability of the intensity of these mechanisms. For increasing tidal ranges and springs, maximum velocities increase up to 2 m.s⁻¹ above the bottom and exceed more often resuspension threshold (Castaing & Allen, 1981). Therefore, time in suspension is higher during spring tides and conditions for degradation, especially physical ones, are favoured. During neap tides, the opposite happens, deposition time increases and conditions for protection predominate, inhibiting degradation processes.

5. Conclusion

This first litter-bag *in situ* experiment on oak leaves showed that in the Gironde Estuary, a highly turbid environment, decay rates of leaf litter decreased under mud-contact conditions in comparison with water-column ones. The former conditions most probably create an excellent refuge to impede the effects of mechanical abrasion and fragmentation, which was not compensated by the activity of invertebrate decomposers due to their minor importance in the central and upstream Gironde Estuary.

Leaf litter degradation process in the Gironde Estuary must be defined directly in correspondence with the TMZ dynamics, which is strongly influenced by tidal cycles and the intensity of freshwater discharge. In a context of future hydro-climatological changes (droughts, increase of water usage by human activity...), one could expect an increased presence of TMZ in the fluvial sections of the Gironde, which is consistent with the present-day record of SPM. Leaf litter issued from the watershed will be more rapidly in contact with TMZ, in the up estuary. Our results suggest that recycling of this coarse particulate matter process and its transport will be delayed. If confirmed, the resulting increase of coarse particulate organic matter (CPOM), which is available to be remobilized and exported during the rainy season, can be traduced as a risk of disturbances for industrial activities that require high volumes of filtered estuarine waters.

6. Acknowledgements

The authors are strongly grateful to Georges Oggian and Herve Derriennic for field support. This study was financed by EDF R&D. The monitoring network is financially supported by the MAGEST consortium including the organisms: AEAG (Agence de l'Eau Adour-Garonne); SMIDDEST (Syndicat Mixte pour le Developpement Durable de l'ESTuaire de la Gironde); SMEAG (Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne); EPIDOR (Etablissement Public Interdépartemental de la Dordogne); EDF; GPMB (Grand Port Maritime de Bordeaux); CUB (Communauté Urbaine de Bordeaux).

7. References

- Abelho, M (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*, 1, 656-680.
- Abril, G, Riou, S. A., Etcheber, H., Frankignoulle, M., de Wit, R. & Middelburg, J. J. (2000). Transient, Tidal Time-scale, Nitrogen Transformations in an Estuarine Turbidity Maximum—Fluid Mud System (The Gironde, South-west France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50,703-15.
- Abril, G., Etcheber, H., Le Hir, P., Bassoulet, P., Boutier, B., & Frankignoulle, M. (1999). Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology and Oceanography*, 44,1304-15.
- Allen, G. P., Salomon, J. C., Bassoulet, P., Du Penhoat, Y., & De Grandpré, C. (1980). Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology*, 26, 69–90.
- Allen, G. P., Sauzay, G., Castaing, P. & Jouanneau, J.-M. (1977). Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde Estuary, France. *Estuarine Processes*.63-81.
- Biggs, R. B., Howell, B. A. & Kennedy, V. S. (1984). The estuary as a sediment trap: alternate approaches to estimating its filtering efficiency. The Estuary as a Filter, *Academic Press*, 107-29.
- Castaing, P., & Allen, G. P. (1981). Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Marine Geology*, 40, 101-18.
- Castela, J., Ferreira, V. & Graça, M. A. S. (2008). Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 153, 440-9.
- Chergui, H. & Pattee, E. (1990). The influence of season on the breakdown of submerged leaves. *Archiv für Hydrobiologie*, 120, 1-12.
- Cole, J. J., Caraco, N.F. & Peierls, B. L. (1992). Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary ? *American Society of Limnology and Oceanography*, 37, 1608-17.
- Cornut, J., Elger, A., Greugny, A., Bonnet, M. & Chauvet, E. (2012). Coarse particulate organic matter in the interstitial zone of three French headwater streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 48, 303-13.
- Cornut, J., Elger, A., Lambrigot, D., Marmonier, P. & Chauvet, E. (2010). Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology* 55, 2541-56.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P. & Leconte, M. (2005). Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64, 171-84.
- Death, R. G., Dewson, Z. S. & James, A. B. W. (2009). Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity? *Freshwater Biology*, 54, 2037-50.
- Etcheber, H., Taillez, A., Abril, G., Garnier, J., Servais, P., Moatar, F. & Commarieu, M. V. (2007). Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia* 588, 245-59.

- Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Maneux, E., Chabaux, G., Escalier, J.-M., Wennekes, H., Derriennic, H., Schmeltz, M., Quémener, L., Repecaud, M., Woerther, P. & Castaing, P. (2011). Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, 831-40.
- Fuentes-Cid, A., Etcheber, H., Schmidt, S., Abril, G., De-Oliveira, E., Lepage, M. & Sottolichio, A. (2014). Dynamics of coarse particulate matter in the turbidity maximum zone of the Gironde Estuary. *Comptes Rendus Geoscience*. DOI: 10.1016/j.crte.2014.03.001.
- Gessner, M. O. & Chauvet E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12, 498-510.
- Goosen, N. K., Kromkamp, J., Peene, J., van Rijswijk, P. & van Breugel, P. (1999). Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Marine Systems*, 22, 151-71.
- Grabemann, I., Uncles, R. J., Krause, G & Stephens, J. A. (1997). Behaviour of Turbidity Maxima in the Tamar (U.K.) and Weser (F.R.G.) Estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 45, 235-46.
- Graça, M. A. S. (1993). Patterns and processes in detritus-based stream systems. *Limnologica*, 23, 107-14.
- Hedges, J. I. & Keil, R. G. (1999). Organic geochemical perspectives on estuarine processes: sorption reactions and consequences. *Marine Chemistry*, 65, 55-65.
- Heip, C. H. R., Goosen, N. K., Herman, P. M. J., Kromkamp, J., Middelburg, J. J. & Soetaert, K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, 33, 1-149.
- Herbst, G. N. (1980). Effects of burial on food value and consumption of leaf detritus by aquatic invertebrates in a lowland forest stream. *Oikos*, 35, 411-24.
- Irigoin, X. & Castel, J. (1997). Light Limitation and Distribution of Chlorophyll Pigments in a Highly Turbid Estuary: the Gironde (SW France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44, 507-17.
- Jouanneau, J.-M. & Latouche, C. (1981). The Gironde Estuary. Contribution to Sedimentology (Fürchtbauer, H., Lisitzyn, AP, Millerman, JD, Seibold, E Eds) E Schweizerbart'scheVerlagsbuch-handlung, Stuttgart, 10, 1-115.
- Keil, R. G., Mayer, L. M., Quay, P. D., Richey, J. E. & Hedges, J. I. (1997). Loss of organic matter from riverine particles in deltas. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 61, 1507-1511.
- Komada, T. & Reimers, C. E. (2001). Resuspension-induced partitioning of organic carbon between solid and solution phases from a river-ocean transition. *Marine Chemistry*, 76, 155-74.
- Lanoux, A., Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Chabaud, G., Richard, M. & Abril, G. (2013). Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15, 585-595.
- Lopes, M. L., Martins, P., Ricardo, F., Rodrigues, A. M. & Quintino, V. (2011). In situ experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 92, 573-80.

- Maurice, L. (1994). Biodégradabilité de la matière organique dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire. *Oceanologica Acta*, 17, 501-16.
- Mayack, D. T., Thorp, J. H. & Cothran, M. (1989). Effects of burial and floodplain retention on stream processing of allochthonous litter. *Oikos*, 54, 378-88.
- Meade, R. H. (1972). Transport and deposition of sediments in estuaries. *Geological Society of America Memoirs*, 133, 91-120.
- Metzler, G. M. & Smock, L.A. (1990). Storage and Dynamics of Subsurface Detritus in a Sand-Bottomed Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 588-94.
- Middelburg, J. J. & Herman, P. M. J. (2007). Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry*, 106, 127-47.
- Molinero, J., Pozo, J. & Gonzalez, E. (1996). Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwater Biology*, 36, 745-56.
- Naamane, B., Chercgui, H. & Pattee, E. (1999). The breakdown of leaves of poplar and holm oak in three Moroccan streams: effects of burial in the sediment. *Annales de Limnologie International journal of limnology*, 35, 263-75.
- Naiman, R. J., Latterell, J. J., Pettit, N. E. & Olden, J. D. (2008). Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience*, 340, 629-43.
- Nichols, M., & Biggs, R. (1985). Estuaries. In *Coastal sedimentary environments*, Davis Jr. (Ed.), 77-186.
- Parker, W. R., Marshall, L. D. & Parfitt, A. J. (1994). Modulation of dissolved oxygen levels in a hypertidal estuary by sediment resuspension. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 347-52.
- Pattee, E. & Chergui, H. (1994). On the incomplete breakdown of submerged leaves. *Proceedings-International association of theoretical and applied Limnology*, 25, 3, 1545-8.
- Petersen, R. C. & Cummins, K. W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4, 343-68.
- Quintin, J.-Y., Etcheber, H., Sottolichio, A., Oggian, G., Derriennic, H., Mallet, C., Roux Ducept, A., Sautour, B., Parra, R., Bachelet, G. & Leconte, M. (2011). *Surveillance écologique du site du Blayais, année 2011. Rapp IFREMER RST DYNECO/AG/12-02*.
- Quintino, V., Sangiorgio, F., Ricardo, F., Mamede, R., Pires, A., Freitas, R., Rodrigues, A. M. & Basset, A. (2009). In situ experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 85, 497-506.
- Reice, S. R. (1974). Environmental patchiness and the breakdown of leaf litter in a woodland stream. *Ecology*, 55:1271-82.
- Rounick, J. S. & Winterbourn, M. J. (1983). Leaf processing in two contrasting beech forest streams: Effects of physical and biotic factors on litter breakdown. *Archiv für Hydrobiologie*, 96, 448-74.
- Saari, H.-K., Schmidt, S., Castaing, P., Blanc, G., Sautour, B., Masson, O. & Cochran, J. K. (2010). The particulate $^{7}\text{Be}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ and $^{234}\text{Th}/^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activity ratios as tracers for tidal-to-seasonal particle dynamics in the Gironde estuary (France): Implications for the budget of particle-associated contaminants. *Science of The Total Environment*, 408, 4784-94.

- Sandin, L. & Solimini, A. G. (2009). Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54, 2017-24.
- Sangiorgio, F., Basset, A., Pinna, M., Sabetta, L., Abbiati, M., Ponti, M., Minocci, M., Orfanidis, S., Nicolaidou, A., Moncheva, S., Trayanova, A., Georgescu, L., Dragan, S., Beqiraj, S., Koutsoubas, D., Evagelopoulos, A. & Reizopoulou, S. (2008). Environmental factors affecting *Phragmites australis* litter decomposition in Mediterranean and Black Sea transitional waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, S16-S26.
- Sampaio, A., Cortes, R. & Leão, C. (2001). Invertebrate and Microbial Colonisation in Native and Exotic Leaf Litter Species in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*, 86, 527-40.
- Smith, J. J. & Lake, P. S. (1993). The breakdown of buried and surface-placed leaf litter in an upland stream. *Hydrobiologia*, 271, 141-8.
- Smock, L. A. (1990). Spatial and temporal variation in organic matter storage in low-gradient, headwater streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 118, 169-84.
- Sottolichio, A., Castaing, P., Etcheber, H., Maneux, E., Schmeltz, M. & Schmidt, S. (2011). Observations of suspended sediment dynamics in a highly turbid macrotidal estuary, derived from continuous monitoring. *Journal of Coastal Research*, SI 64, 1579-83.
- Sylvester, A. J. & Ware, G. C. (1976). Anaerobiosis of fluid mud. *Nature*, 264, 635.
- Van den Berg, J. H., Boersma, J. R. & Van Gelder, A. (2007). Diagnostic sedimentary structures of the fluvial–tidal transition zone. Evidence from deposits of the Rhine Delta. *Netherlands Journal of Geosciences*, 86, 253-72.
- Veyssy, E., Etcheber, H., Lin, R. G., Buat-Menard, P. & Maneux, E. (1998). Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne River at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia*, 391, 113-26.
- Webster, J. R. & Benfield, E. F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567-94.

Annexe 11

Comparaison du frottement lié aux vagues et au frottement lié aux courants tidaux. Calcul de τ_w et de τ_c .

Pour calculer l'impact des vagues sur les couches profondes de l'estuaire, il faut calculer les **hauteurs de vagues significatives** H_s (exprimées en m) à partir de la formule (Hasselmann et al. 1973; Tucker 1991):

$$H_s = 0,0163 X^{1/2} U$$

Avec X : la longueur de fetch (en Km) et U : la vitesse du vent ($m.s^{-1}$) mesurée par la station météo.

Ensuite, en partant de ces hauteurs théoriques, nous déterminons les contraintes de cisaillement relatives à ces ondes afin de comparer le frottement induit par les vagues (τ_w) et par la marée (τ_c). Des résultats significativement différents indiquent une influence du vent sur les débris végétaux susceptibles d'être déposés dans les couches profondes de la colonne d'eau.

Le calcul du **cisaillement exercé sur le fond par la houle** est donné par Jonsson (Jonsson 1966), et repris par Le Hir (Le Hir 1996):

$$\tau_w = \frac{1}{2} f_w \rho U_b^2 \quad (\text{en } N/m^2)$$

Avec :

f_w : facteur de frottement de houle (adimensionnel) ; $f_w = 1,39 (A/z_0)^{-0.52}$

A : excursion des particules fluides au fond ; $A = TU_b / 2\pi$

T : période de houle ; valeurs supposées(en s) entre 4 et 7.

ρ : densité de l'eau ($kg.m^{-3}$) ; $\rho = 1000 \text{ Kg}.m^{-3}$

z_0 : longueur de rugosité ; $z_0 = 0.01 \text{ mm}$

U_b : vitesse orbitale de houle près du fond ; $U_b = (\pi H_s) / (T \sinh (2 \pi h / L))$ (en $m.s^{-1}$)

H_s : hauteur significative de houle (en m)

H : hauteur d'eau (en m)

L : longueur d'onde (en m); $L = (gT^2/2\pi) \tanh(2\pi H/L)$

Le calcul du **cisaillement exercé sur le fond par le courant seul**:

$$\tau_c = (U^*)^2 1000 \text{ (en N/m}^2\text{)}$$

Avec :

U^* : vitesse de frottement (en m.s⁻¹) ; $U^* = U_k / (\ln(z/z_0))$

U : courant horizontal

k : énergie cinétique = 0.04 (aussi : coeff. frottement de Strickler ; perméabilité)

z : distance du fond (m)

z_0 : longueur de rugosité ; $z_0 = 0.01 \text{ mm}$

Références bibliographiques

- Hasselmann, K., T.P. Barnett, E. Bouws, H. Carlson, D.E. Cartwright, K. Enke, J.A. Ewing, H. Gienapp, D.E. Hasselmann, P. Kruseman, A. Meerburg, P. Müller, D.J. Olbers, K. Richter, W. Sell, and H. Walden. 1973. Measurements of wind-wave growth and swell decay during the Joint North Sea Wave Project (JONSWAP). *Ergänzungsheft zur Deutschen Hydrographischen Zeitschrift, Reihe A* (8\xa1).
- Jonsson, I.G. 1966. Wave boundary layers and friction factors. *Proceedings of 10th International Conference on Coastal Engineering*, Tokyo, ASCE, New York: 127-148.
- Le Hir, P. 1996. Aide mémoire de dynamique sédimentaire. Edition IFREMER: 49pp.
- Tucker, M.J. 1991. *Waves in Ocean Engineering: measurement, analysis, interpretation*. Ellis Horwood series in Marine Science: 190pp.